ＩＳＳＮ　　0386—5878
土木研究所資料　第3215号

土　木　研　究　所　資　料

平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成5年10月

建設省土木研究所

Copyright©(1993) 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、本報告書の全部または一部の転載、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3215号1993年10月

平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集

下水道部　下水道研究室　三次処理研究室
　　汚泥研究室　水質研究室
河川部　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
地質化学部　化学研究室

要旨

本報告書集は、平成4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35編286ページに渡り、それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道、下水処理、高度処理、汚泥、水質浄化

序　　文

本報告書は，平成４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，建設技術研究開発経費，科学技術庁予算の科学技術振興調整費，及び環境庁予算の国立機関公害等試験研究費，地球環境研究総合推進費によって実施されている。

平成４年度における新規課題は，①下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究（試験研究費），②りんの超高度除去に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），③下水汚泥の無害化処理に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），④汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究（地球環境研究総合推進費），⑤新しい役割に対応した計画手法に関する調査（下水道事業調査費），⑤新しい役割に対応した計画手法に関する調査（下水道事業調査費），⑥面的汚濁源からの汚濁負荷の流出特性に関する調査（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４年度に終了した課題には，①下水中での硫化水素の生成に関する調査（試験研究費），②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），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下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査（下水道事業調査費），⑤下水道管渠の作用土圧に関する調査（下水道事業調査費），⑥下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究（建設技術研究開発経費）があり，それぞれ貴重な成果を得ている。

また，継続課題の中でも研究や調査が相当進展しているもの，例えば，①新しい下水輸送システムの開発に関する調査（下水道事業調査費），②し尿等受け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）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て研究姿勢を保っていきたいと考えている。

最後に，平成４年度の調査・研究を実施するにあたって種々ご援助頂いた各位に深甚なる感謝の意を表するとともに，この報告書が実務の中で積極的に活用されることを願うものである。

平成５年10月

下水道部長　市　村　訓　男

目　次

頁

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) …… 37
2. 膜分離法による再使用水質の高度化に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 43
3. 下水汚泥の濃縮脱水機構の開発に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 49
4. 水環境の効果的な保全手法に関する研究 …… (水質研究室) …… 55
5. 下水処理水の水質変動に関する研究 …… (水質研究室) …… 61

II　科学技術振興調整費による研究

1. リン除去技術の総合化及び高度化に関する研究
…… (新下水処理研究官・三次処理研究室) …… 67

III　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. りんの超高度除去に関する研究 …… (三次処理研究室) …… 73
2. 下水汚泥の無害化処理に関する研究 …… (汚泥研究室) …… 87

IV　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・三次処理・汚泥研究室) …… 105
2. 汚泥からのメタンガス回収・有効利用
に関する研究 …… (新下水処理研究官・汚泥研究室) …… 111

V　下水道事業調査費による研究

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 …… (下水道研究室) …… 119
2. 新しい下水輸送システム開発に関する調査 …… (下水道研究室) …… 133
3. 下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 141
4. 新しい役割に対応した計画手法に関する調査 …… (下水道研究室) …… 149
5. し尿等受け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) …… 157
6. 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) …… 163
7. 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) …… 177
8. 小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査 …… (三次処理研究室) …… 185
9. 下水汚泥のエネルギー利用に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 195
10. 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) …… 201

頁

11. 発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 211
12. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査 …… (汚泥研究室) …… 221
13. 下水処理水の評価基準に関する調査 …… (水質研究室) …… 233
14. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査 …… (水質研究室) …… 243
15. バイオセンサーの実用化に関する調査 …… (水質研究室) …… 253
16. 面的汚濁源からの汚濁負荷の流出特性に関する調査 …… (水質研究室) …… 261

Ⅵ 下水道事業調査費による他部の研究

1. 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) …… 269
2. 下水道管渠の作用土圧に関する調査 …… (土質研究室) …… 275
3. 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) …… 283
4. 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) …… 289
5. 下水汚泥の施用方法に関する調査 …… (緑化研究室) …… 295
6. 下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査 …… (化学研究室) …… 301

Ⅶ 河川事業調査費による研究

1. 河川における藻増殖機能に関する調査 …… (水質研究室) …… 307

Ⅷ 建設技術研究開発経費による研究

1. 下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究 …… (下水道研究室) …… 313
2. 下水道施設の計測・診断技術の開発 …… (下水道研究室) …… 323

付 録

平成4年度 下水道関係刊行報告書一覧 …… 329
平成5年度 下水道関係調査研究課題表 …… 330

概　要　約　集

下水中での硫化水素の生成に関する研究		本文37ページ	平成4年度
全体計画	試験研究費　　平成元年～4年度	下水道研究室	

(目　的)

近年，硫化水素による下水管きょ，特に圧送管の出口付近及び下水処理場の最初沈澱池，汚泥処理施設の腐食などが問題となってきている。硫化水素がこれらの腐食にも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。これらの腐食には，硫酸塩還元細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極めて重要なことである。

本研究で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)

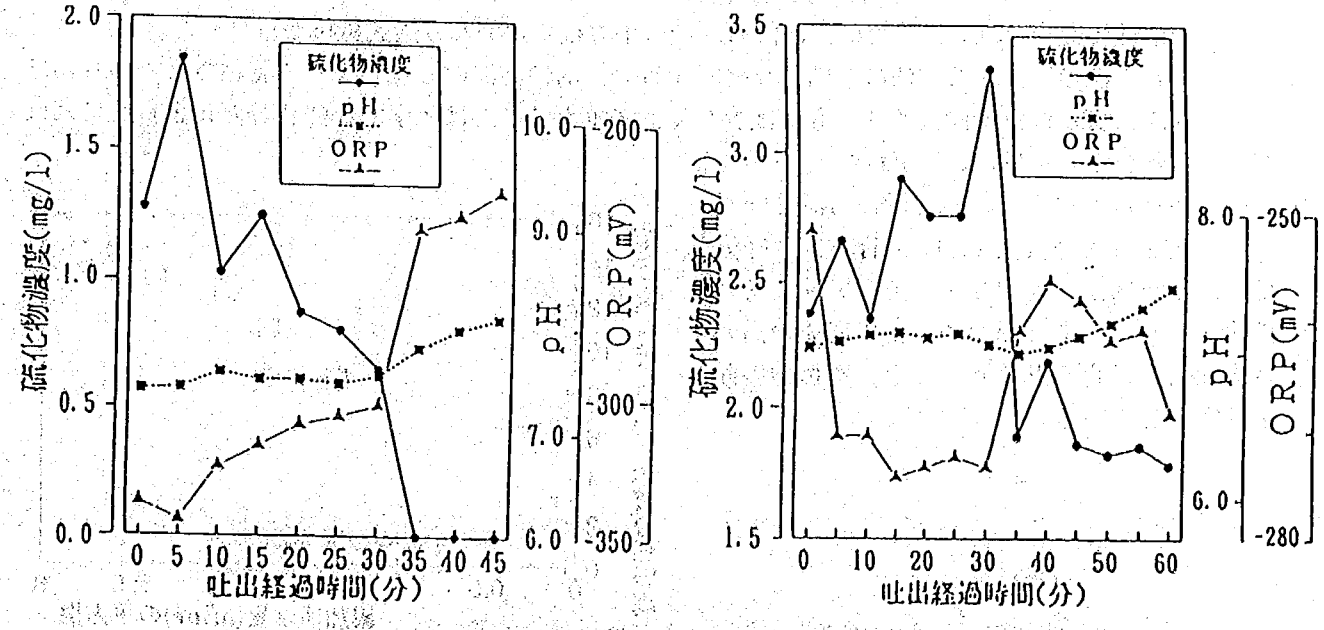
コンクリート腐食が著しい圧送管吐出口マンホールにおいて現地調査を行った結果，次のことが明らかになった。

(1) 硫化物生成速度(S^{2-}mg/l・時)は，水温の影響を強く受け，冬期にポンプ停止期間中での滞留時間差が約1時間，水温差約1.3℃で，水温15℃を境として硫化物生成の有無が生じていた(図－1)。また，水温14.6～26.6℃の範囲で温度係数は1.10となり，EPAで提案されている値より大きくなった。

(2) 今回の調査では，EPA式のようにBOD_5により硫化物生成速度を表すことはできなかった。

(3) 硫化物生成速度を0次反応，ポンプの稼働時と停止時における生成速度が異なると仮定すると，可動時の生成速度は停止時の約6.4倍になった。

(4) この圧送管のポンプ稼働時の管壁からの硫化物フラックスは，20℃の時約4.53μgS^{2-}／時となった。



図－1　吐出下水の性状経時変化（左図：低水温期，右図：高水温期）

研究担当者：田中　修司，笹部　薫，櫻井　真一

キーワード	管きょ，腐食，硫化水素，硫化物生成速度，硫酸塩還元細菌

膜分離法による再利用水質の高度化に関する研究		本文43ページ	平成４年度
全体計画	試験研究費　　平成３～５年度	三次処理研究室	

（目　的）

下水処理水の再利用を促進する上で，最も重要な課題の一つは，再利用水の安全性の向上である。再利用に於ける安全性は主として処理水中に残存する細菌・ウイルス等の除去・不活化によって確保されるが，在来の塩素消毒技術で残存細菌数を相当低減し，かつウイルス等の不活化まで行おうとすると，消毒剤としての塩素の注入量が増加し，残留塩素による障害や塩素化有機化合物の生成等が懸念される。そのため，多量の塩素を注入することなく微生物を確実に除去できる代替技術が必要とされている。

本研究は，これらの消毒・除菌のための代替手法のうち，安全に，かつ，ほぼ完全に水中の微生物を除去することができ，新素材の開発などにより最近技術的な進歩が著しい，膜による分離法の下水処理への適用について，基礎的な検討を行うために実施するものである。

（結　果）

本年度は，膜モジュールに関する文献・資料調査及び，膜の汚れ等による透過性能の低下，及び活性汚泥処理との組合せ適合性に関する検討を行い，以下の知見を得た。

(1) 膜モジュールに関する調査の結果，下水処理用としては，浮遊物による閉塞の危険性が小さい積層平膜，管状膜，中空糸状膜等のモジュール形式が適していることがわかった。なお，管状膜モジュールの一種に，ハニカム状のチューブとして比表面積が大きくとれるようにしたものが開発されている。

(2) 膜の透過抵抗は，分離対象液の濃度（溶解成分濃度）の増加や膜の長期仕様にともなう汚れの蓄積によって増大することを確認した。

(3) 膜の汚れによる透過抵抗の増加は膜分離法では不可避の問題であるが，膜の材質や分離対象物質の特性によって増加の程度が異なる。分画分子量20000のポリアミド膜でSRT20日以上の硝化・脱窒プロセスの活性汚泥を分離した場合は，ほぼ通水量の平方根に比例して透過抵抗が増加した。

(4) 膜の汚れを洗浄除去する方法の予備的な検討を行い，活性汚泥の分離によって蓄積される汚れには水洗や酢酸による洗浄で除去されるものは少なく，アルカリまたは化学的な酸化分離によらなければ除去が困難な成分が多いことがわかった。

(5) 中空糸精密ろ過膜によって活性汚泥を分離する嫌気無酸素好気法を20℃で行った。好気槽の滞留時間が不安定でアンモニア性窒素の硝化が不安定であったため，前年度並の高い窒素除去率は得られなかったが，有機物の除去は安定していた。

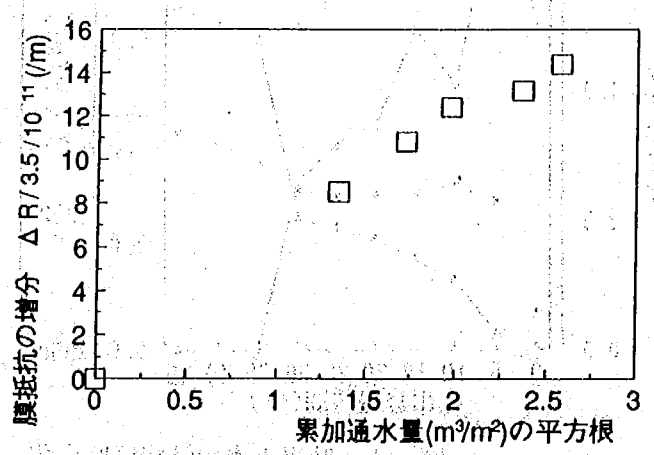


図１　通水量と膜抵抗の増加の関係（ポリアミド膜）

研究担当者：高橋　正宏，小越　眞佐司，奥井　淳

キーワード	下水処理，膜分離，膜抵抗

下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究		本文49ページ	平成４年度
全体計画	試験研究費　　平成４～８年度	汚泥研究室	

（目　的）

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

（結　果）

平成４年度は，下水汚泥の重力濃縮にかかわる要因を抽出するために，供試汚泥の希釈濃縮による基礎的な実験を行った結果，以下のような知見が得られた。

① 供試汚泥の希釈操作による固分界面沈降曲線の変化の状況は，供試汚泥の種類や性状により異なる。

② 汚泥沈降の形態が界面沈降と分散沈降に分かれる初期汚泥濃度が存在し，その濃度は，最初沈澱池汚泥：約5.5g／ℓ-SS，余剰活性汚泥：1.5～2.0g／ℓ-SSであった。

③ 界面沈降領域においては，界面等速沈降速度は供試汚泥の種類や性状に関係なく，希釈倍率と指数関数で表される関係にあった（式(1)及び図－１参照）。

④ 濃縮汚泥濃度には汚泥の沈降現象が大きく影響しており，重力濃縮法では，汚泥構成粒子群が個々に独立して濃縮槽底部に積み重なるように沈降する分散沈降に近い形態を取ることが重要と示された。

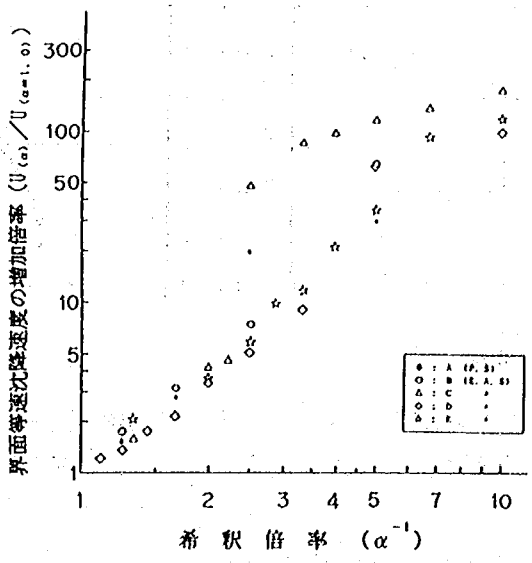
$$U_{(\alpha)} = \alpha^{-K} \cdot U(\alpha = 1.0) \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots \quad (1)$$

ここで，$U_{(\alpha)}$　：希釈率がαのときの界面等速沈降速度

$U_{(\alpha=1.0)}$　：希釈率が$\alpha = 1.0$のときの界面等速沈降速度

α　：希釈率，α＝供試汚泥量[L^3]／(供試汚泥量[L^3]＋希釈水量[L^3])

K　：速度定数（本実験値：$K = 1.96_3$）



図－１　希釈倍率と界面等速沈降速度の増加倍率の関係

研究担当者：渡部　春樹，落　　修一，松原　　誠

キーワード	下水汚泥，汚泥処理，濃縮，重力濃縮

水環境の効果的な保全手法に関する研究		本文55ページ	平成４年度
全体計画	試験研究費　　平成３～６年度	水質研究室	

（目　的）

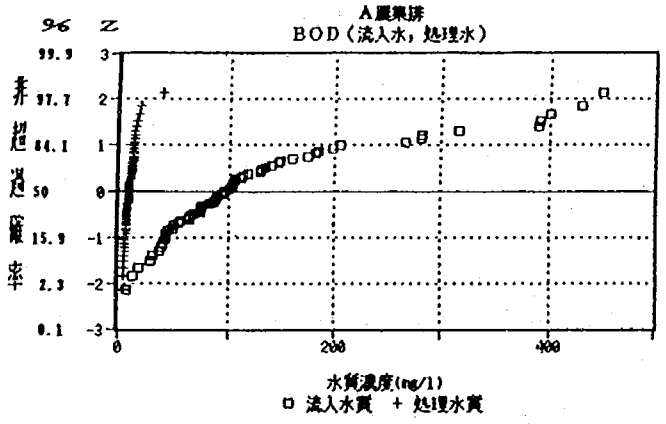
水質保全施設には，その中心をなす下水道の他に農業集落排水処理施設（以下農集排と記す），地域し尿処理施設（以下コミプラと記す）等がある。水質保全施設の処理水質は時間的に変動を示すが変動特性を含めた水質保全施設の効果及び信頼性についての評価は現在のところ行われていない。このため，水質保全施設の配置が効果的に行われず，ひいては河川等の水質保全が効果的に達成されない可能性がある。このような問題を解決するため，水質保全施設の効果及び信頼性を明確に評価する手法を開発し，河川等の水質保全効果の向上に資することを目的とする。

（結　果）

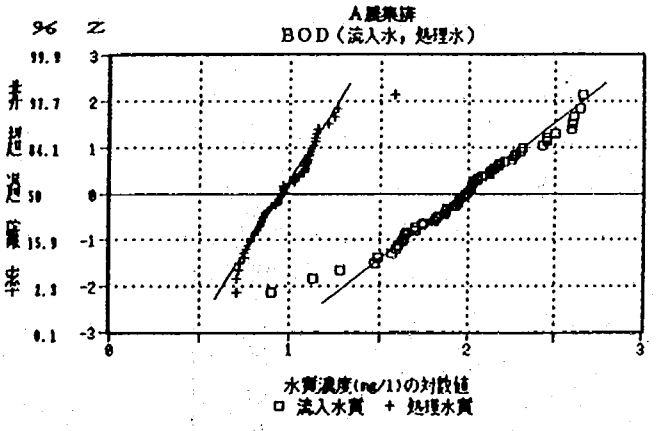
平成３，４年度で，農集排４箇所，コミプラ１箇所について，２時間間隔の流入水，処理水の通日調査を行った。調査回数は少ない箇所で２回，多い箇所で５回であり，箇所毎に複数回のデータをまとめて解析を行った。各水質項目ごとのデータを正規確率紙及び対数正規確率紙にプロッティングしプロットがほぼ直線に乗るかどうかで，水質データが正規分布に従うか対数正規分布に従うかを判定した。図－１，２に例としてＡ農集排の結果を示す。流入・処理水質のBOD，COD，SS，大腸菌群数等の多くは対数正規分布に従うことが確認された。水質変動が対数正規分布に従うことがわかれば，観測値の対数変換値の平均と標準偏差を用いて，水質濃度の各％値を計算することができるなど，水質特性を的確に表現することができる。

調査を行った各水質保全施設の汚濁除去効果としては，下水道と同等なものとなっており，三次処理まで行っているEコミプラの処理水質は非常に良好なものになっている。ただし，これらは汚泥処理を有しておらず，その分だけ水処理にかかる負荷は小さいものになっている。

下水道以外の水質保全施設については水質データが少ないため，今後も調査を実施する必要がある。



図－１　BOD流入・処理水質の正規確率紙へのプロッティング（A農集排）



図－２　BOD流入・処理水質の対数正規確率紙へのプロッティング（A農集排）

研究担当者：中村　栄一，高島　英二郎

キーワード	水質保全施設，信頼性評価，水質変動

下水処理水の水質変動に関する研究		本文61ページ	平成4年度
全体計画	試験研究費　　平成3～6年度	水質研究室	

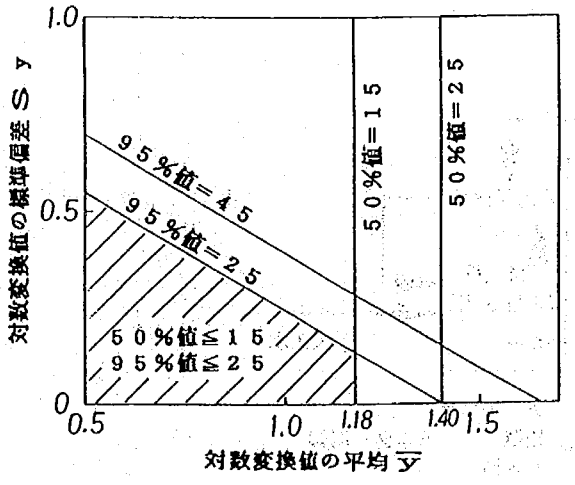
(目　的)

下水処理施設から放流される処理水の評価は，通常平均的な水質で表現されることが多いが，実際には処理水質は変動を示し，処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水の処理機能を総合的に評価するためには，平均的な処理水質とともにその変動パターンについても考慮し，その特性を把握することが必要であり，さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析することが必要である。

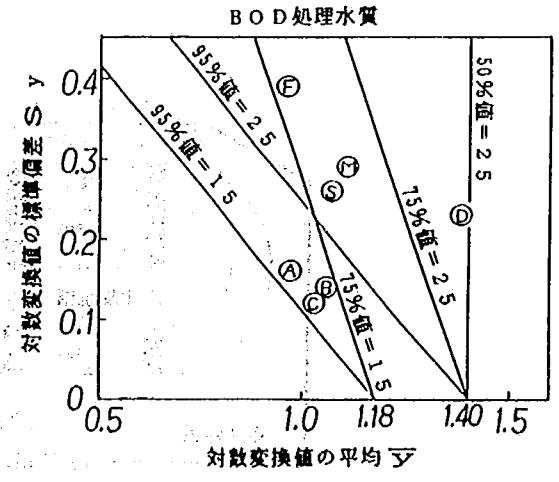
(結　果)

3箇所の下水処理場の流入水質，処理水質のデータを解析した。箇所ごとの水質項目ごとのデータを正規確率紙及び対数正規確率紙にプロッティングし，正規分布と対数正規分布のどちらに従うかを調べた。この結果，BOD，COD，SS，大腸菌群数のほとんどのケースが対数正規分布に従うことが確認された。観測値xが対数正規分布をとる場合，xの対数変換値yが正規分布をとるわけであるから，yの平均を$\bar{y}$，標準偏差をSyとすると，標準正規分布表から読み取れるZ値を用いれば，yの50%値は$\bar{y}$（Z＝0），95%値は$\bar{y}$＋1.64Sy（Z＝1.64）などとなる。したがって，xの50%体は$10^{\bar{y}}$，xの95%値は$10^{(\bar{y}+1.64Sy)}$などと計算することができる。

また，横軸を$\bar{y}$，縦軸をSyとする座標系をとると，BOD等の処理水質についても$\bar{y}$はSyも小さいほど処理施設の効果と信頼性が高いため，複数の処理施設の比較を，この座標系へのプロッティングによって見ることができる。さらに，$\bar{y}$とSyの座標系であるから，たとえば50%値＝15，95%値＝25などの線を書き入れることができる（図－1参照），図－2は，複数の処理施設のBOD処理水質の$\bar{y}$とSyをプロッティングしたものである。今後は数多くの処理施設の水質データを解析する必要がある。



図－1　対数変換値の平均と標準偏差による座標系



図－2　複数処理施設のBOD処理水質の$\bar{y}$とSyのプロット

研究担当者：中村　栄一，高島　英二郎

キーワード	処理水質，変動，対数正規分布

りん除去技術の総合化及び高度化に関する研究		本文67ページ	平成４年度
全体計画	化学技術振興調整費　　平成４年度	三次処理研究室	

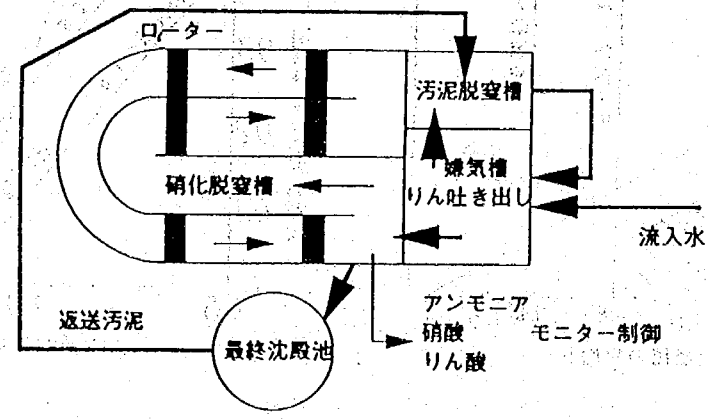
（目　的）

下水中に含まれるリンは，海域や湖沼の富栄養化の原因となり，重大な水質汚濁や利水障害を引き起こす。バルト海，東京湾等の水域の浄化には流域の全ての処理場でリンを高度に除去する必要があるが，経済性や副次的汚染の問題があり，現状では一部の処理場で導入されているのみである。本研究はドイツ連邦科学技術庁との共同研究によって両国で開発，運転されている既存のいくつかのリン除去技術の長所を集め，それを総合化することによって，どの処理場でも採用可能で，高度なリン除去技術を確立するものである。

（結　果）

ドイツにおけるりん除去法の開発の現況をカールスルーエ核研究所，ドレスデン大学，ハノーバー大学の共同で調査した。ハノーバー大学で開発されアイザープロセス（図参照），カイザープロセスの特徴は返送汚泥の脱窒を行い，嫌気槽への硝酸塩の持ち込みを防止することにあるが，ドイツにおける汚泥返送率が100％以上とわが国に比べ大きいため，高濃度の硝酸が返送汚泥中に残留する。このために上記の操作を必要とする。ドイツにおけるモニターシステムは，おもに最終沈殿池流出水のオルトりん，アンモニア，硝酸イオンを測定するものであるが，前処理のUF膜を含め高度の蓄積を持つ洗練されたものであり，安定したりん・窒素除去を達成していた。

晶析法は汚泥の返流水中からのりん除去の為のプロセスとして有望であるが，反応機構が不明確であること，薬品添加量の予測が困難であることなど解明すべき点が多くあり，今後も日独共同でパイロットプラント実験などを通じて，問題点の解明を行うことが必要である。



図－１　アイザープロセスのフロー

研究担当者：佐藤　和明，高橋　正宏

キーワード	高度処理，りん，モニタリング，晶析脱りん，生物学的りん除去，硝化脱窒

りんの超高度除去に関する研究		本文73ページ	平成４年度
全体計画	一国立機関公害防止等試験研究費　平成４～６年度	三次処理研究室	

（目　的）

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

（結　果）

４年度は，単独のりん除去方法として吸着法及びマイクロフロック法を用い，りんの低濃度域における除去能力に関する基礎的検討を行った。また，自動りん分析装置の，低濃度りん分析への応用のための問題点の抽出を行った。

○吸着法を用いたりん除去

低濃度りん除去に吸着法を用いる場合，吸着剤の平衡吸着量，吸着速度の把握，吸着剤の再生，りんの回収方法の検討が必要である。４年度は活性アルミナ，酸化ジルコニウムを吸着剤として用いて，pHがりんの低濃度域における吸着等温線に与える影響をもとめた（図参照）。

○マイクロフロックを用いたりん除去

低濃度りん除去に凝集法を用いる場合，凝集剤により生成する粒子の性状を把握した上で，生成粒子の分離方法に関する検討を行う必要がある。４年度は塩化アルミニウム，塩化鉄（Ⅲ）を凝集剤として用いて，pHが生成粒子に与える影響をもとめた。純粋系での実験の結果，粒径分布は５μm以下の粒子が主で，しかも数が少なかった。固液分離には，小粒径の粒子を砂ろ過又は精密ろ過膜を用いて分離する方法が適当であると考えられる。

○自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関する検討

りん除去プロセスの制御に自動分析計を用いるためには，低濃度域における分析計の信頼性の確保および浮遊物への対策が必要である。低濃度域における分析計の信頼性の確保のためには，安定した発色条件の維持，および検水の濃縮系の開発または低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられる。

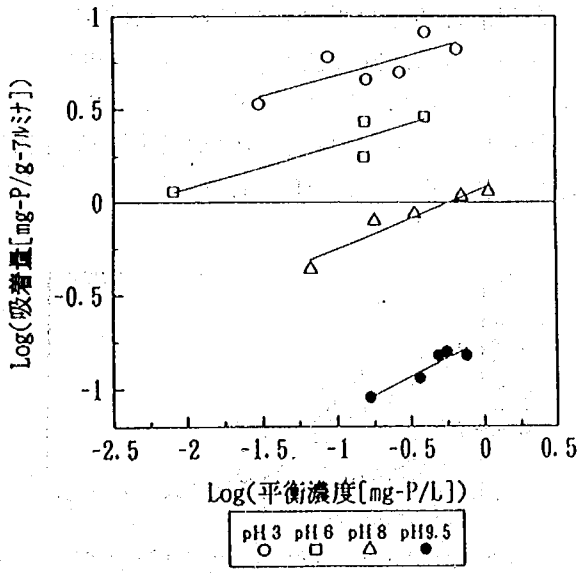


図　吸着等温線（アルミナ）

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦，奥井　　淳

キーワード	下水処理水，りん除去，吸着，マイクロフロック，凝集，制御

下水汚泥の無害化処理に関する研究		本文87ページ	平成４年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成４～７年度	汚泥研究室	

（目　的）

有機物や窒素，りんの含有量が多い下水汚泥の再利用の研究は，重要な研究の１つである。平成２年度に発生した141万t（DS）の下水汚泥のうち有効利用は，緑農地が約13%であり建設資材が約３%であるが，欧米に比べて緑農地利用率が低い状況である。

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

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

（結　果）

平成４年度に行った調査結果は次のとおりである。

① 日本では，下水汚泥をコンポスト化してから緑農地利用する傾向がある。

② わが国では，肥料中のAs，Cd，Hgの含有量はそれぞれ50ppm，5ppm，2ppm以下に規制されている。しかし，Zn，Cu等他の重金属濃度も可能な限り引き下げることが重要になってくる。

③ 流入下水量は朝と夕方に高くなっており，重金属濃度も同様に高くなっている。従って，下水中の重金属濃度の変化は，人々の日常生活の活動に依存している傾向がみられる。

④ 粒径の大きなSSと関係のある元素は，主に沈殿池で除去され，粒径の小さなSSと関係のある元素は，最終沈殿池で除去される傾向がある。

⑤ 余剰活性汚泥の重金属濃度は，SSと各元素の除去率から計算した濃度とほぼ一致しており，Mn等一部の元素は，計算値の２～４倍の濃度であった。これらの傾向から活性汚泥による重金属の生物濃縮はそれほど高くはないものと考えられる。

⑥ 硝酸による汚泥中重金属の抽出実験結果から，ZnはpH３以下で抽出できるが，CuはpH２以下に下げなければならない（Fig. 1, 2）。

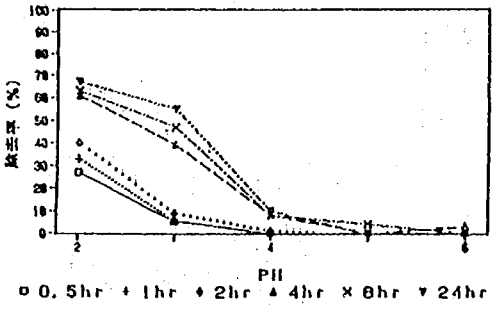


Fig. 1　Znの除去率とpH及び抽出時間の関係

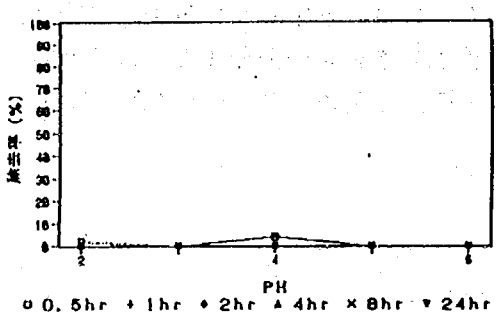


Fig. 2　Cuの除去率とpH及び抽出時間の関係

研究担当者：渡部　春樹，岡澤　邦明，落　　修一

キーワード	汚泥，重金属，形態，抽出

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105ページ	平成４年度
全体計画	一地球環境研究総合水深費　　平成２～６年度	新下水処理研究官 三次処理研究室　汚泥研究室

(目　的)

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仮定で発生するが，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。下水は多くの有機分を含んでおり，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，汚泥消化層はもちろんのこと，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，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CH_4及びN_2Oの下水処理プロセスからの放出について以下の点が明らかになった。

① 同じ処理場での冬期と夏期の晴天時の通日調査結果からCH_4の放出量は水温の影響を受け，夏期で冬期の３倍程度になった。

② 測定時期等の違いはあるが，調査の結果，流入下水１m³当たりのCH_4放出量は300-900mgであった。これは流入下水中の炭素濃度の0.2-0.5％に相当する。全国の下水処理場における1990年度の下水処理水量は約100億m³であり，これまでの調査結果の範囲でCH_4の放出量は3000-9000t／年と推定された。

③ エアレーションプロセスで硝化の進行に伴うN_2Oの生成・放出が確認された。結果を表１に示す。

④ 高分子凝集剤で脱水した汚泥を焼却した場合，炉に投入される窒素のN_2Oへの変換率は約６％～14％であったが，石灰系の脱水汚泥の場合の変換率はこれよりも低くなった。

⑤ 流動床炉において炉内酸素濃度とN_2O濃度の関係を検討した結果，炉内酸素濃度４％（湿ベース）までの範囲でN_2Oへの変換率へ酸素濃度の減少と共に直線的に減少した。

表１　流入下水１m³当たりのN_2O放出量

施設／処理場	N_2O放出量　mg･N_2O/m³流入下水						
	水処理プロセス				汚泥処理プロセス		
	沈砂池	最初沈殿池	ｴｱﾚｰｼｮﾝﾀﾝｸ	最終沈殿池	濃縮ﾀﾝｸ	脱水機室	焼却炉
K処理場92. 11	---	0. 0	17. 9	0. 0	0. 6	---	120*
Y処理場92. 8	---	0. 0	1. 3	0. 1	0. 0	---	

*昨年度の調査結果（流入下水量当たりの汚泥発生量から逆算したもの）

研究担当者：佐藤　和明，鈴木　　穣，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

汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究		本文111ページ	平成４年度
全体計画	地球環境研究総合推進費　　平成４～６年度	新下水処理研究官 汚泥研究室	

（目　的）

汚水あるいは下水の処理にともなって発生する汚泥は，有機物を多く含むため，下水処理の分野では旧来より汚泥の減量・安定化を目的として，汚泥の嫌気性消化処理が行われてきた。嫌気性消化処理より発生するメタンガスは，これまでも加温用熱源として使われてきているが，温室効果ガスの拡散の抑止ならびに新たな汚泥エネルギーの利用の観点から，メタンガスのエネルギー源としての有効利用は一層の促進が望まれている。一方，汚泥にはリン・窒素に代表される肥効成分が比較的多量に含まれており，汚泥の質の管理次第では良好な肥料となるものである。汚泥資源のリサイクルは，地球上の肥料資源の枯渇という観点からも推進されるものである。本研究は，このように汚泥エネルギーあるいは肥料資源として捉え直し，地球環境問題の観点により適合した汚泥の処理・有効利用について，そのシステムを検討，評価するために実施するものである。

（結　果）

平成４年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

１．下水汚泥のメタンガス回収量に関する調査

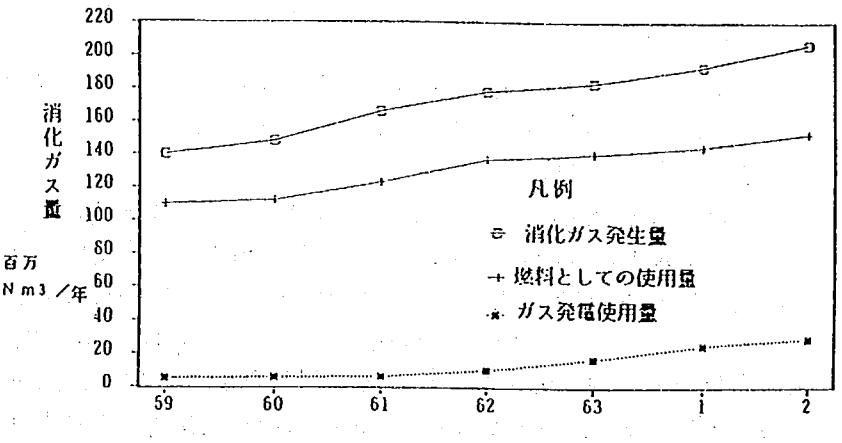
下水道統計による消化ガス発生量ならびに使用量の調査結果は次のとおりである。

(1)　下水処理場からの消化ガス発生量は，平成２年度で207万Nm³であり，毎年増加している。

(2)　消化ガスの利用率は全発生量の７割強の割合であり，消化タンクの加温用並びに汚泥焼却の補助燃料として使用されている。

(3)　平成２年度では，発生ガス量の約14％が消化ガス発電に利用されており，その電力量は，下水処理施設の消費電力量の約１％に相当する56百万kwhである。

(4)　平成12年度の消化ガス発生量は，約300百万Nm³となることが予想され，このうち約80百万Nm³がガス発電に使用されることを仮定すると，150百万kwhの電力量が回収されることになる。



図－１　消化ガス発生量及び使用量の経年変化

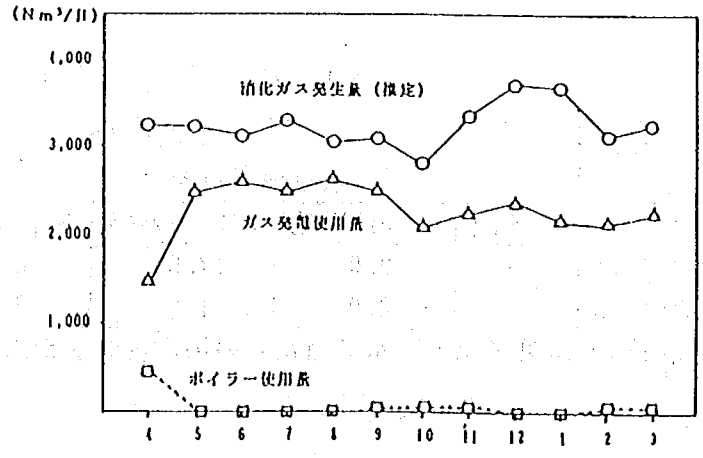
２．消化ガス発電システムによるメタンガス利用に関する調査

消化ガス発電システムを有する下水処理場の現場調査結果は次のとおりである。

(1)　消化ガス発電により年間平均28％の処理場使用電力量が賄われている。

(2)　ガス発電システムが十分機能するかどうかの検討は，ガス発生量とシステムの容量とのバランスと排熱回収量と加温必要量の関係が重要である。

(3)　消化ガスが全量有効利用された場合，消化ガス発電の電力回収率は，40％に達することがわかった。



図－２　消化ガス発生量と使用量の経月変化

研究担当者：佐藤　和明，水落　元之

キーワード	メタンガス，下水汚泥，エネルギー回収，有効利用，コンポスト，温暖化ガス

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119ページ	平成４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）

本調査は，雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流水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。

（結　果）

① 雨水貯留施設の併用利用方法に関する指針（案）を作成した。指針（案）では，施設の運転操作をｉ）期間を分ける方法，ii）降雨予測に基づく方法に分類した。また施設の運用において，ｉ）降雨の事前予測と事前選択，ii）貯留・放流の選択の２つの判断が必要であるとされた。

② 合流式下水道雨天時流出負荷量自動採水計測システムによる観測を行い，以下の結果を得た。ｉ）日雨量100mm以下の観測雨量とＡ市観測雨量はよく一致した。ii）５分間雨量１mm以下のなだらかな降雨時の観測流量と計算流量はよく一致した。iii）雨天時の観測結果より濁度が100度前後から200度付近に上昇した。また，電気伝導度は300～600μS／cmから０～100μS／cmまで減少した。iv）晴天時下水の濁度とSSは良好な相関を示した。ｖ）雨天時下水の電気伝導度とDCODは相関を示したが，晴天時下水ではDBOD，DCODとも相関は得られなかった。

③ Ａ雨水滞水池の流入流出水の調査結果より，流入SS濃度が100mg／lを下回る場合には滞水池への流入を停止したほうが汚濁負荷削減の観測から効率的であると考えられた。この仮設の検証をＢ雨水滞水池の調査結果より実施したが，所定の条件を得られず，検証には至らなかった。

④ Ｂ雨水滞水池流入水と滞水池の手前に設置された沈砂池流入水の濃度差を測定したが，流入量との間に明確な関係は見いだせなかった。

⑤ ＢおよびＣ雨水滞水系流入水の濁度を積分球式濁度計で測定し，同時にSSの分析を行った。両者の相関係数として昭和63年度0.90，元年度0.86，２および３年度0.94，４年度0.66を得た。これより，濁度計により滞水池流入水SS濃度の推定が可能である。

⑥ ろ過速度1,000m／日による超急速ろ過実験により，平均流入濃度SS92mg／l，BOD30mg／lに対し，平均除去率SS75%，BOD40%を得た。また粒径44μm以上の成分は殆ど除去された。

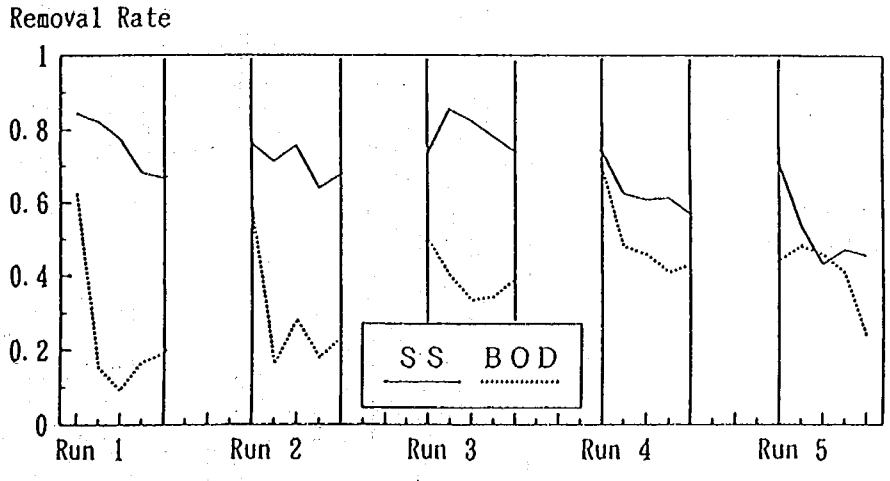


図１　超急速ろ過実験の除去率

研究担当者：田中　修司，榊原　　隆，櫻井　真一

キーワード	浸水対策，合流式下水道越流水，降雨予測，自動計測，雨水滞水池，SS，濁度

新しい下水輸送システムの開発に関する調査		本文133ページ	平成4年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成3～6年度	下水道研究室	

（目　的）

本調査は圧力式下水道システム（以下，圧力式），真空式下水道システム（以下，真空式），下水の圧送方式等の新しい下水輸送システムの統一的な調査研究を実施するものである。

（結　果）

平成4年度は，対象家屋数（20戸～760戸20戸きざみ。以下，家屋数）と全管渠延長（1000M～13000M，200Mきざみ。以下，管延長）をパラメータにとって圧力式，真空式と自然流下方式（以下，自然流下）の費用比較を実施した。この際，特に従来に比べ変更した項目は以下の通りである。

① 全管渠延長を全家屋数で除した平均管渠長と，全家屋数を全真空弁ユニット数で除したユニット当たり接続戸数の関係を実績より求め，これにより真空弁ユニット数を求めた。

② 経費率（(本工事費－直接工事費）／直接工事費）を70%とした。

③ 年価を算出する際に用いる割引率を3.7%とした。

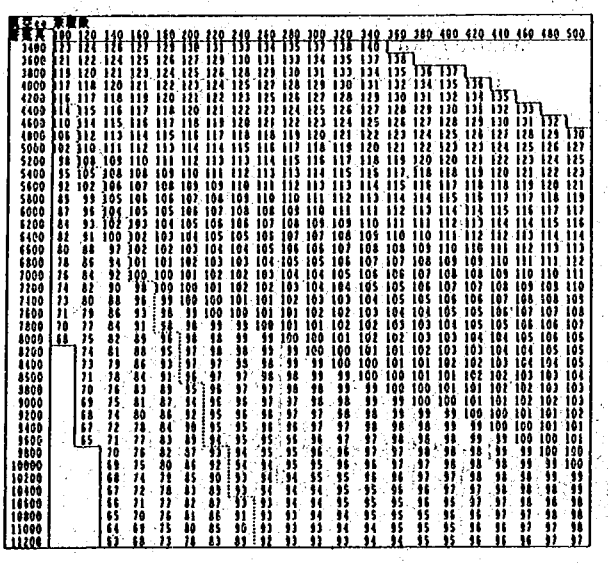
この結果，以下の事項が明らかとなった。

① それぞれの方式の年価を計算して比較した結果，管渠長が長く家屋数の少ない区域で圧力式の方が自然流下より経済的となったが，その区域はごくわずかであった。また，自然流下と真空式の比較ではすべての区域において自然流下の方が経済的であった。

② ①で求めた圧力式，真空式の年価を固定とし，各ケースで自然流下の下水管渠のm当たり単位がどの程度になると圧力式，真空式の年価と同程度の年価となるかを試算した（真空式の結果の一部を表に示す）。

③ 自然流下式の年価を固定とし，圧力式のGPまたは真空式の真空弁ユニットの価格が前回調査の設計値よりどの程度下がれば自然流下式と同程度の経済性となるかについて試算した。その結果，圧力式のＧＰまたは真空式の真空弁ユニットが前回調査の価格の半分程度になればある程度の区域において圧力式または真空式が経済的となる可能性のあることがわかった。

表　真空式の年価とほぼ同等の年価となるための自然流下の管渠単価（結果の一部）（単位：千円／m）



研究担当者：田中　修司，塩路　勝久，榊原　　隆

キーワード	小規模下水道，圧力式下水道システム，真空式下水道システム，費用比較

下水処理施設の補修・更新方法に関する調査		本文141ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	下水道研究室	

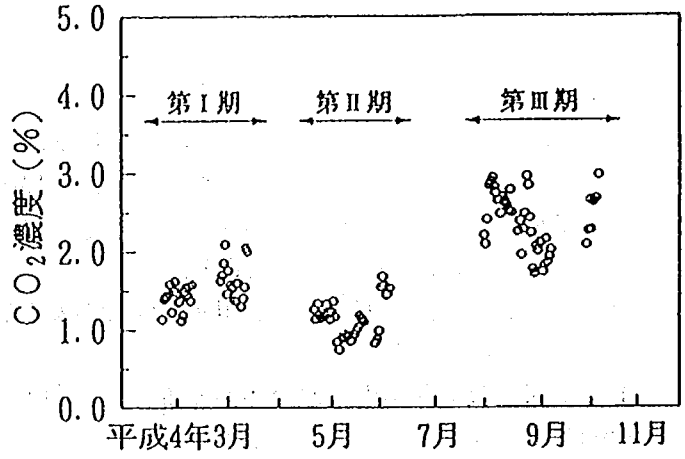
（目　的）

下水道の普及と既存施設の経年劣化に伴い，劣化あるいは腐食等によって補修・更新を必要とする施設が増加しており，これに適切に対応するために，劣化状態の適切な診断方法及び補修・更新方法の整備と開発が望まれている。本調査は，下水道施設の劣化腐食等の原因解明を行い，既存施設の耐用年数の増加を図るとともに，劣化状態の診断方法と補修更新方法の整備と開発を行うことを目的とする。

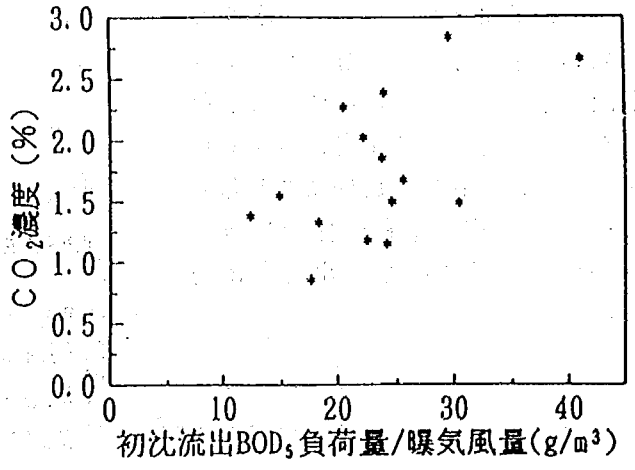
（結　果）

コンクリートの中性化の原因となった二酸化炭素濃度の連続計測を生物反応槽で行った結果，上部を覆蓋した生物反応槽では気相中の二酸化炭素濃度が高くなり，９カ月の連続計測では，体積濃度で0.7～3.0%（夏場の平均濃度：2.4%，冬場の平均濃度：1.5%）と日常の大気中での二酸化炭素濃度（0.03%）と比較して高い値を示した（図－１）。また，この二酸化炭素濃度は生物反応槽に流入する有機物負荷に比例し，曝気風量に反比例する傾向が見られた（図－２）。

硫化水素による腐食が生じている下水道施設において各種のコンクリート劣化調査を行った結果，環境中の硫化水素濃度に応じて劣化が進行していることが把握できた。また，エアレーションタンクにおいても中性化が相当進行しており，高濃度の二酸化炭素による影響が示唆された。



図－１　CO_2濃度の掲示変化



図－２　CO_2濃度とBOD_5負荷量／曝気風量の関係

研究担当者: 田中 修司，笹部　　薫，櫻井　真一

キーワード	処理施設，硫化水素，腐食，二酸化炭素，中性化

新しい役割に対応した計画手法に関する調査		本文149ページ	平成4年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成4～7年度	下水道研究室	

(目　的)

本調査は下水道資源の多目的利用や必要性を評価するとともに問題点の整理を行い，その望ましい方向性を明らかにすることを目途として実施するものである。平成4年度は下水道資源の多目的利用のうち下水処理場の上部空間利用を取り上げて調査を実施した。また合わせて適切な全県域下水道化構想を実施するための検討手法について調査を実施した。以下では処理場上部空間利用効果調査の概要を述べる。

(方法と結果)

調査は以下の方法により実施された。

① 現状調査
② 下水道協会特別会員へのアンケート調査（以下，会員調査）
③ 処理場周辺住民へのアンケート調査（以下，住民調査）
④ 不動産業者等へのヒアリング調査

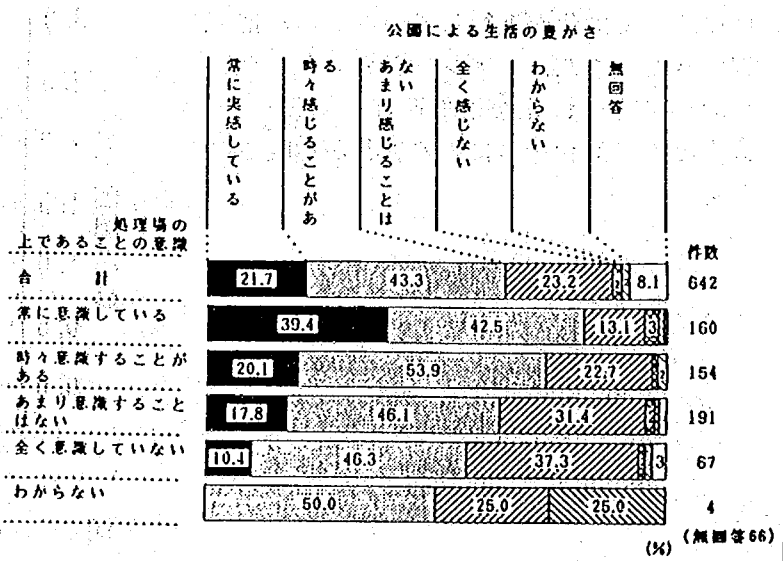
調査の結果の概要は以下の通りである。

① 何らかの形で上部空間の公的利用が必要であると答えた人は会員調査で98%，住民調査で86%であり，その必要性は高かった。

② 上部空間の公的利用が下水道事業のイメージ向上に寄与しているとした人は会員調査，住民調査とも約90%であり，上部利用の効果が認められた。

③ 住民調査によれば，公園が処理場の上であることを意識している人の方が，上部利用による生活の豊かさを意識している傾向が見られた（図参照）。また，公園による生活の豊かさを常日頃感じている人の方が処理場立地に寛容であった。

④ 収益事業に関する会員調査によれば，その効果として「土地，空間の有効利用」に加え，「副収入による財政安定化」に対する期待が大きかったが，一方，民間業者に対するヒアリングによれば，民間業者としては合築をめぐる権利関係の複雑さ等のため，積極的な進出意向は弱かった。



研究担当者：田中　修司，笹部　　薫，塩路　勝久

キーワード	処理場の上部利用，意識調査，効果評価，下水道整備計画

し尿等受け入れ負荷の下水処理への影響に関する調査		本文157ページ	平成４年度
全体計画	一下水道事業調査費　　平成元年～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が，これらの市町村では，同時にし尿処理場も管理しなくてはならず，財政上の要請から，し尿を下水処理場で処理することに対する要望が強い。しかし，し尿の投入は，下水処理に少なからず影響を与えると考えられる。

本調査は，処理方式ごとのし尿等の受け入れ限界負荷を明らかにするとともに，処理方式の軽微な変更による負荷量の増加方法や，COD，窒素などの特に問題となる汚濁物への対策などについて検討するものである。

(結　果)

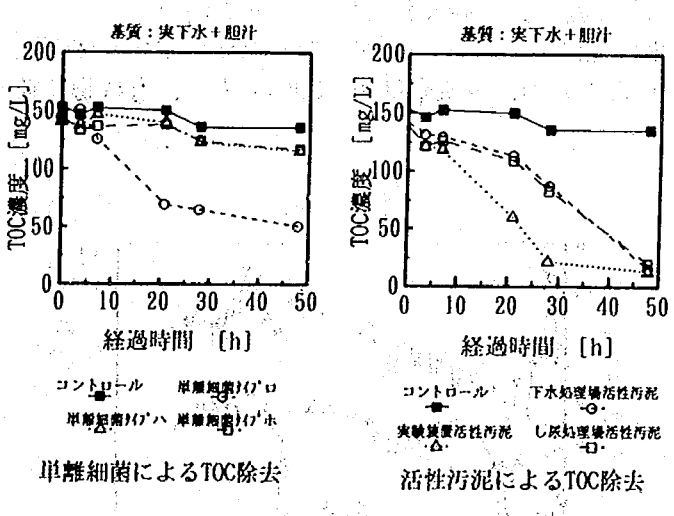
(1)　単離細菌および活性汚泥によりし尿等の処理実験

胆汁の分解に関して，ある種の単離細菌および活性汚泥は効果的であった（図－１）。しかし，し尿の処理に関しては，これらの微生物によっても，し尿中の有機物の完全分解は困難であり，難分解性の有機物が高い濃度で存在した。

(2)　循環式硝化脱窒法によるし尿添加下水の処理実験

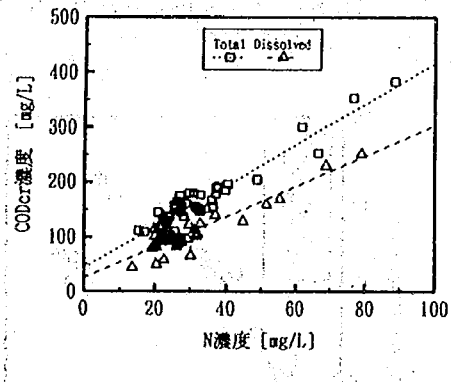
①　流入水の水質組成：添加し尿の濃度が変動することにより，流入水質は大きく変動した。しかし，流入水中の有機物，窒素，りん濃度の相対的関係はほぼ一定であった（図－２）。

②　処　理：し尿の添加率が１％までは安定した有機物除去が行われたが，1.5%を越えると処理が不安定となった。しかし，し尿濃度はかなり変動する可能性があるので，１％の添加でも処理の管理には十分注意する必要がある。



単離細菌によるTOC除去　　活性汚泥によるTOC除去

図－１　実下水・胆汁基質中のTOC除去



図－２　流入水の窒素濃度とCODcr濃度の関係

研究担当者：高橋　正宏，鈴木　　穣

キーワード	し尿受け入れ，難分解性有機物，単離細菌，循環式硝化脱窒法

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163ページ	平成４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，固定化の循環条件について検討を行うとともに，リアクターの開発検討を行うものである。

（結　果）

(1)　固定化微生物の基質除去速度・微生物量に対する基質組成の影響

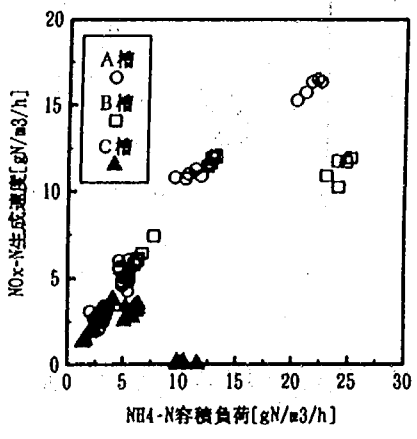
結合固定化担体を用いて組成の異なる基質の処理を行い，安定的硝化のための基質条件の検討を行った。基質の有機物が低濃度の場合（B槽）には，良好な硝化を示したのに対して，基質の有機物濃度が高い（C槽）には，硝化速度は低下した（図－１）。この原因として，有機物負荷が高い場合には固定化微生物の槽内での滞留時間が短くなることが考えられた。

(2)　嫌気－無酸素－好気法のパイロットプラント実験

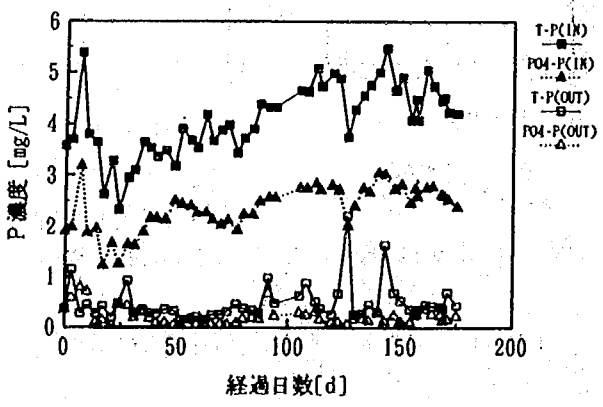
嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントの好気槽に結合固定化担体を添加し，りん・窒素の同時除去を行った。全期間を通じて処理水のPO4-P濃度は0.5mg／L以下であり，りんの除去は良好であった（図－２）。これは，沈殿槽における汚泥の滞留時間が3.5～６時間と長く，返送汚泥中のNO_x-N濃度が低かったことが原因と考えられた。一方，窒素の除去に関しては，冬期にDO濃度を下げた場合に好気槽の硝化速度が低下し，その後の回復が小さかった。消化の安定化のためには，特に低水温期において，硝化細菌に好ましい環境を整えることが必要であると考えられた。

(3)　担体添加による硝化と汚泥床による脱窒のパイロットプラント実験

総合固定化担体を添加した好気槽における硝化とそれに引き続く汚泥床での脱窒について，パイロットプラント実験を行った好気槽は十分なBOD除去能力を有していたが，低水温期に硝化速度が低下した。汚泥床については，SSの除去がすぐれていたものの，脱窒率は40～80％であり，有機物負荷が不足しているものと考えられる。



図－１　NH_4-N容積負荷に対するNO_x-N



図－２　P処理の経日変化

研究担当者：高橋　正宏，鈴木　　穣

キーワード	固定化微生物，硝化，生物学的窒素除去，生物学的りん除去

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177ページ	平成４年度
全体計画	一下水道事業調査費　　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ける問題点の一つは，固液分離である。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，生物反応槽におけるMLSS濃度を容易に濃くすることができない場合があるなど前段の処理プロセスに影響を与えている。そのため本調査は，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が高い濃度で流入してくる場合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の開発を目的としている。

（結　果）

平成４年度は，模型による沈殿池内の流れに関する実験を別の下水処理実験プラントより採取した活性汚泥を用いて行った。模型は調査対象とした実物の沈殿池のほぼ１／10スケールで，透明なアクリルでできている。流量，流入部整流板，および汚泥かき寄せ機の影響を調査する目的で，10ケースの実験条件における汚泥の堆積の模様，上澄水と濁った水との界面，およびインクにより着色された水の動きをビデオで撮影して画像解析することにより調べた。なお，流量等の調節はフルードの相似則ノ従った。本実験により得られた知見は以下の通りである。

① 池内部の流れは，活性汚泥混合液と上澄水との比重差に起因する密度流が支配的であり，流入水は直ちに下方に向かう流れとなり，池底を通過した後流出する（図１，図２）。

② 流入した水の池内部を通過する経路に関して，流量，整流板の構造はあまり影響しない。

③ 汚泥かき寄せ機は，明らかに池内部を攪拌していた。

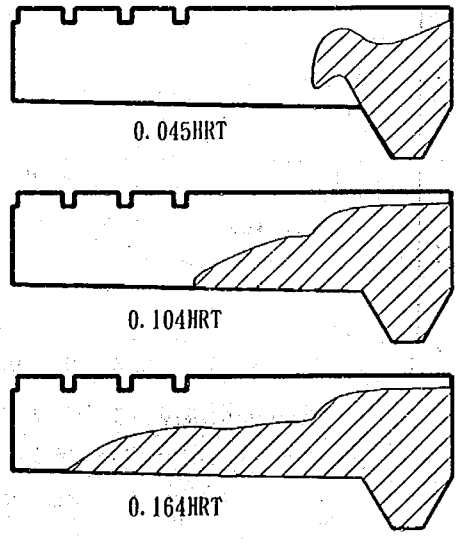


図１　上澄水と濁った水との界面の一例

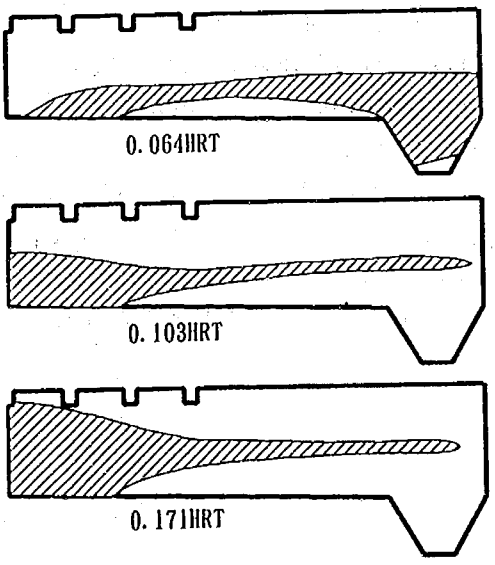


図２　インク着色水の動きの一例

研究担当者：高橋　正宏，小越眞佐司，石井　宏幸

キーワード	沈殿池，流れ，界面，フルード模型，密度流

小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査		本文185ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	三次処理研究室	

（目　的）

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

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

（結　果）

小規模下水道の処理施設は，維持管理の簡素化を主目的とした処理技術が採用されることが多く，その地域の持つ特性に応じた高度処理技術の確率が求められている。４年度は，安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査及びオキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査を行った。

(1)　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

コンクリート廃材に簡易な処理を施すことにより，平衡吸着量を大きくすることが可能である。加熱処理をしたコンクリート廃材は，未処理の場合の約90倍の平衡吸着量となった。また，熱処理を施した貝殻の平衡吸着量は，熱処理を施したコンクリート廃材の約10倍となった（図参照）。

(2)　オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

オキシデーションディッチの汚泥貯め込み運転において，高MLSS条件時に対応した十分な酸素供給を行った運転では汚泥の急激な引抜によるMLSSの変動に対してBOD除去率や，硝化能力に関して影響はでなかった。ただし，汚泥引抜時にはSSのキャリーオーバーや脱窒能力の低下が生じていた。窒素除去率の低下に関しては間欠曝気等による脱窒能力の確保によって，ある程度回避できると考えられる。

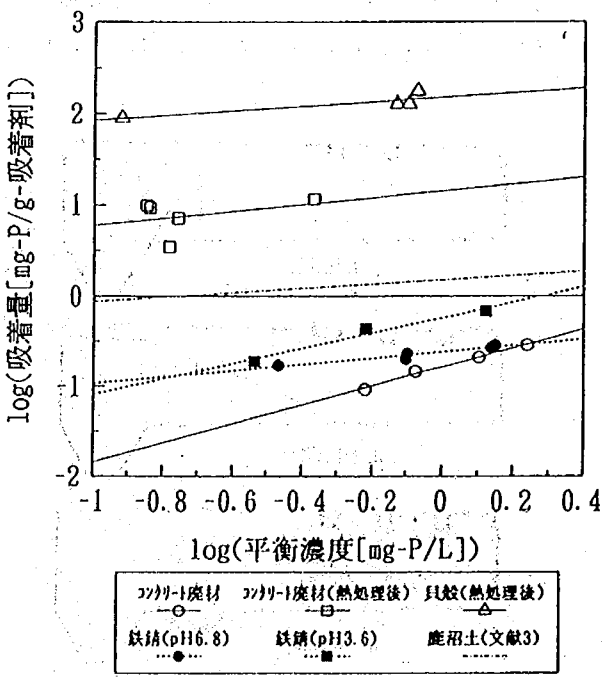


図　吸着等温線

研究担当者：高橋　正宏，南山　瑞彦，奥井　　淳

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

下水汚泥のエネルギー利用に関する調査		本文195ページ	平成４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。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）

本年度は昨年に引き続き汚泥の嫌気性消化－乾燥プロセスについて検討した結果，以下の点が明らかになった。

① 乾燥プロセスの熱収支の改善を図るためにスクラバーによる温水回収及び回収温水による消化タンクの加温及びスクラバー通過後の乾燥排ガスの生物脱臭といったシステムを仮定し計算を行ったところ，補助燃料を不用とするための条件は，消化ガス発生率が0.45の場合は投入汚泥濃度が３%以上であり，0.55の場合は２%以上であった。結果を図１に示す。

② 汚泥乾燥へのゴミ焼却排熱の利用の実例について調査した結果，効率的な設計を行えば非常に有効な手段であることが判明した。今回調査した運転実績から人間一人当たりの放出するゴミの熱量で一人当たりの放出する消化汚泥を十分に乾燥可能であると試算された。

③ 下水汚泥の肥料化プロセスである嫌気性消化－乾燥プロセスとコンポスト化プロセスの経済性を比較した結果，建設費については40～60%，維持管理費については15～30%，処理原価については30～40%それぞれ消化－乾燥プロセスの方が割安となった。特にコンポスト化プロセスではいずれの費用についてもスケールメリットの出にくい結果となった。

④ 汚泥肥料の製造エネルギーと化成肥料の製造エネルギーを比較した結果，N当たりで消化乾燥汚泥で約２倍，コンポスト化汚泥で約３～４倍となり，P当たりでは消化乾燥汚泥で約20倍，コンポスト化汚泥では約20～30倍程度となった。しかし，ゴミ焼却等の外部熱源が利用できる場合にはH当たりの必要熱量は化成肥料と同等になり，下水汚泥を窒素肥料として使用することによる窒素肥料製造エネルギーの削減効果が期待できる結果となった。

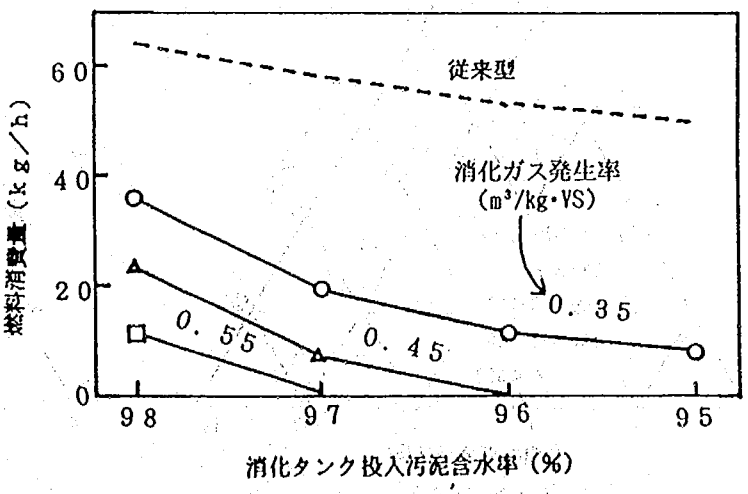


図１　消化タンク投入汚泥含水率と燃料消費量の関係

研究担当者：渡部　春樹，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

焼却及び溶融スラグの有効利用技術に関する調査		本文201ページ	平成4年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成2～5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，各種用途に適用した焼却・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4年度に行った調査及び結果は次のとおりである。

① 溶融スラグの強度特性に関する調査

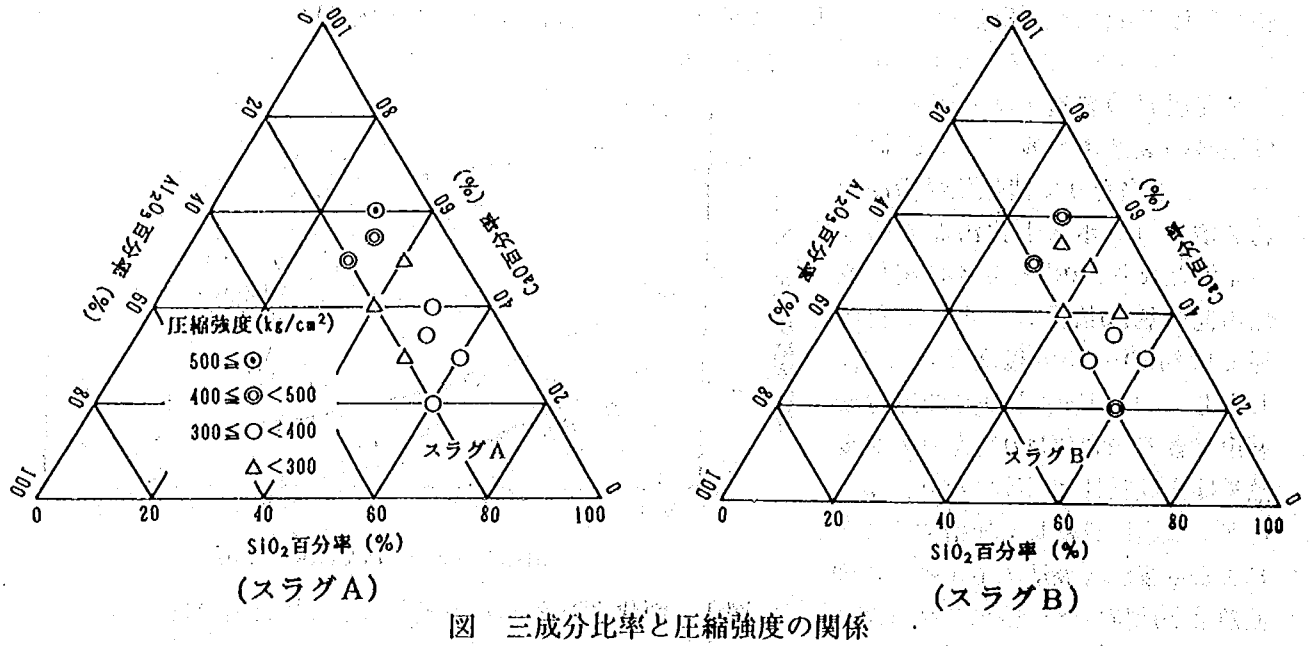
急冷スラグをコンクリート骨材として利用した場合の圧縮強度は，SiO_2-Al_2O_3-CaOの三成分比率と関係があり，SiO_2が30%，CaOが50～60%の時に強度発現が顕著であった。また，SiO_2が60%，CaOが20%の場合にも強度発現が認められた（図参照）。

② 着色化スラグの結晶化に関する調査

Na，Ti，Co，Nbを核形成剤として用いた場合のスラグの真比重，吸水率，アルカリによる安定性は，それぞれJISの細骨材，コンクリート標準仕方書の粗骨材の基準値を満足しており，スラグの抵抗性及び利用時の強度はNa，Coを添加したもので良好な結果を示した。

③ 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

焼成温度で温度保持を行った場合，この間の体積収縮が焼成品の収縮率に大きく影響することがわかった。よって，最適焼成条件を決定するには，温度保持期間中での収縮挙動を把握する必要がある。



(スラグA)　　(スラグB)

図　三成分比率と圧縮強度の関係

研究担当者：渡部　春樹，白石　　隆，松原　　誠

キーワード	汚泥，焼却，溶融，有効利用

発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査		本文211ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	汚泥研究室	

（目　的）

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

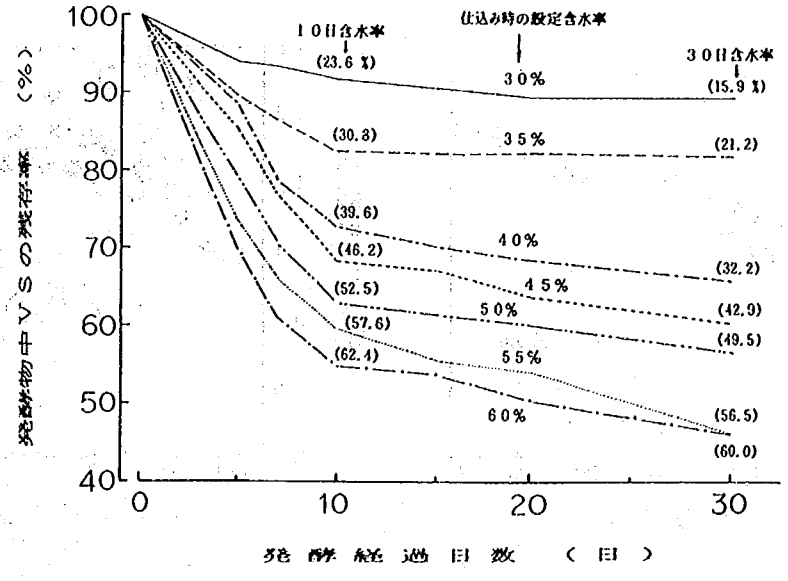
（結　果）

平成４年度は，最初沈殿池汚泥の嫌気性消化特性，コンポスト化における仕込み時含水率の影響，高品質コンポストの製造等に関する実験を行い以下の結果を得た。

① 最初沈殿池汚泥を対象とした消化温度が35～60℃の範囲における消化日数30日の嫌気性消化では，消化率は消化温度が50℃よりも高くなると向上する傾向がみられたが，メタンガスの発生率は消化温度の違いによる大きな影響は受けずほぼ同等の成績を示した。

② 高分子凝集剤調質により脱水した余剰活性汚泥のコンポスト化においては，発酵に対して仕込み時の含水率が大きく影響し，仕込み時の含水率が高いほど発酵は円滑に進ものであった（図－１）。しかし，仕込み時の含水率が50%より高くなると切返し操作に伴う発酵物の塊状化が起こり，それを防止するための何等かの物理的改質が必要と認められた。

③ 高分子凝集剤調質により脱水した余剰活性汚泥のコンポスト化と，同じ調質・脱水による余剰活性汚泥と嫌気性消化した最初沈殿池汚泥との混合物のコンポスト化を行った結果，前者は後者に比べて肥効成分や重金属類の含有量からみて優れた製品が得られたが，発酵過程では60℃以上の高温発酵が後者の２倍の期間（10日間）持続し，発酵物温度が外気温度近くに安定するまでの発酵日数も後者の２倍の日数（20日間）を要した。また，前者では切返し操作による発酵物の塊状化が認められたが，後者では認められなかった。



図－１　仕込み時含水率のコンポスト化への影響
（発酵日数の経過にともなう発酵物中VSの変化）

研究担当者：渡部　春樹，岡沢　邦明，落　　修一

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

下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査		本文221ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	汚泥研究室	

（目　的）

下水汚泥の処理処分ならびに資源化・有効利用を効率的に行うための１方策として，汚泥の集約処理が注目されている。本調査では汚泥を最も効率的かつ衛生的に輸送できる方法として管路輸送に着目し，効率的に管路輸送を行うための管径や流速の選定方法，送泥量及び返流水量の減少をねらった高濃度送泥の可能性等について検討することを目的としている。また，同時に，新しい汚泥集約処理システムとして高濃度汚泥の嫌気性消化をとりあげ，実用化に向けての問題点の抽出も行う。

（結　果）

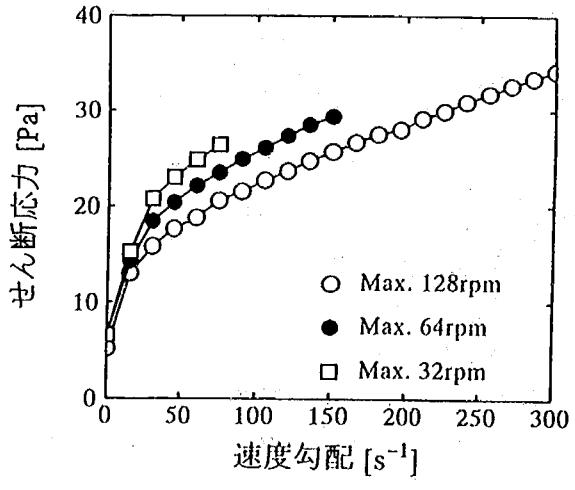
(1) 平成２年度におけるわが国の汚泥集約処理の実態について整理した。液状汚泥の輸送方法は送泥量依存しており，車両輸送と管路輸送の境界送泥量は約20,000m³／yrであった。

(2) 汚泥の比重及び粘度の測定方法について検討した。粘度測定時のチクソトロピーによる流動化はローター回転数によって規定された。流動曲線の形状はローターの最大回転数に依存することがわかった（図－１）。

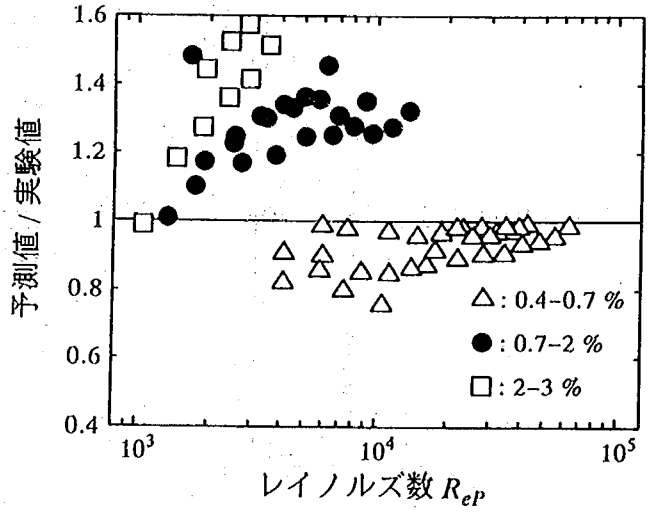
(3) 汚泥の管路輸送特性について検討した。層流域では，非ニュートン流体のレイノルズ数を用いて，もしくは管壁の速度勾配に対応する見かけ粘度を用いたレイノルズ数により，水の場合と同様に圧力損失を予測することができた。しかし乱流域では，水と同一の摩擦抵抗則に従うのはニュートン流体として扱える希薄な汚泥のみであり（図－２），濃厚な汚泥ほど圧力損失の予測値が大きくなる傾向があった。

(4) 浚渫底泥輸送と下水汚泥輸送との比較を行った。底泥は無機分を多く含むため，下水汚泥より高濃度であるにもかかわらず粘性は小さかった。

(5) 高濃度汚泥嫌気性消化の問題点として汚泥中のアンモニア濃度の増加が挙げられた。連続実験では有機物分解速度は遅くなるが，消化日数を長くすることにより分解が円滑に進むことが推測された。



図－１　流動曲線に及ぼすローター回転数の影響



図－２　乱流域の圧力損失水の摩擦抵抗則による予測値との比較

研究担当者：渡部　春樹，白石　　隆，松原　　誠

キーワード	下水汚泥，集約処理，管路輸送，非ニュートン流体，レイノルズ数，嫌気性消化

下水処理水の評価基準に関する調査		本文233ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	水質研究室	

（目　的）

生活の中で使われてきている化学物質の種類は，増加の一途を辿ってきた。地球上で存在する化学物質数は１千万，そのうち10万が地球規模で大量に使用されていると言われている。これの化学物質は，日常生活で使われているものも多いため，下水として排出され，最終的に下水理場からの放流水として，公共用水域に出される可能性がある。本研究は従来下水道の処理の対象としていた物質（BOD，COD，SS，窒素，りん等）以外に下水や下水処理水に含まれる様々な物質の評価方法を化学的，生物的レベルから検討し，下水道の果たしている役割を多面に評価することを目的とする。

（結　果）

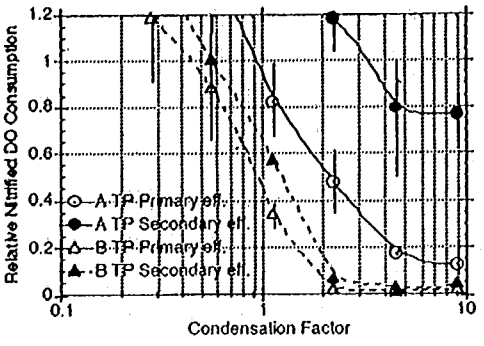
今年度の調査内容をまとめると次のようになる。

(1) 新規に循環基準化される微量化学物質の測定に当たっての下水道での水質分析を中心とした問題点をアンケートするとともに，パージアンドトラップ／GC-MS法で試料中の揮発性有機化学物質（VOC）が比較的高濃度（数十ppb）になると，検出感度に対する線形性が弱くなると言う問題点があることが分かった。

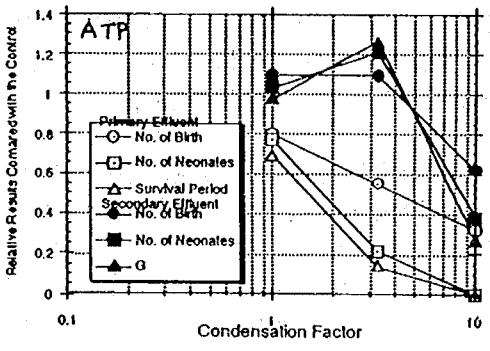
(2) 下水処理場でのVOCの実態調査を行ったが，家庭系下水，観光系下水，工場系下水を受ける下水処理場では，いずれも低いレベルながら流入下水，塩素処理前の処理水からも，検出限界を越える物質が検出される。

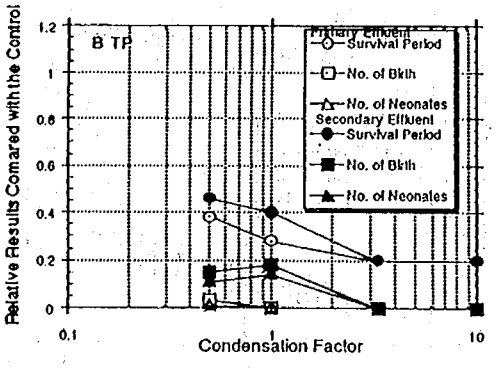
(3) 硝化菌とミジンコを用いた毒性試験方法を試作的に開発し，実際の下水の１次及び２次処理水を用いて毒性の評価を行った結果，１次処理水よりも２次処理水の方が毒性が低下していた。また，主として家庭下水を受けているＡ下水処理場よりも主として工場排水を受けているＢ下水処理場の方が毒性が大きく評価された。試験方法についてはいずれも更に改良を加える必要がある。

(4) 遺伝毒性評価のために標準物質を用いた枯草菌を用いたRec Assayの基礎検討を行った結果揮発性物質等の試験方法に改良が必要であることが分かった。



図－１　消化菌を用いた下水の一次，二次処理水のバイオアッセイの結果
横軸は試料の濃縮率を，縦軸は相対的な硝化速度を表している。





図－２　ミジンコを用いた下水の一次，二次処理水のバイオアッセイの結果
横軸は試料の濃縮率を，縦軸は相対的な生存日数，産仔数，産仔回数を表す

研究担当者：中村　栄一，田中　宏明，高島英二郎，豊田　忠宏

キーワード	微量化学物質，バイオアッセイ，硝化菌，ミジンコ，枯草菌

下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査		本文243ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～７年度	水質研究室	

（目　的）

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以下に押さ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，特に本調査はこれら微量化学物質のうち，生分解性が低く，毒性も高い物質が多くみられる有機塩素化合物を対象に活性汚泥処理プロセスでの挙動及び処理プロセス，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。

（結　果）

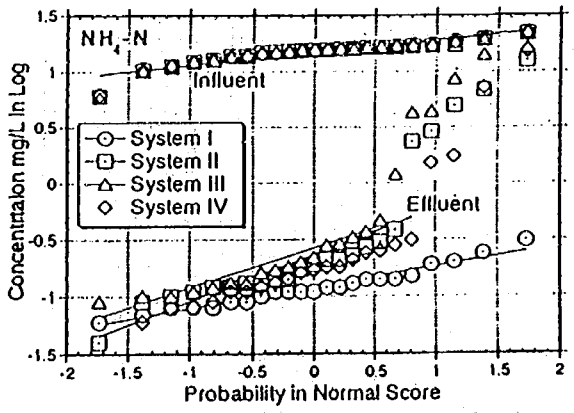
(1) 2,4-ジクロロフェノール（DCP）を対象として硝化促進型活性汚泥法の処理への影響を検討した。実用水を用いたベンチスケールでの実験の結果，2,4-DCPが流入水中で20mg／L程度までは，2,4-DCPが処理水中に残留することはほとんど無く，活性汚泥の有機物除去にも大きな影響を与えないが，処理水中で検討限界以下の2,4-DCP濃度でも硝化への影響がみられることが分かった。

(2) クーロメーターを用いた活性汚泥由来のバクテリアを種汚泥としたバッチ実験の結果，2,4-DCPに馴致していない活性汚泥が2,4-DCPを水中から除去するにはタイムラグが必要であることが分かった。

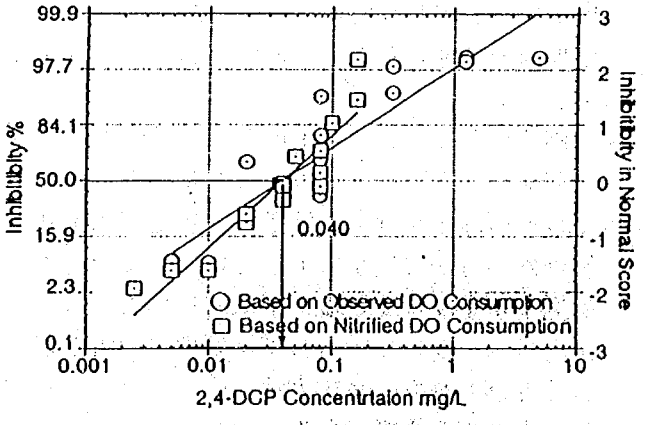
(3) クーロメーターを用いて行った硝化菌を種汚泥とするバッチ実験の結果，2,4-DCPが硝化の促進を阻害する濃度は，EC50で40ppb程度と極めて低濃度でも硝化菌に対して阻害を与えることが明らかになった。

(4) 実下水を用いた活性汚泥法への2,4-DCPの添加により，処理水中にアンモニア性窒素が増加する原因は，流入水中に含まれるアンモニア性窒素の他，有機物の代謝により排出されるアンモニア性窒素が硝化されず残留することも原因であることがクーロメーターによるバッチ実験から明らかになった。

(5) 処理水中の2,4-DCPの濃度の低下が活性汚泥への吸着によるのか，分解によるのか，また活性汚泥の増殖への2,4-DCPの影響の有無についてはさらに検討が必要である。



図－１　実下水を用いた活性汚泥法への2,4-DCPの処理への影響；System Ⅰ，Ⅱ，Ⅲ，Ⅳはそれぞれ2,4-DCPを０mg／L（コントロール），５mg／L，10mg／l，20mg／Lを流入水に添加した。



図－２　2,4-DCPの硝化に及ぼす影響
クーロメーターを用いて硝化速度への阻害性を調べた。

研究担当者：中村　栄一，田中　宏明，小森　行也

キーワード	有機塩素化合物，2,4-ジクロロフェノール，活性汚泥法，硝化菌，阻害

バイオセンサーの実用化に関する調査		本文253ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～６年度	水　質　研　究　室	

（目　的）

下水道施設の維持管理には，処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの物理的・化学的な水質センサーが用いられているが，下水処理の本質に迫る水質項目が必ずしもこれらのセンサーを用いて計測されるわけではない。

下水処理場ではBODについて放流水の水質の測定が義務付けられており，下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要性が高い。しかし，公定法によるBODの測定は測定に５日間を要し，その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難である。しかし，BODの短時間での測定の要望は高い。本調査は，このような背景からBODを迅速に測定できる，生体材料を用いたバイオセンサーをモニター化し，下水処理水の水質測定技術を向上し，実用化するための調査を行うことによって，下水道の維持管理に資するために実施するものである。

（結　果）

今年度はモニター型BODセンサー試作機を現地設置し，長期間運転することができた。

(1)　下水処理場に設置したBODセンサーは，図－１に示すようにセンサー部，制御部，採水部から構成されている。センサー部はガルバニ型酸素電極と下水処理場放流水から分離した細菌をPVA－ホウ酸法固定化した生物膜からなる微生物電極とペリスタルポンプで試料または緩衝液を移送する試料移送ポンプ及びフローセル内を30℃に維持するためのヒーターから構成されている。切り替えバルブによりBOD標準液，緩衝液，試料がセンサー部に移送されるようになっている。また，緩衝液は使用量を節約するために，循環できるようになっている。

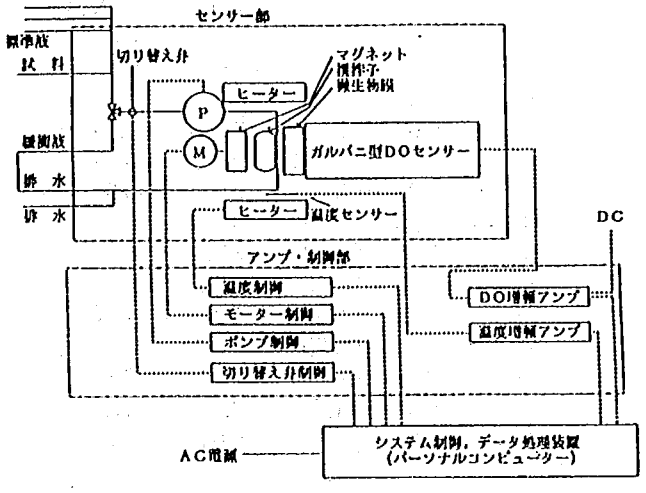
また，制御部は屋外仕様としたパーソナルコンピューター，プリンター，センサー部の出力をアナログ量として記録もできるレコーダーからなる出力機器から構成されており，３台のセンサー部を同時に制御できるようになっている。

採水部は，下水処理場の最終沈澱池越流水をポンプにより検水槽に投入するようになっており，検水槽内の溶存酸素（DO）量を制御できるように簡単なエアレーション装置が付いており，試料採取とエアレーションをタイマーを用いて制御している。

(2)　モニター運転の結果，この間発生した様々な維持管理上の問題があったが，これらについての貴重な情報を得ることができた。試作したモニターのハード面での問題は次の５点であった。①浮遊物質による妨害②移送チューブ内の微生物増殖による妨害③検水槽の給排水の異常④センサー部ポンプのモーターの故障⑤フローセル室内への空気の混入。

この他，BODセンサーの測定原理上に関連して得られた知見と問題点は次の３点である。①低濃度のBOD試料を長期間モニタリングする条件下でも微生物反応素子の活性は１カ月は維持できたこと②検水中のDO濃度の変動による測定値への影響がかなりあること③BOD標準液の劣化が短時間で起こり，検量線作成に問題があることが分かった。

従って，モニターとして連続的な測定形態を行うためには，当面のソフト面での対応とハードウェアーの改良と言った長期的な改良を組み合わせながら改良を行い，調査を行う必要がある。



図－１　モニター型BODバイオセンサーの概要

研究担当者：中村栄一，田中宏明，豊田忠宏

キーワード	BOD，バイオセンサー，モニター，下水処理場，処理水

面的汚濁源からの汚濁負荷流出特性に関する調査		本文261ページ	平成4年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成4～7年度	水質研究室	

(目　的)

下水道施設が処理の対象とする汚水は，生活系の排水や有機性の工場排水であり，森林や田畑など面源からの汚濁負荷については用水や肥料の適正管理が主体であり，直接の対象となっていない。

水理学的滞留時間の長い湖沼や内湾，あるいは希釈効果の少ない渇水期の河川においては，下水や工場排水を高度に処理しえたとしても，面源からの負荷量によっては十分な水質レベルが維持できないことも考えられる。本調査はこのような観点から，従来，定量的な把握が不十分だった面的汚濁源についての流出負荷量を定量的に評価することを目的にしている。

(結　果)

平成4年度に実施した調査及び結果は次の通りである。

森林面積率が90%以上占める北茨城県の山地を調査流域とし，約30河川を対象に晴天時での流量測定と水質分析の結果から，TOC，窒素化合物，リン等についてその流出負荷量を測定した。調査結果から得られた知見は次の通りである。

① 面的汚濁源のうち，水田，畑などの人為的な農耕活動が無視できるような森林地帯を流れる山地河川の平均水質は表2に示すように，TOCは3.6mg／l，$(NH_4+NO_x)-N$は0.42mg／l及びT-Pは0.023mg／lで，上流地帯の河川水といえども既に富栄養化レベルに達していた。

② 流量Qは調査対象地域の面積に応じて増加し，比流量でも5～53L／km²／sの幅を持ち，平均では約13L／km²／sである。

③ これらの水質と流量のデータから，各物質の比流出負荷量（L/A）を算定すると比流量（Q/A）との間には $(L/A)=a(Q/A)^{exp(b)}$ なる指数式が成立する。

④ 各物質及びその流出負荷量は多くの環境要因によって変動するが，特に，水量は物質を溶解，移動させる最も重要な要素であるので，水質あるいは流出負荷量を予測する場合には，流量を説明変数として扱う必要がある。このため，土地利用ごとの比流出負荷量を一定値として確定することはできない。表4のように，定数aとbを土地利用別に確定すべきである。

表2　自然河川の平均水質（mg／l）

水質項目	推定値		最小値	最大値
pH			5.3	8.5
DO	8.4	±0.2	7.6	9.5
TOC	3.6	±0.7	0.6	6.6
T-P	0.023	±0.004	0.009	0.059
orth-P	0.013	±0.004	0.00	0.03
NH_4-N	0.07	±0.04	0.01	0.65
NO_x-N	0.35	±0.08	0.14	1.30
Na	5.26	±0.52	3.36	9.26
K	1.36	±0.15	0.52	2.34
Ca	4.31	±0.80	1.33	11.7
Mg	1.56	±0.25	0.62	3.23
Cl	3.20	±0.43	2.32	7.82
SO_4	6.6	±1.2	2.5	17.9
Fe	0.25	±0.12	0.04	1.67

表4　比流出負荷量と比流量との関係
$(L/A=a(Q/A)^{exp b})$

水質項目	a	b	R^2
伝導度	70.53	1.053	0.930
TOC	2.100	1.106	0.912
T-P	0.024	1.186	0.779
orth-P	0.003	1.792	0.738
NH_4-N	0.039	1.394	0.757
NO_x-N	0.393	1.057	0.858
Na	4.786	1.089	0.959
K	1.182	1.239	0.873
Ca	1.904	1.388	0.827
Mg	0.736	1.425	0.872
Cl	3.646	1.038	0.947
SO_4	8.770	1.026	0.765
Fe	0.204	1.291	0.663

研究担当者：中村　栄一，長谷川　清

キーワード	河川水質，面源，流出負荷量，土地利用

下水道管路周辺地盤の補強技術に関する調査		本文269ページ	平成4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)

近年，下水道管の目地切れやひびわれなどの破損により，不明水の増大や管内への土砂の流入などを引き起こし，それに伴い周辺地盤に緩みや空洞が発生している事例が多く見られる。この小口径管の接合部周辺に生じた空洞の補修にはパッカー工法が一般に用いられているが，使用される材料には各種のものがあり，それらの適用範囲が明確になっていない。また，空洞の位置や規模などを正確に探査する方法も確立されていないのが実状である。

以上の現状に鑑み，本調査では非破壊的手法により下水道管周辺の空洞を探査する方法について検討を行うとともに，各種補修材料を用いて管路周辺の空洞充填を行い，効果的な周辺地盤補強方法を検討し，下水道管路の合理的な維持・修繕方法に寄与するものである。

(結　果)

4年度の調査内容及び結果は，以下の通りである。

① 電磁波レーダによる空洞探査

内径500mmのヒューム管の対象に電磁波レーダによる空洞探査試験を行い，乾燥地盤では空洞を探査できる可能性があるが，湿潤地盤では困難であることを確認した。

② 各種補修材料の特性試験

パッカー工法に用いられるセメントーセメント系，セメントーシリカ系，ウレタン系，ポリエチレングリコール系，セメントーゴムアスファルト乳剤系の5種類の補修材料について，乾湿繰り返し試験，止水性試験，衝撃強さ試験，圧縮せん断試験を実施した。その結果，セメントーセメント系，セメントーゴムアスファルト乳剤系は耐久性，止水性，接着性ともに優れていることがわかった。また，セメントーシリカ系は衝撃力に脆く，ウレタン系及びポリエチレングリコール系は全般的に評価が低い材料であった。

③ パッカー施工の現場実験

新開発のセメントーゴムアスファルト乳剤系の現場への適用性及びパッカー工法の施工管理手法を検討するために，右図に示すフローで現場実験を行った。その結果，セメントーゴムアスファルト乳剤系は施工性，止水性の面から十分に実現場で適用可能であることがわかった。また，確実な補修効果を得るためには適正な圧力ー流量管理がK要であることを確認した。

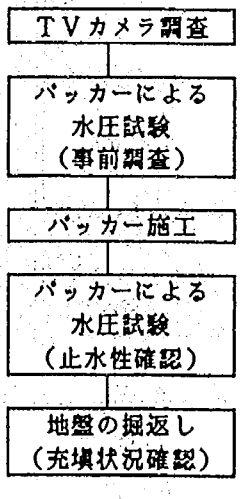


図　実験フロー

研究担当者：苗村　正三，市村　靖光，守　　芳徳

キーワード	下水管，補修，空洞探査，パッカー工法

下水道管渠の作用土圧に関する調査		本文275ページ	平成４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）

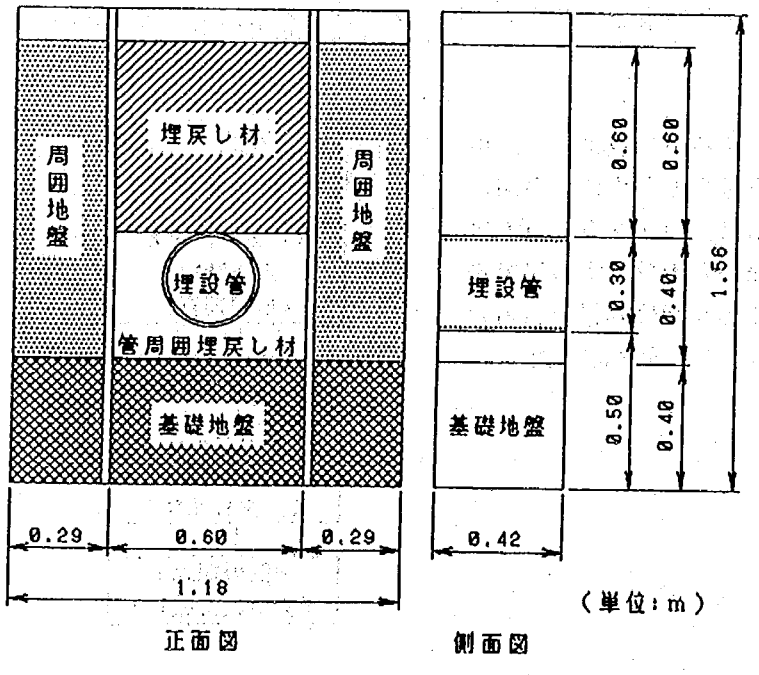
下水管渠に作用する土圧は，管種，地盤条件，埋設形態，施工条件及び埋設時からの経過時間によってその大きさが異なってくるためこれらの要因が作用土圧に及ぼす影響を正しく分析して，各要因の影響を考慮した設計法を確立することが重要である。特に管渠を埋戻した後の矢板引き時には作用土圧が大きく変動するが，そのメカニズムは十分解明されていない。そこで本年度は，最近下水道管渠に使用されるケースが増えているたわみ性管について矢板引き抜き時の作用土圧と管の挙動を明らかにするため，地盤条件・管周囲埋戻し材を変化させた中型模型実験および二次元弾塑性有限要素法による検討を行った。

（結　果）

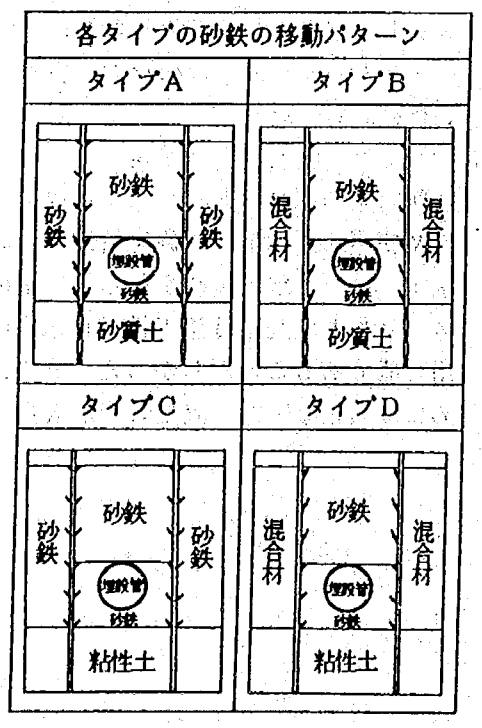
① 矢板引抜き時において，基礎地盤中に矢板引抜き跡が残り空洞化するか，周囲地盤が自立するかという２つの観点から実験ケース４タイプに分類し土圧および変形を比較したところ，矢板引抜きに伴う管側部水平土圧の減少度合い，管の変形についてタイプ毎に特徴がみられた。特に基礎地盤が砂質土の場合は，基礎地盤の中に矢板引抜き跡がそのまま残り空洞化するため，その部分に管周辺埋戻し材が急激に流れ込み管側部がゆるみ変形が大きくなる。

② 管周辺埋戻し材に自立性（粘着力）を持つ材料を使用した場合，あるいは管の変形を拘束するような基礎材を十分な巻立て角で設置した場合，矢板引抜きにともなう管の土圧および変形量の抑制に効果がある。

③ 解析は矢板内側のみをモデル化し，境界の矢板部分に三角形分布の側方土圧を外力として作用させて２次元弾塑性FEMで解析した。この際，各タイプについてそれぞれ作用土圧の大きさ（側方土圧係数K）を決定して解析したところ，矢板引抜き後の管の変形を精度良くシュミレートできることが分った。



中型模型実験の概要



砂鉄の移動パターンによるタイプ分け

研究担当者：三木　博史，森　　範行，持丸　章治

キーワード	矢板引抜き，たわみ性管，管側部水平土圧，側方土圧係数K

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283ページ	平成4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	
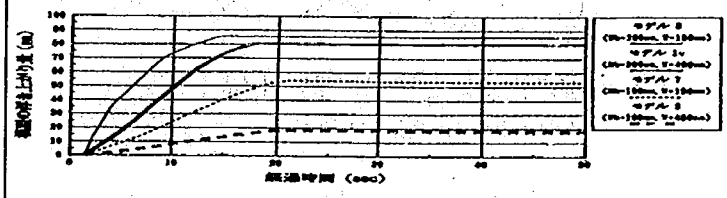
(目　的)

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になっている。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。

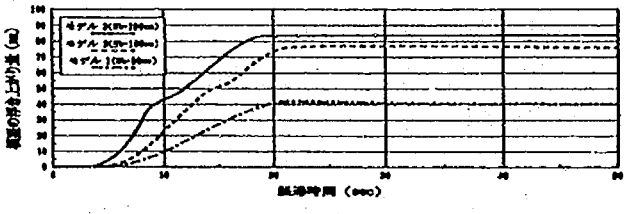
本調査は考慮すべき地震動，液状化に起因する構造物の変状程度の把握法，変状の防止法を明らかにすることにより，液状化に対する下水道施設の合理的な耐震点検手法と耐震設計法の検討を行うものである。

(結　果)

① 地下水槽や水路などの短形の地中埋没構造物の液状化による浮き上がりに関して，模型振動実験を行った。その結果，浮き上がり始めに関しては，周辺の過剰間隙水圧によってほぼ決まり，液状下層厚などの影響はない。しかし，液状化層厚が大きい程，また，模型幅が小さい程浮き上がり初めて後，浮き上がりやすい。また，模型下両端に板を付けたものは，付けていないものより浮き上がりづらいことがわかった。

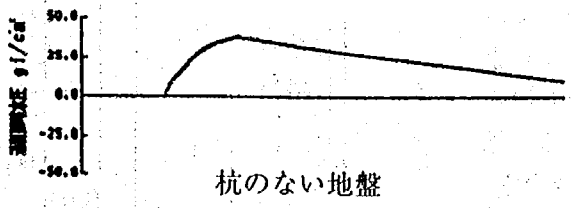


模型幅と鉛直変位量

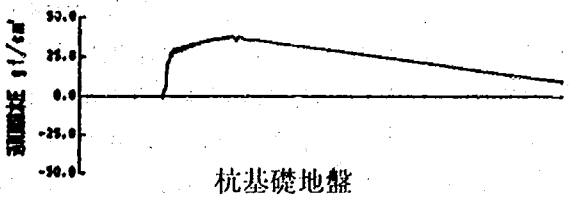


構造物下の液状化層厚と鉛直変位量

② 下水道処理施設等の構造物の基礎形式として，一般的である杭基礎における模型振動実験を行った。その結果，杭基礎のある地盤では，何もない地盤と比較すると，過剰間隙水圧は一気に上昇し，過剰間隙水圧比0.5～0.6まで達した後，水圧の上昇は逆に小さくなり，最終過剰間隙水圧は小さい。



杭のない地盤



杭基礎地盤

過剰間隙水圧の時刻歴

③ 関東地方の都県及び政令市，下水道事業団に，下水道施設に対するアンケート調査を行った結果，新設時の液状化を考慮して対策を立てた下水処理施設の対策工法は，杭径の増加等の構造的な対策とサンドコンパクション等の地盤改良であった。

研究担当者：常田　賢一，田村　敬一，二宮　嘉朗，岩崎　秀明，東　　拓生

キーワード	下水道施設，耐震設計，液状化

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289ページ	平成４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なうものである。

（結　果）

平成４年度に行った調査の内容と結果は次のとおりである。

① 流出・氾濫モデルを用いた流出計算

下水道整備途上（1/6確立）にある面積約100haの排水区で平成２年に発生した集中豪雨による実績浸水域をモデルによる計算結果と比較した。図１は流向を予め設定して地表面氾濫計算を行った結果で，定性的にはある程度実績浸水域を計算により再現できた。

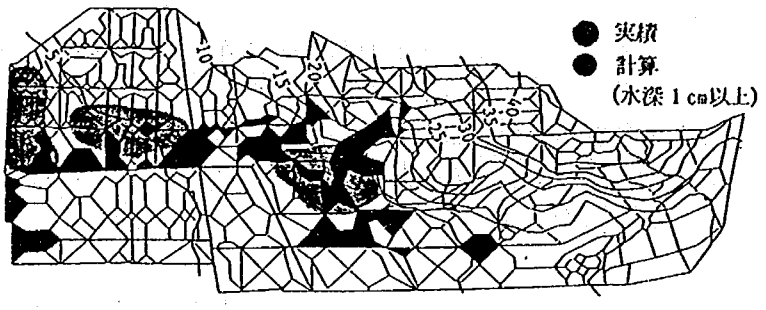


図１　実績浸水域と計算結果の比較
（地表面の氾濫計算あり）

② モデルパラメータが流出・浸水に及ぼす影響

合理式により計画・設計された排水システムの実降雨に対する応答は，いくつかの要因により計画のものと異なると考えられる。そこで，この要因を表すパラメータとして，損失係数，流出係数，降雨継続時間，河口潮位を取りあげ，それらの値と最大流量及び最大湛水量との関係を計算により求めた。これより，流出係数の違いはとりわけ最大湛水量に影響を及ぼすこと，損失係数が大きくなると最大流量は小さくなるが最大湛水量は増加することなどがわかった。

③ 排水路網整備の浸水防止効果

実流域の整備計画が達成されたときの治水能力について流出計算による予測を行った。計算結果によると，排水路網整備の効果は大きく，浸水範囲は大きく減少するが，なお浸水は発生する。また，確立年６，20，40年の降雨に対する整備前後の最大湛水量及び最大湛水量の減少量の割合（減少率）は図２のようになった。

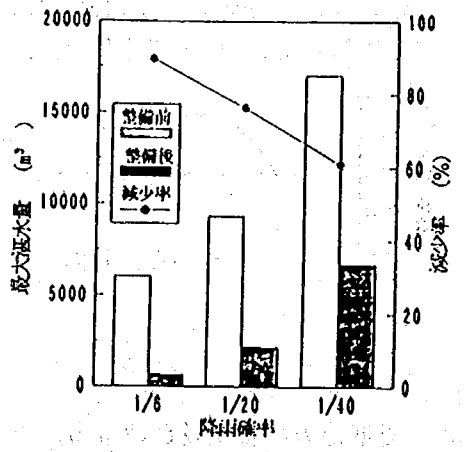


図２　最大湛水量の減少効果

④ 各戸貯留の浸水防止効果

各戸貯留では，確立規模1/40の中央集中型波形の降雨に対して１haあたり500m³の貯留容量を排水区全体で見込んだ場合，湛水はほぼ解消される計算結果となった。

研究担当者：栗城　稔，木内　豪，川上　哲広，田中　義人

キーワード	都市低平地，流出・氾濫モデル，下水道整備，各戸貯留

下水汚泥の施用方法に関する調査		本文295ページ	平成４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，窒素分に富んだ下水汚泥や炭素分を含む植物性廃棄物（枝，葉などの剪定残滓）を利用し，緑化で使用しうる堆肥等を試験的に製造し，植栽のための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）

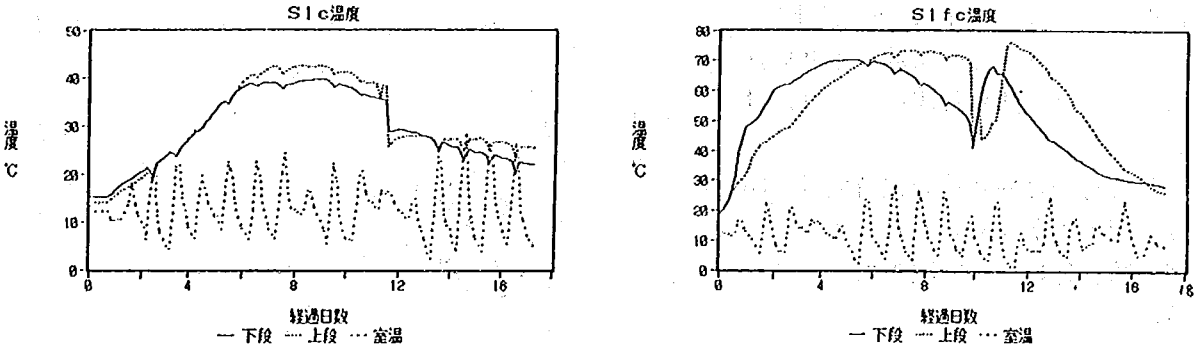
平成４年度の調査結果等は次の通りである。

① 平成４年度は，混合物の種類及び混合割合の異なる２種の堆肥（Slc（消化脱水汚泥：木質粉砕物：炭＝１：１：0.5），Slfc（消化脱水汚泥：炭：糖類＝１：0.5：0.3））を製造した。その温度変化状況は図のとおりである。Slcは温度は40℃程度までしか上がらず，やや湿った性状であったが，取扱性等は極めて良好で，臭気も弱かった。Slfcは温度上昇は極めて急激で，到達温度も70℃程度に達した。性状は直径１～３cmの汚泥の団子が目に付き，取扱性は普通，臭気は汚泥臭があった。

② これまでに試作した堆肥についての各種成分分析を行ったが，炭を含んだものは，計測上の水分は低くても汚泥自体の水分は多く，取扱性が悪くなることが多かった。pHについては全般に試作時より保存期間中に下がっている傾向があった。C／N比については，炭を加えた堆肥が多く，計測上ではC／Nを上げる結果になるので，判断指標にならなかった。熱履歴がある堆肥にはほとんどの病原菌は検出されなかった。

③ 平成４年度に試作した堆肥２種と，２年度，３年度に試作して保存しておいた堆肥11種の合計13種の堆肥を土壌に混合し，対照区と合わせて合計14種の試験区を設置し，これにマテバシイの樹木ポット苗を各試験区５本ずつ（１本当り１m²）植えて植栽試験を実施した。

④ これまでの結果から，好ましい堆肥の構成は下水汚泥の容積が１に対し，よく乾燥した枝葉粉砕物の容積が１，炭の容積が0.5で下水汚泥は粒状に加工してやや乾燥できればなお良いことが分かった。なお経済性を考慮した場合，炭以外の水分調整用材，例えばパーライト等に置き換えることも可能と考えられる。



SlcとSlfcの温度変化状況

（＊下段，上段とは堆肥の製造に用いた小型発酵槽の下段，上段である。）

研究担当者：半田真理子，石坂　健彦，田畑　正敏，吉永　裕康

キーワード	汚泥，植物性廃棄物，堆肥

下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査		本文301ページ	平成４年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成３～５年度	化学研究室	

（目　的）

硫化水素に起因した下水処理場コンクリートの腐食事例では，腐食したコンクリート壁面の酸の強さは硫酸濃度で５％に達するという報告もある。コンクリートは高アルカリ性を有していることから，強い酸性の環境に接した場合，コンクリート自体で防護するには限界があり，腐食を防止するためには何らかの防食対策を施す必要がある。防食対策としては各種の工法があるが，本調査では，コンクリートの防食対策としてライニング防食を中心とした調査を実施して，材料の評価方法や防食性状等を明らかにしていくことを目的とする。

（結　果）

ライニング防食材４種類を選定して，耐薬品性試験や一般物性試験に関する調査を行い，以下の結果を得た。

(1)　耐薬品性試験（試験温度60℃）

①　防食材の塗膜変化は，試験材令の経過とともに表面光沢度の消失，くもり，変色，破損といった順序で進行する。

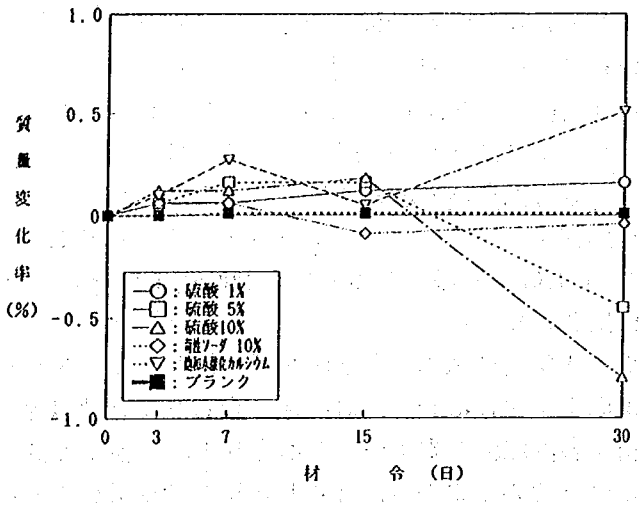
②　各種防食材のうち，タールエポキシ樹脂の質量変化を図－１に示す。

③　各種防食材のうち，タールエポキシ樹脂とコンクリートとの接着力の掲示変化を図－２に示す。

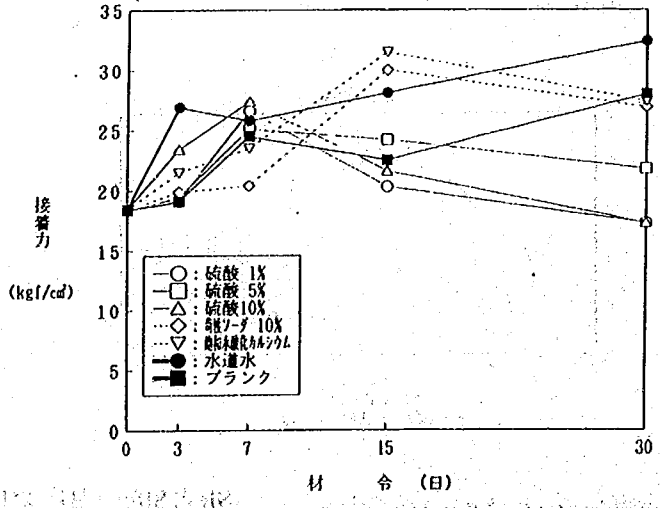
(2)　一般物性試験

①　クラック追従性試験や温度サイクル後の接着力試験においては，防食材間の差が認められるが，防水性，耐衝撃性，気体透過係数，耐摩耗性に対しては，防食材間にあまり差は認められなかった。

②　防食材の可使及び硬化時間は，防食材間で差が認められた。また，一部の防食材には，塗膜のだれが認められた。



図－１　耐薬品性試験における質量変化と材令の関係
（タールエポキシ樹脂(1)，0.45mm厚）



図－２　耐薬品性試験における接着力と材令の関係
（タールエポキシ樹脂(1)，0.45mm厚）

研究担当者：片脇　　清，坂本　浩行

キーワード	下水処理場，コンクリート，硫化水素，腐食，ライニング防食材料

河川における藻類増殖機構に関する調査		本文307ページ	平成４年度
全体計画	河川事業調査費　　平成３～５年度	水　質　研　究　室	

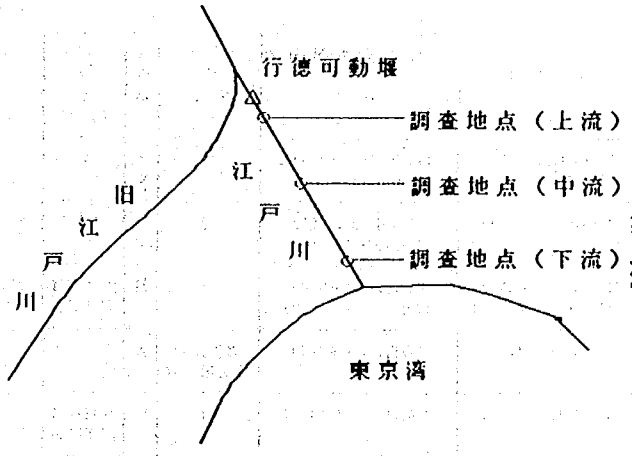
(目　的)

近年，社会活動の増大に対して，下水道整備が遅れているために，水質汚濁が顕在化しているところもある。なかでも公共用水域に窒素（N），燐（P）が過剰に蓄積していることが一因となって生じている藻類の異常増殖による水質汚濁は，水質管理上，大きな問題となっている。そのような水域の一つとして，河川の河口部があり，夏期に行った富栄養化の実態調査の結果をもとに，藻類増殖機構及びその影響の解明を試みた。

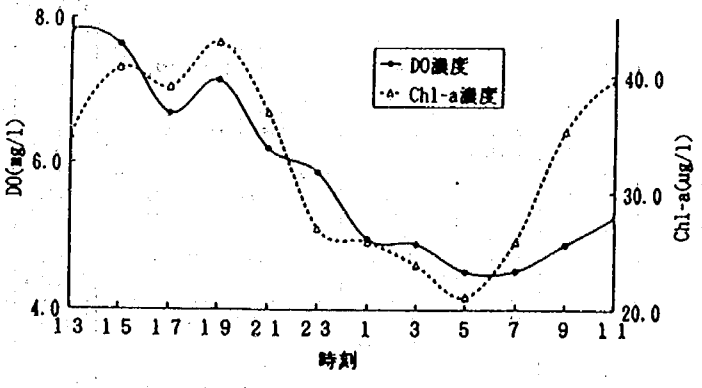
(結　果)

本報告では富栄養化した河口域（図－１）における夏期の水質日変動について，DO，Chl-a，BOD，N，P，PHを用いて，その実態解明に努めた。主な結果をまとめると，以下のようになる。

① Chl-a濃度は，周期的な日変動を示す（図－２）。
② 水域のDO濃度の日変動は潮汐等の影響を受けて，Chl-a濃度の変動より複雑になる（図－２）。
③ DO濃度はある深さ以上で，急激に減少する。
④ 堰直下流では他の水域と比べて，DO，Chl-a濃度が低い。
⑤ BOD試験結果に占める藻類呼吸の影響は大きい。
⑥ 水域内の藻類はN源としてNH4-NをNO3-Nより選択的に摂取している。
⑦ 実験開始後，一定期間内において，底泥厚はDO消費速度に対して影響を与えない。



図－１　調査地点付近の概略図



図－２　DO濃度，Chl-a濃度の時系列変化

研究担当者：中村　栄一，長谷川　清，小森　行也，松宮　洋介

キーワード	富栄養化，藻類増殖，DO，Chl-a，BOD，N，P，PH，行徳可動堰

下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究		本文313ページ	平成４年度
全体計画	建設技術研究開発経費　　平成３～４年度	下水道研究室	

（目　的）

平成元年度末現在の下水道人口普及率は42％で，全国で788箇所の処理場と約17万kmの管渠を有している。将来の普及率100％時点を外挿すると，約2,000箇所の処理場と約40万kmの管渠を有することになる。コンクリート構造物を主体として下水道施設の耐用年数を50年と見積もると，平均して毎年40箇所の処理場と８千kmの管渠を更新していくことになる。本研究はこのような背景の中，適切な維持・更新を行うために必要な基礎試料として，下水道施設の劣化状況と維持・更新の実態を把握するものである。

（結　果）

下水管路施設の劣化構造を整理分類すると共に，これらに対応した劣化診断技術や補修・更新技術の実態を調査し，最適な補修・更新方法の選定基準について検討を行った。主要な検討結果は，以下のとおりである。

(1) 下水管路施設の劣化は，管体の劣化と通水能力の減少に大きく分類され，それぞれの劣化構造をとりまとめた。

(2) 管路施設を対象として米国及び日本における劣化把握方法及び劣化診断手法を整理分類し，調査・診断フローとしてとりまとめた

(3) 現在まで開発された各種の補修・更新工法をとりまとめる（表－１）とともに，補修等が必要と判断された管路施設に対する最適な補修・更新方法の選定基準を明らかにした。

表－１　下水管路施設の補修・更新技術の特性

施設規模	工法大分類	工法分類	適用管径	施工スペース	一工程標準延長	施工期間	設計工事単価（直工）	強度対応	管周排水	侵入水（上水）
人孔間	既設管	開削	φ150mm～	開削幅＋土留用地幅分	—	2.5m／日（φ400）	17万円／m（φ400）	可	不要	要
		既設管破壊推進	φ200mm～φ3000mm	立坑＋土留用地幅分	50m	1.6m／日（φ400）	8.5万円／m（φ250） 40万円／m（φ1500）	可	不要	要
	既設管内工法	桁管	φ150mm～φ1800mm	φ800未満は10m×3m φ800以上は立坑＋土留用地幅分	100m	2日／100m（φ250） 15日／100m（φ1000）	8万円／m（φ450） 10万円／m（φ1000）	可	要	管径の1/3以下不要
		管内硬化	φ150m～φ1800mm 矩形可	20m×3m及び5m×3m	100m 最大380m	100m／2日	7万円／m（φ400）	光高度の場合限度有	要	要
		製管	φ250mm～φ1500mm	10m×3m	100m	30m／2日（φ400）	4.8万円／m（φ400）	可	要	管径の1/3以下不要
		内張り	φ100mm～φ600mm	20m×3m及び10m×3m	最大100m	50m／1日（φ400）	10.7万円／m（φ400）	可	要	要
	注入工法	加圧循環方式	φ350mm以下矩形可	10m×3m	1ｽﾊﾟﾝ	2ｽﾊﾟﾝ／日	4万円／m（φ250）	不可	要	要

研究担当者：田中　修司，笹部　　薫，櫻井　真一

キーワード	管路施設，劣化，損傷，劣化診断，補修更新方法

下水道施設の計測・診断技術の開発		本文323ページ	平成4年度
全体計画	建設技術研究開発経費　　平成4～4年度	下水道研究室	

(目　的)

現在，下水管路施設の劣化状況を調べるために，目視またはTVカメラによる劣化度調査が行われている。一方，これらの劣化度調査は多大の人力と費用を要することから，全区間同時に調査を行うことは極めて困難であり，現状では経験と推測によって調査区域を限定してこれらの劣化度調査が実施されている。このため本調査では，劣化度調査を必要とする排水区を合理的に選定するための指標として，管渠のひび割れ，継ぎ目等から浸入する地下水量に着目し，簡易にかつ精度よく浸入地下水量を把握する手法について検討を行うものである。

(結　果)

詳細な劣化度調査が必要な調査区域を合理的に選択するための指標として，管きょの劣化部分等から浸入する地下水（浸入水）量に着目し，これを簡易に精度よく計測する手法を開発するため，既設の汚水幹線において現地調査を実施した。得られた結果は，次の通りである。

(1)　下水と地下水のイオン成分（Na，K，Ca，Mg，Cl，SO_4）の比較を行った結果，いずれの成分も下水の方が高く，特にClとNaの違いは顕著であった（表－1）。

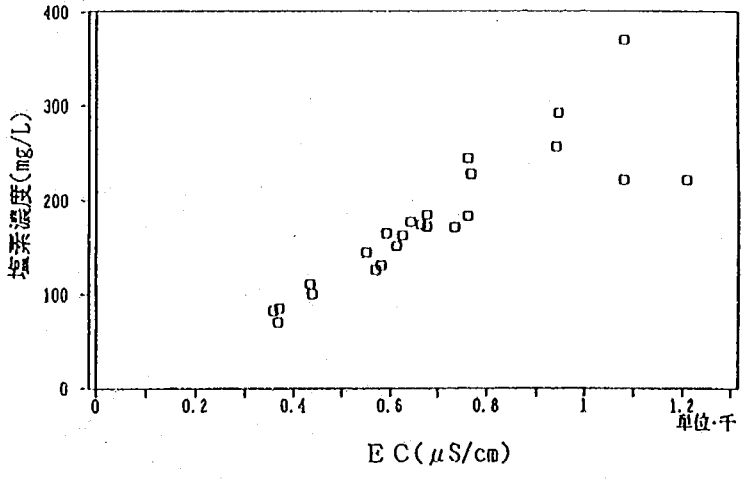
(2)　下水中の塩素イオン濃度の電気電導度の関係を調査した結果，明確な正の相関が認められた（図－1）。

(3)　管渠の上流側と下流側での下水流量の差（浸入水量）と電気電導度の差を調査した結果，両者には有意な相関が認められた。

表－1　水質分析結果

(mg/L)

	上流	下流	地下水
EC(μS/cm)	714	655	105
Na	98.4	86.8	5.3
K	2.3	2.1	0.6
Ca	31.9	32.6	6.9
Mg	10.6	98.3	3.9
Cl	179	173	11.3
pH4.8ｱﾙｶﾘ度	89	87	12
SO_4	39.4	34.1	13.8



図－1　ECと塩素イオン濃度の関係

研究担当者：田中　修司，笹部　　薫，櫻井　真一

キーワード	管路施設，TVカメラ調査，浸入水，電気電導度

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　田中　修司
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．まえがき

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澱池のトラフ付近や汚泥処理施設の腐食が問題となっている。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。

下水管きょの微生物による腐食メカニズムは、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(SRB)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硫化水素となり管壁の結露水中に溶解し、溶解した硫化水素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。以上のように下水管きょの腐食には、SRB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３年度までの研究結果

前年度までの研究結果の概要は以下の通りである。

○下水中の硫酸イオンの実態調査

流入下水の調査を行なった結果、下水中の硫酸塩濃度はおおむね10～50mg/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。

○腐食現場における調査

下水圧送管吐出口にて現地調査を行った結果、下水の圧送管内での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。また、硫化水素濃度の通年調査の結果、圧送管内の硫化物生成量は吐出側マンホール内の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。

低水温期の現地調査によると、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。このときの吐出下水中のSRB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、腐敗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SRB活性に影響を及ぼしているものと考えられる。

○硫化水素生成に関する調査

硫化物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物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。

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SRBよりも管内スライムあるいは管内堆積物に生息するSRBによるものが卓越していると考えられる。

○コンクリート腐食に関する調査

標準コンクリートと中性化を促進したコンクリートの違いによる中性化進行状況に大きな相違は認められなく、腐食の進行にともない水酸化カルシウム、炭酸カルシウムが共に認められなくなり、代わって2水石膏が検出された。

コンクリート腐食部の一般細菌数は腐食にともない減少したが中性化を促進したコンクリートの方が若干減少速度が速かった。また、一般細菌に代わり糸状菌が腐食部の微生物相を占めていた。

硫黄酸化細菌は腐食の進行にともない中性域に最適生育範囲をもつものから酸性域にもつものに遷移した。また、標準コンクリートと中性化を促進したコンクリートにおける中性域の硫黄酸化細菌の減少率の違いからコンクリートが中性化することにより酸性化がかなり速まることがわかった。

3．平成4年度の調査結果

3．1　硫黄酸化細菌について

表－1に腐食に関与する主な硫黄酸化細菌(Tiobacillus属)の特徴を示す[1]が、硫黄酸化細菌はアルカリ側では生息できないことが窺える。新しいコンクリート表面のpHは式(1)、(2)のようにセメントの水和反応により生成された水酸化カルシウムにより12～13と強アルカリであり[2]、硫黄酸化細菌は生息できない。一方、気相中の炭酸ガスが水酸化カルシウムやセメント水和反応より生成された鉱物などと式(3)、(4)のように反応して炭酸カルシウムを生成する。炭酸カルシウムになった部分のpHは8.5～10程度であり、コンクリート表面のpHを徐々に下げている。するとT.novellusのような高いpHでも生息できる硫黄酸化細菌が出現し、さらにpHを下げる。そして、最終的に強酸性下で生息できるT.Thiooxidansが出現し、結露水に溶解した硫化水素から硫酸を生成し、コンクリートを腐食していると考えられる。

$$2(CaO)_3SiO_2 + 6H_2O \rightarrow (CaO)_3(SiO_2)_2(H_2O)_3 + 3Ca(OH)_2 \quad \cdots\cdots(1)$$

$$2(CaO)_2SiO_2 + 4H_2O \rightarrow (CaO)_3(SiO_2)_2(H_2O)_3 + Ca(OH)_2 \quad \cdots\cdots(2)$$

$$Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O \quad \cdots\cdots(3)$$

$$(CaO)_3(SiO_2)_2(H_2O)_3 + 3CO_2 \rightarrow 3CaCO_3 + 2SiO_2 + 3H_2O \quad \cdots\cdots(4)$$

また、硫黄酸化細菌の生息pHが違うことからコンクリート表面に生息する硫黄酸化細菌の種類、菌数及び活性を調べることにより腐食の進行程度を知ることができると考えられる。

3．2　硫化物生成に関する調査

（1）調査の目的及び方法

表－1　主なThiobacillus属の特徴

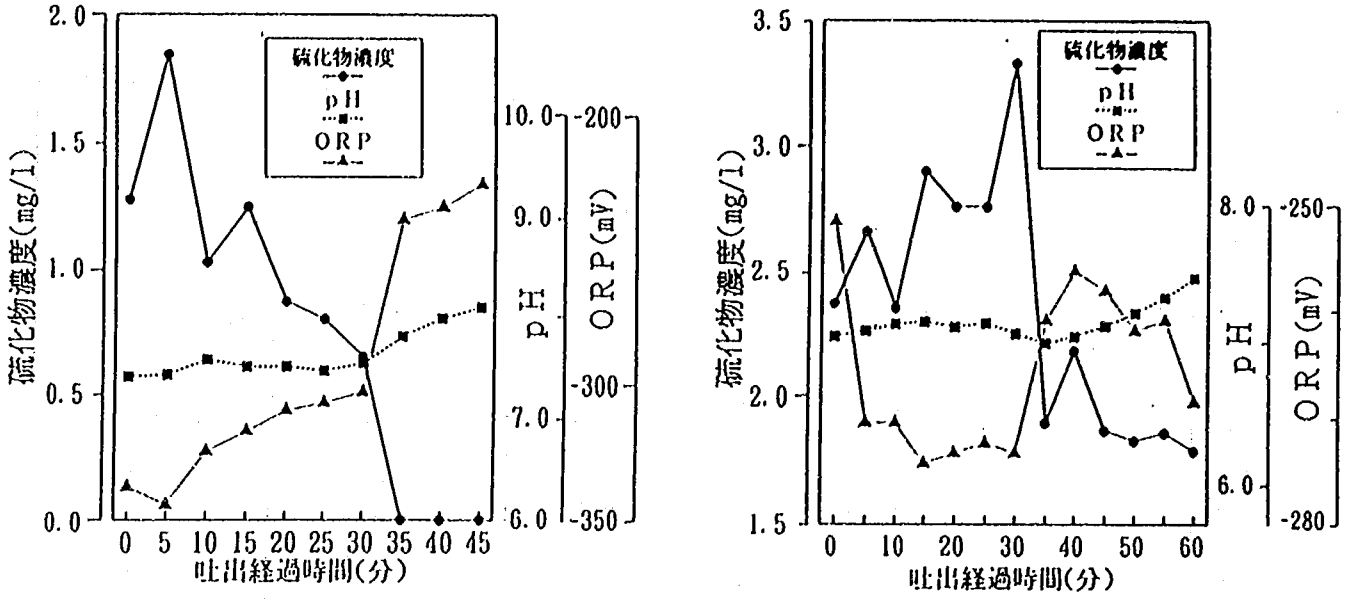
	T. thioparus	T. neapolitanus	T. novellus	T. intermedius	T. thiooxidans
大きさ	0.5×1.7μm	0.3～0.5×1.0～1.5μm	0.4～0.8×0.8～2.0μm	0.6～0.8×1.0～1.4μm	0.5×1.0～2.0μm
形態	かん菌	かん菌	短かん状、球状楕円状	薄い短かん菌	短かん菌
ｴﾈﾙｷﾞｰ源・炭素源	絶対化学独立栄養細菌	絶対化学独立栄養細菌	通性化学独立栄養細菌	通性混合栄養細菌	絶対化学独立栄養細菌
対酸素性	好気性	絶対好気性	絶対好気性	好気性	絶対好気性
至適温度	28℃	28～32℃	25～30℃	30～35℃	28～30℃
生育温度		8～39℃	10～37℃	15～37℃	10～37℃
至適pH	6.6～7.2	6.5～6.9	7.0	5.5～6.0	2.0～3.0
生育pH	4.5～7.8	4.5～8.5	5.7～9.0	5.0～7.5	0.5～5.5

下水圧送管内での硫化物生成の挙動を把握するために、吐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。このマンホールは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吐出下水は滝落としとなり、生成した硫化物が硫化水素として揮散しやすくマンホール上部のコンクリート腐食が相当進行している。この圧送管は、管径400mm、延長1,075m、平均勾配5.9‰であり、ポンプは水位制御方式で運転され、吐出量は1.7m³/分である。この圧送管出口マンホールにて、吐出下水の水質調査を行った。分析項目は、水温、pH、ORP、BOD_5、硫化物、硫酸イオンである。硫化物は酸化しやすいために現場で固定を行いメチレンブルー吸光光度法にて、その他は下水試験方法[3]に準拠して行った。

（２）調査結果及び考察

１）現場調査

腐食現場にて通日調査を行ったところ圧送管内での滞留時間の長い夜間後の吐出下水から高濃度の硫化水素が発生した。そこで、管内滞留時間の長くなる夜間後の吐出下水の水質を月に一度調査した。採水は、ポンプ稼動時に5分間隔で吐出が終了するまで行った。図－1に低水温期の2月と高水温期の9月の結果を示す。吐出下水の平均水温はそれぞれ15.3℃、26.4℃となっている。図に示したように高水温期、低水温期とも30分～35分を境にして硫化物濃度、ORPの異なる下水が排出されている。この圧送管は、吐出量に比較して管径が大きいためにポンプ場流入水量が少ないときには管内滞留下水が一度のポンプ運転では吐出されずに管内に滞留し、長い滞留時間となる場合がある。ポンプ運転状況から低水温期の吐出後30分までの滞留時間は約8時間30分、それ以降は約7時間30分でその差は1時間、高水温期の吐出後38分までの滞留時間は約9時間、それ以降は約7時間30分でその差は1時間30分であるが、硫化物生成に関して差が生じている。低水温期においては、滞留時間の差以外にも吐出前半の水温は平均15.8℃、後半は平均14.5℃と異なること、ORPが急激に上昇していることから、圧送管内における



図－1　吐出下水の性状経時変化(左図:低水温期，右図:高水温期)

下水の腐敗の程度の相違がSRBの活性に影響をおよぼしたものと考えられる。また、高水温期においては、前半の平均水温は26.7℃、後半は平均26.2℃と差はあるが水温が高いので、滞留時間以外にもORPの差が硫化物生成の差となって表れている。そこで、ポンプ運転状況により吐出下水を分けて、それぞれの圧送管内滞留時間、平均水温、平均硫化物濃度、平均BOD_5を求めてこの圧送管における硫化物生成について解析を行った。

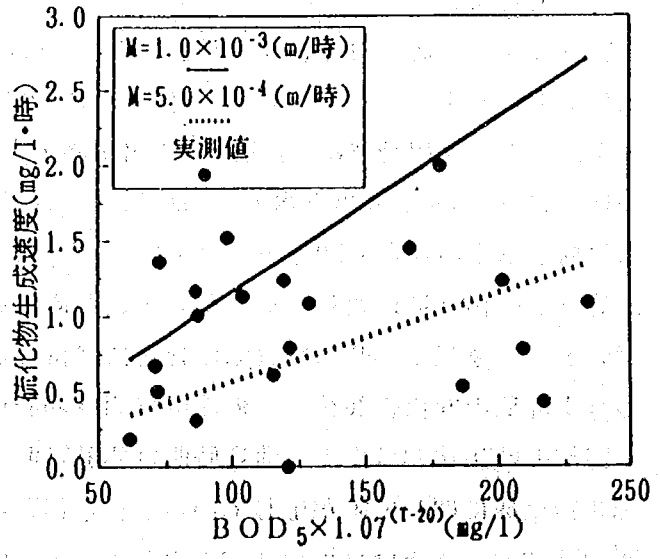
2）硫化物生成速度について

まず、EPA式[4]と、ポンプ稼動時間と実測値から求めた硫化物生成速度を比較したものが図－2である。

$$\text{EPA式：}\ \frac{dS}{dt} = M\cdot[BOD_5\cdot 1.07^{(T-20)}\cdot\left(\frac{4}{d}+1.57\right)]\cdot\cdots\cdots(5)$$

$\frac{dS}{dt}$ ：硫化物生成速度(mg/ℓ・時)
M　：硫化物フラックス係数(m/時)
T　：水温(℃)
d　：管径(m)

M値は実験的に求める経験係数であり、圧送管では1.0×10^{-3}m/時を妥当な値としている。これは、ロングビーチの圧送管での観測値の上位25%の値にしたものである[5]。実測値の水温は14.6～26.6℃、BOD_5は59～223mg/ℓ(平均100mg/ℓ)で、ポンプが稼動し下水が流動しているときに硫化物が生成するとして図－2で比較を行ったが、データのばらつきから、EPA式によりBOD_5で生成速度を表現することは今回はできなかった。



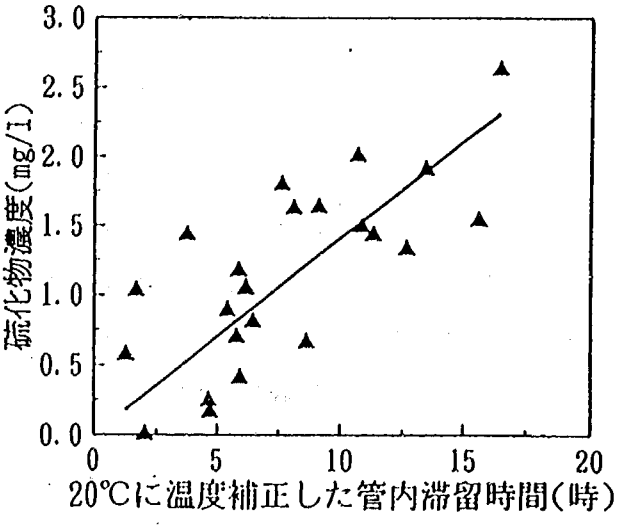
図－2　温度補正したBOD_5とEPA式、実測値の関係

つぎに、前項で述べたように硫化物生成は水温による依存性が高いことから、硫化物の生成速度に対する温度係数を実測値から求めた。

$$r_T = r_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \cdots\cdots\cdots (6)$$

r_T ：T℃における生成速度定数(mg/ℓ・時)
r_{20}：20℃における生成速度（温度定数）
θ ：温度係数
T ：水温(℃)

この式を用いて、全滞留時間と硫化物濃度から温度係数を求めるとθ=1.10となった(相関係数は0.71)。図－3は管内の全滞留時間を温度係数で補正した値(滞留時間×$\theta^{(T-20)}$)と吐出下水の硫化物濃度の関係を示したものである。



図－3 温度補正した滞留時間と硫化物の関係

また、圧送管入口における硫化物濃度を0mg/ℓ、ポンプ稼動時と停止時における生成速度が違うとして硫化物濃度(S)を次式のように仮定した。なお、管内滞留時間からポンプ稼動時間を引いた値をポンプ停止時間としている。

$$S = r_P \cdot t_P + r_S \cdot t_S \quad \cdots\cdots (7)$$

S ：硫化物濃度(mg/ℓ)
r_P：ポンプ稼動時、T℃の0次反応速度定数(mg/ℓ・時)
r_S：ポンプ停止時、T℃の0次反応速度定数(mg/ℓ・時)
t_P：ポンプ稼動時間(時)
t_S：ポンプ停止時間(時)

吐出下水の硫酸塩濃度は約30～35mg/ℓであり、生成された硫化物も3.0mg/ℓ以下であったことから、SRBによる硫化物生成を0次反応と仮定した。

上式で得られたθ=1.10を用いて式(6)からポンプ稼動時と停止時の反応速度定数を求めると式(8)、(9)となった。

$$r_P = 0.453 \times 1.10^{(T-20)} \quad \cdots (8)$$

$$r_S = 0.0713 \times 1.10^{(T-20)} \quad \cdots (9)$$

相関係数は、0.79
T ：水温(℃)

また、ポンプ稼動時間はどの試料においても約79分と一定であるので、停止時の硫化物濃度を実測値から稼動時の硫化物濃度($r_P \cdot t_P$)を差し引いて求め、式(9)との比較を行ったのが図－4である。データの分布に幅があり、ポンプ稼動時の生成量との配分により負の値が一部見られるものの、生成速度として表される勾配としては妥当ではないかと考えられる。

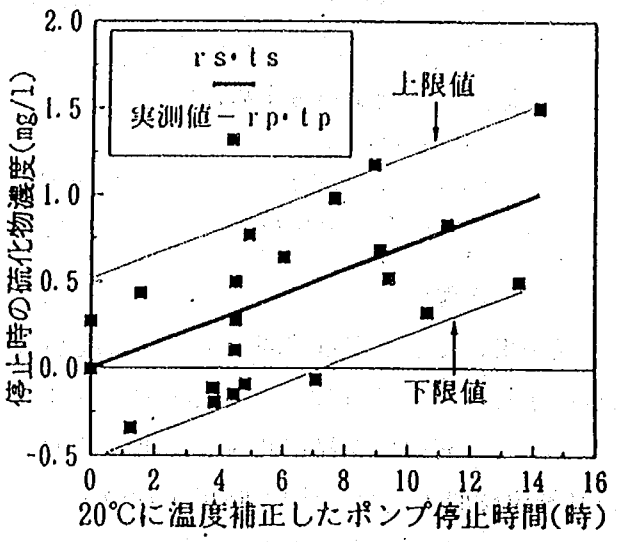
式(8)と(9)を比較すると、ポンプ稼動時の硫化物生成速度は停止時の約6.4倍となった。

ここで、管壁に生息するSRBにより硫化物が生成されるとして水温20℃におけるポンプ稼動時の硫化物フラックス(ϕ_{SW})の計算を行う。

$$\phi_{sw} = \frac{r_{p20} \cdot V}{\Lambda} \quad \cdots\cdots (10)$$

ϕ_{sw} ：硫化物フラックス
（μgS^{2-}／cm^2・時）
r_{p20}：水温20℃における硫化物生成速度（mg／ℓ・時）
V　：圧送管の容積（cm^3）
Λ　：圧送管の内面積（cm^2）

式(10)を用いて今回調査した圧送管の水温20℃の時の硫化物フラックスを求めると、約4.53μgS^{2-}／cm^2・時となった。



図－4　温度補正した停止時間と停止時硫化物濃度

4．まとめ

腐食の著しい圧送管吐出口マンホールにて現地調査を行った結果、以下の事が明らかとなった。

(1)硫化物生成速度は水温の影響を大きく受け、冬期にポンプ停止期間中の滞留時間差が約1時間、水温差約1.3℃で、水温15.0℃を境として硫化物生成の有無が生じていた。また、水温14.6～26.6℃の範囲で温度係数1.10と通常の値より大きくなった。

(2)今回の調査では、EPA式のようにBOD_5により硫化物生成速度を表すことができなかった。

(3)硫化物生成速度を0次反応、ポンプの稼動時と停止時における生成速度が異なると仮定すると、稼動時の生成速度は停止時の約6.4倍になった。

(4)この圧送管のポンプ稼動時の管壁からの硫化物フラックスは、20℃の時約4.53μgS^{2-}／cm^2・時となった。

また、硫黄酸化細菌の生息pHが違うことからコンクリート表面に生息する硫黄酸化細菌を調べることにより腐食の程度を知ることができると考えられる。

参考文献

1)Buchanar, R.E. and Gibbons, N.E.: Bergey's Manual, 8th Ed., Williams and Wilikins, Co., Baltimore(1974)

2)岸谷、西澤他, ｺﾝｸﾘｰﾄ構造物の耐久性ｼﾘｰｽﾞ 中性化, 1st, pp1～4, 技報堂出版(1988)

3)日本下水道協会：下水試験方法 1984版(1986)

4)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, pp3～59(1988)

5)US EPA:Process design manual for sulfide control in sanitary sewerage systems, pp3-1～3-48, EPA(1974)

２．膜分離法による再使用水質の高度化に関する研究

三次処理研究室　室　　長　高橋　正宏
主任研究員　小越　真佐司
奥井　淳

１．まえがき

水需給の逼迫と造水コストの増大という状況において、下水道普及地域においては、安定した流量の下水処理水が、飲料水ほど高度な水質を必要としない需要先に対する代替可能な水資源として注目されている。

下水処理水の再利用を促進する上で、最も重要な課題の一つは、再利用水の安全性の向上である。再利用に於ける安全性は主として処理水中に残存する細菌・ウイルス等の除去・不活化によって確保されるが、在来の塩素消毒技術で残存細菌数を相当低減し、かつウイルス等の不活化まで行おうとすると、消毒剤としての塩素の注入量が増加し、副次反応による有害物質の生成等が懸念される。そのため、有害物質生成等の副次反応を生じることなく、微生物の確実な除去を可能にする代替技術が必要とされている。在来の技術の中では、オゾン消毒法や紫外線殺菌法等の代替消毒法や、薬品等を用いることなく微生物を除去することができる膜分離法の適用等が高濃度の塩素注入に代わって処理水の安全性を高める方法として有望視されている。

本研究は、これらの消毒・除菌のための代替手法のうち、人体に有害な物質や光線を用いることなく安全に、かつ、ほぼ完全に水中の微生物を除去することができ、新素材の開発などにより最近技術的な進歩が著しい、膜による分離法の下水処理への適用について、基礎的な検討を行うために実施するものである。

２．研究方法

本研究では、(1)最近の膜の素材・構造及びモジュールとその特性等についての資料調査、(2)下水中の成分の分離特性と再利用水質高度化処理プロセスとしての適合性についての検討、(3)膜及びモジュールの洗浄法と耐久性についての実験的検討、及び(4)膜分離水の補助的な消毒方法についての実験的検討、を行うことにしている。

平成３年度には、最近の膜素材とその物理的な構造に関する資料調査及び、活性汚泥法との組み合わせの適合性に関する検討を行い、以下の知見を得ている。

(1)　膜の材質・特性等に関する調査の結果、精密ろ過膜では金属・無機素材（セラミックス）から有機素材まで様々な素材がその特性を活かして利用されていることがわかった。特に、セラミックス系の素材によるものは膜の汚染対策が重要な下水処理用としては適用可能性が高いものの一つである。

(2)　限外ろ過膜では素材的には圧倒的に有機物の膜が主流であるが、ここにもセラミックス系の膜の進出がみられる。

(3)　素材を膜に成形する過程で、特徴的な膜の微細構造が決まる。構造は等方性と異方性の２種類に大別され、異方性の膜は単位面積当たりの透過流量を大きく取ることができる。

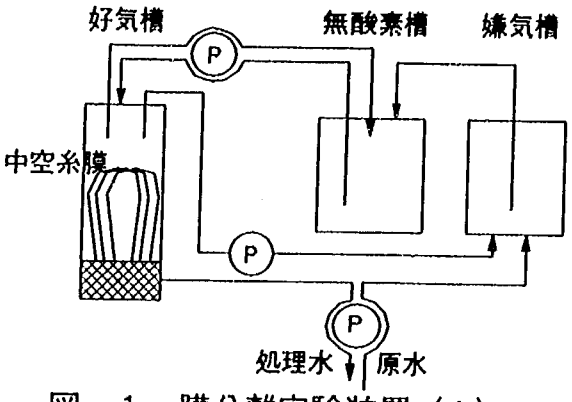
(4)　膜を固液分離に用いる活性汚泥法について予備的な検討をした結果、高水温期の実験ではあるが、４時間程度の短い滞留時間で有機物と窒素の両方の除去が可能であることがわかった。

平成４年度は、最近の水処理用膜モジュールについての資料調査、下水中の成分の分離に関しての検討、膜の汚染と洗浄に関する実験的検討を行った。

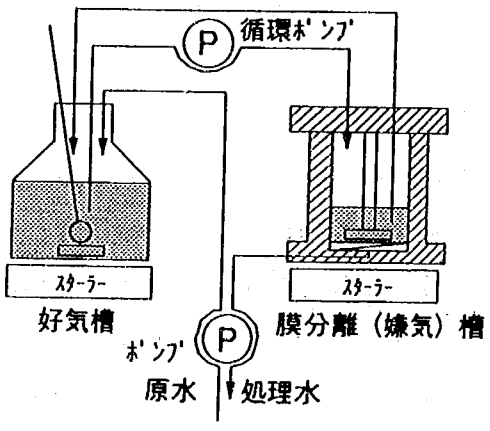
２．１　実験装置

膜による下水中の成分の分離特性と膜の耐久性と洗浄に関する検討は、図－１、２に示す２種類の装置を用いて活性汚泥の分離を行い、処理水質と膜の透過能力を検討した。

２種類の実験装置のうち装置Ａは中空糸状精密ろ過膜を用い、装置Ｂは分離膜の耐久性や透過能力の変化、洗浄効果等を比較するため２組あり、平成４年度は２種類の限外ろ過膜を用いて検討した。実験装置及び膜の諸元を表－１に示した。



図－１　膜分離実験装置（Ａ）



図－２　膜分離実験装置（Ｂ）

３．平成４年度の研究結果

３．１　膜の汚染と洗浄に関する検討

３．１．１　活性汚泥濃度の影響について

実験装置Ｂの膜分離部分を分離し、図－３に示すように加圧装置を接続して、表－１に示した２種類の限外ろ過膜（未使用のもの）について、活性汚泥濃度と透過流量の関係を回分試験で検討した。実験に供した活性汚泥は湖北総合実験施設のオキシデーションディッチの返送汚泥(MLSS5400mg/l)で、１mm篩い通過分につき４段階に濃度調整して使用した。試験は一定の攪拌速度の下で圧力を０から１kg/cm^{2}の範囲で５段階に変えて実施した。各圧力下で単位時間あたりの流出量を計測し、結果を膜面積当たりの透過流束に換算して圧力と透過流束の関係を検討した。図－４は、結果の一例である。純水では圧力と透過流束の関係は直線的であるが、汚泥を分離した場合は純水より流束が小さくかつ上に凸の曲

表－１　実験装置の諸元

	装置（Ａ）	装置（Ｂ）	
好気槽容量	＜650mL	＜250mL	
無酸素槽容量	＜1000mL	＜650mL(膜分離槽)	
嫌気槽容量	＜1000mL	—	
原水供給	ﾛｰﾀﾘｰﾁｭｰﾌﾞﾎﾟﾝﾌﾟ ＜10mL/min	同左	
処理水引抜き			
硝化液循環	ﾛｰﾀﾘｰﾁｭｰﾌﾞﾎﾟﾝﾌﾟ ＜100mL/min	同左(硝化液循環)	
ＭＬ移送		—	
分離膜	ﾎﾟﾘｵﾚﾌｨﾝMF膜	ﾎﾟﾘｽﾙﾎﾝUF	ﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞUF
形状	中空糸状	平膜	平膜
面積(m2)	0.074	0.0064	0.0064
分画分子量	0.1μm(孔径)	50000	20000

線となっている。膜分離法では透過流束は圧力に比例し、その一般的な関係は膜両側の溶質濃度差に基づく浸透圧を考慮して、次の(1)式で表される。

$$J = \frac{\Delta P - \Pi(C)}{R} \quad \cdots\cdots (1)$$

ここに、J：透過流束，ΔP：圧力，

R：膜の抵抗，C：膜近傍の溶質濃度差，

Π：浸透圧（濃度差の正の関数）

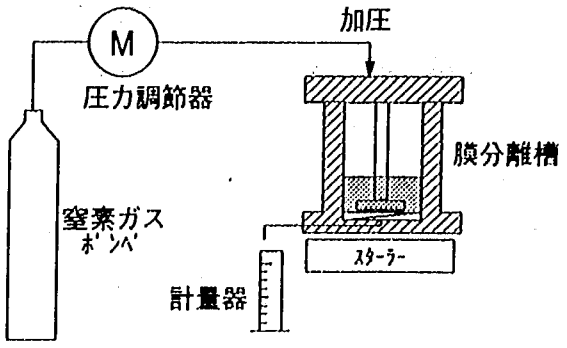
である。

(1)式によれば、膜の抵抗や溶質濃度差が増加すると透過流束は減少する。図－４では純水と汚泥の透過流束の差は圧力の増加とともに増加している。これは、膜近傍の溶質濃度が流量の増加とともに次第に高くなる濃度分極現象によって浸透圧が高くなったことや膜面へのゲル状物質の堆積によって膜抵抗が増加したことによるものと考えられる。分画分子量50000のﾎﾟﾘｽﾙﾎﾝ膜では、この透過流束の減少量はほぼ圧力の3/2乗に比例していた（図－５）。

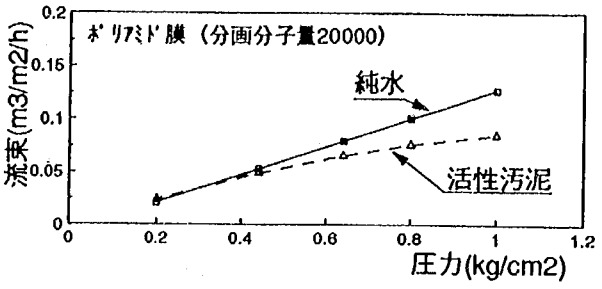
圧力差が0.5kg/cm²の場合の汚泥濃度と透過流束の減少量との関係を図－６に示した。汚泥濃度の増大とともに流束の減少量も増加するが、変化量は次第に小さくなった。なお、汚泥濃度が11200mg/lの場合、流束の減少量は濃度が5400mg/lの原汚泥とほとんど同じであった。これは以下のように説明できる。濃度11200mg/lの汚泥は原汚泥の浮遊物だけを濃縮して汚泥濃度を高めたものであり、溶解質の濃度は原汚泥とほぼ同等であった。これに対して、5400mg/l未満の汚泥は水で希釈したので溶解質の濃度もＳＳの減少に伴って低濃度になっていた。流束測定時のように膜面への汚泥の堆積が攪拌によって防止されている場合には、主に溶解質による濃度分極等の現象によって流量の低下が生じると考えられるので、浮遊物濃度は異なるが、溶解質の濃度が同等の原汚泥とほぼ同じ流束の減少を生じたものである。

３．１．２　膜抵抗の増加に関する検討

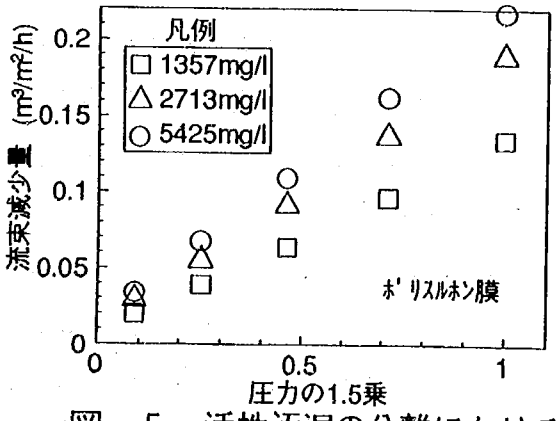
膜分離を連続して行うと、液中の物質の付着や



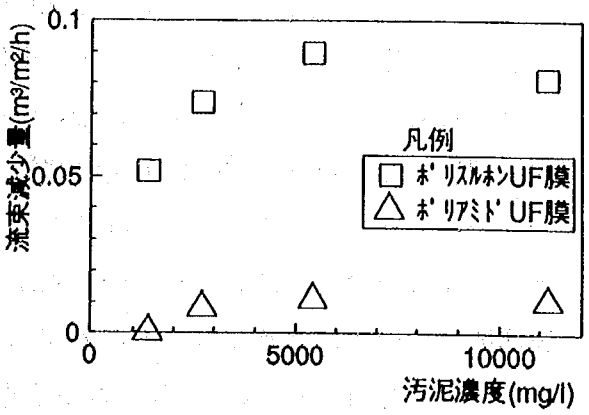
図－３　透過流束試験装置



図－４　流束と圧力の関係



図－５　活性汚泥の分離における流束減少量と圧力の関係

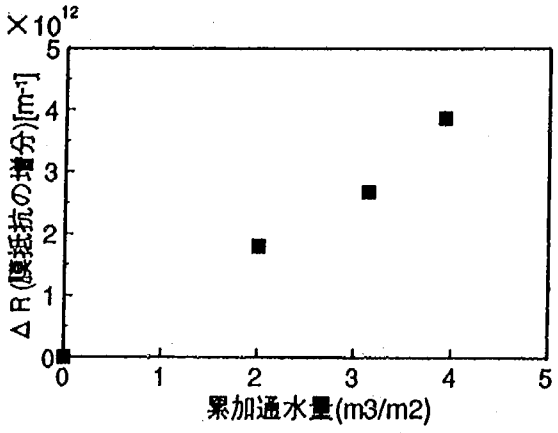


図－６　汚泥濃度と流束減少量

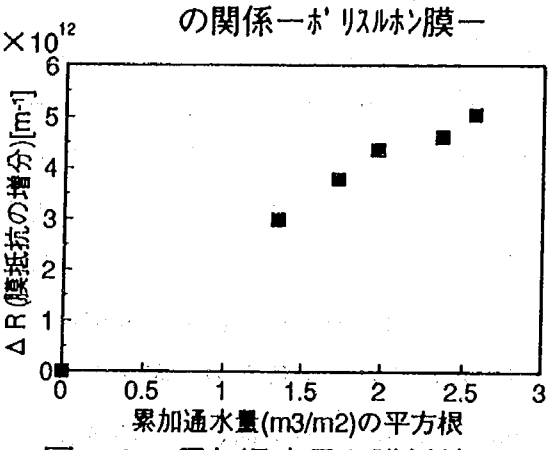
細孔の閉塞によって膜の抵抗が次第に増加し、透過流束が次第に減少してくる。図－７、８は濃度分極やゲル抵抗の影響を除いて膜抵抗だけを計測した結果であり、膜の累加通水量と膜抵抗の増加の関係を示している。図－７に示すﾎﾟﾘｽﾙﾎﾝ膜は、膜抵抗がほぼ通水量に比例して増加するのに対し、図－８に示すﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ膜では、ほぼ通水量の平方根に比例して増加している。このように膜抵抗の増加の仕方に違いが生じた原因については、抵抗増加の機構の違いや分離対象となった活性汚泥の性状の違いなどさまざまな理由が考えられるが、今回の実験結果からは原因の特定ができなかった。

３．１．３　膜の洗浄による透過能力の回復に関する検討

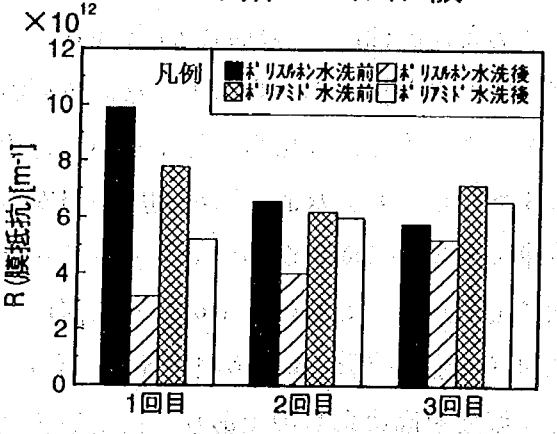
膜の汚染による透過能力の減少は様々な洗浄操作によって回復させることが可能であると言われている。洗浄操作には機械的なものと化学的なものがあり、膜面に強く付着した汚れや、膜の内部にまで及ぶ汚れは機械的な洗浄による除去が困難である。今年度の実験では、膜抵抗の変化を測定するときにゲル抵抗を除くための水洗を行うので、その前後の純水の透過流量を測定し、水洗によるゲル抵抗除去の効果を検討した。図－９は、洗浄前後の膜抵抗の違いを示したものである。水洗による膜抵抗の低減効果は余り大きなものではなく、何れの膜も大幅に膜抵抗の回復を計るためには化学的な洗浄が必要であると考えられる。表－２はﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ膜に対し薬品洗浄を試験的に実施した結果である。膜抵抗は洗剤（医療器具洗浄用合成洗剤）洗浄の後、微増し、洗剤成分の吸着が推定された。また、酢酸洗浄による回復の程度はわずかで、酢酸に可溶な無機成分等の付着は少なかったと考えられる。次亜塩素酸ﾅﾄﾘｳﾑ溶液で洗浄した場合に最も良く回復したが、ﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ膜は塩素の作用により変質することが知られているので、ﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ膜の洗浄剤としては不適当である。



図－７　累加通水量と膜抵抗増加の関係－ﾎﾟﾘｽﾙﾎﾝ膜－



図－８　累加通水量と膜抵抗増加の関係－ﾎﾟﾘｱﾐﾄﾞ膜－



図－９　水洗による膜抵抗の減少

表－２　薬洗の試用結果（ポリアミド膜）

洗浄の種類	膜抵抗 ×10^12 (1/m) 初期値 2.25	
	洗浄前	洗浄後
水洗浄	8.13	7.26
合成洗剤で洗浄	7.12	7.18
次亜塩素酸で洗浄	7.18	5.65
10%酢酸で洗浄	5.44	5.12

３．２　膜分離活性汚泥法による下水中の成分の分離

先に示した図－１の実験装置を用いて嫌気・好気活性汚泥処理を行い、中空糸状精密ろ過膜によって固液分離した。装置に供給した下水は霞ヶ浦湖北流域浄化センターの流入下水から0.1㎜篩いにより粗大な浮遊物を除去したもので、5℃の冷蔵庫に貯蔵して使用した。実験は20℃の恒温実験室内で行った。実験に用いた活性汚泥は膜の汚染の検討に用いたのと同じ湖北総合実験施設のオキシデーションディッチから採取したもので、実験装置の流量等の条件は表－３の通りである。

表－４は流入下水と処理水の水質の平均値と変動幅である。図－１０はＴＯＣの、図－１１は窒素の処理状況を示したものである。ＴＯＣの除去は比較的良好で８０％程度の除去率となっているのに対し、窒素除去は安定しなかった。好気槽の液面が不安定で曝気時間の過不足が生じ結果的に硝化反応が安定しなかったことによるものと考えられる。リンの除去も汚泥の引き抜きをほとんど行わないためか不安定であった。図－１２は蒸発残留物の処理状況を示したものである。流入水の蒸発残留物は平均値を中心に100mg/l程度の変動があったが、処理水の変動は流入より小さく安定していた。流入蒸発残留物の内ＳＳを除いた溶解成分を点線で示したが、処理水濃度はほとんど点線より下側にあり溶解性の物質も幾分除去されていた。

３．３　固液分離用膜モジュールに関する調査

固液分離用に開発された膜は取扱いを容易にするため様々な形態の膜モジュールに加工して使用される。モジュールの形態は製造された膜の形態と使用目的によって決定される。現在用いられている代表的な膜モジュールとその特徴を表－５にとりまとめた。

製造された膜の形態は精密ろ過膜、限外ろ過膜と

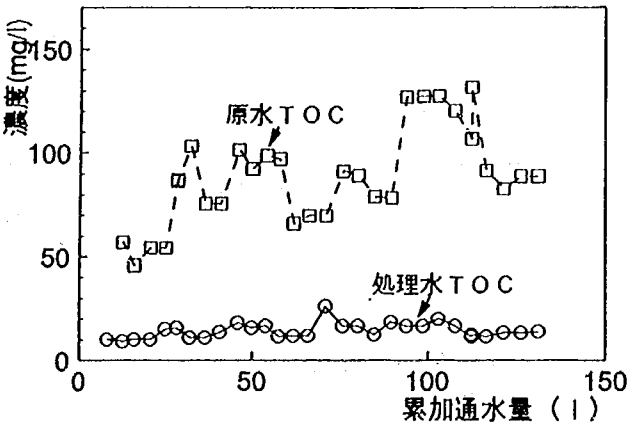
表－３　活性汚泥処理実験の条件

流入水量	3ml/min.
膜処理水量	〃
好気槽容積	500ml（設定値）
無酸素槽〃	250ml（〃）
嫌気槽　〃	250ml（〃）
循環流量	7.5ml/min
好気→嫌気返送量	3ml/min.
曝気量	0.4～0.6l/min

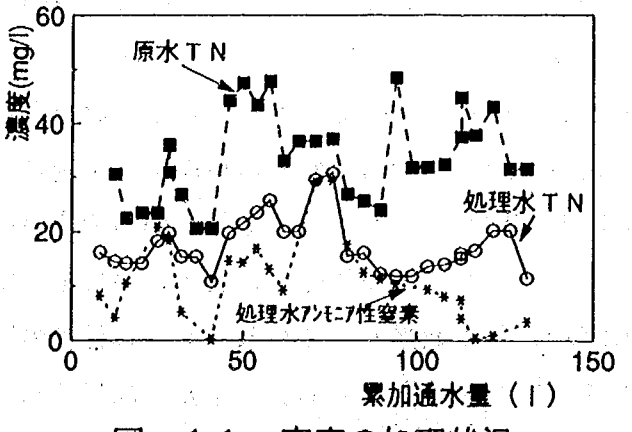
表－４　膜処理水質の総括表

	原水		処理水	
	平均値	範囲	平均値	範囲
ＴＯＣ	92.6	46-132	15.1	9.2-26.0
			83.0	62.9-90.6
ＴＳ	461	367-576	306	271-340
			32.6	12.2-46.8
Ｔ－Ｎ	34.6	20.5-48.4	17.6	10.7-30.7
			47.0	17.3-75.6
Ｔ－Ｐ	3.48	2.13-5.72	2.29	0.82-3.46
			32.7	-37-70

上段：濃度（mg/l），下段：除去率（%）

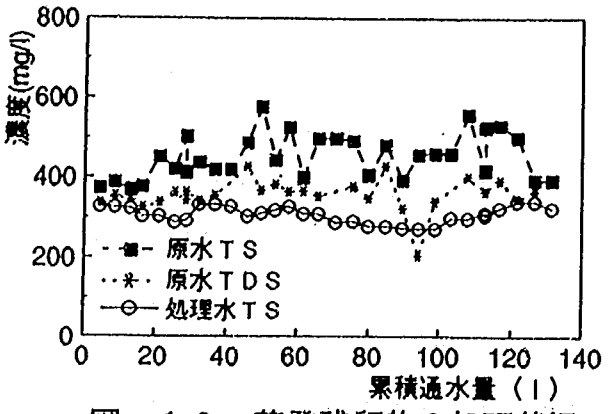


図－１０　ＴＯＣ処理状況



図－１１　窒素の処理状況

もに基本的には、平膜・管状膜・中空糸の３種類である。管状膜や中空糸として製造されたものは、そのままの形態で寸法などを調整してモジュール化される。平膜として製造されたものは、ディスク型、プリーツ型、スパイラル型等様々な形態に加工される。使い捨てタイプのカートリッジ型としたものが平膜や中空糸膜を素材として製造されている。下水処理の分野で使用可能なモジュールは再生処理をして繰り返し使用でき、ＳＳの含まれた水を分離できることが必要である。単位容積当たりの膜面積の大きなものはＳＳが流路を通過できないため不適当であり、使い捨てを前提としているものも不適である。現時点では適当な流路間隙を有する積層平膜型、管状膜型、外圧式中空糸膜型等が利用可能なモジュール形式であると考えられる。



図－１２　蒸発残留物の処理状況

表－５　代表的な膜モジュール

	中空糸膜	管状膜	積層平膜型	ｽﾊﾟｲﾗﾙ型	ﾌﾟﾘｰﾂ型
素材	有機高分子	有機高分子 ｾﾗﾐｯｸｽ	有機高分子 ｾﾗﾐｯｸｽ	有機高分子	有機高分子 金属
孔径	ＭＦからＲＯまで	ＭＦからＵＦ	ＭＦからＲＯまで	ＭＦから ＲＯまで	ＭＦ
膜面積／容積	大	小	小	大	中
ろ過方式	ﾃﾞｯﾄﾞｴﾝﾄﾞ式、 外圧式　内圧式	ﾃﾞｯﾄﾞｴﾝﾄﾞ式又は ｸﾛｽﾌﾛｰ式 内圧式、外圧式	ｸﾛｽﾌﾛｰ式 外圧式	ｸﾛｽﾌﾛｰ式 外圧式	ﾃﾞｯﾄﾞｴﾝﾄﾞ式 －
洗浄方式	加圧逆洗(空気、水)	ｽﾎﾟﾝｼﾞﾎﾞｰﾙ洗浄	ｸﾛｽﾌﾛｰ	ｸﾛｽﾌﾛｰ	－
その他の特徴	浮遊物の許容性有 機械的強度小 低価格	浮遊物許容性有 ﾏﾙﾁﾁｭｰﾌﾞ型、 ﾀﾞｲﾅﾐｯｸ型有り	浮遊物許容性有 機械洗浄型 ﾀﾞｲﾅﾐｯｸ型有り	浮遊物許容 しない 高圧要す	一般的な ｶｰﾄﾘｯｼﾞ ﾌｨﾙﾀｰ

４．まとめと今後の課題

膜分離による処理水質高度化に際して膜の汚染による透過能力の低下は避けられない。適切な対応策を検討するためには膜の汚染原因と汚染の機構を知ることが必要であるが、下水を対象とした場合のこれらの知見は極めて限定されたものである。今年度の検討結果からは膜の種類や分離対象の特性によって原因や機構が異なる可能性が示唆された。次年度は膜の素材や細孔の大きさの影響について検討を継続して行う予定である。膜の汚染の根本的な除去は化学的な洗浄によって達成されるものと考えられるが、膜の種類や素材の違いによって洗浄剤の種類や洗浄方法が異なるので、次年度は下水処理用として適当と考えられる２～３種類の膜について、活性汚泥混合液を直接分離した場合の洗浄方法を検討する予定である。また、膜処理水の安全性を保持するための適当な消毒方法についても検討を行う。

３．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究

汚泥研究室　室　長　渡部春樹
研究員　落　修一
研究員　松原　誠

１．はじめに

下水道の普及、拡充に伴い発生する下水汚泥の量も年々増加し、その処理・処分費用の増大と処分地の確保難が下水道の維持管理にとって大きな課題となってきていることから、より一層の汚泥の処理の効率化と有効利用を目指した技術開発が望まれている。

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

２．研究目的

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

３．研究方法

下水処理場において水処理系から発生してくる汚泥は水分が９９％以上の概して希薄な液状汚泥であり、この液状汚泥から汚泥固形物を回収する、言い換えれば液状汚泥から水分を除去することが汚泥処理の基本である。本研究においては、発生してくる液状汚泥の濃縮による濃厚化から濃厚な液状汚泥の脱水による固形状化までが研究の対象であり、そこでは液状汚泥の汚泥粒子近傍に存在する自由水の排除、分離を扱うことになる。

液状汚泥における汚泥粒子と自由水の分離には汚泥構成粒子の大きさと密度と強度が大きく関係していると想像されることから、本研究では、濃縮と脱水に作用している主要因子の解明をこれら３つの因子を中心に行い、合わせて効果的な凝集方法についても検討する。また、濃縮性は主に汚泥の自然沈降による重力濃縮法により、脱水性は主に自由水の自重による汚泥粒子からの離脱（水切り）状況により評価するものである。

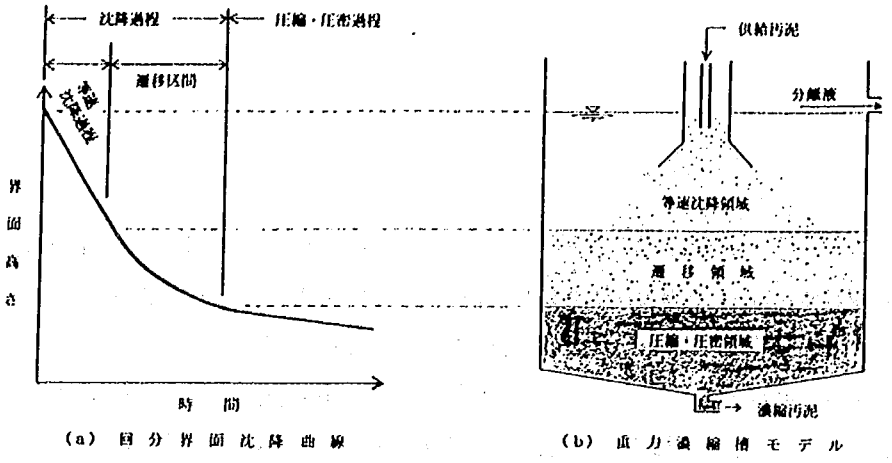
4．研究結果

4年度は、本研究の初年度であり、下水汚泥の重力濃縮に関する基礎的な実験を行った。

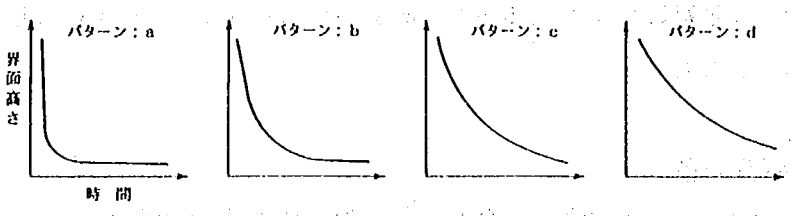
4．1実験の目的

重力濃縮法における下水汚泥の濃縮現象は、図－1に示されるように、従来より汚泥の界面に着目した界面沈降過程と圧縮、圧密（以後、圧密という）過程から説明されてきている。

当研究室が昭和58年度に行った27箇所の下水処理場の余剰活性汚泥を対象とした回分濃縮実験結果（内部資料）を解析してみると、界面沈降現象は図－2のように分類され、パターン：aに近い現象が現われたケースほど濃い濃縮汚泥が得られる傾向が見られた。汚泥の界面沈降現象には、汚泥構成粒子群の粒径分布や密度、粒子の個数密度等が影響していると考えられるが、パターン：aに分類されたケースついては、図－1に示された遷移区間が短くなったことが好成績につながったものと思われ、そこには供試汚泥中の粒子の個数密度が大きく影響していることが想像された。



図－1　重力濃縮法説明図



図－2　界面沈降現象の分類

そして、これらの現象から推察される効果的な重力濃縮方法は、沈降過程では、沈降途中において汚泥構成粒子群の個数密度の増加が起こらない状態（粒子個数密度の増加が沈降抵抗の増加につながり、結果として遷移区間が形成される）で粒子群が濃縮槽の底部まで達することが重要であり、圧密過程においては、濃縮槽底部で起こる沈降粒子群の効果的な積み重ねにより圧密時間が有効に確保できるとともに、この積重ね量を大きくする（圧密加重の増加を図る）ことが圧密促進につながるものと思われた。

本実験は、上述の現象を確認するとともに重力濃縮法の機能を効果的に発揮させる要因を抽出、検討するために、供試汚泥中の粒子の個数密度を希釈操作により変えた回分濃縮実験を行ったものである。

4．2　実験方法

実験は、最初沈殿池汚泥1種類と余剰活性汚泥4種類を供試汚泥（表－1）として、φ100×h600mmの透明アクリル樹脂筒10個による希釈濃縮を行った。実験温度は最初沈殿池汚泥のケースが30

℃で余剰活性汚泥のケースが１０℃であり、汚泥の沈降、濃縮状況はタイマー作動の写真撮影により測定した。なお、本実験にはピケットフェンスは用いていない。

表－１　供試汚泥の種類と背景

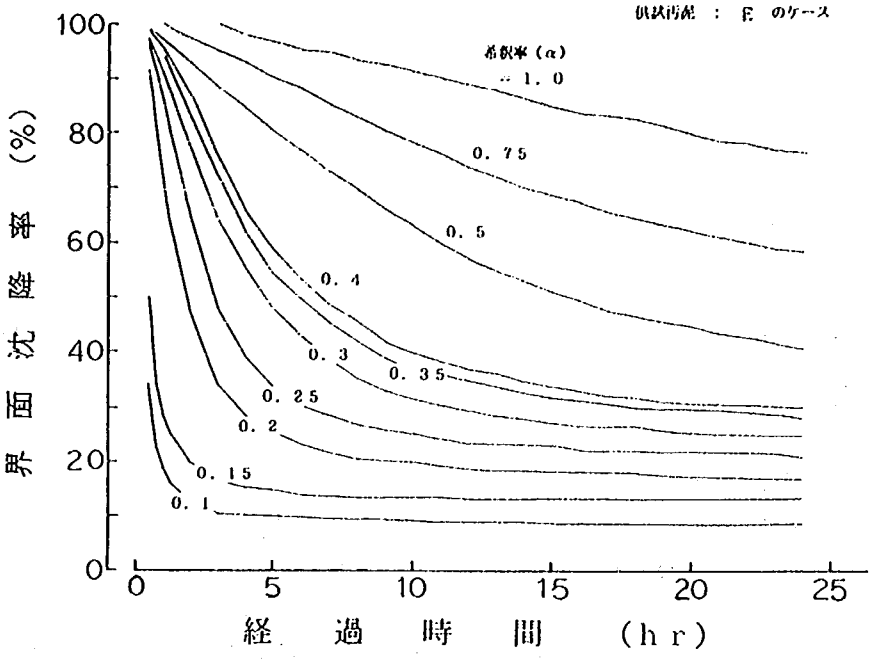
供試汚泥				希釈用水	エアレーションタンク				下水処理場の背景
汚泥の種類		SS (g/ℓ)	VSS/SS (－)		水温 (℃)	SVI (－)	MLSS (mg/ℓ)	水処理法	
A	最初沈殿池汚泥	11.15	0.82	初沈流出水				標準活性汚泥法	公共'（分流式）
B	余剰活性汚泥	5.70	0.81	終沈流出水	19.7	363	1,596	（同　上）	（同　上）
C	〃	5.22	0.82	〃	16.5	443	2,050	長時間エアレーション法	公共'（分流式）
D	〃	7.89	0.82	〃	17.5	334	2,580	嫌気－無酸素－好気法	流域''（一部合流式）
E	〃	9.10	0.81	〃	15.0	234	4,020	オキシデーションディッチ法	実験施設（一部合流式）

＊：公共下水道，　＊＊：流域下水道，　実験施設：当所パイロットプラント

４．３　実験結果

4.3.1 界面沈降曲線

同一供試汚泥における希釈率の違いと回分界面沈降曲線の一例を図－３に示した。このような界面沈降曲線の分布状況は供試汚泥間では異なった様相を呈していた。その主な要因は、希釈による界面等速沈降速度への影響の度合いとその出現傾向が供試汚泥間で異なっていたことにあった。なお、本実験においては希釈率と希釈倍率を①式の通り定義する。



図－３　希釈率の違いと回分界面沈降曲線

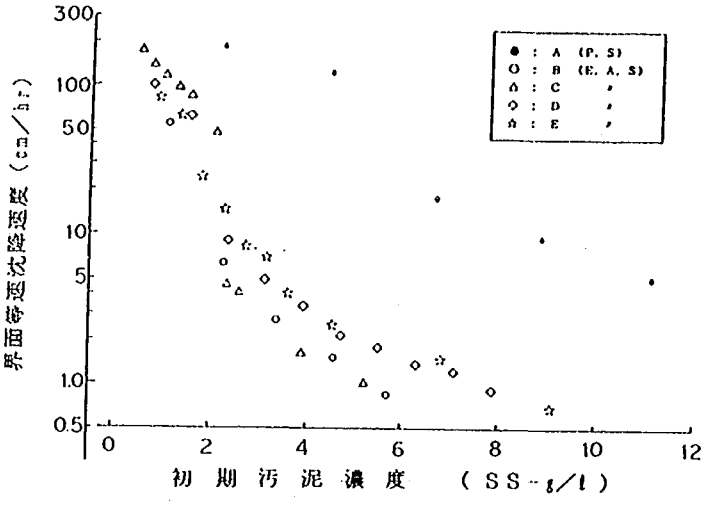
$$\text{希釈率}\ (\alpha) = \frac{\text{供試汚泥量}\ [L^3]}{\text{供試汚泥量}\ [L^3] + \text{希釈水量}\ [L^3]} = [\text{希釈倍率}\ (\alpha^{-1})]^{-1} \quad \cdots\cdots \quad ①$$

4.3.2 界面等速沈降速度

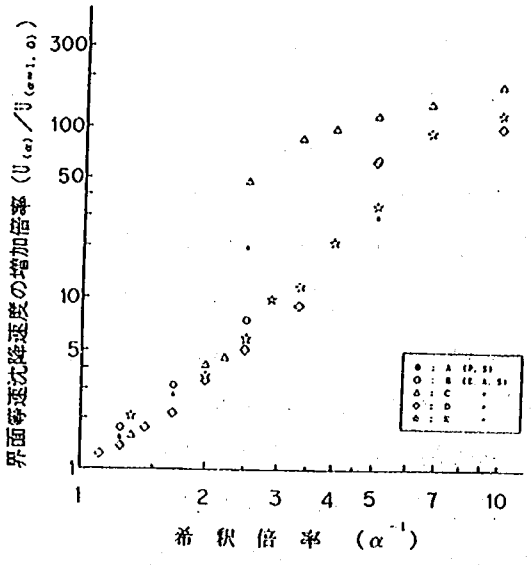
図－４は、初期汚泥濃度と等速沈降速度の関係を示したものである。初期汚泥濃度と等速沈降速度の関係は、それぞれ値は異なるものの供試汚泥間で類似した傾向を示し、供試汚泥間においては初期汚泥濃度が濃くても沈降しやすい最初沈殿池汚泥と、濃いと沈降しづらい余剰活性汚泥に明確に分類される。個々の供試汚泥においては変曲点が存在する（余剰活性汚泥のグループでは初期汚泥濃度が 1.5～ 2.0 g/ℓ-SS の点、最初沈殿池汚泥では 5.5 g/ℓ-SS 前後の点）傾向を示し、この点での変化

の度合いは供試汚泥間で著しく異なり、このことが図－３のような希釈操作による回分界面沈降曲線の分布を決定付けていた。そして、この変曲点より初期汚泥濃度が薄い領域の沈降は図－２のパターン：ａや図－３の希釈率：$\alpha=0.1,\ 0.15$ のケースに当り、汚泥の沈降現象が界面沈降ではなく、汚泥構成粒子が独立、分散した状態での沈降形態をとっていたものと思われる。一方、変曲点より初期汚泥濃度が濃い領域の沈降では明瞭な界面沈降現象が観察されたものである。

図－５は、図－４の現象の無次元化による希釈倍率と界面等速沈降速度の増加倍率の関係を両対数軸上に示したものである。界面等速沈降速度は希釈倍率の増加とともに増加し、或る一定区間、つまり界面沈降の区間までは明らかな比例関係が認められる。そして、その区間においては供試汚泥の種類や違いによらず共通の比例定数を有するものとなっている。この現象が普遍的なものであるとするならば、重力濃縮法の設計や運転管理に好都合な現象であり、実用に値する比例定数（速度定数）を見出して行く必要がある。なお、本実験での結果は②式の通りとなった。



図－４　初期汚泥濃度と界面等速沈降速度



図－５　希釈倍率と界面等速沈降速度の増加倍率

$$U_{(\alpha)} = \alpha^{-K} \cdot U_{(\alpha=1.0)} \qquad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots \quad ②$$

ここで，
$U_{(\alpha)}$ ： 希釈率がαのときの界面等速沈降速度
$U_{(\alpha=1.0)}$ ： 希釈率が$\alpha=1.0$ のときの界面等速沈降速度
α ： 希釈率（①式による）
K ： 速度定数（本実験値：$K=1.96_3$）

4.3.3 濃縮汚泥濃度

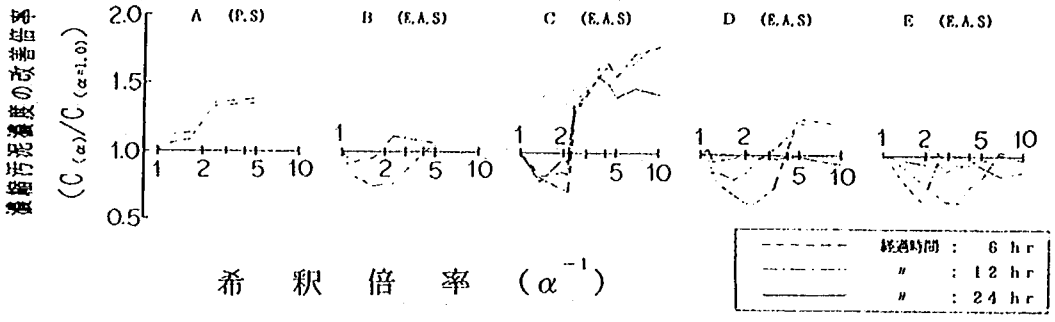
本実験において希釈操作の目指す所は、一定の濃縮時間内において、界面沈降速度を速くするとともに遷移区間の短縮を図り、十分な圧密時間を確保して濃縮汚泥濃度を改善することにある。

図－６は、濃縮汚泥濃度を沈降初期の汚泥濃度をもとに界面沈降率から沈降汚泥内の平均的な濃度

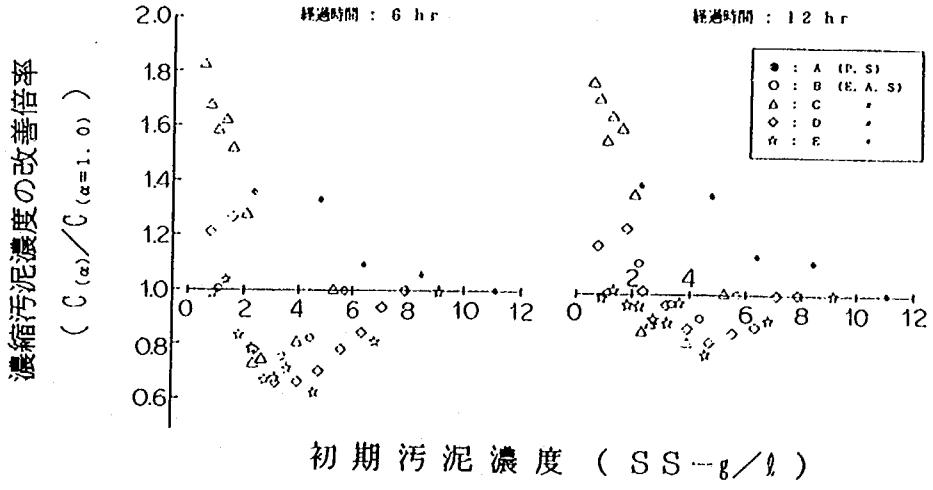
として求め、希釈倍率と濃縮汚泥濃度の改善倍率の関係として表したものである。

希釈倍率を変えたことによる濃縮汚泥濃度の改善傾向は、供試汚泥間で全く異なる様相を示した。希釈操作による濃縮現象では、図－３でも示されたように希釈倍率が低い（希釈率：αが高い）領域では、沈降速度の改善により正に働く作用と遷移区間が形成されることにより負に働く作用とが存在し、この双方の作用の強さの違いがこれらの現象に結びついている。そして、これらの作用の強さの違いは、希釈した時点の初期汚泥濃度に大きく依存しており、界面沈降現象が崩れる初期汚泥濃度（図－４における変曲点が現われる初期汚泥濃度）に達するまで希釈倍率を上げ、汚泥構成粒子群が独立・分散沈降の域に達したとき、濃縮汚泥濃度が改善される傾向が見られる（図－７）。

これは、冒頭で推察した現象を裏付けているものと思われ、汚泥構成粒子群が独立・分散沈降の形態をとっているときは、沈降途中において汚泥構成粒子群の個数密度の増加が起こらない状態で粒子群が濃縮槽の底部まで達し、沈降粒子群は濃縮槽底部に効果的に積み重なっていったことによるものと思われる。



図－６　希釈倍率と濃縮汚泥濃度の改善倍率



図－７　初期汚泥濃度と濃縮汚泥濃度の改善倍率

ここで、本実験では、実験に用いた沈降筒は高さが６０ｃｍと小さく、希釈倍率が高く、且つ沈降速度も高く沈降率が大きいケースでは、沈降汚泥の厚さが短時間で１０ｃｍ以下になり、この厚さの

加重では圧密時間が確保されても圧密促進を期待するのは難しい状況であった。にもかかわらず、明らかに濃縮汚泥濃度が改善される現象が現われたことは、重力濃縮法においては、濃縮槽底部に汚泥構成粒子群の積み重ねを図る沈降方法を取ることだけで相当の改善が見込まれることを示唆するものである。また、この積重ね時に、ピケットフェンス等の適用により積み重なる粒子群の個数密度を更に密にするような操作を取るとともに、粒子個数密度を増した積重ね厚の十分な確保を図れば圧密が促進する作用に働き、さらなる改善が期待されるものと思われる。

4．4　実験のまとめ

下水汚泥の重力濃縮にかかわる要因を抽出するために、希釈濃縮による基礎的な実験を行った結果、以下のような知見が得られた。

(1) 希釈操作による回分界面沈降曲線の変化の状況は供試汚泥の種類や性状により異なる。

(2) 汚泥沈降の形態が界面沈降と分散沈降に分かれる初期汚泥濃度が存在し、その濃度は最初沈殿池汚泥：約 5.5 g/ℓ-SS 、余剰活性汚泥：1.5～2.0 g/ℓ-SS であった。

(3) 界面沈降領域においては、界面等速沈降速度は供試汚泥の種類や性状に関係なく、希釈倍率と指数関数で表される関係にあった。

(4) 濃縮汚泥濃度には汚泥の沈降現象が大きく影響しており、重力濃縮法では汚泥構成粒子群が濃縮槽底部に積み重なるように沈降する方法を取ることが重要である。

5．今後の問題点

本実験では、重力濃縮法の沈降過程に関する種々の知見が得られた。今後は、この知見を規模を大きくした実験装置により再度確認するとともに、圧密過程に関する研究が必要である。そこでは、主に壁面抵抗の影響を受けない条件下における水深効果や圧密汚泥層厚の効果、ピケットフェンスの効果等を解明することが重要な課題となる。また、下水汚泥の粒径分布と密度は本研究において重要且つ基礎的な因子であり、この測定方法の確立を急がなければならない。

４．水環境の効果的な保全手法に関する研究

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　高島英二郎

１．研究の目的

国民の河川、湖沼等に対する水質保全意識が向上している中、下水道等の水質保全施設においても、その早期整備の実現とともに処理機能の信頼性の向上が求められている。水質保全施設には、その中心をなす下水道の他に農業集落排水処理施設、地域し尿処理施設（コミュニティ・プラント）等がある。これらの水質保全施設の処理水質は時間的に変動を示すが、変動特性を含めた水質保全施設の効果及び信頼性についての評価は現在のところ行われていない。このため、水質保全施設の配置が効果的に行われず、ひいては河川等の水質保全が効果的に達成されない可能性がある。このような問題を解決するため、水質保全施設の効果及び信頼性を明確に評価する手法を開発し、河川等の水質保全効果の向上に資することを目的とする。

２．調査方法

下水道以外の水質保全施設については調査データが不足しているため、これらの施設について流入水、処理水の通日調査を各施設について数回ずつ行った。水質については、流入水は採水可能な位置で、処理水については塩素滅菌前で、２時間ピッチに採水・分析した。流入水量については施設に装備されている流量計の読みとりによった。

３年度は２箇所の農業集落排水処理施設（以下、農集排と記す）と１箇所の地域し尿処理施設（以下、コミプラと記す）の調査を、Ａ農集排について３回、Ｂ農集排について２回、Ｅコミプラについて２回行った。４年度は、Ａ農集排についてさらに２回、新たにＣ・Ｄ農集排について３回ずつ調査を行った。

３．調査実施施設の概要

３年度、４年度に調査を実施した４箇所の農集排と１箇所のコミプラの概要を表－１に示す。

着工から供用開始までは、いずれの施設も２年程度と短い。

Ｅコミプラは流入水量が計画水量の半分しかなく、さらに３次処理を有しているため、良好な処理水質を出せる条件になっている。また、農集排もコミプラも、汚泥処理については濃縮貯留槽の他は保有しておらず、汚泥処理系からの返流水がほとんどないため、一般の下水道の処理場と比べて水処理にかかる負荷が小さくなっている。

４箇所の農集排については、計画人口と実際の処理人口の差が小さく、水量については、実際の処理水量が計画水量を上回っている。農集排の計画では１人１日平均汚水量を２７０１（地下水３０１を含む）として見込んでいるが、実際には４箇所ともこれ以上の下水が流入していることになる。こ

のように、農集排は現状で必要な容量だけが作られており、その面で無駄がなく効率的であると言える。しかし反面、将来地域の発展等により下水量が増えた場合に対応できないことになる。

農集排の建設費については、計画人口1人当たり60万円程度となっている。ただし、これらの施設は汚泥処理を有しておらず、汚泥についてはし尿処理場または下水処理場にバキュームカーで搬出している。農集排の場合、将来的に汚泥を農業利用するとすれば、立地面では有利であると思われる。

維持管理は、全ての箇所で通常は無人管理であり、メンテナンス会社への委託により2週間に1回程度保守点検が行われているが、農集排の中の1箇所では、処理区内住民によって週2回、簡単な点検としさの除去が行われていた。

このような小規模処理施設は、現状での水洗化の要請に応える面では効率の良さが感じられるが、将来的に箇所数が非常に大きなものとなった場合、技術者の確保の問題、現行ではし尿処理施設等の余裕の範囲内で対処されている汚泥処理の将来の不確定性の問題、将来的に処理水質の高度化が要請されたときに分散型処理施設では箇所が多すぎて運転技術向上、施設改善の面で対応しずらいという問題があると思われる。

表－1　調査実施施設の概要

	A農集排	B農集排	C農集排	D農集排
採択年度	昭和59	昭和60	昭和55	昭和61
着工年度	昭和60．12	昭和61．10	昭和61	
供用開始年度	昭和62．7月	昭和63．11	昭和63	平成元
処理方式	JARUS I 型 接触曝気法	JARUS I 型 接触曝気法 （2段階）	JARUS I 型 接触曝気法	JARUSIII型 嫌気ろ床併用 接触曝気（2段階）法
計画人口	240人	550人	230人	990人
処理人口	236人	537人	212人	945人
計画水量（日平均）	65 m^3／d	149 m^3／d	62 m^3／d	268 m^3／d
処理水量	81 m^3／d	172 m^3／d	69 m^3／d	277 m^3／d
曝気槽 滞留時間	15．3時間	18.6＋4.1時間	16．5時間	9.3＋4.2時間
曝気槽 BOD容積負荷	0．24	0．25	0．22	0．39
終沈水面積負荷	16．2	19．1	12．0	14．4
管路延長	1．1km	5．8km	1．2km	7．1km
建設費	145百万円	314百万円	129百万円	527百万円
計画人口1人当り	60万円	57万円	56万円	53万円
汚泥引き抜き頻度	1月に1回	3カ月に1回	半年に1回	半年に1回
汚泥搬出先	下水処理場	し尿処理場	し尿処理場	し尿処理場

	Eコミプラ
着工年度	昭和53
供用開始年度	昭和54．2月
処理方式	二次処理：長時間曝気法 三次処理：接触曝気 ＋砂ろ過
計画人口	2690人
処理人口	1078人
計画水量（日平均）	560 m^3／d
処理水量	282 m^3／d
曝気槽 滞留時間	47.4＋8.7時間
曝気槽 BOD容積負荷	0．08
終沈水面積負荷	3．9
汚泥搬出先	し尿処理場

1）処理水量、滞留時間、BOD容積負荷（$kg/m^3 \cdot d$）、水面積負荷（$m^3/m^2 \cdot d$）は調査日の流入水量・負荷量による

2）BOD容積負荷は曝気槽流入負荷でなく処理場流入負荷で計算したため、高めの値になっている

3）BOD容積負荷について、

B・D農集排は最初の1段階のみの値

Eコミプラは2次処理のみの値

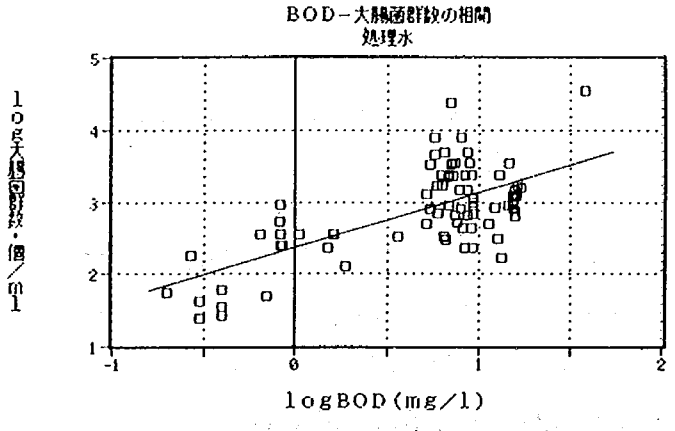
4．調査結果

4．1　処理効果の指標としての大腸菌群数について

衛生上の安全性の指標として用いられている大腸菌群は、水処理の過程において沈澱物に付着し除去される他、活性汚泥中の原生動物等によって補食され減少するため、水処理効果を判定するための指標ともなるものである[1)2)]。3年度調査のA・B農集排とEコミプラについては大腸菌群数の測定を行っているため、処理水の大腸菌群数と他の水質項目との相関を調べた。なお、処理水のサンプルは塩素滅菌前のものである。測定した水質項目の中で比較的高い相関が得られたのは、BODと有機態窒素であった。図－1、2に両対数で表したそれぞれの相関図を示す。有機態窒素との相関が高いということは、下水中の有機物の分解にしたがって大腸菌群も減少することを示している。

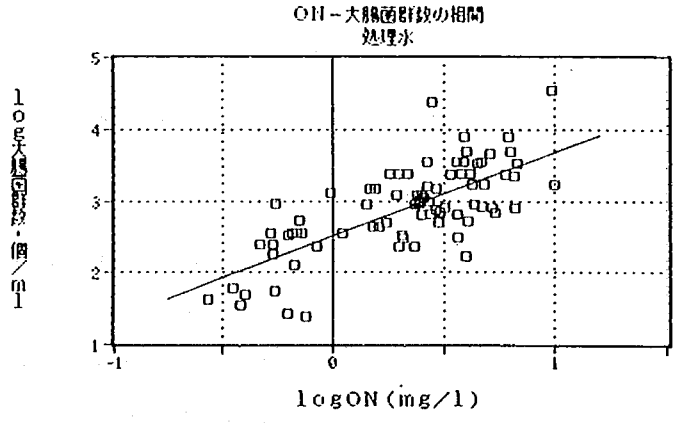
また、BODと大腸菌群数の相関式から計算すると、BODが20mg/lのときの大腸菌群数は2400個／mlであり、BOD20mg/lと大腸菌群数3000個／mlはほぼ対応していることがわかる。

ただし、大腸菌群数は他項目に比べて測定値の変動が大きく（表－2参照）、これが処理効果自体の変動に起因しているのであれば処理効果指標として適切であると言えるが、実際は測定誤差によるところが大きいと思われる。大腸菌群は調査しようとする水の中に均一には存在していないと思われるが、大腸菌群の試料の採取には滅菌試料びんを用いるため採取量が少なく、さらに試料びん中から1mlのみをとって試験を行うため、この1mlのとり方に起因する測定誤差が大きいものと思われる。したがって、処理効果の指標として大腸菌群数を用いるときは、ばらつきが大きいことを考慮に入れておく必要がある。



Y＝0.79X＋2.35（R＝0.68）

図－1　BODと大腸菌群数の相関(両対数)



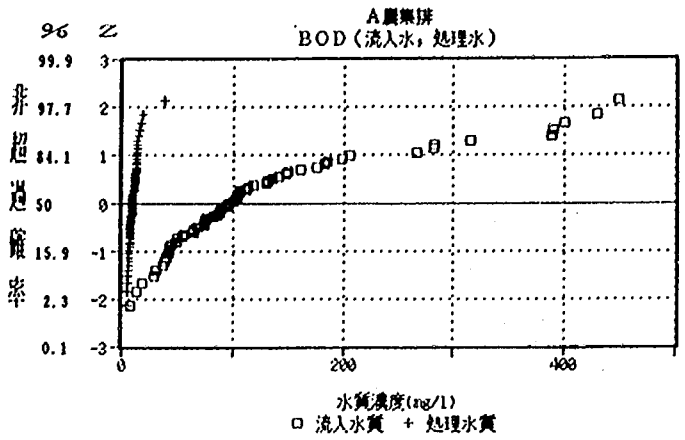
Y＝1.18X＋2.52（R＝0.73）

図－2　有機態窒素と大腸菌群数の相関(両対数)

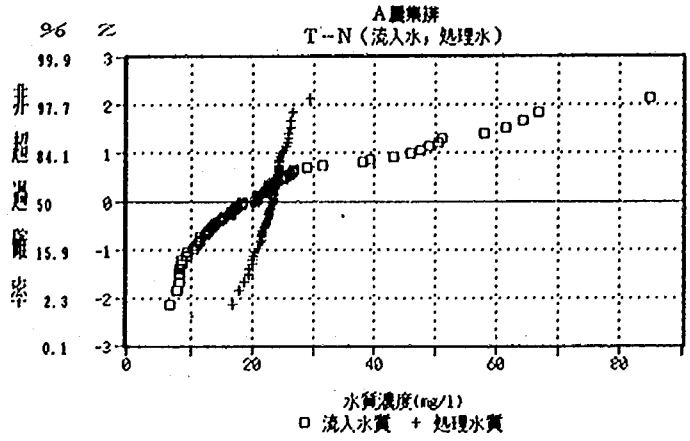
4．2　各施設の流入・処理水質特性

3、4年度で、A農集排は5回、B農集排は2回、C・D農集排はそれぞれ3回、Eコミプラは2回の調査を行ったが、箇所毎に複数回のデータをまとめて解析を行った。

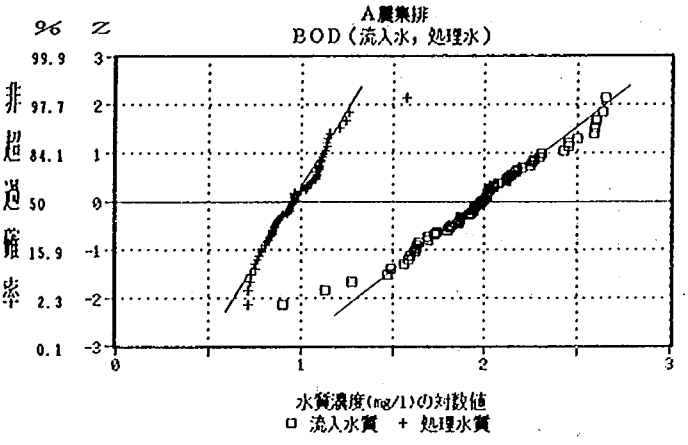
各水質項目ごとのデータを水質濃度の小さいものから順番に並べた順番i番目のものの非超過確率をi／(n+1)として表し、これを標準正規分布の累積確率 $p=1/\sqrt{2\pi}\int_{-\infty}^{z}\exp(-z^2/2)dz$ のZとして表現した値と、水質濃度またはその対数値との関係をプロットした。これは、正規確率紙または対数正規確率紙にプロッティングすることに相当する[3)]。プロットが直線になるかどうかで、水質データが正規分布に従うか対数正規分布に従うかを判定することができる。



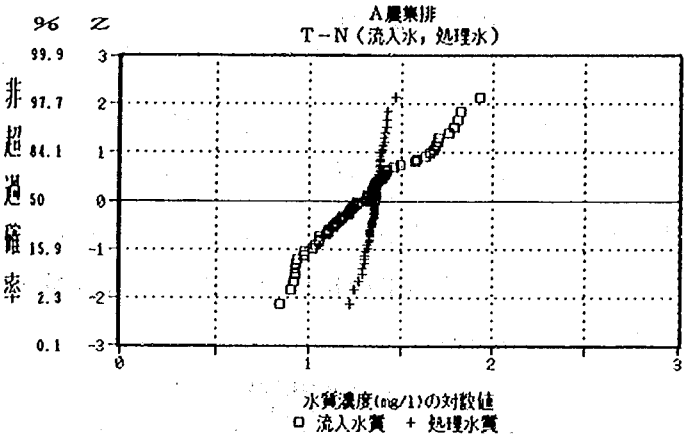
図－３　ＢＯＤ流入・処理水質の正規確率紙へのプロッティング（Ａ農集排）



図－４　Ｔ－Ｎ流入・処理水質の正規確率紙へのプロッティング（Ａ農集排）



図－５　ＢＯＤ流入・処理水質の対数正規確率紙へのプロッティング（Ａ農集排）



図－６　Ｔ－Ｎ流入・処理水質の対数正規確率紙へのプロッティング（Ａ農集排）

例として、図－３～６にＡ農集排のＢＯＤ、Ｔ－Ｎのグラフを示す。図－３・４は横軸が観測値の場合で図－５・６は横軸が対数変換値の場合である。対数変換したときにいずれもプロットがほぼ直線になっているため、これらは対数正規分布で近似できる。Ｔ－Ｎの処理水質については、対数変換しない場合（図－４）でもほぼ直線になっているため正規分布でも近似できる。図－５からＢＯＤの流入水質と処理水質のプロットを比べると、処理水質のプロットは値が小さくなるとともに線の傾きが大きくなっている。これは、水質変動が処理水質ではかなり小さくなることを示している。Ｔ－Ｎについては、Ａ農集排においては除去されていないが水質変動はかなり低減されていることがわかる。

表－２は、箇所毎の各水質項目のデータについて正規分布か対数正規分布かを判定した結果並びに、観測値ｘの平均$\bar{x}$及び標準偏差Ｓｘ、処理水と流入水の観測値の平均$\bar{x}$から計算した除去率、ｘの対数変換値ｙの平均$\bar{y}$及び標準偏差Ｓｙをまとめたものである。

データ数が少ないため確率分布が判定できていない項目もあると思われるが、表－２に示した多くの水質項目は対数正規分布に従う傾向がある。中には対数正規分布と正規分布の両方で近似できるものもあるが、大腸菌群数（流入水、処理水とも）及び処理水のＳＳは、対数正規分布のみに従い正規

表－２　各処理施設における各項目の水質変動の確率分布及び水質特性値

		BOD		COD		SS		T－N		O－N		NH4-N		T－P		大腸菌群数	
		流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
A農業排	分布 正規	×	×	×	○	×	×	×	○	×	×	×	○	×	△	×	×
	対数正規	○	○	○	○	○	△	○	○	○	△	○	○	○	○	○	△
n＝61（大腸	観測値xの平均 $\bar{x}$	130	10.1	88.9	16.7	60.8	8.6	24.7	22.9	12.7	3.2	11.7	19.6	2.69	2.04	64000	3600
菌群数は37）	除去率		92		81		86		7		75		-68		24		94
調査時期	標準偏差 Sx	108	4.9	69.2	2.9	45.6	5.6	17.3	2.2	13.1	2.1	8.5	2.6	2.23	0.68	92000	6700
H3-7,10月	対数値yの平均 $\bar{y}$	1.98	0.97	1.85	1.22	1.68	0.86	1.31	1.36	0.93	0.42	0.98	1.29	0.33	0.29	4.43	3.22
H4-1,8,10月	標準偏差 Sy	0.36	0.16	0.28	0.076	0.30	0.27	0.27	0.043	0.39	0.28	0.28	0.057	0.28	0.14	0.60	0.50
B農業排	分布 正規	×	×	×	×	×	×	×	×	○	△	×	×	×	×	×	×
	対数正規	○	×	△	×	○	△	○	×	○	○	○	×	○	×	○	○
n＝24	観測値xの平均 $\bar{x}$	101	12.2	58.1	14.5	85.2	4.9	18.0	15.3	9.2	2.4	8.4	2.0	1.75	1.32	110000	1200
調査時期	除去率		88		75		94		15		74		76		25		99
H3-6,9月	標準偏差 Sx	150	3.7	69.1	1.6	110	1.1	14.5	2.0	4.9	0.68	10.0	1.3	1.07	0.30	110000	860
（9月調査時	対数値yの平均 $\bar{y}$	1.84	1.06	1.66	1.16	1.81	0.68	1.19	1.18	0.93	0.36	0.78	0.15	0.18	0.11	4.89	2.98
は大雨）	標準偏差 Sy	0.31	0.14	0.25	0.049	0.27	0.089	0.22	0.056	0.17	0.12	0.32	0.39	0.24	0.10	0.37	0.33
C農業排	分布 正規	×	△	×	△	×	×	○	×	×	△	○	×	△	×		
	対数正規	○	○	○	○	○	△	△	×	△	△	△	○	○	×		
n＝36	観測値xの平均 $\bar{x}$	143	11.1	81.5	12.2	99	10.9	22.3	10.0	7.3	1.1	13.7	0.30	2.60	1.81		
	除去率		92		85		89		55		85		98		30		
調査時期	標準偏差 Sx	78.6	3.1	39.6	2.2	106	5.2	6.3	3.6	3.3	0.18	5.4	0.20	0.93	0.33		
H4-9,11,12月	対数値yの平均 $\bar{y}$	2.10	1.03	1.87	1.08	1.86	1.00	1.33	0.96	0.83	0.038	1.10	-0.62	0.39	0.25		
	標準偏差 Sy	0.21	0.12	0.19	0.080	0.33	0.17	0.14	0.18	0.18	0.070	0.20	0.30	0.16	0.084		
D農業排	分布 正規	○	○	×	×	○	△	○	△	×	×	○	○	○	×		
	対数正規	○	×	○	×	○	○	○	△	×	△	○	○	○	×		
n＝36	観測値xの平均 $\bar{x}$	155	26.4	85.9	17.6	56.7	4.1	24.1	22.7	7.9	1.6	16.2	17.6	2.78	2.43		
	除去率		83		80		93		6		80		-9		13		
調査時期	標準偏差 Sx	62.3	9.0	32.2	4.1	32.5	2.4	6.4	1.3	3.0	0.38	5.9	1.6	0.71	0.37		
H4-9,11,12月	対数値yの平均 $\bar{y}$	2.15	1.38	1.90	1.23	1.67	0.54	1.37	1.35	0.87	0.19	1.18	1.24	0.43	0.38		
	標準偏差 Sy	0.19	0.23	0.16	0.10	0.30	0.26	0.11	0.026	0.16	0.10	0.16	0.041	0.11	0.069		
Eコミプラ	分布 正規	×	△	○	△	×	×	×	×	×	○	○	×	○	○	×	×
	対数正規	○	○	○	△	○	△	○	×	△	○	○	×	○	○	○	○
n＝24（大腸	観測値xの平均 $\bar{x}$	145	0.8	72.1	5.3	79.5	1.0	35.8	12.2	21.3	0.58	14.3	0.55	2.87	1.84	56000	240
菌群数は19）	除去率		99		93		99		66		97		96		36		100
調査時期	標準偏差 Sx	93.3	0.54	30.6	0.42	54.3	0.82	19.7	2.7	14.6	0.19	6.6	0.39	1.18	0.077	79000	220
H3-8,11月	対数値yの平均 $\bar{y}$	2.07	-0.21	1.82	0.72	1.80		1.50	1.08	1.25	-0.26	1.11	-0.38	0.42	0.26	4.47	2.16
	標準偏差 Sy	0.29	0.35	0.20	0.033	0.32		0.22	0.10	0.25	0.15	0.22	0.35	0.19	0.018	0.52	0.48

注(1)水質の単位は大腸菌群数（個／ｍｌ）を除きｍｇ／ｌ

(2)ｎはデータ数で、各水質項目とも同じ数である

(3)分布欄は、正規確率紙または対数正規確率紙へのプロッティングにより、ほぼ直線に乗る場合○、乗らない場合×、その中間の場合△を記した。

分布では近似できない傾向がある。

水質変動が対数正規分布に従うことがわかれば、観測値の対数変換値の平均と標準偏差を用いて、水質濃度の各%値を計算することができるなど、水質特性を的確に表現することができる。これを利用した処理水質の信頼性評価の一手法については「下水処理水の水質変動に関する研究」の今年度報告書に記述した。

Eコミプラは施設の能力に対する流入負荷が非常に小さい上に砂ろ過が行われているため、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ、大腸菌群数等の除去率が非常に大きくなっている。他の施設については、D農集排の処理水のＢＯＤは硝化による分を含んでいる可能性があり除去率がやや低いが、全体的に、ＢＯＤ・ＳＳの除去率は９割程度、ＣＯＤの除去率は８割程度となっている。Ｔ－Ｎ、Ｔ－Ｐの除去率は、これを目的としている施設はないためいずれも低い値である。また、NH4-Nの硝化が進んでいる箇所と進んでいない箇所の違いが極端なものとなっている。

５．今後の課題

下水道以外の水質保全施設については水質データが少ないため、今後も調査を実施して多くのデータを収集し、各種の水質保全施設の水質（変動）特性を把握する必要がある。

また、放流水域の水質保全の観点から見た、水質保全施設に求められる処理水質及び施設の配置について、水質変動も考慮に入れた検討は従来ほとんど行われていないため、これについて検討を試みたい。

＜参考文献＞

1)土木学会編(1980) 新体系土木工学 89下水道，技報堂出版，p.204

2)(社)日本下水道協会(1991) 下水道維持管理指針，p.683,p.741

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

５．下水処理水の水質変動に関する研究

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　高島英二郎

１．研究の目的

下水処理場から放流される処理水の評価は、通常平均的な水質で表現されることが多いが、実際には処理水質は変動を示し、処理水の評価を単に平均水質のみで行うことは処理機能の一面的評価でしかないことになる。下水の処理機能を総合的に評価するためには、平均的な処理水質とともにその変動パターンについても考慮し、その特性を把握することが必要であり、さらに処理機能の向上を図るためには水質変動の原因等についても分析することが必要である。

本研究は、水質変動を含めた下水処理場の処理水質の評価手法を明らかにし、下水処理場の信頼性向上に資することを目的とする。

２．研究内容

２．１　３・４年度の研究概要

３年度においては、日本及びヨーロッパにおける下水処理水の水質基準について対比し、ヨーロッパにおいては、処理水の評価の際に統計的手法が用いられている場合が多いのに対し、日本においては処理水質評価に統計的手法は用いられていないことを確認した。

また、下水処理場の処理水質データから、年４回の２４時間の処理水質変動を見ることにより、時間的、季節的な処理水質の変動がかなりあり、季節変化が卓越している箇所、時間変動が卓越している箇所、時間変動、季節変化が同じ程度に現れている箇所と特徴がさまざまであることを確認した。

４年度においても下水処理場の水質データを収集し、水質変動の確率分布特性についての解析等を行った。

２．２　水質変動の確率分布特性及び通日試験データと定時試験データの違いについて

水質データは主に、通日試験データと定時試験データに分けることができる。通日データは年に数日、２４時間にわたり２時間間隔等でとられるデータであり、定時データはある決められた頻度の日の決められた時刻にとられるデータである。

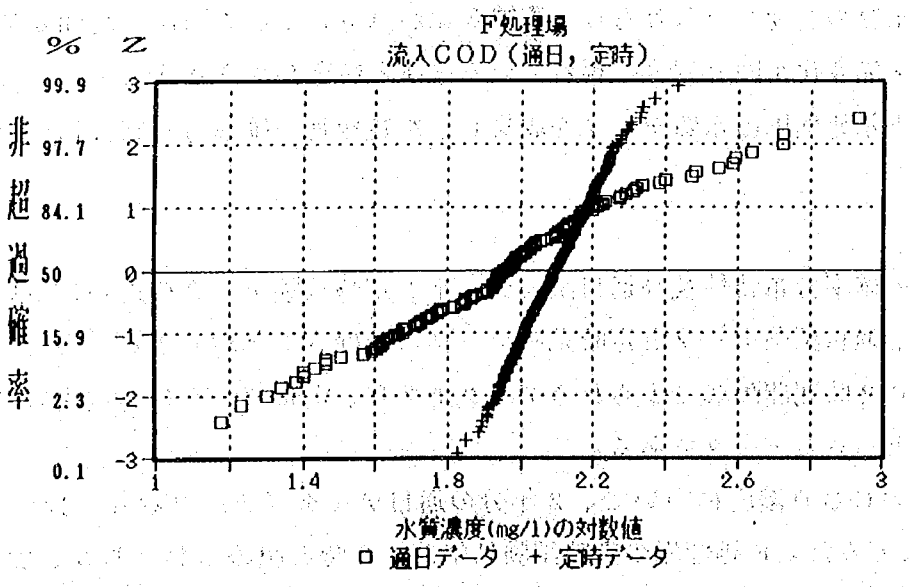
Ｆ処理場の流入水のＣＯＤ濃度について、２年分の通日データ（データ数ｎ＝131）と定時データ（ｎ＝661）を比較してみた。Ｆ処理場の定時試験は午前１０時と決められており、また通日試験は年５ないし６回（いずれも金曜、土曜日）と他の処理場に比べて多くの回数実施されている。ちなみに、通日試験が全く行われていない処理場も多い。

サンプル数nのデータを水質濃度の小さいものから順番に並べた順序i番目のものの非超過確率をi／(n+1)として表し、これを標準正規分布の累積確率 $p=1/\sqrt{2\pi}\int_{-\infty}^{Z}\exp(-z^2/2)dz$ のZとして表現した値と水質濃度の対数値の関係をプロットした（図－1）。これは、対数正規確率紙にプロッティングすることに相当する[1)]。図－1より、通日データも定時データもほぼ直線となり、いずれも対数正規分布に従うことを示しているが、通日データは定時データに比べて値の範囲（変動）が大きくなっている。

水質変動には、時間による変動、日による変動、月や季節による変動等があり、水質変動の確率分布をとらえるにはこれらを考慮に入れて偏りのないサンプリングを行うことが好ましい。定時データは、決まった時刻の水質をその日の代表値として、経日的な水質の変化をとらえるという点では目的を達しているが、他の時刻のデータがないという点で水質濃度の母集団に対して偏ったサンプルであると言える。図－1では、このことが原因で定時データは狭い範囲におさまっていると考えられる。通日データも調査頻度が少なかったり調査時期が偏っていたりすれば、水質濃度の母集団に対して適正なサンプルであるとは言えないわけであり、データの解析を行う上ではこれらの点に注意する必要がある。なお、図－1は流入水の場合であり時間的な変動が大きいため、通日データと定時データの違いが特に大きく表れているが、処理水の場合は通日データと定時データの違いは流入水ほど大きくない。

また、水質変動の確率分布をとらえるためのデータのとり方として、日によって採取時刻を変え、0～23時の各時刻のデータ数が同一になるように調査を行う方法も考えられる。

表－1は、F処理場、M処理場とS処理場の水質データについて、正規確率紙および対数正規確率紙にプロッティングすることによって正規分布か対数正規分布かを判定した結果と、平均及び標準偏差を示したものである。表－1に示すように、ほとんどのケースにおいて、水質変動は対数正規分布に従い、対数変換値の標準偏差Syは通日データの方が定時データより大きい傾向が見られる。また、Syが0.10以下で対数正規分布で近似できる場合には、正規分布でも近似できる傾向がある。



図－1　対数正規確率紙へのプロッティングによる通日データと定時データの比較

表－1　各項目の水質変動の確率分布及び定時データと通日データの比較

F処理場		BOD (mg/l) 流入水 定時	BOD (mg/l) 流入水 通日	BOD (mg/l) 放流水 定時	BOD (mg/l) 放流水 通日	COD (mg/l) 流入水 定時	COD (mg/l) 流入水 通日	COD (mg/l) 放流水 定時	COD (mg/l) 放流水 通日	SS (mg/l) 流入水 定時	SS (mg/l) 流入水 通日	SS (mg/l) 放流水 定時	SS (mg/l) 放流水 通日	大腸菌群数 (個/ml) 流入水 定時	大腸菌群数 (個/ml) 流入水 通日	大腸菌群数 (個/ml) 終沈流出水 定時	大腸菌群数 (個/ml) 終沈流出水 通日
データ数		96	131	96	131	661	131	661	131	661	131	661	131	96	131	93	131
分布	正規	○	○	×	×	△	×	×	×	△	×	×	×	×	×	×	×
	対数正規	○	×	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○	○
観測値xの平均 $\bar{x}$		280	229	6.9	13.3	128	119	16.7	17.3	250	205	13.0	13.2	210000	94000	3300	2900
標準偏差 Sx		61.3	88.1	4.7	12.4	25.9	111	4.5	5.3	56.9	245	5.3	7.2	160000	75000	4200	2400
対数値yの平均 $\bar{y}$		2.44	2.32	0.74	0.96	2.10	1.96	1.21	1.22	2.39	2.13	1.07	1.06	5.22	4.83	3.34	3.30
標準偏差 Sy		0.10	0.22	0.31	0.39	0.086	0.31	0.11	0.13	0.091	0.39	0.19	0.24	0.31	0.38	0.38	0.38

M処理場		BOD (mg/l) 流入水 定時	BOD (mg/l) 流入水 通日	BOD (mg/l) 終沈流出水 定時	BOD (mg/l) 終沈流出水 通日	COD (mg/l) 流入水 定時	COD (mg/l) 流入水 通日	COD (mg/l) 放流水 定時	COD (mg/l) 放流水 通日	SS (mg/l) 流入水 定時	SS (mg/l) 流入水 通日	SS (mg/l) 放流水 定時	SS (mg/l) 放流水 通日	大腸菌群数 (個/ml) 流入水 定時	大腸菌群数 (個/ml) 流入水 通日	大腸菌群数 (個/ml) 終沈流出水 定時	大腸菌群数 (個/ml) 終沈流出水 通日
データ数		103	96	102	94	104	96	104	95	104	96	104	92	102	48		96
分布	正規	×	×	×	×	×	×	△	○	×	×	×	×	×	×		×
	対数正規	○	○	○	△	△	○	○	○	○	○	○	○	○	○		○
観測値xの平均 $\bar{x}$		195	227	15.4	16.1	107	106	12.2	12.4	154	158	4.0	3.4	110000	71000		950
標準偏差 Sx		51.6	82.7	10.5	10.9	22.8	31.4	2.4	1.9	40.9	99.4	1.5	1.8	51000	48000		870
対数値yの平均 $\bar{y}$		2.28	2.33	1.10	1.11	2.02	2.01	1.08	1.09	2.17	2.15	0.57	0.47	4.98	4.72		2.84
標準偏差 Sy		0.11	0.14	0.28	0.29	0.088	0.11	0.087	0.070	0.11	0.20	0.16	0.24	0.20	0.36		0.33

S処理場		BOD (mg/l) 流入水 定時	BOD (mg/l) 流入水 通日	BOD (mg/l) 終沈流出水 定時	BOD (mg/l) 終沈流出水 通日	COD (mg/l) 流入水 定時	COD (mg/l) 流入水 通日	COD (mg/l) 放流水 定時	COD (mg/l) 放流水 通日	SS (mg/l) 流入水 定時	SS (mg/l) 流入水 通日	SS (mg/l) 放流水 定時	SS (mg/l) 放流水 通日	TN (mg/l) 流入水 定時	TN (mg/l) 放流水 定時	NH4N (mg/l) 流入水 定時	NH4N (mg/l) 放流水 定時
データ数		48	90	48	91	48	90	48	91	48	91	48	91	48	48	48	48
分布	正規	○	○	×	×	○	○	○	△	○	×	×	×	○	○	△	○
	対数正規	△	○	○	△	○	○	○	△	×	△	○	△	○	○	△	△
観測値xの平均 $\bar{x}$		232	180	9.9	14.1	115	90.9	10.2	10.8	153	108	3.7	3.5	40.2	13.2	23.6	6.5
標準偏差 Sx		51.4	60.7	5.0	8.8	18.2	25.2	1.6	1.7	42.7	86.9	1.9	4.6	5.2	3.1	4.0	3.8
対数値yの平均 $\bar{y}$		2.35	2.23	0.94	1.07	2.06	1.94	1.00	1.03	2.16	1.95	0.51	0.43	1.60	1.11	1.37	0.74
標準偏差 Sy		0.11	0.17	0.22	0.26	0.074	0.13	0.071	0.063	0.14	0.26	0.23	0.26	0.057	0.11	0.089	0.32

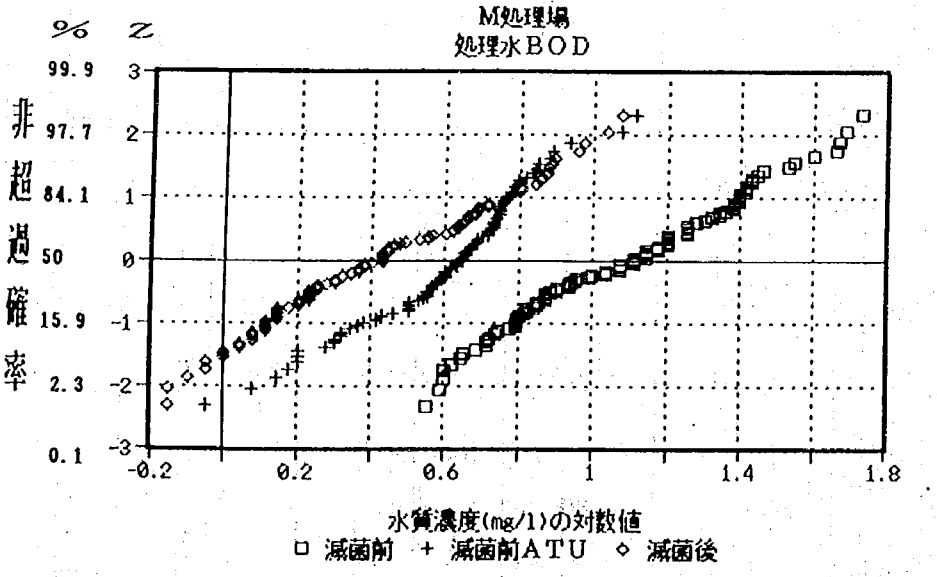
注）分布欄は、正規確率紙または対数正規確率紙へのプロッティングにより、ほぼ直線に乗る場合○、乗らない場合×、その中間の場合△を記した。

２．３　処理水ＢＯＤの測定法による違いについて

M処理場の処理水ＢＯＤの定時試験データについて、滅菌前のデータ（ケース①）、滅菌前のＡＴＵ-ＢＯＤデータ（ケース②）、滅菌後に塩素を中和し植種して測定したデータ（ケース③）の３種類があったため、それぞれについて解析を行った。この３種類のデータを対数正規確率紙にプロッティングしたものが図－２である。いずれもほぼ直線を示しており対数正規分布に従うと言えるが、ケース①はアンモニアの硝化による酸素消費の影響によりケース②、③に比べて高い値をとっている。ケース②と③はかなり近い値となっている。

従来から指摘されているように、処理水におけるＢＯＤは有機物による酸素消費（Ｃ-ＢＯＤ）と硝化による酸素消費（Ｎ-ＢＯＤ）の両方を含んだ値であり、Ｎ-ＢＯＤはアンモニア濃度と硝化細菌数によって大きく変化するという問題がある[2)3)]。処理施設の機能評価を行う上においては、処理水のＢＯＤでＣ-ＢＯＤとＮ-ＢＯＤの両方を含みその内訳の不明なものは水質指標としてあいまいな面があると言える。また、放流先河川において下水処理水の占める割合が高い場合には、河川水においてもＢＯＤ中に占めるＮ-ＢＯＤの割合が高い場合がある[4)]。このようなときは、処理水のＮ-ＢＯＤも指標として重要であると思われる。

以上から、処理水のＢＯＤデータについては、Ｃ-ＢＯＤとＮ-ＢＯＤを区別して解析を行うことが好ましい。しかしながら、現状ではそのようにしてデータがとられていない処理場がほとんどで今後の改善が望まれるところであり、処理水のＢＯＤデータの解析結果にはそのような問題が内在していることを認識しておく必要がある。



図－２　対数正規確率紙へのプロッティングによる処理水の各種ＢＯＤ測定値の比較

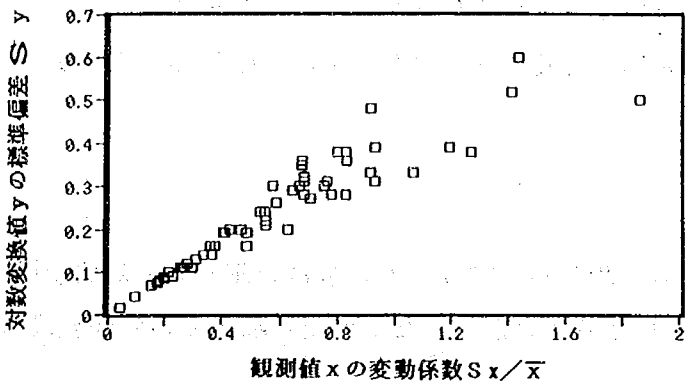
２．４　対数正規分布及び信頼性評価の一手法について

表－１に示したように、流入水質と処理水質の多くの項目は対数正規分布に従う。対数正規分布の場合、観測値ｘの対数ｙ＝ｌｏｇｘが正規分布をとるわけであるから、ｙの平均値を$\bar{y}$、標準偏差をＳｙとすると、標準正規分布表からｙの５０％値は$\bar{y}$、７５％値は$\bar{y}+0.67S_y$、９５％値は$\bar{y}+1.64S_y$というように、求めたいｙの各％値は標準正規分布表から読み取れるＺを用いて$\bar{y}+ZS_y$で計算する

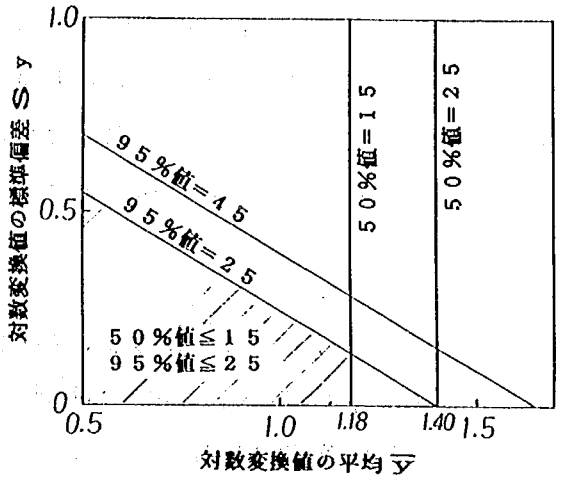
ことができる。したがって、xの各%値は10の（$\overline{y}+ZSy$）乗で計算することができる。このように、あるデータの集団が対数正規分布に従うことがわかっていれば、平均と標準偏差の2つの値のみによって分布の特性を表現することができる[5)6)]。

また、観測値xの平均を$\overline{x}$、標準偏差をSxとし、観測値xの変動係数Sx／$\overline{x}$と、xの対数yの標準偏差Syの関係を図－3に示した。このグラフのプロットは、対数正規分布をとることを確認した各種の水質データから計算したものである。図－3から、観測値の対数の標準偏差Syは、観測値の変動係数と同様な性格を持つ値であることがわかる。観測値ベースの標準偏差の大きさは観測値の大小によって左右されるため、異なる集団どうしの変動の大きさの比較には平均値で割って無次元化した変動係数を用いることが適切な場合があり、対数変換値の標準偏差Syも変動係数と同様な目的で用いることができる。

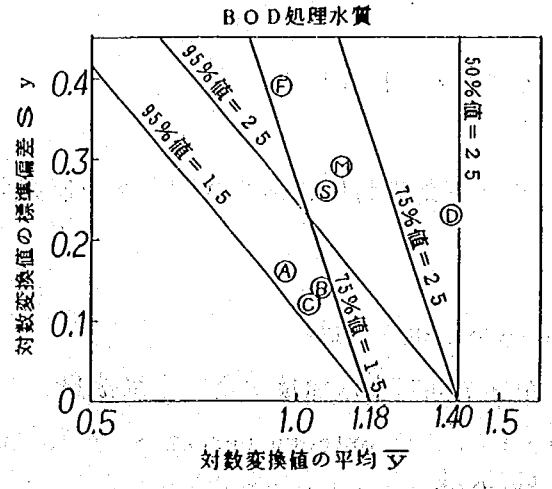
そこで、異なる水質データの集団の特性を比較するため、横軸に対数変換値の平均値$\overline{y}$、縦軸に対数変換値の標準偏差Syをとる座標系を考えた（図－4）。BOD等の処理水質については一般に、$\overline{y}$もSyも小さいほど処理施設の信頼性が高いと言える。また、たとえばグラフ上に、対数正規分布をとる場合の50%値＝15、95%値＝25などの線を引くことができ、50%値が15以下で95%



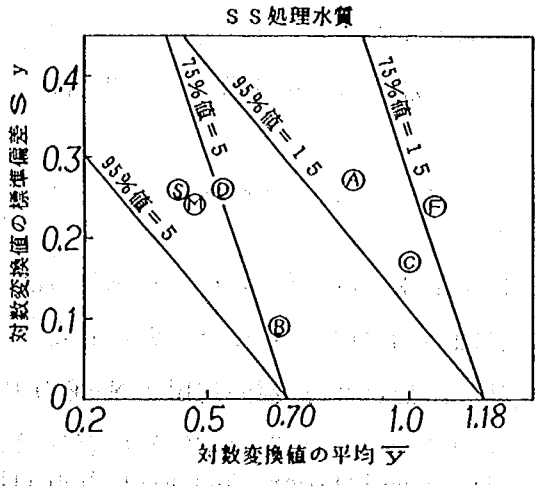
図－3　観測値の変動係数と対数変換値の標準偏差の関係



図－4　対数変換値の平均と標準偏差による座標系



図－5　複数処理施設のBOD処理水質の$\overline{y}$とSyのプロット



図－6　複数処理施設のSS処理水質の$\overline{y}$とSyのプロット

値が２５以下という条件を満たす範囲は図－４の斜線部分となる。観測値ｘのα％値をｘ(α)とすると、　ｘ(α)＝１０^(ȳ＋ＺＳｙ)　でこれを変換すると　Ｓｙ＝(logｘ(α)－ȳ)／Ｚ　であり、

５０％(Ｚ＝０)値＝１５の線はȳ＝log15＝1.18として、

９５％(Ｚ＝1.64)値＝２５の線はＳｙ＝(log25－ȳ)／1.64＝(1.40－ȳ)／1.64として

導くことができる。

この座標系に各処理施設の値をプロットすることにより、各処理施設の処理水質の特性の比較を行った。図－５、６に、ＢＯＤ、ＳＳについて示す。Ｆ，Ｍ，Ｓは表－１の下水道終末処理場であり、Ａ，Ｂ，Ｃ，Ｄは農業集落排水処理施設である。農業集落排水処理施設の調査結果の詳細については、「水環境の効果的な保全手法に関する研究」の今年度報告書に記述した。

たとえば、図－５からＢＯＤ処理水質について、Ａ・Ｂ・Ｃ処理施設は９５％値は１５と２５の間であり７５％値は１５より小さいこと、Ｄ処理施設の５０％値は２５よりやや小さいことなどが読み取れる。さらにＦとＢを比べて、Ｆは５０％値がＢより小さいがＳｙが大きいために７５％値がＢより大きいことも読み取れる。このように、濃度がある値以内に収まる確率を使って処理水質を評価する場合に、Ｓｙも重要な要素であることがわかる。図には見やすくするために数本の線しか書き入れていないが、同じ％値の線であれば線の傾きは同じであること、線はＳｙが０のときȳ＝logｘ(α)に収束することを利用して、グラフ上のプロットの各％値がいくつになるかを読みとることができる。

このように、図－４の座標系は多数の処理施設の処理水質特性を示すとともに、施設間の比較が容易に行える点において、非常に有用である。

３．まとめと今後の課題

処理施設の流入水質と処理水質の多くの項目は対数正規分布に従うため、水質観測値ｘの対数変換値ｙの平均ȳと標準偏差Ｓｙから水質の特性をほぼ表現することができた。今後は数多くの処理施設の水質データを解析する必要がある。

また、以下の事項についても検討したい。

・処理水質のȳとＳｙは流入水質・水量の変動条件、処理施設の運転条件によって決定されるが、これらの関係を表現すること。

・現在の放流水質基準を改善する場合にどのような方法が考えられるか。

＜参考文献＞

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

2)(社)日本下水道協会(1984) 下水試験方法

3)笹井(1991) ＢＯＤ、ＣＯＤ問題あれこれ，下水道協会誌Vol.28 No.329

4)津久井、山崎(1993) 都内河川のＮ-ＢＯＤについて，第２７回日本水環境学会年会講演集

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

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

Ⅱ．科学技術振興調整費による研究
（個別重要国際共同研究）

1．リン除去技術の総合化及び高度化に関する研究

下水道部　新下水処理研究官　佐藤和明
三次処理研究室　室長　高橋正宏

1．まえがき

下水中に含まれるリンは、海域や湖沼の富栄養化の原因となり、重大な水質汚濁や利水障害を引き起こす。バルト海、東京湾等の水域の浄化には流域の全ての処理場でリンを高度に除去する必要があるが、経済性や副次的汚染の問題があり、現状では一部の処理場で導入されているのみである。本研究は既存のいくつかのリン除去技術の長所を集め、それを総合化することによって、どの処理場でも採用可能で、高度なリン除去技術を確立するものである。

2．研究目的

既存のリン除去プロセスは、大きく生物学的手法と物理学的に分けることができる。我国においては主に生物学的リン除去法の研究が進んでいる。本法は経済的で容易に導入できるプロセスであるが処理の安定性に欠け、リンの除去率も60%程度が期待できるにすぎない。ドイツにおいては物理化学的リン除去法の研究が進んでおり、そのリン除去率は最高99%程度まで可能であるが設備費、運転費とも高価であり、その削減が望まれている。本共同研究においては生物学的手法と物理化学的手法を適当に組み合わせることによって、経済的で多大の追加施設を必要としない高度なリン除去プロセスを開発しようとするものであり、もって、バルト海、東京湾、瀬戸内海等の広域の水質汚濁問題の解決に資するものである。

表－1　ドイツの排水基準　mg/l

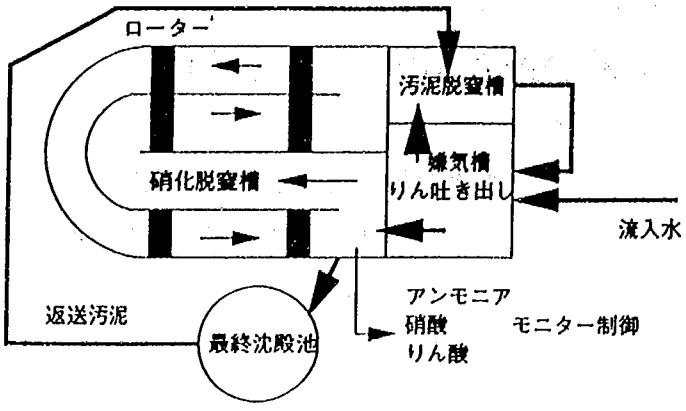
人口当量	BOD	NH4-N	T－N	T－P
1,000未満	40	-		
1,000-5,000	25	-		
5,000-20,000	20	10		
20,000-100,000	20	10		2
100,00以上	15	10	18	1

3．ドイツにおけるりん除去技術の開発状況

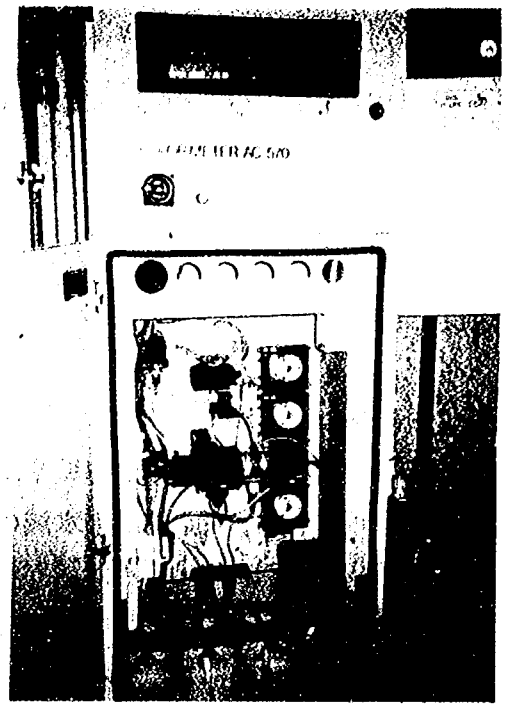
ドイツにおけるりん、窒素などの排出基準は表－1に示すとおりである。現在多くの処理場でりん、窒素除去が行われているが、既存の処理場においては必ずしもこの基準が満足されていない。りんの除去は塩化第二鉄、硫酸アルミニウム等の凝集剤添加活性汚泥法が主流であるが、汚泥発生量が増加することから、生物脱りんの試みもなされている。今回は、ハノーバー大学で開発されたアイザープロセス、カイザープロセスの視察を行い、今後の研究方向について協議を行った。

3．1　ヒルデサイム処理場にて

ここはアイザー（ＩＳＡＨ）プロセスを採用している。アイザープロセスのフローを図－1に示す。本プロセスは嫌気－無酸素－好気法（Ａ２Ｏプロセス）の返送汚泥ラインに脱窒槽（ＨＲＴ１時間）をつけたものである。ディッチ型の生物反応槽の前に嫌気槽、汚泥脱窒槽がある。嫌気性消化槽を運転しているので返流負荷について質問すると、その心配はないとのことであった。当処理場の特徴は、



図－１　アイザープロセスのフロー

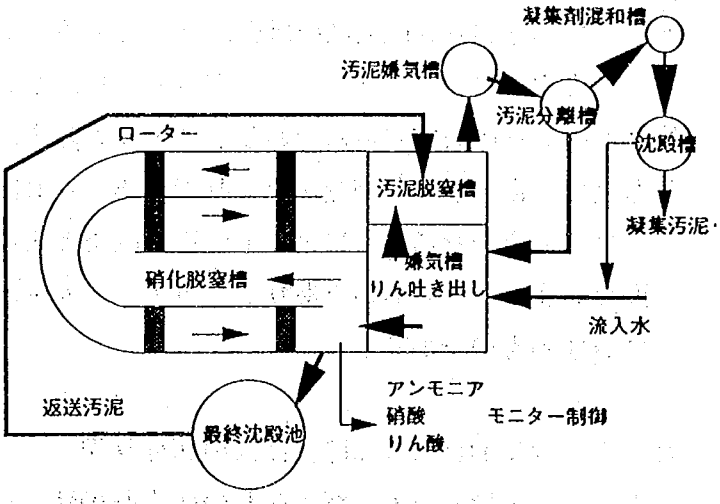


写真－１　モニタリング装置

処理区内の家庭菜園から硝酸塩が下水管に流入し、そのためりん除去が不安定になること。処理水のりん、アンモニア、硝酸を連続モニタリングし、曝気装置（マンモスローター）の運転制御を行っていること。余剰汚泥を無薬注浮上濃縮し、４～５％の濃縮汚泥を得ていること。生物反応槽の非放線菌由来？の発泡が激しいこと、などである。特に、モニタリング装置（写真－１に例を示す）に関してはドイツがわが国の経験を凌いでいると考えられ、十分な情報を得ることが必要である。

３．２　フゾンにて（写真－２）

フゾン処理場はカイザー（ＣＩＳＡＨ）プロセスで設計されている。当プロセスはアイザープロセスの嫌気槽の混合液の一部を取り出し、沈殿池で汚泥とりんが吐き出された上澄液を分離し、汚泥は無酸素槽に、上澄液は凝集沈殿槽へ送るものである。（図－２参照）これは冬季間、硝化菌の維持のため余剰汚泥を引き抜くことができないときに、汚泥中のりん含有率を低下させ、生物脱りんを維持するためのものである。ただし訪問時には凝集用の薬注ポンプが石灰によるスケールのため作動せず、凝集沈殿池は空であった。また、嫌気槽、汚泥脱窒槽とも円形池で中央に攪拌装置が一台設置してあるが、攪拌強度が強すぎる。フゾンではヒルデサイムと同様に処理水のモニターによって、曝気装置（マンモスローター）をコントロールしている。処理水質のみならず多数の項目が、パソコンで管理



図－２　カイザープロセスのフロー



写真－２　フゾン処理場

されており、ドイツの水処理用ソフトウエアはかなり洗練されていた。
当処理場の特徴は、観光地のため夏季やクリスマスに大量の負荷がかかる。また食肉工場からの負荷も多いが、同時期に季節操業されるためＢＯＤ負荷は400kg/日～17,000kg/日と４０倍以上変動する。曝気装置のプログラム制御はこの変動にも追従して、ＢＯＤ　20、　NH_4－Ｎ　5、　Ｔ－Ｐ　1mg/lの基準を満足している。なお最低水温は3.5℃である。

３．３　グンマバルド処理場にて

グンマバルド処理場はハノーバーに２つある処理場のうち新しく大きな処理場（200,000m^3／日）であるが、現在はりん、窒素の除去は行っていない。このために施設改造計画が必要となり、パイロットプラントによるアイザイープロセスが検討されている。ここでは通常のアイザー法と硝化液の三段循環を付加した同法の比較を行っていた。パイロットプラントの規模は大きく生物反応槽容積はL10*W2*D4m程度が２系列あった。フゾン以上のモニタリングシステムが完備しており、ユニークなものにはＣＯＤ計があった。オゾンで飽和させた水道水を常時保持しており、検水とオゾン水を反応させ反応前後のオゾン濃度をモニタリングしてＣＯＤを推定するものである。ただし、備え付けのパソコンが手持ちの管理ソフトを読み込めないというトラブルのためモニタリングシステムは作動していない。当プラントは運転開始２カ月目である。まづ、既存施設容量でどこまでアイザイープロセスが機能するかを見るため、既存と同じ水理学的滞留時間（１２時間）での運転を行っているが、まったくＮ，Ｐ除去は機能していない。グンマバルトではもう一方の処理場の汚泥も合わせて、汚泥統合処理を行っているが、処理機能が悪いらしくアンモニアの返流負荷が高い（流入濃度60mg/l）。しかも固形物の返流負荷もかなりあるため、パイロットプラントの最初沈殿池越流水ＳＳが500mg/lと信じられない値を示している。これではＳＲＴを硝化菌保持に必要な値に保つことは困難である。

4　晶析法によるりん除去

４．１　晶析法の現況

晶析法はカルシウムヒドロキシアパタイトを種晶として、水中のりんとカルシウムを反応させアパタイトのかたちでりんを除去する方法である。わが国及びドイツにおいては下水の二次処理水を晶析法で処理する研究が行われており、建設省では「りん窒素除去法設計資料　昭和６１年　建設省、高度処理会議」においてすでに晶析法の設計を取り上げている。しかし、晶析法はもともと比較的りんの濃度が高い場合に、他の方法に対して相対的に有利となる方法であり、洗剤の無りん化が進み、下水中のりん濃度が低下した昨今においては、生物脱りん法等が注目を浴びている。

４．２　晶析法の発展

生物脱りん法は既存の活性汚泥法処理施設に容易に適用できる方法であるが、りんを高濃度に含んだ汚泥が汚泥処理系にて再びりんを放出し、返流水として水処理系に戻ってくるという問題がある。この汚泥系からの返流水には高濃度のりんが含まれるため、晶析法によるりんの返流負荷のカットが生物脱りん法の処理の安定化に大きく貢献するものと考えられる。ただし、晶析法は水中の炭酸イオンに大きく妨害される。カルシウムが炭酸カルシウムとして消費されるとともに、アパタイトの表面上に炭酸カルシウムが析出し、晶析効果を減ずるためと考えられている。ドイツにおいて、カルシウ

ムヒドロキシアパタイトのかわりに、カルサイト（方解石、$CaCO_3$を基本とする鉱物、大理石や石灰石は方解石の集合である。近縁鉱石にドロマイト＝苦灰石、$CaMg(CO_3)_2$がある）を種晶とすることで、炭酸イオンの妨害が大きく減少することが確認され、本法の適用範囲は大きく広がった。本研究では高濃度のりんをカルサイトを用いた晶析法で処理するための基礎的研究を行った。

４．３　カルサイトの種類の検討

カルサイトの種類や粒径がりん除去に与える影響を回分試験で調査した。供試水は表－２に示す人工下水、及び実際の二次処理水である。実験ではｐＨ９、水温２０℃の供試水にカルサイト又はドロマイトを所定量添加し、１時間撹拌反応させた後、溶解性のりんを分析した。用いた鉱物とその結果を表－３に示した。この結果より、りんの除去は鉱石の種類や粒径には大きな影響を受けないことが推測された。

表--２　人工下水の組成

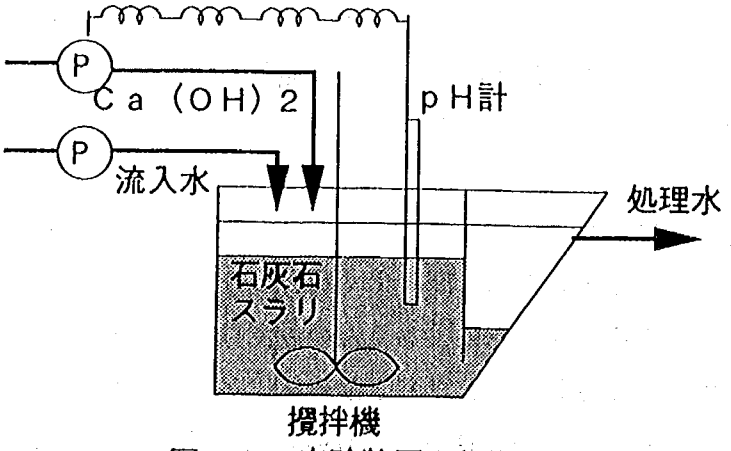
陽イオン mmoles/l		陰イオン mmoles/l	
Na	3.73	Cl	2.46
K	0.49	tCO_3	4.99
NH_4	2.08	NO_3	0.19
Mg	0.87	SO_4	0.97
Ca	1.03	tPO_4	0.26

４．４　高濃度りん含有排水への適用

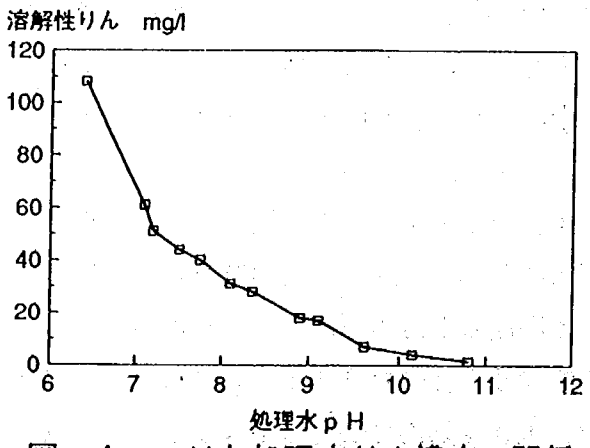
ベンチスケールの実験装置を用いて、高濃度りん含有排水のりん除去実験を行った。用いた実験装置を図－３に示す。撹拌部の容量は1.3L、固液分離部は0.3Lであり、反応部の滞留時間は６０～９０分である。供試水は二次処理水にNa_2HPO_4を添加しりん濃度として110mg/lとしたものである。反応部に石灰石の粉末を250g/l添加しスターラーで常に懸濁させておく。反応槽のｐＨをモニタリングし水酸化カルシウムのスラリーを添加して常に一定のｐＨになるようにする。水酸化カルシウムはｐＨの調整とともに、りんの晶析化に利用される。

表－３　鉱物の違いによるりん除去への影響

供試鉱物	大理石	大理石	大理石	石灰石	苦灰石
粒　径	>20mm	1-1.4mm	20μm	5μm	2μm
種晶添加量	人工下水におけるりん除去率（%）				
1g／l	60.8	61.3	65.6	63.6	・・・
10g／l	61.3	64.8	74.8	67.4	72.6
100g／l	・・・	・・・	89.4	85.1	87.1
250g／l	・・・	・・・	・・・	86.3	97.3
	二次処理水におけるりん除去率				
1g／l	・・・	88.3	85.8	86.9	・・・
10g／l	・・・	89.2	87.7	87.6	・・・
100g／l	85.8	90.1	88.7	89.7	・・・



図－３　実験装置の概要



図－４　ｐＨと処理水りん濃度の関係

反応槽内のｐＨを6.4～10.8まで変化させたときの、処理水りん濃度を図－４に示す。ｐＨを9.5に保つと処理水中のりん濃度は10mg/l以下となることがわかる。

４．５　晶析法の課題

晶析法は汚泥の返流水からのりん除去法として有望な方法であるが、以下のような課題があり、今後のパイロットプラント実験などで検討しなくてはならない。

① 比較的多量の水酸化カルシウムを要する場合があることが、ドイツの実験で明かとなっている。でんぷん工場廃液の場合、多量の有機物が混在してもりんを120mg/lから10mg/lに除去し、有機物は殆ど除去しないという結果が得られているが、このときの水酸化カルシウム添加量は1700mg/lであった。返流水量は流入下水の１％程度と考えられ、その処理には比較的多量の薬品が必要となっても全体からみれば影響は少ないが、1700mg/lの添加量が必要であるとすると薬品費、汚泥発生量について他の方法との比較検討が必要となる。返流水の場合の必要添加量を種々の条件で確認する必要がある。

② カルサイト、ドロマイトの種晶としての基本的作用が明確になっていない。実際の化学反応が明確になれば、薬品添加量の予測が可能となろう。

③ 発生する汚泥からカルサイト、ドロマイトを回収し、循環利用するシステムの開発が必要である。

５　まとめと今後の課題

ドイツにおけるりん除去法の開発の現況を調査した。アイザープロセス、カイザープロセスの特徴は返送汚泥の脱窒を行うことにあるが、ドイツにおける汚泥返送率が100％以上とわが国に比べ大きいため、高濃度の硝酸が返送汚泥中に残留する。このために上記の操作を必要とする。ドイツにおけるモニターシステムは高度の蓄積を持つ洗練されたものであった。

晶析法は汚泥の返流水中からのりん除去の為のプロセスとして有望であるが、反応機構が不明確であること、薬品添加量の予測が困難であることなど解明すべき点が多くあり、今後も日独共同でパイロットプラント実験などを通じて、問題点の解明を行うことが必要である。

Ⅲ. 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．りんの超高度除去に関する研究

三次処理研究室　室　長　高橋　正宏
研究員　南山　瑞彦
奥井　　淳

1．はじめに

自然水域の水質は、平均的にはやや改善の兆しが見られるとはいえ、湖沼、内海、内湾等の閉鎖性水域においては、未だ改善の方向に向かっているとは言いがたい。これらの水域の水質汚濁は、窒素、りん等、栄養塩類の蓄積が主な原因であると考えられている。下水、工場排水等に含まれるりんも、水域の富栄養化の要因の一つとなっているものと推定されることから、下排水中に含まれるりんの高度除去技術の検討が必要となっている。これまで、各種のりん除去法（凝集剤添加活性汚泥法、生物学的りん除去法等）が実用化されており、効果をあげている。しかしながら、水域の富栄養化防止の観点からは、現行のりん除去能力をさらに上回るりん除去法が必要となる場合が予想される。

本研究は、下水処理水中のりん除去に関して、現状の高度処理法を上回る能力を持つ除去法の開発を目指している。本年度は、下水処理場におけるりん除去の実態調査を行い、りん除去技術の確立に関する検討を開始した。

2．下水処理場におけるりん除去の実態調査

水中からのりん除去は、りんを固形物として処理系外に排出することで行われる。一般にりんの除去法は、りんを固形化する方法によって物理化学的りん除去法と生物学的りん除去法に大別される[1]。

物理化学的りん除去法としては、凝集沈殿法、凝集剤添加活性汚泥法、吸着法等があげられる。凝集沈殿法は、りんと化合して不溶性の塩となる薬品を添加し、生成した塩を沈殿除去する方法である。一般的には、急速攪拌槽において排水と凝集剤との混合を行いフロックを生成させ、緩速攪拌槽で成長させる。そして、沈殿池において生成したフロックの分離を行う。フロックの凝集性は、pH、総アルカリ度、共存イオン等に影響される。凝集剤添加活性汚泥法は、活性汚泥法による処理を行っている施設の好気槽に、直接凝集剤を添加する方法である。好気槽内でりんと凝集剤が反応することにより、りんが難水溶性の化合物として固定される。難水溶性の化合物は、活性汚泥のフロックに取り込まれ、沈殿池で沈降分離された後、余剰汚泥とともに系外に引き抜かれる。吸着法は、りん酸イオンを選択的に吸着する物質を用いて、水中のりんを除去する方法である。

生物学的りん除去法とは、活性汚泥のりん過剰摂取現象をりん除去に利用する方法である[1]。主な生物学的りん除去法としては、嫌気－好気活性汚泥法とフォストリップ法があげられる。嫌気--好気活性汚泥法は、生物処理の嫌気過程で汚泥が吐き出したりんを好気過程で微生物細胞に過剰に摂取させた後、余剰汚泥の形でりんを除去する方法である[2]。現状の施設で嫌気－好気活性汚泥法の運転を

行う場合、汚泥処理施設からの返流水により、りんが水処理系に回帰する可能性がある。また、生物学的りん除去機能に障害が出る場合に備え、支援的な凝集剤添加設備が必要となる可能性がある。フォストリップ法は、微生物細胞が過剰摂取したりんを嫌気性条件下で放出させてできたりん濃縮液に、凝集剤として石灰を添加してりんを凝集分離除去する方法である。物理化学的りん除去法に分類する場合もある。フォストリップ法は、排水全量を石灰凝集沈殿処理する場合に比べて汚泥の発生量が少ない[2)]。また、嫌気－好気活性汚泥法に比べ、返送汚泥と共に回帰するりんの量が少ない[2)]。また、嫌気－好気活性汚泥法に比べてりん除去能力が安定している[2)]。ただし、プロセス構成が複雑で薬品代を要する。

既に、上記のようなりん除去法が考案され、実施に移されている。本研究は、現行の下水処理場からの放流水中のりん濃度を引き下げ、放流水域に対するりん負荷を低減させることを目的としている。従って、現状の下水処理場、特に、ある程度のりん除去運転を実施している下水処理場のりん除去の実態を把握する必要がある。

2.1 調査内容

4年度は、水処理系に凝集沈殿処理を組み込んでいる処理場の、各処理単位におけるりん濃度の変化に関する調査を行った。調査対象としたＳＨ処理場は、観光系の排水が主に流入し、日量1,500m³程度を処理している処理場である。処理場の水処理過程は、生物処理、ポリ塩化アルミニウム（ＰＡＣ）を用いた凝集沈殿処理、砂ろ過処理、膜処理等で構成される。調査では、検水を各処理単位後の位置でスポット採水し、酸分解した後、モリブデン青（アスコルビン酸）法を用いて分析した。

2.2 調査結果

全りん濃度調査結果を図-1に示す。ＳＨ処理場の生物処理系はＭＬＳＳ約1,500mg/L、ＳＲＴ約５日で運転されていた。りんは、生物処理系で約38％（対流入水）が除去されていた。また、凝集沈殿処理過程では、水量1,000m³あたりＰＡＣ（Al_2O_3として10％溶液）を250kg、高分子凝集剤を２kgの割合で注入しているということであった。りんは凝集沈殿処理によって約53％が除去されており、流入水に対する除去率は約74％となっていた。ＰＡＣの注入量が比較的多いにもかかわらず、りん除去の効率は十分とは言い難い。凝集沈殿槽

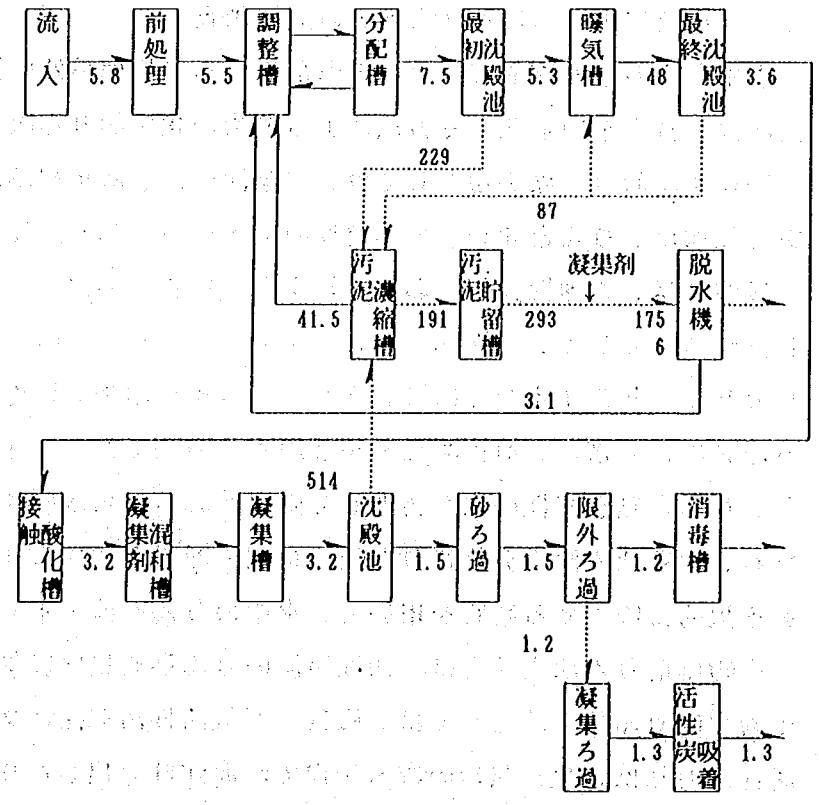


図-1　ＳＨ処理場全りん濃度調査結果（単位：mg/L）

がフロックの分解をおこしやすい構造となっている、接触酸化槽流出水にりんと競合して沈殿する物質が含まれる、ポンプ等の不具合により凝集剤添加量が減っている等の理由が考えられるが、確認をすることはできなかった。処理場内のりん収支については、各処理過程における正確な流量が得られなかったこと、また、採水方法がスポット採水であったこと等により、知見を得ることができなかった。特に、汚泥処理系の流量が不明確であったため、返流水によって水処理系に持ち込まれるりんの負荷が明確には得られなかった。また、処理場の主な流入源が観光排水であるため、流量・水質の日変動・時間変動が大きいことが予想されるため、流入水については流量比例の混合採水が必要であると考えられる。

標準活性汚泥法で運転されている下水処理場に流入したりんは、増殖した生物体の一部等となり、余剰汚泥として系外に排出される。したがって、現行の一般的な下水処理場でもりんはある程度除去されている。また、今回の調査では処理が十分におこなわれてはいなかったが、従来のりん除去法を用いることによって、りんの濃度を0.2～0.5mg/Lとすることも不可能ではないとされている[3]。そこで、本研究では、従来法よりもさらに高度なりん除去を目指し、りんの濃度を0.01mg/Lのオーダーまで引き下げる処理の開発を目標とすることとした。なお、0.01mg-P/Lという値は、「生活環境の保全に関する環境基準」の中で湖沼類型Ⅱに相当するりん濃度である。

3．りん除去技術の確立に関する検討

本研究は、0.01mg-P/Lのオーダーの処理水を安定に得ることができるりん除去法の確立を目的としているが、原理的には既存のりん除去技術によっても0.1mg-P/L以下を実現することは不可能ではないと考えられる。ただし、これまで研究の主眼とされてきた濃度範囲よりも低い濃度領域への応用となるため、単純な適用には無理があると考えられる。一方、対象りん濃度が低いために、従来、経済的に不利であるとされたりん除去法の適用も場合によっては可能になると思われる。さらに、単独のりん除去方法のみではなく、生物学的りん除去法と物理化学的りん除去法との連続処理や組み合わせ処理によって、より経済的に現実的なプロセスの開発も可能であると考えられる。また、低濃度域りん除去技術の確立にともない、比較的高度な制御が要求されることも予想される。これらのことから、0.01mg-P/Lオーダーの安定した処理を目標とした、単独および総合的りん除去プロセスの検討と、低濃度りんの分析とプロセス制御への適用性に関する検討が必要であると考えられる。

4年度は、単独のりん除去方法として吸着法及びマイクロフロック法を用い、低濃度域におけるりん除去能力に関する基礎的検討を行った。また、自動りん分析装置の、低濃度りん分析への応用のための問題点の抽出を行った。

3.1　吸着法を用いたりん除去

りんの吸着除去法は、処理が比較的安定しており、りんの回収により廃棄物発生量を抑えることも可能であるため、有望な方法であるとされている[4]。しかしながら、経済性、操作性等の面で研究課題も多い方法である。現在のところ、吸着剤として活性アルミナ等の金属酸化物や土壌等を用いた研究が進められてきている[4]。活性アルミナに関しては吸着容量に関する検討[5,6]、

吸着速度に関する検討[6,7]が数多く行われている[4]。さらに、アルミナの酸による活性化の検討[6]、硫酸アルミニウムの添着[8]、モリブデンの添加[9]、カルシウム塩共存下でのりん除去率の向上[10]等、アルミナの吸着能力を高めるための研究も行われている。また、水和酸化ジルコニウム[11,12]や水和酸化ジルコニウムと活性炭やゼオライトとの複合体[11]のりん除去能力に関する検討等、アルミナ以外の金属酸化物についても、りんの吸着能力に関する検討が行われている。また、吸着したりんの脱着により、吸着剤の再生利用を行うことをめざした研究も行われている[8,9]。

本研究で対象としている低濃度りん除去に吸着法を用いる場合、平衡吸着量の減少等、吸着剤の能力低下が予想される。従って、りんの低濃度域における吸着剤の平衡吸着量、吸着速度の把握、吸着剤の再生、りんの回収方法の検討が必要である。

3.1.1 調査内容

4年度は、りんの吸着剤として金属酸化物を使用し、平衡吸着量に関する検討を開始した。実験は、20℃で、気相を窒素ガスで満たした2Lの回分式反応槽を用いて行った。吸着剤には市販の活性アルミナ（和光純薬）および酸化ジルコニウム（和光純薬）を用いた。今回は、吸着剤の表面処理等による吸着能力の改善の対照となる知見を得るため、吸着剤の表面処理等は行っていない。実験に使用した原水には、りん酸水素二カリウム（K_2HPO_4）を蒸留水に溶解したものを用いた。また、平衡関係がpHに依存するため、系のpHを調整した実験を行った。pHの調節には水酸化カリウムまたは塩酸を用いた。りん濃度は、検水をろ過（ガラス繊維ろ紙，粒子保持能1.0 μm）した後、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法によりもとめた。

3.1.2 調査結果

平衡時のpHが同程度となった実験毎にまとめ、アルミナを用いた実験のオルトりん酸濃度の経時変化の例を図-2に、また酸化ジルコニウムを用いた実験結果の例を図-3に示す。使用した吸着剤が少量であったため、数時間で平衡に達していた。また、アルミナを用いた場合も酸化ジルコニウムを用いた場合も、pHが高くなるにつれ多くの吸着剤の投入が必要となった。これらの結果から得た吸着平衡を図-4,5に示す。平衡時のpHがほぼ等しい条件では、Freundlich型の吸着等温線となっていた。Freundlich型吸着等温線とは、qを吸着量、Cを液相濃度、k_F、n_Fを定数とした時、$q = k_F \cdot C^{(1/nF)}$という形で示される吸着等温線である[13]。

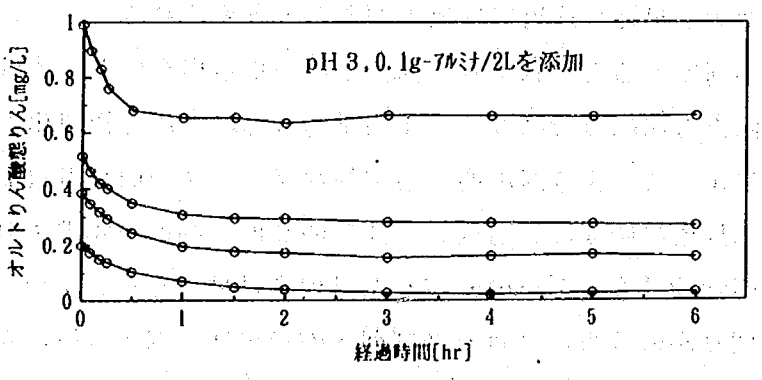


図-2 りん濃度変化の例（アルミナ）

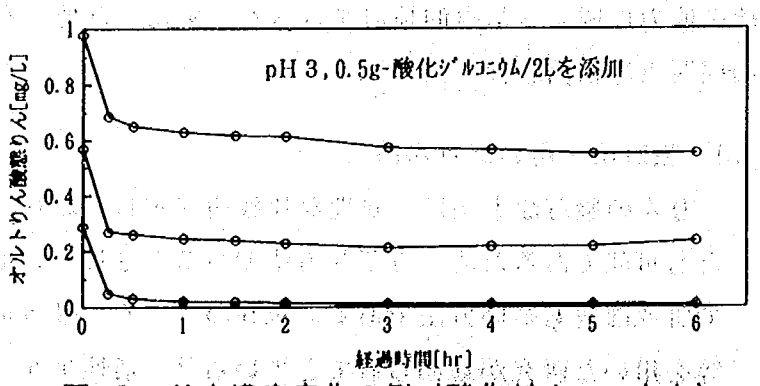


図-3 りん濃度変化の例（酸化ジルコニウム）

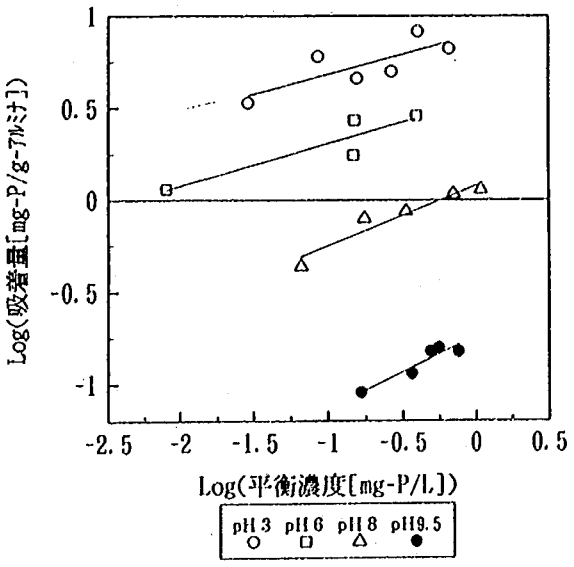


図-4　吸着等温線（アルミナ）

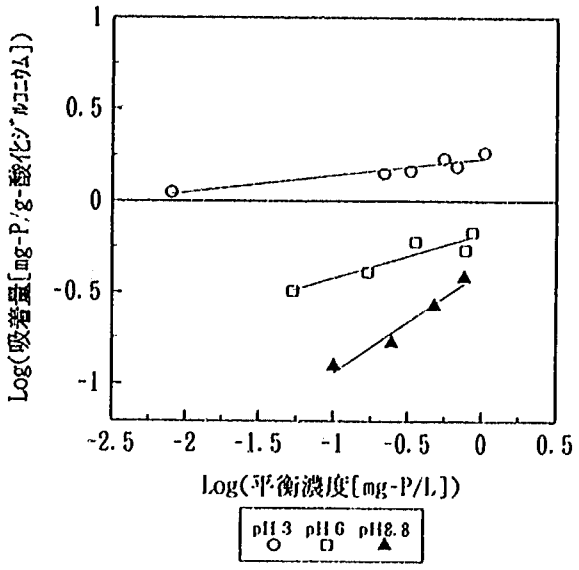


図-5　吸着等温線（酸化ジルコニウム）

pHがFreundlich型吸着等温線の定数に及ぼす影響を図-6に示す。pHが高くなるにつれ、k_F、n_Fともに値が小さくなっていた。今回の実験に使用したアルミナと酸化ジルコニウムでは、アルミナは酸化ジルコニウムに比べk_FのpH依存性が大きく、n_FのpH依存性が小さかった。pH３～６の範囲において、アルミナの方が平衡吸着量が大きく、酸化ジルコニウムの方が平衡吸着量のりん濃度への依存性が小さかった。

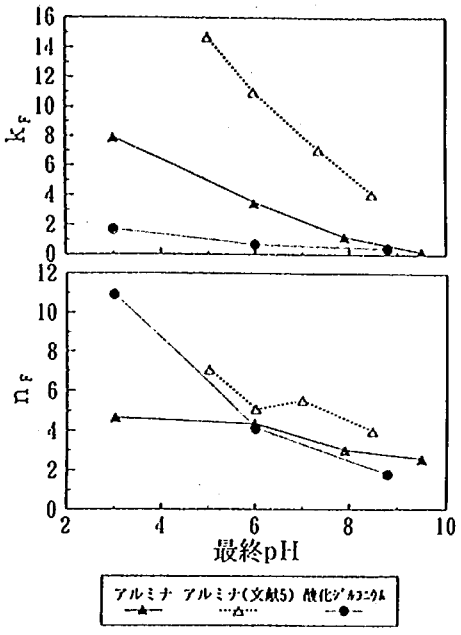


図-6　吸着等温線のk_F、n_F

今回の実験で得られた平衡吸着量を、本実験のりん濃度範囲と重複する濃度領域で行われた実験の文献値と比較すると、本実験の結果は、アルミナで２分の１から５分の１[5]、水和酸化ジルコニウムで約10分の１の値[11,12]しか得られなかった。吸着剤の表面の酸処理等を行っていないため、活性点が少ないことが原因の一つであろうと考えられる。また、今回使用した酸化ジルコニウムの表面積が17m²/gであったのに対し、文献[11]中で使用されている水和酸化ジルコニウムは214m²/gである。アルミナに関しても、本実験で使用したものが130m²/gであったのに対し、一般的には300m²/g程度[9,14,15]となっている。これらのことから、実験に使用した吸着剤の表面積が小さかったことも原因であると考えられる。

りんの低濃度域において、吸着によるりん除去を行うためには、平衡吸着量が大きく、平衡吸着量のりん濃度依存性が小さい吸着剤の開発が必要である。今回使用したアルミナ、酸化ジルコニウムは、表面積を大きし、何らかの表面修飾を施すことにより、吸着能力の向上が期待できる。また、平衡吸着量のpHへの依存性から、りんの脱着による吸着剤の再生も期待できる。

3.2　マイクロフロックを用いたりん除去

従来からのりん除去法の中では、凝集沈殿法またはその応用法が比較的多く用いられている。

りん除去を目的とした凝集沈殿法は、使用する凝集剤の種類により、金属塩凝集沈殿法と石灰凝集沈殿法に大別される[1]。金属塩凝集沈殿法で用いられる凝集剤としては、アルミニウム塩または鉄塩が挙げられる。アルミニウムイオンはオルトりん酸イオンと化合し、りん酸アルミニウムをつくる。

$$Al^{3+} + PO_4^{3-} \longrightarrow AlPO_4 \downarrow$$

りん酸アルミニウムは難溶性の塩であることから、これを沈殿除去する事によりりんをとり除くことができる。鉄(Ⅲ)イオンとりんの反応は、アルミニウムイオンとりんの反応と同様である。$AlPO_4$と$FePO_4$の溶解度にはpHが影響をおよぼす。また、アルミニウムイオン及び鉄イオンは、上記の反応に加え、排水中に存在する炭酸水素イオン等と反応し、消費される。

$$Al^{3+} + 3HCO_3^- \longrightarrow Al(OH)_3 \downarrow + 3CO_2$$

りんの除去のみに必要となる凝集剤量は、排水中のりんと凝集剤中のアルミニウムイオンまたは鉄イオンとのモル比から算出することができるが、排水に投入すべき凝集剤量は、アルカリ度等で示される排水の化学的特性にも依存することとなる。金属塩凝集沈殿法は、凝集剤の管理が比較的容易であるうえ、りん除去に必要となる制御が他のりん除去法と比較して簡易である[2]。一方、石灰凝集沈殿法は、凝集剤として石灰を利用する方法である。りんを含む排水に石灰を添加すると、排水のpHは石灰から供給される水酸化物イオンによって上昇する。pHの上昇とともに、りんは石灰添加によるカルシウムと反応し、難溶性の化合物（ヒドロキシアパタイト）となるため、沈殿除去することができる。

これらの方法を、本研究で対象としている低濃度りん除去に応用するとすると、0.1mg-P/L程度までのりん除去が行われた後、さらに凝集沈殿法によってりんを除去するという形での利用となると考えられる。このような条件下では、凝集剤の添加によって少量の微細難溶性微粒子群（マイクロフロック）しか生成せず、沈殿分離を行うことが困難となることが予想される。従って、凝集剤により生成する粒子の性状を把握した上で、生成粒子の分離方法に関する検討を行う必要がある。

3.2.1 調査内容

4年度は、凝集剤として金属塩凝集剤を対象とし、生成粒子径及び生成量についての検討を行った。実験は、20℃で、5Lの攪拌槽を用いて行った。凝集剤としては塩化アルミニウム及び塩化鉄(Ⅲ)を使用した。また、りん濃度の調製には、りん酸二水素カリウム（KH_2PO_4）を用いた。生成粒子量は、粒子保持能1μmのメンブランフィルターに捕捉された粒子の質量からもとめた。粒子径分布の測定は、2μmから64μmの粒子を対象として、コールターカウンタを用いて測定した。

実験条件を表-1に示す。実験は、純水にり

表-1 実験条件

	純粋系	二次処理水 三次処理水
攪拌速度 （G値）	100rpm (13[s^{-1}]) 200rpm (34[s^{-1}]) 300rpm (61[s^{-1}])	200rpm (34[s^{-1}])
pH	4，6，8，無調整	4，6，8，無調整
初期りん濃度	0.2mg/L，1mg/L	
初期アルカリ度	0mg/L，100mg/L	

ん酸塩を溶解し、モル比でりんの３倍量の凝集剤を加え、30分間攪拌するという方法で行った（以下、純粋系）。攪拌終了後、生成した粒子、残存りん濃度等の測定を行った。また、純粋系に加え、ＩＫ処理場の高度処理水（りん窒素除去及び急速ろ過が行われている。以下、三次処理水）とＩＫ処理場の流入下水を利用しオキシデーションディッチ法によって処理した水（以下、二次処理水）についても凝集剤添加実験を行った。実験条件を表-1に示す。なお、実験前の二次処理水はりん1.16mg/L 、アルカリ度88mg/L、三次処理水はりん0.35mg/L、アルカリ度60mg/Lであった。

3.2.2　調査結果

初期りん濃度0.2mg/Lの場合について、pHと攪拌速度が粒子径分布におよぼす影響を図-7,8に示す。縦軸は、生成した粒子を全て球と仮定し、粒子径分布から換算した体積の篩上積算値である。攪拌速度が粒径分布に及ぼす影響は、pHによって異なっている。アルミニウム塩添加の場合、pH６，８では100rpm、300rpm、200rpmの順で大きい粒子が多かった。pH４では200rpmの時が多かった。また、pH８では、どの回転数でも、５μm以下の粒子が多く生成していた。鉄(Ⅲ)塩添加の場合、pH４は100～200rpm、pH６は300rpm、pH８は100rpmで生成粒子が多かった。また、pH６，８の条件下では５μm以下の粒子が多く生成しており、pH４の場合と明らかに異なった分布をしていた。また、攪拌速度が遅い条件での粒子径分布は、大きい粒子が比較的多くなっているようであるが、明確な結果は得られなかった。一般的に、粒子径５μm以下の粒子が主で、粒子総数は少なかった。そして、２μmにおける分布曲線の傾きが０となっていない実験では、２μmより小さいため、粒子径分布が測定範囲に入らない微細粒子が多く存在していたと考えられる。りんの除去のためには、これらの微細粒子も除去する必要があると考えられるが、全体量が少ないため高分子凝集剤等による大粒径化は困難であると思われる。よって、小粒径の粒子を砂ろ過又は精密ろ過膜を用いて分離する方法が適当であると考えられる。

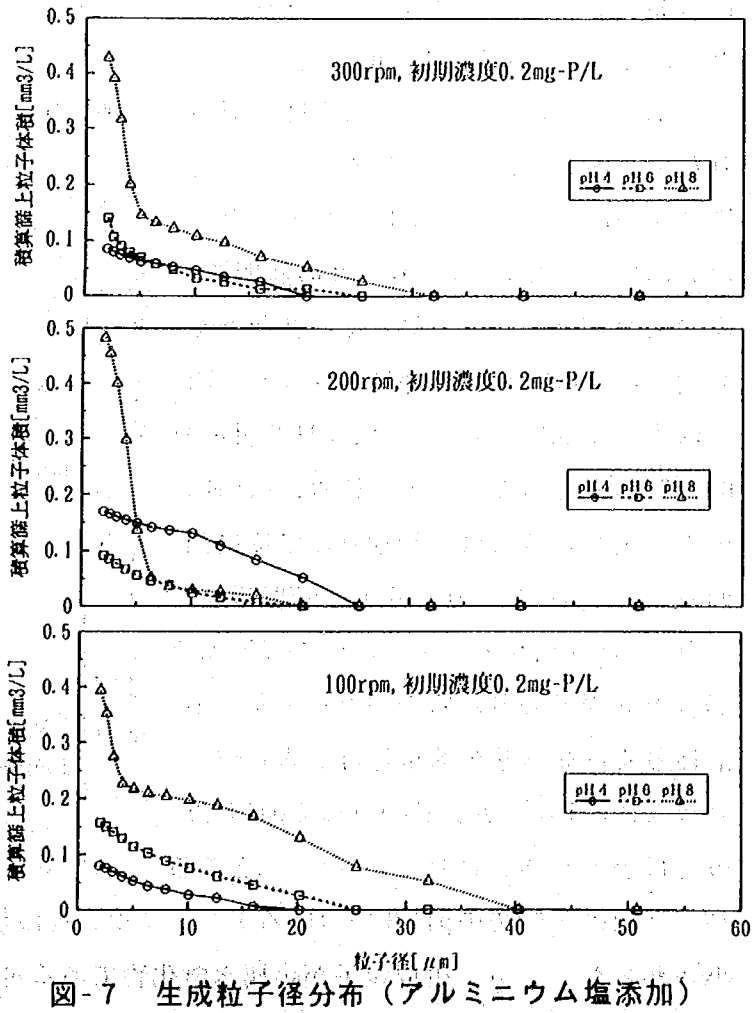


図-7　生成粒子径分布（アルミニウム塩添加）

アルミニウム塩添加の場合、pH６以上では水酸化アルミニウムの沈殿が多くなるとされていることから[16]、pH８における生成粒子は金属水酸化物の沈殿であると考えられる。りんを添加せず、凝集

剤のみを純水に添加した場合の粒子径分布を図-9に示す。アルミニウム塩添加実験では、pH８の条件で粒径２～６μmの粒子が生成していた。鉄(Ⅲ)塩添加実験で、pH８で２～15μmの粒子が生成していた。また、鉄(Ⅲ)塩添加の場合はpH６でも、２～10μmの粒子が、pH８の場合の約20%（対体積総量）生成していた。図-9に示した実験の凝集剤添加量及び攪拌速度が図-7, 8の場合と異なっているため単純な比較はできないが、図-7, 8のpH８における生成粒子はほぼ全て金属水酸化物であると考えられる。また、鉄(Ⅲ)添加のpH６での生成粒子も、その多くが水酸化鉄(Ⅲ)であると思われる。

純粋系で初期アルカリ度が０mg/Lの条件における、反応後のpHとりんの除去率との関係を図-10に示す。pH４付近では、凝集剤の種類および初期りん濃度に関わりなく、除去率は10%前後であった。初期りん濃度１mg/Lの検水にアルミニウム塩を添加した場合、pH６～８の範囲でりん除去率が65～85%となった。初期りん濃度0.2mg/Lの場合は、pH５～６の範囲で除去率が20%にとどまり、pH８付近で60～80%となった。一方、検水に鉄(Ⅲ)塩を添加した場合は、初期りん濃度に関わりなく、pH６でりん除去率97%程度になり、pH８前後でアルミニウム塩添加の場合と同程度のりん除去率となった。不溶性りん酸化合物の溶解度は、$AlPO_4$の場合にpH６近辺、$FePO_4$でpH５近辺で最小となるとされている[17]。ところが、今回の実験でのpH６におけるアルミニウム塩添加の初期りん濃度0.2mg/Lでのりん除去率は小さかった。一方、生成粒子が金属水酸化物である可能性の高い、アルミニウム塩添加のpH８と鉄(Ⅲ)塩添加のpH６、８の場合のりん除去率は比較的良かった。これは、水酸化物沈殿へのりん

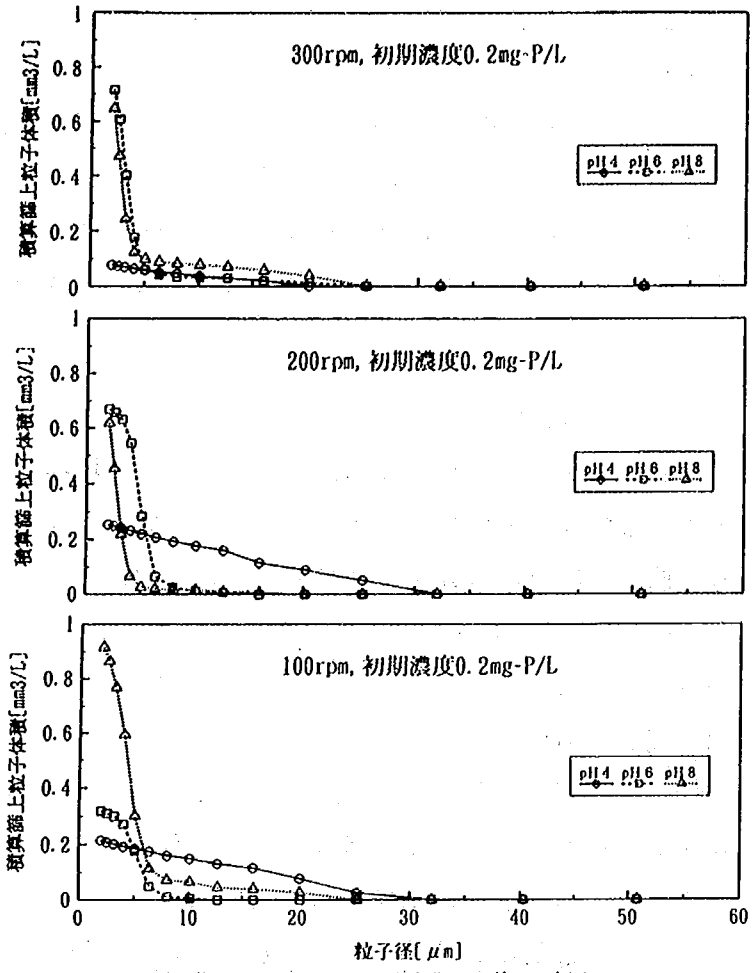


図-８　生成粒子径分布（鉄(Ⅲ)塩添加）

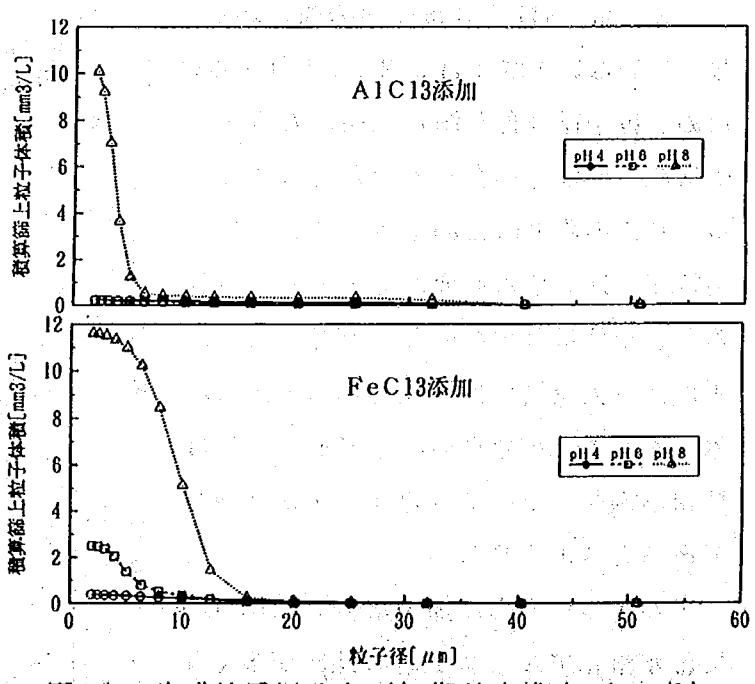


図-９　生成粒子径分布（初期りん濃度：０mg/L）

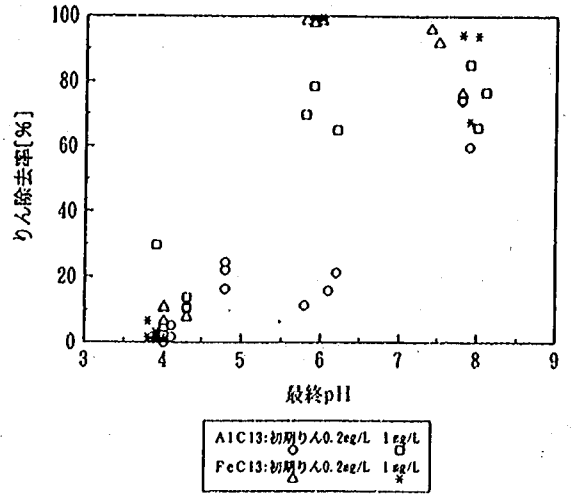


図-10　反応後のpHとりん除去率（純粋系）

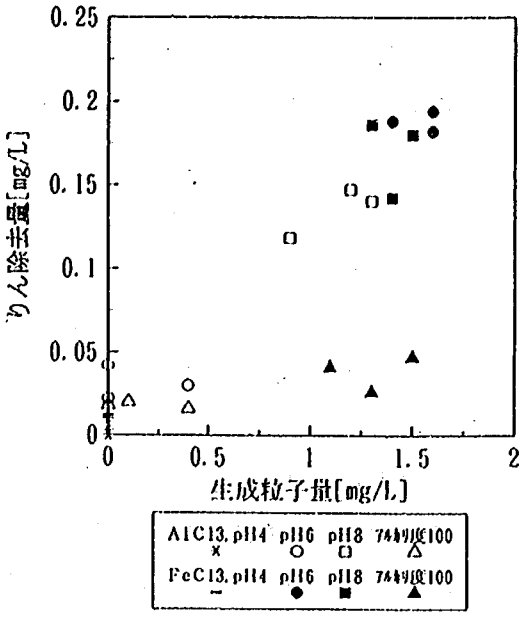


図-11　生成粒子量とりん除去量

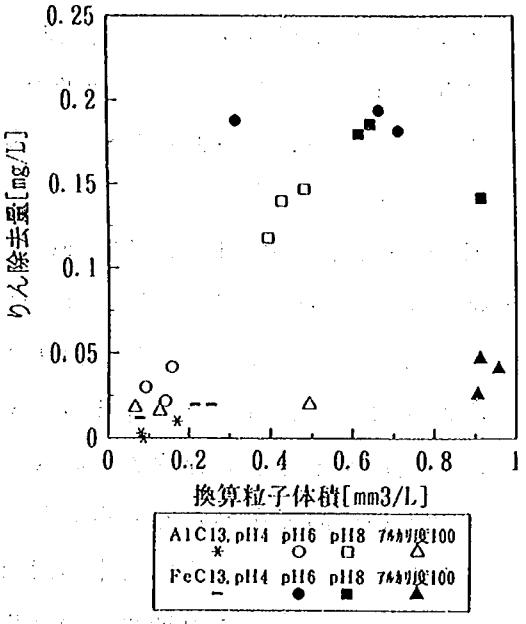


図-12　生成粒子体積とりん除去量

酸イオンの取り込み[17]によると考えられる。これらのことから、本研究の対象となっているりん濃度領域は、不溶性りん酸化合物の溶解平衡が溶解側となっている領域、又は、沈殿生成速度が非常に遅くなる領域であり、金属水酸化物によるりん除去が支配的となっている可能性が高いと考えられる。また、りんの低濃度域であるため生成粒子径が小さいまま成長せず、ろ紙を通過したものも多いと思われる。本実験は純粋系によるものであるため、一概に結論づけることはできないが、金属塩凝集剤を用いて低濃度域のりん除去を行う場合、不溶性りん酸化合物を生成させ、微細粒子を膜等で分離するか、または、金属水酸化物への取り込み現象を利用し、比較的粗な膜等を用いて分離を行うという方法が有効であると思われる。ただし、金属水酸化物は不溶性りん酸化合物に比べ、同量のりんを除去するために生成する粒子量が多くなる可能性がある。生成粒子量が多いということは、処分上の問題となるだけではなく、マイクロフロックのまま固液分離を行うために必要となるろ過法または膜法の運転の障害となる。したがって、りん除去量のみならず粒子生成量まで含めた最適条件の検討が必要である。今回の実験結果を例として示す。初期りん濃度0.2mg/Lの条件の生成粒子量とりん除去量の関係を図-11に示す。粒子の生成量が少ない実験では質量測定が困難であったため、りんが除去されているにも関わらず、生成粒子量が測定されない場合があった。また、生成した粒子を球と仮定して粒子径分布から換算した体積の総和とりん除去量の関係を図-12に示す。図-11, 12より、今回の実験の純粋系でアルカリ度が0mg/Lの場合は、ほぼ生成粒子量とりん除去量が比例していた。このことから、今回の実験の範囲内では、生成粒子を多くするという操作が適当であると考えられる。また、図-11, 12にはpH調整は行わず初期アルカリ度を100mg/Lに調整した場合の結果も示している。

この条件では、粒子が生成しても、りんが除去されなかった。溶液中の共存イオンによっては、水酸化物イオンへのりん酸イオンの取り込みが起こりにくい場合があると考えられる。

下水処理水に凝集剤を添加した場合の、粒子径分布を図-13, 14に示す。二次処理水の場合も、三次処理水の場合も、アルミニウム塩添加のpH４の条件における粒子量が他のpH条件の結果に比べて少なかった。その他の条件における生成粒子分布はほぼ同じで、粒径４～10μmのものが多かった。また、三次処理水に対する添加実験の粒子径分布は、二次処理水での結果と比べて、２μmでの分布曲線の傾きが大きいため、より微細な粒子が多く存在する可能性が高いと考えられる。最終pHとりん除去率の関係を図-15に示す。純粋系の図-10と比較して、pH４における除去率が高くなっていた。初期りん濃度が異なっていること、各種のイオン平衡、触媒効果等、共存物質の影響があること等が原因であると考えられる。粒子径分布についてもりん除去率のpH依存性についても、実下水処理水での結果と純粋系の結果とでは差があることから、マイクロフロック法を実際に適用するためには、対象検水を用いた実験が欠かせないと考えられる。

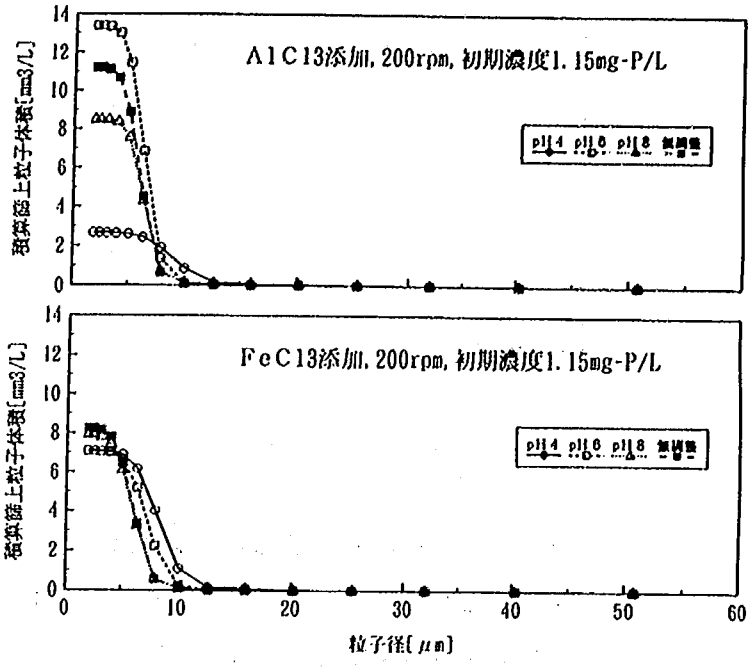


図-13　生成粒子径分布（二次処理水）

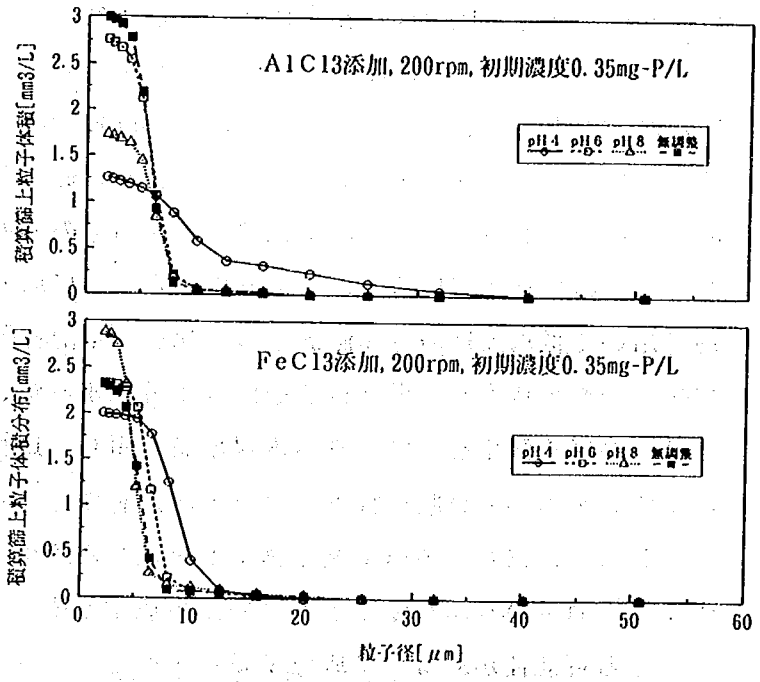


図-14　生成粒子径分布（三次処理水）

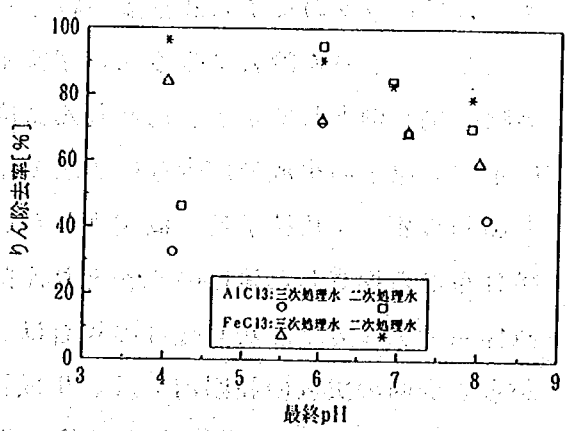


図-15　反応後のpHとりん除去率

3.3　自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関する検討

水中のりんは、オルトりん酸（正りん酸）、メタりん酸、ピロりん酸、ポリりん酸等の無機性りん酸塩や、りん酸エステル、りん脂質等の有機性りん化合物等、種々の形態で存在する。これらのりんの多くは、微生

物によって加水分解をうけると比較的容易にオルトりん酸となる[18]。オルトりん酸態りん濃度の分析にあたってはモリブデン青（アスコルビン酸還元）吸光光度法が一般的に用いられており、この方法に基づく自動比色分析装置も開発されている。また、全りん濃度の分析のため、ペルオキソ二硫酸カリウムを用いた分解系を有する自動分析装置も開発されている。これらの装置は、自然水域の水質監視を目的に開発されたものが主であり、定点観測に用いられているものが多い。また、浮遊物質の多い検水を対象としたろ過機能を持ち、さらに硫酸酸性加熱加水分解を行う機能を有する自動分析装置も開発されている。この装置については、凝集剤添加活性汚泥法の添加凝集剤量のフィードバック制御に関する検討が行われており、溶解性りん濃度で0.1mg/L以下の処理水質が得られている[19]。このように、自動分析装置は、りん除去のための制御に使用することも可能である。本研究にとっても、自動分析装置によるプロセス制御はより重要になると考えられる。吸着法の場合、りんの低濃度域では破過時間が短くなるため、安全側の時間設定による定期的な逆洗・再生を行うには無理があると思われる。したがって、自動分析装置によって破過点の確認を行い、逆洗・再生時期の決定に使用することが効果的であると思われる。また、マイクロフロック法の場合は、凝集剤の添加量制御に用いることができる。装置へ流入するりんと凝集剤との量論関係が明確になれば、装置へのりん流入負荷量から凝集剤量が決定する。また、共存物質の影響や、負荷量等の時間変動により、量論に基づく制御が不可能となる場合は、装置から流出するりん濃度変化から、ＰＩＤ制御又はファジー制御に基づく凝集剤注入量制御を行うという方針をとることも可能であろうと考えられる。さらに、下水処理プロセス全体を対象とした総合的りん除去プロセスを構成する上で、各プロセスのりん除去配分等の最適化を行うためにも使用可能であろうと予想される。ただし、本研究ではりんが低濃度である場合を対象としているため、自動分析装置についても特殊な機能が必要となると考えられる。したがって、りんの低濃度域におけるりん自動分析装置の要件を把握した上で、りん除去プロセスへの導入に関する検討を行う必要がある。

3.3.1　調査内容

４年度は、既存のりん自動比色分析装置を用いて、低濃度のりんが含まれた下水試料における分析の安定性に関する検討を行った。使用した自動比色分析装置は、分解系を有しないオルトりん酸態りん専用の可搬式装置である。分析法は、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法である。調査に使用した検水は、りん除去運転を行っているＩＫ処理場の処理水である。可搬式自動比色分析装置は処理場内に設置し、約15分毎に検水を自動採水し、分析を行うように設定した。また、自動分析装置の分析値と比較するために、スポット採水を行った。スポット採水をした検水の分析も、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法で行った。

3.3.2　調査結果

分析結果を図-16に示す。自動分析装置の分析値は、スポット採水による分析値に比較的よく対応した変動を示していた。また、雨水の流入によるりんの吐き出し現象もとらえられていた（10月13日ごろ）。スポット採氷による検水の分析値と自動分析装置の分析値を比較し図-17に示す。

図-17には、ＩＫ処理場の処理水だけではなく、下水処理水の脱りん実験処理水を対象とした分析結果も記している。0.2mg-P/Lより濃い濃度範囲では、比較的線形性を保っているが、0.2mg-P/L以下の領域では分析時にやや不安定となり、値が大きく異なる場合もあった。なお、本調査で使用したモリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法の定量範囲は、下水試験方法[20]で0.05～1 mg-P/L、日本工業規格[21]で0.1～3 mg-PO_4^{3-}/Lとされており、本研究で必要となる濃度範囲よりもやや濃い範囲となっている。米国の分析法[22]では、0.01～0.25mg-P/L（アスコルビン酸法、光路長5 cm）、0.007～0.2mg-P/L（塩化すず(Ⅱ)法、光路長10cm）とされている。今回使用した自動分析装置の光路長は5 cmであるため、米国の分析法の定量範囲には入っている。また、使用した自動分析計が分解系を持っていないものであったため、浮遊物質を吸い込むと機能しなくなるという故障が発生した。これらの結果から、りん除去プロセスの制御に自動分析計を用いるためには、低濃度域における分析計の信頼性の確保および浮遊物への対策が必要であると考えられる。低濃度域における分析計の信頼性の確保のためには、安定した発色条件の維持、および、検水の濃縮系の開発または低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられる。ただし、検水を定量範囲まで濃縮する場合は時間遅れが生じ、制御には不向きと考えられることから、長光路で安定した光学系の開発がより効果的であると思われる。また、浮遊物対策としては、分解系の開発または浮遊物除去系の開発がより適切であると考えられる。ただし、これらについても分析の時間遅れを最小限にくい止める工夫が必要である。一般に、分解に要する時間より浮遊物除去に要する時間の方が短いと思われる。さらに、本研究の範囲のりん除去では、主にオルトりん酸態りん濃度の把握が必要であると思われる。よって、簡易な自動ろ過の開発等、浮遊物質除去系の開発がより効果的であると考えられる。

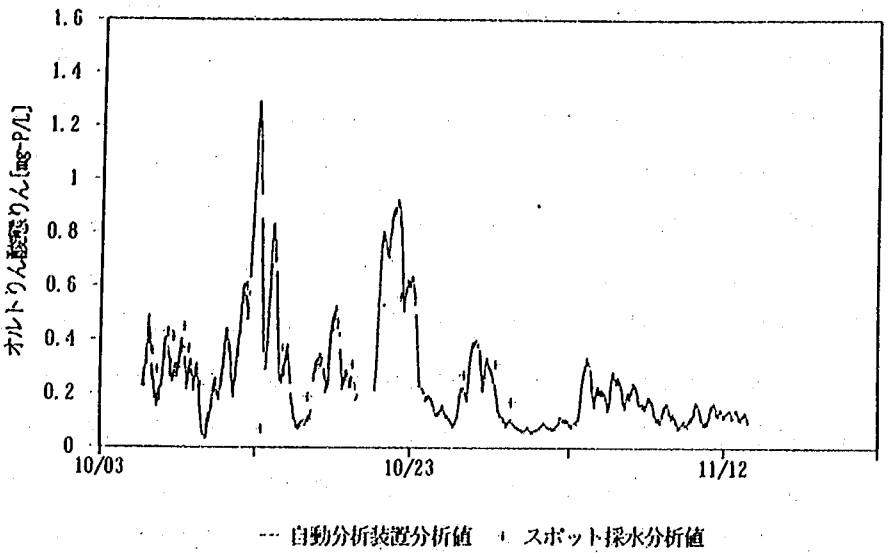


図-16　自動分析装置分析結果

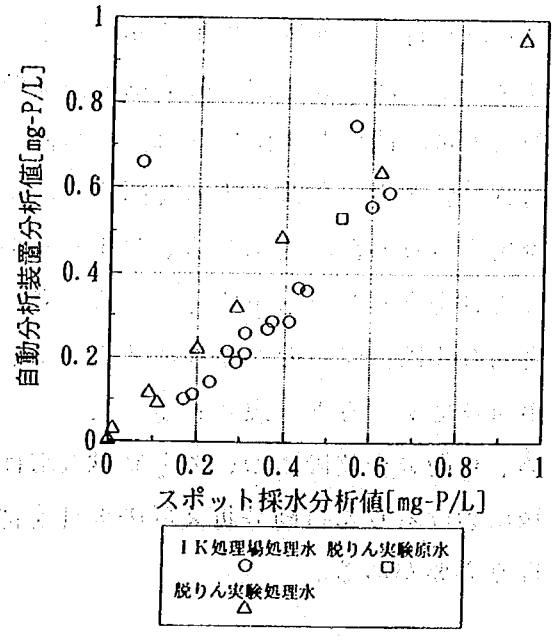


図-17　分析値の比較

4．おわりに

水域の富栄養化防止の観点から、従来のりん除去法をさらに上回る処理能力を持つりん除去法が必

要となる場合が予想される。本研究では、下水処理水中のりん濃度を0.01mg/Lのオーダーまで引き下げる処理を実現することを目標としている。安定した処理を行うため、単独および総合的りん除去プロセスの検討と、低濃度りんの分析とプロセス制御への適用性に関する検討が必要であると考えられる。4年度は、単独のりん除去方法として吸着法及びマイクロフロック法を用い、りんの低濃度域における除去能力に関する基礎的検討を行った。また、自動りん分析装置の、低濃度りん分析への応用のための問題点の抽出を行った。

○吸着法を用いたりん除去

低濃度りん除去に吸着法を用いる場合、吸着剤の平衡吸着量、吸着速度の把握、吸着剤の再生、りんの回収方法の検討が必要である。4年度は活性アルミナ、酸化ジルコニウムを吸着剤として用いて、pHがりんの低濃度域における吸着等温線に与える影響をもとめた。

○マイクロフロックを用いたりん除去

低濃度りん除去に凝集法を用いる場合、凝集剤により生成する粒子の性状を把握した上で、生成粒子の分離方法に関する検討を行う必要がある。4年度は塩化アルミニウム、塩化鉄(Ⅲ)を凝集剤として用いて、pHが生成粒子に与える影響をもとめた。純粋系での実験の結果、粒径分布は5μm以下の粒子が主で、しかも数が少なかった。固液分離には、小粒径の粒子を砂ろ過又は精密ろ過膜を用いて分離する方法が適当であると考えられる。

○自動りん分析装置のりん除去プロセスへの適用に関する検討

りん除去プロセスの制御に自動分析計を用いるためには、低濃度域における分析計の信頼性の確保および浮遊物への対策が必要である。低濃度域における分析計の信頼性の確保のためには、安定した発色条件の維持、および、検水の濃縮系の開発または低濃度対応の光学系の開発が必要であると考えられる。また、浮遊物対策としては、分解系の開発または浮遊物除去系の開発が必要であると考えられる。

参考文献)

1) 栗林宗人編:"高度処理と再利用", pp.57-131, 山海堂(1989)
2) "リン除去設計マニュアル", pp.7-11, 日本下水道協会(1988)
3) "流域別下水道整備総合計画調査　指針と解説", p.77, 日本下水道協会(1990)
4) 浦野紘平:水質汚濁研究, 11, 623(1988)
5) Brattebo H., Odegaard H.: Wat. Res., 20, 977(1986)
6) Gangoli N., Thodos G.: J. WPCF, 45, 842(1973)
7) Winkler B.F., Thodos G.: J. WPCF, 43, 474(1971)
8) 立川裕隆, 浦野紘平:第20回水質汚濁学会講演集, pp.21-22, 日本水質汚濁研究協会(1986)
9) 真島美智雄, 田口洋治, 斉藤稔:水処理技術, 29, 475(1988)
10) 田口洋治, 真島美智雄, 小松聡, 大久保直志:水質汚濁研究, 12, 646(1989)
11) 小林悦郎, 植松喜稔, 名川吉信, 須貝稔:日本化学会誌, 1412(1982)
12) Suzuki M., Fujii T.: 4th APCChE'87, pp.675-680(1987)

13) Suzuki M.:"Adsorption Engineering", pp. 35-42, KODANSHA and ELSEVIER(1990)
14) "Perry's chemical engineers' handbook", 6th ed., 16-9, McGraw-Hill(1984)
15) "Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology", 4th ed., Vol. 1, p. 499, John Wiley & Sons(1991)
16) Snoeyink V.L., Jenkins D.:"Water chemistry", pp. 279-282, John Wiley & Sons(1980)
17) W.スタム, J.J.モーガン(安部喜也, 半谷高久訳):"一般水質化学", p. 484, 共立出版(1974)
18) 佐藤和明:水質汚濁研究, 11, 606(1988)
19) 土木研究所下水道部:"昭和63年度下水道関係調査研究年次報告書集", 土木研究所資料No. 2787, pp. 163-170(1989)
20) "下水試験方法－1984年版－", p. 160, 日本下水道協会(1984)
21) "工場排水試験方法", JIS K 0102-1993, p. 178, 日本規格協会(1993)
22) APHA, AWWA, WEF:"Standard methods for the examination of water and wastewater", 18th ed., 4500-P.D and E, APHA(1992)

2．下水汚泥の無害化処理に関する研究

汚泥研究室　　渡部　春樹　　岡澤　邦明
落　　修一

Research on Safe Application of Sewage Sludge to Land
(FY 1993–1996)

H. WATANABE, K. OKAZAWA, S. OCHI
Sludge Management Division, Water Quality Control Department,
Public Works Research Institute, Ministry of Construction

Sewage Sludge which contains much organics, nitrogen and phosphate is one of the important resources to be reused. In FY 1990, the beneficial use of sewage sludge which generated about 141 million tons as dried solids (DS) is about 13% to agricultural and green lands, and about 3% as construction material. One reason why sewage sludges can not be so much applied to lands is caused by rather high concentration of heavy metals in comparison with other organic fertilizer like bark compost and animal excreta compost.

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

The summary of the study in FY 1992 is as follows.

(1) Sewage sludge tends to be applied to lands after composted in Japan.

(2) The concentration of As, Cd, Hg in fertilizer is regulated less than 50 ppm, 5 ppm and 2 ppm, respectively in Japan. But it becomes important to reduce other heavy metals as much as possible, especially Zn and Cu.

(3) When sewage influent flow becomes higher in the morning and in the evening, the heavy metal concentration also tends to become higher. So the variation of heavy metals in sewage shows in accordance with the activities of human daily life.

(4) Several heavy metals like Zn, Cr, Cu, Cd and Pb which are connected with SS are mainly removed by primary sedimentation.

(5) The difference of the accumulated heavy metals in activated sludge between calculated concentration and actual measurement is at most several times. It shows that bioaccumulation in activated sludge is not so high.

(6) The extraction effect of heavy metals in sludges is examined by nitric acid. It shows that Zn can be extracted by reducing pH to less than 3 and Cu have to be reduced pH to less than 2.

1．はじめに

資源の再利用が社会的に要請される中でゴミの減量化が一般的に広まりつつあるが、下水汚泥も有機物の含有量が多く、植物の主栄養素である窒素やリン酸は２～５％程度含有しているので重要な再利用可能な資源の１つとして認識されており、コンポスト化等の処理をして緑農地利用されている。しかし、その量は発生量全体の約１３％である。今後も中小都市の下水道整備が進められて行くが、下水の主体が生活排水となる所が多くなり、発生した下水汚泥は廃棄物として処分するのではなく、資源として有効利用する方向で検討して行くことが必要と考えられる。これまで、下水汚泥の緑農地利用の割合が小さい原因の１つに重金属の含有量が他の有機質肥料に比べて高いことが挙げられる。

下水汚泥中の重金属は、工場排水由来のものと生活排水由来のものに分けられるが、工場排水規制が厳しく行われている今日では生活排水由来、すなわち、人々の日常生活から排出されたものが下水中に入り、下水処理の過程で汚泥に移行したものもかなり多いことが認識されるようになった。主な由来は、食品中に含まれていたものと、水道水中に含まれたものが大部分とされており、その他に洗濯排水、風呂場の排水、トイレ排水等洗剤やトイレットペーパーまた給水管の材質や湯沸器のパイプの材質等も影響する[1]。特に、亜鉛（Ｚｎ）や銅（Ｃｕ）は生活排水由来が大きいとされているが、一方、植物や動物は生命維持のためにＺｎやＣｕが必須元素でもある。

従って、本研究では、汚泥中の重金属を発生源で除去するのは限界があると考え、汚泥処理過程でできるだけ除去することを検討することとした。除去の程度は下水汚泥コンポスト等の緑農地利用に際して長期連用してもＺｎやＣｕの土壌中への蓄積が問題にならない程度で、かつ植物の成長に害がなく、技術的、経済的な面など総合的に評価して最も効率の良い除去方法を検討する。

2．研究方法

汚泥中重金属の抽出方法は種々考えられるが、下水汚泥中の重金属を抽出する事を目的として実施された方法は極めて少ない。本研究で検討する方法は、①酸による抽出②キレート剤による抽出③バクテリアリーチィング法による抽出④電気分解法による抽出等のうち実用化の可能性が高い方法について順次検討を進めて行く。さらに、重金属抽出した汚泥を施用して植物栽培試験を行って、野菜類に対する安全性、有機成分の供給による土壌保全効果等について総合的な評価を行う。

本年度は下水汚泥中の重金属に関する基礎的な特性や形態等について、これまでの知見をまとめるとともに、酸による抽出実験を行った。

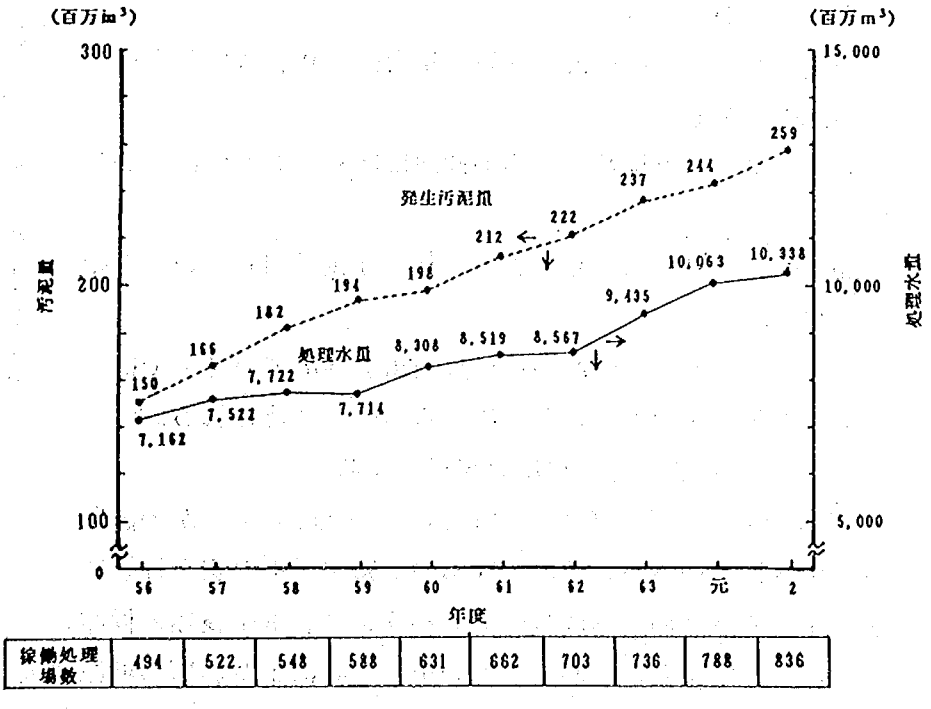
3．平成４年度の研究

3-1　下水汚泥有効利用の現状

下水道の普及に伴って、下水処理水量と発生汚泥量は図－１に見られるように年々着実に増加してきており、下水汚泥の処分が大きな課題になっている。平成２年度についてみると、処理した下水量は年間約103億m^3という莫大な量となっており、それに伴って発生した下水汚泥は液状の形態で約2.6億m^3である。従って、流入下水の約2.5%が汚泥として処理されていることになる。この液状汚泥を濃縮－脱水－焼却等の工程を経て減量化して、最終的には緑農地利用、建設資材利用、埋立てのいずれかで利用又は処分することになる。図－２は下水汚泥処理のフローを示したものであるが、実際の処理場で行われるのはこの図の中のいくつかの工程が実施されている。

下水汚泥の緑農地利用は、汚泥中の有機物、窒素やリン等の肥効成分を肥料や土壌改良材として利用しようというもので、わが国では長い歴史をもつ利用方法である。下水汚泥の建設資材化は、わが国で開発された技術であり、先進諸国の中でも研究開発、実用化の両面において最も先行している。

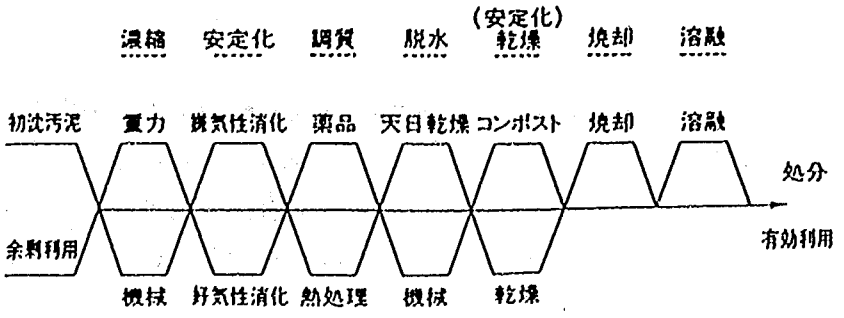
表－１は平成２年度における下水汚泥処理処分・有効利用の状況を示したものである。同表の数値は発生汚泥量を乾燥固形物重量（トン・ＤＳ）ベースでまとめたものである。平成２年度に全国の下水処理場で発生した下水汚泥は約141万トン・ＤＳ／年となっている。その最終安定化形態の主なものは、脱水ケーキ 26.8%、コンポスト 8.7%、焼却灰 61.0%となっており、溶融スラグになったものも2.2%



図－１　　下水処理水量と発生汚泥量の経年変化

にまで増加している。

一方、最終安定化先で最も多いのが埋立てで80.6%、緑農地利用12.9%、建設資材利用3.2%となっている。緑農地利用されている下水汚泥の６６%はコンポストの形態で、２５%は脱水ケーキの形態で利用されている。また、製造したコンポストのほぼ全量が緑農地利用されている。

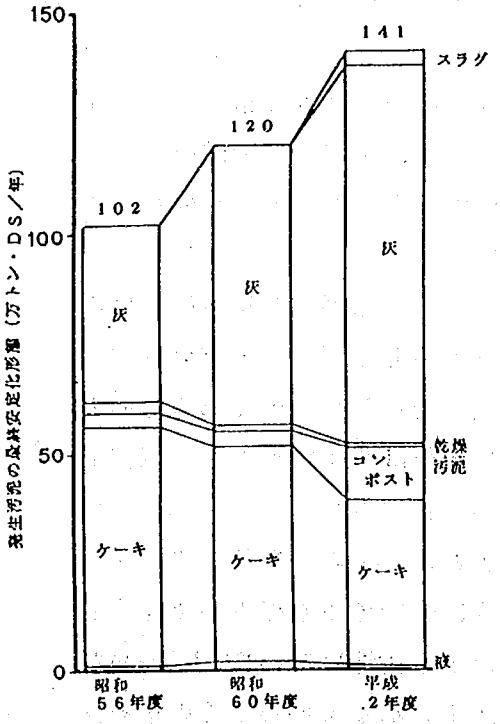


図－２　　下水汚泥処理のフロー

表－１　下水汚泥の処理処分・有効利用（平成２年度）
（単位：千トン・ＤＳ／年）

最終安定化形態	最終安定化先					計（%）
	埋立て	緑農地	建設資材	海洋還元	その他	
液	0	0	0	7	0	7 (0.5)
ケーキ	327	46	0	5	1	379 (26.8)
コンポスト	0	121	0	0	1	122 (8.7)
乾燥汚泥	3	8	0	0	0	11 (0.8)
灰	806	7	43	0	7	863 (61.0)
スラグ	2	0	2	0	27	31 (2.2)
計（%）	1,138 (80.6)	182 (12.9)	45 (3.2)	12 (0.8)	36 (2.6)	1,413 (100)

図－３は最終安定化形態の経年変化を示している。昭和５６年度では発生した下水汚泥約102万トン・ＤＳ／年のうち、脱水ケーキとして安定化されたものが５０%、コンポストが３%、乾燥汚泥が２%、焼却灰が４４%となっている。また、昭和６０年度についてみると、発生汚泥は約120万トン・ＤＳ／年のうち、脱水ケーキ４２%、コンポスト３%、乾燥汚泥が１%、焼却灰が５３%となっている。これらの最終安定化形態と平成２年度の場合を比較してみると次のことが言える。



図－３　　最終安定化形態の経年変化

①脱水ケーキと乾燥汚泥は減少傾向にあり、特に脱水ケーキの減少は著しい。

②コンポストと焼却灰は増加傾向にあり、その伸びは著しい。

③溶融スラグが発生してきており、今後増加していくものと予想される。

以上のことから、汚泥の緑農地利用を進めていく上ではコンポスト化が１つの大きな柱になるものと期待される。

3-2　下水汚泥緑農地利用の現況と課題

下水汚泥を緑農地利用するにあたっては、いくつかの課題が指摘されているが、その主なものは衛生学上の安全性、窒素・リン・カリの肥効成分のアンバランス、重金属類の低減、有機物の安定化などである。この中でも特に重金属類の低減に大きな関心が寄せられている。

下水汚泥の緑農地利用はわが国でも古くから行われてきたが、欧米先進国においてはさらに長い歴史をもっている。そんな中で、欧米先進国では下水汚泥に含まれる重金属の規制を強化しようという

表－２　各国における汚泥中重金属類のガイドライン

	汚泥中の最大許容濃度（mg/kg乾泥）																
	EC通達	イギリス	西ドイツ	フランス	イタリア	ベルギー	デンマーク	ポリシャ	オランダ	フィンランド	ノルウェー	スウェーデン	スイス	オーストリア	カナダ	アメリカ EPA	日本
ヒ素 As									10						75	41	50
カドミウム Cd	20～40		20	20	10	10	8	40	5	30	10	4	30	10	20	39	5
コバルト Co						20				100	20		100	100	150		
クロム Cr	1000～1500		1200	2000	750	500	500		500	1000	200	150	1000	500		1200	
銅 Cu	1000～1750		1200	1000	1000	500		1750	600	3000	1500	600	1000	500		1500	
フッ素 F																	
水銀 Hg	16～25		25	10	10	10	6	25	5	25	7	5	10	10	5	17	2
モリブデン Mo.													20	20	20	18	
ニッケル Ni	300～400		200	200	200	100	50	400	100	500	100	100	200	100	180	420	
鉛 Pb	750～1200	1000	1200	800	500	300	400	1200	500	1200	300	200	1000	500	500	300	
セレン Se				100		25									14	36	
亜鉛 Zn	2500～4000		3000	3000	3000	2000		4000	2000	5000	3000	1500	1000	2000	1850	2800	

動きになっている。表－２は各国における下水汚泥中の重金属類の最大許容濃度を示している。わが国では下水汚泥を特殊肥料として緑農地に還元する場合にはヒ素、カドミウム、水銀の３項目について規制値が設定されている。欧米諸国においても下水汚泥を緑農地利用する場合のガイドラインが設定されているが、規制項目数がわが国よりも多いことが特長として挙げられる。しかし、ヒ素、カドミウム、水銀の３項目についてみると、わが国の規制値はかなり厳しい値に設定されていると言えよう。

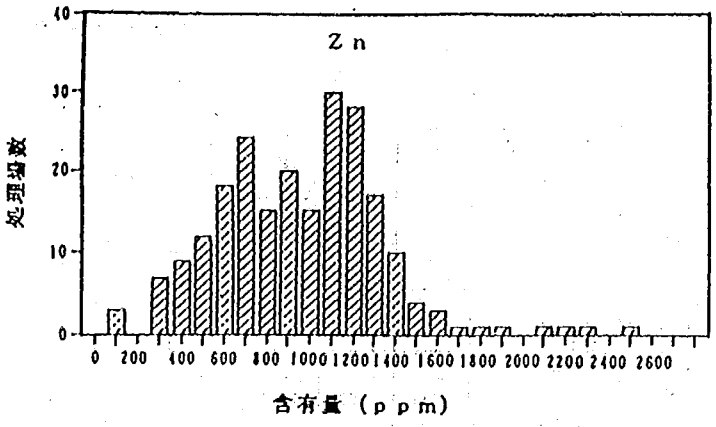
表－３は土壌中の重金属類の規制についてまとめたものである。欧米諸国においては下水汚泥の場合と同様に規制項目がわが国に比べて多くなっているが、わが国の亜鉛の規制値は最も厳しいものとなっている。わが国では下水汚泥が緑農地へ還元される場合脱水ケーキ、コンポスト、乾燥汚泥の３形態があることは表－１に示した通りであるが、いずれの形態で利用される場合においても、重金属類の含有量を低減していくことが重要である。現在設定されている規制値はヒ素５０ppm以下、カドミウム５ppm以下、水銀２ppm以下

表－３　各国における土壌中重金属類のガイドライン

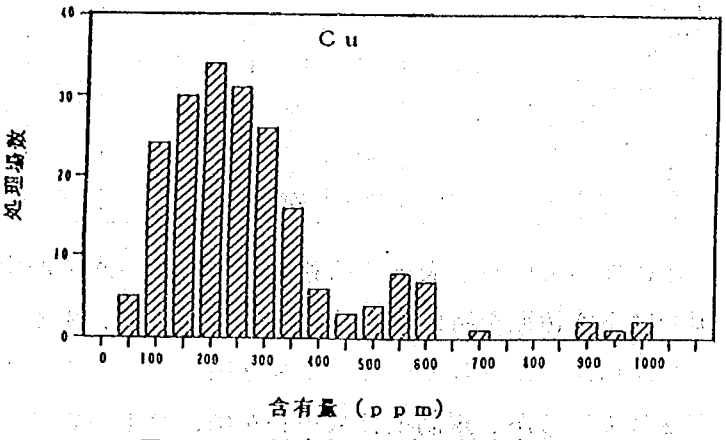
	土壌中の最大許容濃度（mg/kg乾泥）								
	EC通達	イギリス	西ドイツ	フランス	イタリア	オーストリア	カナダ	アメリカ EPA kg/ha	日本
ヒ素 As		20					14	41	15*
カドミウム Cd	1～3	3	3	2	3	3	1.6	39	
コバルト Co									
クロム Cr	150～250	600	100	150	150	100	120	3000	
銅 Cu	50～140	135	100	100	100	100	100	1500	125*
フッ素 F		500							
水銀 Hg	1～1.5	1	2	1		2	0.5	17	
モリブデン Mo.		4					4	18	
ニッケル Ni	30～75	75	50	50	50	50	32	420	
鉛 Pb	50～300	250	100	100	100	100	60	300	
セレン Se		3		10			1.6	100	
亜鉛 Zn	150～300	300	300	300	300	300	220	2800	120

＊　農用地（田に限る。）に適用される。

であるが、この他にも、亜鉛や銅について何らかのガイドラインを設けることが検討されている。図－４，５はそれぞれ脱水ケーキ中の亜鉛と銅の含有量の分布を示したものである。集計が中間段階のものであるが、概ねその傾向は読み取ることができる。亜鉛は500～1300ppmの範囲に主に分布しており、最頻濃度は1000～1100ppmである。しかし、2000ppmを超える濃度の処理場も認められる。また銅の場合には100～300ppmの範囲に主に分布しており、最頻濃度は150～200ppmである。銅の場合にも1000ppm前後の濃度になる処理場も見られる。亜鉛と銅がそれぞれ2000ppmを超えたり、1000ppm前後の濃度になるのは、温泉排水を受け入れている等の状況にある処理場であった。



図－４　脱水ケーキ中の亜鉛含有量（中間集計値）

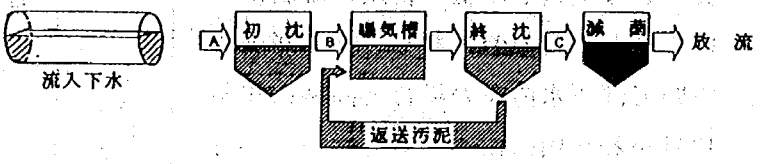


図－５　脱水ケーキ中の銅含有量（中間集計値）

下水汚泥の緑農地利用は汚泥中の窒素やリン等の肥効成分、及び有機物が肥料や土壌改良材として利用でき、同時に自然のサイクル系に下水汚泥が組み込まれ循環していくことから最も好ましい再利用の方法であるが、下水中の重金属類については現在の規制項目だけでなく、さらにいくつかの項目も含めて低減を図っていくことが重要となってきている。

3-3　流入下水中重金属濃度の２４時間経時変化の調査　（２４時間調査）

本調査の目的は、下水中の金属元素の発生源と濃度について検討を行うために実施したものである[2)]。本調査の対象下水処理場の概要と採水地点は図－６に示したが、茨城県内の農村住宅地の下水を主に処理しているＭ下水処理場である。下水処理場の概要は、分流式集水で標準活性汚泥法により下水の浄化処理を行っている標準的な施設であり、重金属等を含む工場排水は入っていない。処理人口は14,800人、処理水量4,000m³／日である。なお、本下水処理場は、夜間の流入下水量を確保するため、昼間は下水管内に一時貯留させ、下水処理系統には水中ポンプで、１日中ほぼ一定の流量になる様に運転管理を行っている。



図－６　下水処理場の概要と採水地点（A、B、C）

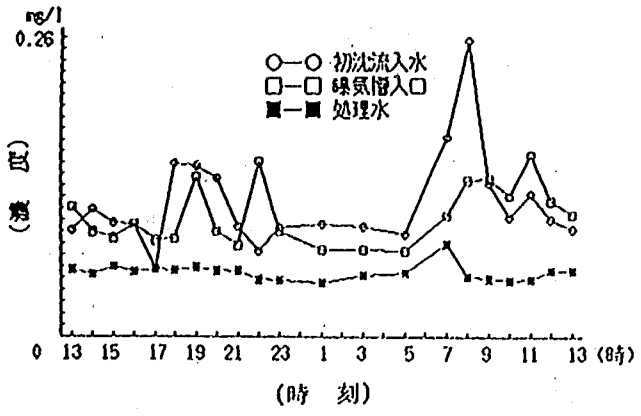
3-3-1 調査方法

採水箇所は、最初沈殿池入口、曝気槽入口、処理水の３箇所で行った。採水時刻は、１３時から翌日の１３時まで、１時間間隔で採水した（２３時～翌日７時の間は、２時間間隔で採水した）。また、

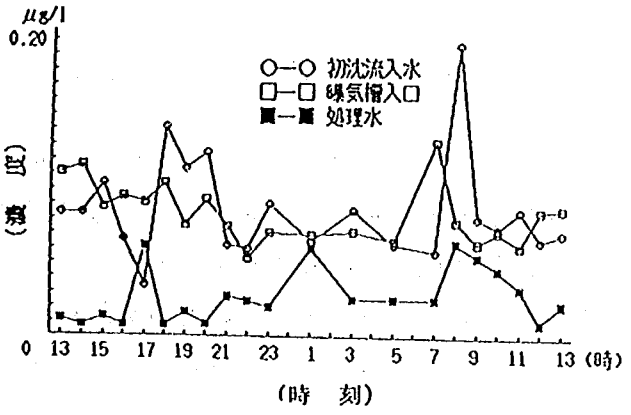
各時刻に採水した下水量は、Total金属用１ℓ、溶解性金属（孔径１μｍのＧＦ／Ｂろ紙でろ過したろ液）用１ℓ、ＳＳ関係用500ｍｌを各採水時刻毎に採取した。金属元素の分析は、各サンプルに硝酸と過塩素酸を添加して加熱処理を行い、下水中の有機物を分解すると同時に最終液量を100ｍｌにメスアップしたもの（１０倍濃縮）をフレーム原子吸光法又は電気加熱原子吸光法（フレームレス原子吸光法）で各元素の測定を行った。測定装置は、日本ジャーレルアシュ社製のＡＡ880型を用いた。測定した金属元素は、次の１４元素であり（Ｚｎ、Ｃｕ、Ｃｄ、Ｃｒ、Ｎｉ、Ｐｂ、Ｆｅ、Ｍｎ、Ｃａ、Ｍｇ、Ｎａ、Ｋ、Ａｌ、Ｓｉ）、ＳＳの測定も行った。

3-3-2　調査結果

本調査の結果から、流入下水中の金属元素の濃度変化等、その特徴を以下に示す。図－７にＺｎ濃度の経時変化を図－８にＣｄ濃度の経時変化を示した。また、調査を実施したＭ処理場内の水道水と井戸水の金属元素濃度を表－４と表－５に示した。図－７及び図－８の傾向から下水中の金属元素の濃度変化は人間の生活パターンに依存する傾向がある。即ち、朝と夕方の食事前後の時間帯にピークが見られ、夕方では、食事の後に入浴する等でピークが尾を引く傾向がある。他の元素濃度の経時変化の傾向も同様である。



図－７　　２４時間調査（Ｚｎ）　　(TOTAL)



図－８　　２４時間調査（Ｃｕ）　　(TOTAL)

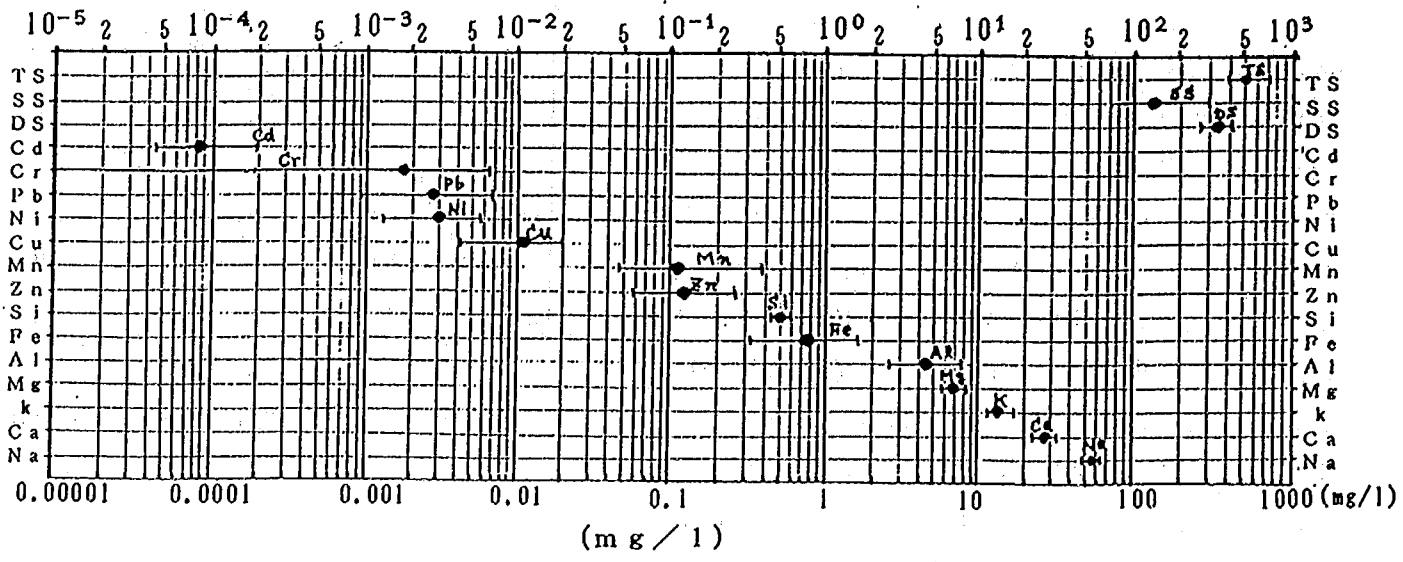
表－４　　Ｍ処理場水道水の重金属濃度　　濃度単位(μg/l)

採取年月日	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｎｉ	Ｐｂ	Ｃａ	Ｍｇ	Ｍｎ	Ｆｅ	Ｎａ	Ｋ
1988. 3.24	27.7	3.17	0.061	0.672	3.91	0.000	8648	7520	1.81	101.0	33075	4483
1988.10.24	22.6	2.04	0.009	0.241	0.685	0.031	21866	4908	44.55	148.7	23348	2963
1989. 1.25	29.1	2.16	0.010	0.106	2.437	0.000	20625	4985	1.68	120.5	29365	3394
平均濃度	26.5	2.46	0.027	0.340	2.344	0.010	17046	5804	16.01	123.4	28596	3613
最大値	29.1	3.17	0.061	0.672	3.910	0.031	21866	7520	44.55	148.7	33075	4483
最小値	22.6	2.04	0.009	0.106	0.685	0.000	8648	4908	1.68	101.0	23348	2963

表－５　　Ｍ処理場地下水の重金属濃度　　濃度単位(μg/l)

採取年月日	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｃｒ	Ｎｉ	Ｐｂ	Ｃａ	Ｍｇ	Ｍｎ	Ｆｅ	Ｎａ	Ｋ
1988. 3.24	29.5	7.57	0.046	1.394	3.000	1.370	1177	8545	19.9	169.0	17889	6756
1988.10.24	16.4	1.01	0.000	0.002	0.265	0.200	14300	5762	259.0	251.9	19305	6975
1989. 1.25	47.0	0.65	0.000	0.033	0.534	0.002	13325	5748	1.2	148.0	20290	6307
平均濃度	31.0	3.08	0.015	0.476	1.266	0.524	9601	6685	426.7	189.6	19161	6679
最大値	47.0	7.57	0.046	1.394	3.000	1.370	14300	8545	259.0	251.9	20290	6975
最小値	16.4	0.65	0.000	0.002	0.265	0.002	1177	5748	1.2	148.0	17889	6307

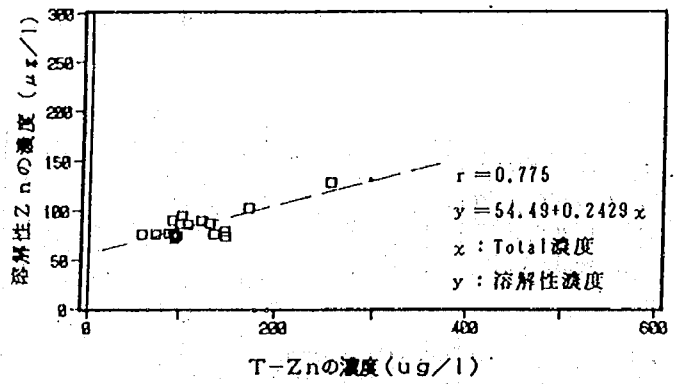
図－９は、各元素及びＳＳ関係の最大値、最小値及び平均値を示すものであるが、最大値は食事時等の生活が活発に行われている時の濃度であり、最小値は、夜中の休息時の値である。各元素の濃度レベルの傾向を平均値で比べるとＣａ、Ｎａ、Ｋが１０～１００mg／lのオーダーで最も高濃度を示す元素であり、次がＭｇとＡｌが１～１０mg／l、Ｆｅ、Ｓｉ、Ｚｎ、Ｍｎが0.1～１mg／l、Ｃｕが0.01～0.1mg／l、Ｎｉ、Ｐｂ、Ｃｒが0.001～0.01mg／l、Ｃｄが0.0001～0.0001mg／lであった。ここに示された各元素の濃度レベルと順位は、表－４と表－５に示したＭ下水処理場の水道水や地下水の濃度とほぼ同じ傾向であり、流入下水中濃度の１／２～１／８程度



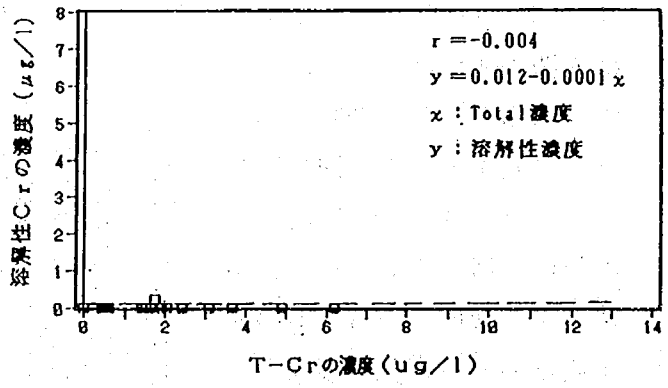
図－９　　流入下水中の各元素の濃度範囲と平均値（⊢●⊣濃度範囲と平均値）

の負荷が飲料水（水道水や井戸水）から入って来たものと考えられる。

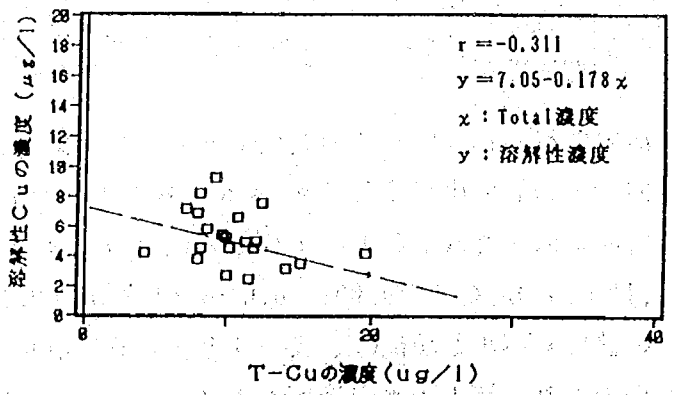
次に、流入下水中の各元素のTotal濃度と溶解性濃度の関係を図－１０～図－２３に示した。各図中には相関係数と回帰式を示してあるが、x（Total濃度）の係数が小さい元素や直線に剰らずバラツキの大きいものは、ＳＳ性のものがあるためと考えられ、これらの図から明らかにＳＳ性が多いと思われる元素はＺｎ（図－１０），Ｃｒ（図－１１），Ｃｕ（図－１２），Ｃｄ（図－１４），Ｐｂ



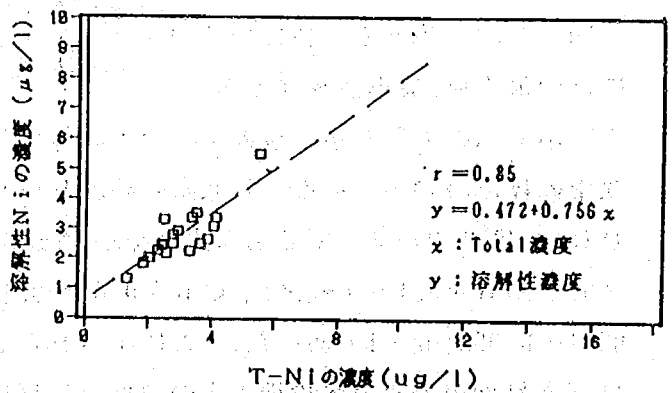
図－１０　溶解性ＺｎとＴ－Ｚｎの関係



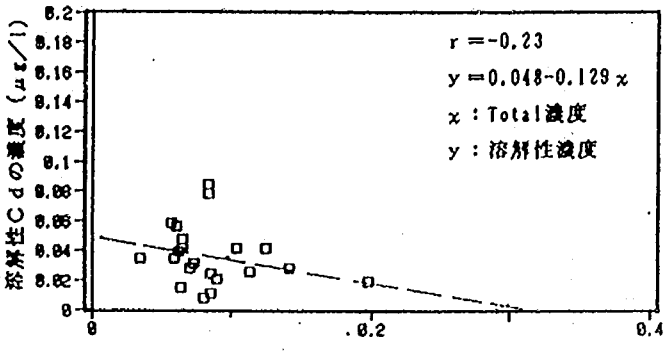
図－１１　溶解性ＣｒとＴ－Ｃｒの関係



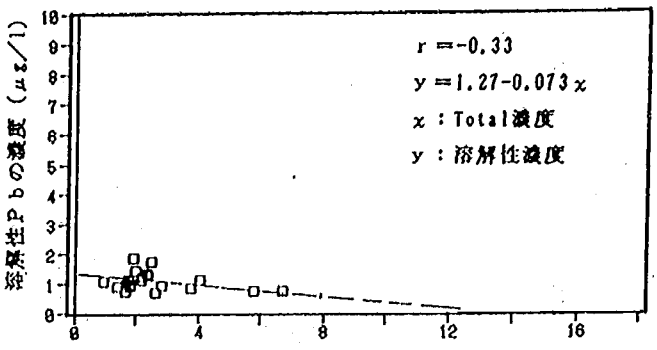
図－１２　溶解性ＣｕとＴ－Ｃｕの関係



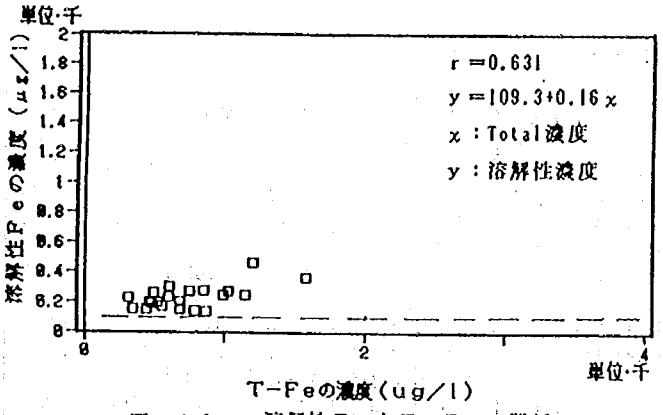
図－１３　溶解性ＮｉとＴ－Ｎｉの関係



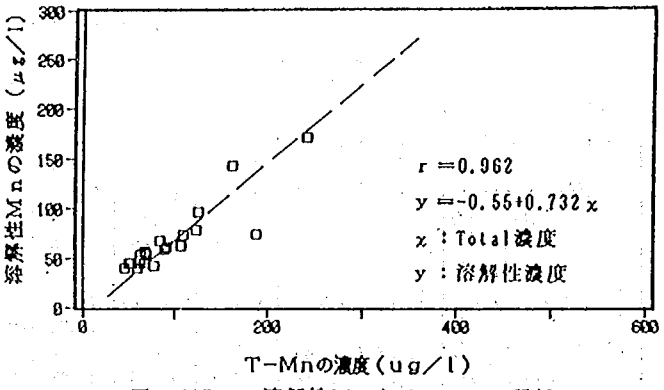
図－１４　溶解性ＣｄとＴ－Ｃｄの関係



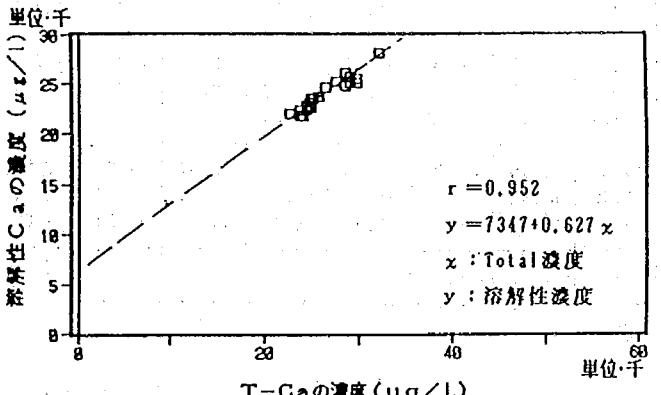
図－１５　溶解性ＰｂとＴ－Ｐｂの関係



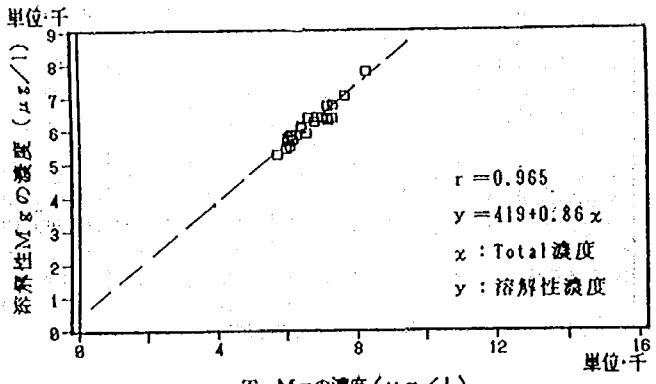
図－１６　溶解性ＦｅとＴ－Ｆｅの関係



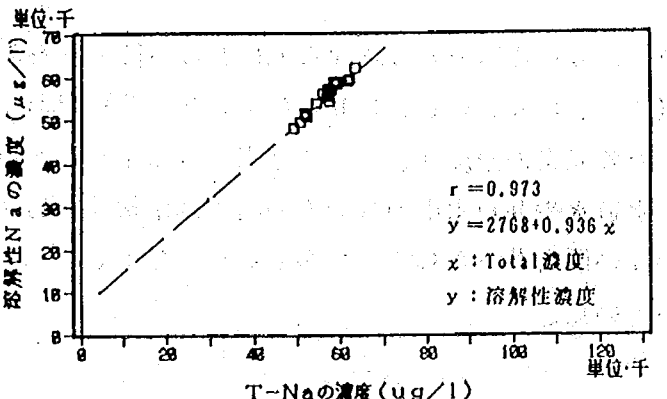
図－１７　溶解性ＭｎとＴ－Ｍｎの関係



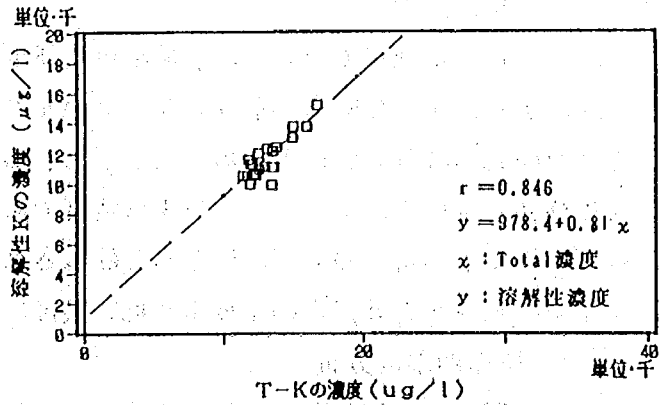
図－１８　溶解性ＣａとＴ－Ｃａの関係



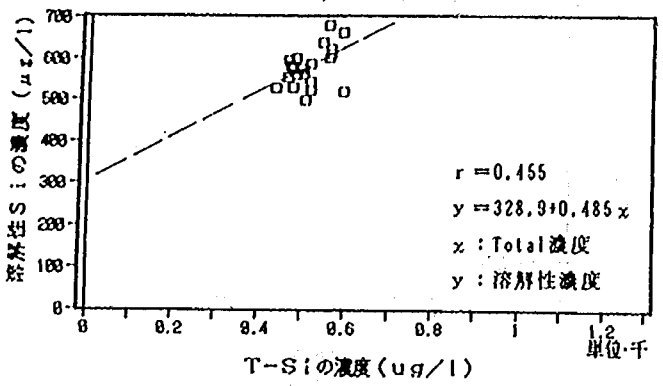
図－１９　溶解性ＭｇとＴ－Ｍｇの関係



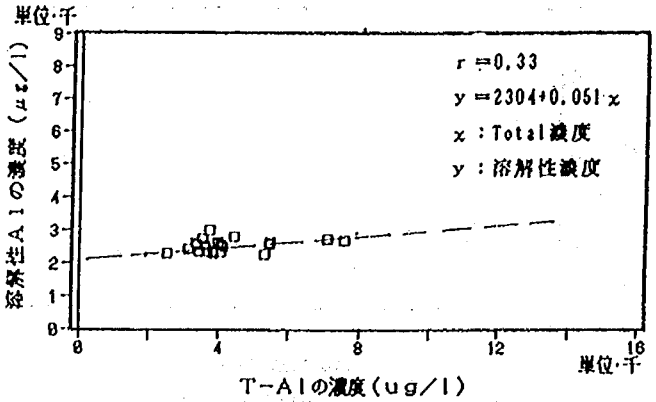
図－２０　溶解性ＮａとＴ－Ｎａの関係



図－２１　溶解性ＫとＴ－Ｋの関係



図－２２　溶解性ＳｉとＴ－Ｓｉの関係



図－２３　溶解性Ａｌと Ｔ－Ａｌの関係

表－６　重金属の平均濃度及び変動係数と除去率（ＴＯＴＡＬ）

項目	元素名	Ｚｎ	Ｃｕ	Ｃｄ	Ｎｉ	Ｐｂ	Ｃｒ	Ｍｎ	Ｆｅ	Ａｌ	Ｓｉ	Ｃａ	Ｍｇ	Ｎａ	Ｋ
初沈流入水	平均値（μg/l）	114.8	10.57	0.088	2.929	2.657	1.743	108.4	753.0	4332	515.2	26538	6690	56337	13253
	最大値（μg/l）	257.3	19.52	0.198	5.514	6.711	6.210	377.9	1588.0	7606	593.1	32228	8332	63246	16676
	最小値（μg/l）	57.2	4.24	0.035	1.305	0.953	0	47.3	322.1	2521	438.7	22711	5727	48917	11374
	標準偏差（Sx）	41.6	3.15	0.036	0.942	1.423	1.586	77.3	314.0	1253	44.5	2517	646	3810	1427
	変動係数(CV%)	36.2	29.8	40.4	32.2	53.6	91.0	71.3	41.7	28.9	8.63	9.48	9.66	6.76	10.8
曝気槽入口	平均値（μg/l）	104.3	10.50	0.084	(2.072)	2.428	(0.117)	78.2	476.2	2958	436.5	25568	6331	57017	12865
	最大値（μg/l）	156.9	15.62	0.133	3.996	4.409	(0.946)	121.3	696.1	3300	481.1	27821	7289	62759	14375
	最小値（μg/l）	73.3	7.20	0.053	0.828	1.505	0	54.5	302.7	2542	371.9	23857	5854	52782	10639
	標準偏差（Sx）	26.3	2.12	0.020	0.985	0.594	0.269	18.5	107.0	208	29.6	1037	412	2181	9055
	変動係数(CV%)	25.2	20.2	23.7	47.5	24.5	230.0	23.7	22.5	7.04	6.78	4.06	6.50	3.82	7.04
処理水	平均値（μg/l）	54.99	1.51	0.027	(1.831)	(0.479)	(0.012)	54.4	74.2	2270	367.9	24829	5714	57684	12319
	最大値（μg/l）	79.10	2.63	0.064	2.747	3.070	(0.200)	76.6	132.6	2498	407.2	25379	5877	59759	13202
	最小値（μg/l）	46.28	0.95	0.007	(1.209)	(0.163)	0	11.8	40.0	2030	320.4	24319	5542	55961	11726
	標準偏差（Sx）	6.75	0.41	0.019	0.419	0.593	0.044	20.3	25.7	143	19.7	309	91.3	886	403
	変動係数(CV%)	12.3	27.3	71.2	22.9	123.9	370.7	37.3	34.7	6.28	5.34	1.24	1.60	1.54	3.27
初沈除去率（%）		9.10	0.68	4.85	(29.27)	8.64	(93.29)	27.82	36.76	31.70	15.29	3.65	5.37	-1.21	2.93
終沈除去率（%）		47.30	85.59	68.37	(11.61)	(80.28)	(89.94)	30.49	84.42	23.28	15.71	2.89	9.74	-1.17	4.24
全除去率（%）		52.09	85.68	69.91	(37.49)	(82.00)	(99.33)	49.82	90.15	47.60	28.59	6.44	14.59	-2.39	7.05
定量限界値[注](μg/l)		－	0.25	0.025	2.5	0.5	1.0	－	－	－	－	－	－	－	－

注）フレームレス原子吸光法の限界値である。

（図－１５），Ｆｅ（図－１６）等の元素であり、その他の元素は溶解性のものが多く含まれていることが予想出来る。

次に、各採水地点での最大値、最小値及び平均値と、最初沈殿池と最終沈殿池における除去率を表－６に示したが、全除去率が５０％以上の元素は（Ｚｎ、Ｃｕ、Ｃｄ、Ｐｂ、Ｃｒ、Ｆｅ等）であり、その他の元素は５０％以下であった。また、処理水の各元素の濃度は、表－４と表－５に示した水道水及び井戸水中の濃度とほぼ一致する濃度であり、水道水や井戸水中の各元素の濃度は溶解性と考えられるので、溶解性の元素はほとんど除去されていない傾向が示されていたが、Ｃｕ、Ｃｒ、Ｆｅの３元素は水道水と井戸水の濃度より低い濃度になっていた。

3-4　粒径別濃度分布

２４時間調査の結果から、流入下水中の金属元素は種類によって、ＳＳ性の形状のものが含まれていることが分かったので、各元素の粒径別濃度分布や除去の特徴を把握するために本調査を行った[3)]。

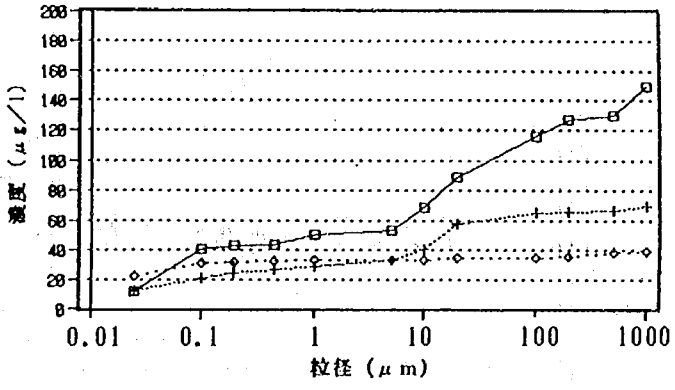
3-4-1　調査方法

調査した処理場は、２４時間調査の時と同一処理場であり、調査地点も最初沈殿池流入水、曝気槽流入水、処理水の３点である。採水は各地点に自動採水器を設置し、１時間毎に１ℓづつ２４時間連続採水したものを混合して粒径別分画用サンプルとした。粒径の区分は以下の通りである。

Total、500μm、200μm、100μm、20μm、10μm、５μm、１μm、0.45μm、0.20μm、0.1μm、0.025μmの１２段階に分画し、各段階ごとの金属元素の測定を行った。なお、Total～20μmまではＪＩＳ規格の標準フルイの上から下水を流し込んで分画し、10μm以下はメンブランフィルターでろ別した。サンプルの前処理と分析装置は、２４時間調査の時と同じである。分析元素は１２元素（Ｚｎ、Ｃｕ、Ｃｄ、Ｃｒ、Ｎｉ、Ｐｂ、Ｆｅ、Ｍｎ、Ｃａ、Ｍｇ、Ｎａ、Ｋ）であり、その他にＴＳ、Ｔ－Ｐ、ＴＯＣの測定も行った。

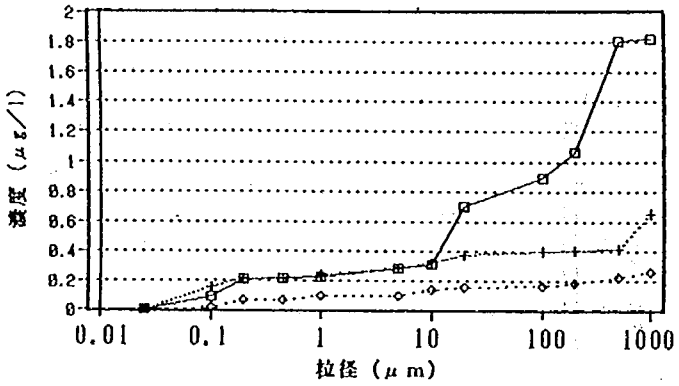
3-4-2　調査結果

各元素の粒径別分画調査の結果を図－２４～図－３５に示した。同図には、最初沈殿池流入水、曝気槽流入水、処理水の各粒径別分画後の濃度を示してありTotal濃度は粒径1000μmの所に示した。これらの図で粒径が小さくなると濃度が低くなる元素は、その粒径間のＳＳ性のものが除去された事を示している。ＳＳ性の含有量が多い元素はＺｎ（図－２４）、Ｃｒ（図－２５）、Ｃｕ（図－２６）Ｐｂ（図－２７）、Ｃｄ（図－２８）、Ｆｅ（図－３０）、Ｍｎ（図－３１）の７元素であり、Ｎｉ（図－２９）とＭｇ（図－３３）も量は少ないが濃度の低下が見られる。またＳＳ性のものが多い７



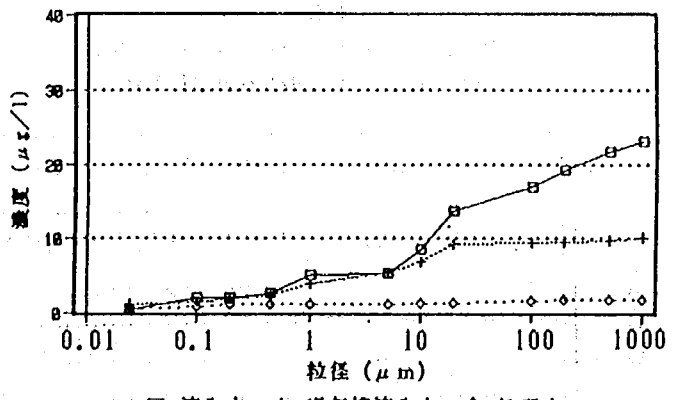
□ 流入水　＋ 曝気槽流入水　◇ 処理水

図－２４　Ｚｎの粒径別濃度変化



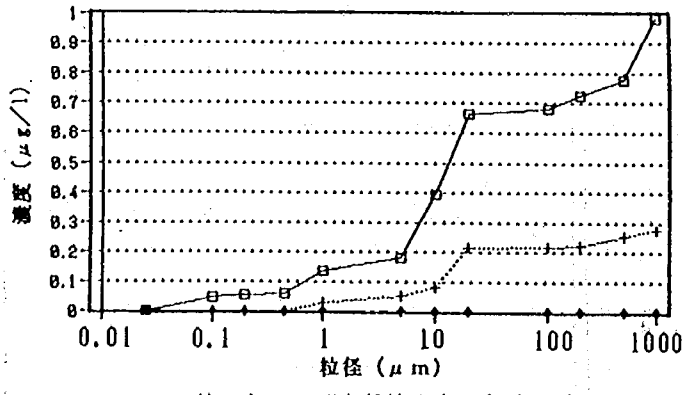
□ 流入水　＋ 曝気槽流入水　◇ 処理水

図－２５　Ｃｒの粒径別濃度変化



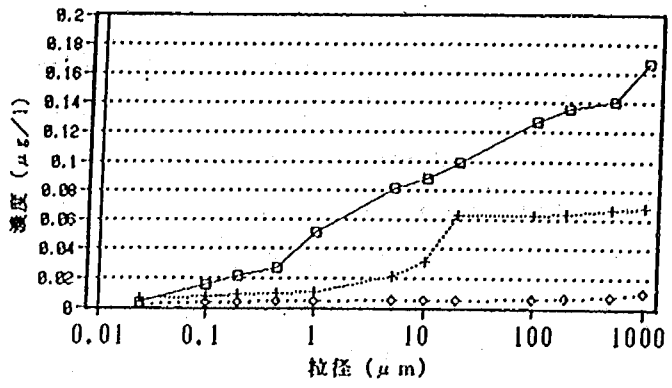
□ 流入水　＋ 曝気槽流入水　◇ 処理水

図－２６　Ｃｕの粒径別濃度変化



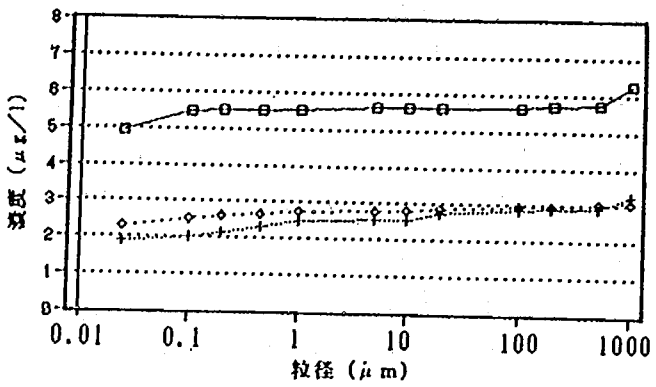
□ 流入水　＋ 曝気槽流入水　◇ 処理水

図－２７　Ｐｂの粒径別濃度変化



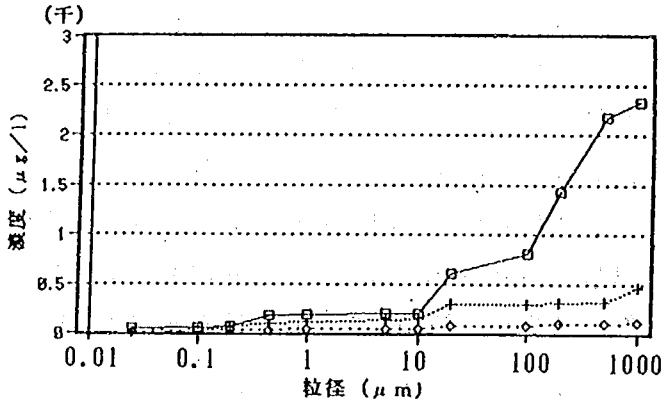
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－２８　Ｃｄの粒径別濃度変化



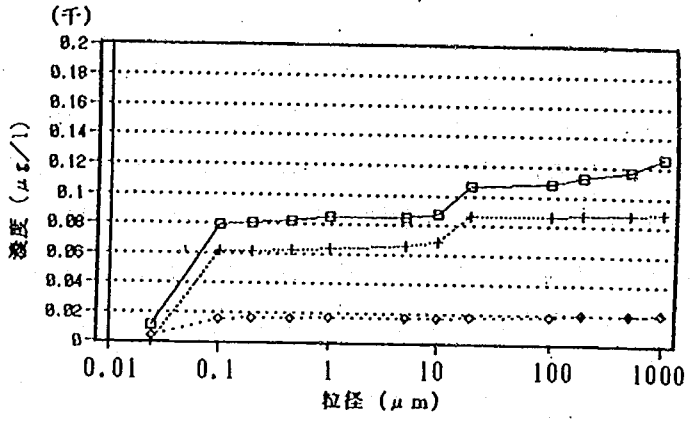
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－２９　Ｎｉの粒径別濃度変化



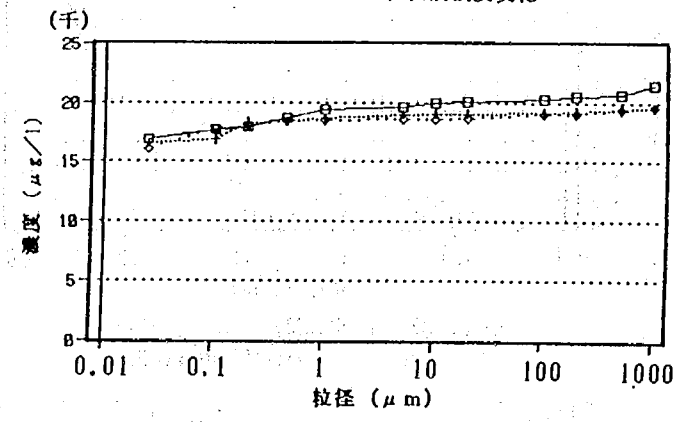
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３０　Ｆｅの粒径別濃度変化



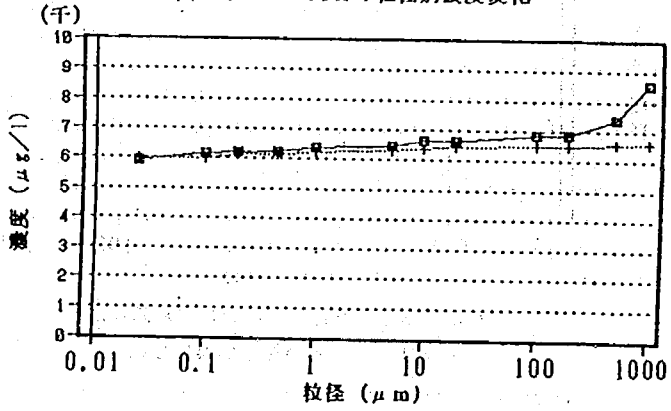
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３１　Ｍｎの粒径別濃度変化



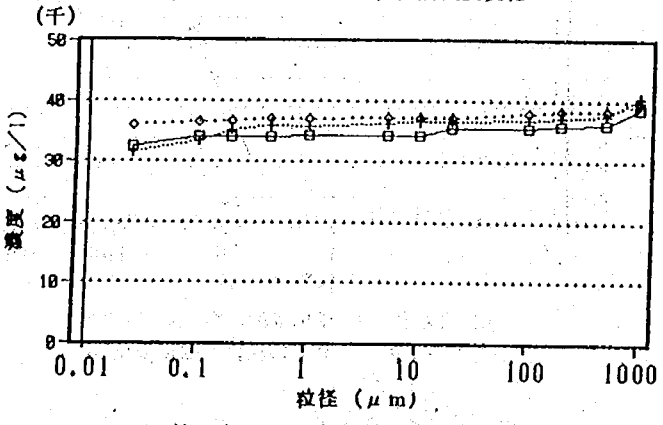
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３２　Ｃａの粒径別濃度変化



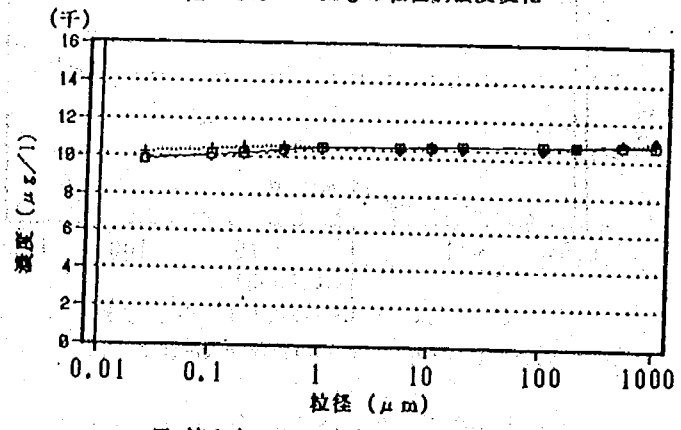
□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３３　Ｍｇの粒径別濃度変化



□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３４　Ｎａの粒径別濃度変化



□ 流入水　＋ 吸気槽流入水　◇ 処理水

図－３５　Ｋの粒径別濃度変化

元素の特徴として最初沈殿池ではTotal～20μm前後の大きな粒径に含まれるものが除去され、10μm前後以下の小さな粒径に含まれるものは最終沈殿池で除去されており、1μm以下の場合にも濃度の低下が見られるのでコロイド粒子性のものも含まれている傾向がある。

これらの元素は、24時間調査の所で述べた除去率が50%以上の元素と一致しており、同時にTotal濃度と溶解性濃度の相関関係図からSS性の含有量が多いと推定される元素とほぼ一致している。その他の元素はCaのように最終沈殿池ではほとんど除去されないか、又はMgやKのように逆に処理水中の濃度が高くなっている元素があった。

次に、SS性のものが多いZn、Cu、Cd、Cr、Pb及びNiの6元素について、TS（SS）やT-P及びTOC等金属元素以外の項目との相関係数を求めて表－7に示した。

表－7　各項目と重金属の相関係数（r）

元素名	項　目	初沈流入水	曝気槽流入水	処理水	元素名	項　目	初沈流入水	曝気槽流入水	処理水
Zn	孔径μm	0.785	0.692	0.885	Cr	孔径μm	0.946	0.635	0.765
	T-S	0.966	0.894	0.865		T-S	0.918	0.826	0.916
	SS	0.966	0.894	0.865		SS	0.918	0.826	0.916
	T-P	0.990	0.968	0.956		T-P	0.928	0.891	0.944
	TOC	0.981	0.964	0.031		TOC	0.905	0.816	0.119
Cu	孔径μm	0.796	0.604	0.784	Ni	孔径μm	0.731	0.634	0.711
	T-S	0.970	0.953	0.947		T-S	0.852	0.925	0.978
	SS	0.970	0.953	0.947		SS	0.852	0.925	0.978
	T-P	0.990	0.981	0.913		T-P	0.795	0.925	0.955
	TOC	0.987	0.945	0.079		TOC	0.714	0.874	0.083
Cd	孔径μm	0.693	0.664	0.847	Pb	孔径μm	0.691	0.707	－
	T-S	0.987	0.876	0.781		T-S	0.975	0.861	－
	SS	0.987	0.876	0.781		SS	0.975	0.861	－
	T-P	0.966	0.974	0.859		T-P	0.990	0.963	－
	TOC	0.958	0.970	0.005		TOC	0.970	0.951	－

表－7には、最初沈殿池流入水、曝気槽流入水、処理水について各々示したが、処理水中のTOC濃度が低く測定値のバラツキが大きいため極端に相関関係が低くなっている他は高い相関関係が示されている。従って、これらの元素は、SS性でかつ有機物と関わりのある形態で下水中に存在していることが推察される。

また、最初沈殿池及び最終沈殿池で除去されたTS（SS）と各種金属元素の濃度から、汚泥中に蓄積される重金属濃度を計算によって求めた結果と、最初沈殿池汚泥（以後「初沈汚泥」という）及び最終沈殿池汚泥（以後「余剰活性汚泥」という）中の重金属蓄積量の実測値と比較したものを図－36と図－37に示した。

計算式は次の通りである。

初沈汚泥中各元素の濃度（mg／kg・DS）＝｛（MC_1-MC_2）／（SC_1-SC_2）｝×10^3

余剰活性汚泥中各元素の濃度（mg／kg・DS）＝｛（MC_2-MC_3）／（SC_2-SC_3）｝×10^3

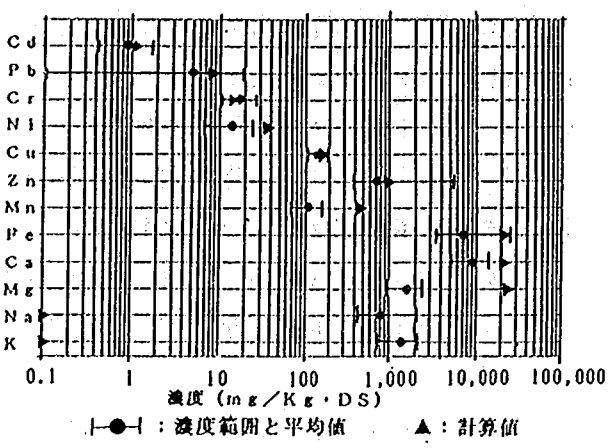
MC_1：最初沈殿池流入水中の各元素の濃度（μg／l）　SC_1：最初沈殿池流入水中のTS濃度（mg／l）

MC_2：曝気槽流入水中の各元素の濃度（μg／l）　SC_2：曝気槽流入水のTS濃度（mg／l）

MC_3：処理水中の各元素の濃度（μg／l）　SC_3：処理水中のTSの濃度（mg／l）

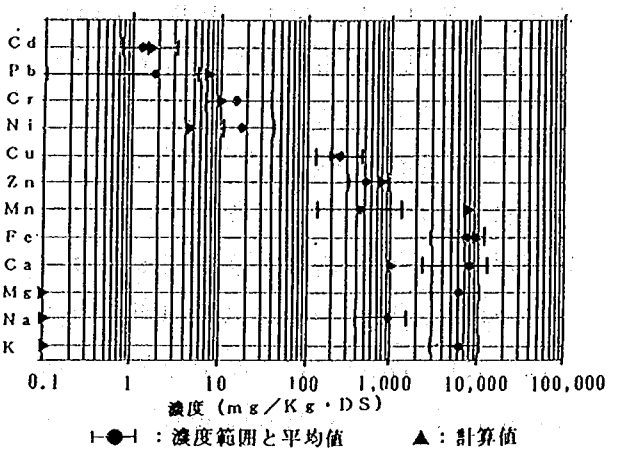
10^3：（μg／mg）の単位を（mg／kg）単位に換算するための係数である。

なお、実測値は、７回の測定結果を基に、最大値と最小値（範囲）と平均値（●印）を示し、計算値は（▲印）で示してある。　図－３６は、初沈汚泥のものであり、ＳＳ性が多い元素（Ｚｎ、Ｃｕ、Ｃｄ、Ｃｒ、Ｐｂ、Ｆｅ）は実測値の範囲内に計算値が入っているが、溶解性の多い元素は、実測値から大幅に違った結果となった（Ｍｇ、Ｎａ、Ｋ）が、中間のＮｉ、Ｍｎ、Ｃａ等は実測値の範囲に近い結果であった。



図－３６　最初沈殿池汚泥中重金属等の実測値と計算値
（実測値の測定回数は７回）

図－３７は、余剰活性汚泥のものであるが、傾向は初沈汚泥とほぼ同様でありＳＳ性が多い元素は計算値と実測はほぼ一致している。また各元素の実測値の範囲も初沈汚泥と余剰活性汚泥で大差なく一致する傾向がある。従って、これらの調査結果では、下水中の金属元素のうちＳＳ性が多い元素の下水処理過程での挙動は、最初沈殿池において沈降により汚泥の方に移行し（生物濃縮とは別）、最初沈殿池を通過した粒径の小さなものと溶解性のものは、曝気槽に入り活性汚泥と混合撹拌されて最終沈殿池で活性汚泥と共に沈降し、余剰活性汚泥の方に移行する。この段階で溶解性の一部は活性汚泥の方に移行する元素もあり、生物濃縮する傾向がみられるが、せいぜい数倍程度で１０倍まで濃縮する傾向はなかった。ここで、「生物濃縮」とは、特定の物質が生物体内の細胞や臓器等に蓄積することを指しており[4]、汚泥濃縮槽や遠心濃縮機で物理的に濃度を高くすることとは別の意味である。



図－３７　余剰活性汚泥中重金属等の実測値と計算値
（実測値の測定回数は７回）

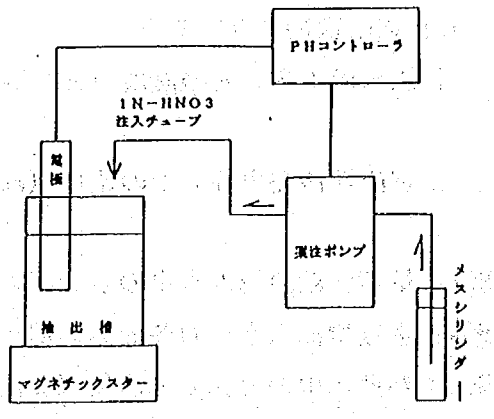
以上の結果から、ＳＳ成分を最初沈殿池でできるだけ除去することが活性汚泥中の重金属濃度の低減につながるものと考えられる。

3-5　下水汚泥中重金属の酸による抽出方法の検討

下水汚泥中の重金属を抽出除去するために確立した技術はないが、平成４年度は本研究の初年度であり、最も一般的に考えられる抽出方法は酸による抽出と思われるので、本年度は、酸を用いた抽出方法について検討を開始した。

3-5-1　実験方法及び条件

酸の種類は色々あるが、塩素イオンや硫酸イオンの様に植物に対する障害や土壌に対する影響等を考慮した場合、硝酸が最も適していると思われるので、本実験には硝酸を用いることにした。また、酸による重金属の抽出はＰＨ値



図－３８　　重金属抽出実験装置の概要図

が重要な要素となるので、実験中にＰＨ値が変化しない様に考慮しながら経時的に抽出濃度を測定し、ＰＨと抽出時間の関係を調べた。

実験装置の概要は図－３８に示したとおりであり、常時撹拌しながら抽出槽にセットしたＰＨ電極とＰＨコントローラの組合わせにより設定したＰＨ値を一定に保持した。

その他の条件は以下の通りである。

設定ＰＨ値　　：２，３，４，５，無調整の５段階

抽出時間　　：0.5，１，２，４，８，２４時間

供試汚泥　　：最初沈殿池汚泥、余剰活性汚泥、消化汚泥

抽出時の温度　　：２０～２５℃（室温）

ＰＨ調整用酸濃度：１Ｎ－HNO_3溶液又は３Ｎ－HNO_3

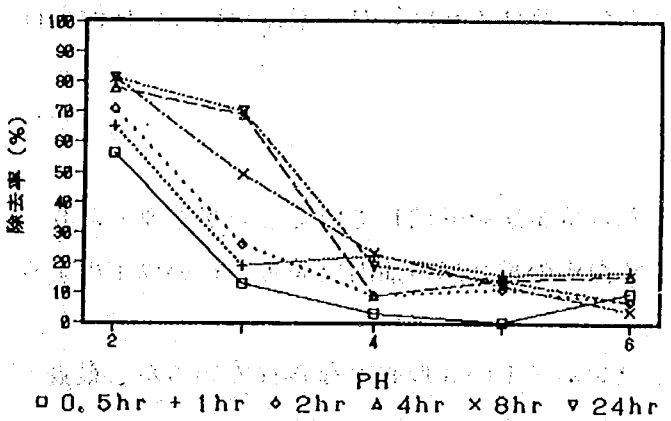
なお、抽出槽には各供試汚泥をＴＳとして１～２％（最初沈殿池及び最終沈殿池からの引抜き汚泥の濃度に相当する）の濃度に調整したものを１ℓ入れ、装置の運転を開始した。各供試汚泥のＰＨ値は６～８の間にあり、ＰＨコントローラにより酸が注入されて各設定ＰＨ値が維持される。ここで、設定ＰＨ値に到達した時点をスタート時間とし、各時間ごとに100mℓサンプリングして遠心分離器で汚泥を回収し、王水煮沸法による前処理後、残渣をろ過して取り除いた溶液を重金属分析用試料とした。なお、重金属の分析は、原子吸光分析計「セイコー電子工業社製　SAS－7500」を用いた。

検討項目は、下水汚泥コンポスト等の緑農地利用に際して汚泥中含有量が多いため問題とされているＺｎとＣｕを主体として行った。

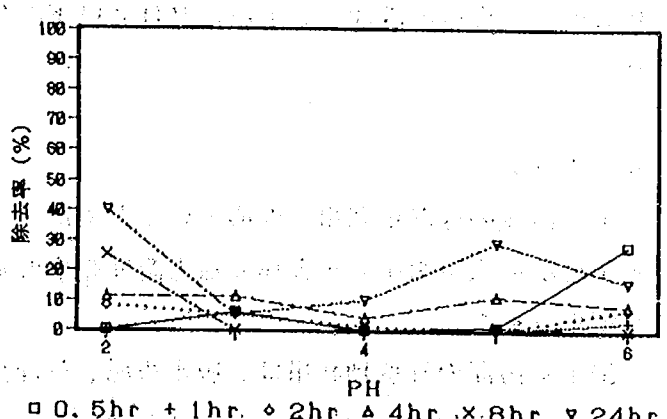
3-5-2　実験結果

各供試汚泥からのＺｎとＣｕの各設定ＰＨ値並びに抽出時間と除去率（抽出率）の関係を初沈汚泥については図－３９（Ｚｎ）、図－４０（Ｃｕ）に示したが、両図ともＰＨ２の所に示した値は、実験初期に酸の注入量が過剰になりＰＨ1.5の時の除去率である、図－３９に示したＺｎの除去率の傾向はＰＨ1.5での最大除去率は抽出時間が４～２４時間の時に約８０％に達しているが、抽出時間が0.5～２時間では６０～７０％程度であり、設定ＰＨ値だけでなく、抽出時間によっても除去率が変化する。ＰＨ３の時も同様の傾向であるが、最大除去率は約７０％であり、設定ＰＨ値の差が出ている。

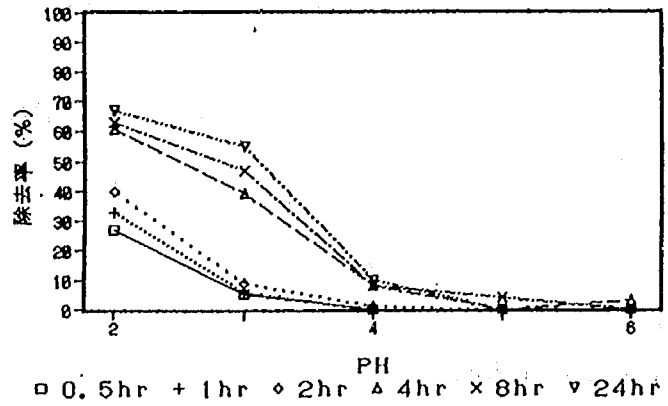
ＰＨ４では除去率は極端に低下しており、最高除去率は２０～３０％程度であり、ＰＨ５では２０％以下である。図－４０に示したＣｕの傾向はＺｎのような明確な傾向は見られず、ＰＨ1.5の時に抽



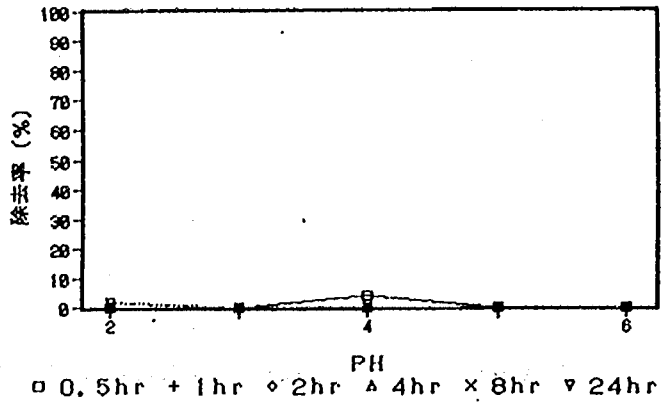
図－３９　Ｚｎの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（初沈汚泥）



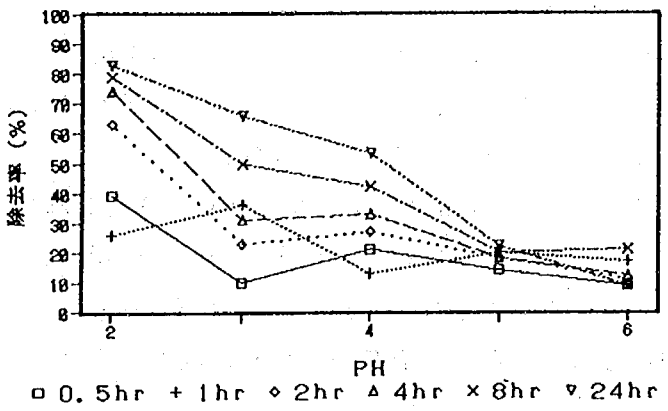
図－４０　Ｃｕの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（初沈汚泥）



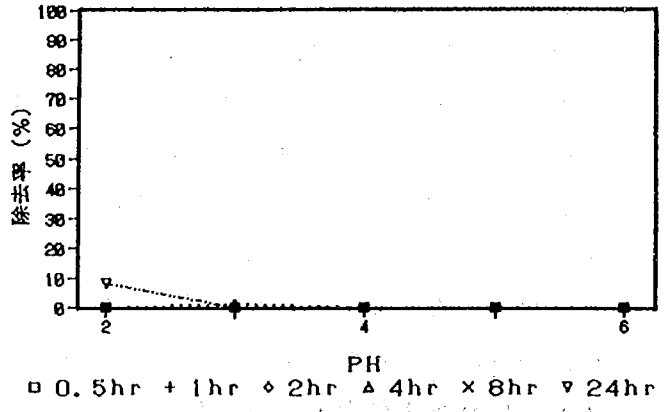
図－４１　Ｚｎの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（余剰汚泥）



図－４２　Ｃｕの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（余剰汚泥）



図－４３　Ｚｎの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（消化汚泥）



図－４４　Ｃｕの除去率とＰＨ及び抽出時間の関係
（消化汚泥）

出時間が長い順に除去率が高くなっているが、最高除去率は４０％程度であり、抽出時間が短なると除去率も低下しているが、その他の設定ＰＨ値の傾向は明確に現れていない。

また、余剰汚泥と消化汚泥のＺｎとＣｕの傾向は、図－４１と図－４２（余剰活性汚泥）及び図－４３と図－４４（消化汚泥）に示したがＺｎの傾向は初沈汚泥の場合とほぼ同様であり、ＰＨ２の時は８０％前後の除去率であるが、ＣｕについてはＰＨ２の場合にもほとんど除去されていない。以上の傾向から、Ｚｎの除去のためには設定ＰＨを３以下に調整し、抽出時間は４時間以上必要とする。

また、Ｃｕの抽出にはＰＨ２程度ではほとんど除去されないため、更に低いＰＨ設定が必要と思われるので、今後の課題として設定ＰＨ２以下のケースとＣｕ及びＺｎ以外の元素についての検討も行う。

４．まとめ

下水汚泥の緑農地利用を進めていく上では、できるだけ重金属を低減していくことが重要であり、本年度は流入下水中の重金属の流入濃度や形態調査、汚泥中の重金属の抽出実験等を行い以下のような結果を得た。

①下水汚泥の緑農地利用は、脱水汚泥、乾燥汚泥、コンポストの３形態でなされているが、最近ではコンポスト化して利用するケースが増えている。

②下水汚泥の緑農地利用する上では、既に汚泥中の、ひ素、カドミウム、水銀、について厳しい規制値が設定されているが、亜鉛や銅等の重金属についても含有量をできるだけ低減させていくことが重要である。

③流入下水中の重金属の濃度変動は人々の食生活等の生活パターンとほぼ一致している。Ｚｎ，Ｃｒ，Ｃｕ，Ｃｄ，ＰｂはＳＳ性の形態で流入してくる割合が高く、これらの重金属は最初沈殿池でできるだけ除去することが、活性汚泥中の重金属濃度の低減につながる。

④活性汚泥処理過程におけるＳＳと重金属除去率から計算される活性汚泥への重金属蓄積量と実測値の蓄積量の差はせいぜい数倍であることから、活性汚泥中に高率で生物濃縮されるという傾向はみられなかった。

⑤酸による重金属の抽出処理は、元素によって抽出効果が異なり、ＺｎはＰＨ３以下に設定すれば抽出除去の可能性があるが、ＣｕはＰＨ２以下の低いＰＨにする必要があり他の元素の傾向の把握を含めて検討を進める必要がある。

参考文献

１）茅野充男「下水汚泥と重金属」再生と利用 VOL.15、NO.55、P6～P12　1992

２）「昭和６２年度下水道関係調査研究年次報告書集」土木研究所資料第2654号　P51～P56
昭和６３年１０月

３）大嶋、岡澤「下水中重金属の汚泥への移行と形態について」第２６回下水道研究発表会
P885～ 1989年４月

４）「岩波生物辞典」第３版　岩波書店　１９８３、３、１０

Ⅳ. 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　　佐藤　和明
三次処理研究室　主任研究員　鈴木　穣
汚泥研究室　　研究員　水落　元之

1、まえがき

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おり、大気中に地表面から放射される赤外線を吸収する成分（二酸化炭素:CO_2、メタン:CH_4、亜酸化窒素:N_2O）が増加すれば地球は温暖化する。CO_2の増加による地球の温暖化の可能性が長い間検討されてきたが、最近では将来の地球の温暖化に対するCH_4、N_2O等のCO_2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CO_2二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く、近年の増加割合も大きいためである。これまでCH_4,N_2Oの放出源および放出量については多くの見積がなされており、CH_4については人為的放出源からの放出割合が大きく、N_2Oについては自然放出源からの放出割合が大きいようである。しかし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る。また、これまで考慮されていない放出源の存在の可能性があるものと考えられ、今後、CH_4,N_2Oの放出量について予想される放出源の抽出、及び放出源での測定を積み重ねていく必要がある。

CH_4は嫌気性条件下で発生し、N_2O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タンクはもちろんのこと、エアレーションを行わない沈殿池、汚泥濃縮タンクなどでは嫌気的雰囲気となりCH_4が放出される。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放出について、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、精度の高い測定を行う必要がある。

2．研究目的

昨年度は主にCH_4の下水処理の各プロセスからの放出について検討した。今年度はCH_4の放出について同様な検討を続けるとともに、N_2Oの放出についてもCH_4と同様な検討を行った。特にN_2Oについては昨年度の調査から下水処理プロセスの中で放出割合が大きいと考えられた汚泥焼却に伴う放出について重点的に検討を行った。

3．研究方法

3．1　調査箇所

昨年度調査を行ったY処理場で8月に、及びK処理場で11月に通日調査を行い、それぞれについてCH_4及びN_2Oの放出量を決定した。汚泥焼却に伴うN_2Oの放出については8箇所の処理場の10基の焼却炉について炉のタイプ及び脱水凝集剤の違いをそれぞれ考慮して調査した。また炉内酸素濃度及び脱水凝集剤の違いによる影響を検討するためにS処理場の流動床炉(50L炉)で流動空気量等の運転条件を変化させた実験も行った。

3．2試料の採取及び分析

KおよびY処理場の最初沈殿地（初沈）および最終沈殿地（終沈）では内容積約2l、底面積　260cm^2のフロート付きチャンバーを投入し、沈殿池の表水面上に一定時間浮遊させ、投入時および一定時間後の濃度の差から発生フラックスを求めた。エアレーションタンク（エアタン）ではタンク表面に

吹き上がってくるエアレーション空気を直接捕集した。汚泥濃縮タンクは、上部に覆蓋が施されており、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されており、これを捕集した。また汚泥焼却炉では炉出口付近の排ガスを捕集した。生下水、エアタン混合液等のCH_4及びN_2Oの溶存濃度はヘッドスペース法で測定した。

試料中のCH_4はFID付ガスクロマトグラフィーで、N_2OはECD付ガスクロマトグラフィーで分析した。

4．実験結果

4．1　流入下水1m³あたりのCH_4の放出量

今年度の測定結果を昨年度の測定結果に含めて表1に示す。ここでは汚泥処理プロセスからの放出量も水処理プロセス同様に単純に測定期間中の放出量をその時の流入下水量で割って求めた。

表1　流入下水1m³当たりのCH_4放出量

施設 / 処理場	CH_4放出量 mg・CH_4/m³流入下水						
	水処理プロセス				汚泥処理プロセス		
	沈砂池	最初沈殿池	エアレーションタンク	最終沈殿池	濃縮タンク	脱水機室	焼却炉
K処理場91.9	---	37	240	3	320	---	0
〃 92.11	---	8	253	0.01	194	81*	---
Y処理場92.2	---	16	145	0.6	48	54*	
〃 92.8	---	51	328	0.7	441	80*	
S処理場92.2	38	250	89	---	51	190	0

*消化タンク内で平衡状態にある消化汚泥に溶存するCH_4が脱水時に全て追い出されると仮定

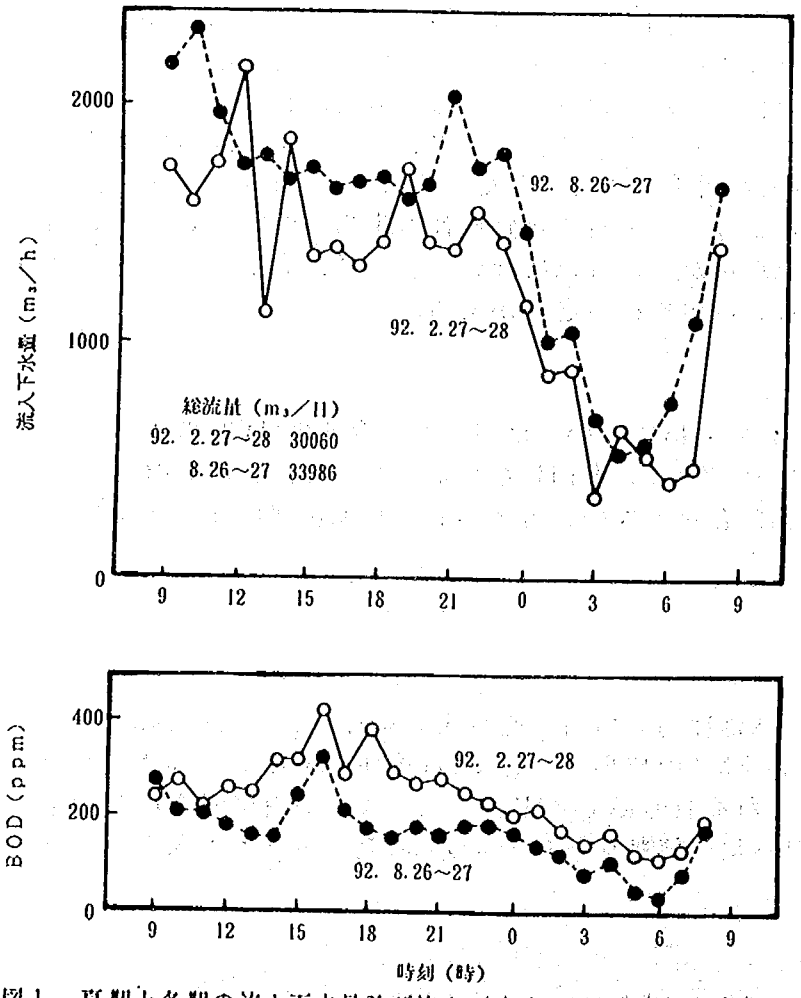


図1　夏期と冬期の流入下水量及び流入下水中のBOD濃度の日変化

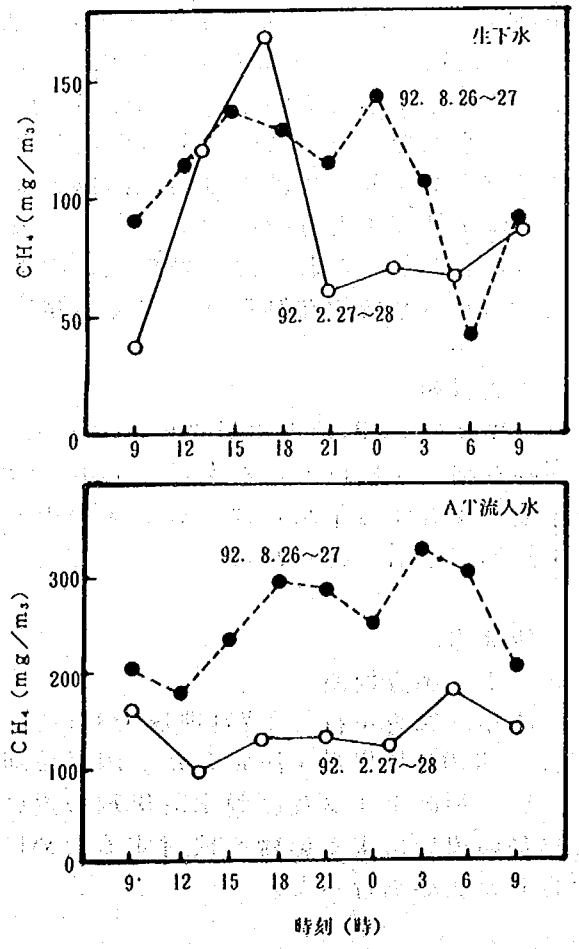


図2　夏期と冬期の生下水及びエアタン流入水中のCH_4濃度の日変化

Y処理場は計画に対してほぼ100%の下水が流入しており、また上記の結果はいずれも晴天時の通日調査から得られたものであるので冬期と夏期の放出量の違いを検討することが可能であると考えられる。図1に流入下水量及び流入下水中のBOD濃度の日変化を示す。

流入下水量の日変化のパターンはピークの出現時間の差はあるが、夏期・冬期ともほぼ同様である。総流量も夏期の場合が1割程度増加するに留まっている。炭素濃度の指標であるBOD濃度については冬期の場合が2～5割程度高い傾向を示した。図2に生下水とエアタン流入水に溶存するCH_4濃度の日変化を示す。生下水中の溶存濃度は夏期の方が若干高い傾向を示したが、エアタンからの放出量を決定するエアタン流入水中の溶存濃度は夏期が冬期の2倍程度となり、また生下水中の溶存濃度に対しても2倍程度の濃度となった。昨年度の調査結果からエアタン流入水中のCH_4濃度は嫌気状態に成り易い、初沈および汚泥濃縮タンクで生成するCH_4に影響されることが示されたが、今回の夏期と冬期の違いは明らかに夏期において下水の水温が高い（冬期12℃、夏期24℃）ため、初沈あるいは汚泥濃縮タンクが嫌気状態となり、そこでのCH_4生成量が増加したことに起因していると考えられる。Y処理場では夏期の放出量が冬期の約3倍程度となった。

4．2　水処理プロセスからのN_2Oの放出

流入下水中の窒素の大部分はアンモニア性及び有機性窒素であり、これらがエアタンで運転条件によって、硝化される。したがって、わが国で最も一般的な標準活性汚泥法でN_2Oの放出が考えられるのはエアレーションプロセスである。図3にK処理場で観測されたエアタン内のアンモニア性窒素、硝酸性窒素、溶存N_2OおよびN_2Oのそれぞれの濃度の挙動の一例を示す。

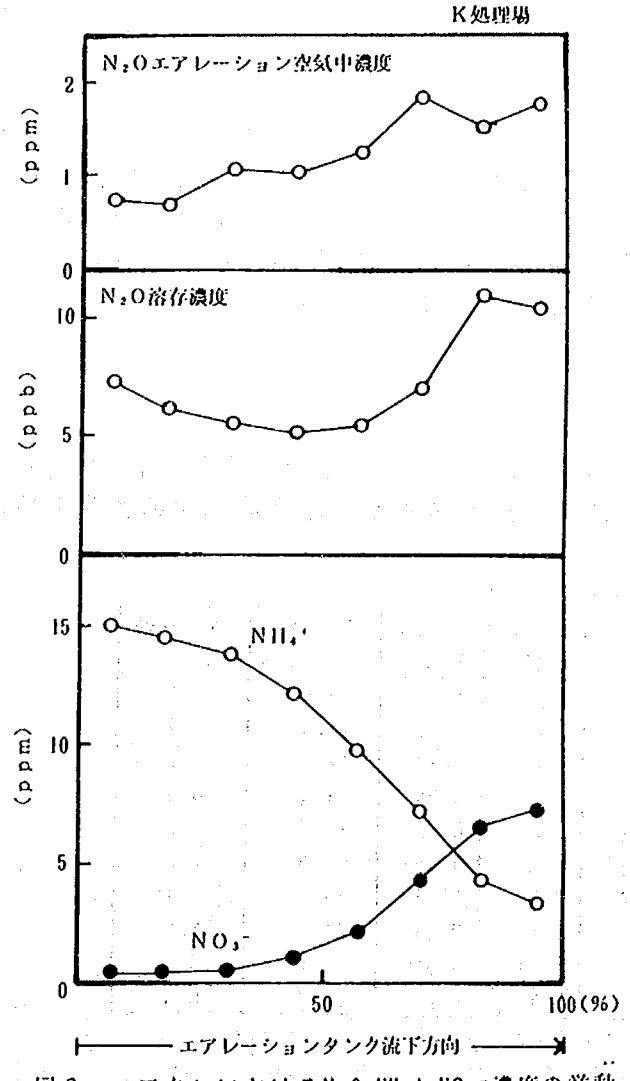


図3　エアタンにおけるN_2O、NH_3'、NO_3^-濃度の挙動

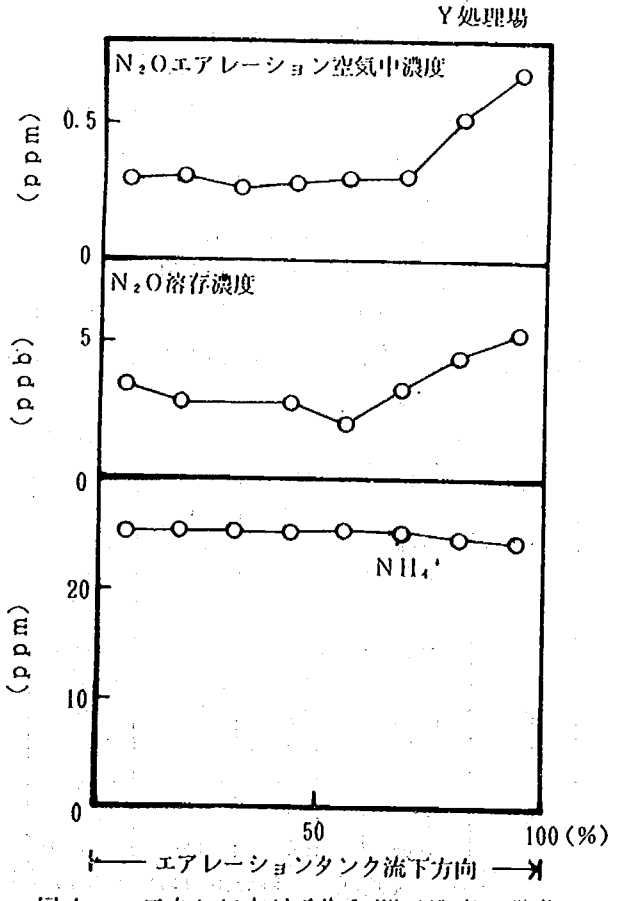


図4　エアタンにおけるN_2O、NH_3'濃度の挙動

エアレーションの進行とともにアンモニア性窒素濃度が減少し、反対に硝酸性窒素濃度が増加し硝化の進行が示されているが、これにともなってN_2Oの溶存濃度及びエアレーション空気中濃度が増加している。この結果は硝化プロセスでのN_2Oの生成を示している。しかし、エアレーションプロセスでの硝化の進行割合は個々の処理場での運転条件で大きく異なる。K処理場ではエアレーション時間を長く設定し、硝化を促進しているが、標準活性汚泥を用いるわが国の処理場での一般的な運転条件では硝化が起きにくい。図4にY処理場の測定例を示す。

ここではエアレーションの進行に伴う硝化はほとんど認められないが、エアレーションの後半部でアンモニア性窒素が僅かに減少しており、これに伴ってN_2Oの溶存濃度とエアレーション空気中の濃度も増加している。しかしK処理場の場合と比較すると増加した濃度は低いものとなっている。

ここでCH_4の場合と同様にY及びK処理場について処理場で測定・記録している流入下水量およびエアレーション風量等から流入下水1m³当たりの放出量を算出した。ここでは汚泥処理プロセスからの放出量も水処理プロセス同様に単純に測定期間中の放出量をその時の流入下水量で割って求めた。結果を表2に示す。

表2　流入下水1m³当たりのN_2O放出量

施設 / 処理場	N_2O放出量　mg・N_2O/m³流入下水						
	水処理プロセス				汚泥処理プロセス		
	沈砂池	最初沈殿池	エアレーションタンク	最終沈殿池	濃縮タンク	脱水機室	焼却炉
K処理場92. 11	---	0. 0	17. 9	0. 0	0. 6	---	120*
Y処理場92. 8	---	0. 0	1. 3	0. 1	0. 0	---	

*昨年度の調査結果（流入下水量当たりの汚泥発生量から逆算したもの）

水処理プロセスの主なN_2Oの放出源はエアレーションタンクであり、硝化の進行割合の大きいK処理場の放出量がY処理場に比較して非常に大きなものとなった。したがって、放出量は硝化の進行程度に依存すると考えられる。しかし汚泥処理を含めて考えてみると汚泥の焼却に伴う放出割合が非常に大きく、流入下水中の窒素の約50%が汚泥に移行し、わが国の発生汚泥の約60%が焼却処分されている現状から下水処理場からのN_2Oの放出では汚泥焼却に伴う放出が支配的になると考えられる。

4．3　汚泥焼却に伴うN_2Oの放出

4．3．1　汚泥焼却炉からの排出実態

8箇所の処理場の10基の焼却炉について炉のタイプ及び脱水凝集剤の違いをそれぞれ考慮して調査した。また試料は炉の出口付近及び排ガス処理後で採取し、排ガス処理に伴う放出量の変化も検討した。結果を表3に示す。

表3　汚泥焼却炉からのN_2Oの排出実態

処理場	炉タイプ	処理能力 t/日	負荷率 %	凝集剤	炉内O_2* %	N_2O放出量 kg/h		排ガス処理効果 %	N_2O変換率 %**
						出口	処理後		
A	流動	250	100	高分子	7.3	12.0	3.65	69.6	6.1
	多段	300	65	高分子	14.4	8.84	7.45	15.7	5.9
B	多段	300	30	石灰	17.4	2.07	1.82	12.1	3 2
C	流動	210	100	高分子	7.2	10.0	8.08	19.2	6.8
D	流動	50	100	石灰	7.2	1.06	0.652	38.5	3.5
E	流動	45	100	石灰	5.5	0.388	0.653	-68.3	1.3
F	多段	150	90	石灰	8.0	2.52	1.77	29.8	2.1
G	流動	150	75	高分子	7.3	9.42	7.39	21.5	13.5
H	多段	100	80	高分子	9.8	9.08	6.57	27.6	6.7
	流動	150	100	高分子	8.9	9.78	7.20	26.4	9.4

*乾ベース濃度　　**炉出口濃度で算出（炉内での変換率）

限られた測定例ではあるが、高分子凝集剤で脱水した汚泥を焼却した場合は炉のタイプに依らず炉に投入される窒素の約6%～14%がN_2Oに変換されていた。特にG処理場の流動炉の変換率が高くなったが、現状では原因は不明である。また石灰系凝集剤（消石灰+塩化第二鉄）で脱水した汚泥を焼却した場合は変換率が低くなる傾向があり石灰による酸化効果と考えられる影響[1)]が認められた。また排ガス処理装置でのN_2Oの除去率は大きく減少している場合と増加している場合があるが、ほぼ10～30%程度であった。

4．3．2　流動床炉でのN_2O生成に対する炉内酸素濃度の影響

実際の汚泥焼却炉（流動床炉、処理能力50t/日）を用いて高分子系、石灰系の汚泥を個別に投入し、流動空気量を変化させることによって、N_2O生成に対する炉内酸素濃度と凝集剤の影響を調査した。結果を図5に示す。

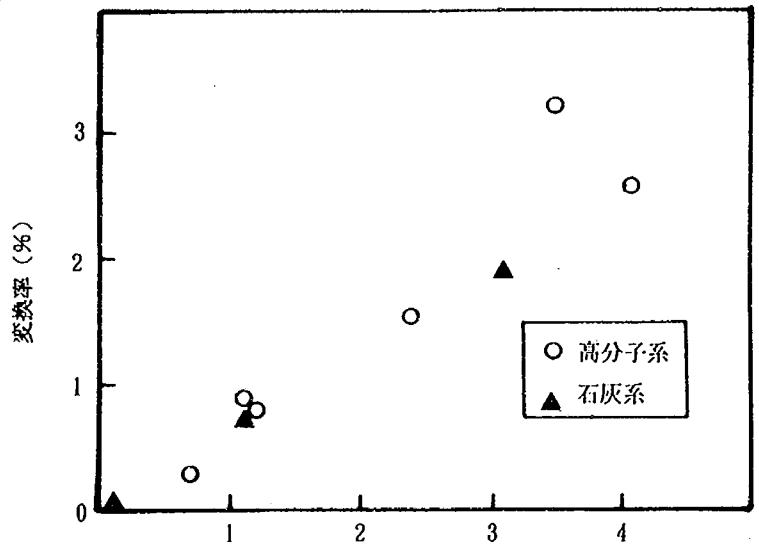


図5　炉内酸素濃度とN_2O変換率の関係

ここで示した酸素濃度は湿ベースであり、乾ベース濃度は約1.6倍である。今回調査した範囲では投入した窒素のN_2Oへの変換率は炉内酸素濃度の減少と共にほぼ直線的に減少した。また実態調査で認められた石灰の影響は認められなかった。しかし今回の酸素濃度範囲は表3に示した焼却実態に比べても低い範囲であり今後の検討が必要である。

5．まとめと今後の課題

CH_4およびN_2Oの下水処理プロセスからの放出について以下のことが明らかになった。

（1）同じ処理場での冬期と夏期の晴天時の通日調査結果からCH_4の放出量は水温の影響を受け、夏期で冬期の3倍程度となった。

（2）測定時期等の違いはあるが、調査の結果、流入下水1m^3当たりのCH_4放出量は300-900mgであった。これは流入下水中の炭素濃度の0.2-0.5%に相当する。全国の下水処理場における1990年度の下水処理水量は約100億m^3であり、これまでの調査結果の範囲でCH_4の放出量は3000-9000t/年と推定された。

（3）エアレーションプロセスで硝化の進行に伴うN_2Oの生成・放出が確認された。

（4）高分子凝集剤で脱水した汚泥を焼却した場合、炉に投入される窒素のN_2Oへの変換率は約6%～14%であったが、石灰系の脱水汚泥の場合の変換率はこれよりも低くなった。

（5）流動床炉において炉内酸素濃度とN_2O濃度の関係を検討した結果、炉内酸素濃度4%（湿ベース）までの範囲でN_2Oへの変換率は酸素濃度の減少と共に直線的に減少した。

今後はCH_4については全国規模での精度のよい放出量の推定が可能なようにさらにデータの蓄積に努めるとともに、BOD等の水質分析項目との関係についても検討していく。N_2Oについてもデータの蓄積に努めるとともに、脱窒過程を含む高度処理プロセスからの放出実態について調査する。特に下水処理場からの放出量を支配すると予想される汚泥焼却に伴う放出について、焼却温度、燃焼空気比、石灰系の凝集剤の影響について実験的な検討を行いたい。

－参考文献－

1）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)

２．汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究

新下水処理研究官　　佐藤　和明
汚泥研究室　研究員　　水落　元之

1.　まえがき

汚水あるいは下水の処理にともなって発生する汚泥は、有機物を多く含むため、下水処理の分野では旧来より汚泥の減量・安定化を目的として、汚泥の嫌気性消化処理が行なわれてきた。嫌気性消化処理より発生するメタンガスは、これまでも加温用熱源として使われてきているが、温室効果ガスの拡散の抑止ならびに新たな汚泥エネルギーの利用の観点から、メタンガスのエネルギー源としての有効利用は一層の促進が望まれている。一方、汚泥にはリン・窒素に代表される肥効成分が比較的多量に含まれており、汚泥の質の管理次第では良好な肥料となるものである。汚泥資源のリサイクルは、地球上の肥料資源の枯渇という観点からも推進されるものである。本研究は、このように汚泥をエネルギーあるいは肥料資源として捉え直し、地球環境問題の観点により適合した汚泥の処理・有効利用について、そのシステムを検討、評価するために実施する。

2.　研究目的

本研究の初年度である本年度は、汚泥の嫌気性処理によって発生するメタンガスの有効利用について、下水汚泥に対するわが国の現況を整理するとともに、エネルギー資源の観点からその潜在的な有効利用量について検討をおこなうことを目的として研究を行なった。また、汚泥のメタンガス利用の形態として最も進展していると考えられる消化ガス発電システムについて、その電力回収効率、システムの熱収支、システムの安定性についても評価を行なうことを目的として調査を行なった。

3.　研究方法

3.　1　下水汚泥のメタンガス回収量に関する調査

下水道統計（日本下水道協会）を基とし、わが国の下水処理場の汚泥消化プロセスより発生する消化ガス発生量及び回収量について統計調査を行なった。調査年度は、消化ガス発電の項が整備された昭和５９年度より最近の平成２年度までの７年間とした。また、同下水道統計を基に土木研究所が整理した各汚泥処理システム毎の処理汚泥量のデータを基に、下水汚泥からのメタンガス回収可能量ならびにこれを電力に変換した場合のエネルギー回収量について検討を行なった。

3.　2　消化ガス発電システムによるメタンガス利用に関する調査

山形市浄化センターに昭和６３年度に設置された消化ガス発電システムを対象とし、年間を通したガス発電による電力回収状況、ガス発電システムの熱収支状況、処理場汚泥発生量及び消化ガス発生量等について調査を行なった。調査は、平成３年度の処理場管理年報のデータを整理することを基本とし、ガス発電システムの熱収支等については、現地実測によりデータの足りない部分を補った。

4. 研究結果

4. 1 下水汚泥のメタンガス回収量に関する調査

下水道統計によれば、平成２年度において、全国８３６箇所の公共下水道の処理場が稼働しており、処理水量は年間合計約１００億㎥となっている。この処理水量は、わが国の下水道の対人口普及率４５％（５、６２２万人）に対応するものである。処理場から発生する汚泥は、濃縮、脱水された後、焼却処分あるいは脱水汚泥のまま埋立処分されるか、乾燥・コンポスト化され有効利用されている。わが国の汚泥処理では、脱水工程の前で汚泥中の有機物の減量、安定化を目的として嫌気性消化処理が行なわれる場合が多く、上記８３６箇所の処理場中２９８箇所で消化処理が行なわれ、この内嫌気性消化処理が２８０箇所となっている。嫌気性消化処理のわが国の近年の動向について表－１に示す。昭和５９年当時の全国の処理場数が５８８箇所であったので、汚泥の嫌気性消化処理の採用割合は若干低下しているが、この間の小規模処理場数の大幅な増加を考慮すると、中規模以上の処理場ではその採用割合は近年ほぼ一定であるとみることができる。

表－１　わが国の嫌気性消化処理の動向

年度	消化ﾀﾝｸ施設保有処理場数 箇所	消化ｶﾞｽ発生量 A Nm³／年	燃料としての消化ｶﾞｽ使用 量 B Nm³／年	燃料としての消化ｶﾞｽ使用 率 C %	消化ｶﾞｽ発電施設保有処理場数 箇所	消化ｶﾞｽ発電 ｶﾞｽ使用量 D Nm³／年	消化ｶﾞｽ発電 発電量 kWh／年	消化ｶﾞｽ発電 ｶﾞｽ使用率 E %
S59	232	139,991,187	109,739,186	78.4	10	5,010,828	9,387,594	3.6
S60	236	147,580,290	112,195,360	76.0	10	5,801,094	10,985,399	3.9
S61	251	166,144,200	123,336,110	74.2	10	5,836,775	11,671,129	3.5
S62	261	177,682,913	136,540,283	76.8	12	10,141,548	19,900,245	5.7
S63	263	183,561,543	139,911,466	76.2	15	17,252,828	33,304,248	9.4
H 1	270	192,916,803	144,126,664	74.7	17	25,097,276	49,206,782	13.0
H 2	280	206,869,578	152,335,295	73.6	18	29,174,266	56,549,840	14.1

※1　下水道統計によった
※2　C=(B/A)*100
※3　E=(D/A)*100

処理施設からの消化ガス発生量は、毎年増加しており、平成２年度では合計２０７百万Nm³の発生量である。消化ガス発生量の増加量は、嫌気性消化処理の箇所数の増加より高いが、これは個々の処理場で消化処理される汚泥量が一般的に増加したためと考えられる。

消化ガスの使用量については、発生量の内７割強の割合となっているが、この内大部分が消化タンクの加温用並びに汚泥焼却炉の補助燃料として使われている。より積極的な消化ガスの有効利用としては、消化ガス発電があるが、その他に北見市における消化ガスの都市ガスへの利用[1]、北九州市における隣接工場への消化ガス燃料の売却[2]がある。また、使用されなかったガスは燃焼処分されるのが一般的である。

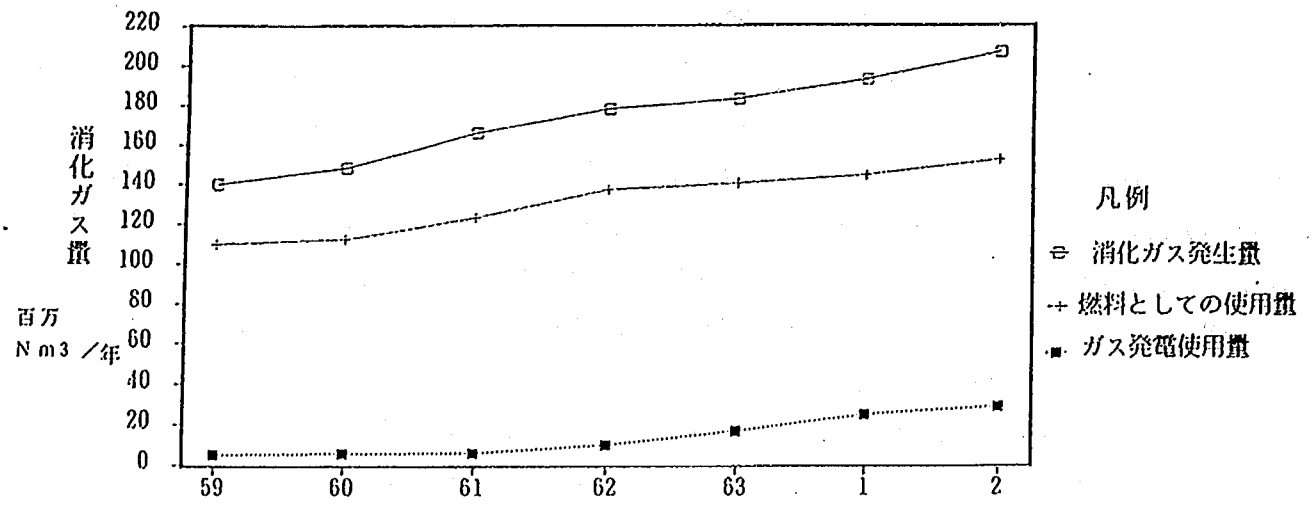
消化ガス発電の技術は、消化ガスをガスエンジンまたはガスタービンの燃料として発電を行なうものであり、1950年代に既に欧米において実施されてきたものであるが、わが国では1980年代に本格的に導入されたものである。表－２に消化ガス発電施設の概要を示すが、昭和５０年代の後半に多箇所に設置され、最近になって大容量のものが運転され始めた状況が分かる。表－１に消化ガス発電による発電量の経年変化を示したが、平成２年度では、５６百万ｋＷｈの電力量が消化ガスにより発電されており、この量は全国の下水処理場及び下水ポンプ場で消費された年間電力量 4,563ｋＷｈの１％強にあたる。なお、この時に消化ガス発電に使用された消化ガス量は全体の発生量の約１４％にあたる。

以上の消化ガスの発生量、使用量の経年トレンドをグラフ化したものが図－１である。このグラフより消化ガス発生量を単純に外挿して平成１２年度（２０００年）の発生量を求めると、約３００百万Nm³／年となり、平成２年度に対し１．５倍の量となることが予想される。ガス発電使用量の将来予測についても同様にすると、平成１２年度で約８０百万Nm³がガス発電に使用されることとなり、１５０百万ｋＷｈの電力量が回収されることとなる。即ちガス発電に使用される消化ガスの率はこの時約２５％となり、回収電力量は平成２年度に対し約３倍となる。ガス発電の将来予測はこのように単純に外挿できるものではないが、省エネルギーの観点からの積極的な採用が図られれば、このレベルまでは達成可能であると考えられる。

ここで土木研究所が整理した全

表－２　わが国の消化ガス発電施設

処理場名	ガスエンジン 機種	ガスエンジン 出力	発電機 機種	発電機 出力	備考
旭川市西部下水終末処理場（59年４月）	二重燃料式	750 (PS)	同期	625 (kVA)	
苫小牧市西町処理場（57年４月）	〃	650	〃	500	
函館市南部処理場（元年４月）	火花点火式	750	〃	650	
岩手県北上川上流流域下水道都南浄化センター（２年１月）	〃	202	誘導	163	
山形市山形浄化センター（63年９月）	〃	265	〃	217	
東京都小台処理場（63年９月）	〃	1100×3	〃	850×3	
横浜市南部下水処理場（元年11月）	〃	1743×2	〃	1500×2	
横浜市北部汚泥処理センター（62年７月）	〃	1350×4	同期	1150×4	
大和市中部下水処理場（52年４月）	〃	240	〃	200	
金沢市浅野処理場（59年４月）	〃	92	誘導	75	
広島県太田川流域下水道西部浄化センター（63年２月）	〃	300	〃	200	
北九州市日明下水処理場（59年４月）	〃	300×2	〃	250×2	
北九州市新町下水処理場（59年５月）	〃	240×2	同期	200×2	
福岡市中部下水処理場（59年４月）	〃	360	誘導	300	
沖縄県中部流域下水道那覇下水処理場（57年７月）	〃	410	〃	338	
名護市下水処理場（58年３月）	〃	41	同期	29	



図－１　消化ガス発生量及び使用量の経年変化

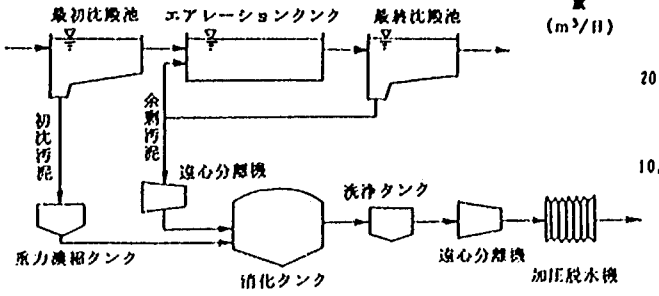
国の下水処理場の発生汚泥量のデータ[3]を基に消化ガス発生量についてについてもう少し解析を加える。平成２年度における発生汚泥の固形物量は１４１万トン（乾燥重量ベース）と見積もられ、この内嫌気性消化処理されたものは全体の４２％、５９万トンであった。下水汚泥中の有機物含有率を平均７０％とし、有機物１ｋｇ当たりの消化ガス発生量の原単位を０．５Nm³／ｋｇとすると、消化ガス発生量は２０７百万Nm³と計算され、丁度統計上の数値と一致することとなる。このように下水汚泥の発生固形物量が分かれば、発生消化ガス量は概ね正確に予測することができる。したがって、わが国の下水汚泥の全量を消化処理したときには、約５００百万Nm³の消化ガスの発生が期待でき、１Nm³の消化ガスがガス発電システムにより平均２ｋＷｈの電力に変換できるという関係を用いれば、下水汚泥による電力エネルギー回収量は潜在的には１０億ｋＷｈ／年の大きさを持つものであると評価される。これは、わが国の下水道の維持管理に要する電力量の約２０％の量に値するものである。

4. 2　消化ガス発電システムによるメタンガス利用に関する調査

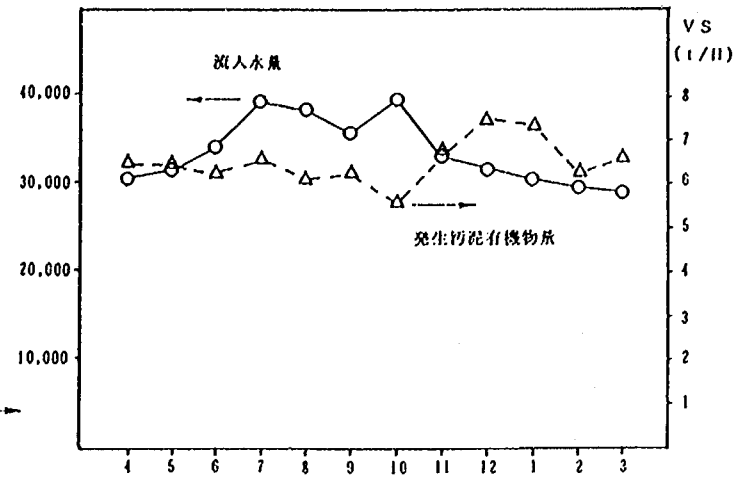
当処理場は、標準活性汚泥法の処理システムで運転され、施設能力は日最大で７２，０００㎥／日の規模であり、平成３年度の実績で日平均３５，０００㎥／日の下水の処理が行なわれている。汚泥処理フローは図－２に示されるように、最初沈殿地汚泥と余剰活性汚泥が分離濃縮され、消化タンクに投入されている。嫌気性消化タンクは２段消化方式であり、１次タンクの容量は、３，４００㎥（１，７００㎥ｘ２）、消化日数は平均１７日、消化温度は３７°Ｃで運転されている。

図－３は平成３年度における各月間の平均流入下水量と発生汚泥の有機物量をグラフで示したものである。ここでは、発生汚泥量を消化タンク投入汚泥量と等しいものと仮定して、表－３に示す投入汚泥量のデータから有機物量を求めた。グラフに示されるように、流入下水量と発生汚泥量の季節的変化は一致せず、発生汚泥有機物量はむしろ冬期に高くなる傾向を示している。

本処理場におけるガス発電システムの概略を図－４に示す。ガスエンジンは１台で、その仕様



図－２　Ｙ処理場の汚泥処理フロー



図－３　処理場流入水量と発生汚泥量の経月変化

表－３　消化タンク投入汚泥量と汚泥質

月	投入汚泥 量 (m3／日)	ＴＳ (%)	ＴＳ量 (t／日)	ＶＴＳ (%)	ＶＴＳ量 (t／日)
4	172	4.32	7.43	87.2	6.48
5	192	3.92	7.53	86.1	6.48
6	232	3.17	7.35	84.3	6.2
7	194	4.16	8.07	81.4	6.57
8	192	3.76	7.22	84.2	6.08
9	245	2.97	7.28	85.9	6.25
１０	202	3.32	6.71	83.4	5.6
１１	236	3.36	7.93	84.6	6.71
１２	223	3.86	8.61	86.3	7.43
1	167	5.11	8.53	86	7.34
2	160	4.51	7.22	86	6.21
3	169	4.5	7.61	85.7	6.52
平均	198.67	3.91	7.62	85.09	6.49
最大	236	5.11	8.01	87.2	7.43
最小	160	2.97	3.74	81.4	5.6

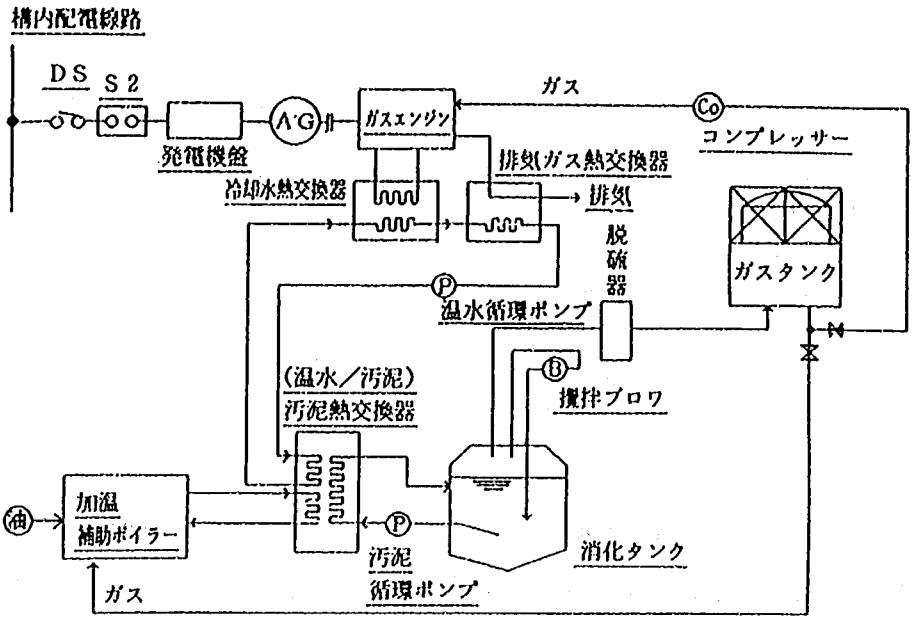
は、火花点火式水冷ガス機関、定格出力２６５ＰＳ、発電機は三相交流誘導発電機、定格出力１７８ｋＷである。エンジン排熱及び排ガス熱量はそれぞれ熱交換器により温水として回収され、消化タンクの加温に供されている。また、加温補助ボイラーがガス発電システムが停止した場合のタンク加温用として設置されている。その他、本システムでは夏期における余剰の温水熱を水質試験室の冷房用温源として利用している。また、回収された排熱の内余剰の分は随時冷却塔より大気に放出するシステムが加えられている。

本ガス発電システムの１年間の運転結果を表－４に示す。消化ガス発電により、年間平均２８％の処理場使用電力量が賄われていることが分かる。消化ガス発生量と消化ガス使用量の関係を図－５に示す。本処理場では、ガスエンジンと加温用ボイラーの使用量以外のっ余剰消化ガス量が正確に計量されていないため、消化ガス発生量は、消化タンク投入有機物量に発生原単位０．５Ｎ㎥／ｋｇＶＳを掛けて求めた。この図から、本処理場では、本ガス発電システムを運転するのに十分なガス発生量があることが分かる。即ち、ガスエンジンの効率を０．３、消化ガス熱量を５，５００ｋｃａｌ／Ｎ㎥として、１ＰＳ＝６３２．５ｋｃａｌの関係を用いれば、ガスエンジン１時間当りの運転に消費される消化ガス量は、２６５×６３２．５／０．３／５，５００＝１０１．６と計算され、１日２，４４０Ｎ㎥の消化ガス発生量があれば、本ガス発電システムを定格負荷の限界で運転できることとなる。表－４には、ガス発電システムの稼動率が示されてい

るが、４月に稼動率がかなり低くなっている理由はオーバーホール点検（４／８～４／１９）のため、１０月は定期点検（１０／２８～１０／３０）のため運転を休止したためである。その他も軽微な故障や点検のため、稼動率が１００％となっていない月がある。加温の支援のためのボイラーは、ガスエンジンが休止した期間に合わせて運転されている。

ガス発電システムが十分機能するかどうかの検討は、上記のガス発生量とシステムの容量とのバランス以外に排熱回収量と加温必要量の関係が重要である。図－６、７は本ガス発電システムにおけるエネルギー収支の関係を夏期と冬期に分けて示したものである。図中に示される数字は、エネルギー量を10^3ｋｃａｌ／日の単位で表したものであり、括弧内に示される数字は消化ガスエネルギーを１００とした場合の割合である。汚泥や温水のエネルギーは０°Ｃを基準として計算した。

まず、消化ガスのエネ

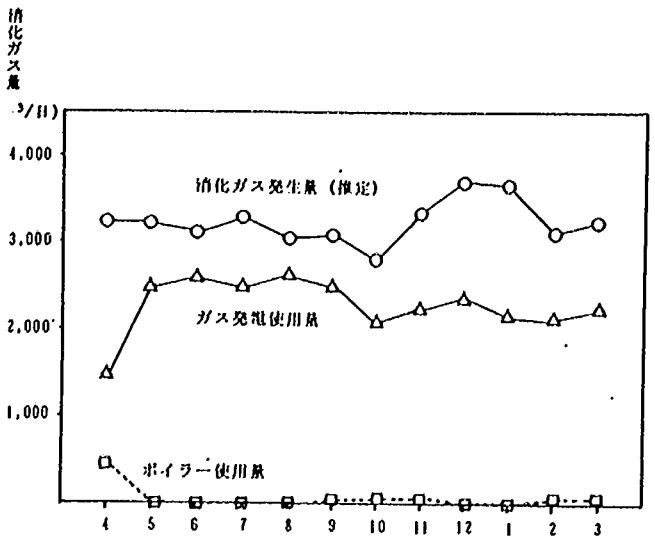


図－４　消化ガス発電システムのエネルギーフロー

表－４　消化ガス発電運転状況

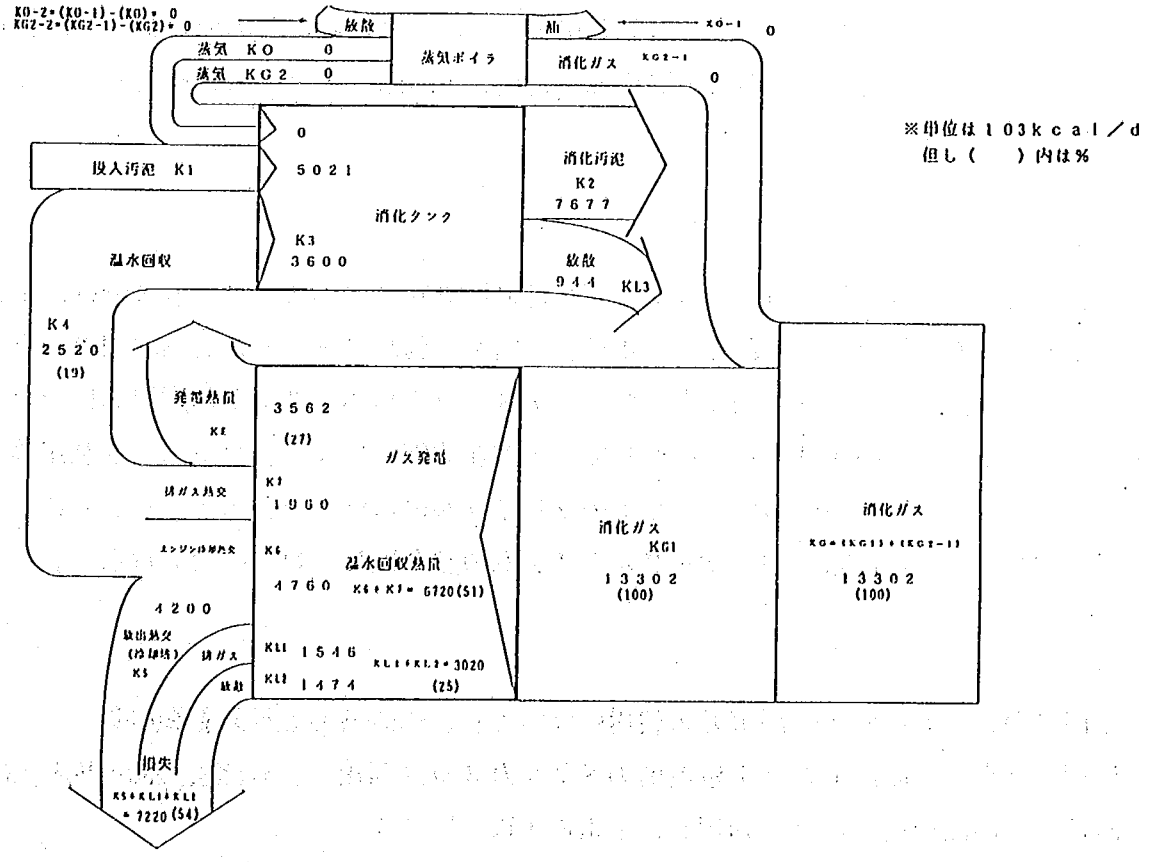
	ガス発電電力量(KWH)	運転時間(H)	使用率(%)	ガス使用量(㎥)	売買消費量(KWH)	総使用電力量(KWH)	ガス発電／総電力(%)
3. 4	77,148	439.1	61	44,525	331,320	408,468	18
5	129,166	743.1	100	76,704	320,452	449,618	29
6	126,292	712.5	99	77,272	282,713	409,004	31
7	123,930	706.1	95	77,129	313,448	437,378	28
8	130,718	743.7	100	80,917	302,658	423,376	30
9	120,400	698.1	97	73,794	295,182	415,582	29
10	110,122	646.8	87	64,260	328,364	438,486	25
11	121,126	684.9	95	67,227	318,428	439,554	27
12	131,914	740.9	100	72,864	316,216	448,130	29
4. 1	118,920	701.6	94	66,754	316,536	435,456	27
2	112,301	646.0	93	61,578	279,792	392,093	29
3	126,320	725.7	97	70,149	298,215	424,535	29
合　計	1,428,356	8,188.5		833,173	3,703,472	5,131,828	
平　均	118,851 (3,897)	682.4 (22.4)	93.2	69,431 (2,276)	308,622 (10,146)	427,652 (14,059)	27.8

ルギーは約３０％の効率で電力に変換されていることが分かる。次に冬期は夏期に比べ、回収された温水エネルギーの高い割合が消化タンクの加温に供されていることが分かる。夏期には、温水回収エネルギーの一部は、冷房用にも使用されているが、その量は冷房使用時で温水回収エネルギーの約２割であると評価された。しかし、夏期においては、温水回収エネルギーのかなりの部分が冷却塔で排出されていることが分かる。同様に、冬期においても平均４割の回収エネルギーが冷却塔より排出されているので、本ガス発電システムのエネルギーバランスは、かなり余裕のあるものであると判断される。これは主に、投入汚泥濃度が冬期において４％以上となっており、加温必要量の減少に効果があったためと考えられる。

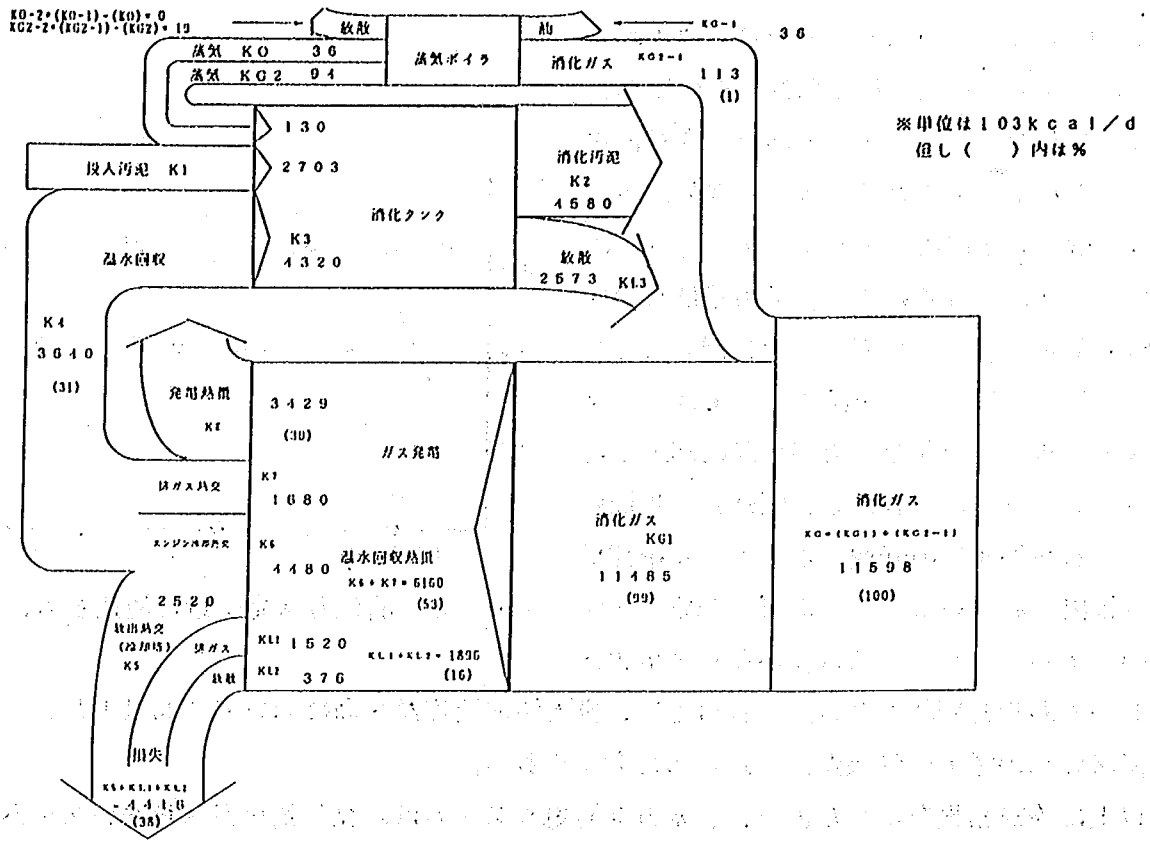


図－５　消化ガス発生量と使用量の経月変化

以上に検討結果を示したように、本ガス発電システムは、発生消化ガス量がシステム容量に対して余裕があり、また排熱回収量が加温必要量に対して十分であり、システム的に安定した発電が行なえるものと考えられる。課題としては、定期点検等からのガス発電の一時休止が挙げられ



図－６　消化ガス発電システム熱収支図（夏期６月～８月）



図－7　消化ガス発電システム熱収支図（冬期１２月～２月）

るが、これについては、ガスエンジンを複数台とし、点検時には交互運転するとともに、現在では使用されていない余剰ガス量を全量有効利用することが一策になるのではないかと思われる。消化ガスが全量有効利用された場合の消化ガス発電の電力回収率は、本処理場では４０％に達するものと評価される。

5. 今後の課題

本年度の調査結果で明らかとなったように、下水処理場で回収されるメタンガス量は、電力等のエネルギー回収源として十分なものである。今後は、今回示されたメタンガス有効利用の一方策である消化ガス発電と他の都市ガス等への利用を比較し、メタンガス利用システムの選択肢についてより検討を深めたい。また、下水汚泥は肥料資源としてその潜在的価値は高く、コンポスト利用等の事例は増えつつある。本研究では、汚泥の肥料としてのリサイクルの可能量を分析するとともに、汚泥からのエネルギー回収システムと緑農地リサイクルシステムの整合性について検討を行なう。

参考文献

１）　千田ほか、「消化ガスの都市ガス利用について」、第29回下水道研究発表会講演集 平成4年度

２）　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、1990 Vol.13 No.50

３）　渡部、「汚泥の処理処分・利用」、下水道年鑑 ’９４

Ⅴ．下水道事業調査費による研究

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

下水道研究室　室　長　　田中修司
研究員　　樽原　隆
櫻井真一

1．はじめに

下水道における雨水対策の一手段である雨水貯留施設は、浸水対策および合流式下水道からの雨天時越流水に対する水質改善対策に用いられている。大都市では、道路や通信などの都市基盤施設が高度に発展し、情報の中枢管理機能が集中している。これらの施設を浸水から守るためには、より安全度の高い浸水対策施設が求められている。一方下水道整備が着実に進行するなかで、下水処理場においても高度処理の導入などにより処理水質レベルが向上している。このことは公共用水域に対する合流式下水道からの雨天時越流水に起因する汚濁負荷の占める割合が増加することを意味するものである。水質汚濁が進行しやすい湖や内湾などの閉鎖性水域の水質保全、より安全な水利用の確保、小川やせせらぎなどの身近な水辺環境の良好な維持が一層求められている現在では、越流水の汚濁負荷に対する緊急な対策が望まれている。

このような状況において、雨水貯留施設は浸水対策および水質改善対策に確実な効果が期待できることから、全国各地で建設が進んでいる。ここで雨水貯留施設の建設には多額の費用を要することから、浸水対策（量対策）と越流水対策（質対策）の双方を実施する施設とすることが望ましい。しかし、前者がピーク流量の削減を目的とするのに対して後者は降雨初期の流出による汚濁負荷の削減を目的とし、対象とする部分が異なるため、双方の目的を効率よく満足させることは容易ではない。

本調査では、雨水貯留施設に最大限の浸水対策効果や越流水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。

本年度は最終年度であり、雨水貯留施設の併用利用方法に関する指針（案）の作成、合流式下水道雨天時流出負荷量自動計測システムによる雨天時下水調査、雨天時における下水処理場の機能調査、雨水滞水池の効率的利用に関する調査について報告する。

2．雨水貯留施設の併用利用方法に関する指針（案）の作成

2．1　はじめに

平成元年度から3年度までの調査では、モデル区域に併用利用施設を設置し、初期貯留量を様々に変化させたときの汚濁負荷削減効果や、満水となる降雨数あるいは溢水量をシミュレーション計算により求めた。4年度はこれらの成果をまとめ、指針の形に整理したものである。

指針（案）の目次を表1に示す。以下では、運転操作方法について概略を述べるものとする。

2．2　運転操作方法の分類

1）期間を分ける方法

運転操作方法としては、量対策として使用する期間と質対策として使用する期間をそれぞれ分ける方法がまず考えられる。この方法は、降雨予測の精度が十分でない段階では有効と考えられる。また、

量対策／質対策の切り替えの判断や運転操作の煩雑さがない点が長所である。ある市の例では、４月から10月を量対策、11月から3月までを質対策としている。ただし、質対策期間においても、30mm/hr程度の降雨がみられた例があるので、できる限り降雨予測を併用して対応することが望ましい。

２）降雨予測に基づく方法

最も理想的な併用利用施設の運用判断方法として図１のフローが考えられる。ここにおいては、①降雨の事前予測と運転方法の事前選択、②質対策運転を選択後の貯留／放流の選択、の２つの判断が必要となる。すなわち①では降雨量を事前予測し、大きな降雨が予測される場合には当初からピークカット運転を採用し（量対策運転）、中小降雨が予測される場合には初期雨水を貯留するものとする（質対策運転）。また②ではこの初期貯留開始後、貯留を続けるか放流するかの判断をするものである。以下この２つの選択方法について詳述する。

表１　雨水貯留施設の併用利用方法に関する指針（案）目次

Ⅰ．総説
　１－１．目的
　１－２．併用利用型施設の定義
　１－３．適用範囲

Ⅱ．基本計画
　２－１．計画目標の設定
　２－２．計画降雨の選定
　２－３．施設容量の決定方法
　資料Ａ：修正ＲＲＬ法
　資料Ｂ：土研式

Ⅲ．基本設計
　３－１．併用利用型施設の形態
　３－２．施設設計に関する基本事項

Ⅳ．運転操作方法
　４－１．運転操作方法の分類
　４－２．事前選択型運転方法
　４－３．適応的判断型運転手法

Ⅴ．維持管理手法
　５－１．維持管理の基本的考え方
　５－２．保守点検項目
　５－３．自動運転システム

２．３　降雨の事前予測と事前選択

１）降雨量の事前予測

降雨の事前予測の手法として、統計的降雨予測手法を昨年度紹介した。これは、過去の実績雨量の波形群から、予測時点より5,10,15分前の5分間雨量と最も一致した波形を選択し、この波形による予測時点より30分間の雨量を30分予測雨量とするものである。

時間最大降雨量が20mm以上の47降雨を対象とした予測を行い、実測値と比較を行った。40降雨において総降雨量の予測値は実績値の±10%の範囲にあった。また36降雨において両者の相関係数が0.85以上であった。しかしピーク降雨量では35降雨において予測値が実績値を下回り、９降雨のみ誤差率が±10%の範囲内にあった。従って今後はピーク降雨量の誤差率を小さくする手続きを追加するなどの改善を行う必要がある。

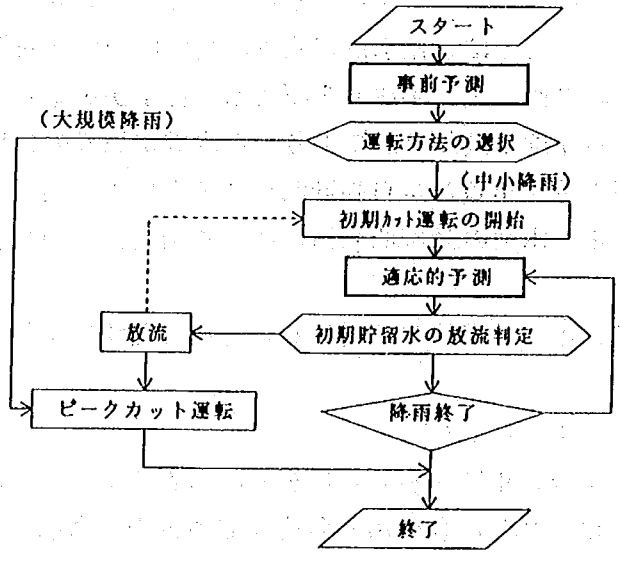


図１　併用利用施設の運用判断方法

２）事前選択の判断基準

降雨量の予測を行った後に、量対策／質対策の事前選択の判断基準を作成することとなる。この判断基準については、①天気予報、降雨予測などの降雨量に関する情報の精度、②降雨規模別貯留池捕捉負荷量の大小、③降雨規模別浸水危険度の大小、の３つが判断の材料となると考えられる。すなわ

ち、①および③の精度が向上すれば、量対策／質対策の基準値を小さくすることが可能であり、また浸水危険度の確率も小さくなる。②図2は降雨規模別の貯留負荷量をシミュレートした結果であるが、この図から計算すると20mm/hr以下の降雨による捕捉負荷量は全降雨を対象とした場合の捕捉負荷量の90%を占めた。質対策として考慮する降雨強度として20mm/hrが1つの目安となる。

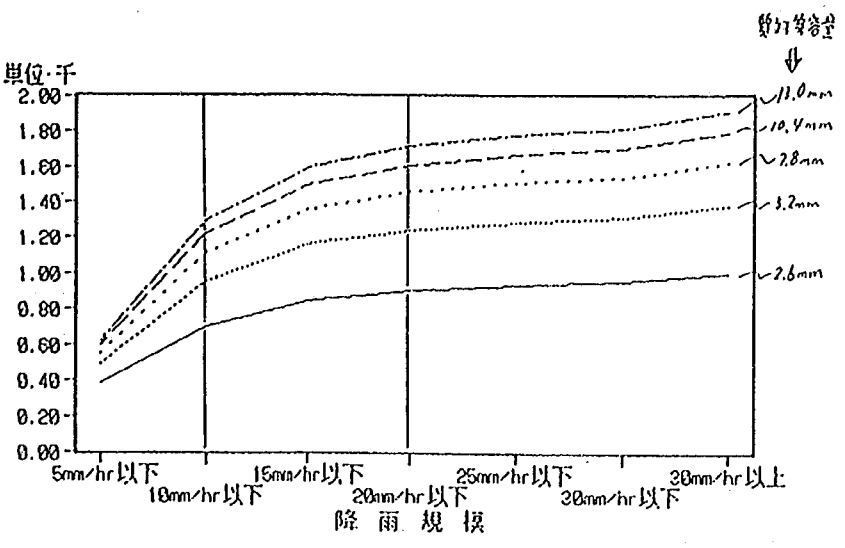
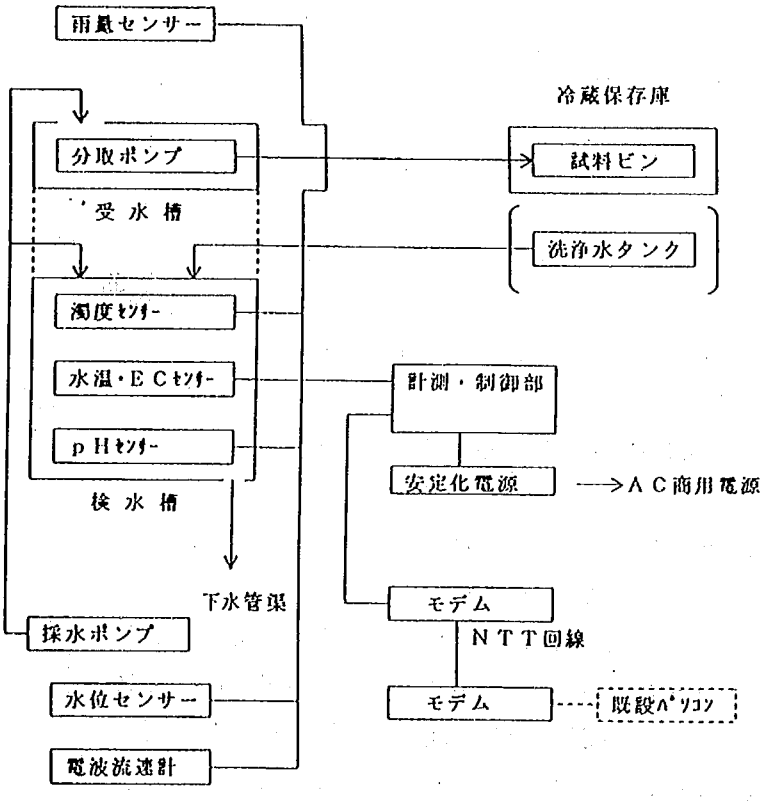


図2　降雨強度と捕捉負荷量

2．4　貯留／放流の選択

昨年度の調査では、貯留管を想定したｼﾐｭﾚｰｼｮﾝにおいて、初期貯留量を様々に設定したときの捕捉負荷量等を求めた。その結果、通常運転（初期貯留容量までは貯留し、この容量を越えたら貯留水全量を放流し、再び初期貯留容量まで貯留をするというﾊﾟﾀｰﾝを繰り返す）と予測運転（降雨予測にもとづく流入量予測を行い、30分後の貯留量が初期貯留量を上回ると予測された場合にはポンプ排水を行うとともに、貯留を続けても満水にならない場合には貯留を続行する）とを比較すると、捕捉負荷量では両者は殆ど一致したが、満水になる降雨数および溢水量は、初期貯留容量が大きい場合には後者が前者を大きく下回ることがわかった。



注）現在洗浄水タンクは設置していない。

図3　合流式下水道自動計測システム

降雨予測を導入したときの捕捉負荷量が導入前と同程度であったことは、初期貯留量を上回ると判断された場合にポンプ排水を行うと仮定したことによる減少捕捉負荷量と、満水にならないと予測された場合、貯留を続行したことによる増加捕捉負荷量がほぼ同程度であったことを示すものである。満水になった降雨数はｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ対象降雨数737うち14降雨と少なかったことから、この減少ないし増加負荷量は全体からみるとわずかである。従って、降雨予測に基づく貯留

／放流の選択は、上記の予測運転から大きくはずれていない限り、量対策の向上に大きく寄与する可能性が大きいものの質対策の向上への寄与は小さいことになる。

3．合流式下水道雨天時流出負荷量自動計測システムによる雨天時下水調査

3．1　観測の概要

標記はＡ市の合流式下水道地区の流末付近に設置され、排水面積は105haである。システムの構成を図3に示す。計測頻度は晴天時が30分間隔、雨天時は（５分間雨量が0.5mm以上）5分間隔とした。

3．2　結果と考察

1）雨量の比較

自動計測システムによる雨量とＡ市で観測された雨量を図4で比較して示す。これより日雨量が100mmを越えると、自動計測による雨量が、Ａ市観測雨量を下回ることが多かったが、100mm以下であれば、両者は一致していた。

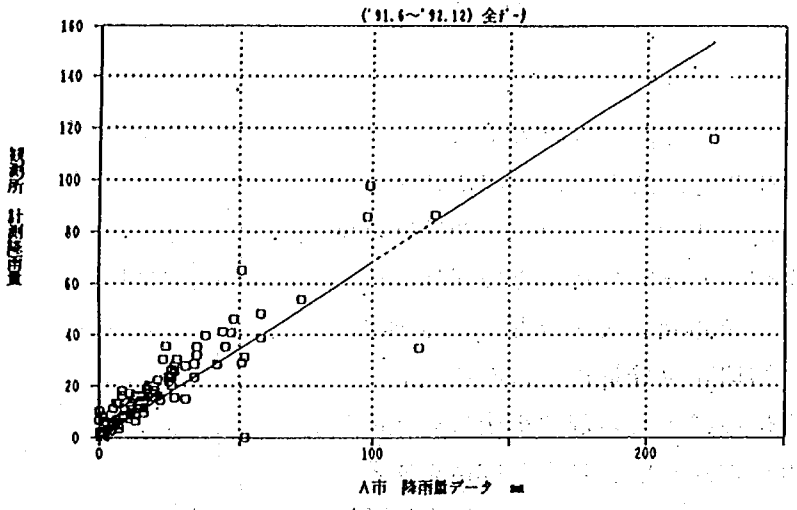


図４　自動計測システムとＡ市資料の雨量比較

2）流量の比較

1）により自動計測システムにより得られた雨量が、Ａ市観測雨量を代表していると考えられるので、これを用いて修正ＲＲＬ法による流出計算を行い、自動計測システムによる水位、流速から求めた流量との比較を行った。

修正RRL法の計算の前提条件はつぎの通りである。

①流域を到達時間を考慮して、５分刻みに分割し、それぞれの面積を求めた。

②国土地理院の細密数値情報（昭和59年度宅地利用動向調査）から求められた10mﾒｯｼｭ単位の１８種類の土地利用別に流出係数を設定するとともに（表2）、等到達時間域内の10mﾒｯｼｭの数を求め、流出係数で修正された面積を求めた。

③降り始めから2mmまでの降雨は、流出に寄与しないとした。

④インフローハイドログラフ、アウトフローハイドログラフを次式により求めた。

$$Qin(t)=\Sigma R(t-j)Aj$$

$$dS(t)/dt=Qin(t)-Qout(t)$$

$$S(t)=K(Qout(t))^{p}$$

表２　土地利用別流出係数

ｺｰﾄﾞ	分類区分			流出係数
1	農地・山林等	山林・荒地等		0.4
2		農地	田	0.3
3			畑・その他の用地	0.3
4	造成地	造成中地		0.2
5		空地		0.2
6	宅地	工業用地		0.65
7		住宅地	一般低層住宅地	0.5
8			密集低層住宅地	0.8
9			中・高層住宅地	0.5
10		商業・業務用地		0.8
11	公共公益施設用地	道路用地		0.85
12		公園・緑地等		0.15
13		その他の公共公益施設		0.6
14	河川・湖沼等			1
15	その他			
16	海			1
17	対象地域外			
19	昭和49年土地利用データなし			

＊細密数値情報（首都圏宅地利用動向調査）1988年

ここで

Aj:到達時間5(j-1)分～5j分の面積、K,p:係数、Qin(t):ｲﾝﾌﾛｰﾊｲﾄﾞﾛｸﾞﾗﾌ、Qout(t):ｱｳﾄﾌﾛｰﾊｲﾄﾞﾛｸﾞﾗﾌ、R(t-j):5分毎雨量、S(t):貯留量、なおK、Pの値は、過去の調査を参考とし、S(m³)、Q(m³/5分)の単位系のもとで、それぞれ13.6、0.7とした。

⑤アウトフローハイドログラフに晴天時流量として平成4年7月25日～30日（除く27日）のﾃﾞｰﾀの平均値を上乗せした。なお、晴天時流量の範囲は0.04～0.18m³/sで、日流量は約10,000m³であった。

結果例を3パターンに分類し、それぞれの代表例を示す。①5分間雨量が1mm以下で流量が1m³/s程度のなだらかな降雨では、**図5**にみられるように、波形、ピーク高さとも一致した場合が多かった。②5分間雨量が1mm以上で流量が1m³/s以上の降雨では、**図6**のように計算値が実測値を上回る場合が多かった。③5分間雨量が2mm以上の降雨が短い時間に集中した単発的な降雨では、**図7**のように計算値は実測値の2倍近い値を示した。なお、①、②、③のいずれの場合においても、計算値と実測値の時間のずれはほとんどなかった。

降雨強度が大きくなるほど計算値と実測値の差が大きくなった原因を考察する。実測流量は流水断面積と平均流速

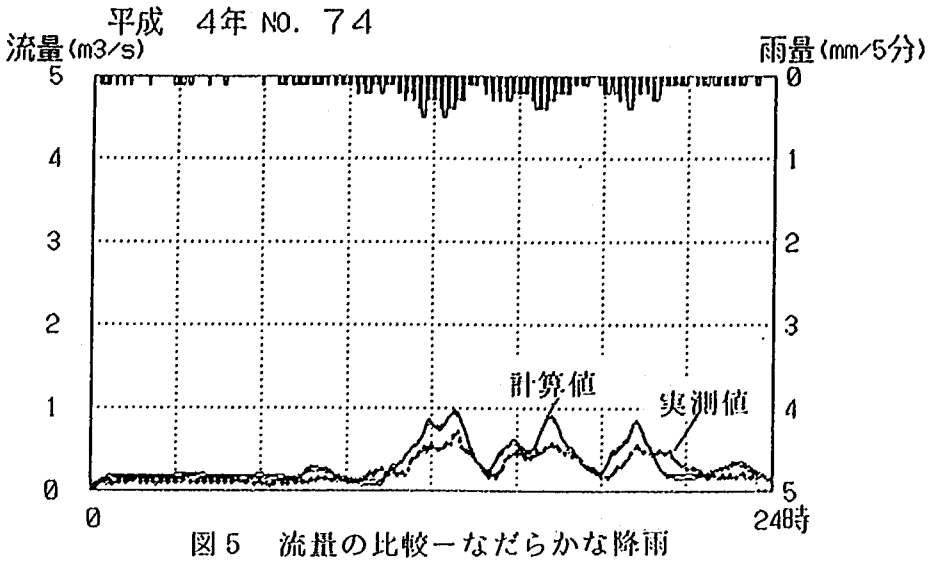


図5 流量の比較－なだらかな降雨

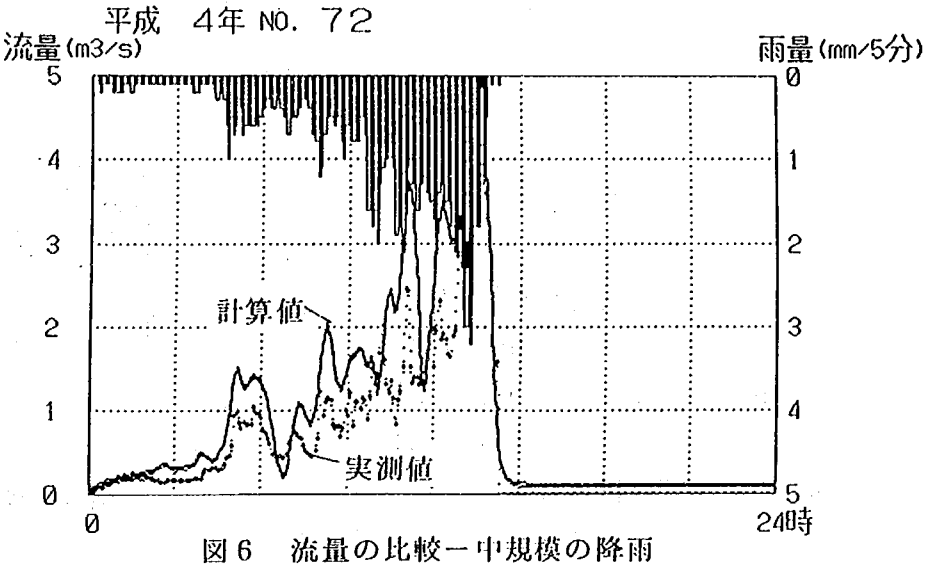


図6 流量の比較－中規模の降雨

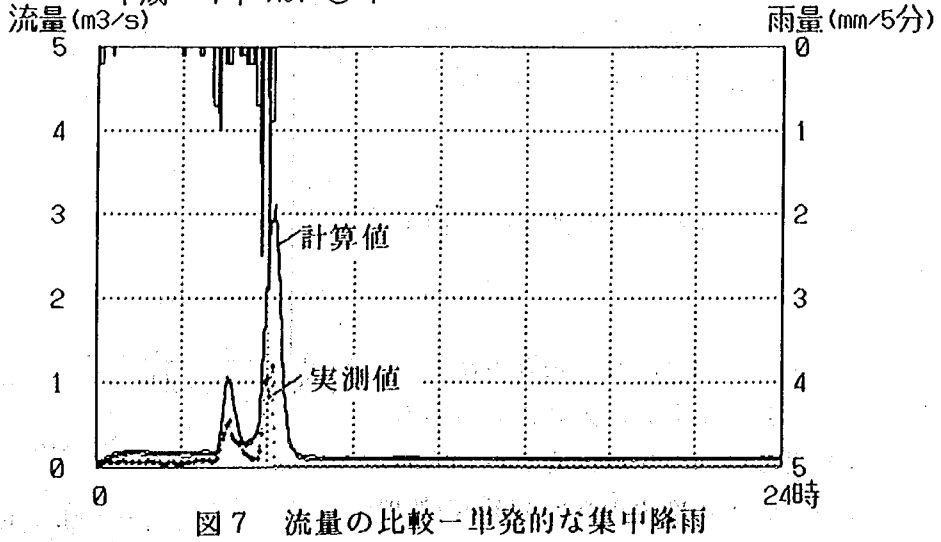


図7 流量の比較－単発的な集中降雨

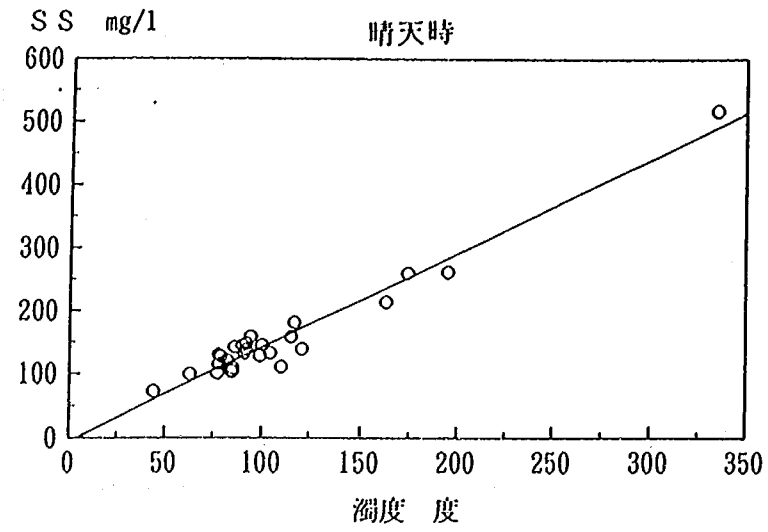
の積で求めている。断面積は5分毎に測定している水位より求められる。平均流速は電波流速計で測定された表面流速に補正係数0.6を乗じて求めている。この補正係数は晴天時の流速観測結果より求めたものであり、雨天時には流量が増加するほど値が大きくなることが考えられる。このことより、雨天時の実測流量は流量が大きいほど実際より低めに見積もられていると考えられる。

3）濁度とSSの関係

濁度の連続測定からSSを推定することを目標とし、濁度とSSの関係を求めた。図8に晴天時および雨天時の調査結果を示す。晴天時調査によると、良好な相関を示し、濁度からSSの推定は可能である。しかし、雨天時調査の結果からは、両者の相関はみられなかった。

4）電気伝導度と他の水質項目との関係

電気伝導度から他の水質項目を推定することを目標とし、電気伝導度とDBOD、DCODの関係を求めた。図9、10に調査結果を示す。雨天時調査ではDCODとの相関がみられたが、晴天時調査によると、DBOD、DCODともに相関は得られなかった。



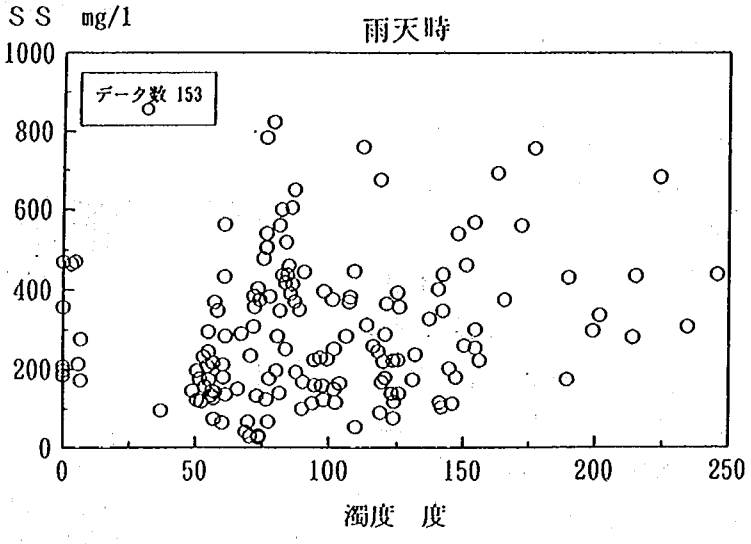


図８　濁度とSSの関係

3．4　今後の課題

今後の課題として、①採水の信頼度の向上、②重金属関係の解析、③夾雑物、ゴミ、色など指標化の検討等が挙げられる。

4．雨天時における下水処理場の機能調査

4．1　A処理場の概要と調査方法

昨年度に引き続き、雨天時におけるA下水処理場の処理機能を調査した。A処理場は、平成4年度末現在2,670haの処理区域面積のうち、177haの合流地区を抱え

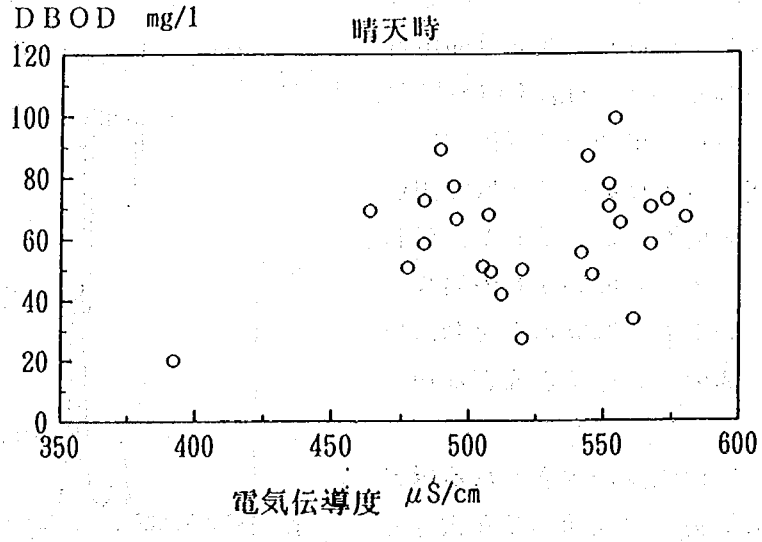


図９　電気伝導度とDBODとの関係

ている。合流地区からの流入量を平成2年度実績でみると、雨天日日最大が33,780m³/sであった。これは晴天日日平均12,660m³/sの2.7倍にあたる。一方処理場への全流入量の日平均は晴天日約31,000m³/s、雨天日約36,000m³/sであった。また、合流地区流入量の全流入量に占める割合は晴天時41%に対し、雨天時45%であった。

調査は最初沈澱池の流入水および流出水、および最終沈澱池の越流水の3箇所においてISCO社製自動採水器を設置し、定期的に採水を行った後2サンプルを混合し12試料を得た。なお採水は、各処理プロセスでの水理学的滞留時間を考慮して実施した。すなわち最初沈澱池流入水を0時に開始させた場合、最初沈澱池出口は3時間遅れの3時、エアレーションタンクはさらに6時間遅れの9時、最終沈澱池出口はさらに3時間おくれの12時にそれぞれ採水を開始した。分析項目はBOD、SS、VSSとした。調査は晴天時1回（6月3日16時50分～4日10時50分）、雨天時3回（第1回5月20日12時～22日0時、第2回7月2日10時～3日4時、第3回9月30日9時20分～10月1日5時20分）の計4回を実施した。

4．2　調査結果

調査日の雨量、合流地区からの流入量、および最初沈澱池への総流入量の時間変化を、通常時のデータ（晴天が続いた8月5日～8日）と併せて図11に示す。

雨天時調査時の雨量は、1回目2mm、2回目3mm、3回目37mmであり、時間最大雨量は1回目1mm、2回目1mm、3回目12.5mmであった。また処理場流入量をみると、1回目は37,600m³/日と通常時と同程度であったものの、2回目は45,200m³/日、3回目は45,700m³/日と大きく、合流地区からの最大流入量も1,180m³/時と通常時最大（800m³/時）の1.5倍を示したので処理

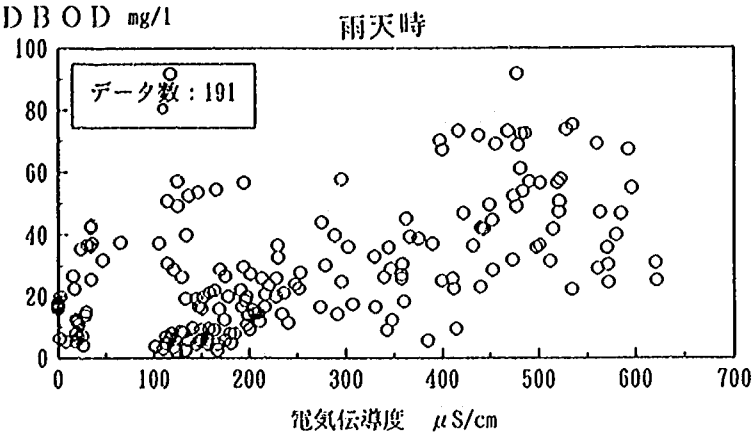
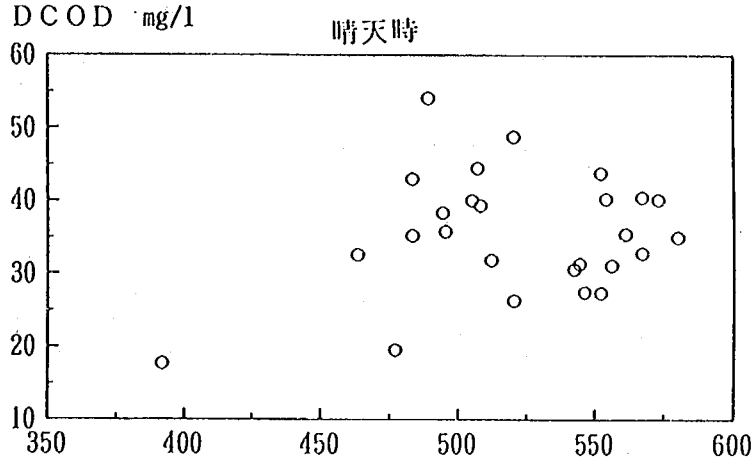


図9　電気伝導度とDBODとの関係



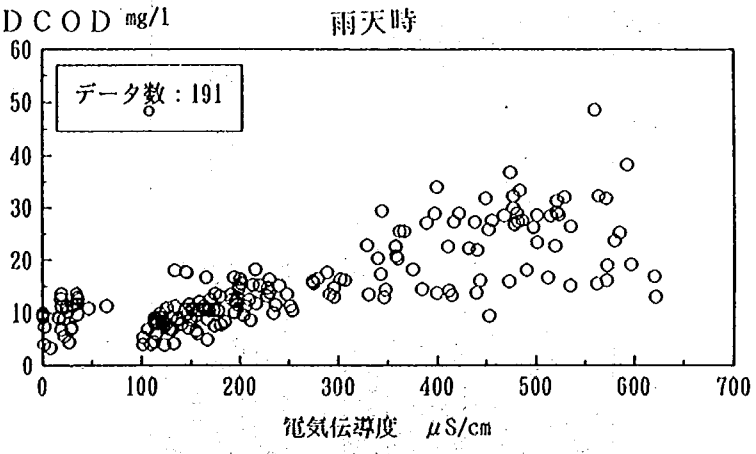


図10　電気伝導度とDCODとの関係

水質への影響がみられることが予想された。調査日のうち晴天時の流量は通常時より若干低い値を示した。

全４回の調査毎の平均値、計３回の雨天時調査の総平均値、最大値を表３に示す。なお平成３年度に１回実施した雨天時調査結果の平均値、およびＡ処理場での通年水質調査結果の平均値、最大値、最小値を表３に併せて示す。またこれらの結果を図12、13に示す。

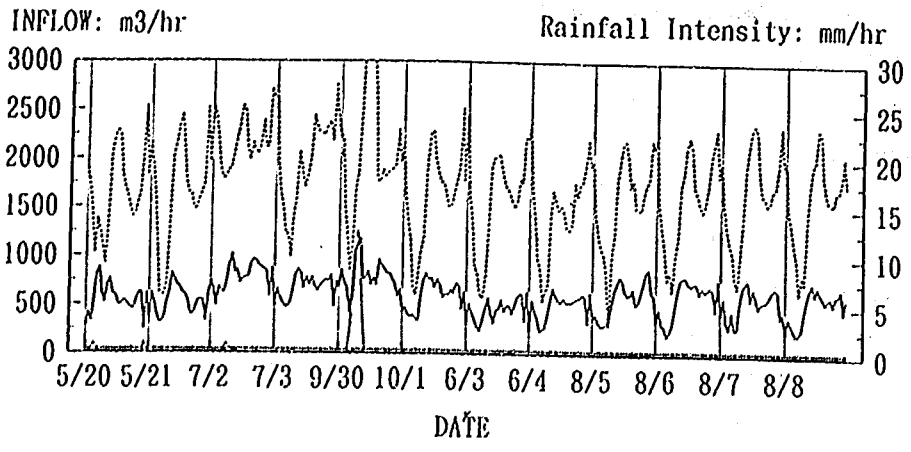


図11　Ａ処理場における雨量、流入量の時間変化

表３　Ａ処理場における調査結果

	回数	日付	雨量 (mm)	流量 (m3/s)	最初沈殿池 流入水 BOD	最初沈殿池 流入水 SS	最初沈殿池 流出水 BOD	最初沈殿池 流出水 SS	最終沈殿池 流出水 BOD	最終沈殿池 流出水 SS	除去率 最初沈殿池 BOD	除去率 最初沈殿池 SS	除去率 最終沈殿池 BOD	除去率 最終沈殿池 SS
晴天時	1	92/06/03	0	32,975	102	122	78	50	12	3.5	0.24	0.59	0.85	0.93
雨天時	1	92/05/20	2	37,611	130	126	64	33	4.5	2.8	0.51	0.74	0.93	0.92
	2	92/07/02	2	45,203	97	119	60	33	4.1	5.5	0.38	0.72	0.93	0.83
	3	92/09/30	24	45,650	135	246	52	47	4.3	4.8	0.61	0.81	0.92	0.90
雨天時	平均			42,438	120	164	59	38	4.5	5.3	0.48	0.74	0.92	0.96
（参考）														
雨天時		92/12/18	8.5	41,289	200	127	78	57	2.8	2.5	0.61	0.55	0.96	0.96
48回	平均	２年度		37,549	152	127	84	33	2.8	2.5	0.45	0.73	0.96	0.92
調査	最大			47,272	299	204	181	58	9.5	6.5	0.64	0.85	0.99	0.97
	最小			32,700	85	62	48	22	0.6	0.9	0.14	0.48	0.87	0.76

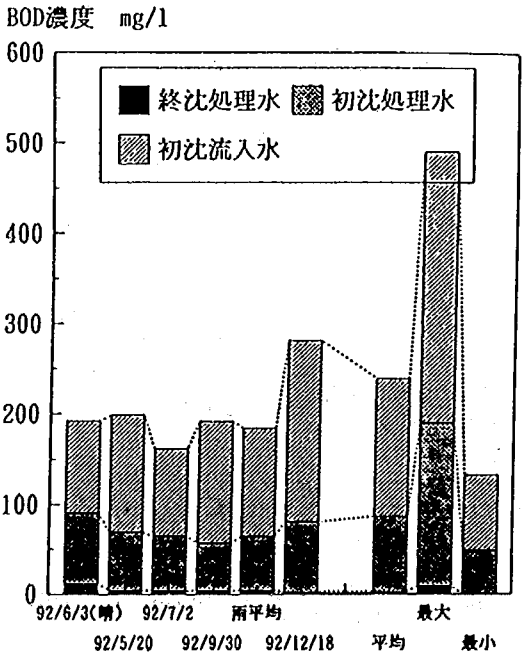


図12　Ａ処理場における調査結果（BOD）

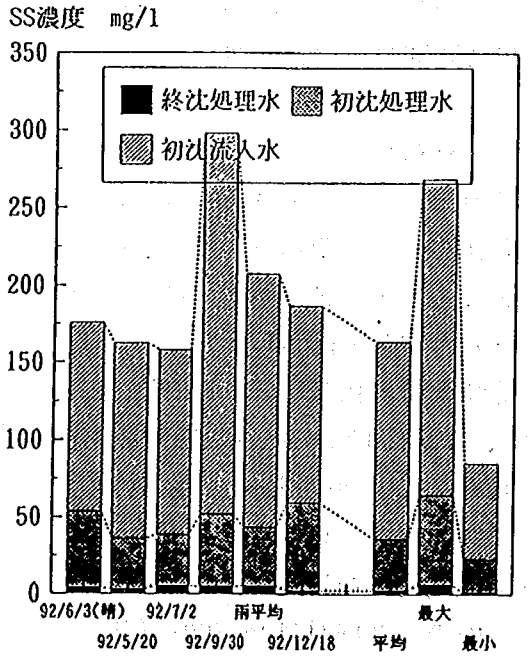


図13　Ａ処理場における調査結果（SS）

一般に雨天時の合流式下水道においては初期流出時にBOD、SSの濃度増加がみられる。A処理場も前述のように雨天時の約半分の流量は合流地区起源であり、濃度の上昇が予想された。ところが、最初沈殿池への流入および流出SS濃度は、平均で164mg/lおよび38mg/lと、48回調査の平均値（127mg/および33mg/l）を上回ったものの、BOD濃度はそれぞれ120mg/l、59mg/lとと48回調査の平均値（152mg/lおよび84mg/l）を下回った。そこで、処理場の雨天時の機能評価としてBODおよびSSの除去率の通年調査と比較した。BODおよびSS除去率は、48%、74%であり、通年調査の平均値（45%、73%）とほぼ同程度であった。これは3年度調査時のSS除去率（55%）と比べて高い値となった。

最終沈殿池でのBODおよびSS除去率をみると、92%および86%であり、48回調査の平均値（96%、92%）と同程度であった。

以上の結果より、時間最大雨量12.5mm程度の降雨時であっても、A下水処理場の機能は、晴天時と同程度であると判断された。

5．雨水滞水池の効率的利用に関する調査

5．1　雨水滞水池の流入流出水質調査

雨水滞水池は、従来無処理で放流されていた雨天時下水を貯留あるいは沈殿放流させることで雨天時越流負荷の削減を図るものである。

昨年度は、ある都市での他の雨水沈殿池での調査結果では、流入SS濃度100mg/l以下の場合、流出SS濃度が流入SS濃度を上回る逆転現象が生じていたことから、「流入SS濃度が100mg/l以下の時、滞水池への流入を停止したほうが効率的である」という仮説をたて、これの検証を試みたが、逆転現象の継続期間はわずかであり、また逆転がおきても濃度の差は大きくなかったこと等により仮説の検証には至らなかった。

逆転現象の期間が短かった理由として、ポンプ場沈砂池等における堆積物が掃流され、滞水池流入水濃度が高かったことが挙げられる。そこで今回は、沈砂池堆積物の影響を調査するため、A滞水地において、沈砂池流入水と滞水池流入水を同時に10分毎に採水し、水質分析を行った。結果を水質の差（＝滞水池流入濃度－沈砂池流入濃度）および流入量の形で図14に示す。1回目は、滞水池流入が再開された1時過ぎより流入量が増加するとともに濃度差が大きくなり、流入量の増加途中で最も差が大きくなり、流入量のピーク時点では、すでに差は小さくなっている。一方2回目の調査では、滞水池流入開始直後に流入量のピークが発生し、その後徐々に減少していった。BOD、CODは流入量のピークの後に濃度差が発生しており、

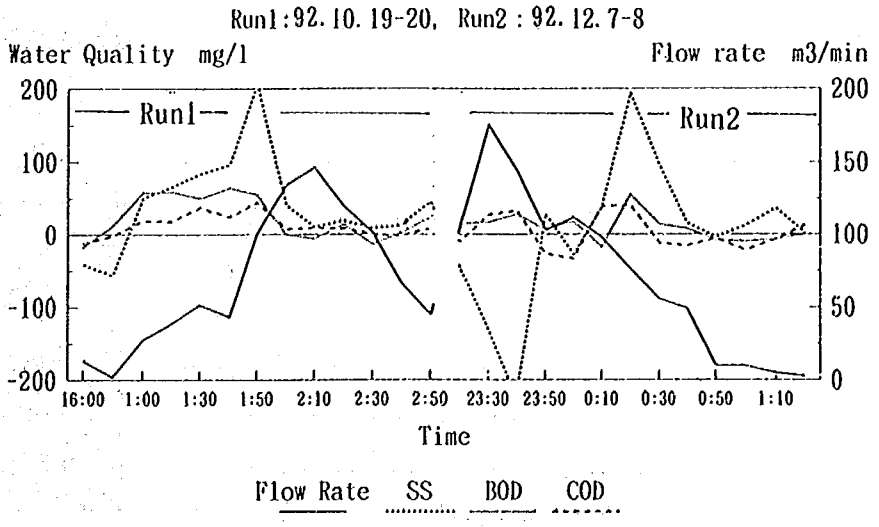


図14　滞水池流入水と沈砂池流入水のSS濃度差の経時変化

SSは流入量のピークが発生して約１時間後に最も大きい濃度差がみられた。

このように２回の調査結果は異なっており、流入量と濃度差との関係について明確な結論が得られなかったことから、今後も調査を継続し、沈砂池の影響の程度を明らかにするとともに、影響の度合いが大きい場合には沈砂池の改善方策を検討する予定である。

５．２　濁度計による雨水滞水池流入水の自動測定

雨水滞水池の運転操作の判断のためには、流入SS濃度を自動計測で連続測定する必要がある。濁度はSSとの相関が高いとされており、滞水池の運転操作の指標として有力な候補と考えられる。

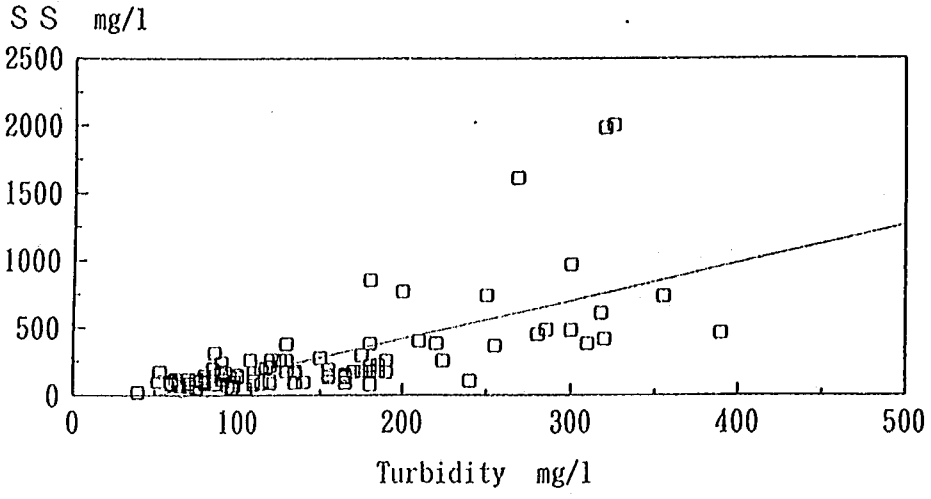


図15　濁度とSSの関係

昨年度はＡ滞水池における昭和63年度から平成３年度までの結果を報告し、濁度とSSとの間に高い相関係数が得られたことを示した（63年度0.90、元年度0.86、２および３年度0.94）。

平成４年度は、前半３回をＡ雨水滞水池、後半３回をＢ雨水滞水池のそれぞれ流入水を対象とした測定を行った。用いた濁度計は積分球式で、測定中検出部に夾雑物が付着しないよう自動洗浄シャワーやインペラ型ワイパーを備えたラグビーボール型容器にいれ、夾雑物の付着を防ぐ形としている。

測定結果より濁度とSSの相関を図15に示す。全データによる相関係数は0.66と過年度の結果に比べ小さい値であったが、SS1,000mg/l以上のデータを除くと相関係数は0.71と増加した。

以上の結果を総合すると、当該濁度計により、滞水池流入水SSの推定が可能である。

５．３　超急速ろ過装置による処理実験

１）背景と目的

雨水滞水池に貯留された雨水は、降雨終了後夜間など処理場流入量が減少したときに処理場に返送される。しかし降雨が連続したときは処理場流入量が減少せず、返送までに数日を要する場合がある。この返送待機中に次の降雨があると、雨水滞水池の効用を果たすことができない。次の降雨に備え確実に雨水滞水池を空にするため、雨水滞水池の現地において処理をし、公共用水域へ放流することが、合流改善対策上、あるいは併用利用の場合浸水対策上有利であると考えられる。

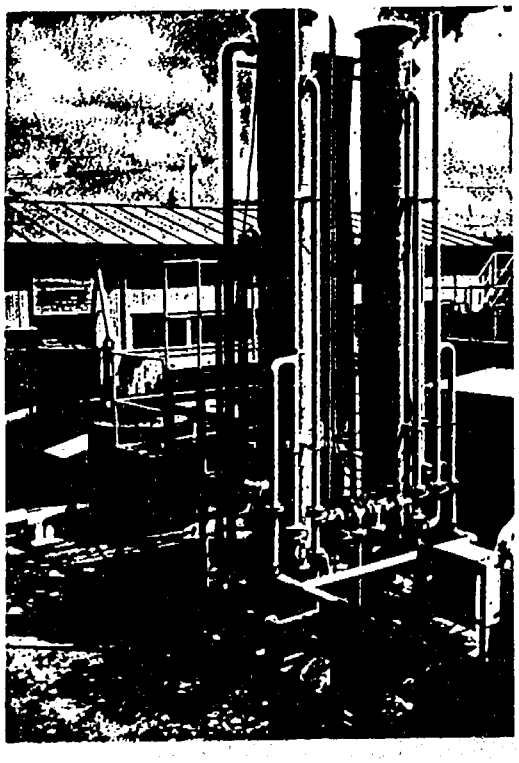


写真１　超急速ろ過塔

現地処理の手法としては、様々なものが考えられるが、水面積負荷量が大きく、敷地面積が少なくてすむ超急速ろ過を検討した。

2）方法

写真1に示す高さ5.3m、直径0.5mの2本の鋼製下向流式ろ過塔をB滞水池に設置した。ろ材は偏平楕円繊維体（長径約2cm,短径約1.5cm,厚さ約8mm）を1m充填した。実験は、平成3年11月28日、平成4年3月6日、3月18日、11月10日の計4回実施した。ろ過速度は1～3回目が1,000m/日、4回目は1,000m/日と2,000m/日の2通りを行った。いずれにおいても、雨水滞水池へのポンプによる流入が停止してから30～60分以内に実験を開始した。

3）結果と考察

原水濃度と処理水濃度の経時変化を図16に示す。原水濃度はSSで36～292mg/l（総平均92mg/l）、BODで10～83mg/l（総平均30mg/l）であり、様々な濃度における実験を実施したと考えられる。原水濃度のの経時変化をみると、SSの場合、実験継続時間（4時間）中連続して原水濃度の低下があったが、BODでは、最初の1時間で急激に減少し、その後の濃度減少は殆どなかった。これより、粒子性のBOD成分はほとんど滞水池内で沈降したためと考えられる。これに比べて処理水濃度は安定しており、ろ過速度1,000m/日のとき、SSで12～69mg/l（総平均23mg/l）、BODで8.1～34mg/l（総平均18mg/l）であった。

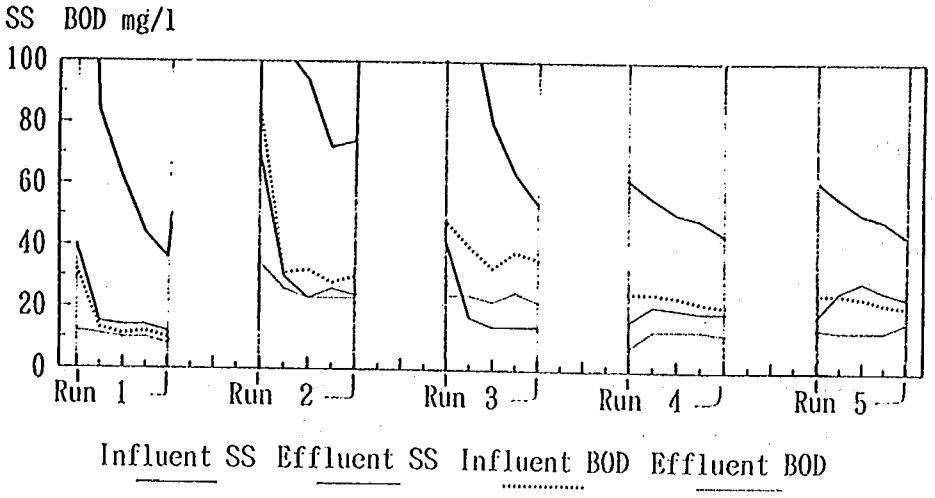


図16　原水濃度と処理水濃度の経時変化

次に除去率の経時変化を図17に示す。ろ過速度1,000m/日のときの除去率は、SSが57～85%（総平均75%）、BODが9～63%（総平均40%）であった。膨張性頁岩、および下水汚泥を造粒・焼成したろ材を用いた昭和57～61年度における調査結果（SS:23～53%（総平均43%）、BOD:21～40%（総平均29%））[1]と比較すると、今回の

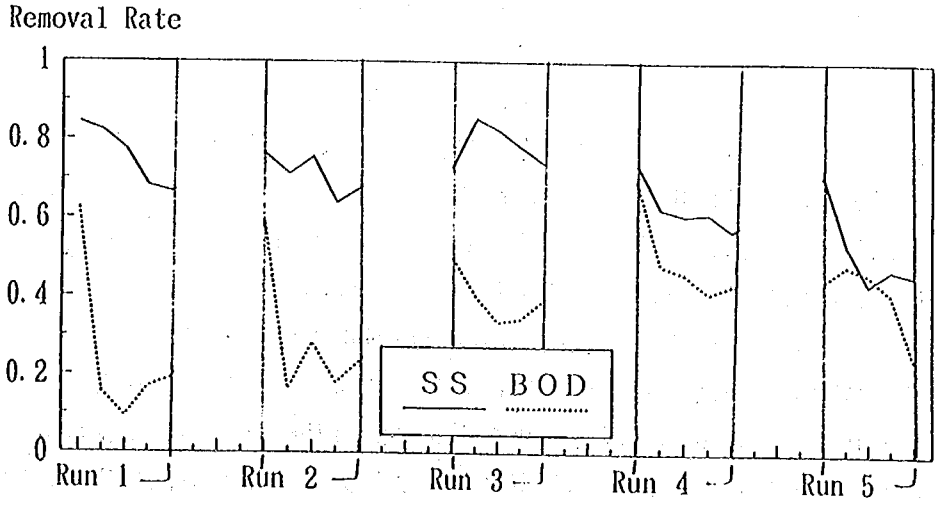


図17　除去率の経時変化

実験は良好な結果を得たといえる。

次に、粒度分析装置による原水および処理水の粒径分布の測定結果について述べる。1回の実験につき原水、処理水ともに実験開始時、2時間後、4時間後の計3ｻﾝﾌﾟﾙを測定した。3ｻﾝﾌﾟﾙ×4回＝12ｻﾝﾌﾟﾙの測定結果の平均値を図18に示す。これによると、粒径44μm以上の粒子は原水にわずかに存在するが、処理水には殆ど存在しないことがわかる。また、粒径44μm以下の成分は、ろ過によりほぼ均等に除去されていることがみてとれる。

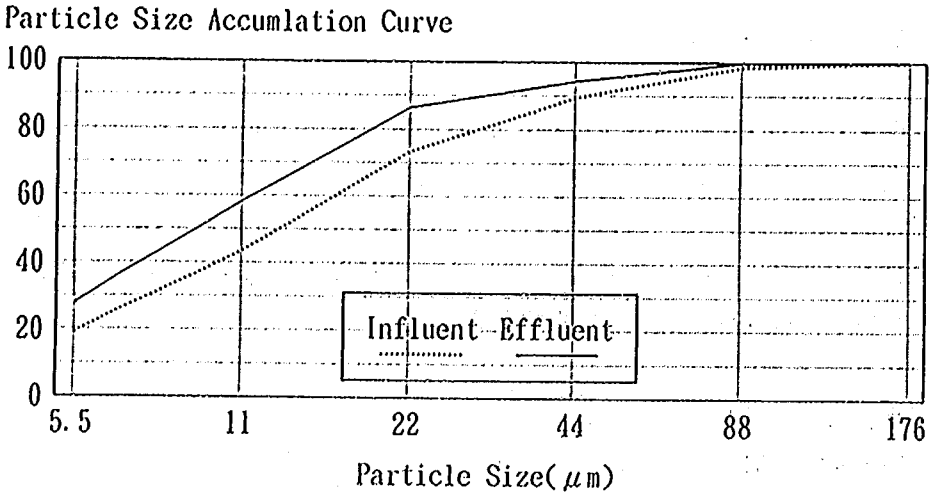


図18　粒径分布の測定結果

なお、ろ過速度2,000m/日における処理水濃度を、1,000m/日のそれと比較すると、SSで3割、BODで2割高くなった程度であった。今後はろ過速度2,000m/日における実験を継続実施する予定である。

6．要約

平成元年度から4年度までの調査結果を要約すると以下の通りである。

6．1　貯留施設の治水安全度の検討

1）浸水対策用管渠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。

6．2　雨水対策施設の併用利用に関する検討

1）気象台による警報発令状況と実降雨量について整理した。また、過去の降雨実績に最も当てはまる波形を予測雨量に用いる統計的降雨予測手法により、44降雨を対象として総降雨量とピーク降雨量を予測し、実降雨との誤差率を算出した。総降雨量ではうち40降雨が誤差率±10%以内であった。一方ピーク降雨量では9降雨のみ誤差率±10%以内であった。。

2）浸水対策および雨天時越流水汚濁負荷対策の併用目的施設について、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。対象面積は1,060haで、貯留管として施設Ⅰ（容量69,000m³、排水ポンプ能力85m³/s）および施設Ⅱ（容量137,500m³、排水ポンプ能力70m³/s）を想定した。初期貯留量および貯留後の排水方法を様々に設定し、貯留負荷量、満水降雨数、溢水量を指標として比較を行った。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た。統計的降雨予測手法を用いると満水降雨数や溢水量が大幅に減少することがわかった。

3）対象降雨として10mm/hr以下の降雨を初期貯留すれば、全降雨を初期貯留した場合の捕捉負荷量の90%を捕捉可能である。
4）併用利用施設を質対策部分と量対策部分に仕切り、両者の混合を防ぐことは効果的である。このためには多層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。
5）貯留管渠の貯留水排水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入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た。また貯留容量が69,000m³/sの場合、降雨終了後の処理場総水量が0.4Qs（69,000m³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。
6）年間雨天時発生負荷量310tの排水区に69,000m³の貯留施設を設置し、ピークカットのみの量対策運転および初期貯留を行う質対策運転を行ったときの負荷削減率を求めた。下水処理場への遮集量が晴天時日最大汚水量Ｑｓの１倍の場合、量対策で51%、質対策で59%であった。遮集量が３Ｑsかつ２Ｑｓの沈殿処理および１Ｑsの高級処理の場合、量対策で60%、質対策で72%であった。遮集量が３Ｑsかつ１Ｑｓの沈殿処理および２Ｑｓの高級処理の場合、量対策で73%、質対策で85%となった。すなわち、量対策を目的とした貯留施設を質対策に併用利用したときの削減率の増加（8～12%）は、高級処理量を１Ｑｓから２Ｑｓに増加したときのそれ（13%）と同程度であった。
なお沈殿処理効率を30%、高級処理処理効率を95%と仮定した。
7）以上の結果を総合して、雨水貯留施設の併用利用方法に関する指針（案）を作成した。指針（案）では施設の運転操作を①期間を分ける方法と②降雨予測に基づく方法に分類した。また施設の運用において①降雨の事前予測と事前選択、②貯留／放流の選択の２つの判断が必要であるとされた。

6．3　合流式下水道雨天時流出負荷量自動採水計測システム
1）雨天時流量、水質、負荷量を連続自動測定可能な自動採水計測システムを開発し、Ａ市の合流式下水道地区（排水面積105ha）に設置した。
2）降雨、水位、流速、水温、pH、濁度、電気伝導度の各項目について、晴天時および雨天時の測定を実施したところ、以下の結果を得た。①日雨量100mm以下の観測雨量とＡ市観測雨量はよく一致した。②５分間雨量1mm以下のなだらかな降雨時の観測流量と計算流量はよく一致した。③雨天時の観測結果より、濁度が100度前後から200度付近に上昇した。また電気伝導度は300～60μS/cmから0～100μS/cmまで減少した。④晴天時下水の濁度とSSは良好な相関を示した。⑤雨天時下水の電気伝導度とDCODは相関を示したが、晴天時下水ではDBOD、DCODとも相関は得られなかった。

6．4　雨天時における下水処理場機能調査
1）雨天時におけるＡ下水処理場（合流式地区面積177ha）の最初沈殿池への流入流出水質および最終沈殿池の流出水質を測定した結果、時間12.5mm程度の降雨時でも処理場の機能は晴天時と同程度であった。Ｂ処理場（合流式地区面積2,000ha）においても同様の調査を行ったが雨天時の影響はみられなかった。

6．5　雨水滞水池の効率的利用に関する調査
1）Ａ雨水滞水池の流入流出水の調査結果より、流入SS濃度が100mg/lを下回る場合には滞水池への流入を停止したほうが汚濁負荷削減の観点から効率的であると考えられた。この仮説の検証をＢ雨水滞

水池の調査結果より実施したが、所定の条件を得られず、検証には至らなかった。
2）B雨水滞水池流入水と滞水池の手前に設置された沈砂池流入水の濃度差を測定したが、流入量との間に明確な関係は見いだせなかった。
3）BおよびC雨水滞水池流入水の濁度を積分球式濁度計で測定し、同時にSSの分析を行った。両者の相関係数として、昭和63年度0.90、元年度0.86、2および3年度0.94、4年度0.66を得た。これより、濁度計により滞水池流入水SS濃度の推定が可能である。
4）ろ過速度1,000m/日による超急速ろ過実験により、平均流入濃度SS92mg/l、BOD30mg/lに対し平均除去率SS75%、BOD40%を得た。また粒径44μm以上の成分は殆ど除去された。

6．6　マンホール損失水頭の測定
1）サーチャージ流れ状態での、下水管渠マンホール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渠径と同一径で、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。

1）竹石和夫、小沢登：雨天時合流式下水の超急速ろ過法による処理、下水道協会誌、Vol.27、No.309, pp.17-26(1990)

２．新しい下水輸送システムの開発に関する調査

下水道研究室　室長　　田中修司
主任研究員　塩路勝久
主任研究員　榊原　隆

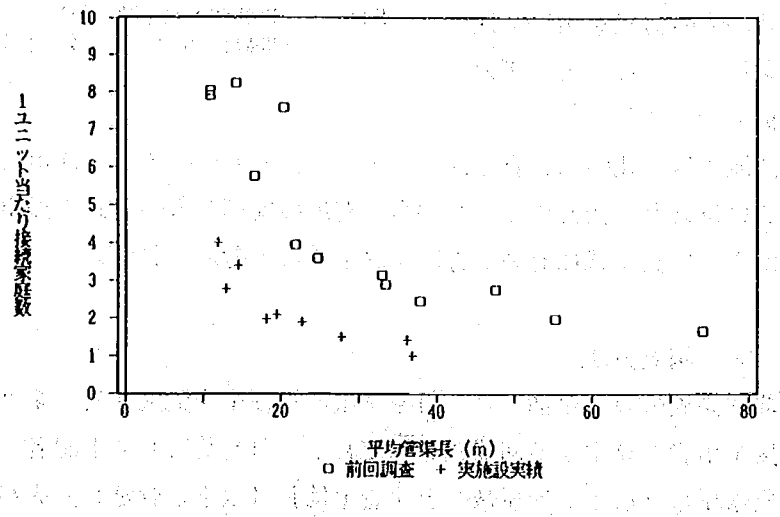
１．はじめに

近年、新しい下水輸送方式として圧力式下水道システム（以下、圧力式）、真空式下水道システム（以下、真空式）が開発されている。これらについては実用化の段階にあり、特に真空式は採用事例も増加しつつあるが、今後はこれら実施設によりデータを蓄積し、より合理的な設計内容とする必要がある。また、下水の圧送方式については以前より実施されており、採用事例も多いが、合理的な設計方法や維持管理方法等に関する統一的な調査研究が未だなされていないのが現状である。本調査は以上の点を踏まえ、これらの新しい下水輸送システムの統一的な調査研究を実施するものである。

２．圧力式、真空式の適用範囲に関する調査

２．１　目的

圧力式、真空式の適用範囲に関する調査としては、２年度、３年度調査（以下、前回調査）において、モデル地域を設定して施設の概略設計を行い費用比較を行うことによりそれぞれの適用範囲を明らかにしてきたところである。ところで、ここ２、３年で真空式の採用事例が増加し、実施設より計画段階へのフィードバックが可能となりつつある。その１つの例として、実際に建設、または計画が確定した真空式施設より、全管渠延長を全家屋数で除した平均管渠長と、全家屋数を全真空弁ユニット数で除したユニット当たり接続戸数をプロットすると図－１の通りであった。回帰式は



図－１　　平均管渠長と１ユニット当たり接続家庭数の関係

$$\text{ユニット当たり接続戸数} = \frac{44.0}{\text{平均管渠長}} \qquad (1)$$

であった。同図にはあわせて前回調査で概略設計を行った施設の平均管渠長とユニット当たり接続戸数を示しているが、これらによると実際のユニット当たり接続戸数はずっと小さな値となっている。

本年度調査では、このことを考慮に入れて圧力式、真空式の適用範囲に関して再度解析を実施した。なお、この際、上記変更に加えて経費率（（本工事費－直接工事費）／直接工事費）を７０％とし（最新の調査による。前回調査では５０％を使用。）、また年価を算出する際に用いる割引率を３．

７％（過去１６年間の地方債の政府資金利率の平均（６．２％）マイナス物価上昇率の平均（下水道デフレータの上昇率の平均；２．８％）。前回調査では地方債の政府資金利率６．２％をそのまま使用）とした。また、前回調査では普通土と軟弱土というように土質条件を変えた解析を行ったが、今回は普通土の場合のみを対象とした。なお、前回調査では真空式に関して２つの方式を検討したが、今回調査ではこのうち費用の高い方の方式を用いて検討を行った。従って以下の解析で計算される、

表－１　工種別直接工事費回帰式

自然流下

工種		直接工事費回帰式　(円)		相関係数	式No
管渠		-19942439 + 2144.84*NHOUSE + 35165.95*PL		0.999	2
マンホール・ポンプ	土木	21827.82*(PL-4700)^0.7195	(PL>=4700)	0.993	3
		0	(PL<4700)	-	4
	機械	32741.73*(PL-4700)^0.7195	(PL>=4700)	0.992	5
		0	(PL<4700)	-	6
維持管理費		-246159 + 336.52*NHOUSE + 46.027*PL	(PL>=4700)	0.990	7
		0	(PL<4700)	-	8

圧力式

工種		直接工事費回帰式　(円)	相関係数	式No
管渠		-5726026 + 49255.48*NHOUSE + 18221.68*PL	0.999	9
GP・ユニット	土木	-463133 + 27856.8*NHOUSE + 257240.59*NUNIT	0.999	10
	機械	-286801 + 49903.6*NHOUSE + 502162.49*NUNIT	0.998	11
維持管理費		-5978.72 + 3372.04*NHOUSE + 12534.57*NUNIT	0.993	12

真空式

工種		直接工事費回帰式　(円)	相関係数	式No
管渠		-2216779 + 9738.92*NHOUSE + 14386.79*PL	0.9996	13
真空弁ユニット		-1230415 + 52538.8*NHOUSE + 889525.34*NUNIT	0.997	14
真空ステーション	土木	9155000	-	15
	機械	35773805 + 11306.12*NHOUSE + 47296.56*NUNIT	0.940	16
維持管理費		94425.35 + 1865.08*NHOUSE + 44.2085*PL	0.985	17

凡例　NHOUSE：家屋数（戸）　PL：管延長（m）
NUNIT：全ユニット数（個）

自然流下等と比較した真空式の経済性等はどちらの方式を採用しても必ず達成されると考えられる。あるいはまた、当然のことながら、費用の安価な方の方式を採用した場合には以下で解析される諸数値はさらに真空式に有利な方にシフトすると考えられる。

２．２　調査方法

前回調査の設計金額より、対象家屋数及び全管渠延長又は全ユニット数を説明変数として工種毎の直接工事費を算出する回帰式を算定し、これを基にして上記各変更要因を加味して費用比較を行い、対象家屋数（以下、家屋数）と全管渠延長（以下、管延長）をパラメータにとって圧力式、真空式の適用範囲に関する考察を実施した。

２．３　結果と考察

工種毎の直接工事費の回帰式を表－１に示す。また、（１）式より

$$\frac{NHOUSE}{NUNIT} = \frac{44}{PL / NHOUSE} \qquad (18)$$

（変数は表－１の凡例を参照）

を得、これより

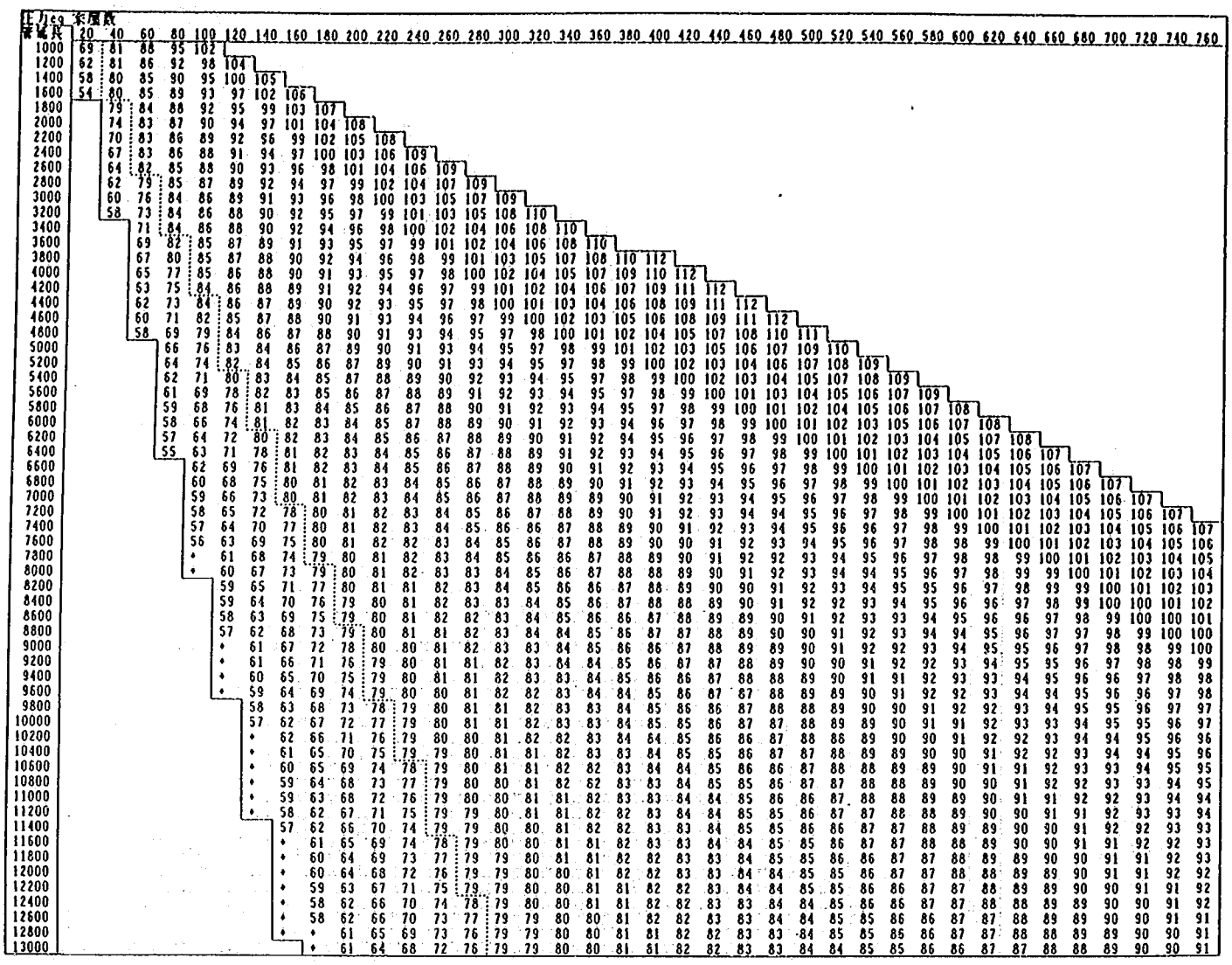
$$NUNIT = NHOUSE \times \frac{PL}{44 \times NHOUSE} \quad \frac{PL}{44 \times NHOUSE} < 1 \qquad (19)$$

$$NUNIT = NHOUSE \quad \frac{PL}{44 \times NHOUSE} > 1 \qquad (20)$$

表－３　自然流下と圧力式の年価の比較
（自然流下の年価を１とした時の圧力式の年価の比）

圧力 / 管延長	家屋数 20	40	60	80	100	120	140	160	180	200	220	240	260	280	300	320	340	360	380	400	420	440	460	480	500	520	540	560	580	600	620	640	660	680	700	720	740	760
1000	2.57	2.97	3.14	3.30	3.45																																	
1200	1.94	2.47	2.59	2.72	2.83	2.95																																
1400	1.60	2.20	2.30	2.40	2.50	2.59	2.68																															
1600	1.39	2.03	2.12	2.20	2.28	2.36	2.44	2.51																														
1800		1.89	1.99	2.06	2.13	2.20	2.27	2.33	2.40																													
2000		1.70	1.90	1.96	2.02	2.08	2.14	2.20	2.26	2.31																												
2200		1.56	1.83	1.88	1.94	1.99	2.05	2.10	2.15	2.20	2.25																											
2400		1.45	1.77	1.82	1.87	1.92	1.97	2.02	2.06	2.11	2.16	2.20																										
2600		1.36	1.73	1.78	1.82	1.86	1.91	1.95	1.99	2.04	2.08	2.12	2.16																									
2800		1.28	1.64	1.74	1.78	1.82	1.86	1.90	1.94	1.98	2.01	2.05	2.09	2.13																								
3000		1.22	1.55	1.70	1.74	1.78	1.81	1.85	1.89	1.92	1.96	2.00	2.03	2.07	2.10																							
3200		1.17	1.47	1.67	1.71	1.74	1.78	1.81	1.85	1.88	1.91	1.95	1.98	2.01	2.04	2.08																						
3400			1.40	1.65	1.68	1.71	1.75	1.78	1.81	1.84	1.87	1.90	1.94	1.97	2.00	2.03	2.06																					
3600			1.35	1.61	1.66	1.69	1.72	1.75	1.78	1.81	1.84	1.87	1.90	1.93	1.95	1.98	2.01	2.04																				
3800			1.30	1.54	1.64	1.67	1.69	1.72	1.75	1.78	1.81	1.84	1.86	1.89	1.92	1.94	1.97	2.00	2.02	2.05																		
4000			1.25	1.48	1.62	1.65	1.67	1.70	1.73	1.75	1.78	1.81	1.83	1.86	1.88	1.91	1.93	1.96	1.98	2.01	2.03																	
4200			1.21	1.43	1.60	1.63	1.65	1.68	1.71	1.73	1.76	1.78	1.80	1.83	1.85	1.88	1.90	1.93	1.95	1.97	2.00	2.02																
4400			1.17	1.38	1.59	1.61	1.64	1.66	1.69	1.71	1.73	1.76	1.78	1.80	1.83	1.85	1.87	1.90	1.92	1.94	1.96	1.99	2.01															
4600			1.14	1.34	1.54	1.60	1.62	1.64	1.67	1.69	1.71	1.74	1.76	1.78	1.80	1.83	1.85	1.87	1.89	1.91	1.93	1.95	1.98	2.00														
4800			1.11	1.30	1.49	1.59	1.61	1.64	1.66	1.69	1.71	1.74	1.76	1.79	1.81	1.84	1.86	1.89	1.91	1.94	1.96	1.99	2.01	2.04	2.06													
5000				1.24	1.42	1.55	1.57	1.60	1.62	1.64	1.67	1.69	1.72	1.74	1.76	1.79	1.81	1.83	1.86	1.88	1.90	1.93	1.95	1.97	2.00	2.02												
5200				1.20	1.36	1.52	1.54	1.56	1.59	1.61	1.63	1.65	1.68	1.70	1.72	1.74	1.77	1.79	1.81	1.83	1.86	1.88	1.90	1.92	1.94	1.97	1.99											
5400				1.16	1.32	1.48	1.52	1.54	1.56	1.58	1.60	1.62	1.65	1.67	1.69	1.71	1.73	1.75	1.77	1.79	1.82	1.84	1.86	1.88	1.90	1.92	1.94	1.96										
5600				1.12	1.27	1.43	1.50	1.52	1.54	1.56	1.58	1.60	1.62	1.64	1.66	1.68	1.70	1.72	1.74	1.76	1.78	1.80	1.82	1.84	1.86	1.88	1.90	1.92	1.94									
5800				1.09	1.24	1.38	1.48	1.50	1.52	1.53	1.55	1.57	1.59	1.61	1.63	1.65	1.67	1.69	1.71	1.73	1.75	1.77	1.79	1.81	1.83	1.84	1.86	1.88	1.90	1.92								
6000				1.06	1.20	1.34	1.46	1.48	1.50	1.52	1.53	1.55	1.57	1.59	1.61	1.63	1.65	1.66	1.68	1.70	1.72	1.74	1.76	1.78	1.79	1.81	1.83	1.84	1.86	1.88	1.90	1.92						
6200				1.04	1.17	1.31	1.44	1.46	1.48	1.50	1.52	1.53	1.55	1.57	1.59	1.61	1.62	1.64	1.66	1.68	1.69	1.71	1.73	1.75	1.77	1.78	1.80	1.82	1.83	1.85	1.87	1.89	1.90					
6400				1.01	1.14	1.27	1.40	1.45	1.47	1.48	1.50	1.52	1.53	1.55	1.57	1.59	1.60	1.62	1.64	1.65	1.67	1.69	1.71	1.72	1.74	1.76	1.77	1.79	1.81	1.82	1.84	1.85	1.87	1.88				
6600					1.12	1.24	1.36	1.43	1.45	1.47	1.49	1.50	1.52	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.62	1.63	1.65	1.67	1.68	1.70	1.71	1.73	1.75	1.76	1.78	1.79	1.80	1.82	1.83	1.84	1.86	1.88			
6800					1.09	1.21	1.33	1.42	1.44	1.46	1.47	1.49	1.50	1.52	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.62	1.63	1.65	1.66	1.68	1.70	1.71	1.73	1.74	1.76	1.77	1.79	1.81	1.82	1.84	1.85	1.86			
7000					1.07	1.19	1.30	1.41	1.43	1.44	1.46	1.47	1.49	1.51	1.52	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.61	1.63	1.64	1.66	1.68	1.69	1.71	1.72	1.74	1.75	1.77	1.78	1.80	1.81	1.83	1.84	1.85		
7200					1.05	1.16	1.27	1.38	1.42	1.43	1.45	1.46	1.48	1.49	1.51	1.52	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.61	1.63	1.64	1.66	1.68	1.69	1.71	1.72	1.74	1.75	1.77	1.78	1.80	1.81	1.83	1.84	1.85	
7400					1.03	1.14	1.25	1.35	1.41	1.42	1.44	1.45	1.47	1.48	1.50	1.51	1.52	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.61	1.63	1.64	1.65	1.67	1.68	1.70	1.71	1.73	1.74	1.75	1.77	1.78	1.80	1.81	1.83	
7600					1.01	1.12	1.22	1.33	1.40	1.41	1.43	1.44	1.46	1.47	1.48	1.50	1.51	1.53	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.64	1.65	1.67	1.68	1.69	1.71	1.72	1.74	1.75	1.76	1.78	1.79	1.80	
7800					0.99	1.10	1.20	1.30	1.39	1.40	1.42	1.43	1.45	1.46	1.47	1.49	1.50	1.51	1.53	1.54	1.55	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.64	1.65	1.66	1.68	1.69	1.71	1.72	1.74	1.75	1.76	1.78	1.79	1.80
8000					0.98	1.08	1.18	1.28	1.38	1.40	1.41	1.42	1.44	1.45	1.46	1.48	1.49	1.50	1.52	1.53	1.54	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.65	1.66	1.68	1.69	1.70	1.72	1.73	1.74	1.76	1.77	1.78
8200						1.06	1.16	1.25	1.35	1.39	1.40	1.41	1.43	1.44	1.45	1.47	1.48	1.49	1.51	1.52	1.53	1.54	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.65	1.66	1.67	1.69	1.70	1.71	1.73	1.74	1.75	1.77
8400						1.04	1.14	1.23	1.32	1.38	1.39	1.41	1.42	1.43	1.44	1.46	1.47	1.48	1.49	1.51	1.52	1.53	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.61	1.62	1.63	1.64	1.66	1.67	1.68	1.70	1.71	1.72	1.74	1.75
8600						1.03	1.12	1.21	1.30	1.37	1.39	1.40	1.41	1.42	1.44	1.45	1.46	1.47	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.61	1.62	1.63	1.64	1.66	1.67	1.68	1.69	1.71	1.72	1.73
8800						1.01	1.10	1.19	1.28	1.37	1.38	1.39	1.40	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.66	1.67	1.68	1.69	1.71	1.72
9000						1.00	1.09	1.17	1.26	1.35	1.37	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.65	1.67	1.68	1.69	1.70
9200						0.99	1.07	1.16	1.24	1.32	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.65	1.66	1.68	1.69
9400						0.97	1.06	1.14	1.22	1.30	1.36	1.37	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.65	1.66	1.67
9600						0.96	1.04	1.12	1.20	1.28	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.65	1.66
9800							1.03	1.11	1.19	1.27	1.34	1.36	1.37	1.38	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.59	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64	1.65
10000							1.02	1.09	1.17	1.25	1.32	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.56	1.57	1.58	1.59	1.60	1.61	1.62	1.63	1.64
10200							1.00	1.08	1.15	1.23	1.31	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.60	1.61	1.62	1.63
10400							0.99	1.07	1.14	1.21	1.29	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.60	1.61	1.62
10600							0.98	1.05	1.13	1.20	1.27	1.34	1.36	1.37	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.60	1.61
10800							0.97	1.04	1.11	1.18	1.25	1.32	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	1.60
11000							0.96	1.03	1.10	1.17	1.24	1.31	1.35	1.36	1.37	1.38	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	1.59	
11200							0.95	1.02	1.09	1.15	1.22	1.29	1.34	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	1.57	1.58	
11400								1.01	1.07	1.14	1.21	1.28	1.34	1.35	1.36	1.37	1.38	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.54	1.55	1.56	1.57	
11600								1.00	1.06	1.13	1.19	1.26	1.33	1.34	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.55	1.56	
11800								0.99	1.05	1.12	1.18	1.25	1.31	1.34	1.35	1.36	1.37	1.38	1.38	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	1.56	
12000								0.98	1.04	1.10	1.17	1.23	1.29	1.34	1.35	1.36	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.51	1.51	1.52	1.53	1.54	1.55	
12200								0.97	1.03	1.09	1.16	1.22	1.28	1.33	1.34	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.44	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	1.54	
12400								0.96	1.02	1.08	1.14	1.20	1.27	1.33	1.34	1.35	1.36	1.36	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.46	1.47	1.48	1.49	1.49	1.50	1.51	1.52	1.53	
12600								0.95	1.01	1.07	1.13	1.19	1.25	1.31	1.34	1.35	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.46	1.47	1.47	1.48	1.49	1.50	1.50	1.51	1.52	1.53	
12800								0.94	1.00	1.06	1.12	1.18	1.24	1.30	1.33	1.34	1.35	1.36	1.37	1.37	1.38	1.39	1.40	1.41	1.41	1.42	1.43	1.44	1.45	1.45	1.46	1.47	1.48	1.49	1.49	1.50	1.51	1.51	1.52
13000									0.99	1.05	1.11	1.17	1.23	1.28	1.33	1.34	1.35	1.35	1.36	1.37	1.38	1.39	1.39	1.40	1.41	1.42	1.43	1.43	1.44	1.45	1.46	1.46	1.47	1.48	1.49	1.50	1.50	1.51

表－４　圧力式の年価とほぼ同等の年価となるための自然流下の管渠単価　（本工事費：千円／ｍ）

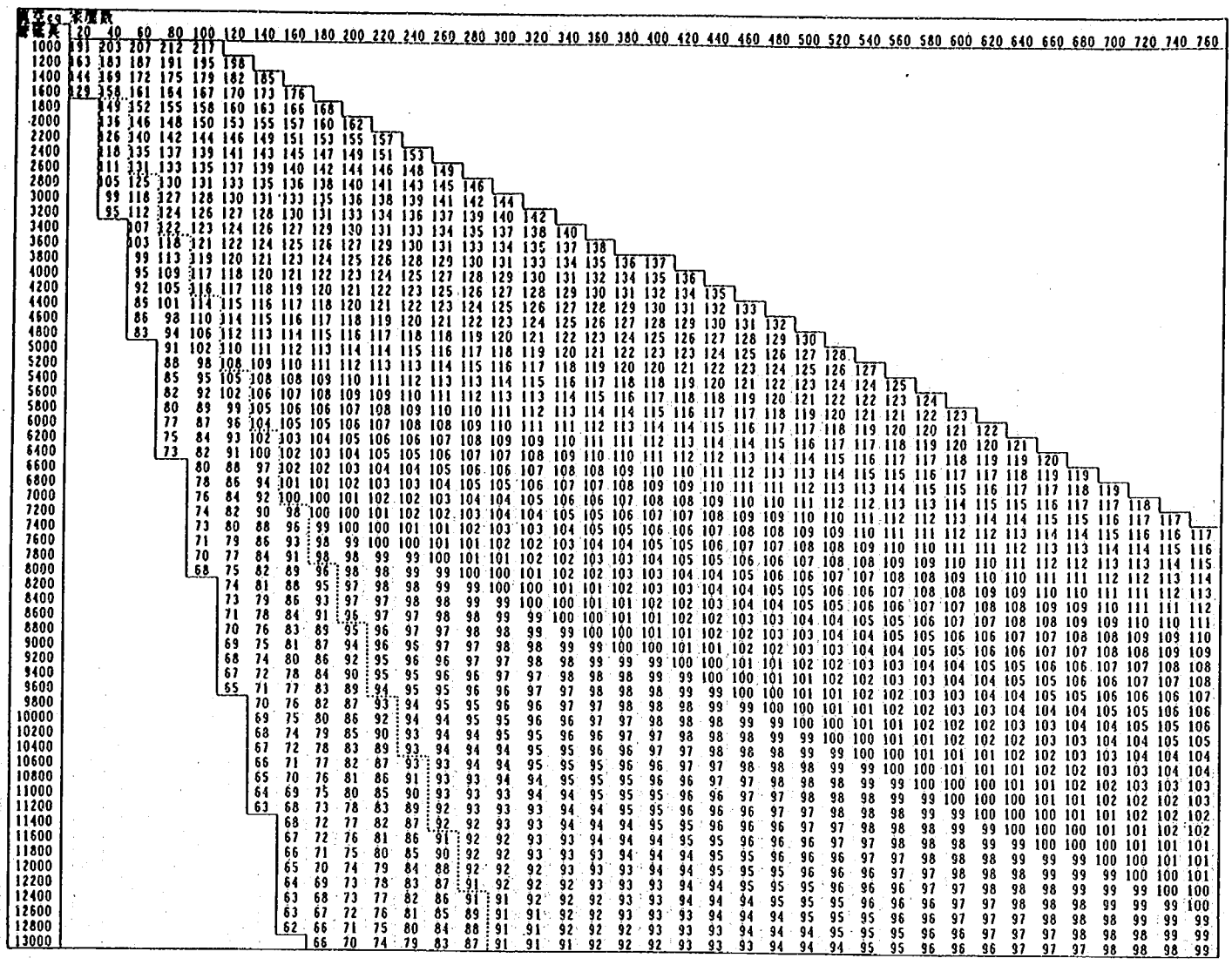


注）　＊印は表－３で圧力式の方が経済的となったケース

日本下水道事業団のアンケート調査によれば枝線管渠の開削工事で土被りが１．５ｍ以下の工事のｍ当たりの直接工事費は最小０．５（万円／ｍ）、最大１５．６（同）で平均値が３．７（同、全調査件数２９８）と報告されており、経費率を７０％とすると平均本工事費は６．３（同）となるので、今回の試算値は地盤の良好な場合の設定であるとはいえ、かなり低めの値となっていることに注意する必要がある。

以上に述べたような条件のもとで各方式について年価計算を行った。まず、自然流下と圧力式の比較を表－３に示す。表－３によれば、管渠長が長くて家屋数の少ない区域で圧力式の方が経済的となる結果となったが、その区域は今回解析対象内ではごくわずかであった。また、自然流下と真空式の比較ではすべての区域において自然流下の方が経済的であるという結果となった。これは、上記の変更要因がいずれも圧力式、真空式の年価を増大させることとなっているためである。さて、圧力式、真空式の建設費は地表勾配や地下水水位には大きく影響されることはないと考えられるため、上記で計算された年価はそれほど大きく変動することはないものと考えられる。一方、自然流下については

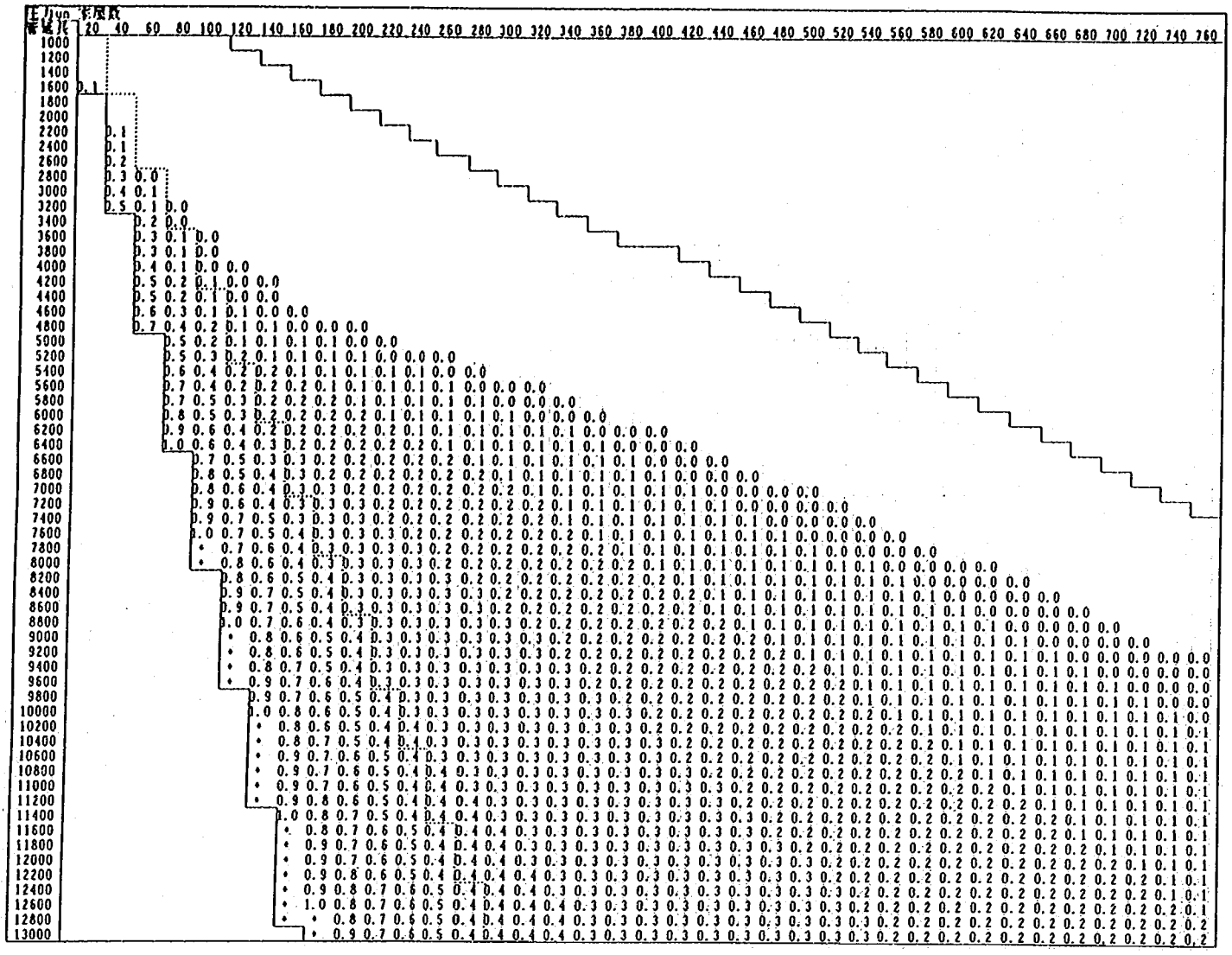
表－５　圧力式の年価とほぼ同等の年価となるための自然流下の管渠単価　（本工事費：千円／ｍ）



その建設費は地表勾配等に大きく影響され、単に家屋数と管延長という指標のみで年価をある程度推測できるというものではない。そこで、上記で求めた圧力式、真空式の年価を入力条件（固定）とし、各ケースで自然流下の下水管渠のｍ当たり単価がどの程度になると圧力式、真空式の年価と同程度の年価となるかを試算した。その結果を表－４、表－５に示す。これらの表によれば、自然流下の管渠の単価が大きい場合、圧力式、真空式とも家屋数が少なくて管延長が長い地区において経済的となるケースが多く出てくるものと予想されるという結果となった。

次に、自然流下式の年価を入力条件（固定）とし、圧力式のＧＰまたは真空式の真空弁ユニットの価格が前回調査の設計値よりどの程度下がれば自然流下式と同程度の経済性となるかについて試算した。ただし、圧力式についてはＧＰのみを対象とし、前回調査での設計値（見積による）は１．５ｋｗのＧＰ（付帯の電気設備等含む）で６４万円である。また、真空式については貯留槽を含む真空弁ユニット全体（付帯の弁等含む）を対象とし、前回調査の設計値（見積による）は１弁式のユニットで９５万円（据付費のぞく）である。表－６、表－７にその結果を示す。結果によれば、地盤条件が

表－６　自然流下の年価とほぼ同等の年価となるためのＧＰ価格
（必要な価格／前回調査使用価格：単位なし：小数第２位四捨五入）



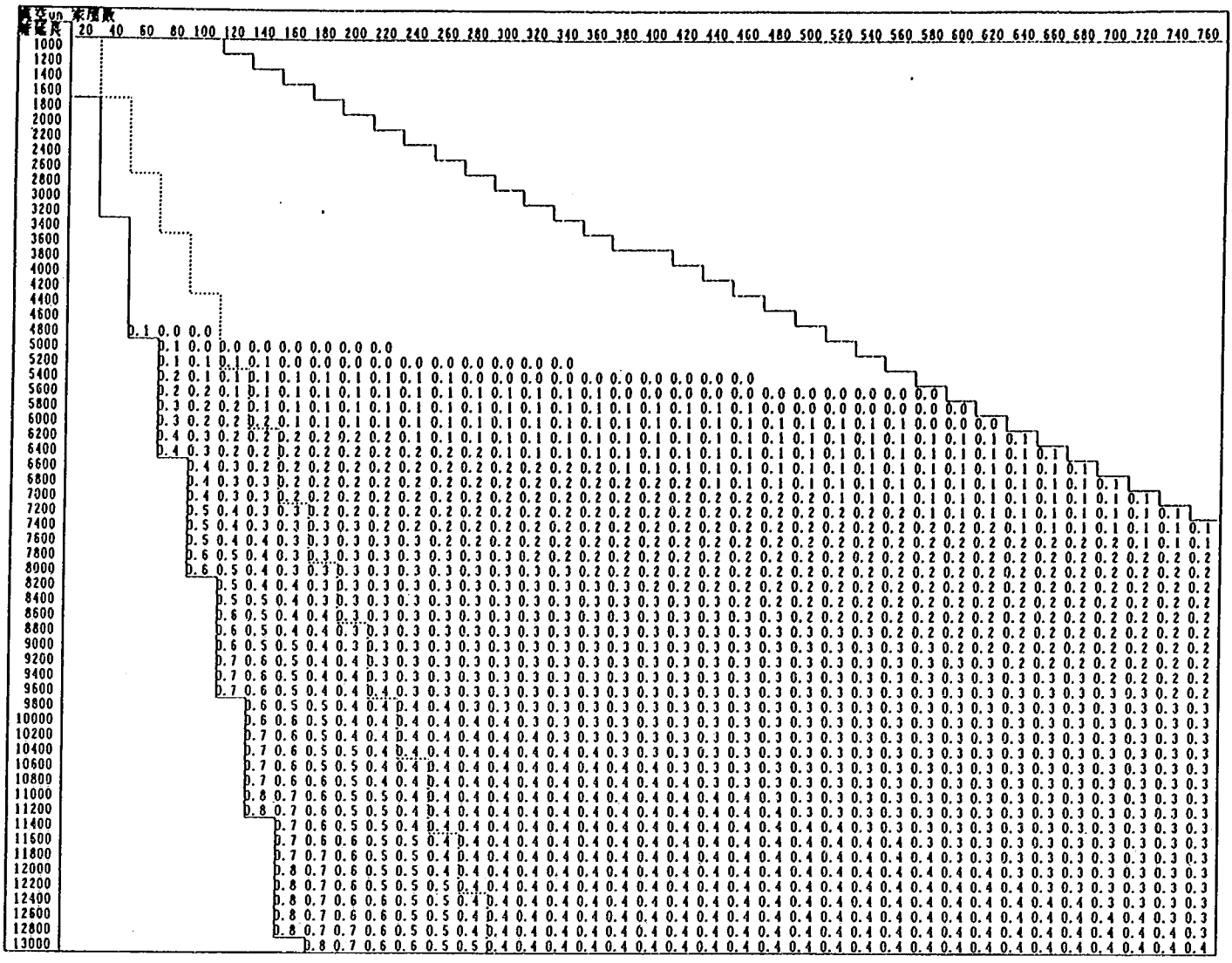
注）　解析対象区域内の空欄はＧＰ価格が０となっても自然流下と同等の年価とならないことを示す。

良く平坦な地域では、圧力式のＧＰまたは真空式の真空弁ユニットが前回調査の価格の半分程度になればある程度の区域において圧力式または真空式が経済的となる可能性のあることがわかる。

２．４　今後の課題

今回の調査によれば圧力式、真空式とも自然流下に比べ地盤の良好な地区においては不経済となるという結果となったが、この理由は先述した要因の変化によるものである。しかしながら、（１）式で表されるユニット当たり接続戸数と平均管渠長の関係は実際に設置されている施設より求めたものであるが、現在のこれらの施設のユニット（ＧＰユニットまたは真空弁ユニット）の設置個数が必ずしも最適なものに近いという保証はない。ユニットが全体工事費に占める割合が小さくはないと考えられること、また、施設を設計する上でユニットの配置とその数は比較的自由に設計することができること等を考えれば、今後についてはユニットの配置と数を最適化する考え方、手法の開発が必要である。

表－７　　自然流下の年価とほぼ同等の年価となるための真空弁ユニット価格
（必要な価格／前回調査使用価格：単位なし：小数第２位四捨五入）



注）　解析対象区域内の空欄は真空弁ユニット価格が０となっても自然流下と同等の年価とならないことを示す。

参考文献

日本下水道事業団　「下水道財政の実態に係る調査報告書」　平成４年３月

建設省土木研究所　「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　P.117～P.124

建設省土木研究所　「平成３年度下水道関係調査研究年次報告書集」　平成４年９月　P.115～P.123

３．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査

下水道研究室　室　長　田中　修司
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．はじめに

下水道の普及と既存施設の経年化に伴い、劣化あるいは腐食等によって補修・更新を必要とする施設が増加している。そのために、劣化状態の適切な診断方法及び補修・更新方法の整備と開発が望まれている。本調査は、下水道施設の劣化・腐食等の原因解明を行い、既存施設の耐用年数の増加を図るとともに、適切な劣化状態の診断方法と補修・更新方法の整備と開発を行なうことを目的とする。

２．平成３年度の調査結果

平成３年度は、経年変化に伴う通常の劣化と比較して劣化速度が大きく、各地で大きな問題となっている硫化水素によるコンクリート構造物の腐食に関連した以下の調査を実施した。

①下水処理施設の硫化水素腐食に関するアンケート調査

②汚泥貯留による硫化水素生成に関する実験調査

３年度の調査結果をまとめると以下のとおりである。

（１）アンケート調査の結果、硫化水素起因と思われる腐食はおおむね3/4に相当する73.5％の処理施設で発生し、最初沈澱池と重力濃縮槽で多く見受けられた。最初沈澱池の気相部における腐食は、分流式、合流式を問わずいずれの排除方式の処理場でも発生し、覆蓋をかけた施設で多く発生する傾向にあった。また、重力濃縮槽の気相部においても覆蓋をかけた施設で多く発生する傾向が見られた。

（２）汚泥貯留実験の結果、硫化水素は余剰汚泥よりも初沈汚泥から多く発生した。

（３）消化汚泥の貯留に伴う硫化水素は、十分な消化が行われていると考えられる加温消化汚泥からはほとんど発生しないが、無加温消化汚泥からは発生し、特に消化が不十分と思われる冬期に高濃度になった。

（４）消石灰と塩化第二鉄で調質された脱水汚泥では硫化水素の発生はなく硫酸塩還元細菌も生息していなかったが、高分子凝集剤で調質された脱水汚泥からは硫化水素の発生が見られた。

３．平成４年度の調査内容

下水処理施設のコンクリート構造物は他の公共土木施設と同様に、中性化、塩害、凍害、疲労、降水等による経年的な劣化を生じるが、下水や汚泥に面する構造物は侵食や腐食を受け、その劣化速度は経年的な劣化に比べて著しいものがある。このとき液面下の腐食よりも液面上の気相部の腐食が多

く見受けられ、特に覆蓋化された処理施設で顕著である。これは、水面下の腐食が化学的反応であるのに対して水面上では微生物が関与する生物反応が介在するためである。すなわち、下水中の硫化物自体の腐食性は小さいが、この硫化物が硫化水素として気相中に放散されると、コンクリート表面に付着した水分に吸着され、いおう酸化細菌によって硫酸にまで酸化される。この硫酸はコンクリート硬化体中の水酸化カルシウムと反応し二水石膏やエトリンガイトを生成して構造物の劣化を引き起こす。

コンクリートの中性化（炭酸化）は表面から内部に向かって進行し、中性化深さは経過時間の平方根に比例するといわれている。この中性化によってコンクリートは、二酸化炭素が反応した重量だけ重く、緻密になっていく。このときごく微細なクラックが生じるが、物理的な劣化が進むことはない。

中性化によって問題が生じるのは、コンクリート自体でなく、コンクリート中の鉄筋が発錆することによる。新鮮なコンクリートのpHは11以上であり、鉄筋の表面に不動体が形成され酸素が存在しても発錆することはない。しかし、中性化によってpHが11より低くなると鉄筋は発生し、錆の進行とともにコンクリートにひびわれを生じさせ、かぶりコンクリートを剥離させる。

表－1　pHの変化といおう酸化細菌の遷移

①新鮮なコンクリートのpH	11～12.5
②中性化（炭酸化）	
$Ca(OH)_2 + CO_2 \rightarrow CaCO_3 + H_2O$	
$CaCO_3$の飽和溶液のpH	10.2
③水分の付着と重炭酸塩の溶出	
$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2HCO_3^-$	
平衡pH	8.4
④中性域で生育するいおう酸化細菌の出現	
イ)化学独立栄養細菌	
T. thioparus　生育pH	4.5～7.8
T. neapolitanus	4.5～8.5
ロ)化学混合栄養細菌	
T. novellus	5.7～9.0
T. intermidius	5.0～7.5
⑤好酸性いおう酸化細菌の出現と優先	
T. thiooxidans	0.5～5.5
⑥二水石膏・エトリンガイトの生成	
$Ca(OH)_2 + H_2SO_4 \rightarrow CaSO_4 \cdot 2H_2O + H_2O$	
$3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 12H_2O + CaSO_4 \cdot 2H_2O + 13H_2O$	
$\rightarrow 3CaO \cdot Al_2O_3 \cdot 3CaSO_4 \cdot 31H_2O$	

また、pHが11以上の新鮮なコンクリート表面では、好酸性のいおう酸化細菌が生育できる環境にはないが、中性化の進行によるpHの低下に伴い、中性域に生息するいおう酸化細菌が先ず出現し、硫酸生成によるpHの低下によって、好酸性のThiobacillus thiooxidansが出現し腐食が急速に進行する。このpH変化といおう酸化細菌の遷移について、ドイツのハンブルグ市の下水管で確認されたThiobacillus[1]とその生息pHをBergy's manual[2]をもとに整理したのが表－1である。

4年度はこのような背景をもとに以下の調査を行った。

（1）生物反応槽気相部の二酸化炭素濃度に関する調査

（2）下水道施設のコンクリート構造物の劣化に関する調査

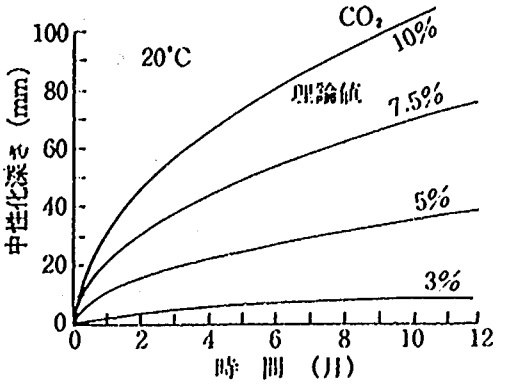
4．平成4年度の調査結果

4．1　生物反応槽気相部の二酸化炭素濃度に関する調査

4．1．1　調査概要

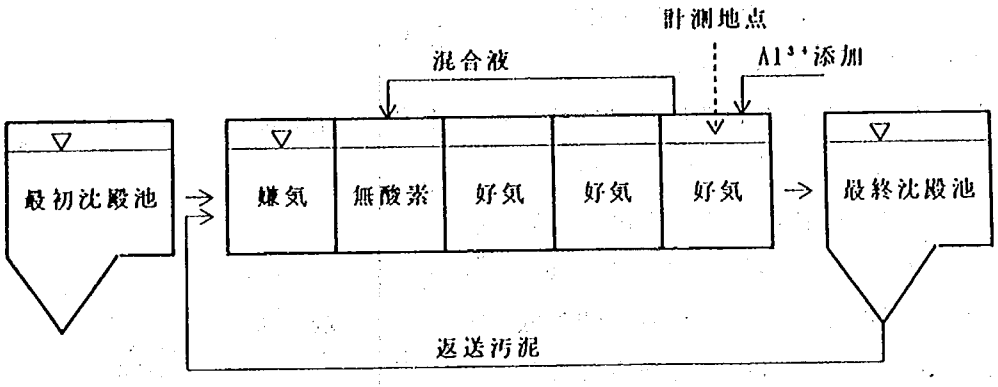
下水の好気性生物処理では、下水中の有機物が酸化分解され二酸化炭素が生成される。活性汚泥法

でエアレーションタンクの上部が大気開放されている場合は問題がないが、覆蓋によって密閉されている場合には二酸化炭素濃度が高くなり、コンクリートの中性化速度を速めることが予想される。　図－１は、二酸化炭素濃度が高くなれば中性化速度が大きくなり、二酸化炭素濃度が3%以上になると急速に中性化が進行することを示している[3)]。このことから本調査では、実際の処理場の生物反応槽内の二酸化炭素濃度がどの程度であるかを連続計測し、流入BOD、曝気風量、pH等の因子との関係について検討を加えた。



図－１　中性化と二酸化炭素濃度[3)]

図－２に示すように、Ｉ県Ｋ処理場の生物反応槽の好気槽末端に、非分散型吸光光度法によるCO_2計測器およびpH・水温計測器を設置し、約9カ月間連続計測を行った。この処理場は、A_2O法に同時凝集法を組み合わせた高度処理を採用している。生物反応槽容量は4,075m³で5槽に分割され、第1槽が嫌気槽、第2槽が無酸素槽、残り3槽が好気槽になっている。この生物反応槽は覆蓋化されているが、換気は行われていない。



図－２　水処理フローと計測地点

４．１．２　調査結果

計測データは、メンテナンスによる休止期間を除き、概ね冬期、春期、夏期の3期間で以下のように分割した。

第Ｉ期：平成4年1月22日～2月10日、2月29日～3月18日

第Ⅱ期：平成4年4月28日～5月30日、6月5日～6月14日

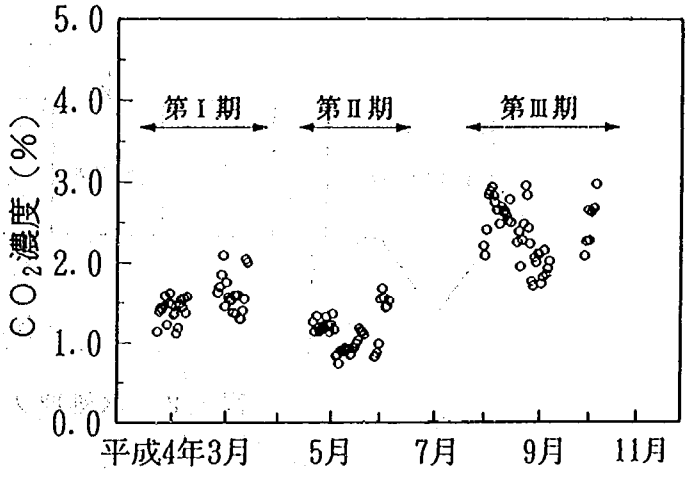
第Ⅲ期：平成4年8月11日～8月28日、9月1日～9月21日、10月13日～10月21日

この各期の計測値、水質値及び運転状況を整理したのが表－２である。この表で、気相部のCO_2、液相部のpHと水温は、12分間隔データの1日平均値を整理したもので、BODとD-BODは月2回程度行っている処理場の計測データで午前9時のスポットサンプルである。処理水量はこのBOD測定日のデータであり、曝気空気量はCO_2測定データのある日の記録値を示している。また、3月4日から5月13日までは、好気槽のDOを5mg/Lに設定していたので空気量がやや多かった。その他の期間はDOが2mg/Lに設定されていた。

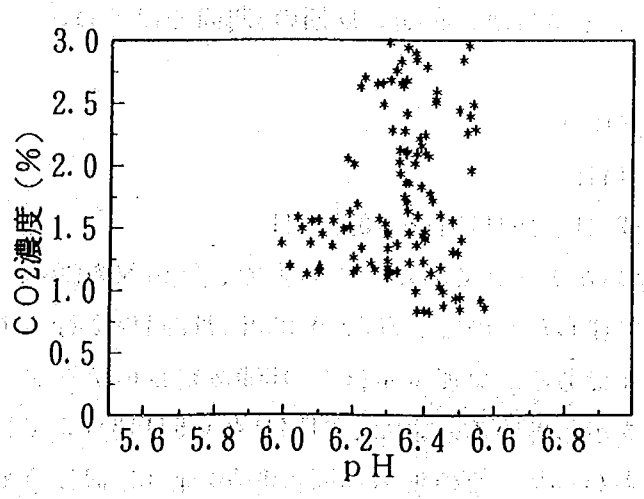
表－２　生物反応槽の運転状況と計測値

			第Ⅰ期	第Ⅱ期	第Ⅲ期
初沈流出水	水量	(m³/日)	7,067 7,010-7,133	6,773 6,175-7,168	6,110 5,433-6,548
	BOD_5	(mg/L)	88.0 78.0-116	73.8 59.0-88.0	88.0 47.0-151
	D-BOD_5	(mg/L)	48.7 38.0-57.0	34.6 24.0-43.0	55.9 27.0-98.0
生物反応槽	水温	(℃)	16.8 14.6-18.1	20.4 18.1-22.5	25.1 22.1-26.4
	pH	(－)	6.3 6.0-6.5	6.4 6.0-6.6	6.4 6.2-6.5
	曝気風量	(m³/時)	1,165 623-2,047	985 781-1,251	781 448-1,069
	空気倍率	(倍)	3.8 2.7-6.3	3.6 3.2-4.0	3.0 2.4-3.6
	CO_2	(%)	1.5 1.1-2.1	1.1 0.7-1.7	2.4 1.7-3.0

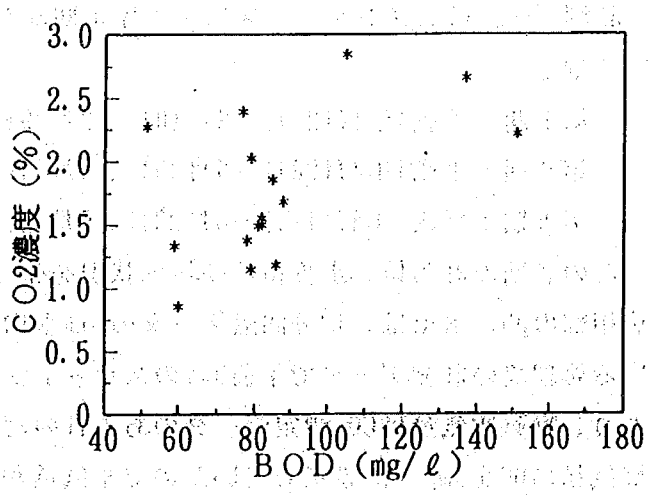
第Ⅰ期から第Ⅲ期までの生物反応槽気相部のCO_2の経時変化を示したのが図－３である。この図でCO_2濃度が、第Ⅰ期から第Ⅱ期にかけて減少し第Ⅲ期にまた上昇している傾向が見られる。気液平衡時の気相中のCO_2濃度は水温とpHに影響され、水温が高くなると水に対する溶解度が低くなるため気相中のCO_2濃度が高くなり、pHが低下すると遊離のCO_2が増加し気中に放散されるCO_2が増加する。しかし、図－４に示すようにpHによる影響が見られず、第Ⅱ期のやや水温の高い時期のCO_2濃度が低いことから、他の因子によ



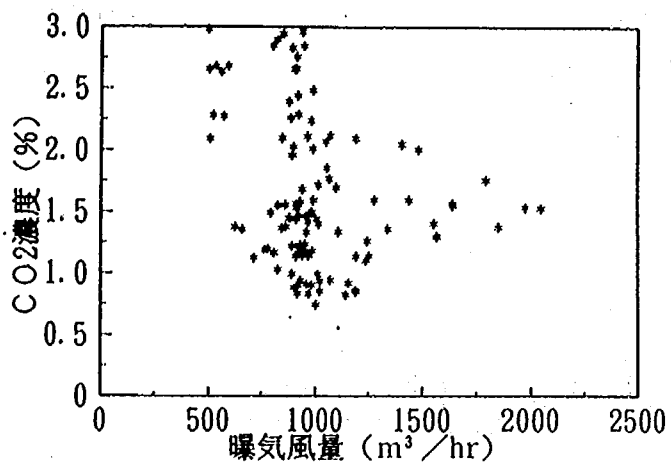
図－３　CO_2濃度の経時変化



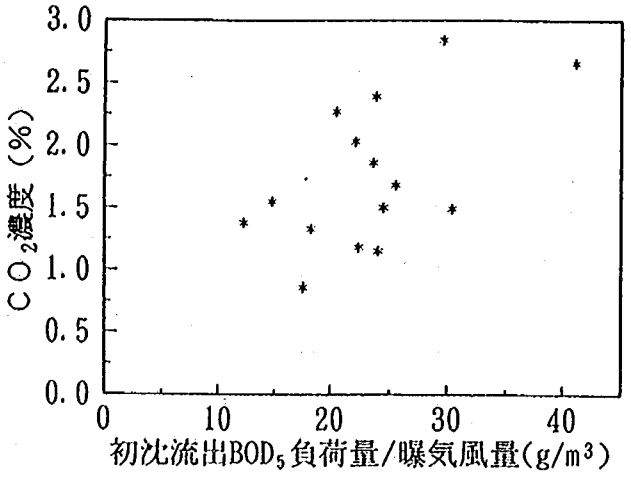
図－４　CO_2濃度とpHの関係



図－５　CO_2濃度と初沈流出BODの関係



図－６　CO_2濃度と曝気風量の関係



図－７　CO_2濃度とBOD負荷量／曝気風量の関係

る影響が大きいと考えられる。

図－５に初沈流出BOD濃度とCO_2濃度の関係を示したが、生物反応槽に流入する有機物濃度が高くなれば微生物の代謝によって生成するCO_2が増加する傾向が見られる。図－６に示すように曝気風量に対しては有意の関係は得られなかったが、流入有機物量とその除去率が一定であれば、曝気風量が少ないほどCO_2濃度が高くなることは当然考えられるので、CO_2濃度が初沈流出D-BOD負荷量に比例し、曝気空気量に反比例するとして図－７のようにプロットすると、BOD濃度のみの関係よりもはっきりとした正の相関が得られた。

４．２　処理施設のコンクリート構造物の劣化に関する調査

４．２．１　調査概要

硫化水素による腐食が生じているＳ県Ｎ流域下水道（昭和58年供用開始）の管路施設と処理施設のコンクリート構造物の劣化調査を実施した。調査箇所は、幹線管渠の伏越上流部にある人孔、処理施設のプリエアタン、初沈、エアタン及び汚泥濃縮槽の気相部にあるコンクリートである。これらの箇所でコンクリートのコア（直径65mm）をサンプリングし、中性化試験（フェノールフタレイン法、示差熱重量分析法）、Ｘ線回折分析及びＥＰＭＡ(Electron Probe Micro-Analysis)分析を行った。

フェノールフタレイン法では、コンクリートの割裂面にフェノールフタレインの1%エタノール溶液を吹き付け、pH8.2～10.0以上のアルカリ側で赤く発色することを利用し、コンクリート表面から発色点までの長さを測定し中性化深さを求めた。示差熱重量分析法では、セメント水和物の温度を上げていくと400～500℃で水酸化カルシウムの脱水、650～900℃で炭酸カルシウムの脱炭酸が起こることを利用して、コンクリート試験体の表面から1cm毎のサンプルを用い、熱の出入りに応じた重量の変化から水酸化カルシウム及び炭酸カルシウムの量を求め、その変化から中性化の進行度を判断した。

Ｘ線回折分析では、銅をターゲットとしてＸ線を発生させ、コンクリート試験体の表面から1cm毎のサンプルに照射し、Ｘ線回折スペクトルよりコンクリート劣化の生成物となる二水石膏、エトリンガイト等を同定した。

ＥＰＭＡ分析では、コンクリートコアサンプルを切断、研磨してＥＰＭＡ装置に入れ電子線照射によって生じる元素に特有なＸ線を計数し、コンクリート内部への硫黄の浸入の割合、コンクリート中のカルシウムの溶脱を計測した。

４．２．２　調査結果

調査箇所の気相中の硫化水素濃度は表－３に示すとおりであった。

表－３　硫化水素濃度

	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
硫化水素(ppm)	0.5～3	0～8	5～7	0～1	3～150

コンクリート表面の目視観察の結果では、表－４に示すように、エアタンではコンクリート本来の灰色であるのに対し、その他のコンクリート表面は二水石膏によるものと思われる白色を呈していた。また、人孔と濃縮槽については、表面がもろく、骨材が露出している状態であった。

表－４　目視観察結果

	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
硬　さ	－－－	－	－－	＋	－－－
色	白	白	白	灰	白

凡例：硬い＋＋＋，＋＋，＋，－，－－，－－－軟らかい

フェノールフタレイン法による中性化試験の結果では、表－５に示すように、エアタンと濃縮槽で中性化が進んでいると判断される。ただし、人孔と濃縮槽では表面が欠落しているのでこの表の値以上と考えられる。

表－５　フェノールフタレイン法による中性化深さ

	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
中性化深さ(mm)	5～8	3～6	6～8	8～18	7～18

示差熱重量分析の結果では、表－６に示すように、炭酸カルシウムの量が濃縮槽以外の箇所で非常に多くなっている。これは、コンクリートの中性化（炭酸化）によって生じた炭酸カルシウムではなく、骨材に炭酸塩岩が使用されているためと考えられる。また、人孔以外の箇所で表面に行くにしたがい水酸化カルシウム量が少なくなっていいて中性化の進行程度が把握でき、特にエアタンでは30mmの深さまで$Ca(OH)_2$が殆どなく中性化が相当進んでいることがわかる。さらに、人孔、初沈、濃縮槽では表面の炭酸カルシウム量が少なくなっているが、これは腐食によってカルシウムが溶脱しているためと思われる。

表－6　示差熱重量分析結果

(wt%)

測定深さ(mm)	成分	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
0～10	$Ca(OH)_2$	2.0	1.1	0	0	0.4
	$CaCO_3$	2.6	11.9	5.2	37.2	1.2
10～20	$Ca(OH)_2$	1.6	3.1	3.7	0	2.3
	$CaCO_3$	8.0	19.5	12.2	35.1	3.3
20～30	$Ca(OH)_2$	1.7	4.2	4.0	0.3	3.8
	$CaCO_3$	10.2	11.2	8.4	16.3	4.2
30～40	$Ca(OH)_2$	1.7	3.1	4.0	3.8	3.9
	$CaCO_3$	9.4	15.7	9.5	14.5	4.1

X線回折分析結果では、表－7に示すように、濃縮槽以外の箇所で深部にまでカルサイトが検出され、石灰岩系の骨材を使用していることが確認された。また、濃縮槽以外では二水石膏とエトリンガイトが相当の深さまで検出されているが、セメント水和時に生成された初生のものであるか腐食時に生成された二次的なものかは不明である。濃縮槽では、表層に二水石膏とエトリンガイトが検出され、深部ではこれらに代わってモノサルフェートが検出されているが、腐食との関連は不明である。

表－7　X線回折分析結果

測定深さ(mm)	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
0～10	Q F C G E	Q F C G E	Q F C G	Q F C G	Q C G E
10～20	Q F C G E	Q C G E	Q F C G E	Q F C	Q F E M
20～30	Q F C G E	Q C G E	Q F C G E	Q F C E	Q M
30～40	Q F C G E	Q F C G E	Q F C G E	Q F C G E	Q F C M

Q:α-石英、F:長石類、C:カルサイト、G:二水石膏、E:エトリンガイト、M:モノサルフェート

含有率：多い＋＋＋、＋＋、＋少ない

ＥＰＭＡ分析結果では、表－８に示すように、各箇所とも硫黄の浸入とカルシウムの溶脱が見られ、特にエアタンと濃縮槽で深部まで確認された。

表－８　ＥＰＭＡ分析結果

	人　孔	ﾌﾟﾘｴｱﾀﾝ	初　沈	エアタン	濃縮槽
硫黄浸入深さ(mm)	10～12	2～12	8～15	18～20	14～16
Ｃａ溶脱深さ(mm)	3～8	2～4	3～5	5～10	10～12

５．おわりに

４年度の調査結果をまとめると以下のとおりである。

（１）上部を覆蓋化された生物反応槽では気相中の二酸化炭素濃度が高くなり、９カ月間の連続計測を行った結果、体積濃度で0.7～3.0%の範囲にあった。また、この二酸化炭素濃度は生物反応槽に流入する有機物(BOD)負荷に比例し、曝気風量に反比例する傾向が見られた。

（２）硫化水素腐食が生じている下水道施設でコンクリートの劣化調査を行った結果、環境中の硫化水素濃度に応じて劣化の生じていることが把握できたが、硫化水素濃度の低いエアレーションタンクでも中性化が相当進行しコンクリート中への硫黄の浸入とカルシウムの溶脱が深部まで検出され、高濃度の二酸化炭素による影響が示唆された。

＜参考文献＞

1)Sand, W & Bock, E:Concrete corrosion in the Hamburg sewer system, Environmental Technology Letters, Vol.5, pp517-528 (1984)

2)Bergy's Manual of Systematic Bacteriology, Vol.3, Williams & Wilkins, 1989

3)福島敏夫：コンクリートの中性化の経時進行に関する基礎的考察、日本建築学会大会、1983

４．新しい役割に対応した計画手法に関する調査

下水道研究室　室長　田中　修司
主任研究員　笹部　薫
主任研究員　塩路　勝久

１．はじめに

下水道事業の基本的な役割は下水の排除と処理である。これに加え、近年、下水道の持つ様々な資源を積極的に利用し都市の発展や住民の利便等に寄与しようとするいわゆる下水道資源の多目的利用が試みられている。このうち下水道の施設を用いた多目的利用としては処理場・ポンプ場の上部空間利用や管渠空間の利用があり下水道からの発生物を用いた多目的利用としては処理水、汚泥、下水の熱の利用等があげられる。下水道資源の多目的利用は資源の効率的な活用という面等から今後も積極的に推進されるべきものではあるが、下水道事業を進めていく上でこのような多目的利用がどのような意義や効果または問題点を持っているのか明確にされていないのが現状である。

このような背景を踏まえ、本調査は下水道資源の多目的利用の効果や必要性を評価するとともに問題点の整理を行い、その望ましい方向性を明らかにすることを目途として実施するものである。

平成４年度は上記多目的利用のうち下水処理場の上部空間利用を取り上げて調査を実施した。また合わせて適切な全県域下水道構想を実施するための整備手法に関する検討を実施した。

２．処理場の上部空間の利用効果に関する調査

２．１調査方法

調査は以下の方法により実施された。

（１）現状調査

「下水道統計平成元年度版」のデータを基に、全国ベースでの処理場の上部空間利用の現状について、利用面積、利用率、都市人口密度による傾向等の概略把握を行った。従って、２．２．１と２．２．５で報告される諸数値は平成元年度の値である。また、上部空間利用を実施している全国の処理場（流域下水道の処理場を除く）から２４処理場を抽出し、より詳細なケーススタディを実施した。

（２）有識者へのアンケート調査

日本下水道協会特別会員（平成３年度）８１６名を対象として、処理場上部空間利用に関するアンケート調査を実施した。回答数は４８５件で回収率は５９％であった。アンケート内容は、下水処理場の上部空間の公的利用（以下、公的利用）に関するもの、収益事業利用（以下、収益事業）に関するもの及びそれらの意義・効果等に関するものである。なお、ここでいう収益事業とは賃貸ビルやショッピングセンター等、民間事業者に上部空間を利用させ、土地提供者として下水道事業者も利益を得る形態のものをいう。

（３）処理場周辺住民へのアンケート調査

上部空間が公園として積極的に利用され、周辺に住宅が密集している処理場を１箇所選定し、この処理場を中心に半径１ｋｍ以内に位置する２５、６７５世帯から居住人数２人以上の世帯を２、０００世帯ランダムに抽出し、アンケート調査を実施した。回答数は７

０９件で回収率は３５．５％であった。アンケート内容は、上部施設の利用度、下水道事業へのイメージアップ度、上部利用に対するニーズ及び満足度、下水処理場に対する受容性の変化等である。

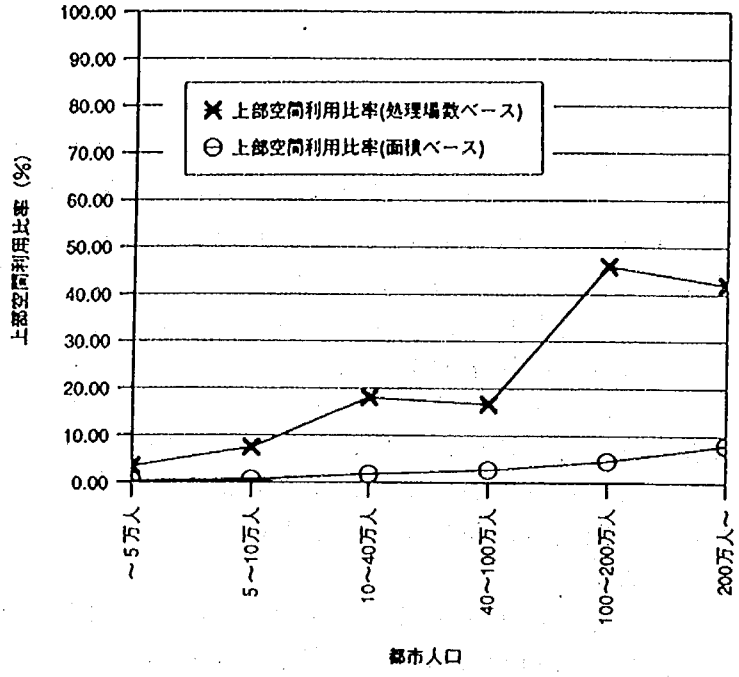
（４）不動産業者等へのヒアリング調査

都市部での収益事業への上部空間利用に対する大手デベロッパーの意識及び下水処理場の立地や上部空間利用の有無による周辺不動産事情への影響を明らかにすることを目的として大手デベロッパーの業界団体及び大都市にあり上部空間利用が行われている３処理場の周辺の不動産業者（計４業者）を対象としたヒアリング調査を実施した。ヒアリング内容は収益事業に対する興味、進出意欲、利用上の課題、下水処理場の立地や上部空間利用が周辺の不動産価格に及ぼす影響等である。

２．２調査結果と考察

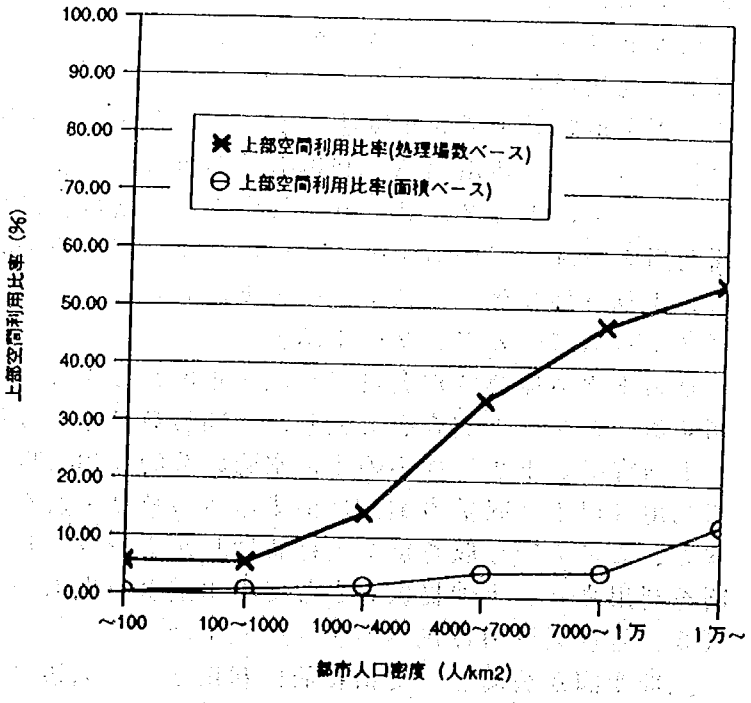
２．２．１　上部空間利用の現状

平成元年度末現在、全国788処理場のうち105処理場で上部利用が行われ利用比率は13.3%である。都市内にある施設として上部空間利用を見るために流域下水道を除くと、全国675処理場のうち97処理場(14.4%)で上部利用が行われ、総敷地面積3,503haのうち95ha(2.7%)が利用されている。都市人口規模に係わらず上部利用が実施されているが、処理場数及び利用面積の比率でみると図－１に示すように、人口規模の増加に伴って利用比率が増加していく傾向が見られ、人口百万人以上の都市では40%以上の処理場で上部利用が行われている。図－２は処理場の上部利用比率を都市人口密度別に表したものであるが、上部利用を実施している処理場数の比率は都市人口密度が1000人/km²を越える辺りから増加する傾向が見られ、



図－１　下水処理場の上部空間利用比率（都市人口別）

注）　流域下水道は含まない



図－２　下水処理場の上部空間利用比率（都市人口密度別）

注）　流域下水道は含まない

人口密度１万人以上の都市では50%を越えている。また、上部利用面積比率においても都市人口密度の増加に伴って漸増の傾向が見られ、人口密度が１万人以上の都市の処理場ではその比率は10%を越えている。

次に、２４処理場のケーススタディによれば、全敷地面積に占める上部空間利用面積の比率の平均値は23%であった。また、敷地のうち沈殿池及びエアレーションタンク設置面積を利用可能面積とすれば、全敷地面積に占める利用可能面積の比率の平均値は36%であり、利用可能面積に占める上部空間利用面積の比率の平均値は61%であった。

２．２．２　上部空間利用の認識度

日本下水道協会特別会員へのアンケート調査（以下、会員調査）によれば、98%の人が上部利用が行われていることを知っており、公的利用については95%、収益事業については74%の人が関心があるという回答であった。処理場周辺住民へのアンケート調査（以下、住民調査）によれば、74%の人が（一般的知識として）全国各地で下水処理場の上部空間利用が実施されていることを知っており、この傾向は世代や性別に関係なく認められた。また、90%の人が調査対象とした公園の下部が下水処理場であることを知っていた。以上の結果より、上部利用に対する認識度はかなり高いといえる。

２．２．３　上部空間利用のニーズ

（１）　公的利用

①　必要性

会員調査によれば、公的利用の必要性については「全国的に必要」27%、「大都市圏、地方中核都市で必要」37%、「大都市圏で必要」10%、「地域に係わらず必要なところがある」24%と、何らかの形で必要と答えた人は98%に達した。住民調査によれば「必要」69%、「どちらかといえば必要」17%と、86%の人が何らかの形で必要と答えている。また、「必要」と答えた人の割合は下水処理場から住居までの距離（以下、居住範囲）が徒歩で１０分以内が73%、１５分以上が66%と、居住範囲による大きな違いはなかった。

②　ニーズの高い利用法

会員調査によれば、ニーズの高い公的利用法は「緑地・公園」81%、「野球場、体育館等のスポーツ施設」77%、「公営駐車場」43%、「公民館等のコミュニティ施設」41%、「下水道啓蒙施設」38%、「災害時の避難場所」36%等（複数回答、以下、複））であった。住民調査によれば「緑地・公園」74%、「野球場、体育館等のスポーツ施設」50%、「図書館・博物館等の教育・文化施設」25%、「公営駐車場」21%等（複）であった。

（２）　収益事業

①　必要性

会員調査によれば、収益事業の必要性については「全国的に必要」13%、「大都市圏、地方中核都市で必要」28%、「大都市圏で必要」13%、「地域に係わらず必要なところがある」22%と、何らかの形で必要と答えた人は76%であり、これは公的利用の場合よりも低かった。但し「大都市圏で必要」と答えた人は公的利用の場合より多かった。

大手デベロッパーの業界団体に対するヒアリングによれば、現在大手デベロッパーは景気低迷の中、新規事業への事業展開を差し控えており、特に今回のような合築の場合、合築をめぐる権利関係の複雑さのために民間事業者側としてはあまり積極的に進出する意向はない模様であった。従って、民間事業者側の収益事業に対するニーズはそれ程高くないのが現状であり、行政側が条件面等でよほど歩み寄らない限り収益事業の中で民活を導入することは難しいものと思われる。

②　ニーズの高い利用法

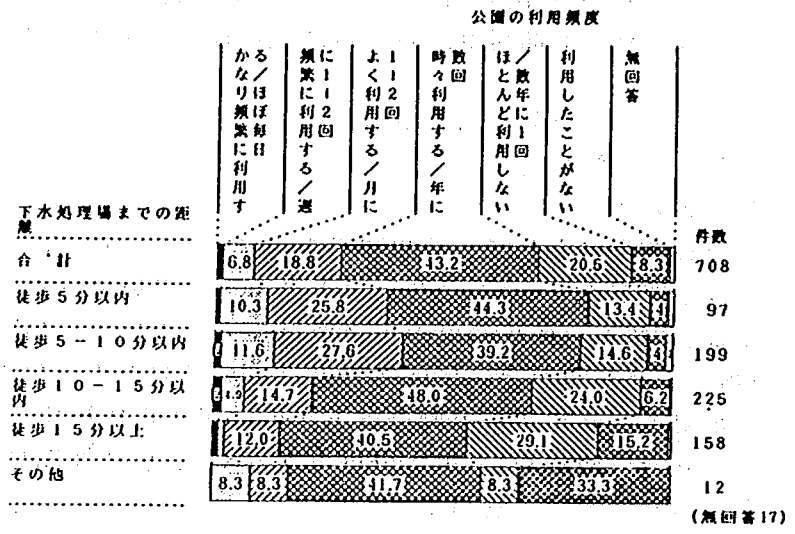
会員調査によれば、ニーズの高い収益事業は「有料駐車場（民間）」74%、「スポーツ施設（民間）」69%が飛び抜けて高く、以下「動物園、水族館等の民営の遊園施設」33%、「トラックターミナル・物流センター」29%、「自動車教習所」28%等（複）であった。住民調査によれば「公営駐車場」21%、「公営住宅」14%と、どちらかといえば公的な形の収益事業に対するニーズは高かったが、「ショッピングセンター」8%、「映画館、劇場等の遊技施設」8%等（複）、民活を導入するような非公的な収益事業へのニーズは高くなかった。

2．2．4　上部空間利用の効果

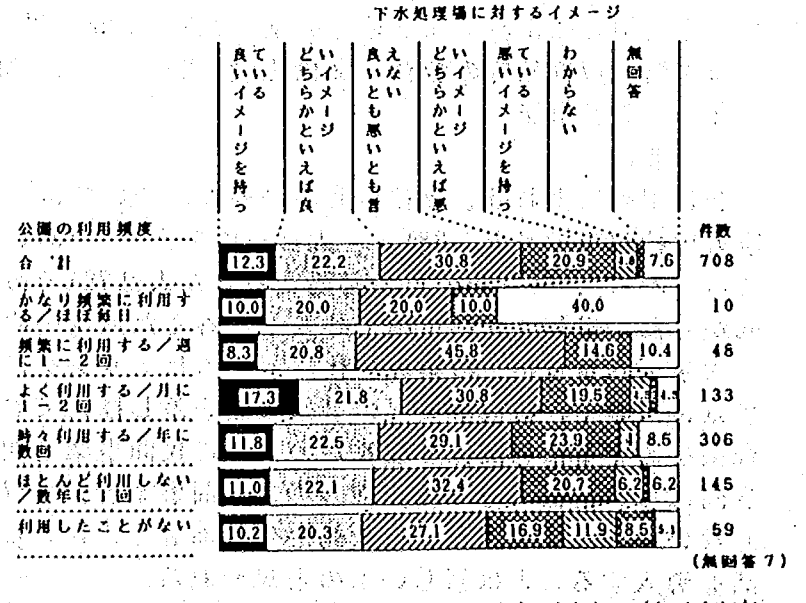
（1）　公的利用

会員調査によれば、上部空間利用の効果としては「土地・空間の有効利用」72%、「下水道事業のＰＲ・イメージアップ」71%、「周辺地域のアメニティ向上」47%、「下水道施設の立地促進」26%等（複）が効果としてあげられた。また、上部空間利用が下水道事業や下水道施設のイメージ向上に寄与していると思うかと聞いたところ、「大いに寄与している」58%、「どちらかと言えば寄与している」34%と、92%の人がその効果を認めている。さらに、回答者の居住地の周辺に新たに下水処理場が建設される場合を想定した質問に対しては「上部利用が行われなくても処理場立地に賛成」27%、「上部利用が行われるならば処理場立地に賛成」46%、「どちらとも言えない」14%等であった。

住民調査によれば、公園を利用する頻度として「ほぼ毎日」1%、「週に１、２回」6.8%、「月に１、２回」19%、「年に数回」43%、「数年に１回」21%等であった。これを居住範囲で見たものが図－３であり、居住範囲が１０分以上となると利用頻度が落ちていた。また、処理場に対するイメージでは「良い」、「どちらかといえば良い」が35%、「良いとも悪いともいえない」31%、「悪い」、「どちらかといえば悪い」26%と、意見はほぼ３つに分かれていた。利用頻度と処理場に対するイメージの関係を見たのが図－４である。「良いイメージ」又は「どちらかといえば良いイメージ」と答えた人の割合は利用頻度との相関はあまりないという結果となっている。しかしながら、「どちらかといえば悪

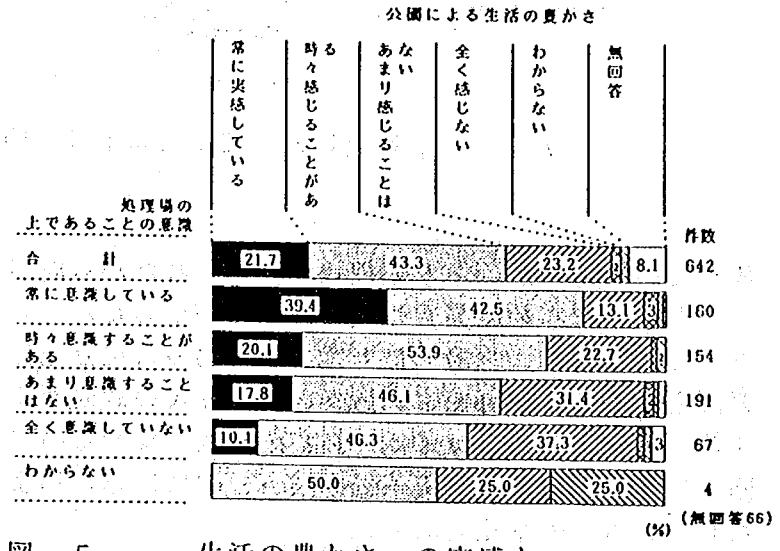


図－３　　公園の利用頻度と処理場までの距離



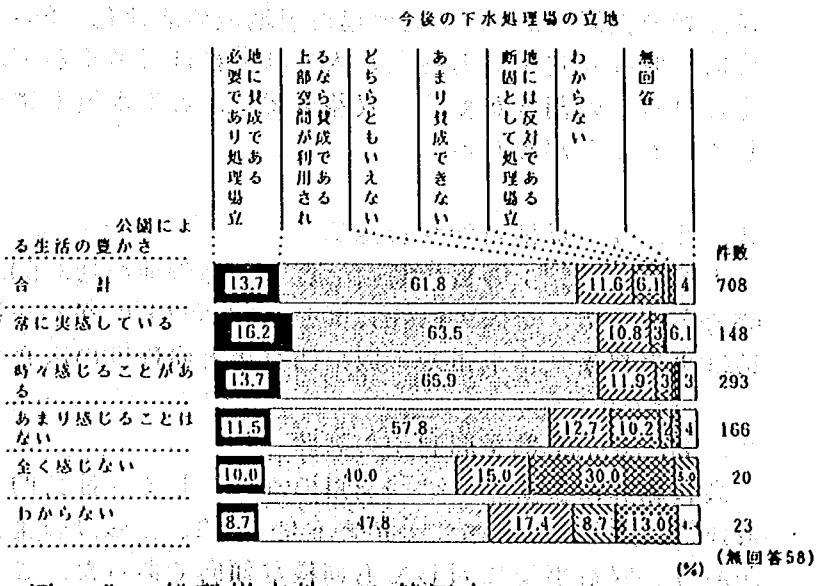
図－４　　処理場に対するイメージと公園の利用頻度

いイメージ」及び「悪いイメージ」と答えた人の割合は利用頻度ごとに「ほぼ毎日」10%、「週に1、2回」15%、「月に1、2回」24%、「年に数回」28%、「数年に1回」27%、「利用したことがない」29%と利用頻度が下がるにつれ上昇している。処理場に対するイメージが悪いから利用頻度が少ないのか、公園を頻繁に利用したために処理場に対するイメージが「少なくとも悪くはない」に改善されたのかはこの調査からは明らかではないが、以下に述べるように90%の人が上部利用の効果を認めていることと考え合わせると上部利用が処理場に対するイメージ改善に寄与しているものと考えられる。次に、公園下部が処理場であることを「意識している」人は49%で「意識していない」人40%よりやや多かったが、図－5に示すように処理場の上であることを意識している人の方が、上部利用による生活の豊かさを感じているという傾向が見られた。また、上部空間利用が下水道事業や下水道施設のイメージ向上に寄与していると思うかと聞いたところ、「大いに寄与している」61%、「どちらかと言えば寄与している」29%と、90%の人がその効果を認めており、その割合も会員調査とほぼ同等であった。さらに、回答者の居住地の周辺に新たに下水処理場が建設される場合を想定した質問に対しては「上部利用が行われなくても処理場立地に賛成」14%、「上部利用が行われるならば処理場立地に賛成」62%、「どちらとも言えない」12%等であり、会員調査に比べて上部利用の条件付き賛成の割合が多かった。また、公園による生活の豊かさとの関係を示したものが図－6である。公園による生活の豊かさを常日頃感じている人の方が処理場立地に寛容であり、これらのことからも上部利用が処理場に対する意識に効果を及ぼしていることが推察できる。但し、悪臭や地域イメージの低下等を理由として断固処理場立地に反対と訴える人も6%あり、上部空間利用が必ずしも決定的なものであるとは言えない。

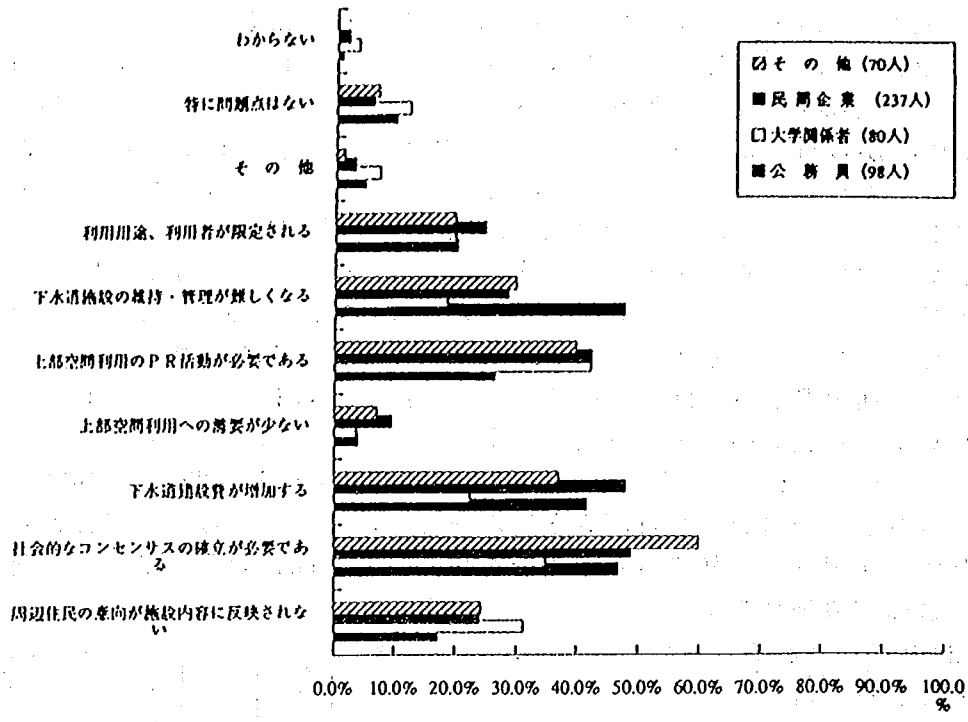


図－5　生活の豊かさへの実感と処理場の上部利用であることの意識の関係

処理場周辺不動産業者に対するヒアリング調査によれば、平均的な意見として、ある地区の不動産価値にもっとも影響を与えるのはその地区の交通利便性（駅までの所要時間）であり、これに比べれば処理場の存在の影響ははるかに小さいとのことであった。今回ヒアリング調査をおこなった地区の処理場はいずれも上部利用を実施しており、特に比較的新しく立地した処理場の場合、処理場立地に伴い上部空間を積極的に住民に解



図－6　処理場立地への賛否と生活の豊かさへの実感の関係



図－７　　下水処理場の上部空間利用（公的利用）の課題〔職業別〕

放しているためか、下水処理場が立地されたから周辺地域の不動産価値が大きく下落した、あるいは不動産売買上大きな支障が生じたといった状況はほとんど無いとのことであった。従って、一般的に考えて処理場の新規立地は周辺不動産価格に対してマイナス要因となることが懸念されるが、地域住民の意向を十分取り込み上部空間を有効に利用することによりこのマイナス分程度は取り戻せるのではないかと考えられる。但し、今回ヒアリング対象とした不動産業者の中には処理場よりの臭気が不動産売買上支障をきたしているとの意見もあった。

（２）　収益事業

会員調査によれば、収益事業の効果としては「土地・空間の有効利用」63%、「副収入増加による財政安定化」42%、「下水道事業のＰＲ・イメージアップ」34%、「用地費、建設費の低減」32%、「処理場周辺地域の活性化」25%等（複）が効果としてあげられた。特に「財政安定化」と答えた人では公務員（多くが下水道事業に携わっているものと考えられる）の割合が多く、収益事業による下水道事業への直接的な効果（収入）を期待していることがわかる。

２．２．５　提供可能な資源量

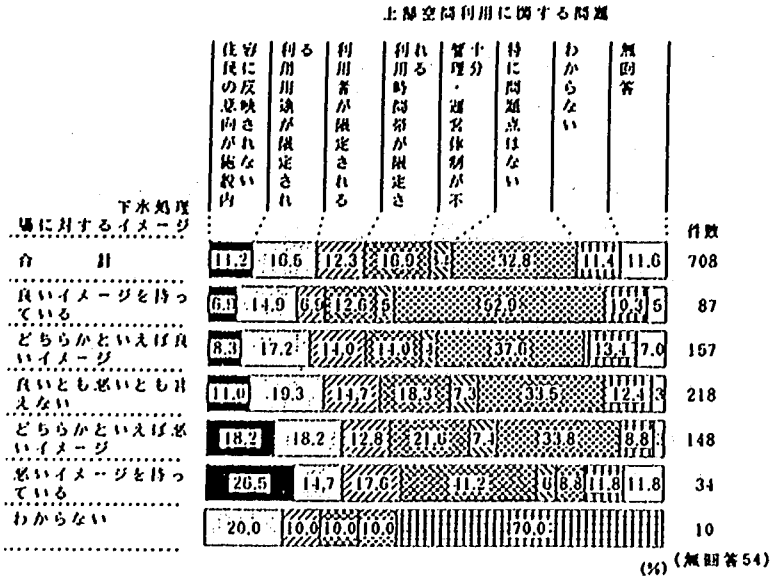
上記２．２．１の数値を用いれば、総敷地面積3,503haのうち利用可能面積の割合は36%であるので、全国では約1,200ha（3,503×0.36）が推定利用可能面積となる。この面積は東京都東久留米市や大阪府門真市と同程度の広さである。

２．２．６　上部空間利用の課題

会員調査によると、公的利用の課題として「社会的コンセンサスの確立」48%、「下水道建設費の増加」41%、「ＰＲ不足」39%、「施設の維持管理が難しくなる」31%等（複）があり、収益事業に対しても同様な傾向であった。これを職業別にみたものが図－７であるが、公務員において維持管理への影響をあげる割合が高く、またＰＲ活動の必要性

をあげる割合が低く、他の職業と比較して意識の違いが見られた。なお、収益事業に関しては、収益性を重視した施設は必ずしも周辺住民のメリットになるとは言えないとの意見の記入もあった。

住民調査によれば、何らかの問題意識を持つ人が62%、特に問題無しとした人が33%であった。これと下水処理場に対するイメージとの関係を図－8に示す。これによれば、上部利用上の問題が多いと感じる人は下水処理場に対するイメージも悪い人が多いことがうかがえる。



図－8　利用上の問題点と処理場に対するイメージの関係

2．3　まとめ

今回の調査の結果の概要は以下の通りである。

① 何らかの形で上部空間の公的利用が必要であると答えた人は会員調査で98%、住民調査で86%であり、その必要性は高かった。

② 上部空間の公的利用が下水道事業のイメージ向上に寄与しているとした人は会員調査、住民調査とも約90%であり、上部利用の効果が認められた。

③ 住民調査によれば、公園が処理場の上であることを意識している人の方が、上部利用による生活の豊かさを意識している傾向が見られた（図－5）。また、公園による生活の豊かさを常日頃感じている人の方が処理場立地に寛容であった（図－6）。

④ 収益事業に関する会員調査によれば、その効果として「土地、空間の有効利用」に加え、「副収入による財政安定化」に対する期待が大きかったが、一方、民間業者に対するヒアリングによれば、民間業者としては合築をめぐる利権関係の複雑さ等のため、それ程積極的に進出する意向は無い模様であった。

また、上部空間利用の課題としては「社会的コンセンサスの確立」や「下水道建設費の増加」があげられたが、これに加え、住民の自由意見で、水をきれいにする意義は認めるが処理場で何をしているのか知りたいという意見も多く、上部空間利用と併せて処理場の中が自由に見学できるような施設の配慮も必要であろう。このことは、2．2．6で示したように公務員のＰＲに対する認識度が相対的に低いことと合わせて、行政側の課題と考えられる。

最後に、調査にご協力いただいた下水道協会特別会員、地方公共団体、住民の皆様に感謝する次第である。

3．全県域下水道化構想策定指針（仮称）案作成

下水道は今やナショナルミニマムの施設であり、基本的にすべての市町村においてその整備が求められているが、市街地、農山漁村等を含めた効率的な下水道整備を推進するためには、各市町村について、広域的な観点からの下水道整備区域の設定および適切な整備手法の選定を行うことが必要不可欠である。このため都道府県がその全域を対象として、事業所管部局にとらわれず、処理施設の整備区域、整備手法、整備スケジュール等からなる総合的な構想（全県域下水道化構想（仮称））の策定指針をまとめた。

この構想では、建設省所管の公共下水道、特定環境保全公共下水道事業等だけでなく、

農水省所管の農業集落排水事業等、厚生省所管の合併処理浄化槽設置整備事業、コミニティ・プラント（地域し尿）事業もすべて含めて検討を行うことになっている。すでに全国の都道府県で策定が進められた下水道整備構想エリアマップでは集合処理する水処理の区域設定および事業手法の選択が行われていることとなっているが、これだけで地域の下水道等の計画が完結するものではない。全県域下水道化構想（仮称）では、水処理において発生する汚泥の処理、管理、さらには汚泥処理施設を含めた維持管理の内容や体制の検討も必要である。汚泥処理や維持管理の問題は個々の市町村で合理的、経済的に解決しがたい問題も含まれており、広域的な解決をはかる方向についても検討を進めることとしている。

本構想を策定することにより次のような効果が期待されている。

①下水道等の整備を計画的かつ効率的に実施できる。
②新たに下水道等の事業を実施しようとする場合の指針となる。
③下水道等に関する長期目標としての必要整備量が把握できる
④下水道等の事業の実施の際に事業間の調整が容易にできる。

参考文献

日本下水道協会　「下水道統計平成元年度版」　平成３年３月
公共投資ジャーナル社　「下水処理場ガイド」　平成３年
第一法規　「全国市町村要覧」　平成４年
日本下水道協会　「下水道整備構想エリアマップ作成マニュアル」　昭和６１年１０月

５．し尿等受け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　　髙橋正宏
主任研究員　　鈴木　稜

１．はじめに

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、近年、下水道の供用が開始されるにつれ、し尿等を下水処理場で処理し、経費の削減を図りたいという要望が強くなってきている。しかし、し尿の下水処理場への受け入れに関しては、下水処理場を適正に運転する観点から、慎重な対応が必要である。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では、下水処理区域内のし尿については、下水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に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いることから、最近のし尿等の性状を把握する。

これらの基礎的情報を整理した後、下水処理へのし尿投入の影響を実験的に検討し、し尿受け入れの限界負荷量を把握する。処理法としては、標準活性汚泥法のほか、処理施設の簡易な改造によって適用が可能な循環式硝化脱窒法、嫌気好気法、さらには固定化担体を用いた硝化脱窒法などを対象とする。

水質汚濁防止法の総量規制を受ける地域ではＣＯＤに対して、また、湖沼法の規制地域ではりん、窒素、ＣＯＤ等に対して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し、処理方式の見直しが必要になるものと考えられる。し尿等の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３年度までの研究成果

（１）元年度の成果

①し尿等の性状の取りまとめを行い、最近の値として、BOD 8,000mg/L, NH4-N 2,000mg/L, アルカリ度 9,000mg/L等の値を得た。

②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、低水温期にアンモニア過多による処理水窒素性BOD(N-BOD)の増加が起こるが、循環法または結合固定化循環法の導入により、

し尿投入率を増加させることが可能であった。

（２）２年度の成果

①人工下水を用いた結合固定化循環法の処理実験において、高負荷条件下で、12.9 mgN/gSS/hという高い硝化速度が得られた。

②人工下水を用いた結合固定化好気性流動床によって、難分解性CODおよび着色成分の生物学的除去を試みたが、効果は少なかった。

③標準活性汚泥法、および、結合固定化担体を投入した活性汚泥法によるし尿投入下水の処理を行い、処理性を比較した。15℃以下の水温で、処理水BOD・SS濃度を20mg/L以下にする負荷条件を求めたところ、標準活性汚泥法では0.25kg/m3/dであったが、結合固定化担体投入法の限界負荷はその1.3～1.6倍であった。硝化に関しては、活性汚泥法は、低水温およびアンモニアのショックロードに対して不安定であったが、結合固定化担体投入法は安定した処理を示した。

（３）３年度の成果

①人工下水に実し尿を添加した室内実験（20℃）では、循環法の場合はし尿投入率0.5%まで、結合固定化担体を投入した循環法の場合は1.0%まで完全硝化が可能であった。また、担体を投入した嫌気-無酸素-好気法によりし尿を添加した人工下水の処理を行ったところ、汚泥の有機物除去活性は、浮遊汚泥が担体付着汚泥の3～5倍高く、硝化活性は、担体付着汚泥が浮遊汚泥の5倍高かった。このことから、有機物除去は浮遊汚泥が、硝化は担体付着汚泥が担っていると考えられた。

②し尿処理場の活性汚泥から、有機物除去能力に優れた難分解性有機物資化性細菌を単離した。

③し尿投入がない場合の、標準活性汚泥法および担体投入活性汚泥法についての実下水の最大許容負荷を求めたところ、BODに関する許容負荷は、標準活性汚泥法で0.4 kgBOD/m3/d、担体投入活性汚泥法で0.8 kgBOD/m3/dであった。また、T-Nに関する許容負荷は、両者とも0.2kgN/m3/dであった。

４．平成４年度の調査内容

①単離された難分解性有機物資化性細菌と活性汚泥による下水およびし尿の処理実験

②し尿を添加した実下水の循環式硝化脱窒法による処理実験

５．平成４年度の調査結果

５．１　単離された難分解性有機物資化性細菌と活性汚泥による下水およびし尿の処理実験

３年度の調査により単離された難分解性有機物資化性細菌、および、し尿処理場・下水処理場から採取した活性汚泥を用いて、下水およびし尿の処理実験を行い、各種微生物の有機物除去に関する検討を行った。

５．１．１　実験方法

(1)単離菌の培養

あらかじめ乾熱滅菌した２Ｌ三角フラスコに、表－１に示す人工下水の50倍濃度の基質を１．５Ｌ充填した後、１２０℃で２０分間、高圧蒸気滅菌した。これに、シャーレに保存していた単離細菌を植種した後、３０℃恒温室内で７日間連続的に曝気を行い、細菌を培養した。

培養終了後、混合液中の細菌を、３０００ｒｐｍ、５分間の遠心分離により分離し、有機物除去回分実験に供した。

(2)有機物除去の回分実験

回分実験は、表－２に示す条件について、以下に示す手順により行った。

①あらかじめ乾熱滅菌した２Ｌ三角フラスコに基質を入れ、７０℃で６０分間低温滅菌する。

②上記フラスコを２０℃に冷却後、フラスコに汚泥および単離菌をそれぞれＭＬＶＳＳとして約100～200mg/L加え、図－１に示すように散気装置をとりつけた後、散気を開始する。

③経時的に混合液を採水し、遠心分離と０．２μｍフィルターでＳＳを除去した後、水質を分析する。

④実験終了後（４８時間後）の混合液について、遠心分離とＧＦ／Ｂろ過によりＳＳを除去した後、ロータリーエバポレーターで１０倍濃縮し、ゲルクロマトグラフィー（Sephadex G-25SF）による有機物分画と薄層クロマトグラフィー分析（表－３）を行った。

表－１　人工下水組成

デキストリン	２３ｍｇ／ｌ
ペプトン	５０ｍｇ／ｌ
粉末酵母エキス	５０ｍｇ／ｌ
牛肉エキス	１６８ｍｇ／ｌ
KCl	１０ｍｇ／ｌ
NaCl	５ｍｇ／ｌ
MgSO4	３ｍｇ／ｌ
KH2PO4	１４ｍｇ／ｌ
NaHCO3	２００ｍｇ／ｌ

表－２　回分実験条件

供試基質

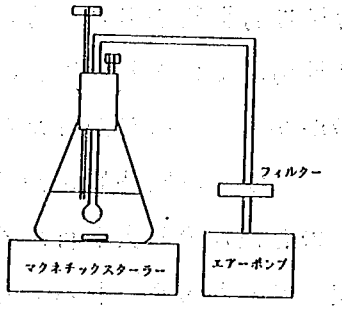
実　験	基　質
実験 A	人工下水
B	人工下水＋胆汁200mg/L
C	1/10人工下水＋胆汁200mg/L
D	実下水
E	実下水＋胆汁200mg/L
F	実し尿（10倍希釈）

供試汚泥　（実験Ａ～Ｆ共通）

①活性汚泥	Ｋ下水処理場活性汚泥
② 〃	し尿添加処理実験装置の活性汚泥
③ 〃	Ｔし尿処理場の活性汚泥
④単離細菌	タイプ　ロ
⑤ 〃	タイプ　ハ
⑥ 〃	タイプ　ホ

表－３　薄層クロマトグラフィーの分析条件

展開法	：上昇法　（たて型展開槽 使用）
吸着剤	：シリカゲル薄層（Watman 20×20cm, 厚さ250μｍ）
展開溶媒	：イソアミルアルコール － 酢酸 － 水　（18 : 5 : 3）
展開距離	：６cm
検出	：H2SO4（1:5），加熱（110℃，10分）



図－１　実験装置

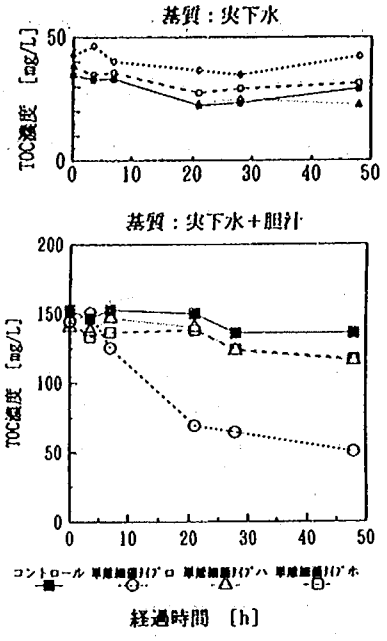
５．１．２　実験結果

(1)基質有機物の除去

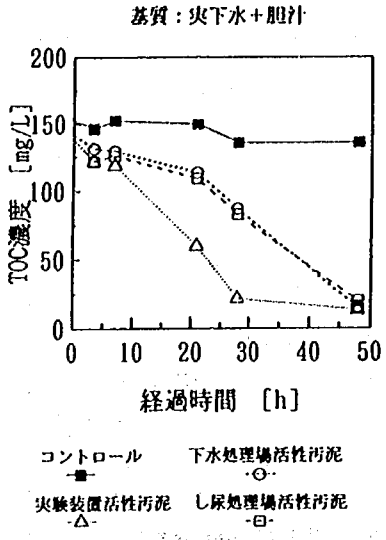
実下水および実下水＋胆汁を基質とした場合の、単離細菌によるTOC除去を図－２に示す。実下水を基質とした場合、単離細菌はどれもTOCをほとんど除去することができなかったが、実下水に胆汁を加えた場合、ﾀｲﾌﾟﾛの細菌だけは93mg/LのTOCを除去した。加えた胆汁のTOC濃度がほぼ100mg/Lであったことから、ﾀｲﾌﾟﾛの細菌は、胆汁を基質として必要とし、また、胆汁を主として消費する細菌であると考えられる。なお、活性汚泥は、図－３に示すように、実下水と胆汁からなる基質のTOCを良好に除去した。

胆汁と人工下水を基質とした実験ケース（Ｂ，Ｃ）における、単離細菌ﾀｲﾌﾟﾛによるTOC除去の結果

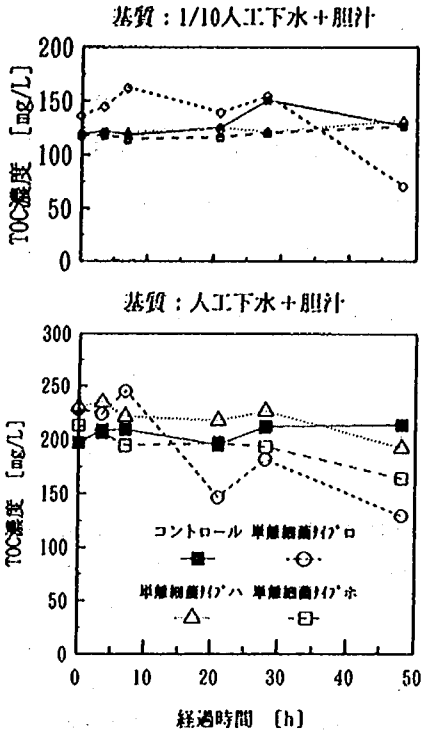
を図－４に示す。単離細菌ﾀｲﾌﾟﾛは、人工下水のTOC濃度が約100mg/Lと高い実験Ｂの場合、当初の胆汁濃度と同程度の98mg/LのTOCを除去したが、人工下水のTOC濃度が約10mg/Lと低い実験Ｃの場合、TOCの除去速度は低下し、48時間後のTOC除去量も65mg/Lに留まった。このことから、単離細菌ﾀｲﾌﾟﾛは胆汁を主基質とするものの、人工下水中の有機物が存在する方が、有機物全体の除去量は大きくなることがわかる。



図－２　単離細菌によるTOC除去

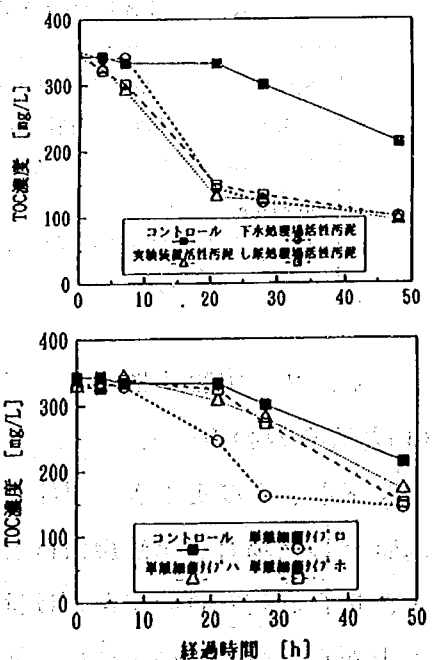


図－３　活性汚泥によるTOC除去



図－４　単離細菌によるTOC除去

難分解性有機物を多量に含むと考えられるし尿を、単離細菌および活性汚泥で処理した場合のTOC除去結果を、図－５に示す。基質の滅菌が完全ではなかったため、コントロールにおいてTOC濃度が低下したが、実験開始後28時間までの実験結果について見れば、し尿中の有機物の除去が行えるのは、単離細菌のﾀｲﾌﾟﾛおよび活性汚泥であると考えられる。しかし、最終的な処理水のTOC濃度は、ﾀｲﾌﾟﾛの細菌の場合で144mg/L、活性汚泥の場合で100mg/Lであり、これらの微生物によってもし尿中の有機物の除去は完全ではなく、かなり高い濃度の有機物が残留することがわかる。なお、し尿を常に処理しているし尿処理場の活性汚泥でも、有機物の除去程度は大きくなく、他の下水処理場汚泥と同定度であった。



図－５　し尿中TOCの除去

(2)最終処理水中有機物のゲルクロマトグラフィー分画

胆汁と高濃度の人工下水が基質に含まれる実験Ｂについて、コントロール、単離細菌ﾀｲﾌﾟﾛ、下水処理場活性汚泥による処理水の有機物ゲルクロマトグラフィー分画の結果を図－６に示す。

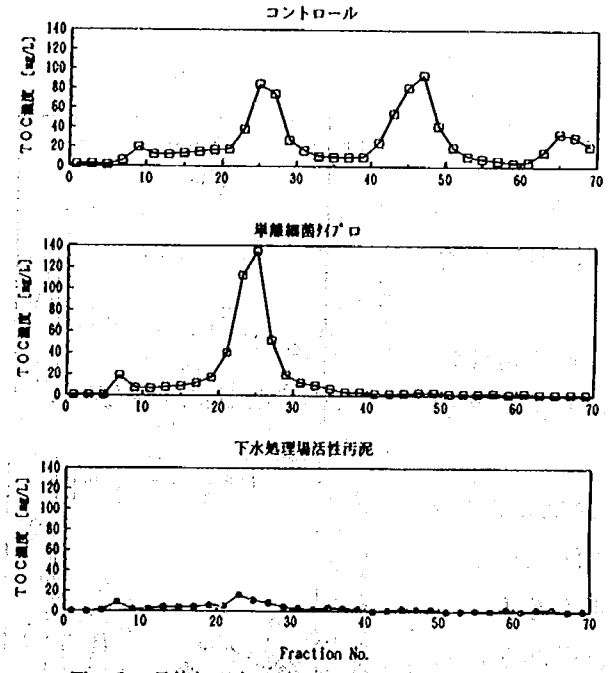
コントロールには、ﾌﾗｸｼｮﾝNo.40までに２つのピーク、No.40以降に２つのピークが見られるが、実験Ａのコントロールの試料分画結果では後者のピークがみられなかったことから、前２つのピークは人工下水中の有機物によるもの、後ろ２つのピークは胆汁によるものであると考えられる。

単離細菌ﾀｲﾌﾟロの処理水では、胆汁のピークが完全に消えているが、No.25付近の有機物が増加しており、除去された胆汁が分子量の高い有機物に変換されたことが考えられる。活性汚泥の処理水では、人工下水中の有機物および胆汁によるピークがほぼ消失しており、有機物が良好に除去されている。

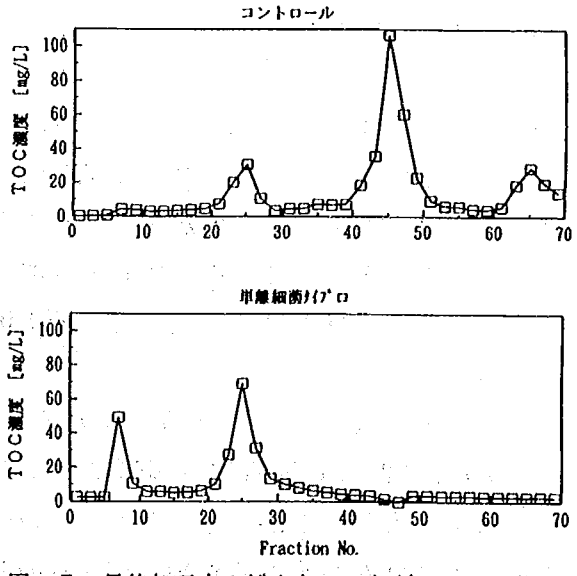
胆汁と低濃度の人工下水が基質に含まれる実験Ｃでは、図－７に示すように、単離細菌ﾀｲﾌﾟロの処理水において、胆汁の高いピークが消失し、そのかわりに前２つのピークが高くなっている。特に、第１番目のピークが高くなる現象は、人工下水濃度が高いときには見られなかったものであり、実験ＣにおいてTOC除去量が低下した原因であると考えられる。

以上のことから、単離細菌ﾀｲﾌﾟロについては以下の特性が導かれる。細菌ﾀｲﾌﾟロは、胆汁を除去する能力を十分に持つが、完全に酸化あるいは同化することはできず、胆汁の一部をより分子量の大きな有機物に変換する。また、人工下水に含まれるような有機物が存在すれば、それを利用することにより、有機物の除去量を大きくすることができる。

試料中の胆汁を薄層クロマトグラフィーにより分析した場合も、胆汁の除去に関して、定性的に同じ結果が得られた。



図－６　最終処理水のゲルクロマトグラフィー分画
（基質：人工下水＋胆汁）



図－７　最終処理水のゲルクロマトグラフィー分画
（基質：1/10人工下水＋胆汁）

５．２　循環式硝化脱窒法によるし尿を添加した実下水の処理実験

し尿等を下水処理場に多量に投入した場合、処理の悪化と流出窒素量の増加が、可能性として考えられる。本実験では、循環式硝化脱窒法によるし尿投入下水の処理を行い、有機物と窒素の除去性について検討した。

５．２．１　実験方法

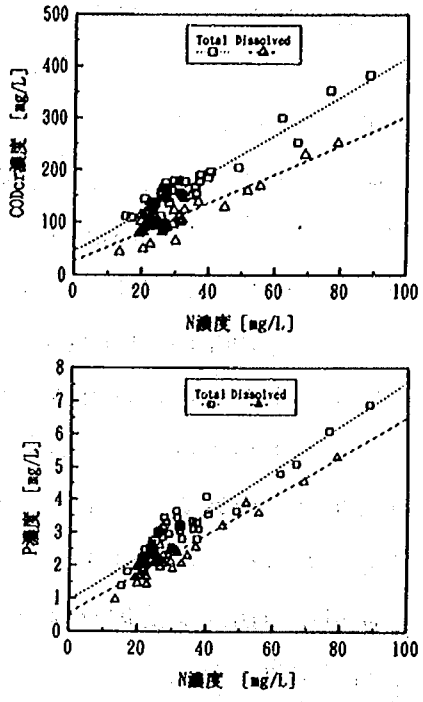
10槽に区切られた曝気槽の前４槽を無酸素槽、後ろ６槽を好気槽（水理学的滞留時間は無酸素槽4.8時間・好気槽7.2時間）とし、汚泥返送比50%、循環水量比150%で循環式硝化脱窒法の運転を行った。し尿はふるい（目開き：1mm）によって粗大SS成分を除去した後、流入水量に対して 0，1，1.5%を添加した。水質分析は１日間のコンポジットサンプルについて行った。

５．２．２　実験結果

(1)流入水質

流入水質は、し尿自体の濃度の変動により、かなり変動する場合があった。し尿の濃度が変化する場合、その最大値とともに、有機物、窒素、りん濃度の相対的比率が問題となってくる。

今回の実験における流入水の有機物、窒素、りんの相関を図－８に示す。水質相互の関係は、し尿が高濃度に添加された場合でも、通常の下水における比率とほぼ同じであり、し尿の添加は、それぞれの水質項目の値を、ある一定の関係で高めている。



図－８　流入水の窒素濃度とりん濃度の関係

(2)有機物の処理

流入水・処理水のＣＯＤCr濃度と、処理水のＢＯＤATUおよびＣＯＤMn濃度を図－９に示す。し尿添加率が1%までは安定した処理が行われたが、添加率を1.5%に上げると、ＢＯＤ濃度が20mg/Lをこえることがあった。このことから、有機物の除去の上からは、し尿の投入率を1%以下とする必要があると考えられるが、し尿の濃度はかなり変動する可能性があるので、1%のし尿投入を行う場合でも、処理の管理に注意が必要であろう。

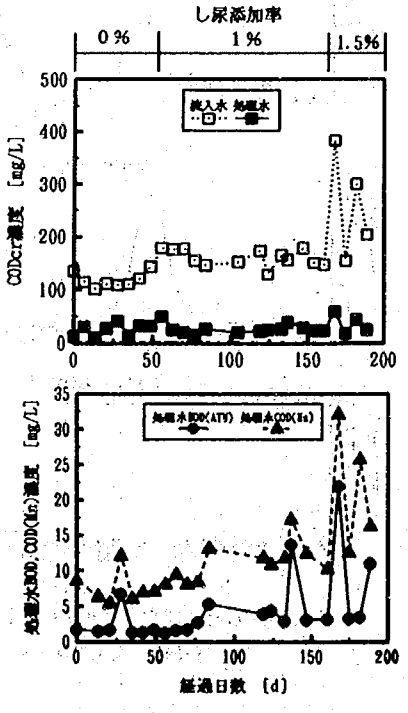
(3)窒素の処理

今回の実験ではSRT管理が十分でなかったため、硝化とそれにともなう窒素除去は良好ではなかった。し尿を受け入れた場合の一般的注意事項は、以下のようなものが考えられる。

①有機物負荷の増大により、硝化に必要な酸素量が不足する可能性があるので、し尿受け入れに先立って、酸素供給能力のチェックが必要である。

②有機物負荷の増大によってSRTが短くなるので、低水温期における硝化のためのA-SRT（好気的SRT）を確保するために、汚泥濃度を高める等の方策を取ることができるかどうかの検討が必要である。

③窒素の流入濃度が高くなるため、処理水の窒素濃度の規制がある地域では、循環水量を増加させる必要がある。



図－９　有機物処理の経日変化

６　まとめ

（１）活性汚泥および単離細菌を用いて下水等の処理実験を行ったところ、単離細菌のある種のものおよび活性汚泥は胆汁成分を有効に分解した。しかし、し尿中の有機物に関しては、これらの微生物でも完全分解は困難であり、高い濃度の難分解性有機物が残留した。

（２）循環式硝化脱窒法によりし尿添加下水の処理を行ったところ、し尿添加率が１%までは安定した処理が行われた。しかし、し尿の濃度はかなり変動するため、処理の管理には注意が必要である。

６．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　鈴木　穣

１．はじめに

琵琶湖、霞ヶ浦、東京湾などの閉鎖性水域の水質保全や、重要な水源となっている河川、湖沼の利水価値の保全のため、下水の高度処理は、重要な行政課題となっている。特に、水域の富栄養化防止という観点から、りん・窒素等の栄養塩類の除去の普及が今後の課題となっている。

現在までの技術では、下水処理場で窒素除去を行うためには、比較的容量の大きな反応槽を必要とする。このため、敷地面積に余裕のない処理場においては、窒素除去の処理を行うことが困難な状況にある。また、りんの除去についても、より効率的な手法の開発が待たれている。

本調査は、これらの課題を解決するため、微生物の固定化法を窒素・りんの高度処理に適用し、処理技術の向上を図るものである。

２．研究の目的

微生物の固定化は、対象とする微生物の反応槽内滞留時間を長くし、また、他の細菌との競合に有利な状況をもたらすことにより、微生物の濃度を高く維持して、反応速度の向上と処理の安定化を図るものである。

本調査では、結合固定化法と自己固定化法を窒素除去に適用することを検討した。このうち、結合固定化法は、硝化細菌を反応槽内に高濃度に保持することを目的として適用し、硝化細菌の安定的固定化の条件および固定化微生物の硝化活性について、実験的検討を行った。また、自己固定化法は、主に、硝化反応槽の後段での脱窒を目的として適用し、処理条件に対する脱窒速度の把握を目的とした。

３．平成３年度までの調査結果

本調査は、平成２年度より開始された。

(1)平成２年度の調査結果

従来の活性汚泥法による窒素除去方法について、処理可能な最小の生物反応槽滞留時間の検討を行ったところ、硝化・内生脱窒法、嫌気-無酸素-好気法ともに８ｈでの処理が可能であった。また、多段反転流式バイオリアクターでは、エアーリフト循環の導入と曝気槽における有機物除去を促進することで、酸素供給量に関する限界を緩和させることが可能であった。

(2)平成３年度の調査結果

循環式硝化脱窒法および嫌気－無酸素－好気法について、好気槽に結合固定化担体を投入して処理を行い、高負荷条件でも硝化・BOD除去が良好である結果を得た。しかし、低水温期から担体の馴養を開始した場合には、長期間にわたって硝化が促進されず、馴養は高水温期に行う必要があることが明らかになった。

自己固定化法を用いたバイオリアクターでは、標準活性汚泥法よりも高い負荷で運転を行った場合でも、確実な有機物の除去と発生汚泥量の減量が可能であった。しかし、パイロットプラント実験において、低水温期には溶解性BODの除去が不十分となる傾向がみられた。

4．平成4年度の調査内容

円筒形プラスチックの結合固定化担体を用い、以下の4種類の実験を行った。

①組成の異なる人工下水を担体単独（活性汚泥非共存）で処理し、有機物除去と硝化の活性、および、硝化細菌と従属栄養細菌の存在量を調査した。

②嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントの好気槽に担体を投入して処理を行い、窒素・りん除去および硝化・脱窒の活性について調査した。流入水には、最初沈殿池流出水を使用した。

③担体投入曝気槽と上向流式生物反応槽のパイロットプラントによる処理を行い、担体投入曝気槽における有機物除去と硝化、および、上向流式生物反応槽におけるSS除去と脱窒について調査した。流入水には、生下水を汚泥床で固液分離したものを使用した。

④嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法のベンチスケール実験装置の好気槽に担体を投入して処理を行い、窒素・りん除去および硝化・脱窒の活性について検討した。流入水には、流量調整槽を経た後の生下水を使用した。

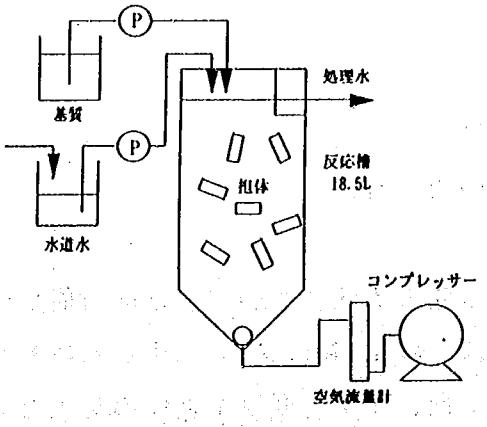
5．平成4年度の研究結果

5．1　担体の基質除去速度と微生物量に対する基質組成の影響

5．1．1　実験方法

(1)実験装置

図－1.1に示す反応槽に担体を30%V/Vの割合で充填し、反応槽底部から散気を行いながら、一定量の基質を供給して処理実験を行った。担体の仕様を表－1.1に示す。なお、担体は、曝気により反応槽内を緩やかに流動した。



図－1.1　実験装置概要

表－1.1　担体仕様

材質	ポリプロピレン
比重	1.025 g/cm3
形状	円筒形
長さ	5mm
外径	4mm
見かけ比重［密充填］	0.271 g/cm3

(2)実験条件および測定項目

実験には反応槽を４槽（Ａ、Ｂ、Ｃ、Ｄ槽）用い、それぞれ組成の異なる基質を供給して連続処理を行った。各槽の基質は、全窒素濃度を約25mg/Lとした上で、Ａ槽はアンモニアを主とする無機基質、Ｂ槽は下水の1/10程度の有機物を有する基質、Ｃ槽は下水と同程度の濃度の基質、Ｄ槽はＣ槽の基質に硝化抑制剤(ATU)を添加したものとした。

基質供給量は、槽内HRTが8h, 4h, 2h, 1hとなるように４通りに設定した。解析には、それぞれの流量において、処理水濃度が定常となった時点でのデータを用いた。また、各流量での実験の最後に、有機基質とアンモニア基質を用いた回分基質除去実験を行い、担体付着生物の最大TOC除去速度および最大NOx-N生成速度を求めた。

実験条件を表－1.2に示す。

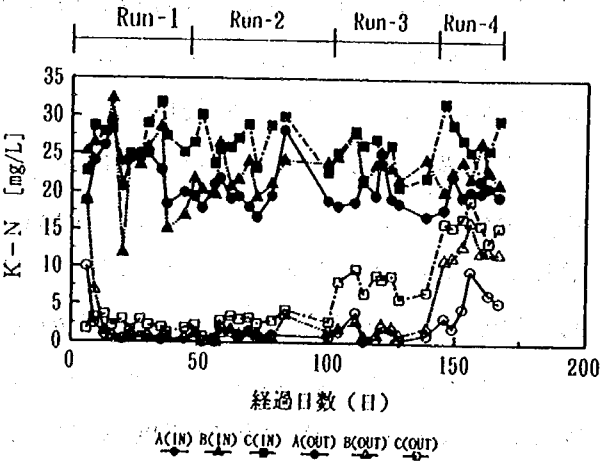
表－1.2　実験条件

槽No.		A	B	C	D
流入水質	BOD [mg/L]	-	12.5	125	125
	T-N [mg/L]	25	27.5	25	25
	NH4-N [mg/L]	25	25	3	3
	ATU [mg/L]	-	-	-	2
HRT	Run-1 [h]	8	8	8	8
	Run-2 [h]	4	4	4	4
	Run-3 [h]	2	2	2	2
	Run-4 [h]	1	1	1	1

５．１．２　実験結果

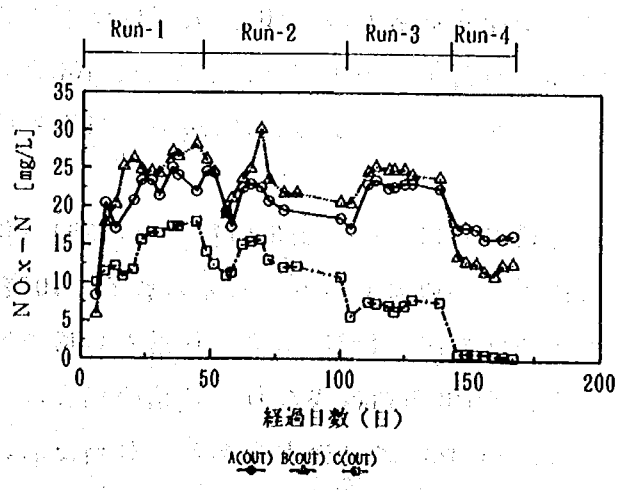
(1)連続処理実験の処理水質

ケルダール窒素の流入水と処理水の濃度を図－1.2に示す。アンモニアを供給したＡ槽の場合、HRTが2hまではほぼ完全硝化が行われたが、HRTが1hになると処理水中にアンモニアが残留した。また、有機物濃度の低い基質を供給したＢ槽の場合にも同様な傾向を示し、HRTが1hでは処理水中にアンモニアが高い濃度で残留した。基質の有機物濃度が高いＣ槽においては、完全な硝化が行われたのはHRTが4hまであり、2h以下ではアンモニアが高い濃度で残留した。



図－1.2　K-N濃度の変化

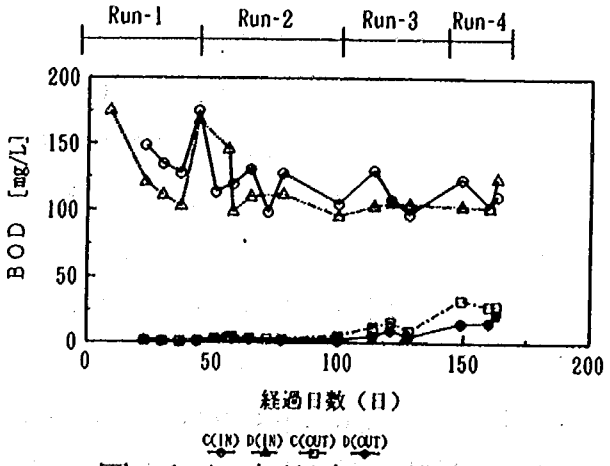
この結果を、処理水のNOx-N濃度で見た場合、図－1.3のようになる。濃度は少々変動しているが、Ａ、Ｂ槽では、HRTが1hになるとNOx-N濃度が低下している。Ｃ槽に関しては、完全硝化が達成されているHRT4hまでの期間において、常に他の槽よりもNOx-N濃度が8～10mg/L低くなっている。これは、有機態の形で与えられた窒素の一部が、生物体の合成に使用されているためであり、結果として、Ｃ槽の硝化細菌に対するアンモニア負荷は小さくなっている。HRTが1hになると、処理水のNOx-N濃度はほとんど０になり、硝化が停止



図－1.3　処理水NOx-N濃度の変化

している。なお、全実験にわたり、脱窒は起こっていなかった。

有機物の除去に関しては、基質の有機物濃度が低いB槽の場合は、HRTが1hでもBODが2mg/Lほどの良好な処理を示したが、他のケースでは、図－1.4に示すように、HRTが1hにおいて、処理水中のBOD濃度が少し上昇した。

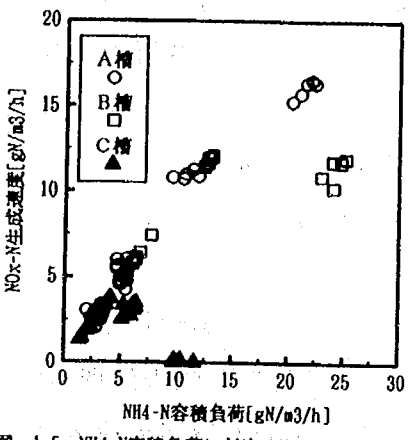


図－1.4　処理水BOD濃度の変化

(2)連続処理実験の基質除去速度

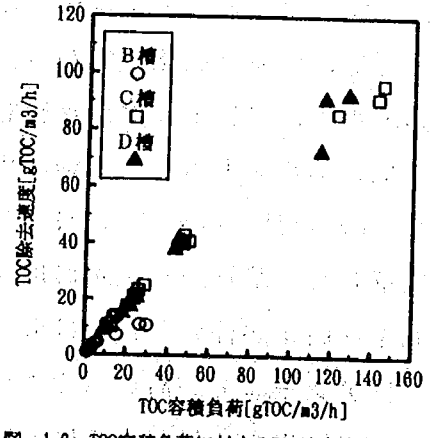
本実験においては、基質は有機物と無機物（アンモニア）からなり、従属栄養細菌と硝化細菌がこれを利用する。A槽は、基質がアンモニアであるため、硝化細菌が卓越する系であり、D槽は、ATU添加により硝化が抑制されているため、従属栄養細菌が卓越する系、B，C槽は、両者の混合系であると考えられる。

図－1.5，1.6に、各槽の各RunにおけるNH4-N容積負荷に対するNOx-N生成速度、および、TOC容積負荷に対するTOC除去速度を示す。なお、有機基質を供給したケースについては、NH4-N負荷は、処理水中のNH4-NおよびNOx-Nの濃度をたし合わせたものとした。



図－1.5　NH4-N容積負荷に対するNOx-N生成速度

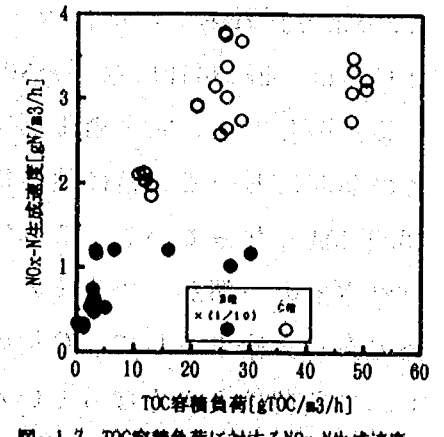
硝化に関しては、A槽の場合、12～13g/m3/hのNH4-N負荷までは完全硝化が可能であるが、それ以上の負荷では、NOx-N生成速度は増加するものの完全硝化とはならない。また、B槽では、高負荷側でNOx-N生成速度が増加せず、最大の速度は12gN/m3/hである。また、C槽については、さらに低い4g/m3/hの負荷で完全硝化が達成できなくなり、NOx-N生成速度は最大でも4gN/m3/hである。



図－1.6　TOC容積負荷に対するTOC除去速度

一方、TOC除去に関しては、40g/m3/hの負荷までは十分な除去がなされているが、さらに高い100～150g/m3/hの負荷では、除去速度は増加するものの、TOC除去率は低下する。C槽では、40gTOC/m3/hの負荷まで硝化が進行したが、TOC除去速度がD槽のそれとほぼ等しかったことから、TOC除去に対する硝化の影響はみられなかった。

各槽ごとに、完全硝化の行われるNH4-N負荷が異なるのは、TOC負荷の差が原因であると考えられる。TOC容積負荷に対するNOx-N生成速度を図－1.7に示す。B槽とC槽では、完全硝化から逸脱する場合のTOC負荷は異なり、B槽の場合は5gTOC/m3/hほど、C槽の場合は25gTOC/m3/hほどである。B槽において、比較的低いTOC負荷で完全硝化が起こらなくなる理由としては、硝化速度がC槽に



図－1.7　TOC容積負荷に対するNOx-N生成速度
（ただし、B槽のNOx-N生成速度は1／10倍して表示）

比べて大きいため、従属栄養細菌の生物膜形成の影響が相対的に大きくでたことが考えられる。

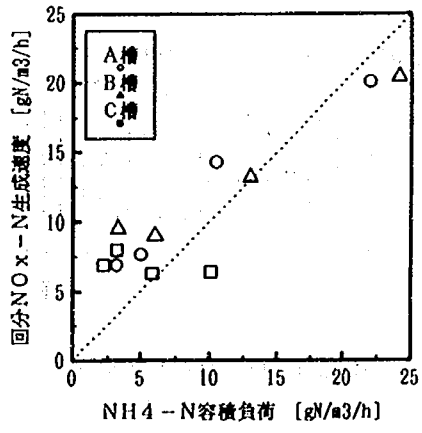
(3)連続実験における回分基質除去速度

各Runの定常状態において、回分基質除去実験を行い、経過時間に対し直線的に物質濃度が変化している部分から、NOx-N生成およびTOC除去の速度を算出した。この速度は、各実験ケースにおける担体付着生物の最大基質除去能力、および、硝化細菌・従属栄養細菌の存在量を間接的に示すものと考えられる。なお、回分硝化実験において、NO2-Nの濃度は常に低く、NOx-NのほとんどがNO3-Nであった。

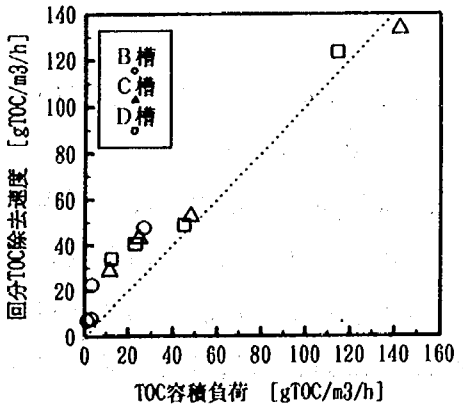
図－1.8に、連続処理実験でのNH4-N負荷に対する回分実験でのNOx-N生成速度を示す。A，B槽では、負荷が6gN/m3/hまでは回分生成速度が負荷を上回り、処理に余裕がある状態となっている。つまり、この負荷領域では、負荷変動が生じても、それを吸収する能力が固定化微生物にあるものと考えられる。一方、負荷が10gN/m3/h以上では、回分生成速度が負荷と同等かそれ以下となっており、連続処理において、固定化微生物は、その能力最大で処理を行っていると考えられる。

C槽では、6gN/m3/h以上の負荷範囲で、生成速度が負荷と同定度かそれより低くなっており、処理に余裕のある負荷範囲は3gN/m3/h以下と小さい。なお、C槽の負荷が10gN/m3/hの場合、連続処理ではNOx-N生成速度の値がほぼ0であったが、この回分実験では6gN/m3/hほどの値を示した。連続処理実験では有機物負荷が高く、回分実験では有機物を与えていないことから、この生成速度の差は、有機物負荷が、硝化細菌の活性に何らかの影響を与えたことによると考えられる。

TOC除去に関しては、図－1.9に示すように、負荷が40gTOC/m3/h以下では処理に余裕があるが、それ以上では、余裕がない状態となっている。



図－1.8 NH4-N容積負荷に対する回分NOx-N生成速度



図－1.9 TOC容積負荷に対する回分TOC除去速度

(4)各実験ケースにおける微生物構成

硝化細菌濃度および従属栄養細菌濃度の算出は、以下の方法によった。

①A槽においては、微生物相は硝化細菌の単一相であると考えて、回分NOx-N生成速度から、単位硝化細菌量当たりの最大NOx-N生成速度（ｒ）を求める。

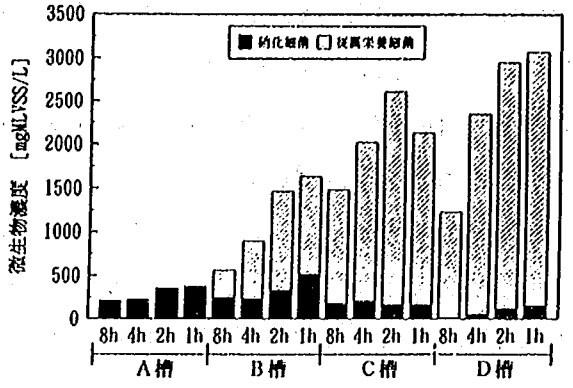
②各槽の回分NOx-N生成速度をｒで除することにより、各槽の硝化細菌濃度を算出する。

③全微生物濃度から硝化細菌濃度を差し引き、従属栄養細菌濃度を求める。

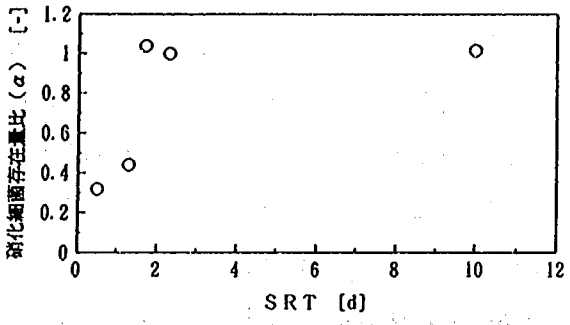
図－1.10に各実験ケースの硝化細菌と従属栄養細菌の濃度を示す。A槽とB槽の硝化細菌濃度はどのケースでもほぼ等しくなっており、また、C槽のHRTが4hまでの場合についても、硝化細菌濃度はA

槽とほぼ等しい。また、有機物を与えている系においては、従属栄養細菌の量が多い。

各槽の硝化細菌濃度に対するSRTの影響は、図－1.11の通りである。ただし、硝化細菌濃度は、各流量条件における最大硝化細菌濃度（A槽の硝化細菌濃度）に対する比として表し、SRTは、担体付着微生物量を1日当たりに流出するSS量で除して求めた。SRTが2d以上では、硝化細菌は良好に担体に保持されるが、それ以下では、硝化細菌の量は急激に低下することがわかる。しかしながら、SRTを2d以上に保持しても、B槽のHRTが1hの場合の場合は、連続処理でのNOx-N生成速度が回分実験の60%と低い値を示したことから、完全な硝化のためにはSRTに余裕を見ることが必要である。



図－1.10　硝化細菌と従属栄養細菌の濃度



図－1.11　ＳＲＴと硝化細菌存在量比(α)の関係
（α=各槽の硝化細菌濃度／Ａ槽の硝化細菌濃度）

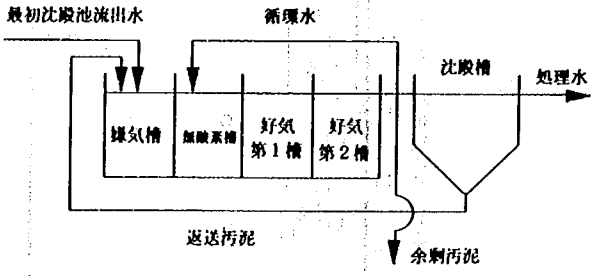
５．２　好気槽に担体を添加した嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラント実験

５．２．１　実験方法

実験に用いたパイロットプラントの処理フローを図－2.1に示す。

原水には、団地下水の沈殿処理水を用い、好気槽には、体積比で40%の担体を添加した。

運転条件は、HRT:8h（嫌気槽：2h，無酸素槽：2h，好気槽：4h），MLSS:4,000mg/L，汚泥返送率：50%，硝化液循環率：150%とした。なお、硝化と脱窒の同時進行の可能性を探るため、曝気量を一時期低下させて処理を行った。



図－2.1　パイロットプラント・フロー

水質分析の対象とした試料は、流入水と処理水については1日間のコンポジットサンプル、その他については、グラブサンプルとした。

５．２．２　実験結果

(1)流入・処理水質

流入水、および反応槽内のD-CODcr濃度を図－2.2に示す。D-CODcrは、返送汚泥および循環水による希釈効果を考慮しても、除去される量のほとんどが第1槽目の嫌気槽で除去され、それ以降、無酸素槽およびで好気第1槽で少量ずつ除去される。このため、好気第1槽内の固定化微生物に対する有機物負荷は小さく（好気第2槽ではさらに小さく）なっており、硝化細菌の槽内保持にとって有利な環

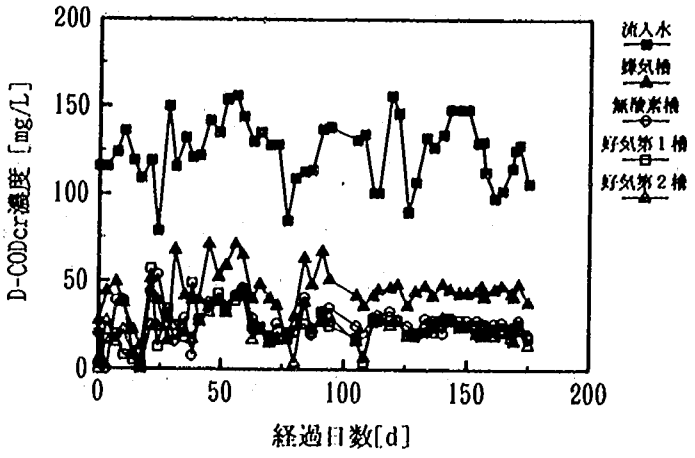
境となっている。

流入水・処理水のT-PおよびPO4-P濃度を図－2.3に、また、反応槽内でのPO4-P濃度の変化を図－2.4に示す。PO4-P濃度については、流入水の2～3mg/Lに対して、処理水がほぼ0.5mg/L以下となっており、良好な処理が行われている。T-P濃度についても、沈殿槽からの汚泥の流出によって処理水質の悪化している場合がみられるが、ほぼ1mg/L以下と良好である。このように良好なりん除去が行われた原因としては、嫌気槽でのりん放出濃度が15～20mg/Lと高かったことが上げられる。返送汚泥中にNOx-Nが高い濃度で含まれるとりんの放出が抑制される場合があるが、本実験装置においては、沈殿槽の汚泥床部分の滞留時間が3.5～6hと長かったことから、処理水中にNOx-Nが7～9mg/Lほど存在しても、汚泥返送汚泥中のNOx-N濃度は0.3mg/L以下と低かった。

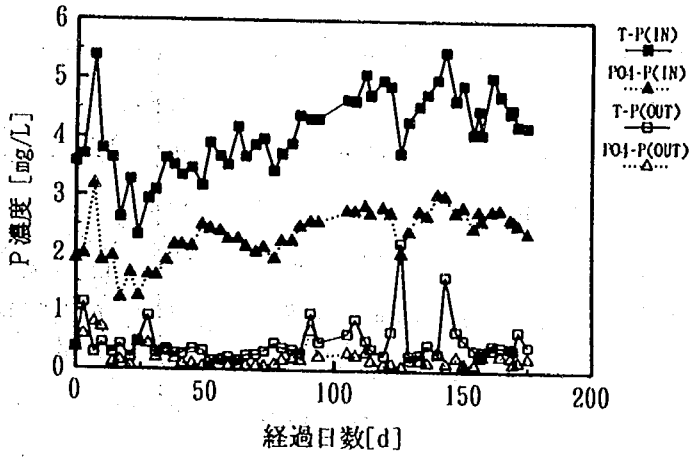
なお、80～120日目において好気第1槽でのりん除去が悪化し、結果として処理水のPO4-P濃度も悪化しているが、これは、好気槽における曝気量を意図的に低下させた時期であり、好気第1槽でのDO濃度が1mg/L以下に低下したためであると考えられる。良好なりん除去のためには、好気槽での適切な酸素供給が必要であることがわかる。

流入水および処理水の窒素濃度を図－2.5に、また、好気槽での水温およびDO濃度と硝化速度の関係を図－2.6に示す。好気第1槽での硝化・脱窒の同時進行をねらって、40日目を越える時期からDO濃度を1mg/L以下に設定したところ、第3槽での硝化速度が低下し、80日目を越えるあたりから処理水中にNH4が残留した。130日目以降は、硝化速度を回復させる目的でDO濃度を1～2mg/Lに上げたが、硝化速度は好気第2槽ほどには回復しなかった。これは、DO濃度の低下期間に硝化細菌の増殖が抑えられて、担体に保持されている硝化細菌量が減少したこと、および、低水温のため、DO濃度増加後も硝化細菌が十分には増殖しなかったことが原因であると考えられる。

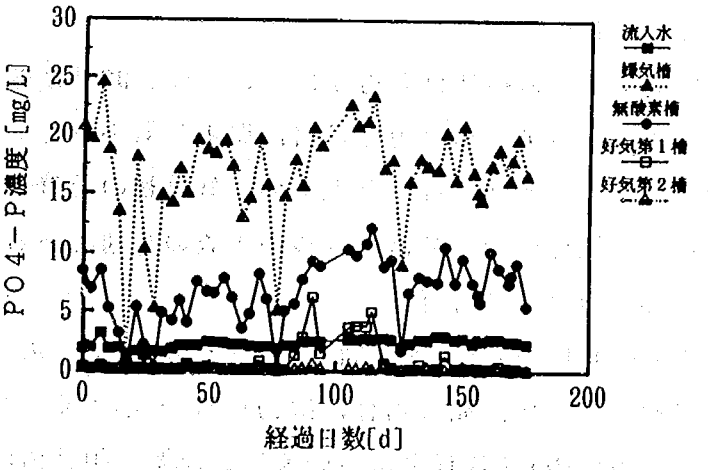
これらのことから、担体を使用した場合、良好な硝化を保つためには、硝化細菌にとって厳しい環



図－2.2　D-CODcr処理の経日変化



図－2.3　P処理の経日変化

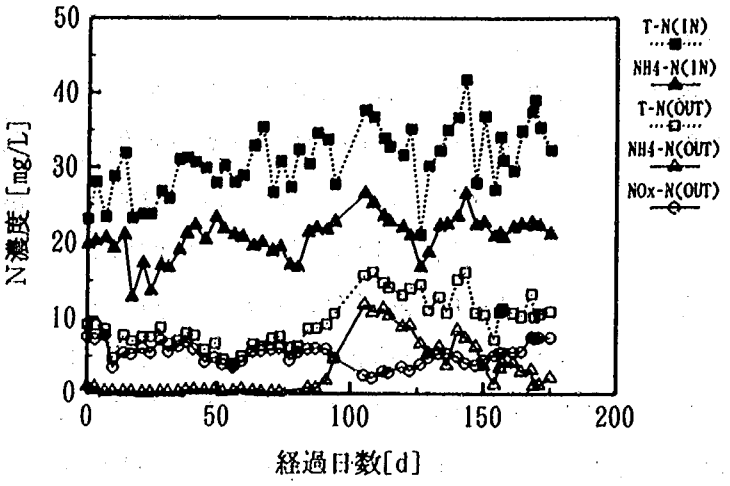


図－2.4　PO4-Pの放出と摂取

境となる低水温期以前に、十分な量の硝化細菌量を確保するとともに、低水温期においては、硝化細菌にとって好ましい環境を整えることが必要であると考えられる。

低水温下（10℃）での最大の硝化速度は、図－2.6における好気第２槽の硝化速度から、7gN/m3/hが期待できる。また、無酸素槽での脱窒速度は、水温が12℃ほどでも1.8mgN/gMLSS/hと高い値であった。

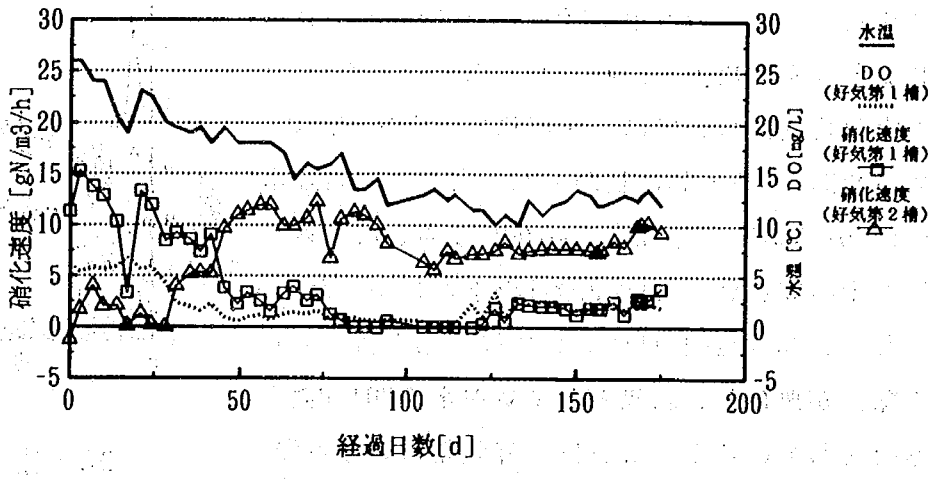
なお、DO濃度を低下させた期間における、好気第１槽での同時脱窒による窒素除去は、平均で約0.6mg/Lと顕著ではなかった。



図－2.5　N処理の経日変化

(2)回分実験による硝化速度

回分での硝化速度を、１６１日目の汚泥について室温20℃で測定した結果を表－2.1に示す。A-SRTが5dと短いため、浮遊汚泥の硝化速度は小さくなっているが、担体付着汚泥の硝化速度は大きく、担体が有効に硝化細菌を保持していることがわかる。



図－2.6　硝化速度の経日変化

好気第１槽の担体付着汚泥については、DO濃度低下の影響のため、好気第２槽の担体付着汚泥よりも小さくなっている。なお、正常な処理を行った上での、好気槽の位置と担体の硝化速度の関係については、今後の調査の課題である。

表－2.1　回分測定による硝化速度

	硝化速度	
	生物量当たり [mgN/gSS/h]	槽容積当たり [gN/m3/h]
担体付着汚泥（好気第１槽）	2.8	9.8
担体付着汚泥（好気第２槽）	5.2	16.7
浮遊汚泥	0.7	2.7

(3)汚泥のT-P,T-N含有率

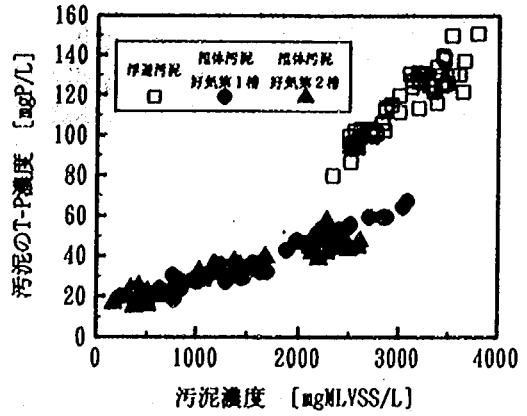
汚泥のT-P,T-N含有率を図－2.7，2.8に示す。汚泥のT-P含有率は、浮遊汚泥の場合に3.9%と大きいのに対し、担体汚泥の場合には約1.5% と小さく、りん除去は浮遊汚泥によって行われていることがわかる。汚泥のT-N含有率については、浮遊・担体汚泥間で差はなく、両者とも8.7～9.7%であった。

(4)物質収支

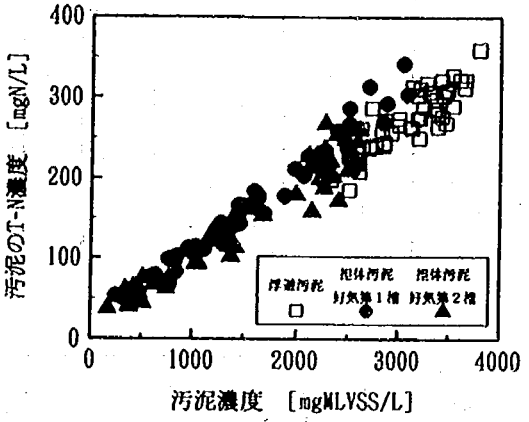
処理が良好であった10～83日目の期間のCODcr,T-P,T-Nの収支について、図－2.9に示す。なお、担体汚泥は、図－2.10に示すように緩やかに増加したが、全体の物質収支に占める割合はごく小さかった。

CODcrは、流入量の47%が汚泥として系外に引き抜かれ、CO2等として消失したものは41%であった。T-Nについは、流入量の77%が除去されたが、汚泥として引き抜かれたのが22%、脱窒により除去された

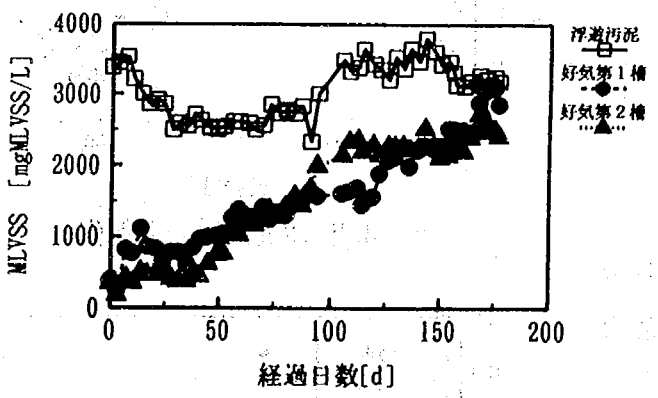
のが45%で、不明分が9%あった。T-Pについては、流入量の90%が除去され、そのほとんどが汚泥として引き抜かれていた。



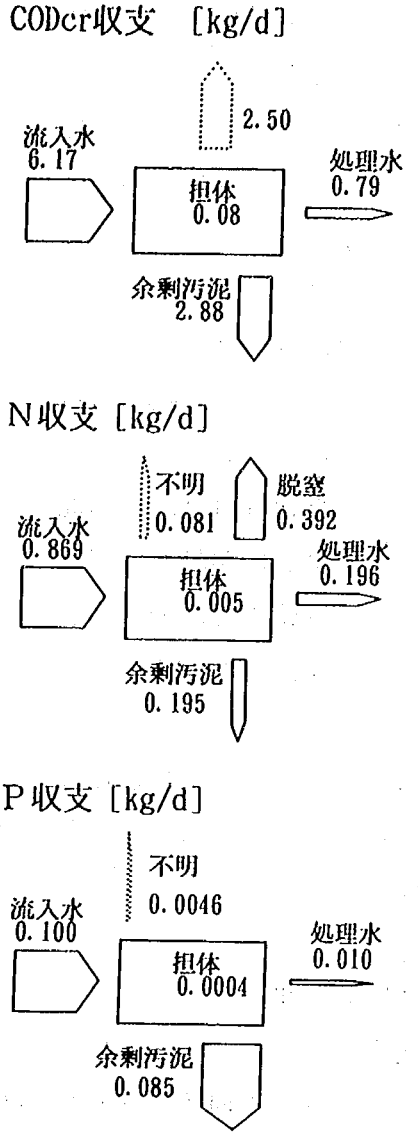
図－2.7　汚泥のりん濃度



図－2.8　汚泥の窒素濃度



図－2.10　汚泥量の経日変化
（付着汚泥と浮遊汚泥）



図－2.9　CODcr, N, Pの収支

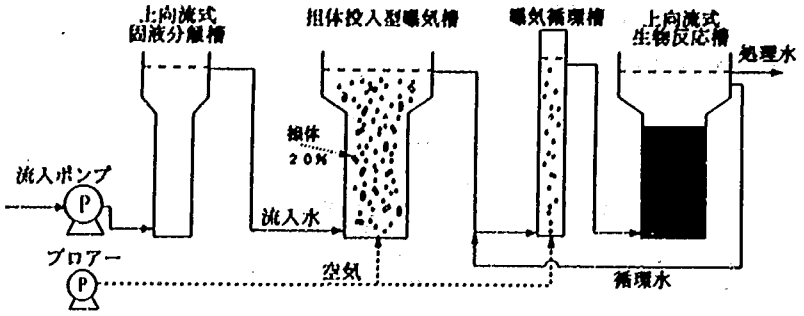
5．3　担体投入曝気槽－上向流式生物反応槽のパイロットプラント実験

5．3．1実験条件

本実験で用いたプラントのフローを図－3.1に示し、流入水量、循環水量および滞留時間の値を表－3.1に示す。また、実験期間中の流入水および処理水の水温を図－3.2に示す。

固液分離槽は、実質上最初沈殿池と同じなので、担体投入型曝気槽へ入る水を流入水と考えることとする。担体投入量は見かけの容積率２０％で、RUN-1の期間に数回に分けて投入を行った。担体投入型曝気槽の水深は約4.6mで、上向流式生物反応槽の水深は約4.2mである。上向流式生物反応槽内のＭＬＳＳは、6/9(70日目)までは10,000mg/Lを設定値として運転を行ったが、酸素供給が不十分であるため6/10(71日目)以降は2,000～2,500mg/Lを設定値として運転を行った。なお、この槽の汚泥ブランケットは、実験開始当初は自己造粒汚泥であったが、硝化反応が起きる運転条件になると、造粒汚泥は崩壊し、外観は通常の活性汚泥と同様となった。

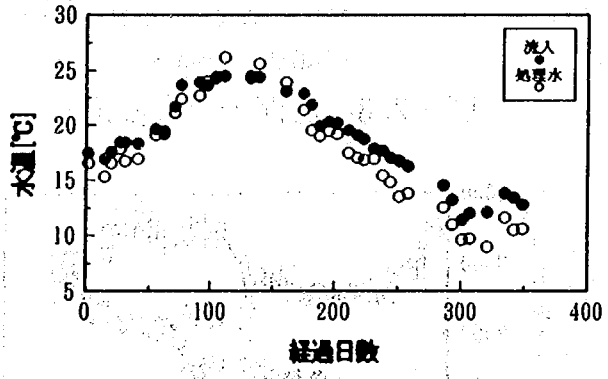
運転開始後140～150日目にかけて、上向流式生物反応槽の流入口部の改良工事を行っている。



図－3.1　実験プラント図

表－3.1　実験条件

	RUN-1	RUN-2	RUN-3	RUN-4	RUN-5
日付	4/1～5/19	5/20～6/19	6/20～7/15	7/16～8/17	9/1～3/1
経過日数〔日〕	1～49	50～80	81～106	107～139	154～335
流入水量〔m³/h〕	2.5	4.0	2.0	1.5	2.0
循環水量〔m³/h〕	15	10 or 0	0	0	0
上向流式生物反応槽 平均上向流速〔m/h〕	15.5	12.4 or 3.5	1.8	1.3	1.8
滞留時間〔h〕					
固液分離槽	1.1	0.71	1.4	1.9	1.4
担体投入型曝気槽	2.3	1.4	2.8	3.8	2.8
曝気循環槽	0.77	0.48	0.97	1.3	0.97
上向流式生物反応槽	2.3	1.4	2.8	3.8	2.8
反応槽合計	5.3	3.3	6.6	8.8	6.6



図－3.2 水温の経日変化

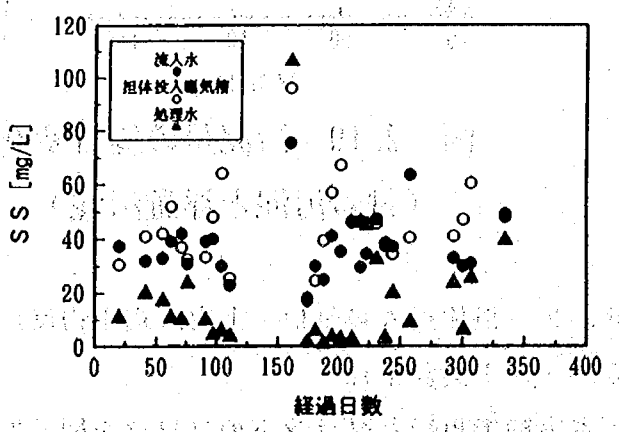
５．３．２実験結果

(1) ＳＳ除去

本プロセスでは、上向流式生物反応槽でＳＳ除去を行い、仕上げ処理としての沈殿池を用いないのが特徴である。そこで、上向流式生物反応槽のＳＳ除去能力について調査を行った。ＳＳの経日変化を図－3.3に示す。

230日目までは、処理水ＳＳが平均8.3mg/Lであり、良好なＳＳ除去が行われている。特に工事後の170日目から230日目までは、平均3.8mg/Lで最大でも5.5mg/Lであった。

210日目から240日目にかけて、後述する担体投入型曝気槽の酸素消費に関する実験を行った影響を受け、



図－3.3　処理水ＳＳの経日変化

240日目以降の処理水ＳＳが高くなっている。また300日以降では、前曝気槽の担体流出等のトラブルにより、処理水ＳＳが増加した。ＳＳの増加は、上向流式生物反応槽の汚泥界面が上昇し、ＳＳの流出が起きるためである。現在の運転条件で、安定的に良好なＳＳ除去を行うには、上向流式生物反応槽上部の固液分離部の水面積負荷を小さくする必要がある。

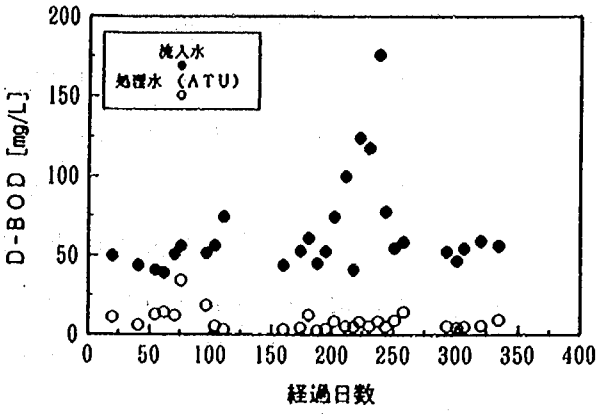
(2) ＢＯＤ除去

溶解性ＢＯＤの経日変化について図－3.4に示す。平均は8.8mg/Lであった。220～240日目にかけて流入ＢＯＤが２～３倍の変動を示しているものの、溶解性のＢＯＤは安定した結果を示している。このことから担体投入型曝気槽はＢＯＤ除去に関して余裕を持っている事がわかる。

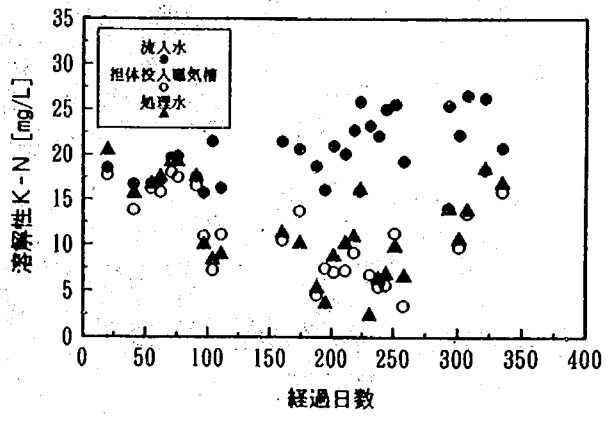
(3) 窒素除去

流入水の溶解性ケルダール窒素は、15.7～25.9mg-N/L（平均21.3mg-N/L）で、全窒素は21.1～29.3mg-N/L（平均値25.7mg-N/L）であった。担体投入型曝気槽の窒素処理成績として、溶解性のケルダール窒素の経日変化を図－3.5に示す。担体投入期間中（RUN-1）および投入完了後20日程度までほとんどケルダール窒素は処理されていない。本プロセスでは、投入担体が汚泥と接触しないので、担体への微生物の付着に時間を要した。90日目以降は順調に処理が行われていたが、280日目以降付着微生物量が10,000mg/Lを越える様になると（写真－3.1）、窒素処理能が低下している。これは、担体付着微生物中の硝化細菌等の割合が小さくなったため、窒素の処理が十分行われなくなったと考えられる。

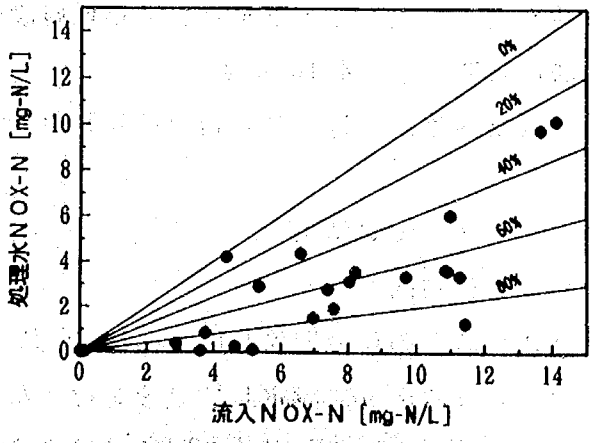
上向流式生物反応槽のＮＯＸ-Ｎ処理成績を図－3.6に示す。上向流式生物反応槽での脱窒率は、流入ＮＯＸ-Ｎに対して概ね４０～８０％の範囲あった。上向流式生物反応槽の脱窒速度を、上向流式生物反応槽への流入ＮＯＸ-Ｎおよび処理水ＮＯＸ-Ｎ量から求めると、0.54～2.01mg-N/g-SS/hrで平均すると1.23mg-N/g-SS/hrとなった。本プロセスの脱窒は、好気性処理のあとで



図－3.4　溶解性ＢＯＤ経日変化



図－3.5　溶解性Ｋ-Ｎの経日変化



図－3.6　上向流式生物反応槽のＮＯＸ-Ｎ処理成績
図中の数値は脱窒反応による除去率

嫌気性脱窒処理を行っている事から、有機物負荷が足りないと考えられる。脱窒を完全に行うには、上向流式生物反応槽ＭＬＳＳの高濃度化あるいはステップ流入等のプロセス変更が必要であろう。

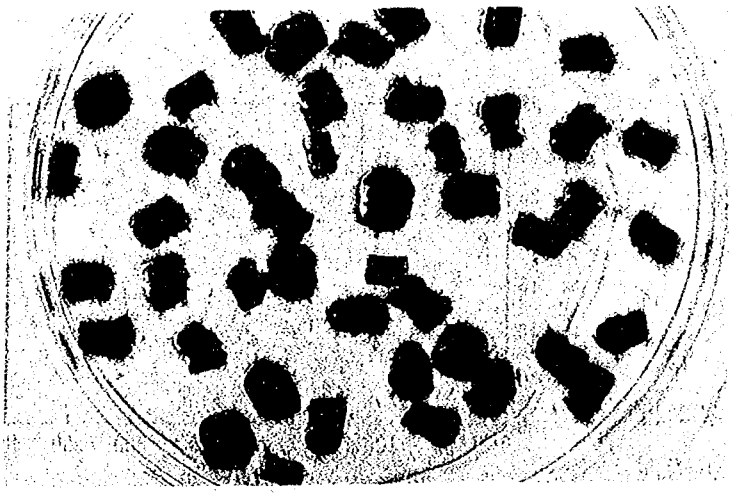
(4) 担体投入曝気槽の酸素消費

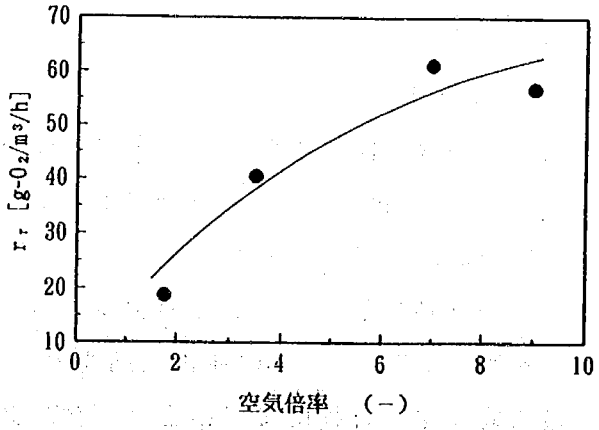
210～240日目にかけて、担体投入型曝気槽の曝気量を変えながら微生物の酸素利用速度を測定した。酸素の溶解効率は、曝気槽オフガスの酸素分圧を測定することにより求めた。結果は図－3.7の通りとなった。値は２４時間の平均とした。空気倍率７倍以上では酸素利用速度が一定となっていることから、本実験においては７倍でも酸素は充分供給されていることがわかる。

担体投入型曝気槽での溶解性ＢＯＤの除去量は58mg/L（空気倍率７倍時平均）、酸素溶解効率11.3％であったことから、酸素収支から計算すると単位酸素消費量あたりのＢＯＤ除去量は、

$$\frac{\triangle BOD\ [g]}{O_2\ [g]} = 0.84$$

となる。





図－3.7 担体投入型曝気槽の酸素消費速度

５．４ 嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法のベンチスケール実験

５．４．１ 実験方法

嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法（凝集剤添加）の好気槽に担体を添加し、硝化・脱窒の特性を調査した。流入下水は、実処理施設の流量調整槽を通過後の団地下水である。実験装置の各槽の滞留時間を表－4.1に示す。

好気槽の曝気量は、好気槽のＯＲＰ値（ＯＲＰ計：ＴＯＡ（AUS-338）金電極）によって制御した。

５．４．２ 実験結果

(1) ＯＲＰ制御

ＯＲＰ値と硝化の関係を図－4.1に示す。ただし、この実験では担体は添加せず、ＳＲＴを硝化細菌が増殖できるように設定して処理を行った。ＯＲＰが+140mV以上で、処理水中のNH4-N濃度が2mg/L以下であったことから、以後の実験では、ＯＲＰの設定を+140mVとした。

(2) りん除去

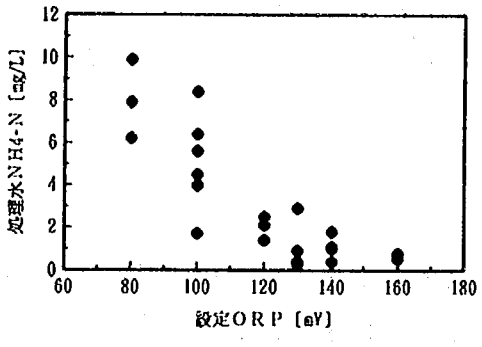
流入水および処理水りん濃度を図－4.2および図－4.3に示す。

1系については、130日目までは比較的よくりん除去が行われていたが、その後水温が低下するに従い、りん除去が悪化した。悪化の原因としては、水温の低下にともなって脱窒速度が低下し、返送汚泥中のNOxが十分脱窒されないままに嫌気槽に流入することが考えられた。図－4.4に、返送汚泥中のNO_x-N濃度に対する処理水の全りん濃度を示す。返送汚泥のNO_x-Nが高くなるにつれ、処理水のりん濃度が高くなる傾向を示している。

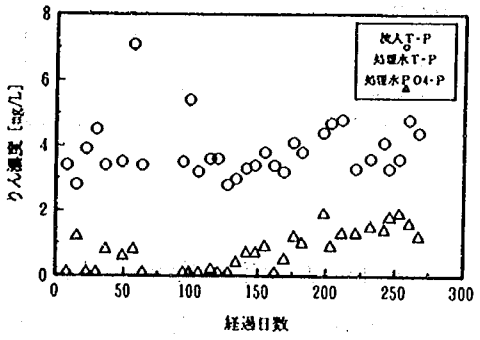
2系は、Al/Pモル比1.0で凝集剤を添加したが、処理水のPO4-P濃度はほぼ1mg/L以下となった。

表－4.1 滞留時間

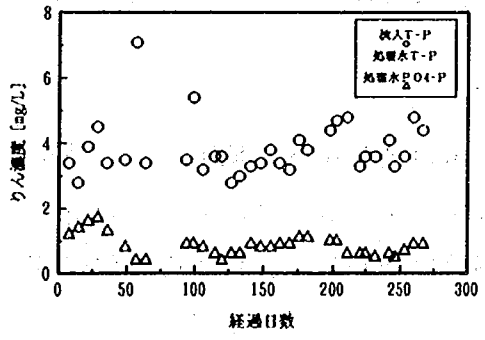
	HRT			
1系	嫌気槽	無酸素槽	好気槽	全体
嫌気-無酸素-好気法	2.0 h	2.0 h	4.0 h	8.0 h
2系	好気槽	無酸素槽	再曝気槽	全体
硝化・内生脱窒法＋凝集剤添加	4.0 h	8.0 h	1.2 h	13.2 h



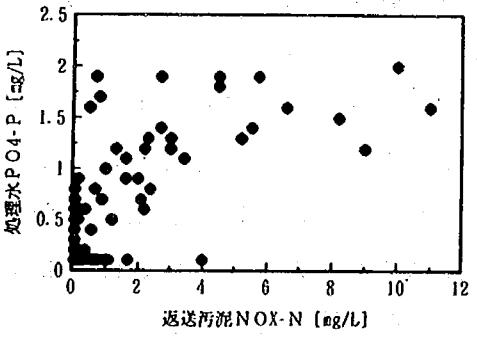
図－4.1 設定ORPと処理水NH4-N濃度の関係



図－4.2 1系（嫌気-無酸素-好気法）のりん除去



図－4.3 2系（硝化・内生脱窒法）のりん除去



図－4.4 返送汚泥NOx-N濃度と処理水PO4-P濃度の関係

(3) 窒素除去

1・2系とも、好気処理時間が短い運転であるにもかかわらず、ほぼ完全硝化が達成された。

しかし、1系では、水温低下にともなって脱窒速度が低下し、無酸素槽においてNOx-Nが残留し、処理水中のT-N濃度が上昇した。この水温低下による脱窒速度の低下の傾向は、2系についても見られた。

(4) 硝化・脱窒活性の回分測定結果

浮遊汚泥および担体について、硝化活性と脱窒活性を測定した結果を表－4.2および表－4.3に示す。

①硝化活性

1系、2系ともに担体付着汚泥の硝化活性は、浮遊汚泥の活性よりかなり大きな値を示し、担体に

硝化細菌が高い比率で保持されていることがわかる。担体投入率を20%から40%に上げたとき、付着汚泥の硝化速度が減少しているが、これはT-N/SS負荷が減少したためと考えられる。

1系と2系で硝化活性の違いはほとんど見られなかった。流入水中の影響を直接受ける2系の方が、硝化活性が落ちることが予想されたが、本実験では、好気槽の位置の違いによる硝化速度の差は観察されなかった。

②脱窒活性

1系、2系ともに、浮遊汚泥の脱窒能は担体付着汚泥のそれの2～3倍であった。硝化は主に担体付着汚泥により、また、脱窒は主に浮遊汚泥により担われている。

表－4.2　硝化速度の回分測定結果　〔mg-N/g-SS/h〕

経過日数		150日	220日	247日
担体投入率		20 %	40 %	40 %
水温		18 ℃	12 ℃	13 ℃
1系	浮遊汚泥	1.1	0.7	0.1
	担体付着汚泥	4.0	2.0	1.9
2系	浮遊汚泥	0.7	0.6	0.4
	担体付着汚泥	3.7	2.0	2.5

表－4.3　脱窒速度の回分測定結果　〔mg-N/g-SS/h〕

経過日数		136日	227日	255日
担体投入率		20 %	40 %	40 %
水温		21 ℃	13 ℃	14 ℃
1系	浮遊汚泥	1.2	1.1	1.2
	担体付着汚泥	0.5	0.3	0.3
2系	浮遊汚泥	0.9	0.8	0.7
	担体付着汚泥	0.9	0.3	0.2

6　まとめ

（1）基質組成の基質除去速度・微生物量に対する影響（浮遊汚泥が共存しない担体単独での処理）

基質中の有機物濃度が通常の下水の1/10程度であれば、担体の硝化速度は、滞留時間が2時間まで有機物を含まない基質の場合と同じであった。このことから、循環式硝化脱窒法の硝化槽のように、脱窒槽で有機物がある程度消費され、有機物負荷が低いような場合には、担体上の硝化細菌は安定的に保持されるものと考えられる。

（2）嫌気-無酸素-好気法のパイロットプラント実験

・冬期に好気槽のDO濃度を下げた処理を行ったところ、好気槽の硝化速度が低下した。硝化の安定化のためには、特に低水温期において、硝化細菌に好ましい環境を整えることが必要である。

・りんの除去は良好であった。これは、沈殿槽での汚泥の滞留時間が長く、返送汚泥中のNOx-N濃度が低くなっていたことが原因と考えられた。

（3）担体投入曝気槽-上向流式生物反応槽のパイロットプラント実験

・担体投入曝気槽は十分なBOD除去能力を有していたが、低水温期に硝化速度が低下した。

・上向流式生物反応槽は、SSの除去がすぐれていたが、有機物負荷が不足していたために、脱窒率は40～80%であった。

（4）嫌気-無酸素-好気法および硝化-内生脱窒法のベンチスケール実験

・硝化は主として担体付着微生物により、また、脱窒は主として浮遊汚泥により担われていた。

・下水が直接好気槽に流入する場合でも、担体付着微生物の硝化速度は大きな値を示した。

・りん除去は、水温低下により悪化した。これは、脱窒速度の低下により、返送汚泥中にNOxが残留したことが原因であると考えられた。

７．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　高橋正宏
主任研究員　小越眞佐司
研　究　員　石井宏幸

１．はじめに

下水処理場の水処理プロセスの維持管理における問題点の１つは、固液分離である。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、生物反応槽におけるMLSS濃度を容易に濃くすることができない場合があるなど前段の処理プロセスにも影響を与えている。そのため本調査は、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が高い濃度で流入してくる場合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の開発を目的としている。

２．平成３年度までの調査結果

本調査は平成２年度を初年度として調査を開始したものであり、本年度は３年目にあたる。前年度までの調査結果の概要は以下の通りである。

２．１　最終沈殿池の実態調査結果

（１）沈殿池内には、計算上の平均流速よりもかなり速い流れが存在し、特に流入部近くから池中央部付近にかけての下層部で、流下方向の速い流れが頻繁に観測された。また、流入部付近の上、中層部で流入部へ戻る逆向きの流れが多くみられた。

（２）池の中央部より下流では、汚泥界面は存在せず、大半の汚泥はホッパー後端に達するまでに沈殿していた。

（３）同時刻における池内水温分布は、0.3～0.5℃の温度差の範囲内で、２４時間の変動幅は最大0.5～1℃程度であった。

（４）トレーサー調査の結果、池の中央部までは下層に近い部分に強い流れがあらわれ、その後下流にいくほど上層部にあらわれることが推定された。

２．２　模型実験による調査結果

（１）沈殿池のフルード模型に着色水を流入させたところ、流入水温が高い場合、着色水は上層部のみを通過して流出し、逆に池内水温が高い場合、下層部を流れた。

（２）活性汚泥混合液と上澄水との密度差は、池内水温分布による水温差に起因する密度差より大

メータにより計量する。なお、模型内には水温計を上流部、中流部、下流部それぞれの上層、下層に計6本設置しており、実験中の池内部の水温分布を把握できるようにした。

（2）実験条件

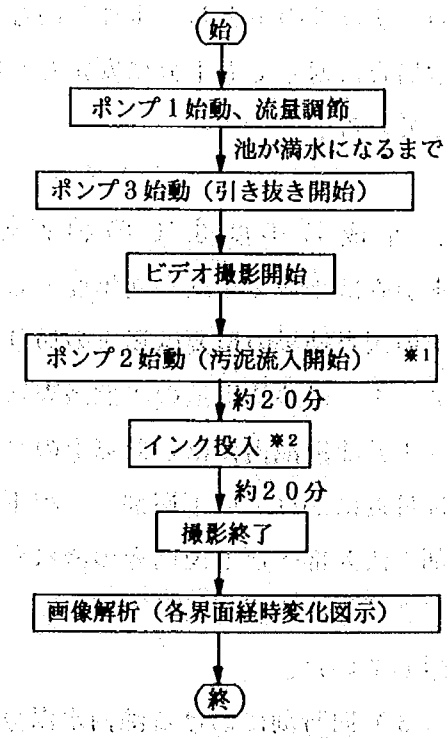
実験条件は表1に示すとおりである。ただし、ここにいう流量とは、ポンプ1すなわち三次処理水の流量のことである。流量は対象とする実物の沈殿池の計画日最大および日平均流入量に対してフルードの相似則を適用して決定した。汚泥引抜流量は、流入量の35%とした。

表1　実験条件

実験No	流量(ℓ/min.)	整流板開口率(%)	整流板スリット	かき寄せ機
1	9	6	無	停止
2	9	10	無	停止
3	9	10	有	停止
4	9	20	無	停止
5	9	10	無	稼働
6	9	10	有	稼働
7	13	6	無	停止
8	13	10	無	停止
9	13	20	無	停止
10	13	10	有	停止

（3）実験方法

本実験における調査項目は、各実験条件における汚泥の堆積の模様、比較的浮遊物質濃度の高い水と上澄水との界面（以下、界面という）の経時変化、インクを流入水に混ぜたときの池内を通過する着色水帯の経時変化、および10分毎の池内水温分布である。実験フローを図3に示す。測定方法は、活性汚泥混合液およびインクの混ざった活性汚泥混合液それぞれの流入後の沈殿池内の模様をビデオカメラで撮影したのち、画像解析装置により任意の時刻における各界面の任意の点の座標を求めて界面を図化した。



※1　ポンプ2の流量は、2.1から3ℓ/分

※2　図1のように、インク300mℓをポンプ1の吸い込み口へ投入する

図3　実験フロー

（4）実験結果

界面の動き：図4に実験No.10の界面の経時変化を示す。流入した混合液は、直ちに下方に向かう流れとなり、以降池の下半分を通過する流れとなる。この傾向は、流量や整流板の構造、かき寄せの有無によらず認められた。

着色水帯の動き：図5～図10に、それぞれ実験No.2,3,4,5,7,9における着色水帯の経時変化を示す。図7と図10を比較すると流量の違いによる着色水の動き方の相違が、図9と図10を比較すると整流板開口率の違いによる相違が、図5と図8を比較するとスリットの有無による相違がわかる。図7と図10より、池の下半分を通過して下流端より流出するという着色水帯の動き方の流量による差はあまりないと思われる。しかし、実験No.9ではインク投入後約5分で着色水帯が流出堰部に達したのに対し、実験No.4では6分経過しても流出堰部には到達しなかった。この傾向は流量に関する他の比較（例えば実験No.3とNo.10）においても認められた。以上のことから、流量が大きくなると池内の水の速度は速くなるが、水の経路は変わらないと考えられた。

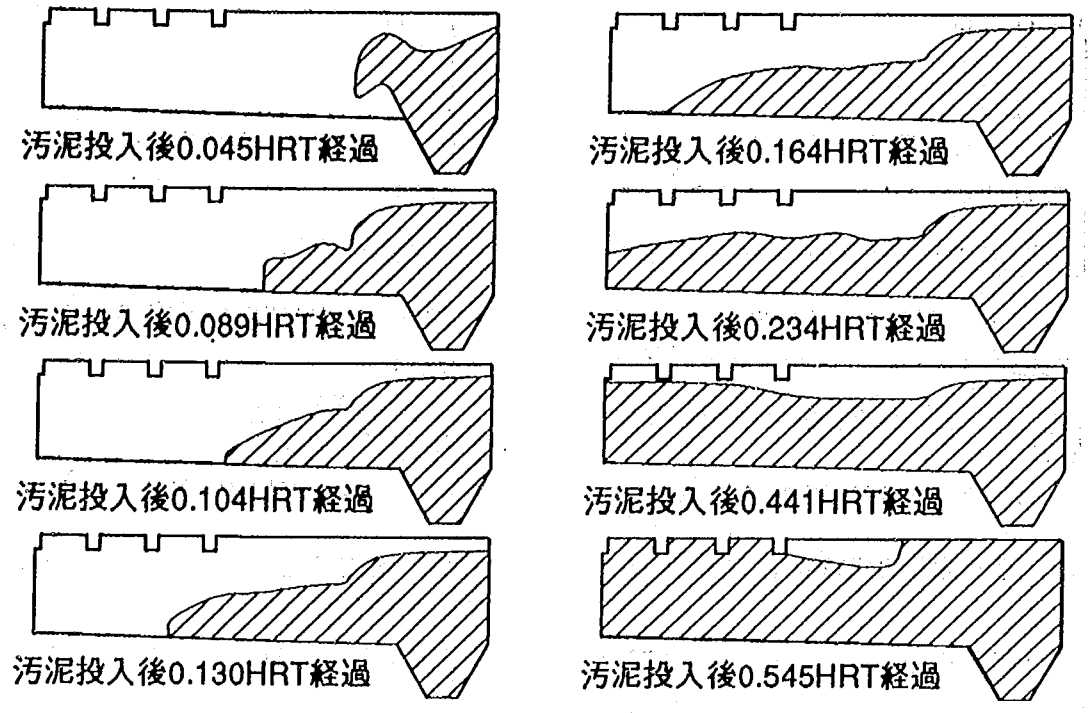


図４　界面の経時変化（実験No.10）

図９と図１０より、着色水帯の動き方は整流板開口率の違いによる大きな差はないと考えられる。

また図５と図６より、スリットの有無による着色水帯の動き方の差も認められない。しかし、スリットのない方が着色水帯のスピードが速い傾向があり、スリットの存在が池内の流速に何らかの影響を与えるものと考えられる。

図５と図８とを比較すると、かき寄せ機が池内部をかなりかき回している様子がわかる。かき寄せ機の存在が沈殿池の固液分離機能にどのように影響するかはいまのところ明らかではないが、池内を静穏に保つという点からいえば悪影響を及ぼすものといえるであろう。なお、実験中は池内の場所的な水温差はおおむね±0.3℃の範囲であった。

３．２　エアレーションタンク内活性汚泥混合液の密度に関する考察

昨年度に実施した実態調査および３．１の模型実験から、沈殿池内部の流れは密度流に支配されていると考えられる。ホッパーより下流では水温差による密度流が支配的であると考えられたが、流入部付近では活性汚泥混合液と上澄水との比重差による密度差に支配されているようであった。ここでは、水温差による密度差が流入部の流れにどの程度影響するかを把握するため、６つの処理場のエアレーションタンクから活性汚泥混合液を採水し、それぞれ５段階の濃度に調整したのち、比重試験（下水試験方法に準拠）から水との密度差を求めた。結果を図１１に示す。なお、値は３回の測定値の平均をとった。これによると、通常のMLSS濃度である1,000～2,000mg/ℓでは比重による密度差は0.0006～0.001程度であった。これは、15℃の水を基準にすると3～5℃程度の温度差に相当し、２．２．１（３）の結果とあわせて考えれば流入部付近においては比重差による密度差が支配的であるといえる。ところで、比重試験では同じ比重瓶を用いてはかった試料と水の質量の差から比重を求めるが、その差が非常に小さいために試料と水の温度のわずかな違いや測定時の誤差の影響が大きいと考えられる。そこで、今回行ったような比重試験の方法の精度を確認する意味で、ある処理場の活性汚

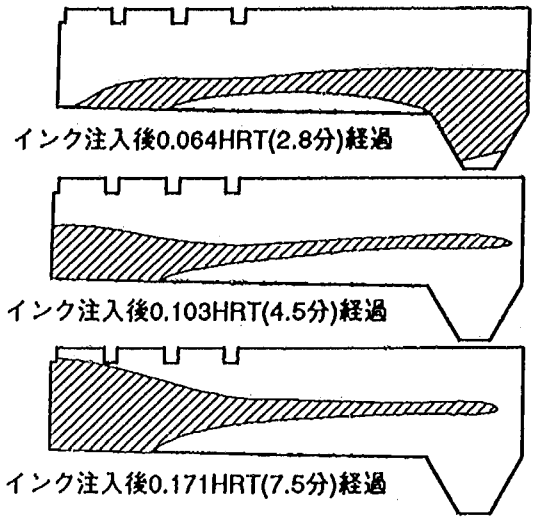


図5　着色水帯の経時変化（実験No.2）

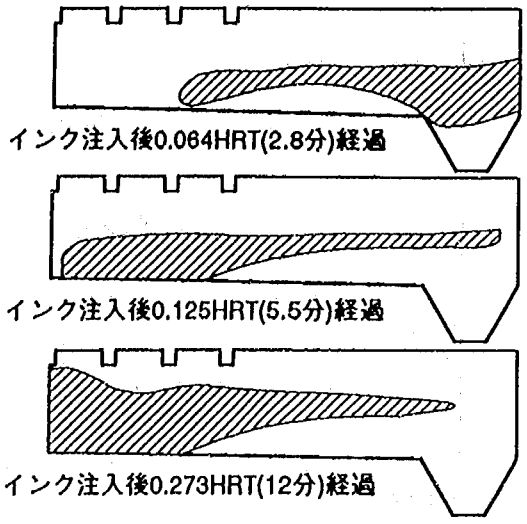


図6　着色水帯の経時変化（実験No.3）

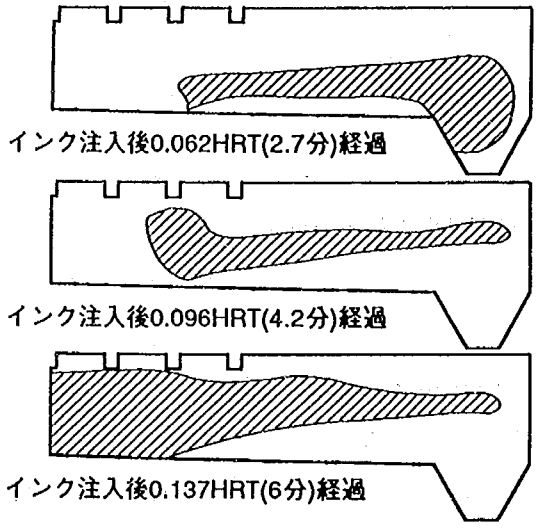


図7　着色水帯の経時変化（実験No.4）

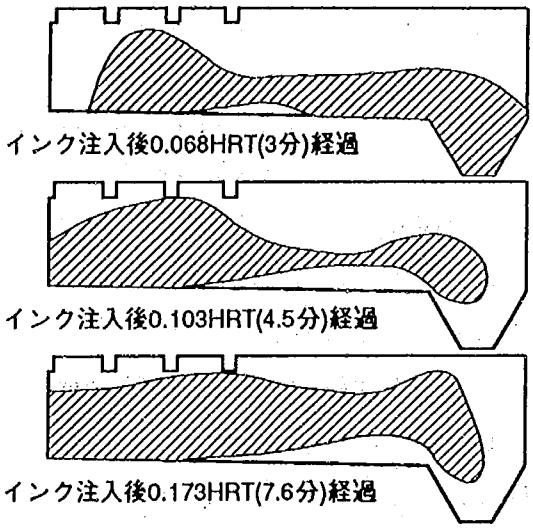


図8　着色水帯の経時変化（実験No.5）

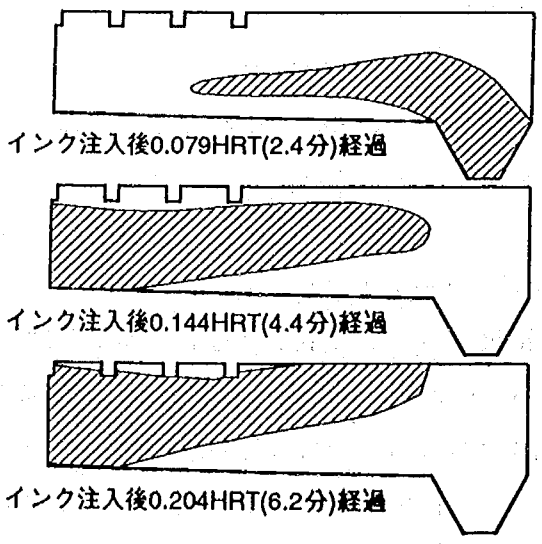


図9　着色水帯の経時変化（実験No.7）

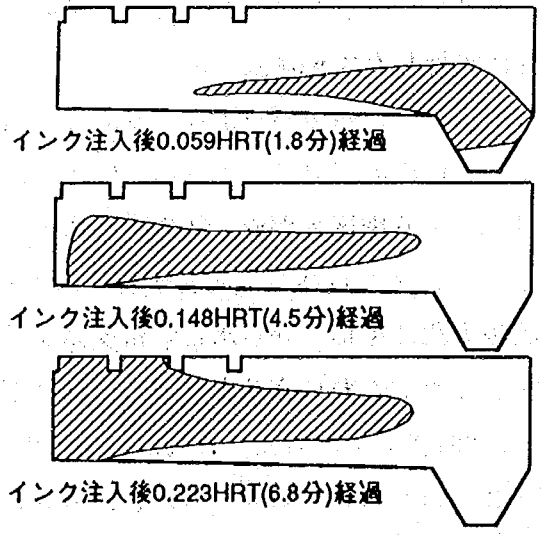


図10　着色水帯の経時変化（実験No.9）

泥混合液について下水試験方法に準拠した方法（以下、A法）と、使用する比重瓶についてあらかじめいくつかの温度下における容量をはかりその瓶の温度－容量曲線を求めておいて、それを考慮して比重を求める方法（以下、B法）の２通りの方法で混合液の密度をはかり、それぞれ式(1)により汚泥の実質部分の密度を計算した。

$$\rho_s = \frac{\rho_w}{1 - \frac{10^6 (\rho - \rho_w)}{C}} \quad \cdots式(1)$$

ここに、ρ_s, ρ, ρ_w はそれぞれ汚泥実質部分、混合液、水の密度(g/cm^3)をあらわし、Cは混合液のMLSS濃度(mg/ℓ)をあらわす。図１２に結果を示す。実質部分の密度は理論的にはMLSS濃度によらないはずであるが、A法ではMLSS濃度の小さい場合は大きめの値を示す傾向にある。測定時の混合液温および水温は表２に示すとおりで、試料と水の温度差は0.3～0.7℃程度であった。この程度の差でも、MLSSが小さい場合はA法の測定では誤差が大きくなると考えられる。一方、B法ではMLSSが小さい場合はやはりばらつく傾向がみられるものの、ほぼ一定の値をとっている。以上のことから、3,000mg/ℓ程度以下の汚泥の比重をはかる方法としてはB法の方が妥当といえるであろう。なお、B法ではかった汚泥の密度はA法ではかった場合に比べ1,500mg/ℓ程度の濃度の時で0.00035

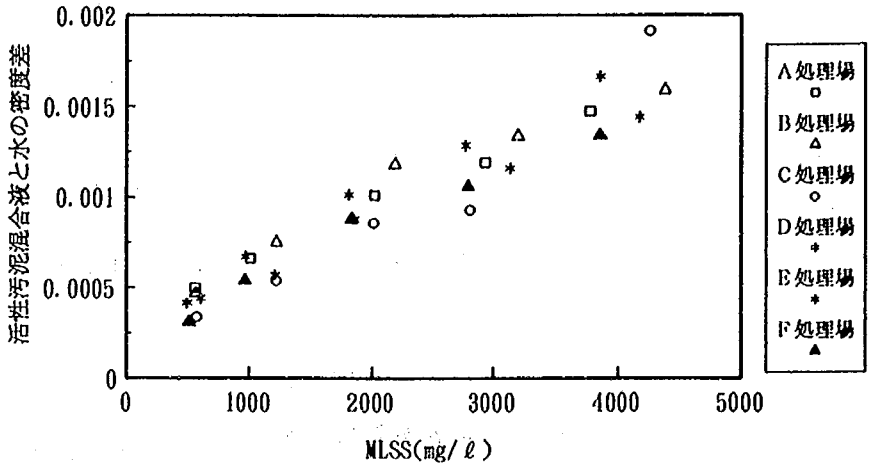


図１１　MLSS濃度-混合液と水の密度差

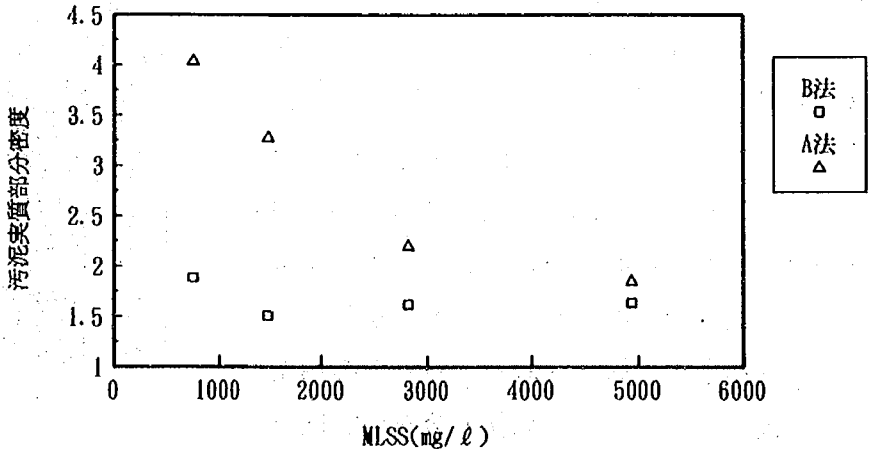


図１２　MLSS濃度-活性汚泥実質部分密度

表２　比重測定時の液温と水温

混合液MLSS(mg/ℓ)	液温（℃）	水温（℃）
4940	21.8	22.4
2820	21.8	22.1
1490	21.8	22.5
761	21.9	22.2

程度小さめの値がでるが、このことを考慮しても　MLSS1,000～2,000mg/l　では比重による密度差は0.0002～0.0006程度はあり、池内の水温分布に起因する密度差に比べると２倍以上は大きいであろう。以上のことから、池の流入部付近においては活性汚泥混合液と上澄水の比重差による密度差が支配的であるといえる。しかし、固液分離により流入水のMLSSが減少するに従って比重差による密度差は小さくなり相対的に温度差による密度差が卓越してくると考えられる。

３．３　フロックの沈降性に関する検討

活性汚泥フロックの沈降速度と形状等との関係を検討した。沈降実験装置を図－１３に示す。

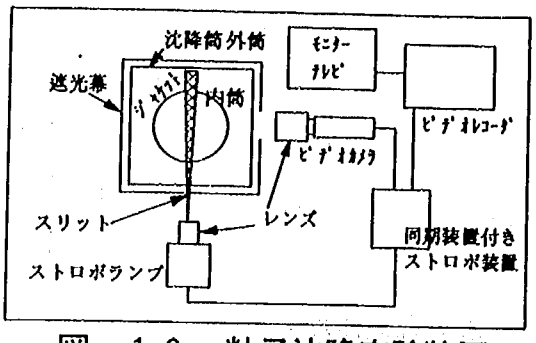
二次処理水を沈降筒内に満たし、ビデオカメラの焦点位置をストロボ光の照射位置に調節した後、沈降筒上部より微量の活性汚泥を加え焦点面を通過する粒子の沈降状況を撮影した。

ビデオ画像から沈降速度およびフロック形状を計測するために用いた装置は、㈱柏木研究所製NEXUS-6400型画像解析装置を中心に構成されたものである。計測項目は表－３に示した６項目であり、沈降速度は重心のＹ座標の変化量から計算によって求めた。

活性汚泥フロックの沈降速度：　沈降速度の平均値と分布範囲を表－４に示した。沈降速度は　0.06～3mm/sの範囲にあり、低速のフロックは最終沈殿池の標準的な水面積負荷率25m/dに相当する上向流速（-0.29mm/s）の中では沈降しない。また、観測された最も遅いフロックは水面積負荷率5m/dに相当するより早い上向流速の中では沈まないことになる。

粒子形状計測結果：　観測されたフロックの面積平均径、水平幅及び周囲長の平均値と分布の範囲を表－５に示した。自由沈降中のフロックを側面から撮影したので抵抗によって変形した鉛直断面形状を計測しており、ほとんどのフロックは水平幅が面積平均径より少し大きく、自由沈降中のフロックはやや偏平であった。

沈降速度と粒子形状の関係：　静水中を自由沈降する単一粒子の沈降速度式によればフロックの沈降速度は粒子直径の平方根に比例する。



図－１３　粒子沈降実験装置

表－３　画像計測項目

項目	備考
面積平均径	面積が同じ円の直径
重心の座標	画面上下(Y)左右(X)
水平方向幅	X軸への投影長さ
最大長	最長の投影長さ
幅	長軸に垂直な方向の幅
周囲長	

表－４　フロック沈降速度

処理場	沈降速度(mm/s)		ＳＶＩ	MLSS
A n=9	平均値	0.909	240	2070
	分布範囲	0.189-2.280		
B n=9	平均値	1.189	158	1910
	分布範囲	0.215-2.580		
C n=13	平均値	0.505	476	1400
	分布範囲	0.056-1.490		
D n=27	平均値	1.018	102	1790
	分布範囲	0.240-2.380		
E n=19	平均値	0.790	232	1550
	分布範囲	0.075-1.676		
F n=13	平均値	1.142	371	1350
	分布範囲	0.200-3.053		

表－５　フロック形状　（ｍｍ）

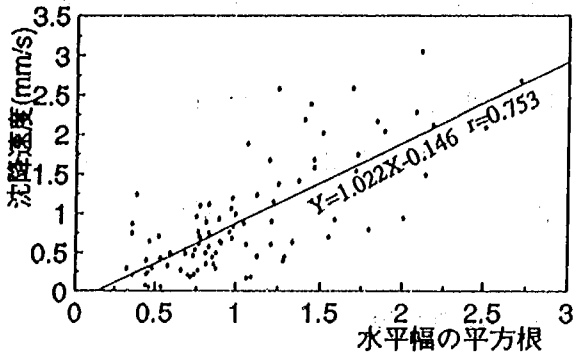
処理場		面積平均径	水平幅	周囲長
A	平均値	1.63	1.96	12.86
	範囲	0.18-4.33	0.20-6.29	0.59-37.05
B	平均値	0.69	0.87	4.28
	範囲	0.13-2.32	0.13-2.85	0.49-14.70
C	平均値	1.40	1.70	7.82
	範囲	0.20-3.71	0.20-4.57	0.82-24.15
D	平均値	1.10	1.29	6.44
	範囲	0.16-3.78	0.10-4.75	0.46-28.50
E	平均値	0.94	1.02	5.44
	範囲	0.24-2.59	0.20-2.93	0.77-14.30
F	平均値	1.45	1.56	10.51
	範囲	0.17-6.32	0.13-7.36	0.47-69.45

$$w^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot \frac{\rho' - \rho}{\rho} \cdot d \quad \cdots\cdots\cdots\cdots (1)$$

ここに、w：沈降速度(cm/s)、g：重力加速度、
CD:抵抗係数、ρ'：粒子の密度、ρ：水の密度、
d：粒子の直径(cm)

活性汚泥フロックは偏平に変形していたので直径の代わりに水平方向の幅をとり、その平方根と沈降速度の関係を図－１４に示した。（１）式中の抵抗係数は粒子形状の関数と考えられるので、粒子径以外の因子として周囲長や偏平率等の形状係数を加えて重回帰分析を行ったが相関係数はほとんど変化しなかった。

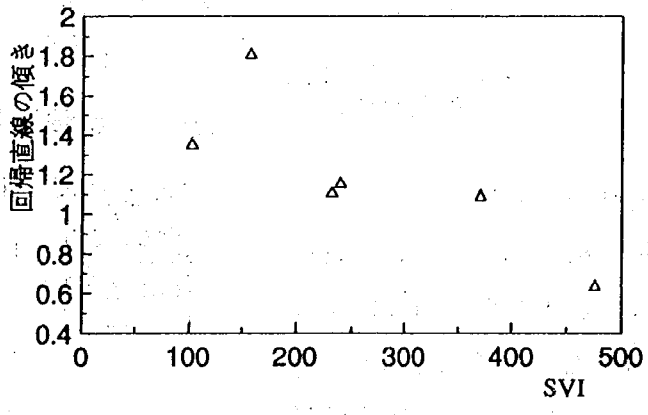
ＳＶＩとフロックの沈降速度、粒子形状、沈降速度とフロック径の回帰係数等との相関性を検討し、その結果を表－６に示した。ＳＶＩと良い相関が認められたのはフロック径の平方根と沈降速度の関係を示す回帰直線の傾きで、ＳＶＩの増加にともなって傾きは減少する（図－１５）。このことはＳＶＩが高い処理場ではフロック径の増加に伴う沈降速度の増加が緩やかであることを示す。ＳＶＩは密度差関連の因子と予想したが本調査の結果では密度差との相関性は認められなかった。



図－１４　水平幅の平方根と沈降速度

表－６　ＳＶＩとの相関

因子	r	X係数	因子	r	X係数
面積平均径	0.565		密度差の平均値	0.045	
周囲長	0.375		粒径と密度差の回帰直線の傾き	0.110	
平均沈降速度	0.596				
粒径と沈降速度の回帰直線の傾き	0.817	-0.0023	同上のＹ切片	0.605	-0.001



図－１５　ＳＶＩと回帰直線の傾き

４．まとめと今後の課題

本年度の調査の結果、次のようなことがわかった。池の中の流れは活性汚泥と水との比重差に起因する密度流に支配されており、流入水は直ちに下方へ向かう流れとなって池の下半分を通過する。この流れの経路は流量や整流板の構造によらないと考えられる。かき寄せ機は池内部を攪拌していた。

また、流れは池の下半分を通過することから池内部の実流速は、設計平均流速よりもかなり速いと考えられ、そのため実滞留時間は計算上の水理学的滞留時間と比べてかなり小さかった。沈殿池では池内部を静穏に保たなければならないことを考えると、これは問題である。さらに活性汚泥ﾌﾛｯｸの沈降速度は高々数mm/sであり、池内部の局所的な強い流れによって容易に巻き上げられる。

以上のことから、汚泥ﾎｯﾊﾟｰの容量を大きくすることで沈降性の高い汚泥はできるだけﾎｯﾊﾟｰ内で沈殿、濃縮をさせ、ﾎｯﾊﾟｰを通過した沈降性の悪い汚泥ﾌﾛｯｸについてはﾎｯﾊﾟｰ以降の池内部を何らかの方法でできるだけ静穏に、かつ長い滞留時間を確保させることで沈殿させることのできるような沈殿池が有効ではないかと考えられた。来年度はそのような観点から実験的な調査を行う予定である。

きいと考えられることから、流入部付近の流れは混合液と上澄水との密度差に支配されていると考えられる。

3．平成４年度の調査結果

本年度の調査は沈殿池内における流れの状況を観察するための模型を用いた実験と、活性汚泥混合液と上澄水との密度差、および活性汚泥フロックの形状と沈降速度の関係を調査する実験から構成される。

3．1　沈殿池模型による実験

3．1．1　実験方法

（１）沈殿池模型の概要

図１に実験に用いた模型沈殿池の概要を示す（池幅500mm、長さ1900mm、平均水深約330mm、ホッパー部水深540mm）。

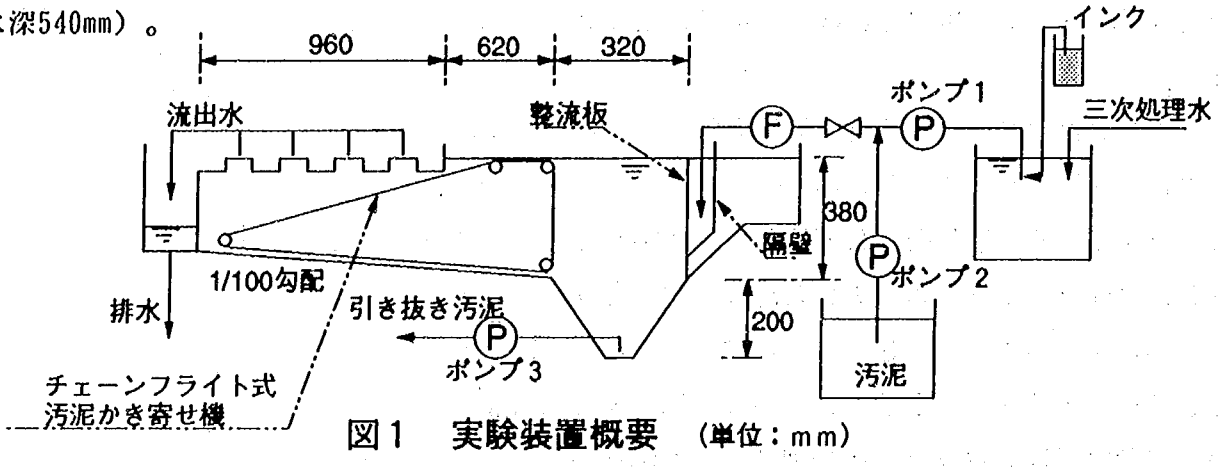


図１　実験装置概要　（単位：mm）

模型の材質は透明アクリル板（板厚15mm）で、これを接着加工した。図２に流入部整流板の形状を示す。整流板より下流は、実物のほぼ1/10縮尺であるが、上流端から整流板までは縮尺通りに製作されていない。整流板より上流の部分の容量は流量に比べて大きくこの部分で汚泥の沈降が起こってしまうため、整流板より上流10cmの所に隔壁を設けて流入部の容量を小さくして流入部における汚泥の沈降を防いだ。流入は、模型を設置している茨城県霞ヶ浦浄化センターの三次処理水（砂ろ過水）をポンプで流入部に送るようになっているが、途中で200ℓの容器に貯められた汚泥（湖北総合実験施設内ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁの返送汚泥、MLSS11,000mg/ℓ、1,200mg/ℓに希釈後のSVI約170cm³/g）を2.1～3ℓ/min.で合流させて管内で混合させたのち模型に流入するようになっている。流入した水は越流堰を通って排水路へ流出したのち、模型外へ排出される。また、汚泥ホッパー後端より下流ではチェーンフライト式汚泥かき寄せ機が稼働しており、実際の沈殿池のように池底に堆積した汚泥をホッパーへ落とすことができるようになっている。かき寄せ板の高さは30mm、取付間隔は200mmである。かき寄せ速度は、実際の沈殿池におけるかき寄せ速度を約30cm/min.としてフルードの相似則に従って決定した。汚泥ホッパーに堆積した汚泥は、ホッパー底部に敷かれた径16mmの管を通ってポンプで模型外へ排除される。流入水量は水道用

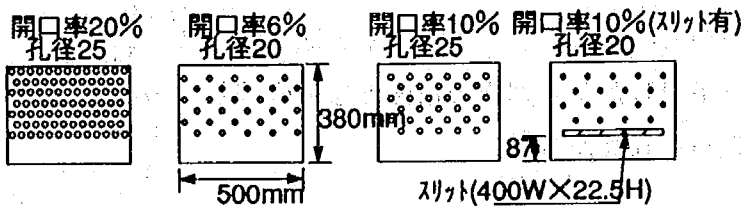


図２　流入部整流板概要

8．小規模に適した高度処理技術の開発に関する調査

三次処理研究室　　室　長　高橋　正宏
研究員　南山　瑞彦
奥井　　淳

1．はじめに

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

一般に、小規模な下水道で採用される処理方法には、運転管理が簡易で、運転費用が安価であることが要求される。運転管理・運転費用に関しては、小規模処理場に限られた要件とは言い難いが、小規模処理場を有する自治体にとっては、専門技術者の確保が困難であるため、特に簡易な運転管理が求められる。小規模な処理場において高度な処理を行う場合にも、処理の安定性、簡易な運転管理、建設・運転費用が安価であることが求められる。しかしながら、従来の高度処理技術は、微生物の管理や薬品、水質の監視等、比較的熟練した技術者が常駐管理する必要があり、小規模施設にそのまま適用し、安定した処理水質を得ることは困難であると思われる。小規模処理場は、小規模であるが故に、比較的大規模な処理場では使用が困難な処理法の採用が可能となる場合があり、積極的な新技術の開発・導入が必要であると考えられる。

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

2．これまでの調査結果

小規模下水道の処理施設は、維持管理の簡素化を主目的とした処理技術が採用されることが多く、その地域の持つ特性に応じた高度処理技術の確立が求められている。3年度は、安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査及びオキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査を開始した。

2.1　安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

比較的簡易で、小規模な処理場へも適用が可能であると考えられるりん除去の方法として吸着法があげられる。吸着法の導入のためには、安価でりん吸着能力の高い吸着剤が必要である。一方、建設廃材は、建築物の建て替え等により増加する傾向にあり、その適切な再利用方法が検討されている。一般にコンクリート中のセメントには、りんの凝集剤として用いられる物質が含ま

れている。このうち、水酸化カルシウムは、りんを含む水に添加されると、pHの上昇とともに、難溶性の化合物（ヒドロキシアパタイト等）となる[1]。この反応によりりん除去（吸着または沈殿による除去）が可能であると考えられる。

3年度は、コンクリート廃材を吸着剤として使用し、カラム実験およびバッチ実験により吸着能力の確認を行った。りん濃度5.0mg/Lの溶液を用いたカラム実験の結果、コンクリート廃材によるりん除去量は、吸着能力の無くなった1,000B.V.までで約0.73[mg-P/g-ｺﾝｸﾘｰﾄ]であった。

2.2 オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

オキシデーションディッチ法は、近年、比較的小規模な処理場に多く採用されている処理法の一つであり、汚泥管理をできる限り簡素化した生物学的窒素除去運転を行うための条件を得ることが必要である。一般に、オキシデーションディッチ法を用いた処理場において、比較的容易に行うことが可能である高度処理は、曝気装置の間欠運転、又は曝気量制限運転による、生物学的窒素除去である。

3年度は、制限曝気時の硝化能力、汚泥ため込み運転時の問題点抽出及び脱窒能力を把握するための調査を開始し、硝化・脱窒速度の均衡がとれることにより、間欠運転を必要としない窒素除去が可能であることが示唆された。

3．平成4年度の調査

4年度は、前年度に引き続き、りん除去に関しては二次処理水を安価な吸着剤を用いて高速処理する手法の調査、窒素除去に関してはオキシデーションディッチ等において汚泥管理をできる限り簡素化した硝化・脱窒運転の条件を得るための調査を行った。

3.1 安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

3.1.1 安価な吸着剤に関する調査

4年度は、安価な吸着剤として、表-1に示した粉末を使用し、平衡吸着量に関する検討を行った。コンクリート廃材は3年度の実験で使用したものと同じものを、125ﾒｯｼｭ以下にすりつぶしたものである。貝殻は、コンクリート廃材と同様に、りん酸イオンとカルシウムイオンとの反応を期待して選択した。貝殻のりん除

表-1 供試りん除去剤

	コンクリート廃材	貝　殻	鉄　錆
	建設廃材（K社、埼玉県） ○採取した後、洗浄のみ行ったもの ○800℃，1時間の熱処理を行ったもの	カラス貝の殻を焼いたもの	産業廃棄物
成分[重量%]			
SiO_2 換算		0.78	2.2
Al_2O_3換算	8.5	0.23	3.1
Fe_2O_3換算	3.9	0.52	85.2
CaO　換算	32.5	65.7	1.4
MgO　換算	1.56	0.44	

去への利用については、かき貝からヒドロキシアパタイトを合成し、晶析によるりん除去を行った例がある[2]。また、鉄錆は、りん酸イオンと鉄イオンとの反応によるりん除去を期待して選択した。実験は、20℃で、気相を窒素ガスで満たした2Lの回分式反応槽を用いて行った。実験に使用した原水には、りん酸水素二カリウム（K_2HPO_4）を蒸留水に溶解したものを用いた。pHの調節には水酸化カリウム又は塩酸を用いた。りん濃度は、検水をろ過（ガラス繊維ろ紙，粒子保持能1.0μm）した後、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法によりもとめた。

実験により得られた吸着等温線をまとめて図-1に示す。また、図-1をもとに算出した回帰式を表-2に示す。図-1，表-2には、安価なりん吸着剤として土壌（鹿沼土）の吸着能力に関する文献値[3]も共に記した。

コンクリート廃材に関しては、3年度のカラム実験で約0.73[mg-P/g-吸着剤]（平衡濃度5mg-P/L）という値を得ている。今回得られた回帰式によると0.89[mg-P/g-吸着剤]となり、カラム実験とほぼ同程度の値となった。また、コンクリート廃材の吸着能力と土壌の吸着能力を、1mg-P/Lにおける平衡吸着量で比較すると、コンクリート廃材の吸着量は、土壌（鹿沼土）の文献値[3]の約10分の1の値であった。コンクリート廃材は、土壌のように構成成分に吸着量が大きく影響される[4]ことがないと考えられる点では有利であるが、平衡吸着量が比較的少ないという点では不利である。そこで、吸着能力の改善を目的として、800℃、1時間の熱処理をコンクリートに施した。その結果、平衡吸着量は未処理のコンクリート廃材の約90倍となった。これは、コンクリート表面でりんとの反応を妨げていた物質が、熱処理によって分解または除去された、または、吸着部位が増加したためであると考えられる。

表-2 実験結果

コンクリート廃材	未処理	$q = 0.16 \times C^{1.05}$
	熱処理	$q = 14.2 \times C^{0.37}$
貝　殻		$q = 149 \times C^{0.25}$
鉄　錆	pH6.8	$q = 0.24 \times C^{0.35}$
	pH3.6	$q = 0.58 \times C^{0.85}$
鹿沼土（文献3）		$q = 1.504 \times C^{0.233}$
q：吸着量[mg-P/g]、C：平衡濃度[mg-P/L]		

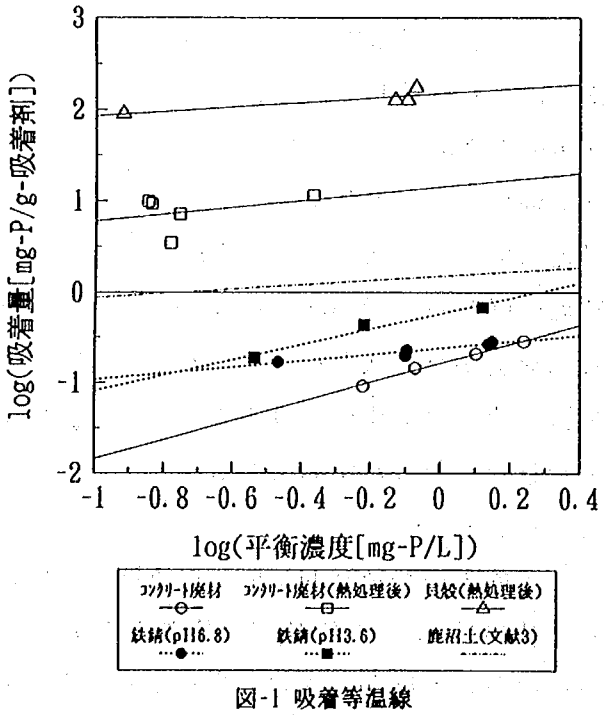


図-1 吸着等温線

4年度は、コンクリート廃材以外の安価な吸着剤として、貝殻、鉄錆について検討した。貝殻の熱処理物は、1mg-P/Lでの平衡吸着量で、コンクリート廃材熱処理物の約10倍の吸着量を示した。貝殻によるりん除去は、コンクリート廃材と同様に、カルシウムとの反応によるものであると考えられる。今回使用した貝殻のカルシウム含有量は、表-1に示すとおり、コンクリート廃材の約2倍であったが、吸着量はそれに比べて大きくなっていた。これは、貝殻表面の性状により、りんの除去反応に使用することのできるカルシウム量に差が生じているためであると思われる。

一方、鉄錆は、コンクリート廃材（未処理）の1.5～3.5倍の値を示した。また、pH6.8の実験では、ろ液が弱赤色を呈した。鉄錆によるりん除去は、固相に固定された反応部位への吸着のみならず、溶出した鉄イオンとの反応を無視することができないと思われる。なお、本項では、りん除去機構として吸着という表現を用いているが、実際のりん除去機構を明らかにすることはできなかった。すなわち、カルシウム、鉄等の溶出にともなう凝集反応や、晶析反応等もりん除去の一部を担っているものと思われる。

3.1.2　下水処理水からのりん除去に関する調査

コンクリート廃材のりんの吸着剤としての能力を把握するため、実下水処理水を用いた連続カラム実験を行った。実験に用いた試料は、コンクリート廃材中間処理場（K社，埼玉県）のストックヤードから採取した再生砂（0～10mm）を2日間天日乾燥した後、水道水で洗浄したものである。コンクリート廃材の熱処理は行っていない。実験に使用した原水は、後述するオキシデーションディッチ・パイロットプラントの処理水である。なお、りん濃度は、モリブデン青（アスコルビン酸）吸光光度法に基づく自動分析装置によってもとめた。

図-2に、実験期間中の装置流入水中および処理水中のりん濃度変化を示す。実験は、内径16cmのカラムにコンクリート廃材14.5kg（かさ体積9.5L）を充填し、下向流で、平均流量118L/日（空塔速度5.9m/日）として行った。

ただし、流量は充填層の目づまりにより変動したため、（実験全期間の累積流出量）／（実験期間）で得た値を平均流量としている。図-2の中で経過時間5,000～15,000分の処理水中りん濃度が鋸刃状となっているのは、流速の変化により吸着帯の形状が変わったためであると考えられる。

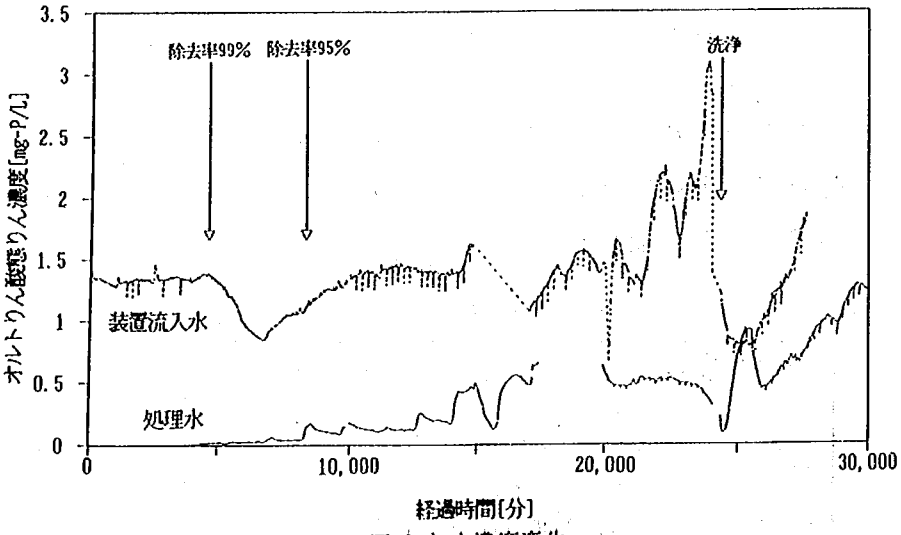


図-2 りん濃度変化

りん除去率が恒常的に99%を下回ったのは、通水後4,600分、B.V.（≡(累積流出量)／(粒子層かさ体積)）にして約45.6の時点であり、この時点での累積りん捕捉量は約580mg-Pであった。装置内のりん濃度が、入口と出口のりん濃度の対数平均値で代表させることができると仮定すると、りん濃度は0.3mg/Lとなり、表-2より平衡吸着量は0.046mg-P/gとなる。よって、累積りん捕捉量は平衡吸着量の約87%に達していたことになる。同様にして、りん除去率が恒常的に95%を下回った通水後8,300分（約73.4B.V.）の時点での累積りん捕捉量は約855mg-Pであり、りん濃度から算出した平衡吸着量0.052mg-P/gと比較すると、(累積捕捉量)>(平衡吸着量)となっていた。これらをまとめ、図-3に(累積捕捉量)/(平衡吸着量)の変化として示す。値が1を越える原因には、りん濃度分析値の誤差、装置内濃度の代表値が対数平均で表すことができない等があると思われる

が、充填層へのりん負荷の変動にともなう、一時的なりんのため込み現象も存在するようである。この現象については、コンクリート廃材によるりん除去機構が把握できていないため、明確な結論づけを行うことはできないが、りん除去反応が不可逆反応の場合だけでなく、可逆反応の場合でも、りんの溶出速度が遅いことによる現象であるという説明が可能である。また、100～160 B.V.では値が1を下回っていた。これは、オルトりん酸態りん濃度として把握されていないＳＳ由来のりんが、装置内で吐き出されることによって充填層に対する負荷となり、流入水と処理水のりん濃度差から得た計算値より実際のりん捕捉量を大きくしているためであると考えられる。

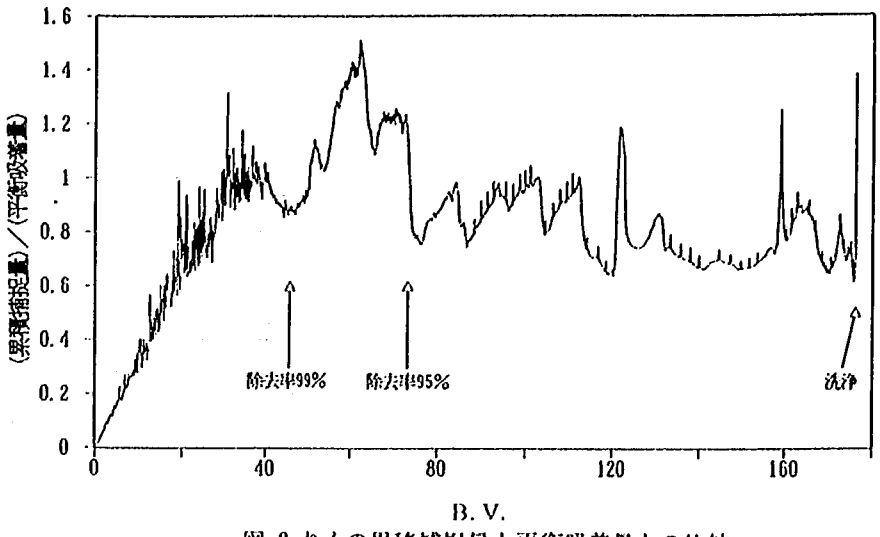


図-3 りんの累積捕捉量と平衡吸着量との比較

図-2の中で、経過時間24,000分（176B.V.）にある処理水濃度の振動は、水道水80Lによる洗浄を行ったために発生したものである。洗浄の前後で処理水中のりん濃度に大きな差がみとめられないことから、水道水による洗浄では、吸着能力は復帰しないことが明らかになった。なお、洗浄水中のりん濃度は平均0.45mg/Lとなっており、それまでに捕捉されたりんの約２％に相当する量であった。

本年度は、コンクリート廃材のりん吸着能力に関する検討を行ったが、りん除去への妨害物質（炭酸イオン等）に関する検討、処理水のpHの上昇への対処、反応後のコンクリート廃材の処分に関する検討が必要である。

3.2 オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

3.2.1 調査目的

生物学的窒素除去運転に影響を及ぼす因子については、硝化速度と脱窒速度があり、前者に関してアンモニア・亜硝酸塩濃度、BOD5／Kj-N比、ＤＯ、温度、ｐＨ等、後者に関して硝酸塩濃度、有機炭素源濃度、温度、ｐＨ等があるが[5]、常に高い窒素除去率を保つにはこれら各影響因子をそれぞれ適当な範囲のうちに保つ必要がある。オキシデーションディッチの場合には、槽内ＭＬＳＳの管理、曝気装置の運転条件の管理、流入水量の管理や薬剤の添加等が実際の管理上の操作因子となる。

一方、小規模処理場の運転管理においては、その分析、測定などの手間、困難さから実施、適用できる維持管理方法が限定される。

また、これら小規模施設においては各処理施設毎に著しく異なる設備、運転条件（曝気装置の

種類、台数、設置位置、酸素供給能力や、反応槽形状、容積、等）を持つために、一様な管理指標をもって水中の窒素の高度な除去の指針とすることが困難な状態であり、実際の窒素除去を目的とする運転に必要な運転条件は各処理場において経験的に求められたものが多い。

本調査はオキシデーションディッチ法に一般的に適用可能で簡易な維持管理により安定した窒素除去の設計、運転方法を提案することを目的としている。

3.2.2 調査内容

本年度の調査では、季節ごとに曝気条件等の変更と簡易な汚泥管理を行う程度で、高い窒素除去率をあげる事の出来る運転条件を求める為に、余剰汚泥の引抜をディッチ内のＭＬＳＳが所定の高い値となるまで行わずに、通常は汚泥をディッチ内に貯め込む運転を行い、高いＭＬＳＳでの継続運転時と汚泥引き抜き時の影響調査を行い、汚泥を貯め込む運転がＢＯＤ除去、窒素除去に与える影響や、適切な窒素除去が行えるＭＬＳＳ負荷の範囲を求める実験を行った。

3.2.3 調査方法

実験施設は平成３年度に用いたオキシデーションディッチパイロットプラント[6]である。

本年度のオキシデーションディッチパイロットプラントの運転はエアレータの運転を35rpm（清水時の酸素供給能力：ＯＣ(20)＝4.25kg/h）にて行った。また最終沈殿池からの余剰汚泥の引き抜きは通常は行わず、ディッチ内のＭＬＳＳが（最終沈殿池からのＳＳのキャリーオーバーが生じると想定した濃度であるところの）MLSS:5,000～6,000mg/Lに達した際にMLSS:3,000～4,000mg/Lになるまで引き抜く設定とした。実験装置流入水は霞ヶ浦浄化センター流入下水であり、200m³/日の流量で供給した。実験中のディッチの水深は2.68mに設定し、その結果、容積は216m³、滞留時間は25.9hとなった。

ディッチ内の硝化速度は、滞留時間中のNH_4-N濃度の変化によって、また脱窒速度は、滞留時間中の、硝化反応によって生成するNO_3-N濃度の変化によって求める事が出来るが、本事件の運転条件ではパイロットプラント内での窒素除去率が高く処理水中の残留窒素濃度が低いために汚泥が本来有する値を示さない。今回は汚泥本来の硝化・脱窒速度を汚泥を採取直後に以下に示す方法（回分試験）で求めた。

硝化速度は採取した汚泥にアンモニア性窒素源(NH_4Cl:15mg-N/L)、アルカリ度源（$NaHCO_3$:300mg-$CaCO_3$/L）を添加した後に解放容器内で曝気、攪拌を行い、汚泥上澄中の硝酸性窒素濃度の増加速度から求めた。

脱窒速度は採取した汚泥に硝酸性窒素源(KNO_3:15mg-N/L)を添加した後に酸素との接触を極力避けた容器内で攪拌を行い、汚泥上澄中の硝酸性窒素濃度の減少速度から求めた。また、実際のパイロットプラントにおける硝化速度と比較するために、ＤＯをディッチ内の平均と同程度（0.30～0.50mg/L）の条件とした場合の硝化速度の測定を行った。さらに、潜在的な汚泥の脱窒能力を求めるためにＢＯＤ源として流入下水を等量添加した場合の脱窒速度の測定を行った。

3.2.4 調査結果

運転期間中のディッチ内のＭＬＳＳ濃度とＢＯＤ、ＳＳ、形態別窒素の関係を図-3、図-4、図-5にそれぞれ示す。

馴致期間中（図中４月２２日以前）を除く運転期間中を通じて、ＢＯＤ除去、アンモニア性窒素の硝化はＭＬＳＳの変動にもかかわらず安定していた。また汚泥引き抜き時に処理水ＳＳ、硝酸性窒素濃度が急激に増加していた。処理水ＳＳの悪化は、最終沈殿池よりの汚泥引き抜きにともなう最終沈殿池内の汚泥量の減少がＳＳのキャリーオーバーを引き起こした為と考えられる。

流入水NH_4-N/SS負荷と単位汚泥量当たりの硝化速度を図-6に示す。

図中の直線は流入水中のNH_4-Nが滞留時間中に全量硝化される場合の硝化速度定数を表わしている。

回分試験で求めた硝化速度は0.60～1.90 mg-N/g-SS･日であり、滞留時間中に全量硝化が行われる硝化速度定数（本ディッチにおいて実験期間中の硝化率がほぼ100%であるので硝化速度に等しい）と比べかなり余裕がある。通常の運転において、供給NH4-N量が少ないにもかかわらず回分試験で求められる硝化速度に余裕がある理由としては、後述する酸素供給量が十分であったためと、ＳＲＴが十分に長いために、硝化細菌が保持される条件を満たしているためである。実際に図-5に示すように、汚泥を引き抜き短期間の内に汚泥濃度が低下した場合でも単位汚泥量当りの硝化速度は供給速度を上回っており、本ディッチにおける硝化能力には余裕がある為にNH_4-Nの残留はほとんど無かった。

BOD-SS負荷と単位汚泥量当たりの脱窒速度の関係を図-7に示す。図中の直線は、

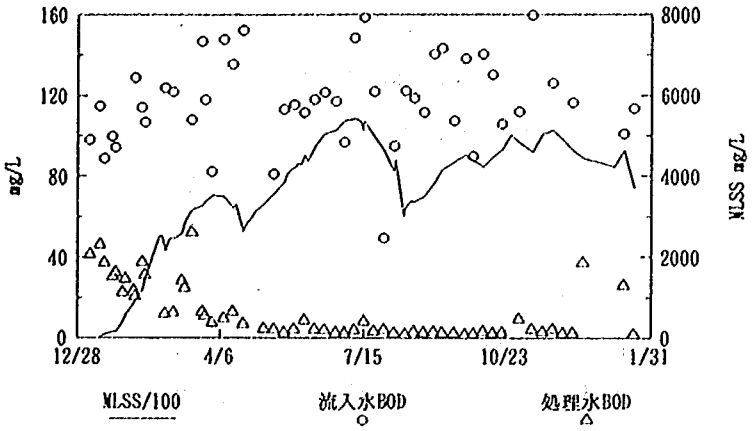


図-3 実験期間中のMLSSとBODの関係

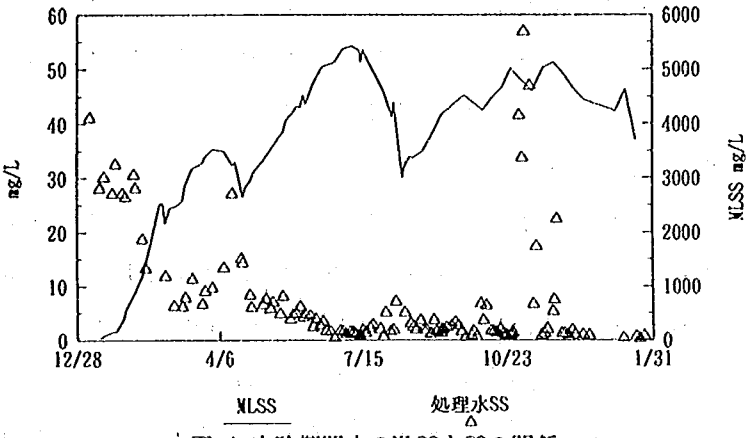


図-4 実験期間中のMLSSとSSの関係

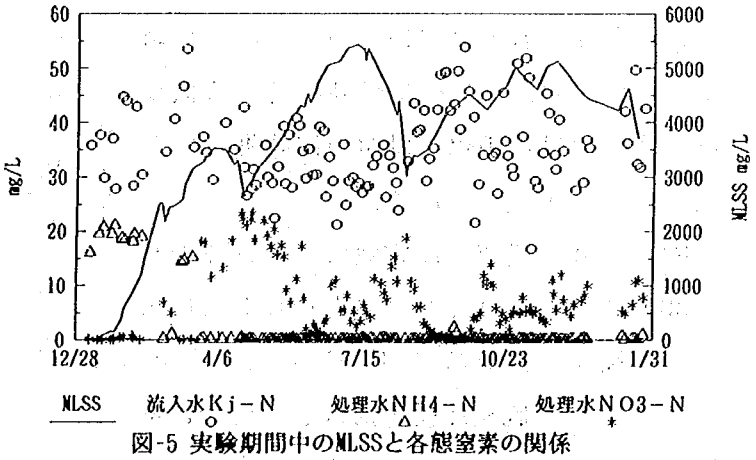


図-5 実験期間中のMLSSと各態窒素の関係

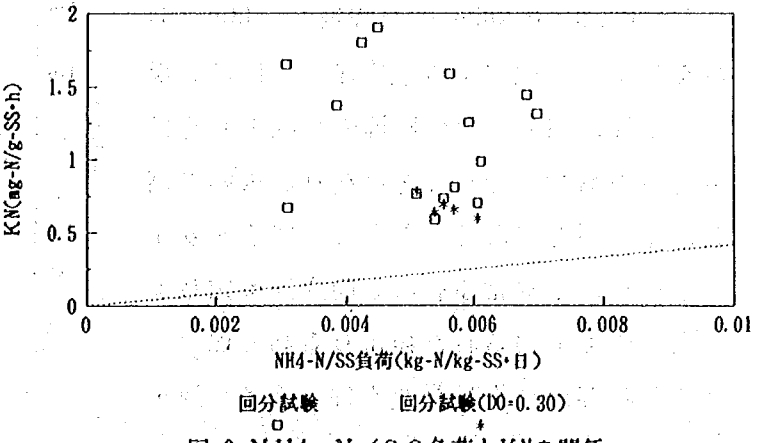


図-6 ＮＨ4－Ｎ／ＳＳ負荷とKNの関係

BOD-SS負荷と、流入NH_4-Nが全量硝化されて生成したNO_3-Nが滞留時間中に全量脱窒された場合の脱窒速度定数との関係を表わしており、ここでは本ディッチにおける脱窒速度と比較するために、流入アンモニア性窒素：流入ＢＯＤの比が１：４（30:120）である場合の脱窒速度定数である。回分試験によって求められた脱窒速度定数は0.10～0.40kg-N/日という値になり、図中の直線で示す滞留時間中に全量脱窒が可能である脱窒速度定数を下回る場合もしばしば見うけられた。また、本ディッチのＤＯは0.30～0.50mg/Lと脱窒には不向きな条件[5]であったため、脱窒速度は回分試験（無酸素状態）のものと比較して低下しており、実際に脱窒された窒素量は回分試験で求めた脱窒量よりも少なかった。

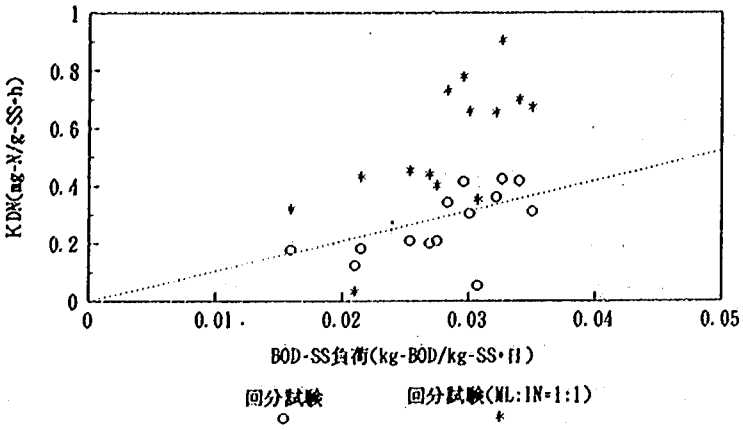


図-7 ＢＯＤ-ＳＳ負荷とKDNの関係

今回求められた脱窒速度では本ディッチの運転条件における窒素除去を安定して行うことができない。また同程度のBOD-SS負荷で運転されている他の処理施設より報告されている脱窒速度[7]と比べて回分試験で得られた値は同程度であり、本ディッチの脱窒速度では一般的なディッチにおける脱窒能力としては不十分である。

このため本ディッチでは、もともと汚泥本来の脱窒速度に余裕が無いことに加えて、無酸素条件が不十分であったなど理由で汚泥本来の能力が発揮されていない[5]か、一般的な硝化・内生脱窒法に比べて低効率である低ＤＯ条件における硝化・脱窒の同時進行[8]が生じている可能性がある。

図-7より、脱窒速度定数は、通常運転時のBOD-SS負荷が高くなるほど増加している。

また図中に回分試験(ML:IN=1:1)と表記した条件より、脱窒速度定数は、一時的にBOD-SS負荷を高くすることによっても増加するが（0.50～0.80kg-N/日程度）、BOD-SS負荷を高くして脱窒能力を確保するには、現在の条件に対して滞留時間の短縮もしくは汚泥量の減少を行うこととなり、大幅な高負荷化は困難であることから、脱窒を安定して行うには通常運転時の脱窒速度定数を今回の運転で得られた値よりも高く保つ（滞留時間内に全量脱窒を行いえる）運転

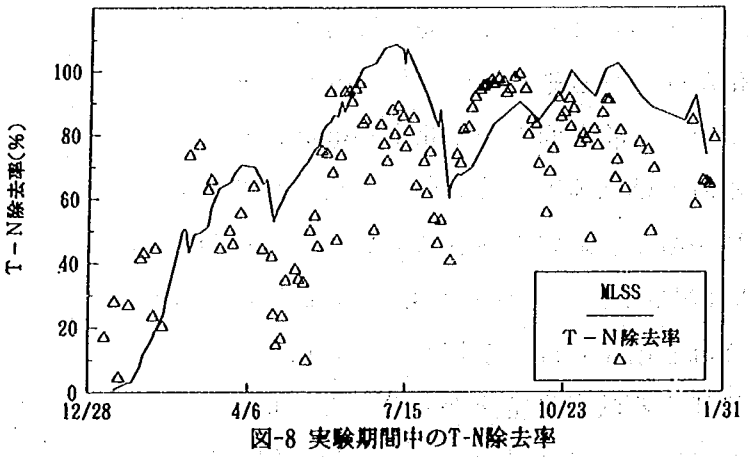


図-8 実験期間中のT-N除去率

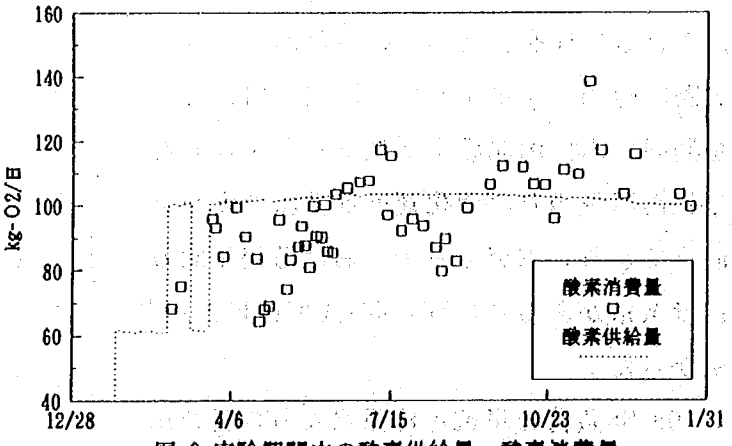


図-9 実験期間中の酸素供給量、酸素消費量

が必要であるが、ディッチ内での曝気装置の間欠運転等により無酸素時間を設定することによって、様々な通性嫌気性細菌の中から脱窒に関与する細菌群の増殖を優先させることと、無酸素条件時に高いBOD-SS負荷で運転する（流入有機炭素源を脱窒時のエネルギーに優先的に使用する）ことにより、汚泥の脱窒速度定数を高く保つことが可能であると考えられる。

運転期間中のＭＬＳＳとＴ－Ｎ除去率を図-8に、酸素供給量と酸素消費量の関係を図-9に示す。

図-8でＴ－Ｎ除去率はMLSS4,000～5,000mg/L、BOD-SS負荷0.020～0.030kg-BOD/kg-MLSS・日の範囲で90％を越えているが、この本ディッチの運転条件における窒素除去率の高い範囲が図-9に見られるディッチ内の酸素消費量が供給量を上まわった好気度の低い時期と合致している。

酸素消費量の減少する汚泥引抜期間に関しては、汚泥引抜期間中の処理水ＢＯＤ濃度が低く、ディッチ内でのＤ－ＢＯＤ濃度は3.0～5.0mg/L程度と考えられ、単位汚泥量あたりの脱窒速度は変動せず、汚泥量の減少に比例してディッチでの脱窒量は減少する。また酸素供給量が一定であるのに対し、急激な汚泥量の減少の際の単位汚泥量あたりの酸素消費速度は一定のままであるので、ディッチでの酸素消費量が減少し結果ディッチ内ＤＯは上昇し、ディッチの脱窒量は低下する。

以上の要因により汚泥引抜期間中にディッチの脱窒能力が低下していると考えられるが、間欠曝気等による嫌気時間の確保により脱窒速度定数を高く保つことや、汚泥引抜の際に一時的に酸素供給量を制限し好気比を低くすることができれば、なお広い範囲で高い窒素除去率を得ることが可能となろう。

4．まとめ

小規模下水道の処理施設は、維持管理の簡素化を主目的とした処理技術が採用されることが多く、その地域の持つ特性に応じた高度処理技術の確立が求められている。４年度は、前年度に引き続き、安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査及びオキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査を行った。

安価な吸着剤を用いたりん除去に関する調査

○　コンクリート廃材に簡易な処理を施すことにより、平衡吸着量を大きくすることが可能である。加熱処理をしたコンクリート廃材は、未処理の場合の約90倍の平衡吸着量となった。また、熱処理を施した貝殻の平衡吸着量は、熱処理を施したコンクリート廃材の約10倍となった。

オキシデーションディッチパイロットプラントの硝化・脱窒運転に関する調査

○　オキシデーションディッチの汚泥の貯め込み運転において、高ＭＬＳＳ条件時に対応した十分な酸素供給を行った運転では汚泥の急激な引抜によるＭＬＳＳの変動に対してＢＯＤ除去率や、硝化能力に関して影響はでなかった。

ただし汚泥引抜時にはＳＳのキャリーオーバーや脱窒能力の低下が生じているが、窒素除去率の低下に関しては間欠曝気等による脱窒能力の確保によって、ある程度回避できると考えられる。

NH_4-N/SS負荷、BOD-SS負荷と硝化能力、脱窒能力の関係については一定の結果が得られたが、今後は水温による影響など、より広い範囲でのデータの蓄積をはかりその全体像を明かす必要がある。

参考文献

1) 栗林宗人編:"高度処理と再利用", pp. 64-117, 山海堂(1989)

2) 謝維民, 山本弘一, 砂原広志, 岡智:水質汚濁研究, 10, 673(1987)

3) 橋本奨, 尾崎保夫:下水道協会誌, Vol. 22, No. 257, 18(1985)

4) 土木研究所水質研究室:"下水二次処理水の土壌処理", 土木研究所資料No. 2231, pp. 20-28(1986)

5) 松尾知矩監訳:"水質環境工学 －下水の処理、処分・再利用－", pp. 510-531, 技報堂(1993)

6) 土木研究所下水道部:"平成3年度下水道関係調査研究年次報告書集", 土木研究所資料No. 3146, pp. 165-172(1992)

7) 日本下水道事業団技術開発部:"オキシデーションディッチ法の技術資料", 技術開発部技術資料60-007, pp. 38-41, 下水道事業団業務普及協会(1986)

8) 森山克美, 北村武之, 鷲山和男, 北村裕一:土木学会 第45回学術講演会講演概要集, 第2部, pp. 1060-1061(1990)

9．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　渡部春樹
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、かつ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しないことから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いるが、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。下水汚泥発生量は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）汚泥焼却等の熱プロセスでの熱の有効利用
（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。特に（2）はプロセス全体での熱の有効配分による利用である。（3）は汚泥内の肥効成分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、物質循環の観点からも非常に重要である。

2．前年度までの調査概要

既存の下水処理場の汚泥処理プロセスのエネルギー収支について調査した結果、以下の点が明らかになった。

（1）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。
（2）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械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。
（3）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タンク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。

汚泥の発熱量と元素成分の関係、汚泥の消化・乾燥に関する調査を行った結果、以下のことが明らかになった。

（1）調査を行った3カ所の汚泥ともVS当たりの発熱量には汚泥処理プロセスによる大きな差異は認められず、大きな経月変化も認められなかった。
（2）実測された発熱量をもとに下水処理プロセスの化学エクセルギーの収支を求めた結果、化学エクセルギーの3～5割程度が水処理過程で消費されていた。
（3）既存処理場の消化－乾燥プロセスを調査した結果、従来型の熱風乾燥機では脱臭に消費されるエネルギーが乾燥に消費されるエネルギーの約1/2とかなり大きいことが判明した。一方乾

燥排熱を用いて消化タンクの効率的な加温が可能であることも判明した。

（４）より高効率な消化－乾燥プロセスを目指し、初沈汚泥と余剰汚泥の分別処理を行うモデルプロセスの熱収支を検討した結果、初沈汚泥を焼却し、余剰汚泥を消化・乾燥させたケースでエネルギー的に独立できる可能性が示された。

（５）生乾燥汚泥、消化・乾燥汚泥、コンポスト化汚泥の臭気強度には大きな差異は認められなかったが、消化・乾燥汚泥に水を加えると臭気強度は大きく増大した。

３．平成４年度の調査結果

３．１　嫌気性消化-乾燥プロセスの効率化に関する調査

３．１．１　調査目的

消化汚泥はこれまで肥料として緑農地利用されてきた実績があり、その評価も概ね良好である。しかし肥料として扱うためには長期の保存に耐え得る含水率（10～20%）にする乾燥操作が必要となる。したがって乾燥に消化ガスを効率よく利用すれば、嫌気性消化-乾燥プロセスは汚泥のエネルギー利用を考える上で非常に有効な方法となる。緑農地利用を目的とした場合、下水汚泥中に存在する種子及び病原菌の死滅が必要であり、高温の燃焼ガスと直接接触する直接熱風乾燥が最も適していると考えられる。またわが国の緑農地利用を目的とした乾燥機でも最も採用実績が多い。しかし昨年度の調査結果から、これまで一般的に行われているシステムでは脱臭に脱臭炉を採用しているため、乾燥そのものに必要なエネルギーの約50%に相当するエネルギーが消費され、乾燥排ガスの大部分が蒸発潜熱で占められていることが明らかになった。したがってプロセスの効率化には脱臭に必要なエネルギーの低減及び潜熱の利用が必要である。今回はこれまでの実績から乾燥排ガスをスクラバーで洗浄し、潜熱を60℃程度の温水として回収し消化タンクの加温を行い[1]、この操作により排ガス温度が低下するので生物脱臭が適用可能と考え、システムを仮定し、エネルギー的に自立する条件を検討した。またゴミ焼却排熱を乾燥機の熱源として利用している実例について実態調査を行った。

３．１．２　調査結果

３．１．２．１　消化-乾燥プロセスのエネルギー的な自立の検討

今回検討したシステムの概要を図1に示す。

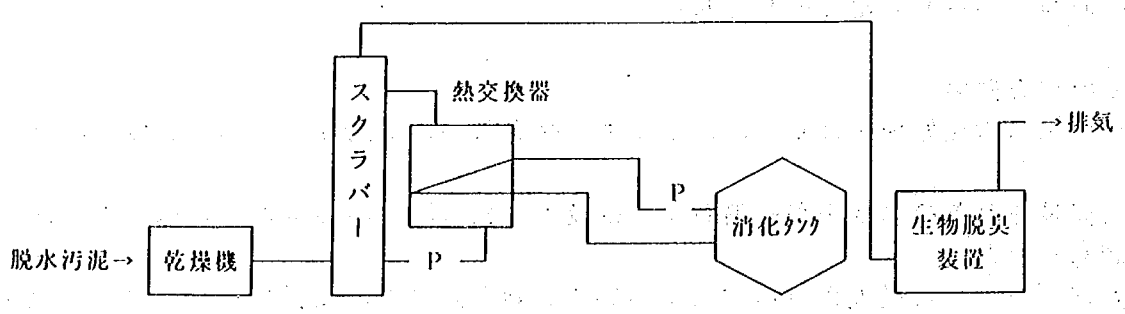


図1　エネルギー自立型消化-乾燥システムの概略図

また今回のシステムの条件を以下のように設定した。

濃縮汚泥の有機分：75%　　消化率：50%　　消化温度　　：35℃

消化タンク熱損失：25%　　乾燥汚泥含水率：20%　　乾燥機熱損失：10%

スクラバー熱損失：5%　　消化タンク・脱水機固形物回収率：100%

消化ガス発生率　：0.35，　0.45，　0.55m^3/kg・VS（3段階に変化させる）

なお消化タンク投入汚泥含水率は脱水汚泥含水率に影響するとして以下のように設定し計算した。

投入汚泥含水率（脱水汚泥含水率）：98%(80%)，　97%(78.5%)，　96%(77%)，　95%(76%)

図2に上記の条件により計算した消化ガス発生率別の投入汚泥濃度と補助燃料消費量の関係を、図3に同様に従来型のシステムに対する投入汚泥濃度と消費燃料削減率の関係を示した。ここで従来型と

は脱臭炉を用い、消化ガス発生率が0.45のシステムである。

また図4に消化ガス発生率0.45、消化タンク投入汚泥含水率96%の場合の熱収支を示す。

熱収支的にはこの条件でほぼ自立する。乾燥に投入された熱量の大部分はスクラバーで回収されているが、熱交換器を介した間接的な熱交換のために消化タンクの加温には回収熱量の約10%が利用されているに過ぎない。スクラバーの除湿媒体として濃縮汚泥を用い、直接的に消化タンク投入汚泥の加温を行う方法[2]があり、図4からも明らかのようにこの方法の方が間接的な熱交換よりも効率的であるが、乾燥排ガス中のアンモニアの大部分を消化タンクへ戻すこととなり、アンモニアの濃度によっては嫌気性消化への阻害が予想される。したがって今回仮定した熱交換方式が熱収支的には不利な点が多いがプロセス全体では安全であると考えられる。

上記の検討の結果、本システムで補助燃料を不要とするための条件は、消化ガス発生率が0.45の場合は投入汚泥濃度が3%以上であり、0.55の場合は2%以上である。しかし今回の結果はあくまで机上の検討結果であり、本システムを実際に用いるためには熱交換器でのスケール付着及び閉塞、生物脱臭の効果が問題であり、今後の検討が必要である。

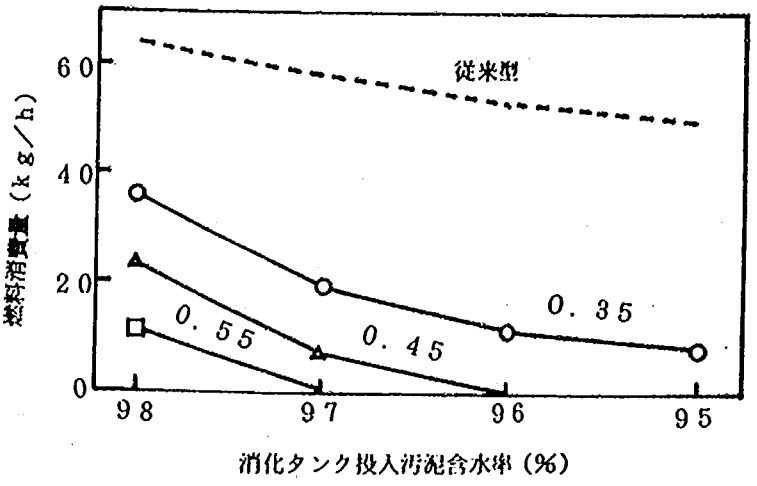


図2　消化タンク投入汚泥含水率と燃料消費量の関係

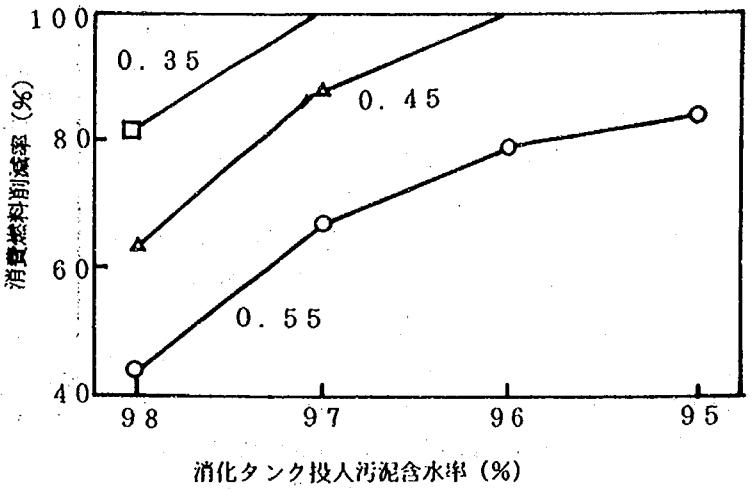


図3　消化タンク投入汚泥含水率と消費燃料削減率の関係

3．1．2．2　汚泥乾燥へのごみ焼却排熱の利用実態調査

これまで消化-乾燥プロセスの熱収支の実態及び改善方法について検討し、ある程度の方向性を示すことができたが、潜熱の回収及び脱臭方法として最も確実性のある燃焼脱臭法以外の方法の検討等、システム的に複雑にならざるをえない。しかし通常は捨てられている排熱等が利用可能であれば、熱収支上の問題は簡単に解決される。H市ではゴミ焼却の排熱で消化汚泥の乾燥を行っており、乾燥にかかるエネルギー費が大幅に削減されている。したがって今後、乾燥プロセスを導入する際には十分に検討に値する方式と考えられるのでその実態について調査し問題点を抽出した。

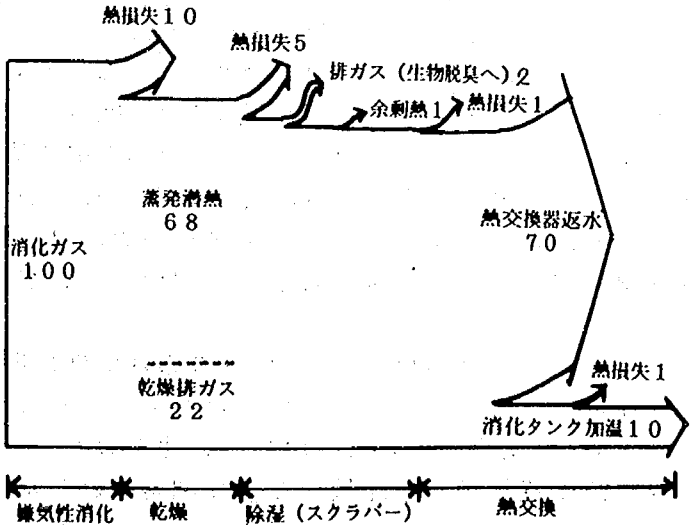


図4　消化-乾燥システムのエネルギー自立時の熱収支

図5にゴミ焼却-汚泥乾燥プロセスの概略図を示す。ここでは800～900℃のゴミ焼却排ガスの一部を汚泥乾燥器に導入し、乾燥を行い、乾燥排ガスを再度ゴミ焼却炉へ返送することによって、脱臭を行っている。ただし、ゴミ焼却炉と下水処理場が違う場所にあるために脱水汚泥は乾燥施設までトラック輸送されている。

図6にゴミ焼却-汚泥乾燥プロセスの年平均の熱収支を示す。焼却炉の出口でゴミ焼却排ガスの熱量の54%が乾燥機に導入されているが、乾燥機に導入されるダクト内で約40%の熱損失が生じている。これは焼却炉と乾燥機が約50Mの屋外ダクトで連結されており、この部分での放熱が大きいことに起因している。また同様に乾燥排ガスを焼却炉へ戻す際にも同様な熱損失が生じており、結果として低温の排ガスが焼却炉へ戻ることとなり、焼却炉の運転をより不安定なものとしている。したがって、設計に対して1.6倍の熱量を乾燥に利用しているにも関わらず、設計の63%の汚泥しか処理されておらず、非常に余裕の無い運転状況にあった。しかし、この問題はシステムの設計上の問題であり、本プロセスの本質的な問題ではない。

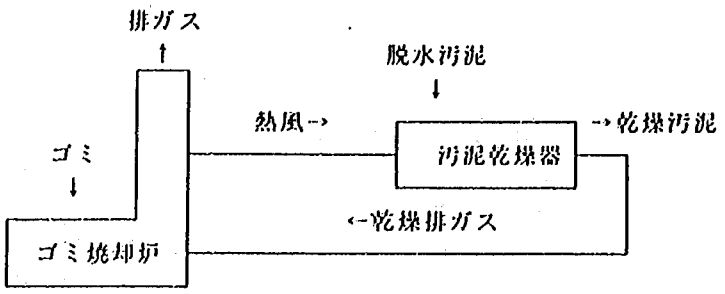


図5　ゴミ焼却排熱利用の概略図

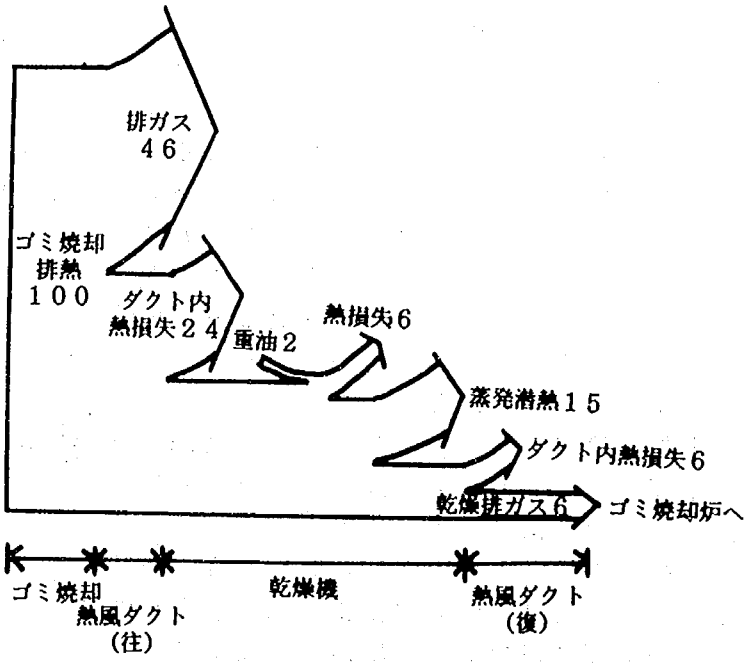


図6　H市のゴミ焼却-汚泥乾燥システムの熱収支（年平均）

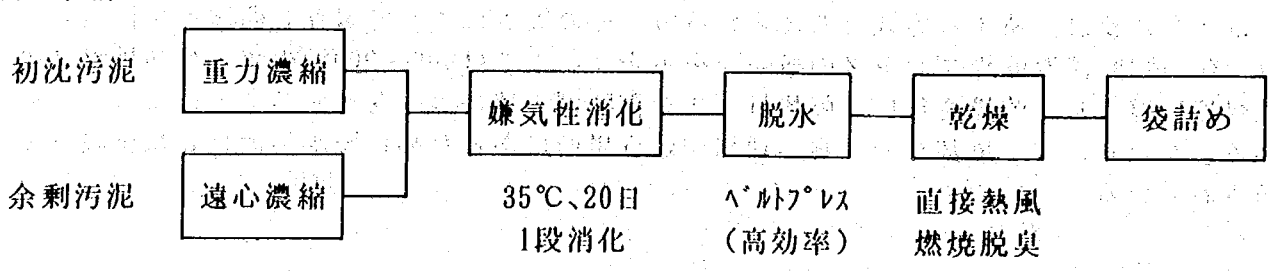
今回の調査結果を基に人間一人あたりのゴミと汚泥の排出量の熱的な関係を検討した。平成2年度でわが国の下水汚泥の総量は乾物で141万トンであり、処理人口普及率は44%であった。平成2年度の総人口は12400万人であるので一人一日あたりの汚泥排出量は74gであった。乾燥汚泥の場合、対象となるのは消化汚泥なのでVSが75%、消化率を50%と仮定すると汚泥排出量は46gとなる。ここで脱水汚泥の含水率を80%、乾燥汚泥の含水率を20%と仮定すると蒸発必要水分量は173gとなり、蒸発潜熱は103kcalである。一方、人口一人あたり一日のゴミ排出量は1100gであり、含水率を加味した正味の発熱量は1500kcal/kgであるので一人あたり一日の発熱量は1650kcalとなる。ここでゴミ焼却炉での熱損失を20%、蒸発潜熱に対する乾燥効率を60%、焼却炉からの熱の引き抜き割合をH市の実績から50%と仮定すると人口一人一日あたりの蒸発可能水分量は663gとなる。したがってゴミ焼却排熱を利用することにより計算上は汚泥を十分に乾燥可能である。下水処理施設とゴミ焼却施設との距離の問題、あるいはゴミ焼却施設での排熱利用方針など今後検討すべき課題は多いが、本プロセスも考慮されるべきであると考えられる。

3．2　嫌気性消化-乾燥プロセスの経済性に関する調査

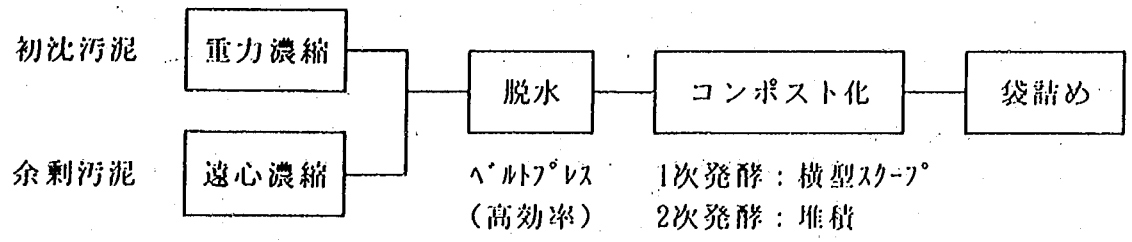
3．2．1　コンポスト化プロセスとの建設費及び維持管理費の比較

消化-乾燥プロセスと同じ肥料化プロセスであるコンポスト化プロセスについて処理規模別に建設費及び維持管理費を比較した。今回対象としたそれぞれの処理フローを以下に示す。

・消化-乾燥プロセス



・コンポスト化プロセス



ここで流入SSを180ppmとして除去率を85%とした。また費用算出には費用関数[3]を用いたが、乾燥については適当な費用関数が無かったのでメーカーの見積によった。図7に処理規模別の建設費、維持管理費及び処理原価の関係を示す。なお建設費はそれぞれの装置及び施設の耐用年数を考慮して1年あたりの費用に換算して示した。

建設費については40～60%、維持管理費については15～30%、処理原価については30～40%それぞれ消化-乾燥プロセスの方が割安となった。特にコンポスト化プロセスではいずれの費用についてもスケールメリットの出にくい結果となった。この原因は主にコンポスト化施設の建設費・維持管理費の影響である。経済的には消化-乾燥プロセスがコンポスト化プロセスに比較し、非常に有利な結果となったが、最終的には消化乾燥汚泥とコンポスト化汚泥の肥料価値（緑農地利用価値）を加味して判断する必要がある。

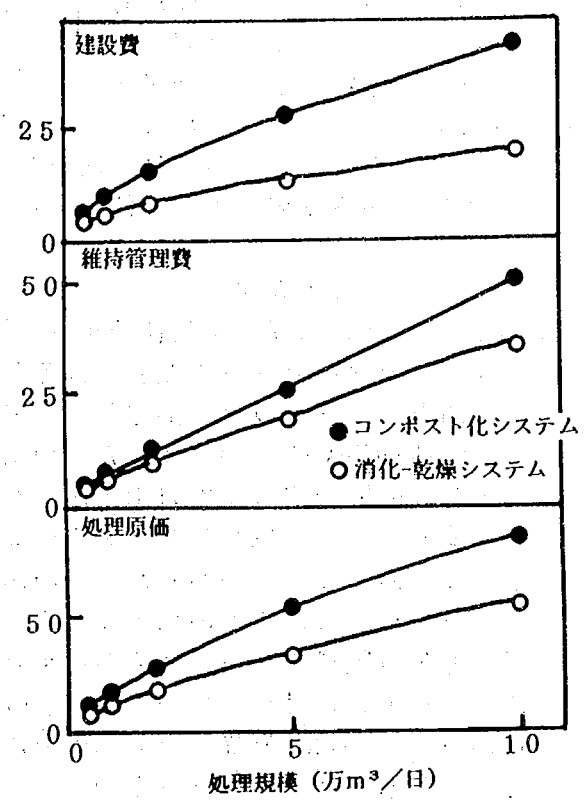


図7 コンポスト化、消化-乾燥システムの経済性比較

3．2．2 下水汚泥肥料化のエネルギー評価

これまでの調査結果を基に下水汚泥の肥料化に必要なエネルギーと肥料製造のエネルギー原単位を比較し、製造エネルギーから下水汚泥の肥料価値を検討する。表1に越野[4]によって整理された窒素及びリン酸肥料製造のエネルギー原単位を示す。

次に消化-乾燥プロセスは一般的なシステムを採用している昨年度調査したH処理場のエネルギー消費量から、コンポスト化プロセスは下水道事業団が行った実施設のユーティリティ費の調査結果からN,P当たりのエネルギー投入量を求め検討した。表2にH処理場及びコンポスト化施設におけるエネルギー消費状況を示す。コンポスト化は比較的実施箇所の多い横型スクープおよびショベルを示した。

ここで脱水までは汚泥処理の必須のプロセスとして汚泥肥料製造の必要エネルギーからは省いた。

表1 窒素及びリン酸肥料製造エネルギー原単位

肥料形態	N,P当たりのｴﾈﾙｷﾞｰ投入量(kcal/kg)
液体ｱﾝﾓﾆｱ	13600
尿素	18600
硝酸ｱﾝﾓﾆｳﾑ	17400
硫酸ｱﾝﾓﾆｳﾑ	14500
窒素肥料平均	16000
ﾘﾝ酸液	5280
三重過ﾘﾝ酸石灰	5140
ﾘﾝ酸二ｱﾝﾓﾆｳﾑ	4780
ﾘﾝ酸一ｱﾝﾓﾆｳﾑ	4490
普通過ﾘﾝ酸石灰	4520
リン酸肥料平均	4840

表2 処理汚泥量当たりの消費エネルギー（電力kWh/DSt, A重油l/DSt, 消化ガスm³/DSt）

処理ﾌﾟﾛｾｽ / ｴﾈﾙｷﾞｰ	濃縮	消化			脱水	乾燥、ｺﾝﾎﾟｽﾄ化（脱臭含む）		
	電力	電力	A重油	消化ガス	電力	電力	A重油	消化ガス
H処理場	152	51.7	125	60.0	82.1	269	86.3	1020
コンポスト化								
：横型スクープ						1060		
：立型パドル						680	5.5*	

*ショベルカー等の運転に必要な燃料油量をA重油量に換算した。

また消費されている消化ガスも保有エネルギーの再利用として製造エネルギーからは省いたが、消化プロセスで消費されているA重油は本来、乾燥過程が無ければ必要ないので乾燥に必要なエネルギーと考えて肥料製造エネルギーに加えた。さらに電力は発電効率を考慮し、1kWh当たり3000kcalとし、汚泥中の窒素及びリン含有率をそれぞれ5%と2%とした。表3に汚泥の肥料化のN及びP当たりの製造原単位を示す。表1で示した肥料製造原単位に比べ、N当たりで消化乾燥汚泥、コンポスト化汚泥ともに約3～4倍となり、P当たりでは同様に約20～30倍程度となった。今回の試算では有機質肥料としての効果が考慮されていないので一概には言えないが、製造エネルギー的には下水汚泥を窒素肥料とすることが有利であり、さらにゴミ焼却等の熱源が利用できる場合にはN当たりの必要熱量は化成肥料と同等となり、下水汚泥を窒素肥料として使用することによる窒素肥料製造エネルギーの削減効果が期待できる。

表3　肥料化汚泥の製造原単位

汚泥肥料種別	製造方式	製造ｴﾈﾙｷﾞｰ(kcal/kg)		
		N当たり	P当たり	N当たり(熱源有り)
消化乾燥汚泥	処理場実績	58000	145000	16100*
ｺﾝﾎﾟｽﾄ化汚泥	横型ｽｸｰﾌﾟ	63600	159000	
	立型ﾊﾟﾄﾞﾙ	41800	104500	

*熱源をゴミ焼却排熱等に依存するとして電力のみが必要と仮定した。

4．まとめと今後の課題

昨年に引き続き汚泥の嫌気性消化-乾燥プロセスについて検討した結果、以下の点が明らかになった。

(1)乾燥プロセスの熱収支の改善を図るためにスクラバーによる温水回収及び回収温水による消化タンクの加温及びスクラバー通過後の乾燥排ガスの生物脱臭といったシステムを仮定し計算を行ったところ、補助燃料を不要とするための条件は、消化ガス発生率が0.45の場合は投入汚泥濃度が3%以上であり、0.55の場合は2%以上であった。

(2)汚泥乾燥へのゴミ焼却排熱の利用の実例について調査した結果、効率的な設計を行えば非常に有効な手段であることが判明した。今回調査した運転実績から人間一人当たりの放出するゴミの熱量で一人当たりの放出する消化汚泥を十分に乾燥可能であると試算された。

(3)下水汚泥の肥料化プロセスである嫌気性消化-乾燥プロセスとコンポスト化プロセスの経済性を比較した結果、建設費については40～60%、維持管理費については15～30%、処理原価については30～40%それぞれ消化-乾燥プロセスの方が割安となった。特にコンポスト化プロセスではいずれの費用についてもスケールメリットの出にくい結果となった。

(4)汚泥肥料の製造エネルギーと化成肥料の製造エネルギー比較した結果、N当たりで消化乾燥汚泥で約2倍、コンポスト化汚泥で約3～4倍となり、P当たりでは消化乾燥汚泥で約20倍、コンポスト化汚泥では約20～30倍程度となった。しかしゴミ焼却等の外部熱源が利用できる場合にはN当たりの必要熱量は化成肥料と同等となり、下水汚泥を窒素肥料として使用することによる窒素肥料製造エネルギーの削減効果が期待できる結果となった。

下水汚泥はそれが例え脱水汚泥としても水分含有量が非常に高く、熱エネルギー源と考えるには大きな疑問があり、焼却プロセスからの熱回収についても多くを期待できないのが現状である。したがって、最終的な処理処分を含めて考えると緑農地への利用が最も効果的な下水汚泥の保有エネルギーの有効利用方法であると考えられる。これまで乾燥及びコンポスト化等の肥料化プロセスは焼却-灰の再利用プロセスと比べると非常に保守的なイメージが先行していたが、今後は流通戦略を含め、保守管理性等の高いシステムへの積極的な見直しが必要であると思われる。

－参考文献－

1）日本省エネルギーセンター：乾燥技術　(1990)
2）松内：消化汚泥の効率的乾燥プロセスに関する研究，第24回下水道研究発表会講演集　(1987)
3）日本下水道協会：下水汚泥処理総合計画策定マニュアル　(1991)
4）越野：農業生産における肥料に関するｴﾈﾙｷﾞｰ投入量について，日本土壌肥料学会誌，63，479-486 (1992)

10. 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　渡部　春樹
研究員　白石　隆
研究員　松原　誠

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するとともに、既存の建設資材との比較を行い、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、いくつかの用途については、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3年度の調査結果

平成3年度の調査結果を以下に示す。

① 溶融スラグの強度特性に関する調査を行った結果、溶融スラグをコンクリート骨材として利用した場合の強度は、徐冷スラグよりも水砕スラグの方により強い強度発現が見られた。このことは、Ｐ－Ｍ残分試験の結果から推測することが可能であることがわかった。また、溶融温度には汚泥中のカルシウム成分の割合が、結晶化にはケイ素成分の割合が影響することを確認した。

② 溶融スラグの破砕方法に関する調査を行った結果、ロサンゼルスすりへり減量の値はスラグの粒度にはあまり影響を受けないが、修正ＣＢＲ値は均等係数の大きいものが良好な値を示した。

③ 溶融スラグの着色化に関する調査を行った結果、白色及び黒色スラグの結晶化にはSiO_2-Al_2O_3-CaOの三成分の比率が影響することがわかった。また、大型実験溶融炉を用いた白色及び黒色結晶化スラグの製造実験を行い、製造システムの検討を行った。

④ 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査を行った結果、焼成温度が上がると体積収縮の後に発泡現象による体積膨張が起こることが確認された。また、昇温速度と焼成温度での温度保持時間が焼成品の体積変化に大きく影響を及ぼすことがわかった。

3. 平成4年度の調査

3.1 調査の概要

平成4年度に行った調査の概要を示す。

(1)溶融スラグの強度特性に関する調査

溶融スラグの利用時の品質判定方法、及び品質改善方法を確立することを目的として、汚泥の化学成分組成と溶融スラグの強度との関係について調査を行った。

(2)着色スラグの結晶化に関する調査

着色スラグ及び白色スラグの品質向上を図ることを目的として、鉄分を除去したスラグの効果的な結晶化促進方法に関する調査を行った。

(3)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指標を検討するために、焼成時の収縮特性に関する調査を行った。

3.2 溶融スラグの強度特性に関する調査

3.2.1 調査目的

溶融スラグの有効利用時の品質管理は、利用量や用途の拡大の面から重要な課題である。現在、汚泥成分と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、成分と溶融方法まで含めた有効利用時のスラグの品質についての調査は希少である。本調査は、汚泥の化学成分組成とスラグの強度との関係を明らかにし、利用時のスラグの品質判定方法、及び品質改善方法を確立することを目的として実施するものである。

3.2.2 実験方法

試料は、H市A浄化センターの多段式焼却炉、及びS県B処理場の流動式焼却炉より発生した石灰系焼却灰を用いて溶融スラグを作製し、それを骨材としたコンクリート供試体の圧縮強度試験を行い、汚泥の化学成分組成との関係を調査した。焼却灰の化学成分組成を表3.2-1に示す。このA、Bの焼却灰を溶融前に図3.2-1に示す三成分組成に各々調整し、ボールミルにより十分に混合した後アルミナ製るつぼ（容積100ml）に取り、実験用電気炉（炉内実容積64ℓ）により溶融した。スラグは、溶融温度で30～60分間保持後に電気炉から取り出し空気中で急冷した。モルタル供試体の圧縮強度試験方法は、3年度と同様に直径30mm、高さ60mmの供試体を作製し試験に供した。

表3.2-1　焼却灰の化学成分組成（%）

項　目	焼却灰A	焼却灰B
強熱減量	4.0	16.7
SiO_2	17.1	10.6
CaO	47.2	32.3
MgO	1.20	1.22
Fe_2O_3	5.63	6.24
Na_2O	1.36	1.73
K_2O	0.25	0.33
P_2O_5	4.34	8.22
Al_2O_3	6.23	8.86
SO_3	1.98	6.65

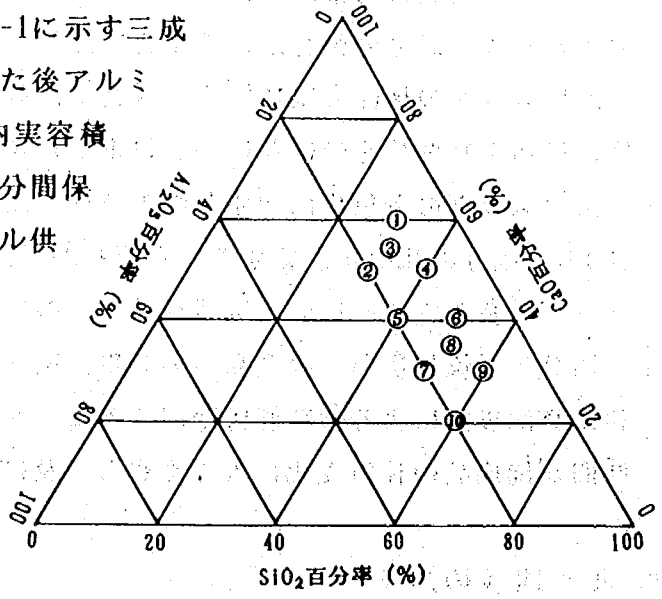


図3.2-1　各ケースの三成分比率

3.2.3 実験結果

表3.2-2に各ケースの試料の溶融温度を示す。成分の違いにより溶融に要する温度に差が生じていることがうかがえる。

また、三成分比率と圧縮強度の関係を図3.2-2、図

3.2-3に示す。A処理場の焼却灰を原料としたスラグAとB処理場の焼却灰を原料としたスラグBの両方ともに、SiO_2の比率が30%、CaOの比率が50～60%のスラグを用いた場合の強度発現が顕著であり400kg/cm²以上の値を示した。これは3年度までの結果と同じ傾向であった。また、スラグBではSiO_2の比率が60%、CaOの比率が20%のものも400kg/cm²以上の値を示しており、SiO_2の比率が大きくCaOの比率が小さくなっても強度が大きくなる可能性が示された。このことは、今後高分子系のスラグの増加が予想されるため検討すべく課題であると思われる。このようにCaOの比率の多い場合に圧縮強度の大きくなった原因としては、スラグ表面のCa分が水和反応に使われセメントとスラグの付着性を高めたものと考えられる。また、SiO_2の比率の多い場合に圧縮強度が大きくなった原因は現在のところ不明であり、今後検討する予定である。しかし、一般にガラスをpH9以上のアルカリに浸すとSiの溶出が顕著になると言われており[1]、この溶出したSi分がアルカリ骨材反応を強める[2]ものと考えられているが、本実験においても同様の現象が起きたことも推測される。

表3.2-2　各ｹｰｽにおける溶融温度（℃）

項　目	焼却灰A	焼却灰B
Control	1,500	1,500
①	1,450	1,500
②	1,400	1,500
③	1,400	1,500
④	1,400	1,450
⑤	1,400	1,450
⑥	1,250	1,450
⑦	1,320	1,320
⑧	1,320	1,320
⑨	1,320	1,320
⑩	1,300	1,300

3.3 着色スラグ結晶化に関する調査

3.3.1 調査目的

スラグの有効利用用途としては、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、より安定的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、本調査において、着色化に影響を及ぼす因子を抽出し、着色結晶化スラグの製造方法について検討を行った結

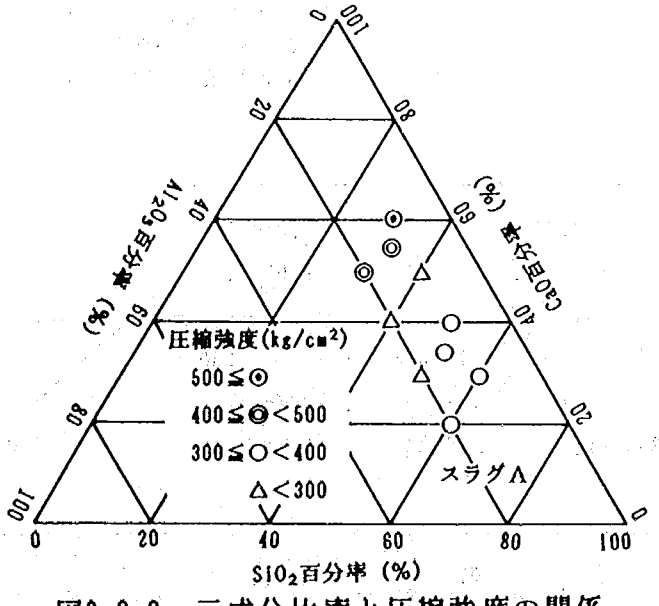


図3.2-2　三成分比率と圧縮強度の関係
(ｽﾗｸﾞA)

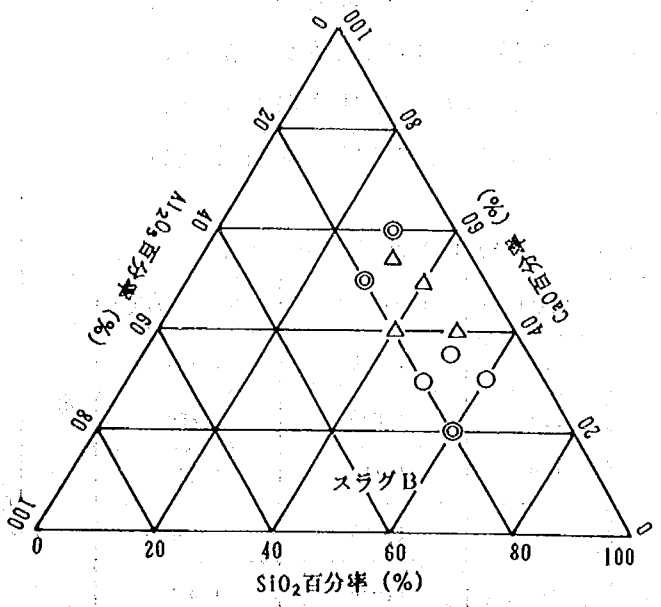


図3.2-3　三成分比率と圧縮強度の関係
(ｽﾗｸﾞB)

果、システムの可能性が見いだされた。

しかし、白色結晶化スラグにおいては鉄分を中心とした金属が除去されるために結晶の核となる物質が不足するために結晶化しにくくなり、長方形状のもろい結晶が多く析出し、強度的にはあまり期待できないものになった。従って、4年度は、白色スラグの品質向上を目的として、結晶化促進のための手法について調査を実施した。

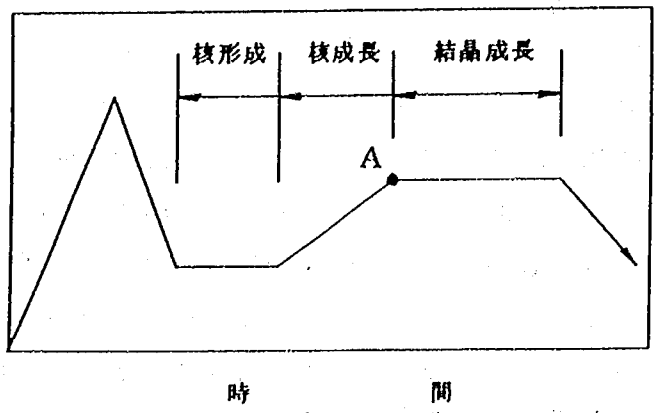


図3.3-1　結晶化のための温度制御図

3.3.2 実験方法

最初に、K市K処理場のアーク式溶融炉から発生した脱鉄スラグ（鉄分0.5%以下）を3年度の結果から結晶化しやすい三成分比率（SiO_2:Al_2O_3:CaO=44:22:34）に調整したものに、窯業分野で使用されている核形成剤を中心に結晶核になる可能性のある数種類の金属等を添加し、示差熱分析（Differential Thermal Analysis、以下ＤＴＡと記す）によって結晶化促進効果を調べた。図3.3-1に設定した温度曲線を示す。これは、最初のピークで溶融したものを冷却して、結晶核を形成させて再び昇温し加熱することによって結晶を成長させるものである。溶融温度は1,400℃、核形成温度は700℃、再加熱温度は1,080℃で行った。

次に、このＤＴＡの結果をもとに、結晶化促進に効果のある物質を抽出し、実験用電気炉を用いて白色スラグの溶融、結晶化実験を行った。生成されたスラグは、Ｘ線回折試験などの結晶化特性試験

表3.3-1　ＤＴＡ結果（その１）

添加元素	添加率(%)	ピークの相対大きさ	生成物の色	結晶度合い(目視)	評　価
Ｎａ	1.1	小	白、半透明	半結晶質	△
Ｔｉ	5.4	中	薄ピンク	結晶質	◎
Ｍｎ	2.3	中	赤黒	結晶質	×
Ｃｏ	2.3	大	濃紺	結晶質	○
Ｎｉ	5.9	小	黒	結晶質	－
Ｃｕ	2.3	小	黒	半結晶質	－
Ｎｂ	6.0	小	白	半結晶質	○

着色スラグの核形成剤として適している　：◎
やや適している　：○
どちらともいえない：△
あまり適していない：×

表3.3-2　ＤＴＡ結果（その２）

添加元素	添加率(%)	焼結のピーク(℃)	溶融のピーク(℃)
Ｎａ	1.1	1,060	1,310
Ｔｉ	2.2	1,030	1,290
Ｎｉ	1.9	1,110	1,290
Ｎｂ	2.3	1,080	1,290
無添加	－	1,030	1,320

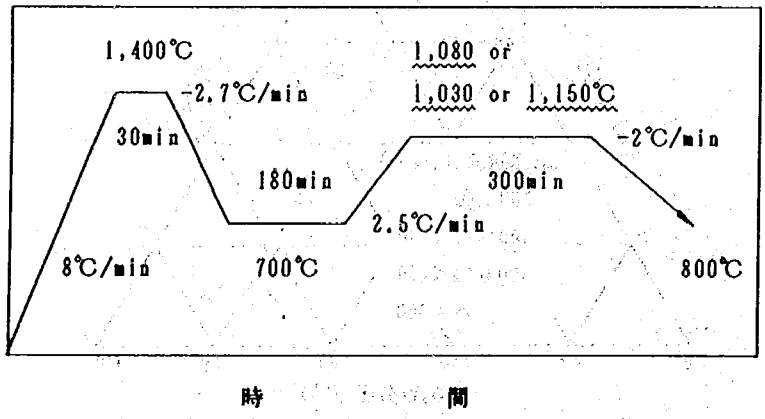


図3.3-2　電気炉運転図

とすりへり減量試験を行い、材料としての特性を調査した。

3.3.3 実験結果

ＤＴＡの結果を表3.3-1に示す。表中のピークの大きさとは、図3.3-1中のＡ点付近での結晶エネルギーと考えられるピークの大きさを相対的に評価したものである。このピークはTi、Mn、Coで大きく、結晶化が進んでいるものと思われる。また、生成物の色は、ＤＴＡのセル中にできたものの色を示し、結晶化の度合いは目視によるものである。これらの結果を総合して、①結晶化の比較的進んでいるもの、②色の黒くないものという条件で、Na、Ti、Co、Nbを核形成剤として以下の実験に用いることとした。また、表3.3-2は、ＤＴＡ結果より得た焼結と考えられる発熱のピークと溶融と考えられる吸熱のピークの温度を比較したものである。核形成剤となる金属を添加した結果、融点が無添加に比べ降下する傾向であった。また、焼結点においても何らかの影響を受けることがわかった。

実験用電気炉の運転は、図3.3-2に示すパターンで行い、各々の溶融は表3.3-3の条件

表3.3-3　溶融条件

記号	核形成剤		溶融条件 (℃)		
	元素	添加率(%)	溶融温度	核形成温度	再加熱温度
①	Na	1.2	1,400	700	1,080
②		2.8			
③		4.3			
④	Ti	1.8	1,400	700	1,080
⑤		4.2			
⑥		6.6			
⑦	Co	2.4	1,400	700	1,080
⑧		5.5			
⑨		8.7			
⑩	Nb	2.4	1,400	700	1,080
⑪		5.6			
⑫		8.7			
⑬	Ti	4.2	1,400	700	1,030
⑭					1,150
⑮	無添加		1,400	700	1,080
⑯					1,150

表3.3-4　Ｘ線ピークの相対強さ

元素＼結晶		$Ca_2Al_2SiO_7$ Gehlenite	$(Ca,Na)(Si,Al)_4O_8$ Anorthite
Na	①	◎	○
	②	◎	○
	③	◎	○
Ti	④	◎	○
	⑤	○	◎
	⑥	△	◎
Co	⑦	◎	○
	⑧	◎	○
	⑨	◎	○
Nb	⑩	◎	○
	⑪	◎	◎
	⑫	◎	◎
Ti	⑬	○	○
	⑭	○	○
無添加	⑮	◎	○
	⑯	◎	◎

◎；強い　○；弱い　△；非常に弱い

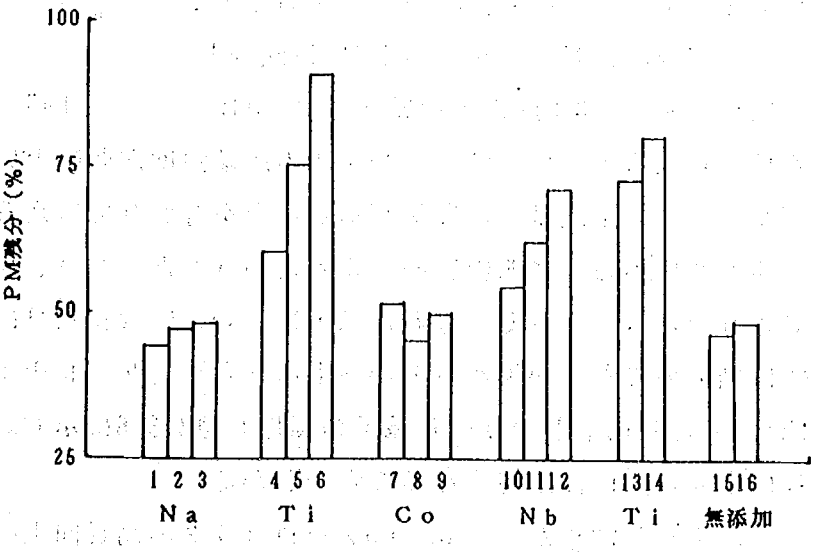


図3.3-3　P-M残分試験結果

で行った。

生成されたスラグの真比重はすべて2.5以上で、吸水率もすべて3.5%以下とJISの細骨材の基準値を満足しており良好な品質であった。また、アルカリによる安定性は一部を除きほとんどが12%以下の値でありコンクリート標準示方書の粗骨材の基準値をほぼ満足していた。

表3.3-4は、X線回折試験で得られた主な結晶物のX線の強度をチャートから読みとり相対的に表したものである。ここで製造したスラグにも、一般のスラグと同様に$CaAl_2SiO_7$(Gehlenite)、$(Ca,Na)(Si,Na)_4O_8$(灰長石)を中心に$CaMg(SiO_3)_2$(透輝石)や石英が結晶として生成している。Na、Co添加のものはゲーレナイトが主であり、Ti、Nb添加のものはその添加率の大きいものほど灰長石の生成が顕著となっている。図3.3-3にP-M残分試験(ピクリン酸－メタノールによる不溶残分試験)[3]の結果を、図3.3-4にすりへり減量試験の結果を示す。Na、Coは添加率に係わらずすりへりに対する抵抗性は比較的良好であった。また、図3.3-5にゲーレナイトのピークをチャートから読み取り⑮のピーク高さを1とした場合の相対ピーク高さとP-M残分との関係を示す。3年度までの結果でP-M残分の値が比較的大きいものでモルタルの圧縮強度が弱いという結果となったことと、P-M残分の値とゲーレナイトの生成量とに関係があることを合わせて考えると、ゲーレナイトの生成量が少なくなるとモルタル圧縮強度に悪影響を与えるということになり、Ti、Nbなどは利用時の強度にはあまり期待ができないと考えられる。これとは逆に、Na、Coは見た目にも固かったことからスラグのすりへり減量には結晶のでき方が係わっているものと考え、ゲーレナイト以外の主要な結晶物である灰長石(Anorthite)との比率とすりへり減量の関係を図3.3-6に示す。ゲーレナイトの割合が少なくなるとすりへりに対する抵抗性が弱くなることがわかる。

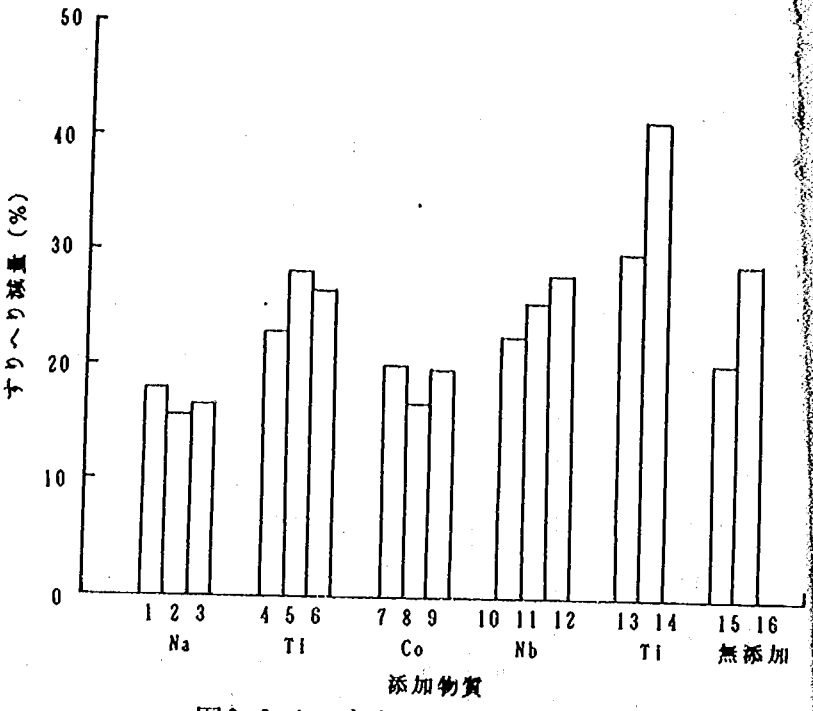


図3.3-4　すりへり減量試験結果

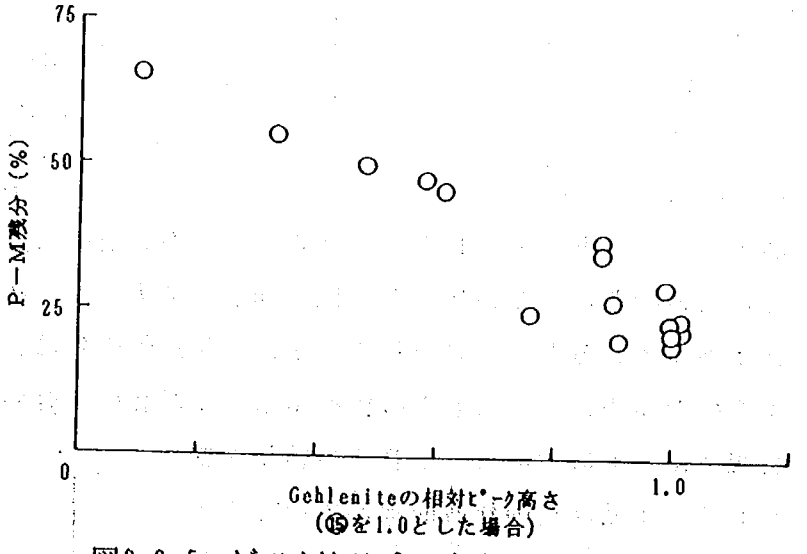


図3.3-5　ゲーレナイトのピーク高さとP-M残分の関係

このような結果から、Na、Coを白色スラグの品質向上のための添加剤として利用することが適当であるものと考えられる。今後は、最適な添加率や溶融方法の確立、製造されたスラグの材料特性などを詳細に検討していくつもりである。

3.4 高分子系焼却灰の二次製品への利用に関する調査

3.4.1 調査目的

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下水処理プロセスはもとより、発生場所や季節によっても変動するため、二次製品の成形性に差異が生じたり、焼成温度や焼成時の収縮が不安定となりやすい。そこで、焼成二次製品の品質の安定化手法を検討するために必要なデータの集積を行うことを目的として、焼成レンガ製造時の収縮特性に関しての調査を実施した。

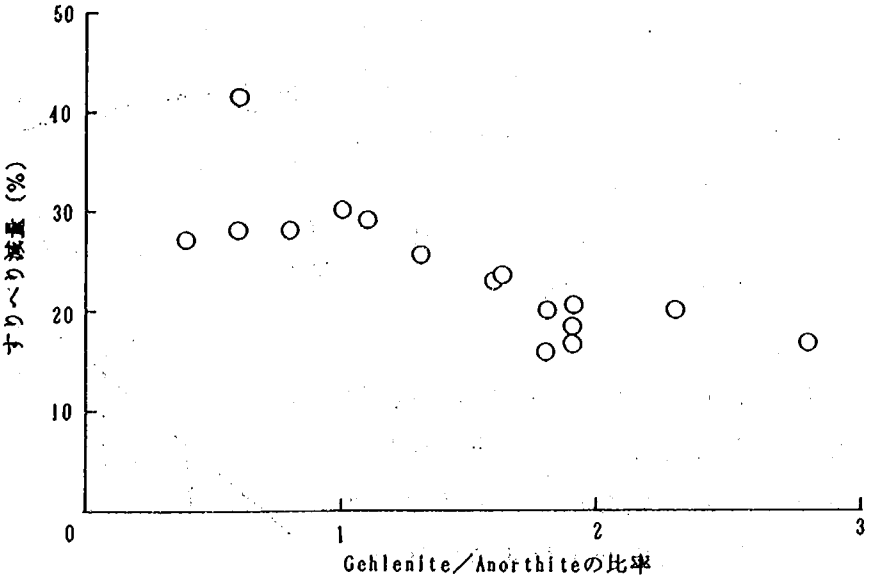


図3.3-6　ｹﾞｰﾚﾅｲﾄの生成割合とすりへり減量の関係

3.4.2 実験方法

Ｉ県Ｋ処理場の多段式焼却炉から発生した高分子系焼却灰を錠剤成形器を用いて直径8mm、高さ4mmの円柱形に加圧成形（加圧力；1t/cm²）したものを試料として、熱機械分析（Thermal Mechanical Analysis、以下ＴＭＡと記す）及びＤＴＡによって焼成時の収縮特性、及び熱特性について検討を行った。ＴＭＡの昇温パターンを図3.4-1に示す。

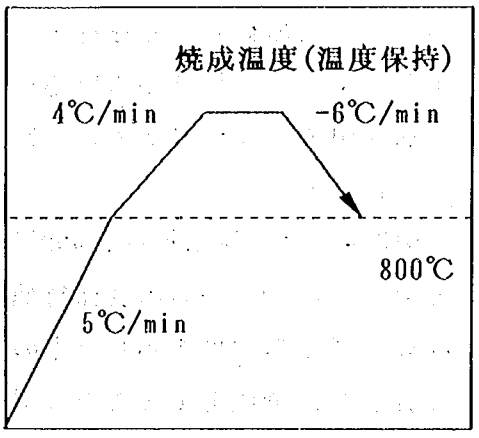


図3.4-1　ＴＭＡ温度条件

3.4.3 実験結果

試料となったＫ処理場の焼却灰の粒度分布を図3.4-2に示す。粒子径1～2mmのものが全体の約45％と多く、0.5～2mmでは全体の約7割を占めている。しかし、2mm以上や0.2mm以下のものも10％程度存在し良好な粒度であることがわかる。

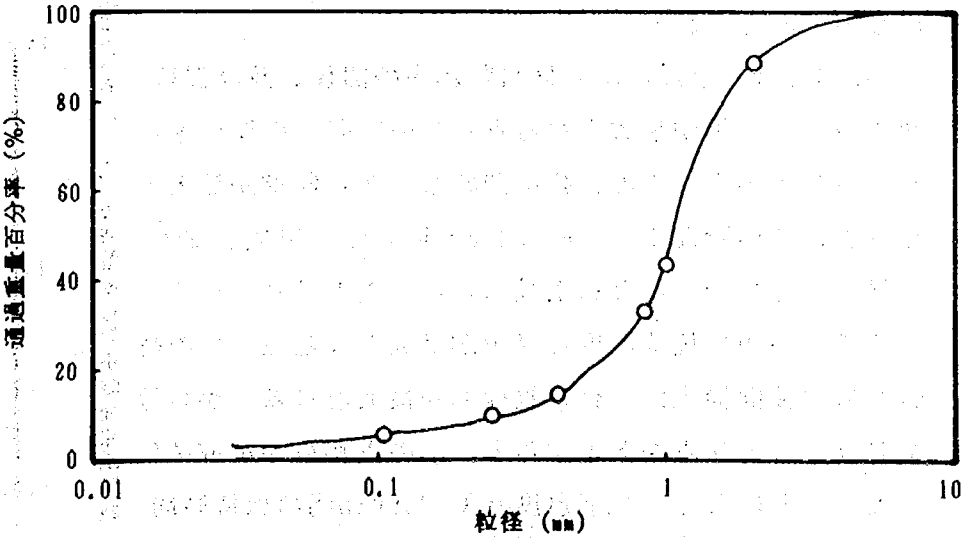


図3.4-2　焼却灰の粒径過積曲線

図3.4-3に典型的なＴＭＡ曲線を示す。Ａ点からＢ点で温度保持を行う間に収縮はＣ点からＤ点のように変化し、温度保持期間中での温度保持期間中での収

縮量はdとなる。ここで、最大収縮量を得ようとすると、温度保持期間を短くとるか、焼成温度を下げるかの２つの方法が考えられる。ここでは、温度保持時間を一定とし焼成温度を制御することに関しての検討を行った。

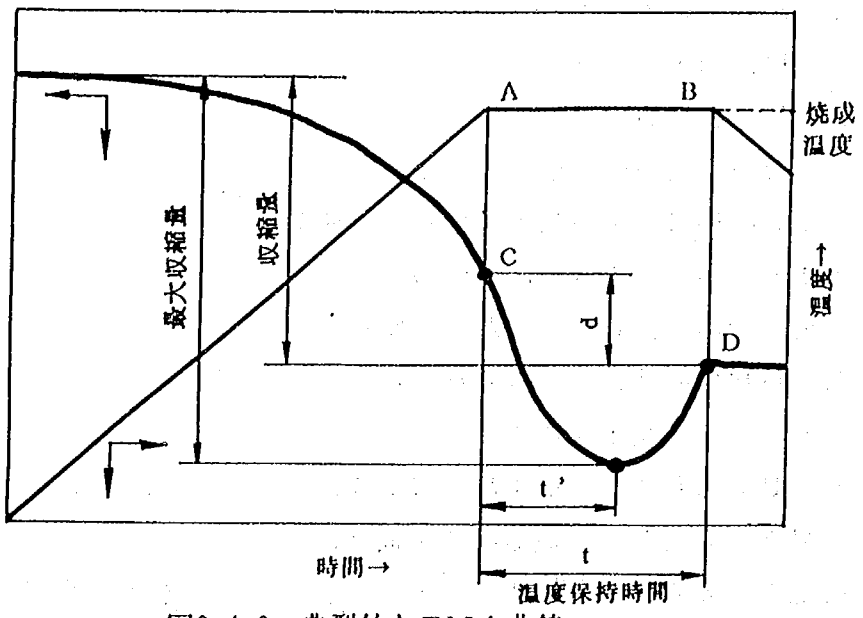


図3.4-3　典型的なＴＭＡ曲線

図3.4-4に焼成温度と温度保持期間中での収縮速度（=d/t）との関係を示す。tが一定の場合、焼成温度すなわち保持温度が上昇するに従い、温度保持期間では、収縮→膨張（dがマイナスの値）へと移行することがわかる。よって、焼成品の収縮には温度保持期間中での変位量が大きく影響していると言える。

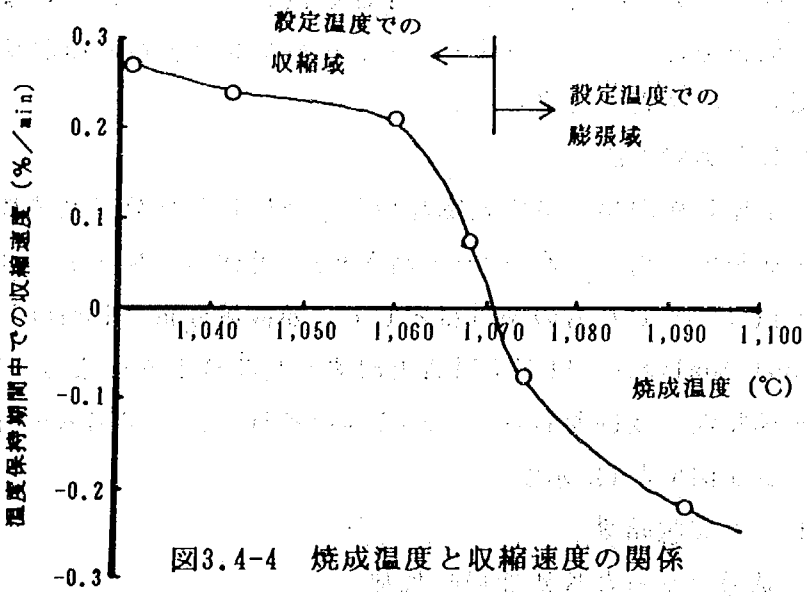


図3.4-4　焼成温度と収縮速度の関係

図3.4-5は、焼成温度1,060℃の場合の昇温速度と20分間の温度保持期間中での収縮速度との関係を示したものである。これより、焼成温度までの昇温の速度がその後の保持期間中に影響を与えていることがわかる。また、焼成温度に達するまでは、ゆっくりと昇温する方が収縮速度も小さくなり、品質管理も比較的容易になると考えられる。

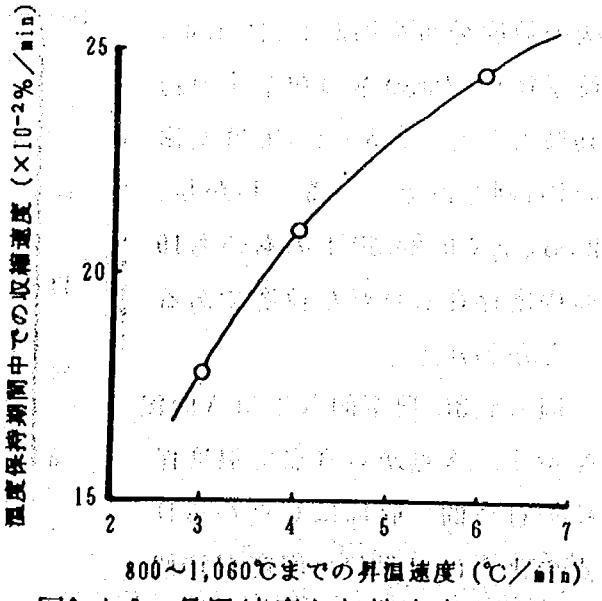


図3.4-5　昇温速度と収縮速度の関係

図3.4-6は、焼成温度と体積収縮率の関係、及び保持期間中での収縮が最大となる点までの時間との関係を示したものである。温度保持を開始してから収縮が最大となる点までの時間t'（図3.4-3参照）は、焼成温度の上昇とともに短くなり膨張域に入るＣ点では０となる。そこで、図中の焼成温度と収縮が最大となる点までの時間との関係曲線上に、体積収縮率が最大となる点から線を引き、この交点をＸとすると、この点が最適焼成条件を表すことになる。焼成温度Ｂ℃でＡmin間の保持時間をとれば収縮率Ｄが最大となる焼成品を作ることが可能となる。Ｋ処理場の焼却灰では、図からわかるように、

1,060℃で約40分間温度保持することで、最大体積収縮率は得られると考えられる。

図3.4-7にＤＴＡ結果を示す。焼結点と考えられる発熱のピークが、1,000℃付近（Ａ点）に認められるが、ＴＭＡの結果から最大体積収縮率の得られる1,060℃（Ｃ点）とは、ずれが生じている。よって、ＤＴＡから最適焼成温度を推定する場合には焼結点のピークＡとピークの終わったＢの間に存在するＣをさがす必要がある。

また、バインダーとしてＰＶＡ、ガラスビーズ、木炭を添加したものについてＴＭＡにより収縮特性を調査した。ＰＶＡは乾燥固形物重量比で2%（10%溶液）、ガラスビーズは粒径37～63μmのものを乾燥固形物重量比で10%、及び木炭については、ボールミルで粉砕したものを乾燥固形物重量比で10%添加した。図3.4-8は、成形品の焼成前密度と高さ方向の収縮率（△H／H）の関係を示したものである。ＰＶＡ、木炭を添加したものは、焼却灰単体、ビーズ添加に比べると加圧成形時に低密度になりやすく、焼成時に空隙ができるために収縮率は大きくなり、収縮に係わる時間も長くなるに従って焼成温度も高くなる。これに対し、ビーズ添加では空隙ができないために、焼成特性は焼却灰単体に近いものであった。しかし、収縮特性を大きく改善させるものではなかった。

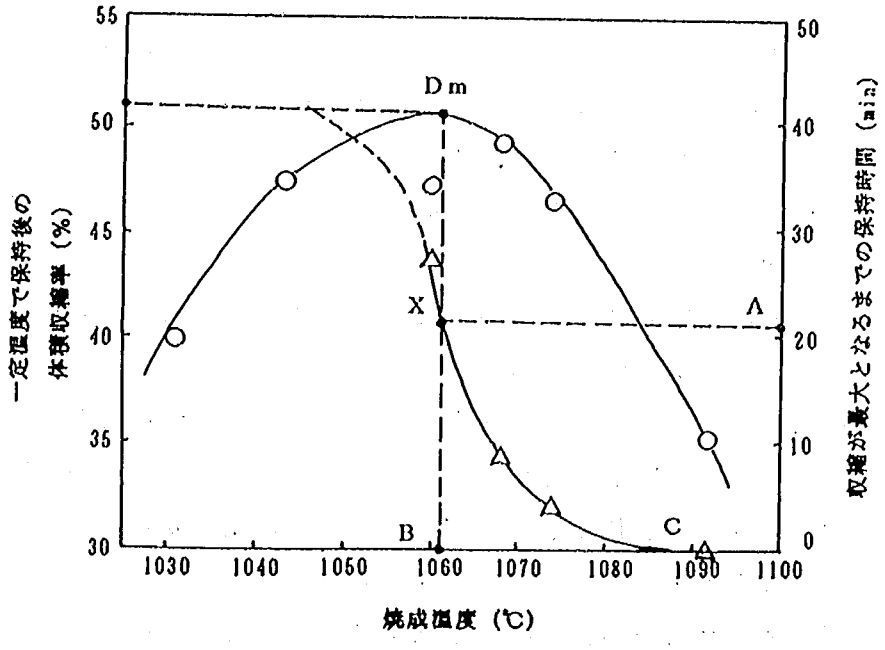


図3.4-6　焼成温度と体積収縮の関係

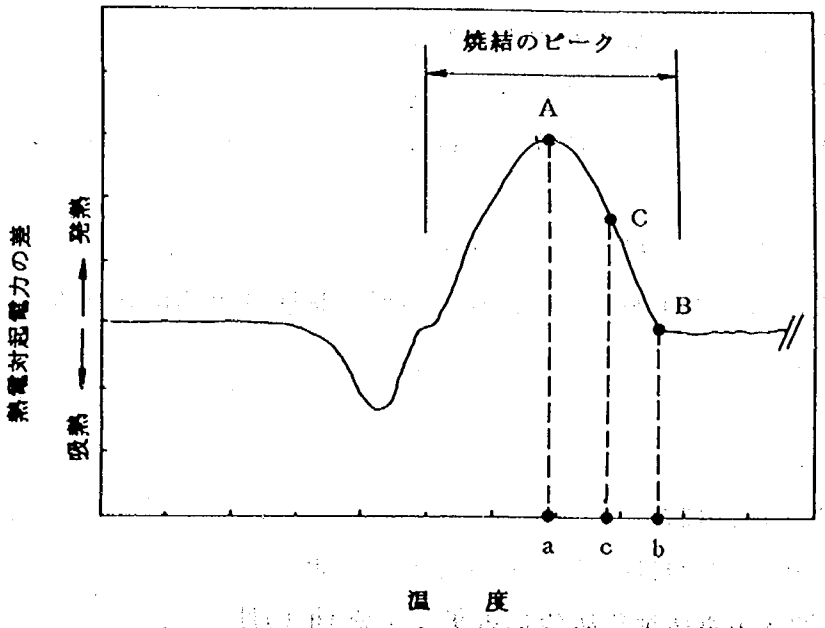


図3.4-7　ＤＴＡによる最適収縮温度の推定

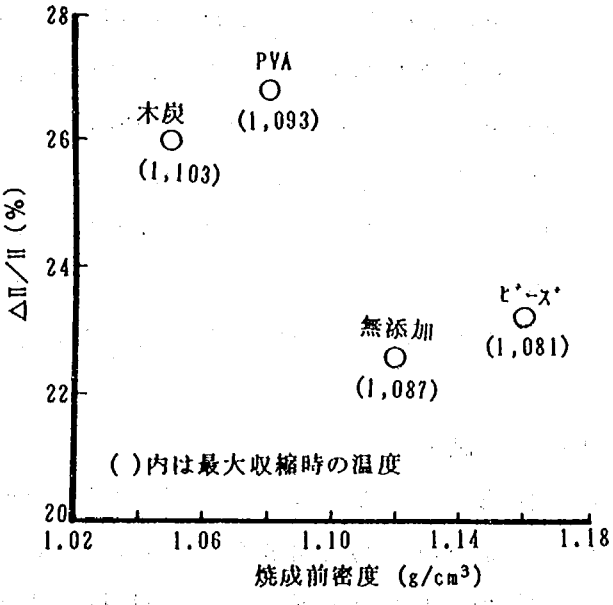


図3.4-8　焼成前密度と収縮率の関係

4. まとめ

溶融スラグの強度特性に関する調査の結果、以下の項目が明らかとなった。

(1) 急冷スラグをコンクリート骨材として利用した場合の圧縮強度は、水砕スラグの場合と同様にSiO_2-Al_2O_3-CaOの三成分比率と関係がある。

(2) 強度発現の顕著となる組成は、SiO_2が30%、CaOが50～60%であった。また、SiO_2が60%、CaOが20%のものでも強度発現が顕著であった。この原因は、CaOの比率の多い場合には、Ca分がセメントと反応しスラグ表面の付着力が増したためと考えられるが、SiO_2の比率の多い場合の原因については現在のところ不明である。

着色スラグの結晶化に関する調査の結果、以下の項目が明らかとなった。

(1) Na、Ti、Co、Nbを核形成剤として用いた場合に溶融温度が低下することがわかった。

(2) スラグの真比重、吸水率、アルカリによる安定性は、それぞれJISの細骨材、コンクリート標準示方書の粗骨材の基準値を満足したものであった。

(3) スラグ自身の抵抗性及び利用時の強度は、添加物質により生成される結晶物質が異なり、中でもゲーレナイトが主結晶物を占めるNa、Coを添加したもので良好な結果を示した。

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、以下の項目が明らかとなった。

(1) 焼成品の収縮には温度保持期間中での物質変位の挙動が大きく影響する。

(2) 昇温速度が小さい方が収縮速度も小さくなり、品質管理が容易となる。

(3) 焼成温度と保持期間中での収縮が最大となる点までの時間を把握することにより、最適焼成条件を決定することが可能である。

(4) ＤＴＡにより最適焼成温度を推定することはある程度可能である。

(5) バインダーとして、ＰＶＡ、ガラスビーズ、木炭を添加した場合の収縮特性は単体に比べ大きく改善されるものではないことがわかった。

【参考文献】

1) 作花ら：'ガラスハンドブック'，朝倉書店，1975.

2) 中部ｾﾒﾝﾄｺﾝｸﾘｰﾄ研究会：'ｺﾝｸﾘｰﾄ構造物のｱﾙｶﾘ骨材反応'，理工学社，1990.

3) 建設省土木研究所：'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.

11. 発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査

汚泥研究室　室　　長　渡部　春樹
主任研究員　岡沢　邦明
研　究　員　落　　修一

1．まえがき

下水道の整備・拡充にともない、下水処理場から発生する汚泥の量は増加の一途をたどる。全国レベルでみた場合、過去の統計[1]からは人口普及率が１％上昇する毎に新たにおよそ7.2百万 m^3 の液状汚泥が発生することが予測され、今世紀中までに人口普及率を70％近くまで上げることを目標としている我々にとっては、今後、急激に増大するであろう汚泥発生量に対して安全、且つ安定的な手段を以て対処して行かなければならない。

従来、発生した汚泥の大部分は安定化処理を施された後、埋立て処分されてきた。そして、下水道整備に先進的に取り組んできた大都市部では、処分汚泥量の減量化と処分地の延命化のために汚泥焼却プロセスが導入されてきた。しかし、昨今の廃棄物処分地をめぐる社会情勢には逼迫したものがあり、新たな処分地の確保は全国的に困難な状況となってきている。このような状況下で、大都市部では、焼却灰の有効利用方法や溶融プロセスの導入による有効利用方法の検討が精力的に行われ、実用化が図られつつある。また、地方の下水道先進都市や自治体では緑農地還元を主体とした有効利用が進められてきている。しかし、それでも全国レベルでみたときの有効利用に資された発生汚泥の割合は、嫌気性消化プロセスによる消化ガスの利用を考慮しなければ、平成２年度時点で全体の16％にすぎず[2]、これからは、下水汚泥のより一層の有効利用に努めて行く必要がある。

本調査は、下水汚泥の有効利用の推進に寄与するために、現在稼働中の汚泥処理施設やこれから新たに建設される施設を対象として、そこでの処理のさらなる効率化と、より付加価値の高い汚泥製品の生産を目指すものである。そこでは、水処理系から発生する汚泥種毎の成分組成や性状に着目し、主に最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥とを分離して別々に処理することにより、これらの汚泥の特性を生かした汚泥製品を既存の汚泥処理プロセスの中で効率的に生産する手法について調査、研究するものである。

2．研究目的

一般的に、最初沈殿池汚泥の性状は、炭水化物の含有率が高く、脱水性が良い。反面、余剰活性汚泥は、蛋白性物質の含有率が高く、脱水性が悪いという特徴を有している。本調査では、これらの特徴を踏まえ、既存の汚泥処理プロセスのなかで別々に処理し、高品質の汚泥製品が得られる効果的な汚泥処理システムを見出ださなければならない。そのためには、大きく３つの調査、研究が必要と思

われる。ひとつは、原料となる最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥の組成、性状の精密な把握と高品質化製品への可能性の検討であり、ひとつは、これらの汚泥を別々に処理することによる既存のユニットプロセスへの影響把握であり、そして最後のひとつは、効果的プロセスの構築と評価、及びそれによる汚泥製品品質の評価である。

3．平成３年度までの調査結果

本調査は平成３年度から実施しているものであり、平成３年度に得られた調査結果の概要は以下の通りである。

１）分別嫌気性消化法を採用している実施設の調査より

① 最初沈殿池汚泥は分別嫌気性消化に適しているが、余剰活性汚泥は難分解性の糖や蛋白質等の含有率が高いことから分別嫌気性消化には向かない。

② 余剰活性汚泥を分別嫌気性消化したときの消化成績は、消化温度：36℃において混合汚泥の消化と比べた場合、消化日数がそれの約 2倍（64日）と長くなっていたことにより消化率は向上していたが、ガス発生率はそれ以下の成績であった。

③ 調査した余剰活性汚泥は、Ｎ，Ｐ，Ｋ等に代表される肥効成分の含有率が高く、且つ肥料取締法に定められた有害物質含有量の許容限度を満足しており、有機質肥料の原料としての価値が高いことが示された。

２）高品質コンポストの製造に関する実験より

① 一つの下水処理場において最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥中の肥効成分及び重金属を１年を通じて調査した結果、肥効成分のＮ，Ｐ，Ｋは余剰活性汚泥の方が高い含有量であった。一方、重金属濃度は、Ｈｇ，Ｃｕ，Ｃｒ，ＰｂのＡ元素が余剰活性汚泥で低く、ＣｄとＺｎは両者とも同程度であり、Ａｓは余剰活性汚泥の方がわずかに高かった。

② コンポスト化実験の結果から、余剰活性汚泥を原料としたコンポストのＮ，Ｐ，Ｋの含有率は、混合消化汚泥のコンポストよりも高く、しかもＫの含有率は１％を超えて他のＮ，Ｐとバランスの取れた含有率になることが明らかとなった。また、重金属の濃度は混合消化汚泥のコンポストの約60％の濃度になっており、余剰活性汚泥から得られるコンポストは、肥効成分に富み、且つ重金属含有量が少ない高品質の製品となる可能性が大きいことが示唆された。

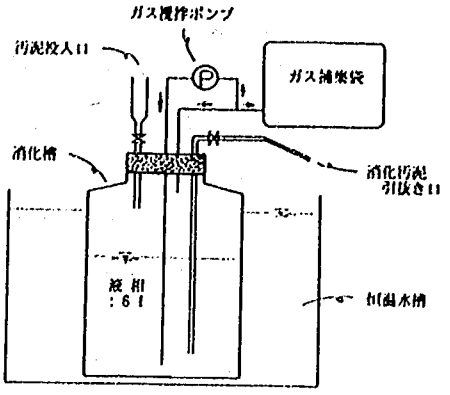
4．平成４年度の調査結果

４．１　最初沈殿池汚泥の嫌気性消化

前年度の現地調査により、最初沈殿池汚泥を対象とした嫌気性消化法の詳細な調査が必要と認められたことから、その消化特性を消化温度や消化日数の関係から室内実験により調べるものである。本年度は、消化温度が３５℃～６０℃の範囲における消化日数３０日の条件について実験した。

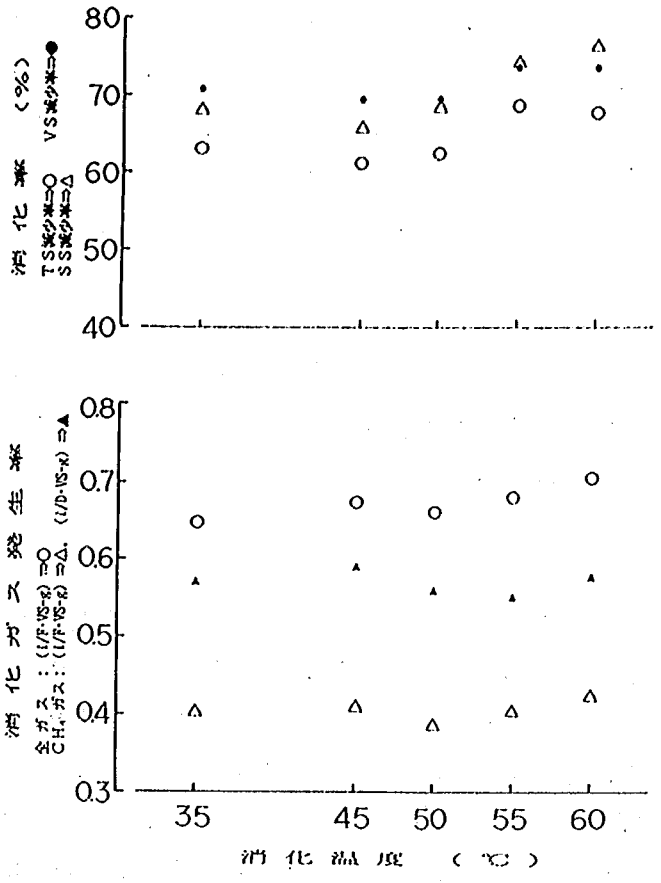
4.1.1 実験方法

実験は、図－１に示した１０ℓのガラスビンを消化槽とする実験装置５台を２０℃の恒温室に設置して、消化温度を３５，４５，５０，５５，６０℃にコントロールしながら消化日数３０日による３



図－１　嫌気性消化実験装置の概要

カ月間の連続運転を行った。また、連続運転に先立ち各設定温度への馴養を兼ねたバッチ方式による試運転を約１カ月間行った。実験装置の運転は、消化槽内を常時器内ガスで攪拌するとともに、１日１回所定量の（休日に当たる場合は前日にその所定量を加味して）汚泥の引抜きと投入を行った。実験に用いた最初沈殿池汚泥は、M町の分流式公共下水道の下水処理場から採取し、重力濃縮、夾雑物除去を行ったものである。また、実験における試料の分析方法は下水試験方法（1984年版）によった。



図－２　消化温度と消化率、及び消化ガス発生率との関係

4.1.2 実験結果

各消化温度における消化日数３０日の平均的な消化成績を表－１に示した。これらの消化成績は、消化汚泥の性状や消化ガスの発生状況からみて、各実験装置が実験条件に十分馴養し、安定運転となっている期間の平均値として表したものである。図－２には、表－

表－１　消化日数３０日における最初沈殿池汚泥の平均的な消化成績

消化温度		（℃）	35	45	50	55	60
供給汚泥	供給量	（ℓ／日）	← 0.2 →				
	TS	（g／ℓ）	← 30.1 →				
	VS／TS	（－）	← 0.814 →				
	SS	（g／ℓ）	← 29.7 →				
	VSS／SS	（－）	← 0.828 →				
消化汚泥	引抜き量	（ℓ／日）	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
	TS	（g／ℓ）	11.10	11.70	11.32	9.48	9.77
	VS／TS	（－）	0.646	0.642	0.664	0.684	0.567
	SS	（g／ℓ）	9.53	10.22	9.46	7.67	7.10
	VSS／SS	（－）	0.657	0.625	0.652	0.671	0.635
消化ガス	全ガス発生量	（ℓ／日）	3.17	3.30	3.23	3.33	3.45
	CH_4 ガス発生量	（ℓ／日）	1.975	2.00	1.894	1.977	2.07
	CH_4 濃度	（v/v－%）	62.4	60.7	58.6	59.4	60.1
	CO_2 濃度	（v/v－%）	36.6	38.8	37.5	37.7	39.1
消化率	TS減少率	（％）	63.1	61.1	62.4	68.5	67.5
	VS減少率	（％）	70.7	69.3	69.3	73.5	73.4
	SS減少率	（％）	68.0	65.6	68.2	74.2	76.1
消化ガス発生率	全ガス	（ℓ／投入VS－g）	0.647	0.674	0.660	0.680	0.704
	CH_4 ガス	（ℓ／投入VS－g）	0.403	0.409	0.387	0.404	0.423
	〃	（ℓ／減少VS－g）	0.570	0.590	0.558	0.550	0.576

1の消化成績をもとに、消化温度と消化率、及び消化ガス発生率との関係を示した。

消化率は、いずれの消化温度においても高いものとなっている。これらの消化率は、消化温度が５０℃以下では殆ど変わらない成績を示しているのに対して、消化温度が５０℃よりも高くなると消化率が向上する傾向を示している。一方、この消化率の傾向に対して、消化ガスの発生率は消化温度に関係なくほぼ同等の成績を示している。特に、消化温度が５５℃や６０℃での消化率の向上はメタンガスの発生率に寄与しておらず、メタンガス生産からみた場合、いずれの消化温度においても十分な消化の域に達していたものと思われる。

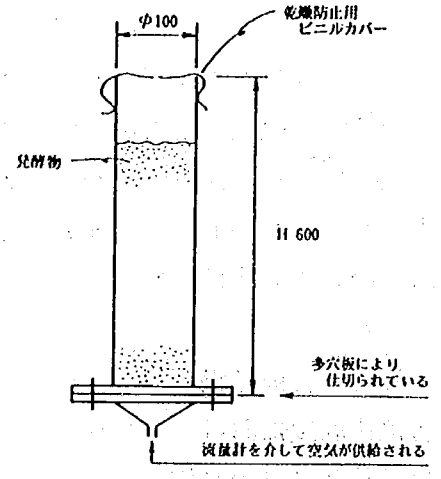
なお、これらの消化成績が消化温度との間で僅かに違っていたとしても、消化日数との関係からは有意な現象が現われている可能性もあることから、最終的な評価は、消化日数が異なる実験の結果を待たなければならない。

４．２　コンポスト化に及ぼす仕込み時含水率の影響

前年度の調査により、余剰活性汚泥が高品質のコンポスト生産につながる可能性が示唆された。しかし、高分子凝集剤調質により脱水した余剰活性汚泥の無添加方式によるコンポスト化では、一般的に行われている仕込み時の含水率では切り返しの際に発酵物が粘土状の塊となることから、切り返し操作や発酵そのものに支障を来すことが考えられた。発酵物の塊状化は仕込み時の含水率を低く設定すれば容易に解決できるものであるが、その場合、発酵抑制へ作用することが懸念される。このため、余剰活性汚泥単独のコンポスト化に及ぼす仕込み時含水率の影響を把握する室内実験を行ったものである。

4.2.1 実験方法

実験は、図－３に示した透明アクリル樹脂製の筒７個を発酵槽として用い、表－２の条件で調整した余剰活性汚泥を仕込んだ後、３０℃の恒温室において３０日間実施した。実験では、連続的に空気を供給しながら最初の１０日間は１日１回（休日は除く）切り返しを行い、その後は発酵物をバット上に移して５日毎に切り返しを行いながら乾燥防止用のビニルシートで覆い無通気で実施した。空気の供給量は、ガスクロマトグラフ（ＴＣＤ）により排ガス中の O_2 濃度を１日１回測定しながらそれが発酵の制限因子とならないよう調整した。発酵物の含水率の調



図－３　コンポスト化実験に用いた発酵槽

表－２　実験条件（仕込み条件及び方法）

目標含水率	30	35	40	45	50	55	60	(W/(W+TS) －%)
仕込み時含水率	29.2	35.7	40.4	45.5	50.2	55.3	60.1	(〃)

余剰活性汚泥	⇒	高分子系凝集剤調質により脱水した余剰活性汚泥を風乾後2mm以下に粉砕したもの。 VS/TS ＝ 0.828 ，　含水率 ＝ 10.3 %
植種コンポスト	⇒	上記余剰活性汚泥のコンポスト化を図り、風乾後2mm以下に粉砕したもの。 VS/TS ＝ 0.746 ，　含水率 ＝ 12.8 %
植種率	⇒	余剰活性汚泥 ： 植種コンポスト ＝ 5 ： 1　（風乾重量比による）
含水率の調整・仕込み方法	⇒	余剰活性汚泥と植種コンポストを十分混合したものに、水道水を加えて目標含水率に調整した後、実験装置に仕込んだ。

整は、実験期間を通して行っていない。なお、実験における試料の分析方法は下水試験方法（1984年版）によった。

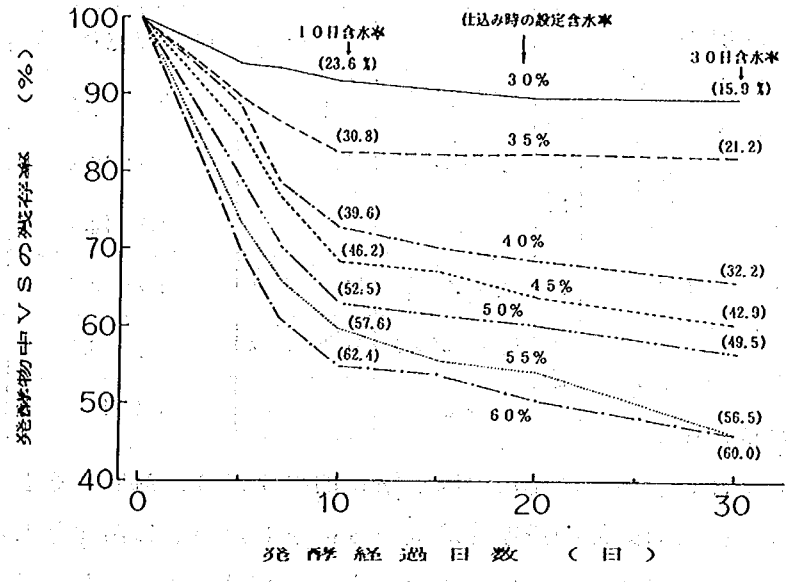
4.2.2 実験結果

実験では、いずれの仕込み条件下においても発酵日数の経過とともに発酵物中のアンモニア態窒素の増加とｐＨの上昇が認められ、その程度は仕込み時の含水率が高いほど大きなものであった。また、これらの変化が大きい時期には発酵温度も上昇した。発酵温度は、発酵の旺盛さと空気の供給量に左右され、仕込み時の含水率が４５％と５０％のケースでは５０℃を越えるまでになったが、それより高い含水率で仕込んだケースでは旺盛な発酵が認められたにもかかわらず、結果として空気供給量が多くなったことにより前述のケースの発酵温度までには達しなかった。

切り返し時における発酵物の状況は、仕込み時の含水率が４５％以下のケースでは支障なく円滑な切り返しができるものであったが、それより高い含水率のケースでは発酵物が塊状化する現象がみられ、その発現は５０％のケースで発酵開始後５日目から、５５％のケースで２日目から、６０％のケースでは１日目から確認され、その後の５５％と６０％のケースの発酵物は団塊となって行った。

発酵は、微生物による有機物の分解作用であることから、発酵の進行状況は発酵過程における有機物（ＶＳ）量の変化から把握することができる。

図－４は、発酵日数の経過にともなう発酵物中のＶＳ量の変化を、仕込み時のＶＳ量を基準とした発酵物中ＶＳの残存率の変化として表したものである。本図では、ＶＳ残存率の変化が大きいほど有機物分解によるＶＳの減少量が大きく、発酵がより旺盛であったことを表している。この結果は、発酵には仕込み時の含水率が大きく影響し、発酵には仕込み時の含水率が高いほど好条件となることを示している。なお、この結果における仕込み時含水率が５０％、５５％、６０％のケースには、前述の塊状化による影響が含まれている。



図－４　発酵日数の経過にともなう発酵物中ＶＳの変化

以上の結果から、発酵過程における切り返し操作は不可欠なものであるとするならば、無添加方式による余剰活性汚泥のコンポスト化においては、仕込み時の含水率を４５％～５０％に設定する必要があるが、この含水率での仕込みは発酵が制限される可能性が高く、高品質コンポストの製造に支障を来す危険性をはらんでいると言える。

従って、余剰活性汚泥による高品質コンポストの製造を目指すには、高含水率（例えば６０％程度）の仕込み条件下でも円滑な切り返しと発酵が維持できるような何らかの添加物による改質が必要と思われる。そして、その添加物は、余剰活性汚泥の成分上の長所を維持し、且つ製品の高品質を促すとともに余分な発酵日数を必要としない性質のものでなくてはならない。

４．３　高品質コンポストの製造に関する調査

前年度の実験で余剰活性汚泥単独のコンポストは、肥効成分の含有量が多く、且つ有害重金属濃度が低い製品が出来る可能性が大きい事を確認したが、最初沈殿池汚泥の処分を別途に考えなければならないという問題が新たに生ずることになる。そこで本年度は、最初沈殿池汚泥の特性（嫌気性消化ガスの発生効率が高い）をも考慮した高品質コンポスト化実験を行うことにした。

4.3.1　実験方法

本年度の実験は、最初沈殿池汚泥（以後「初沈汚泥」という）を嫌気性消化処理（以後「初沈消化汚泥」という）して、発生ガスの有効利用を促進すると同時に、果物や雑草の種子等の不活性化と病原菌等の死滅化を計ってから、余剰活性汚泥（以後「余剰汚泥」という）と混合し、コンポスト化することを検討する。同時に余剰汚泥のコンポスト化を行い、それぞれ肥効成分や重金属濃度の比較検討を行った。

表－３　　コンポスト化実験の初期条件

		含水率(%)	供試汚泥量(kg･DS)	体積(l)	混合比率	送気量
余剰汚泥	脱水ケーキ	52.1～60.2	9.0～ 9.4	－	脱水ケーキ:種ｺﾝﾎﾟｽﾄ 乾燥重量 0.91～1.03 : 1	送気量 =3.0～ 4.5 l/槽･min =46～ 75 l/m³･min
	種コンポスト	33.4～46.3	8.7～10.2	－		
	合計	－	17.7～19.4	60～70		
混合汚泥	脱水ケーキ	51.0～63.7	8.2～ 9.7	－	脱水ケーキ:種ｺﾝﾎﾟｽﾄ 乾燥重量 0.91～1.10 : 1	送気量 =3.0～ 4.5 l/槽･min =46～ 75 l/m³･min
	種コンポスト	36.2～44.2	8.8～ 9.2	－		
	合計	－	17.4～18.5	60～70		

初沈消化汚泥と余剰汚泥を混合した汚泥（以後「混合汚泥」という）の混合比は、下水処理場で発生する初沈汚泥量と余剰汚泥量の比率を１：１とし、初沈消化汚泥は、消化前の１／２に減容するものと各々仮定して、１：２とした。その他の実験初期条件の範囲等は表－３に示したが、種汚泥との混合比を乾燥重量比で約１：１とし、給気量は発酵温度が65℃以上になるように調整した。また、前年度の実験で余剰汚泥単独の種コンポスト及び風乾脱水汚泥の粒径が消化汚泥のものより大きく、発酵効率に影響することが予想されたので、実験開始前に両者の粒径を同一にするため、各々直径６mmのチョパー（挽肉器）を通して円柱状にしたものを発酵槽に充填した。実験回数は、夏季，秋季，冬季の各季節ごとに１回行い、合計３回実施した。

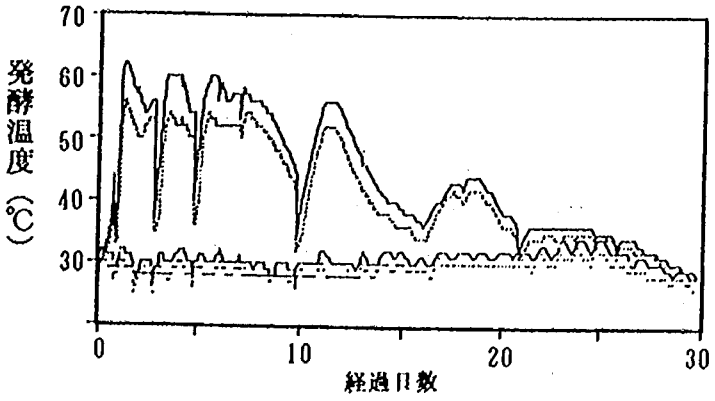
4.3.2　実験結果

コンポスト化時の発酵状態を図－５及び図－６に示した。図－５は、余剰汚泥単独（夏季）の発酵温度の経日変化であり、図－６は混合汚泥（夏季）のものである。これらの図から両者の発酵状態を比較すると、余剰汚泥単独の場合、発酵温度は６０℃前後で約１０日間位続き、発酵が終了して外気

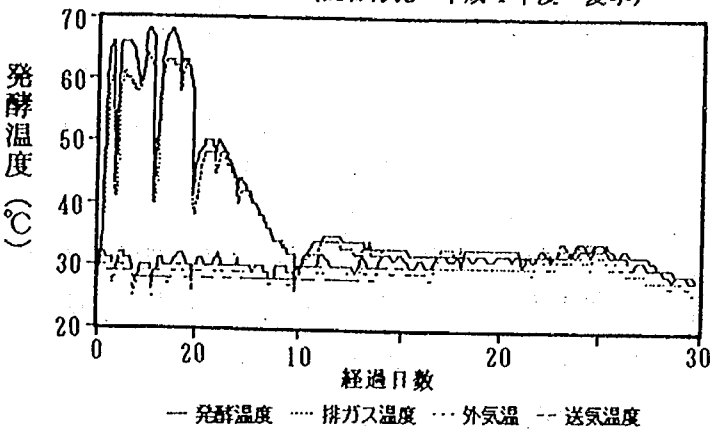
温度と同じ程度の温度になるまでは２０日間位である。混合汚泥の場合、発酵温度は６５～６８℃前後で５日間位続き、発酵が終了して外気温度と同じ程度になるまで約１０日間である。これらの傾向は、秋季及び冬季実験の時もほぼ同じであるが、外気温度が低下するほど発酵温度の立ち上がりが遅くなるものの、発酵終了日数は夏季の場合とほぼ同じ日数であった。なお、余剰汚泥単独の発酵温度は前年度と同じ傾向であるが、前年度の消化汚泥単独の発酵温度は７０℃を越えており、消化汚泥が多い方が発酵温度が高くなる傾向があった。

また、余剰汚泥単独のコンポスト化過程では、供試汚泥が団塊化する傾向があり、この傾向も前年度の傾向と同じ傾向であったが、そのため団塊内部の発酵が不十分になる傾向があった。一方、混合汚泥の方は、発酵過程

図－５　コンポスト化における発酵温度等の経日変化
（余剰汚泥：平成４年度　夏季）



図－６　コンポスト化における発酵温度等の経日変化
（混合汚泥：平成４年度　夏季）



表－４　コンポスト化実験結果　（肥効成分等）

		余剰汚泥　(%)								混合汚泥　(%)							
		pH	含水率	TS	VS	T－N	T－C	T－P	T－K	pH	含水率	TS	VS	T－N	T－C	T－P	T－K
夏	種ｺﾝﾎﾟｽﾄ	8.9	34.1	65.9	73.4	6.33	33.5	3.47	1.10	9.1	39.3	60.7	65.0	5.38	31.8	3.19	0.40
	脱水ケーキ	7.3	60.2	39.8	82.3	7.95	38.4	2.45	0.80	7.6	63.7	36.3	75.5	6.58	36.1	2.17	0.35
	実験開始時	8.1	47.3	52.7	77.9	7.21	36.1	2.91	0.90	8.4	51.7	48.3	69.9	5.89	32.1	2.64	0.40
	実験終了時	8.7	32.6	67.4	72.3	5.89	32.1	3.75	1.05	8.7	34.5	65.5	65.1	5.22	33.5	3.23	0.40
秋	種ｺﾝﾎﾟｽﾄ	9.3	33.4	66.6	72.0	5.82	35.9	3.76	1.15	9.3	36.2	63.8	64.2	4.76	33.5	3.39	0.43
	脱水ケーキ	7.2	57.8	42.2	84.8	8.23	42.3	2.89	0.85	7.6	59.4	40.6	80.9	7.27	42.5	2.51	0.40
	実験開始時	8.3	49.0	51.0	79.0	6.54	37.0	3.41	0.95	8.5	50.0	50.0	72.8	6.16	35.4	2.89	0.43
	実験終了時	9.0	44.6	55.4	73.7	6.04	34.8	4.00	1.10	9.1	44.3	55.7	67.4	5.33	34.7	3.36	0.50
冬	種ｺﾝﾎﾟｽﾄ	9.2	46.3	53.7	73.1	5.95	35.1	3.98	1.20	9.2	44.2	55.8	66.8	5.14	33.4	3.55	0.53
	脱水ケーキ	7.1	52.1	47.9	84.6	8.18	43.1	2.75	1.00	7.7	51.0	49.0	79.6	6.94	42.9	2.60	0.48
	実験開始時	8.6	48.9	51.1	78.8	7.48	41.6	3.46	1.10	8.6	49.7	50.3	73.5	6.26	39.4	3.05	0.50
	実験終了時	9.2	48.5	51.6	74.8	6.38	38.7	3.74	1.20	9.2	45.5	54.5	68.4	5.25	35.8	3.56	0.55
平均値	種ｺﾝﾎﾟｽﾄ	9.1	37.9	62.1	72.8	6.03	34.8	3.74	1.15	9.2	39.9	60.1	65.3	5.09	32.9	3.38	0.32
	脱水ケーキ	7.2	56.7	43.3	83.9	8.12	41.3	2.70	0.88	7.6	58.0	42.0	78.7	6.93	40.5	2.43	0.41
	実験開始時	8.3	48.4	51.6	78.6	7.08	38.2	3.26	0.98	8.6	50.5	49.5	72.1	6.10	36.6	2.86	0.44
	実験終了時	9.0	41.9	58.1	73.6	6.10	36.2	3.83	1.12	9.0	41.4	58.6	67.0	5.27	34.7	3.38	0.48

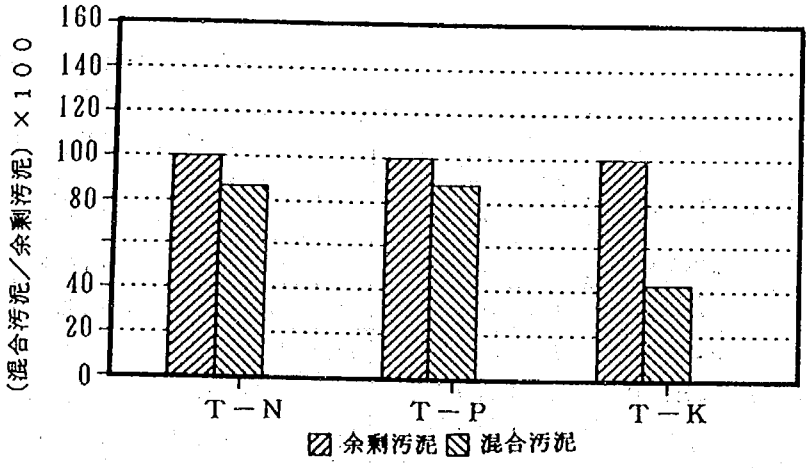
表－5　　コンポスト化実験の重金属濃度

		余剰汚泥 (mg/kg)								混合汚泥 (mg/kg)							
		Hg	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Hg	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni
夏	種コンポスト	1.12	1.90	5.79	806	227	18.2	7.0	16.9	2.04	2.43	4.97	1023	310	32.0	37.6	23.0
	脱水ケーキ	0.96	1.45	6.60	541	162	13.0	22.1	9.1	1.30	2.45	4.82	937	214	20.7	37.9	16.5
	実験開始時	0.99	1.75	5.92	699	200	15.5	5.0	12.5	1.96	2.21	5.97	984	250	22.7	37.5	19.9
	実験終了時	1.26	2.14	6.81	864	259	16.9	2.5	16.9	2.53	2.50	5.46	1023	294	29.0	15.7	23.8
秋	種コンポスト	2.65	2.10	6.28	912	256	38.9	48.2	19.0	2.53	2.40	3.75	1207	325	45.8	61.1	22.8
	脱水ケーキ	1.32	1.19	2.01	425	150	14.2	19.0	10.2	1.26	1.44	2.32	741	214	19.9	33.3	12.3
	実験開始時	1.17	1.46	4.98	622	193	26.9	26.8	13.9	2.09	1.91	2.75	950	278	36.8	49.4	19.0
	実験終了時	1.43	2.03	6.82	798	250	31.6	36.7	17.9	2.25	2.19	4.99	1143	309	38.9	61.5	20.9
冬	種コンポスト	—	2.97	—	1300	263	34.0	47.0	19.0	—	3.46	—	1860	338	37.0	72.0	24.0
	脱水ケーキ	—	1.83	—	511	194	15.0	22.0	12.0	—	2.33	—	889	291	21.0	37.0	16.0
	実験開始時	—	2.60	—	857	233	24.0	36.0	16.0	—	3.53	—	1400	313	31.0	55.0	20.0
	実験終了時	—	2.48	—	871	218	26.0	36.0	17.0	—	3.40	—	1790	363	34.0	62.0	24.0
平均値	種コンポスト	1.88	2.32	6.03	1006	249	30.4	34.1	18.3	2.28	2.76	4.36	1363	324	38.3	56.9	23.3
	脱水ケーキ	1.14	1.49	4.30	492	169	14.1	21.0	10.4	1.28	2.07	3.57	856	240	20.5	36.1	14.9
	実験開始時	1.08	1.90	5.45	726	209	22.1	22.6	14.1	2.04	2.55	4.31	1111	280	30.2	47.3	19.6
	実験終了時	1.34	2.22	6.82	844	242	24.8	25.1	17.3	2.39	2.70	5.37	1319	322	34.0	46.4	22.9

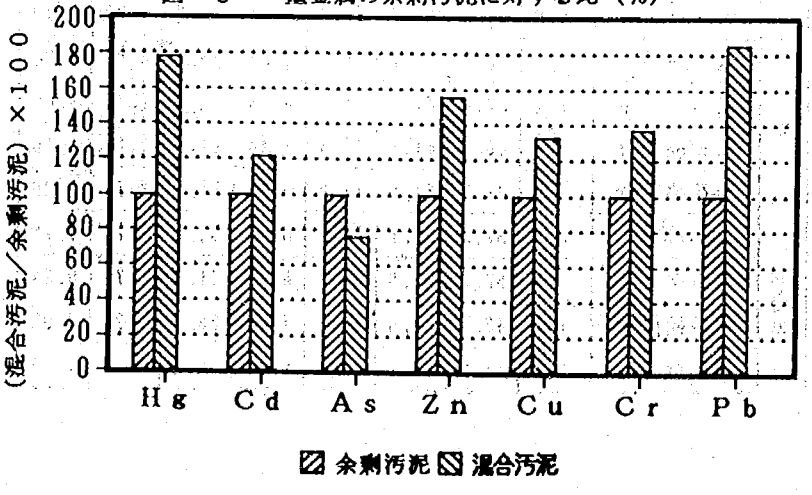
の進行に伴って供試汚泥は細分化しており、発酵温度の上昇を容易にすると同時に、発酵終了期間を短期化しているものと考えられる。コンポスト化前後の各種成分の濃度を表－4（肥効性成分等）及び表－5（重金属）に示した。

コンポスト化後の各種成分の傾向を、今年度行った3回の実験結果の平均値を基に、余剰汚泥の各成分を１００％としたときの混合汚泥のパーセンテージを図－7及び図－8に示した。図－7から明らかなように肥効性成分は、すべて余剰汚泥の方が高くなっている。図－8に示した重金属の傾向は、肥効性成分と逆の傾向があり、As以外はすべて余剰汚泥の方が低くなっている。コンポスト化汚泥を緑農地利用するには、重金属の含有量が少ない方が長期

図－7　　肥効成分の余剰汚泥に対する比（%）



図－8　　重金属の余剰汚泥に対する比（%）



的な利用が可能となり、安全性の面でも有利な条件を示す傾向である。

４．３　まとめ

（１）消化日数が３０日で消化温度が３５℃～６０℃の範囲における最初沈殿池汚泥の嫌気性消化では、消化率（ＴＳ減少率やＶＳ減少率）は、消化温度が５０℃よりも高くなると向上する傾向がみられたが、その消化率の向上はメタンガス発生率には反映されておらず、メタンガス発生率は消化温度に左右されずほぼ同等の値を示した。

（２）高分子系凝集剤調質により脱水した余剰活性汚泥のコンポスト化においては、発酵に対して仕込み時の含水率が大きく影響し、仕込み時の含水率が高いほど発酵は円滑に進むものであった。しかし、仕込み時の含水率が５０％より高くなると、切返し操作に伴い発酵物の塊状化が起こり、それを防止するための何らかの有用な添加物による物理的改質が必要と認められた。

（３）コンポスト化実験の結果から、初沈消化汚泥と余剰汚泥の肥効性が明らかに異なり、より肥効性成分が多く、重金属濃度の低いコンポスト化汚泥の製造の可能性が大きいことが分かったが、余剰汚泥単独のコンポスト化は、発酵過程で団塊化する傾向があるため、初沈消化汚泥を含めた添加物の検討や切返しの方法の検討を行い、団塊化防止と発酵性の向上が必要と思われる。

参考文献

１）「下水道年鑑」、第２部：統計・資料編、水道産業新聞社、１９９３

２）渡部春樹、白石隆、楢山達雄「下水汚泥焼成二次製品の品質管理手法の検討」、ＰＰＭ、pp ６、NO.2、Vol.24、１９９３

12. 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査

汚泥研究室　室　長　渡部　春樹
研究員　白石　　隆
研究員　松原　　誠

１．まえがき

下水道普及の進捗に伴い下水汚泥の発生量も年々増加してきており、処分地の確保及び汚泥処理コストの増大は各自治体にとって頭の痛い問題といえよう。現在、これらの問題を解決する切り札として注目されているのが汚泥の集約処理である。集約処理は大都市を中心に実施されてきたが、この利点はスケールメリットによる処理コストの低減、有効利用の促進により処分地の延命が期待できること等である。中小都市への下水道普及もあいまって集約処理は今後ますます進展すると考えられる。

集約処理には汚泥輸送が不可欠である。代表的な汚泥輸送方法には脱水汚泥の車両輸送、液状汚泥の車両輸送、液状汚泥の管路輸送の３つがあるが、各状況に応じた最適な輸送方法の選択と効率的な輸送条件の設定が集約処理システム全体の効率化に大きく貢献する。また、車両輸送の場合は臭気、こぼれ等の周辺環境に与える影響が、管路輸送の場合は汚泥の腐敗、濃縮性の悪化等の問題があり、これらも今後解決していかなければならない課題である。

このような背景から、集約処理システムの効率化を汚泥輸送の観点から検討することを主たる目的として、平成３年度から本調査に着手した。

２．調査の目的

本調査では、汚泥を最も効率的かつ衛生的に輸送できる方法として管路輸送に着目し、効率的に管路輸送を行うための管径や流速の選定方法、送泥量及び返流水量の減少をねらった高濃度送泥の可能性、更に今後普及してくる中小規模の処理場に対する管路輸送の適否について検討する。そのためには、まず送泥時の圧力損失の計算方法と汚泥の粘度測定方法が確立されなければならない。また最近では処理場内での脱水汚泥輸送にも管路輸送が採用されることが多く、脱水汚泥のレオロジー特性についても把握しておく必要があろう。さらに新しい汚泥集約処理システムとして高濃度汚泥の嫌気性消化をとり上げ、実用化に向けての問題点の抽出を行う。

３．平成３年度の調査結果

３年度の調査結果[1)]をまとめると以下の通りである。

１）文献調査により既存の下水汚泥輸送技術の概要について整理した。また、液状汚泥について管路輸送と車両輸送の経済性を比較したところ、輸送汚泥量が多い場合（約 100,000 m³/年 以上)ほ

ど管路輸送の方が有利であるという結果が得られた。

2）回転粘度計を用いて濃度 7.5% までの汚泥の流動特性を調査した。流動曲線の形状は擬塑性流体に近く、各レオロジー定数は濃度の関数として整理することができた。

3）管径 36.8mm、管長 55m のループからなる汚泥輸送実験装置を製作し、これを用いて濃度 5.5% までの汚泥の管路輸送特性を調査した。汚泥の粘度と管路輸送時の摩擦損失係数との関係は擬塑性流体のレイノルズ数によりよく表された。

4）高濃度汚泥の嫌気性消化実験（28日間、回分式）を行った。含水率は脱水汚泥を用いたもので 2～3 [%] 増加し、有機物減少率及び投入有機物からのガス発生速度は、濃度 1.5% 及び 10% の場合にはあまり差がないが、20% になると何らかの阻害を受け遅くなるという結果が得られた。

4．平成4年度の調査結果

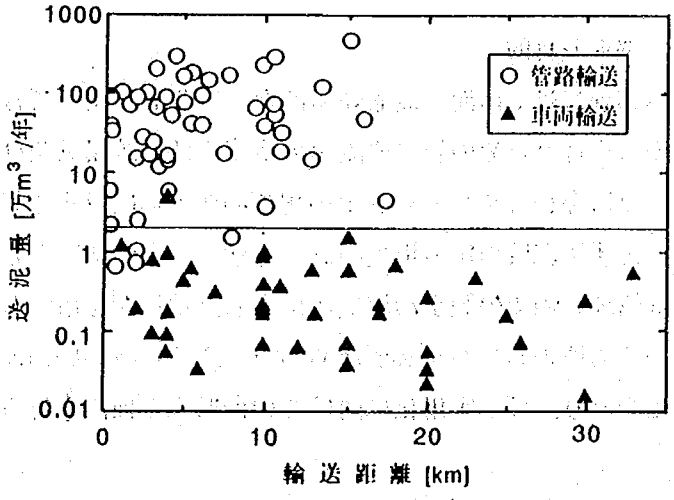
4．1　わが国の汚泥集約処理の実態

汚泥集約処理の実施都市数とその輸送方法について平成2年度時点で調べたものを表－1に示す。調査方法は平成2年度版下水道統計の汚泥処理施設概要の項を調べることを主とし、必要に応じ電話聴取等で情報を補ったものである。集約処理実施都市数の中にはゴミ処理場、し尿処理場で集約処理される場合を含めていない。1都市で複数の輸送方法がある場合はそれぞれについてカウントしているため、輸送方法の総和は実施都市数と一致しない。また、流域下水道の処理場は調査対象から除外した。平成2年度において集約処理実施都市数は71であったがこれを過去の状況と比較すると、昭和59年度で39、昭和63年度で55となっており[2]、集約処理は着実に進展してきているといえる。

表－1　　汚泥集約処理の実施都市数と輸送方法

集約処理実施都市数（平成2年度）		71
液状汚泥輸送		脱水汚泥輸送
管路輸送	車両輸送	
24	33	23

液状汚泥輸送を行っている処理場について、送泥距離と送泥量の関係を輸送方法別に整理したものが図－1である。名古屋市や横浜市のように、複数処理場を経由して集約処理場へ管路輸送される場合は、集約処理場までの総延長ではなく各区間ごとの距離で整理した。図より、送泥距離によらず送泥量の多い場合に管路輸送が用いられていることが明らかである。管路輸送と車両輸送の境界送泥量は約 20,000 m³/年 であり、ＥＰＡマニュアル及び下水汚泥処理総合計画策定マニュアルに基づく3年度の調査結果より管路輸送の適用される領域が広かった。



図－1　　液状汚泥輸送の実態（平成2年度）

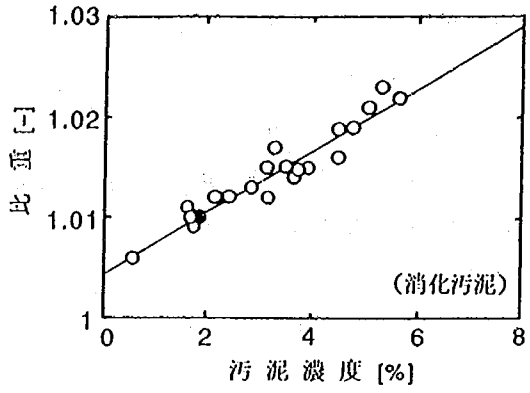
4．2　汚泥の比重測定方法について

汚泥の流動特性が2つのレオロジー定数k，nを用いた擬塑性流体で表されるとした場合、送泥時の単位長当たり圧力損失は $\Delta P/L = \phi(\rho, V, D, k, n)$ なる関数で表される。これらのうち汚泥側の要素であるρ，k，nの測定方法を確立しておくことは重要である。

密度ρはピクノメーターにより比重を測定し換算した。3年度の調査では下水試験方法(1984年版)を参考に次のような方法で比重を測定した。

・ピクノメーター(50cc)は予め乾燥質量(a)と20℃の水を満たしたときの質量(b)を測定しておく。
・すり合わせに汚泥が付着しないようにシリンジでサンプルを投入する。
・汚泥は流動性に乏しく脱気しにくいのでサンプル量は20cc 程度とし、残りは水で満たす。
・測定時の汚泥温度を20℃に調整する。

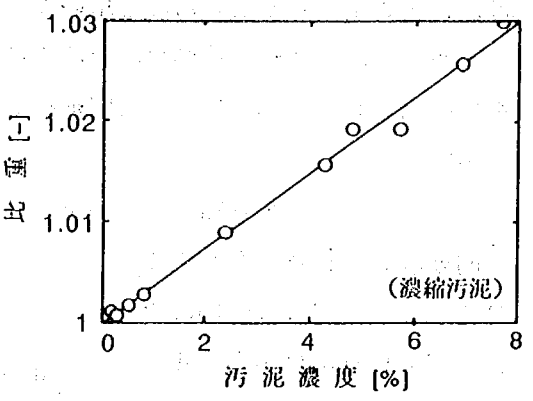
この方法により同一汚泥を濃度調整して測定した結果が図－2であるが、回帰直線が濃度ゼロのとき比重1とならず、比重が正確に測定されなかったことを表している。これは温度管理と脱気が不十分であったことが原因と考えられたため、次のように測定方法を変更した。



図－2　比重の測定例（改良前）

・ピクノメーター内の汚泥温度を測定し、満水時の質量(b)は当該温度のものに換算する。
・脱気を十分に行うため投入サンプル量を減らす（特に汚泥が濃厚な場合：5cc 程度）。

この方法による測定結果が図－3であり、測定精度の向上がうかがえる。



図－3　比重の測定例（改良後）

4．3　汚泥の粘度測定方法について

4．3．1　粘度測定の問題点

3年度に実施した汚泥の流動特性調査では、ρの変動幅が数%であるのに対し、kで4桁、nで1桁の変動幅があり、密度より粘度を決定する方がより重要であることがわかる。汚泥の粘度測定には回転粘度計を用いるのが一般的であるが、①厳密には擬塑性流体ではない、②粗大粒子の混入、③チクソトロピー（流動化による粘性低下）等の理由によって複雑かつ困難である。測定方法や測定結果も各研究者により相違し、粘度測定方法自体が研究テーマとなることもほとんどなかった。以下に上記①～③について若干のコメントを加える。

①について：仮に正しく流動曲線が測定されたとしても、その近似の方法によって得られるレオロジー定数の値が変わる。例えばある流動曲線の 10～30[1/s]の部分に最小自乗法を適用した場合と、10～300[1/s]に適用した場合とでは当然異なる結果が得られるであろう。このような意味において、汚泥の流動曲線を表現するレオロジー定数は1通りには決まらないといえる。

②について：回転粘度計の２筒間の間隙(ｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞ)は狭いほど精度がよいが、粗大粒子が間隙に引っかかると抵抗を生じ正確な測定ができない。３年度の調査では、消化汚泥はｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞ1mm で測定可能であったが、濃縮汚泥の場合はしばしば引っかかりを生じた。対応策としてはｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞの拡張、粗大粒子のふるい分け等が考えられる。

③について：チクソトロピーによる流動化の度合いは回転数及び回転時間に依存し、見かけ粘度は時間とともに変化する[3)]。既存の研究においては、このチクソトロピーの扱い方が最も相違し、全く考慮されていない例も見受けられる。管路輸送を目的とする場合は、これ以上粘性が低下しないという状態（流動化状態）の流動曲線からレオロジー定数を決定することが妥当である。流動化状態の流動曲線を測定する方法は表－２のように「ﾘﾋﾟｰﾄ」，「ﾎｰﾙﾄﾞ1」，「ﾎｰﾙﾄﾞ2」の３通り考えられる。

表－２　チクソトロピーを考慮した流動曲線の測定方法

方　法	プロット	概　要
1) リピート	回転数－トルク	加減速をくり返し上昇曲線と下降曲線の一致をもって流動化したと判断する。
2) ホールド1	回転数－トルク	最大回転数において見かけ粘度が一定となるまで回転数を保持。下降曲線を評価の対象とする。
3) ホールド2	時間－トルク	一定回転数で見かけ粘度が一定となるまで保持。流動曲線を得るためには、数点で測定を行う必要がある。

今年度は粘度測定方法確立の第一段階として、粗大粒子の影響を無視できる消化汚泥を用いて、これら３つの流動曲線測定方法の比較、流動化に及ぼす回転数、回転時間の影響を調査した。測定に用いた回転粘度計の諸元を表－３に示す。

表－３　回転粘度計の諸元

機種	Haake, RV12　（内筒回転式）
ｾﾝｻｰｼｽﾃﾑ	MV1
内外筒半径比	1.05
ｷﾞｬｯﾌﾟｻｲｽﾞ	0.96 mm
ﾛｰﾀｰ高さ	60 mm
ﾛｰﾀｰ半径	20.04 mm
ﾛｰﾀｰ加減速	ｽﾋﾟｰﾄﾞﾌﾟﾛｸﾞﾗﾏによる無段変速
測定温度	20℃　（恒温槽使用）
換算係数	[1/s]＝ 2.34×[rpm]

４．３．２　調査結果

回転数、回転時間を変化させて「ﾘﾋﾟｰﾄ」と「ﾎｰﾙﾄﾞ1」について測定した結果が表－４である。同一条件で測定したｻﾝﾌﾟﾙ 1, 2, 3 より測定の再現性について確認した。回転時間を変えたｻﾝﾌﾟﾙ 1, 4, 5 の比較から、「ﾘﾋﾟｰﾄ」の時間設定は測定結果にほとんど影響しないことがわかった。しかしｻﾝﾌﾟﾙ 1, 6, 7 より、「ﾘﾋﾟｰﾄ」の最大回転数が異なる場合は得られる流動曲線も異なってくる（図－４）。ｻﾝﾌﾟﾙ 1, 8 より、最大回転数が同じ場合の

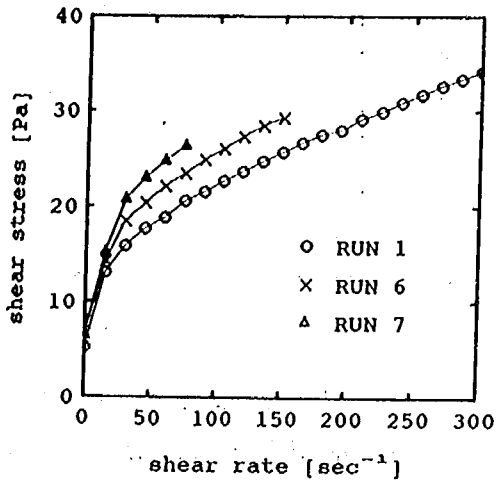
表－４　流動曲線の測定条件と測定結果

（消化汚泥：Ｃ＝3.9%，ＶＳ＝66.2%）

No.	方法	回転数	時間設定 [m]			繰返し	近似区間	測定結果	
		[rpm]	加速	保持	減速	回数	[rpm]	k[Pa・s^n]	n[-]
1	ﾘﾋﾟｰﾄ	128	3	0	3	3	6.4～128	5.13	0.33
							6.4～32	6.17	0.28
2	ﾘﾋﾟｰﾄ	128	3	0	3	3	6.4～128	5.41	0.32
							6.4～32	5.86	0.30
3	ﾘﾋﾟｰﾄ	128	3	0	3	3	6.4～128	4.95	0.33
							6.4～32	6.03	0.28
4	ﾘﾋﾟｰﾄ	128	1.5	0	1.5	3	6.4～128	5.20	0.33
							6.4～32	5.51	0.32
5	ﾘﾋﾟｰﾄ	128	6	0	6	3	6.4～128	5.38	0.31
							6.4～32	6.55	0.26
6	ﾘﾋﾟｰﾄ	64	1.5	0	1.5	3	6.4～64	6.37	0.30
							6.4～32	6.36	0.30
7	ﾘﾋﾟｰﾄ	32	0.8	0	0.8	3	6.4～32	6.34	0.34
8	ﾎｰﾙﾄﾞ1	128	3	13	3	1	6.4～128	4.64	0.34
							6.4～32	6.21	0.26

「リピート」と「ホールド1」は、ほぼ同じ流動曲線が得られた。また、「ホールド2」による見かけ粘度は、「リピート」による最大回転数の見かけ粘度にほぼ等しかった。

これらの結果から、流動化に及ぼす回転数と回転時間の影響は等価ではなく、最終的な流動状態は回転数によって規定されると考えられる。これは、低い回転数でどれだけ回転時間を与えても、それより高い回転数で得られる流動状態を得ることはできないということを意味している。また「リピート」と「ホールド1」による流動曲線は最大回転数における流動状態を測定したものであるのに対し、「ホールド2」による流動曲線は各回転数における異なる流動状態をつないで得られたものと考えられ、流動曲線の表す内容が異なる。このように、汚泥がチクソトロピー性を持つ場合は流動曲線が1通りに決まらないので、管路輸送時に汚泥がどの程度流動化するかを考慮し、その流動状態を粘度測定時に再現することが重要であるといえる。

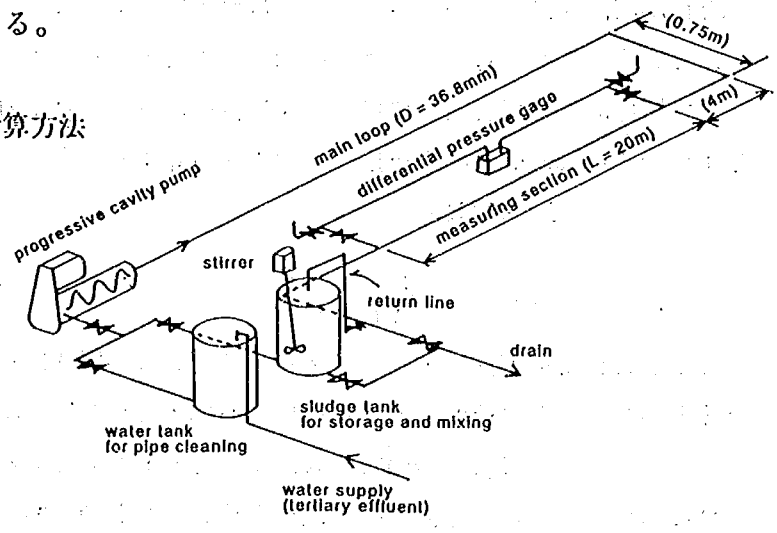


図－4　流動曲線の測定例

4．4　汚泥輸送実験と圧力損失の計算方法

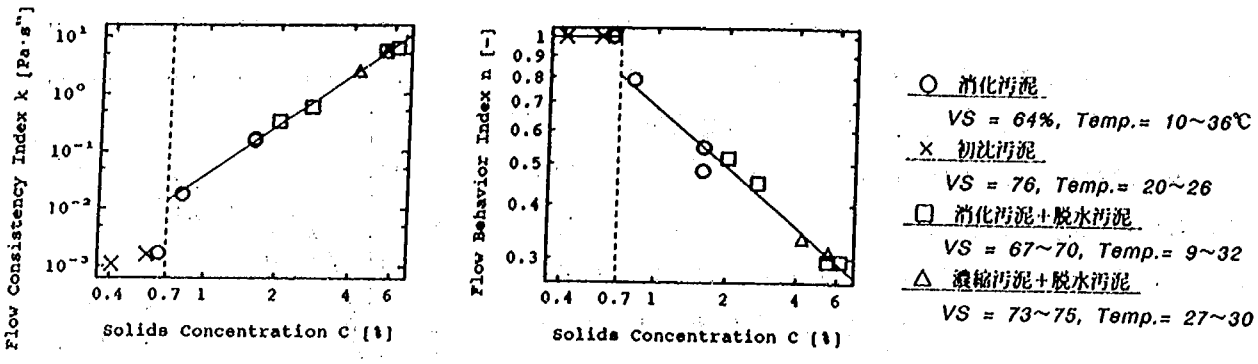
4．4．1　実験方法

汚泥の管路輸送時の圧力損失計算法について検討するため、図－5に示す汚泥輸送実験装置により実験を行った。送泥管は内径D＝ 36.8mm のステンレス鋼管で、管壁は滑らかである。清水実験による Hazen-Williams 式の流速係数は C_H ＝150 であった。流速Vは汚泥の戻り部分において吐出汚泥量を実測して換算し、V＝ 0.1～1.9〔m/s〕の範囲でポンプ回転数を下げながら10点ほど変化させた。測定中の粘性変化の影響を避けるため、測定開始前に汚泥を循環圧送して十分に流動化させた。



図－5　汚泥輸送実験装置の概要

供試汚泥には霞ヶ浦浄化センターの初沈汚泥、濃縮汚泥、消化汚泥を用いた。また、これらの汚泥を脱水汚泥もしくは三次処理水と混合して濃度調整を行ったものも実験に用いた。回転粘度計により輸送実験後の汚泥の粘度を測定したが、汚泥は実験中に十分に流動化しており、チクソトロピーの影響、粗大粒子の影響をほとんど受けなかった。このため、得られた流動曲線は前述の測定法によらずほぼ一定であった。擬塑性流体近似を区間 16～128〔rpm〕において行い、レオロジー定数k，nを決定した。供試汚泥はVS、温度等の条件が異なっていたが、各レオロジー定数は濃度Cの関数として表すことができた（図－6）。これは主に汚泥粒子が微細化し、汚泥種類ごとの差異がなくなったことによると考えられた。またC＜0.7%ではニュートン流体として扱うことができた。



図－6　擬塑性粘性係数 k, 構造粘度指数 n と汚泥濃度 C との関係

4．4．2　層流域の圧力損失

現行の設計指針では、沈積を避けるため乱流で送泥することを前提としており、層流の圧力損失計算方法については触れられていない。しかし高濃度の場合は粒子も沈降しにくく、また乱流では損失が大きくなりすぎるため、層流による送泥の可能性も検討する必要がある。

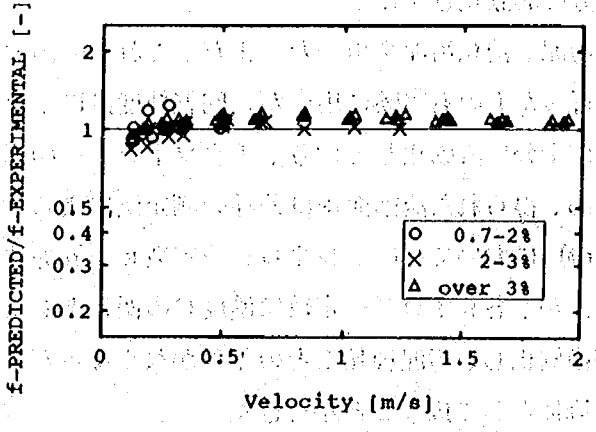
流れが層流か乱流かの判断は、両対数軸上でのＶ－ΔＰ線図の傾きによった。実験ではＣ＞0.7%において層流が生じ、特にＣ＞3%では層流のみであった。水における Hagen-Poiseuille の流れと同様に、擬塑性流体の場合も管壁による摩擦抵抗のみにより圧力損失が生ずると考えれば、次のようにして Darcy-Weisbach 式の摩擦損失係数 f を計算することができる。

$$f = 64/Re_P \qquad (1)$$

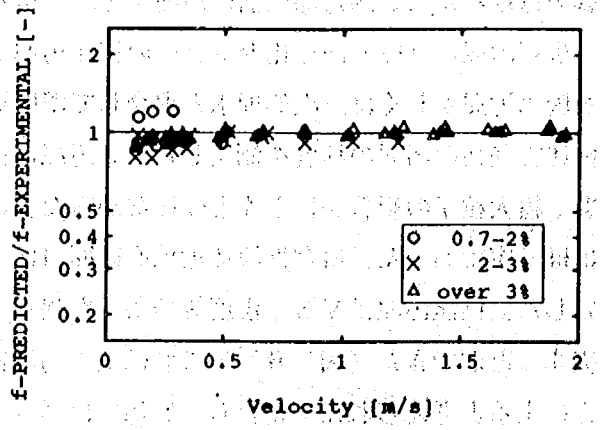
$$Re_P = \frac{8\rho V^{2-n} D^n}{k\,[(6n+2)/n]^n} \qquad (2)$$

ここで、Re_Pは擬塑性流体のレイノルズ数である。同様に管壁のみに着目すれば、汚泥をニュートン流体近似し、管壁の速度勾配 8V/D に対応する見かけ粘度μ（各Ｖごとに流動曲線より計算）を用いたレイノルズ数 $Re_N = \rho V D/\mu$によってもｆを計算することができる。

Re_P, Re_N による計算結果を実測値と比較したものが図－7，8であり、どちらの計算法も予測精度が高い。よって圧力損失に直接影響するのは管壁の部分のみと考えてよく、この意味においては汚泥の流動特性を擬塑性流体、ビンガム流体、もしくはニュートン流体のどれで扱ってもよいといえる。また粘度測定の際には、予測される管壁の速度勾配の範囲で測定及び近似計算を行うことが重要であ



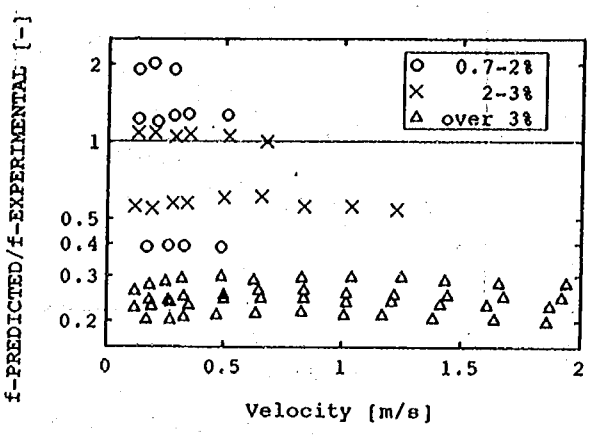
図－7　Re_P による計算結果（層流域）



図－8　Re_N による計算結果（層流域）

るといえよう。低流速域において予測値が小さくなる傾向があるが、これは沈積もしくは流動化状態からの回復により粘性が増加し、圧力損失が増大したことが原因と考えられる。

擬塑性流体のレイノルズ数を、粘度測定を行わず汚泥濃度から算出する方法を遠藤ら[4]が提案している。本方法による圧力損失の計算結果が図－9であり、本方法の適用濃度範囲 0.4～3.0[%] においても大きな誤差が生じている。この結果より、層流域における圧力損失の計算には汚泥の粘度測定が不可欠で、汚泥濃度からのアプローチは予測精度が低いということがわかった。



図－9　遠藤らの方法による計算結果（層流域）

4．4．3　乱流域の圧力損失

既存の研究[4)-6)]では、擬塑性流体やビンガム流体のレイノルズ数を用いれば、乱流域においても水の場合と同様の摩擦抵抗則が成り立つとしている。この考え方によれば、Re_Pを用いて次式により f が計算できる。

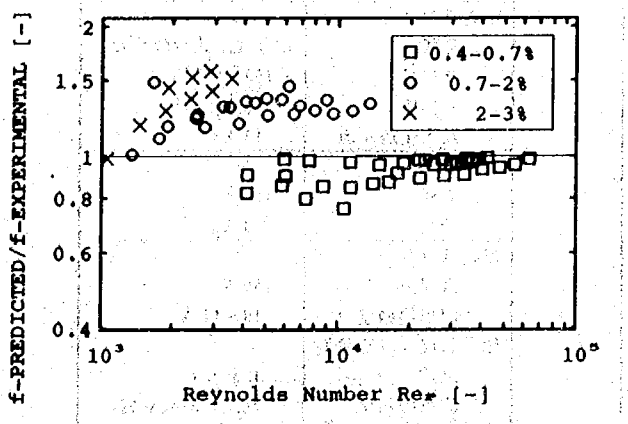
$$1/f^{1/2} = 2\log(Re_P \cdot f^{1/2}) - 0.8 \qquad (3)$$

この方法による計算結果が図－10であるが、水と同様の関係が成り立つのはニュートン流体として扱える希薄な汚泥のみであった。これは汚泥が濃厚な場合ほど乱れによる損失が小さく抑えられることを示唆している。この点について、水の公式をnにより補正する方法を Dodgeら[7]が提案している。

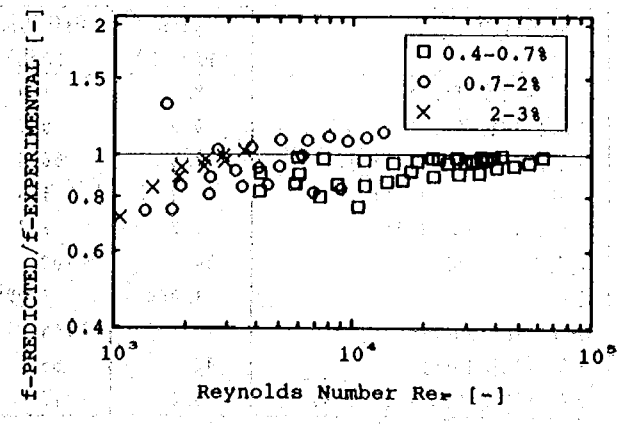
$$1/F^{1/2} = \frac{4.0}{n^{.75}}\log(Re_P \cdot F^{1-n/2}) - \frac{0.40}{n^{1.2}} \qquad (4)$$

ここで、Fは Fanning の摩擦損失係数で、$f = 4F$ である。この方法による計算結果が図－11で、レイノルズ数の小さい遷移域を除いて予測精度がかなり向上した。

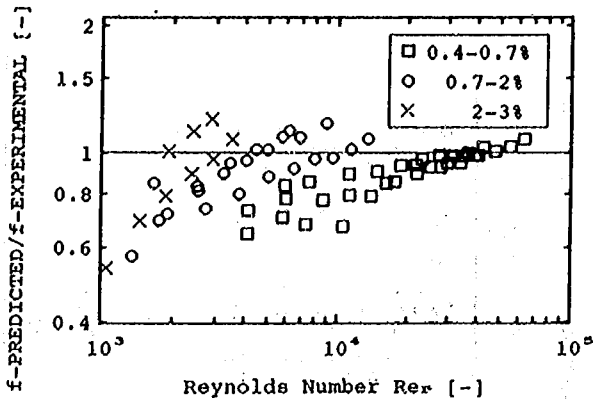
設計指針で示されている方法[8]は Hazen-Williams 式による計算値を濃度により補正する簡便法であるが、乱流の場合は圧力損失に及ぼす粘性の影響が小さいこと、対象とする汚泥濃度が低かったこと等により、有効な予測式としてわが国では広く用いられてきた。同様な汚泥倍率の考え方にもとづ



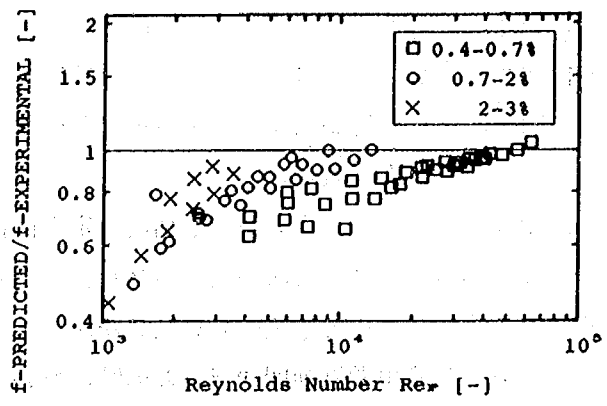
図－10　水の公式による計算結果（乱流域）



図－11　*Dodge* らの方法による計算結果（乱流域）



図－12　設計指針による計算結果（乱流域）



図－13　東京都の方法による計算結果（乱流域）

く計算法は東京都[9]によっても提案されている。これらの方法による計算結果が図－12，13であるが、レイノルズ数を用いたレオロジカルな方法に比べて多少誤差が大きい程度で、適用範囲（流速、管径）を限定し、適正な汚泥倍率を用いれば簡便法でもかなりの予測精度が期待できることが確認された。よってレオロジカルな裏付けのもとに簡便法の再構築を図っていくことも重要である。

４．５　下水汚泥輸送と浚渫底泥輸送との比較

底泥のスラリー輸送では沈降速度の大きい土砂を多く含み、管閉塞、管摩耗の防止の観点から流速を決定することが重要な問題となる。これに対し下水汚泥は、その大部分が有機質の粒子で水との比重差が小さく、流れも比較的均質であるため、レオロジー的取扱いや圧力損失の算定について検討されなければならない[10]。

建設省の直轄事業である霞ヶ浦底泥浚渫の現状を調査した結果が表－5，6である。底泥は砂分を多く含み、消化汚泥より濃度が高いにもかかわらず粘性は小さい。見かけ粘度よりレイノルズ数を計算し、式(3) を用いて圧力損失を概算すると 6.4 kg/3km であった。ポンプ能力にはかなりの余裕があるが、これは浚渫箇所が移動することによる輸送距離の変化、および底泥の性状の変化に対応するためであると考えられる。汚泥輸送の場合、汚泥性状は多少変化するものの送泥距離は一定であることから、無駄のないポンプの選定すなわち精度の高い圧力損失の予測が必要とされる。

表－5　底泥の性状（消化汚泥との比較）

汚泥の種類	底泥（霞ヶ浦）	消化汚泥（湖北）
固形物濃度(TS, %)	8.3	1.9
溶解性物質(DS, %)	0.0	0.1
強熱減量 (VS, % of TS)	9.6	66.8
砂分 (% of TS)	19.2	1.5
粗浮遊物 (% of TS)	1.2	8.7
沈殿率 (%)	54	≒100
比重	1.064	1.009
５０%径 (μm)	20	45
体積平均径(μm)	42	55
見かけ粘度(mPa·s at 300s^{-1})	3.6	15

表－6　スラリー輸送諸元

圧送ポンプ	
形式	電動液圧式(ﾏﾙｽﾎﾟﾝﾌﾟ)
吐出量	100 m³/h
吐出圧	40 kg/cm²
最大圧送距離	10 km
輸送管	
管径	150 mm
管長	3 km
輸送スラリー	
含泥率	50 %
固形物濃度	10～17 %
輸送状況（計算値）	
流速	1.5 m/s
流れの状態	乱流 (Re=33000)
圧力損失	6.4 kg/3km

4．6　高濃度汚泥の嫌気性消化

4．6．1　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、汚泥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、脱水汚泥を含む高濃度汚泥を嫌気性消化プロセスに適用した場合の脱離液の処理の解決、及び施設のコンパクト化の可能性について検討を加えるために実施したものである。

4．6．2　高濃度消化がもたらす効果

嫌気性消化において、投入汚泥濃度を高濃度にすることにより以下の効果が期待できる。

・消化タンク容量が少なくてすむ。例えば投入汚泥濃度を2%から4%に上げると容量は半分となる[11]。
・消化タンク加温に係わるエネルギー量を削減できる。
・全量脱水を行うことにより、水処理系へのSS負荷を低減できる。
・消化汚泥量が減少し、後続プロセスの容量を減少できトータルシステムとしてより経済的となる。

ここで最後に記した汚泥処理全体をトータルシステムとして考えた場合の経済性についての試算[12]例を以下に示す。

日水量20万m³の処理場A，B，Cが存在し、A，B両処理場は表－7に示す条件で汚泥をC処理場に集約し処理を行うものとすると、各プロセス毎の費用は表－8のようになる。また、参考としてA，B，C処理場で個別に処理を行う場合の処理費用も示した。焼却以降の処分については、立地条件等による周辺環境により影響を大きく受けるためにここでは省略した。一般的なフロー①に比べフロー②は、中規模処理場において、遠心脱水→嫌気性消化までを個別に行い、消化汚泥として管路圧送するものであり、一見費用がかかりそうなプロセスではあるが、高濃度消化で有機物が可溶化することで固形物量が減少し、後続の遠心脱水に係わる費用が削減される結果となり脱水までのプロセスで約3%の費用削減となっている。また、フロー①

表－7　費用試算のための諸条件

項　　目	諸　　元
処理場規模	処理水量200,000m³/day×3処理場＝600,000m³/day
処理場間の距離	10km
発生汚泥	含水率99%，VS70%，2,520m³/day×3＝7,560m³/day
消化率	50%
輸送	生汚泥含水率99%は1m/sec，φ60cm，20m³/min 消化汚泥含水率95%は0.2m/sec，φ30cm，1m³/min
焼却灰の発生量	DS×0.3，ただしVS＝70%
人件費	5×10⁶円/人・年

表－8　試算結果

集約フロー①	発生汚泥→管圧送→重力濃縮→嫌気性消化→遠心脱水→流動焼却						計
発生量(m³/day)	2520×3	2520×2	2520	2520	252	15	
含水率(%)	99	99	97	98	80	0	
費用(10⁶円/年)		341	51	147	337	1078	1954

集約フロー②	発生汚泥→遠心濃縮→嫌気性消化→管圧送→遠心脱水→流動焼却						計
発生量(m³/day)	2520×3	315×3	315×3	315×2	236	14	
含水率(%)	99	92	95	95	80	0	
費用(10⁶円/年)		435	143	108	163	1027	1876

個別フロー	発生汚泥 → 重力濃縮 → 嫌気性消化 → 遠心脱水 → 流動焼却					計
発生量(m³/day)	2520×3	840×3	840×3	84×3	5×3	
含水率(%)	99	97	98	80	0	
費用(10⁶円/年)		90	240	450	1452	2232

に比べ脱水汚泥量も6%程度減少することから、焼却までのプロセスを含めた全体的な評価では約4%の費用削減となっている。この他、消化汚泥を輸送することで汚泥性状が安定し管内流速がおさえられるなどして輸送に係わる負荷が軽減されるものと考えられる。しかし、これの実現に際しては、高濃度消化技術の検討の他に濃縮機の高効率化や高濃度汚泥の輸送に関しても解決すべく問題が多いと思われる。

以上、高濃度汚泥消化システムを利用した処理フローの一例を示したが、以下の実験はこのようなトータルシステムとしての汚泥処理を念頭に置き実施したものである。

4．6．3　高濃度嫌気性消化実験

(1)　実験方法

試料は、茨城県K浄化センターの消化汚泥、消化脱水汚泥（高分子系）を種汚泥として、これに東京都S処理場より採取した濃縮汚泥、生脱水汚泥（高分子系）を混合して実験を行った。実験は、回分式とした。

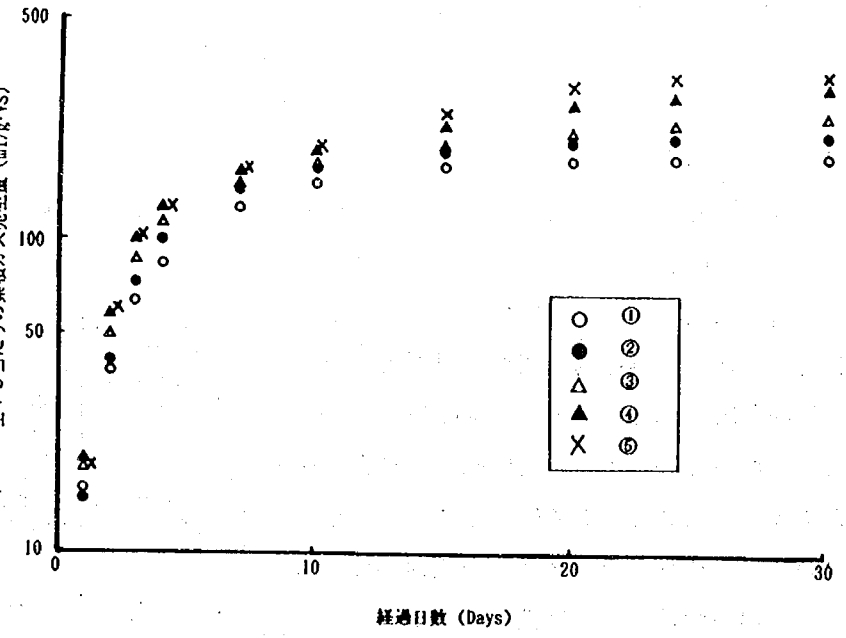
3年度の実験と同様に5ℓの三角フラスコを用い、表－9に示す混合条件で種汚泥と基質となる汚泥をよく混合し装置に供給した後、空隙部を窒素ガスで置換し嫌気状態として実験を開始した。実験期間は、7、14、30日の3種類とした。発生ガスは、テドラーバッグに採取した後、硫酸酸性水を充満したガラスシリンジ中に置換して発生量を計測した。なお、実験は30℃恒温室で行い、高濃度汚泥の分析はイオン交換蒸留水で2%程度に希釈した後、下水試験方法（1984年版）に準じて行った。

(2)　実験結果

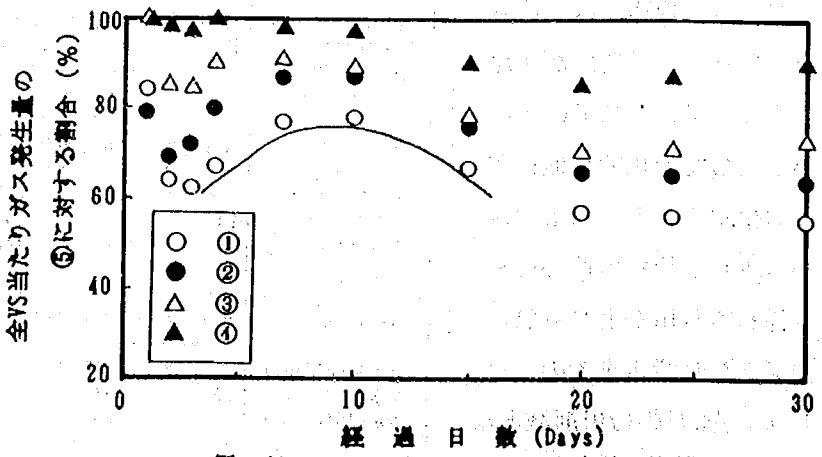
3年度の調査から、TS濃度10%

表－9　汚泥混合条件

装置番号	TS濃度 (%)	内訳 (g) 種	基質	蒸留水
①	16～18	2,250	250	—
②	14～15	2,250	250	360
③	12～13	1,125	125	420
④	10～11	1,125	125	750
⑤	8～9	1,125	125	1,250
⑥	2	2,250mℓ	250mℓ	—



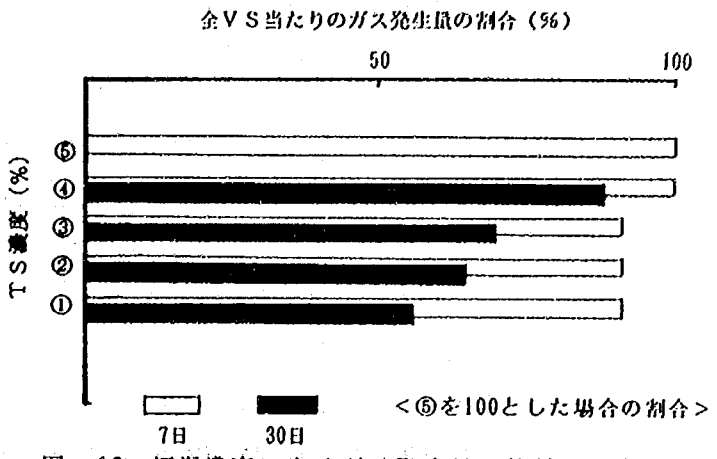
図－14　ＶＳ当たりのガス発生量



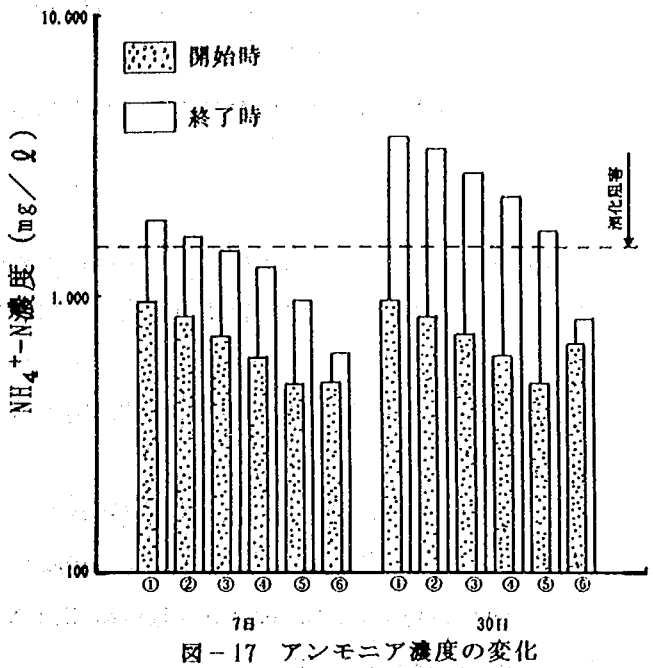
図－15　汚泥濃度によるガス発生量の比較

程度まではガス発生に及ぼす影響は少ないという結果が得られたが、4年度の実験においてもそれを肯定する結果となった。

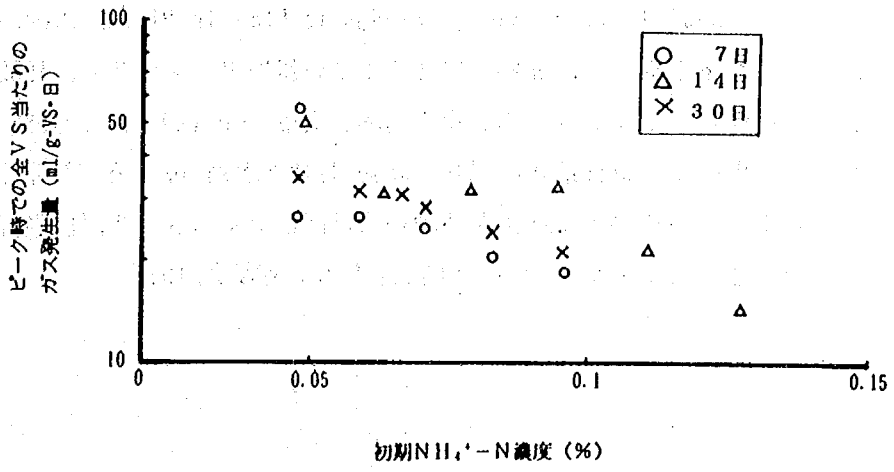
図－14は、実験開始時における全ＶＳ当たりのガス発生量を経時的に示したものである。実験開始直後から発生量にはっきりとした差が生じ始め、15日目以降になると④、⑤に比べ③、②、①では、発生速度が劣ってくる傾向にある。また、図－15，16は、⑤の発生量を基準として各ケースの発生ガス量を割合として示したものである。2、3日目までに生じた発生量の差は一時的に回復し、7～10日目を境にして再び発生速度が低下している。この傾向はＴＳ濃度の高いものほど顕著であった。この原因としては、図－17に示したとおり実験開始時の汚泥中のアンモニア濃度が、一般に嫌気性消化に阻害を及ぼすと言われているアンモニア濃度(1,000～1,500 mg/ℓ)[13]に近い量であったために、濃度の高い①、②、③では初期の発生速度に遅れが生じたものと考えられる。図－18は、実験開始時のアンモニア濃度とガス発生量がピークを迎える点での1日当たりのガスの発生量との関係を示したものである。アンモニア濃度が約0.08%以下の場合にはガスの発生量にあまり大きな差は認められないが、0.08%を超えたあたりから、ガス発生量の減少が認められる。このことから、前述の結果と同様に、ガスの発生には初期のアンモニア濃度が影響を及ぼしたものと考えられる。このアンモニア増加現象は、消化過程で有機酸や窒素化合物の分解により生成されるものであるが、増加が進むと細菌の活性に悪影響を及ぼすことがあると考えられている。



図－16　汚泥濃度によるガス発生量の比較（その２）



図－17　アンモニア濃度の変化



図－18　アンモニア濃度とガス発生量の関係

5．まとめ

平成4年度の調査結果をまとめると以下の通りである。

1）平成2年度におけるわが国の汚泥集約処理の実態について整理した。

2）汚泥の比重及び粘度の測定方法について検討した。チクソトロピーによる流動化は粘度計の回転数により規定され、測定方法によって異なる流動曲線が得られた。

3）汚泥の管路輸送特性について検討した。層流域の圧力損失は管壁の状態のみによって規定された。乱流域では、ニュートン流体として扱える希薄な汚泥のみが水と同一の摩擦抵抗則に従い、濃厚な汚泥ほど予測される圧力損失より実測値が小さかった。また乱流の場合は、汚泥倍率による簡便法も有効な予測方法となり得る。

4）浚渫底泥輸送と下水汚泥輸送の比較を行い、両者の違いを明らかにした。

5）回分実験により高濃度汚泥の嫌気性消化の問題の一つに汚泥中のアンモニア濃度の増加が挙げられた。実験開始後7～10日後に生物の活性が上昇したと思われるガス量の増加が見られたことから、連続式で行えば、ガス発生速度、すなわち生物の有機物分解速度は遅くなるが、時間（消化日数）をかければ分解は円滑に行われることが推測される。

【参考文献】

1） 建設省土木研究所：平成3年度下水道関係調査研究年次報告書集，pp.207～220，1992.

2） 佐藤和明：汚泥集約処理の課題と方向，下水道協会誌，Vol.28，No.326，pp.6～9，1991.

3） 後藤，平井，花井：レオロジーとその応用，共立出版，1962.

4） 遠藤，金成：下水汚泥の摩擦損失係数に関する基礎的研究，土木学会論文報告集，No.301，pp.71～82，1980.

5） 吉田，荻野，横川：下水汚泥の管路輸送特性，下水道協会誌，Vol.9，No.92，pp.2～14，1972.

6） 伊藤四郎：塑性流体の流れ，新化学工学講座Ⅴ－1，日刊工業新聞社，1961.

7） Dodge and Metzner：Turbulent Flow of Non-Newtonian Systems，A.I.Ch.E. Journal，Vol.5，No.2，pp.189～204，1959.

8） Chou：Resistance of Sewage Sludge to Flow in Pipes，Proc.ASCE，SA5，Paper 1780，1958.

9） 東京都下水道局：汚泥輸送に関する調査報告書（その3），1982.

10）野田佳六：混相流シンポジウム講演論文集，pp.129～141，1982.

11）村上忠弘：嫌気性消化の現状と課題，月刊下水道，環境公害新聞社，Vol.7，No.5，pp.2～12.

12）日本下水道協会：下水汚泥処理総合計画策定マニュアル，建設省都市局下水道部監修，平成3年.

13）須藤隆一著：廃水処理の生物学，産業用水調査会，1977.

13. 下水処理水の評価基準に関する調査

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
豊田　忠宏

１．はじめに

生活の中で使われてきている化学物質の種類は、増加の一途を辿ってきた。地球上で存在する化学物質数は１千万、そのうち１０万が地球規模で大量に使用されていると言われている[1]。これらの化学物質は、日常生活で使われているものも多いため、下水として排水され、最終的に下水処理場からの放流水として、公共用水域に出される可能性がある。本研究は従来下水道の処理の対象としていた物質（ＢＯＤ，ＣＯＤ，ＳＳ，窒素、りん等）以外に下水や下水処理水に含まれる様々な物質の評価方法を化学的、生物的レベルから検討し、下水道の果たしている役割を多面的に評価することを目的とする。

２．平成３年度までの調査結果

(1)下水処理場３箇所において、流入下水、一次処理水、二次処理水（塩素消毒前）を採水した。総括的な有機物の濃度としてBOD, TOC, COD, 総ﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝ(TTHM), 全有機ﾊﾛｹﾞﾝ化合物(TOX)およびそれらの前駆物質であるTTHMFP, TOXFPを測定した。この結果、二次処理までの水処理施設の除去率はBOD_5は、９７%以上、COD_{Mn}は86%、TOCは72%、TOXFPとTHMFPについてもCOD_{Mn}とほぼ同程度の除去が行われている。また、TOXとTTHMの下水中での存在量はTOXFPやTTHMFPに比べ約1～2ｵｰﾀﾞｰ小さい値であった。

(2)下水処理場での流入下水、一次処理水、二次処理水の各サンプルをXAD-2樹脂とｱｾﾄﾝ, ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝを用いた液－固抽出をおこなった後、酸性、塩基性、中性に調整して分画した試料をｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰ質量分析計(GC-MS)を用いて分析した結果、検索された主要な物質は流入下水、一次・二次処理水で共通に現れているものは少なく、１つまたは２つのプロセスでだけで検索されているものがほとんどであり、USEPAまたはWHOでの飲料水水質の規制項目に挙げられている化学物質で検出されたものはｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝとｼﾞｴﾁﾙﾌﾀﾚｰﾄだけであった。

(3)下水処理水の持つ生物に対する毒性を調査するために、ﾀﾏﾐｼﾞﾝｺ(Moina macrocopa)を用いた慢性毒性の実験方法の手法を検討した。生存日数、産仔回数、産仔数を指標として毒性の強さを検討した。実験に用いるコントロール条件として蒸留水、ベネック培養液、水道水（脱塩素）を検討した結果、蒸留水が最も適していた。下水処理水を用いた実験結果は、対照とした水道水、蒸留水よりも生存期間が長くなる場合があるなどさらに実験方法の検討が必要であることが分かった。

３．平成４年度の調査内容と調査結果

今年度の調査内容は(1)環境基準として追加が決まった新規項目揮発性有機化合物測定に当たっての

問題点の整理及びﾊﾟｰｼﾞｱﾝﾄﾞﾄﾗｯﾌﾟ(P&T)・ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰ質量分析計(GCMS)を使った揮発性有機物質(VOC)の基礎検討,(2)処理場でのVOC及び中沸点有機物質の検索(3)下水及び処理水の硝化菌及びﾐｼﾞﾝｺを使ったﾊﾞｲｵｱｯｾｲ(4)遺伝毒性試験のうちRec Assayの基礎検討を行った。

３．１　新規環境基準追加物質の測定方法に関する調査

３．１．１　下水道水質担当者に対するアンケート

新しく追加された水質環境基準物質の測定方法が告示されたが、下水道の水質担当者がもしその項目を分析するとなるときに生じる問題をどのように考えるかを12の指定都市と県に対してアンケートしてみた。その結果は表－1のように要約できる。このアンケート結果からは主に５点の問題点に分類される。第一は指定されている分析機器が備えられていないこと、分析担当の人員、質の確保と分析環境の整備、下水用への分析方法の適用性の確認と開発の必要性、測定頻度と試料の採取・保存方法の検討、規制への対応の可能性などについて問題点が指摘されている。

表－１　新規環境基準項目を測定する場合の下水道での水質分析体制での問題点

分析機器の未整備	分析環境の整備	分析法の問題と開発の必要性	採取保存方法および測定回数	規制の対応性	その他
・GC(ECD)の他GC(PTD),GC(PPD)あるいはGC-MSが必要。 ・HPLC, AA（水素化生成物）あるいはAA（フレームレス）、ICPの導入が必要 ・ﾊﾟｰｼﾞｱﾝﾄﾞﾄﾗｯﾌﾟ(P&T)前処理装置が必要 ・委託の場合、多額の経費必要だが、委託業者も能力、信頼性に問題ある。 ・水質分析機器の補助対象枠の拡大と水質分析機器の更新に対する助成 ・P&T低廉簡便な装置の開発 ・農薬用の簡便な前処理装置の開発 ・GC(ECD,FID)の場合には放射線取扱技術者の資格者の確保が困難。	・分析ｽﾍﾟｰｽの確保（分析室の狭小、環境条件も悪い） ・下水は分離、濃縮、分析機器の操作等の作業量が著しく増加する。 ・GC-MS等の操作の為の技術者が必要（自治体での独自の分析業者の育成あるいは単公共機関による集中分析） ・水質分析体制強化のため、人員確保が必要である。 ・小規模な下水道での水質管理、水質監視に都道府県が主体となった共同水質検査施設や検査体制が必要 ・分析方法の講習会の開催必要	・下水用試験方法の確立が必要。 ・下水はSS等のため分離、濃縮、分析機器の操作等の作業量が著しく増加する。 ・鉛、砒素等の分析は精度向上に高濃縮が必要なため、分解濃縮時間が長くかかる。 ・分析精度の確認のための講習会・ｸﾛｽﾁｪｯｸ ・下水協水質分科会で測定方法を審議 ・上水、JISの改訂作業状況、諸外国の公定法の把握 ・液液抽出:回収率,溶媒,精度,濃縮倍率,一斉分析性、分析限界 ・ﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽ法:同上の他平衡温度、塩分影響 ・GC:感度,ｶﾗﾑ,測定条件,標準添加法,一斉測定性等	・測定頻度の見直し ・最大値規制となったときの即時測定の困難さ ・保存性、採取法に関する検討 ・違反の可能性のない測定回数の低減 ・ﾊﾞｲｱﾙ瓶等の簡単化 ・ｵｰﾄｻﾝﾌﾟﾗｰの対応 ・揮発性有機物と農薬の試料保存法の検討（残塩処理の統一） ・分析の必要性を簡易スクリーニング法により判断し、不要の場合は分析を行わないようにできないか。 ・外注費の増加により測定回数の軽減化を要望	・ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ、四塩化炭素、1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ以外の微量有機物質はほとんど下水道で測られたことはない ・塩素化物の副生物 ・下水道への影響把握、使用工場の抽出（流通情報把握） ・特定事業場での対応策が不明 ・特定事業場以外からの汚染の寄与の実態調査必要 ・工場排水の影響によって揮発性物質は違反の恐れ ・特定事業場の対応 ・特公では特定事業場でのﾍﾞﾝｾﾞﾝへの対応が困難だが、その他の項目は代替方法や対応策がとれる。 ・研究施設からの排出監視が必要	・標準試薬の処理処分 ・特定事業場、下水処理水の水質測定を行うことは中小自治体には大きな負担であるから事業場の監視のための費用は国県が助成すべきである。 ・今後増大していく規制物質数に対して包括的な測定方法の提示（ﾊﾞｲｵｱｯｾｲ等） ・規制業種の見直し ・事業所の自主分析を前提とした分析所の確立

３．１．２　揮発性有機物質(VOC)のＰ＆Ｔ・ＧＣ－ＭＳ装置を用いた測定方法の基礎検討

新規に追加された環境基準項目のうち、VOCについてはﾊﾟｰｼﾞｱﾝﾄﾞﾄﾗｯﾌﾟ(P&T)・ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰ質量分析計(GCMS)を用いた方法またはP&Dを用いたGC(ECD,FID)あるいはﾍｯﾄﾞｽﾍﾟｰｽ(HP)法を用いたGC-MS法が測定方法として規定されている。P&T法はサンプル中に含まれるVOCをﾍﾘｳﾑｶﾞｽなどの不活性ガスでバブリングし、高分子樹脂などにより構成されている吸着ｶﾗﾑにより一旦吸着させる。この後、吸着カラムを急速に加熱し、揮発性物質を再び脱着し、GCまたはGC-MSに注入するものである。この注入に当たって、再び液体窒素等で極低温にして液体状態にｸﾗｲｵﾌｫｰｶｯｼﾝｸﾞするﾀｲﾌﾟのものもある。測定の定量下限値はppbオーダーであると言われているが、どの程度高濃度になる場合にも適応可能であるのかは余り明きらかではない。このため、標準物質を添加した場合の測定上の問題を検討してみた。

実験に用いた測定機器は、P&TはTeckmer製LC200であり、GC-MSはﾋｭｰﾚｯﾄﾊﾟｯｶｰﾄﾞ製HP5970Bを使用した。検討対象物質は今回の環境基準および要監視項目を含むVOC26物質が入った混合標準サンプルであり、ｼﾞｰｴﾙｻｲｴﾝｽ社製aquatic5B2-3をGCｶﾗﾑに用いた。GC-MSは環境庁より指示されているP&TGC-MSを用いたVOC測定方法に準じて行い、P&Tは調整したサンプル5mLをﾊﾟｰｼﾞ管に注入した後、吸着および脱着を行った後GC-MSに全量注入し、２つの質量数が同時に認められるﾋﾟｰｸ位置を確認し、定量用質量のﾋﾟｰｸ面積を求めるものである。添加していく標準物質濃度を40ng/Lまで上げて行ったときのSIMﾓｰﾄﾞの出力値と標準物質濃度の関係を整理した。この結果、5～40ppbの濃度レベルではEMを1600に調整した時、26の揮発性物質のSIMﾓｰﾄﾞでのﾋﾟｰｸ面積と濃度を比べたが、5～20ppbと40ppbでは線形性が認められない物質があった。

３．２　下水処理施設での微量化学物質の実態調査

３．２．１　試料の採取と前処理

表-2に示す排水の特性を持つ下水処理場において流入水、１次処理水、２次処理水等を調査した。A及びBの処理場では４時間毎に採水し、VOCについてはBODふ卵瓶に封入したまま，またそれ以外の物質の測定には流入下水、１次処理水、２次処理水を先ずそれぞれごとにｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄした。このｻﾝﾌﾟﾙを中沸点有機物質の検索及び3.3及び3.4に行うﾊﾞｲｵｱｯｾｲ用に次の方法により前処理を行った。中沸点の微量化学物質を定量するために流入下水、一次処理水、二次処理水をGFBで濾過した後、XAD-2を用いて1)に示す方法で、酸性・中性・塩基性分画し濃縮した。この試料はGC-MSを用いた微量化学物質の検索に用いた。また、１次処理水および処理水をGFBで濾過した後、凍結濃縮[2)]によって容積的に10倍濃縮したものを基準に、これを希釈することにより複数段階の濃縮・希釈倍率の試料水を調整し、生物検定用として前処理した。凍結濃縮の操作手順は、3Lﾅｽ型ﾌﾗｽｺに2.5Lのろ過処理水を入れて回転モーターに接続し、低温恒温槽（約-10℃）中に浸漬・回転させて外側からゆっくり凍結させることにより、処理水の未凍結容量を250mlにし10倍濃縮液を得た。また、C、Dの下水処理場ではVOC測定用にｸﾞﾗﾌﾞｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞした試料をBODふらん瓶に詰め輸送し、分析に供した。

表－２　調査対象の下水処理場の排水特性

下水処理場	A	B	C	D
生活系	100%	4.8%	78.1%	
工場系	0%	95.2%	5.1%	
観光系				100%

３．２．２　微量化学物質同定

GC-MS分析装置を用いて、微量化学物質を同定した。VOCについては３．１．２で述べた方法により分析を行い、標準物質を注入後、保持時間に定量質量と確認質量でのﾋﾟｰｸの出現が確認されたものをVOCが検出されたものと見なした。分析対象の下水処理場は４箇所であり、それぞれの処理場から検出された揮発性物質は表－３に示すとおりである。各処理場の各プロセスで多種のVOCが検出されているが、B処理場を除いて検出されたﾋﾟｰｸの大きさは小さかった。頻繁に検出されたVOCが確かに下水または処理水に由来するのか、試料容器や保存環境に由来するのかはさらに検討が必要である。

一方、液固抽出法による前処理で検出された微量化学物質は表－２である。ただし、分析対象処理場はB処理場だけである。尚、この検索に使用したのは島津製GC14A-QP2000である。

表－３　下水処理場から検出された揮発性化学物質

	A 処理場			B 処理場			C 処理場			D 処理場		
	流入下水	初沈出口	終沈出口	流入下水	初沈出口	終沈出口	流入下水	終沈出口	砂ろ過出口	初沈出口	終沈出口	接触槽出口
ジクロロメタン	△	□	○	△	□	○	△	□	○	△	□	○
クロロホルム	△	□	○	△	□	○	△	□	○	△	□	○
四塩化炭素					□	○						
1,2-ジクロロエタン				△								
1,2-ジクロロエテン												
ベンゼン	△	□	○		□	○	△	□	○	△	□	○
トリクロロエテン										△		
1,2-ジクロロプロパン				△	□	○	△					
ブロモジクロロメタン			○					□	○			
ジブロモクロロエタン			○			○						
トルエン	△		○	△	□		△		○	△	□	○
1,1,1-トリクロロエタン			○	△			△		○			
1,1,2-トリクロロエタン						○						○
エチルベンゼン			○	△	□	○	△	□	○	△	□	○
m-p-キシレン			○	△	□	○	△			△	□	○
o-キシレン			○	△	□	○	△			△		
1,2-ジクロロベンゼン			○	△	□	○	△					
1,4-ジクロロベンゼン				△			△	□	○			
t-1,3ジクロロ-1-プロペン	△			△								
テトラクロロエタン		□					△	□	○			

表－４　B下水処理場から同定された微量有機物質の一覧表

化合物	流入水	一次処理水	二次処理水
Methane, dichloro-		◎	
paraldehyde		○	
1, 2, 6-Hexanetriol			○
Pyridine, 3-methyl-5-propyl-		○	
2, 2'-Bi-1, 3-dioxolane	◎	○	◎
Ether, chloromethyldichloromethyl			○
Butanoic acid, 2-chloro-3-oxo-, methyl ester		○	
Benzenamine, N-methyl-2-nitro-	○		
2(3H)-Furanone, 3, 3-dichlorodihydro-	○	◎	◎
Propanenitrile, 2, 2, 3-trichloro-			○
Acetic acid, methoxy-, anhydride		◎	◎
Benzene, (1, 1, 2-trimethylpropyl)-	◎	◎	
Acetic asid, methoxy-, anhydride			
2-Benzothiazolamine, 6-methyl-			○
Chlorzoxazone	○	○	
2, 2'-Bi-2H-pyran, octahydro-			○
1-Propanesulfony chloride, 3-chloro-		○	
Diazene, diphenyl-, (E)-	◎	◎	○
1-Propanamine, 2-methyl-N, N-bis(2-methylpropyl)-			○
1-Butanamine, N, N-dibutyl-		○	
Octanal, '7-methoxy-3, '7-dimethyl-	○		
Propane, 2-bromo-1, 2-dichloro-		◎	
Acetoacetio acid, 1, 3-dithio-, S-isobutyl ester			○
Propane, 1-chloro-1, 2, 2-trifluoro-3, 3-dimethoxy-		○	◎
Azoxybenzene	○	○	
Benzenesulfonic acid, 4-methoxy-, hydrazide			◎
1, 2-Bis(trimethylsiloxy)ethane	◎		
1, 2-Benzenedicarboxylic acid, 3-nitro-	○		
Disulfide, bis＼1-(methylthio)ethyl＼			○
Disulfide, bis＼1-(methylthio)ethyl＼	◎		
Benzene, 1, 1'-(1, 1, 2, 2-tetramethyl-1, 2-ethanediyl)bis-	◎		
2H-Pyran, tetrahydro-2-(2, 5-undecadiynloxy)-		○	
1, 2-Benzenedicarboxylic acid, butyl cyclohexyl ester	○		○

３．２．３　処理場での有機物の測定

A及びBの下水処理場でのｺﾝﾎﾟｼﾞｯﾄｻﾝﾌﾟﾙをGFB濾過したものと未濾過のものを対象とする。サンプルのBOD, CODcr, TOCの有機物指標並びにTTHM, TTHMFP, TOX, TOXFPを測定した。TTHMFP, TOXFPの測定に当たってはｻﾝﾌﾟﾙのTOCを分析し、1mg/Lとなるように希釈した後、10段階に塩素溶液を添加し塩素化し、

24時間後の遊離残留塩素量が1～2mg/LとなるｻﾝﾌﾟﾙのﾄﾘﾊﾛﾒﾀﾝおよびTOX濃度を測定し、塩素化によって新たに生成したTTHMFP、TOXFPを測定した。それらの測定結果を表-5に示す。

表－５　Ａ及びＢ下水処理場での有機物の測定結果

	濃度(mg/L)				濃度(μg/L)				濃度(mg/L)				濃度(μg/L)	
処理場名	BOD	COD_{Mn}	COD_{Cr}	TOC	TTHM	TOX	TTHMFP	TOXFP	SBOD	$SCOD_{Mn}$	$SCOD_{Cr}$	STOC	STTHMFP	STOXFP
A処理場														
流入水	214	90.1	329	53.1	12.5	63	1411	1643	71.2	39.0	109	30.3	528	1097
1次処理水	94.0	64.6	194	58.8	11.8	58	2415	4429	40.8	35.3	107	33.3	666	1011
2次処理水	1.8	8.6	15.2	5.9	7.7	35	93	1986	0.9	7.9	12.6	5.0	76.2	431
B処理場														
流入水	169	196	547	129	31.8	6020	24.1	1880	158	114	311	85.6	18.0	612
1次処理水	154	175	463	118	24.1	5660	17.5	1900	130	104	270	80.5	5.7	1152
2次処理水	15.8	33.9	131	40.5	22.9	2020	0.0	1641	3.5	28.7	110	37.4	0.0	1550

３．３　硝化菌を用いた下水及び下水処理水の毒性の評価

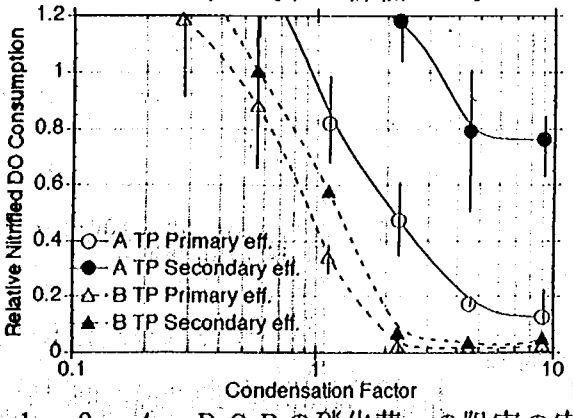
下水や下水処理水の毒性評価に対して感受性が高い硝化菌を用いる方法を検討する。硝化菌の毒性に対する感受性を増殖のためのエネルギー獲得のための呼吸速度への阻害性で評価するものである。

３．３．１　実験方法

培養した硝化菌（混合系）を滞留時間９日で運転されている20Lの連続完全混合型単槽リアクターに、NH_4-N 100mg/Lと表-3に示した人工下水BOD_5換算濃度50mg/Lを基質として与え、硝化菌が主体となる馴致活性汚泥を連続培養しておき、生成した硝化菌主体の汚泥のSSが3mgとなるように培養試料をGFCを用いて濾過し、GFC濾紙をハサミを使って裁断しクーロメータの植種汚泥とした。植種する培地はpHの緩衝能力のあるPramer培地(表-6)を用い、培地に3.1で10倍に凍結濃縮したA,B処理場の１次処理水、２次処理水を試料として混入させて、呼吸速度、硝化速度への影響を測定した。添加濃度は、Pramer培地との混合後の濃縮倍率が9,9/2,9/4,9/8,･･･となるように調整したものを作成し、またNH_4-N濃度がそれぞれ実験に使用する濃縮試料のNH_4-Nの濃度に合わせて100mg/Lから355mg/Lの範囲の一定濃度になるように調整するため、不足するNH_4-Nを加えた。また，対照のためにPramer培地に実験系のNH_4-N濃度と同じになるように調整したｺﾝﾄﾛｰﾙ系についても実験を行い、実験系のｺﾝﾄﾛｰﾙ系に対する硝化菌の代謝阻害性を評価することにより１次及び２次処理水の毒性を評価した。

表－６　亜硝酸生成菌の培地組成
（窒素濃度に比例させる）

水1Lに対する薬品添加量	
$(NH_4)_2SO_4$(窒素100mg/L) Na_2HPO_4　　の場合 KH_2PO_4 $NaHCO_3$ $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ $FeSO_4 \cdot 7H_2O$	0.471g 2.55g 0.13g 0.09g 0.02g 0.9mg 5.7mg



図－１　２，４－ＤＣＰの硝化菌への阻害の実験結果

３．３．３　実験結果

家庭系下水が主体となっているA下水処理場での調査結果を図－１に示す。この図で横軸には濃縮率を縦軸には、NO_2-NとNO_3-Nの生成量から求めた硝化に伴う酸素消費量をｺﾝﾄﾛｰﾙ系での硝化に伴う酸素

消費量を基に相対的な硝化活性度で示している。図の○と●はA処理場の１次と２次処理水を、△と▲はB処理場の１次と２次処理水を表している。硝化の活性度の違いは何らかの硝化菌の代謝速度を阻害する要因の違いであると考えれる。A処理場の場合、１次処理水の濃縮率(Condensation Factor)を4.5～9倍とした場合は、ｺﾝﾄﾛｰﾙに比べて10～20%のレベルしか活性がなく、阻害がみられるが、2.25倍濃縮であれば0.5倍の硝化活性となり、0.9倍濃縮程度で有ればｺﾝﾄﾛｰﾙと同じ硝化活性度となると推定され、さらに希釈率を上げると代謝速度はｺﾝﾄﾛｰﾙを上回る結果が得られた。一方、２次処理水については、4.5～9倍濃縮では0.7～0.8倍の硝化活性度に抑制されているが、2.25倍以下の濃縮率つまり希釈を行うと硝化の活性度はｺﾝﾄﾛｰﾙを上回る結果を得た。B処理場の場合、１次、２次処理水とも濃縮率が2.25～9倍では活性度が0.1以下、1.125倍の濃縮率の場合は１次，２次処理水の活性度は0.3,0.6程度となった。50%の活性度となる濃縮率は１次，２次処理水はそれぞれ0.94,1.2となっている。ｺﾝﾄﾛｰﾙに対して100%つまり、同等な硝化活性となる濃縮率EC_{100}はA処理場の場合、１次，２次処理水それぞれ0.94、3.2倍、B処理場の場合１次、２次処理水それぞれ0.4、0.55倍程度との結果を得た。この結果をUSEPAが行っている急性毒性単位TUa(Toxicity Unit)では50%も致死濃度となる希釈率の逆数を百分率で表現しており[2]、TUaが小さいほど毒性が大きいことを意味し、放流水域の希釈可能率を考慮した排水基準の設定が考えられている。ここではLC50に代わってEC50を濃縮率として表現するとTUa＝100・EC50となるので

A処理場一次処理水　TUa＝220　二次処理水　TUa≧900

B処理場一次処理水　TUa＝94　　二次処理水　TUa＝120

となる。従って、１次処理水と２次処理水のTUaを比較するとA,Bいずれの処理場の場合にも一次処理水よりも二次処理水の方が毒性が軽減されている。また、AとBの下水処理場を比べるとBの方がAより１次処理水では2.3倍、２次処理水では7.5倍硝化菌への毒性が高く，Bの場合２次処理での毒性低下が小さいことが分かる。この評価方法は、下水処理特に硝化への阻害性を表せる指標へと利用できる可能性がある。

３．４　ミジンコを用いた生物検定試験方法の検討

昨年度に引き続きﾀﾏﾐｼﾞﾝｺを用い生物検定試験方法について検討を行った。試験方法はＥＰＡ資料[4]を参考にし、表－７のように設定した。

表-7　試験方法

	EPA資料[4]	設定した試験条件
温度	25±1℃	同左
照度	10～20uE/m2/s or 50～100ft-c	3000LUX
明暗時間	明:暗=16h:8h	同左
試験容器容量	30ml	70ml
試験水量	15ml	20ml(予備試験1･2)
	15ml(予備試験3･4､本試験)	
試験水交換頻度	毎日	1日おきを基本(産仔があった日も交換)
供試動物	ﾈｺｾﾞﾐｼﾞﾝｺ(Ceriodaphnia dubia)	ﾀﾏﾐｼﾞﾝｺ(Moina macrocopa)
	生後24時間以内で生後時間差は8時間以内	生後24～32時間経過したもの
試験容器当り個体数	1	同左
試験条件当りの供試個体数	10	同左
希釈水(培養液)	Moderately hard 合成水	同左
	(硬度80～100mgCaCO3/l､成分はEPA資料記載)	

３．４．１　ミジンコの実験条件に及ぼす因子の検討

昨年度は餌として緑藻類のｾﾈﾃﾞｽﾑｽ(Scenedesmus quadricauda)を与えたが、ﾄﾞﾗｲｲｰｽﾄを用いることができれば操作が簡便になることから両者の比較を行った。なお、EPA資料ではYCT(Y:ﾄﾞﾗｲｲｰｽﾄ、C:ｾﾛﾌｨｰﾙ、T:ﾏｽ用試料)と緑藻類のｾﾚﾅｽﾄﾗﾑの混合飼料を用いるという非常に手間がかかるものとなっている。両者の比較では、ｾﾈﾃﾞｽﾑｽの方が生存日数、産仔個体数、産仔回数（以下３項目という。）のいずれもわずかに高い結果となったが、その差が小さいことと、餌の操作の簡易性を考えて、ﾄﾞﾗｲｲｰｽﾄを餌として採用することとした。次に、ﾄﾞﾗｲｲｰｽﾄの量を5.0，3.0，1.5g/Lの３段階設定して試験を行った結果から、最も培養条件の良かった5.0g/Lを餌の量として採用することとした。さらに、培養液の交換頻度についても１日おきと毎日の２ｹｰｽ設定し試験を行った結果から毎日培養液を交換する方が３項目の値がいずれも低くなった。培養液の交換はﾐｼﾞﾝｺをﾋﾟﾍﾟｯﾄで新しい液に移しかえることにより行うが、このときにﾐｼﾞﾝｺに対して加わるｽﾄﾚｽやｼｮｯｸがその原因となったものと思われる。したがって、試験水の変質という点を除けば水の交換頻度は少ない方がよく、１日おきに交換することを基本とした。

下水中に含まれるｱﾝﾓﾆｱが水生生物に及ぼす影響が大きいことが知られているため、あらかじめNH_4-N濃度によるﾐｼﾞﾝｺへの影響を調べた。Moderately hardの培養液に$(NH_4)HCO_3$を溶解させることで、NH_4-N濃度を複数段階設定して行った。表－８に示す結果から、NH_4-Nの濃度に対して顕著な急性毒性は300mg/Lで現れた。なお、試験開始日にﾐｼﾞﾝｺが死んだ場合でも生存日数は１日としてカウントした。それよりもNH_4-Nが低いケースでは生存日数、産仔回数ではあまり差がないが、産仔個体数はNH_4-N濃度が増すにつれて低下する傾向が見られた。

３．４．２　下水処理水の生物検定試験（本試験）

（１）　Ａ処理場１次・２次処理水の試験

試験結果を表－３に示す。ｺﾝﾄﾛｰﾙと1倍の２次処理水では３項目とも同程度の値であるが、3.3倍濃縮した２次処理水では産仔個体数が大きくなっている。これは、産仔を誘発する成分が多く含まれていたことや低レベルの毒性が仔を多く残し種を存続させる方向に働いたことが原因の１つと推測できる。１０倍濃縮の２次処理水では毒性の強さが大きくなり、３項目とも低下した。

表－８　アンモニアによる影響試験

NH4-N濃度 (mg/l)	生存日数 (供試10個体の平均(他表も同様))	産仔回数	産仔個体数
0	10.6	2.6	23.8
1	11.6	2.8	19.2
3	10.1	2.7	19.4
10	9.5	1.8	13.4
30	10.6	2.5	18.6
100	10.3	2.5	15.2
300	1.6	0.0	0.0

表－９　Ａ処理場１次・２次処理水の生物検定試験

試験水の種類	生存日数	産仔回数	産仔個体数	NH4-N
培養液(ｺﾝﾄﾛｰﾙ)	9.8	3.9	55.8	0mg/L
1次処理水(1倍)	7.8	3.0	38.7	17.4
同上　(3.3倍)	5.4	0.8	8.0	57
同上　(5倍)	3.1	0.0	0.0	87
2次処理水(1倍)	10.7	4.0	54.2	0.13
同上　(3.3倍)	10.7	4.7	70.3	0.43
同上　(10倍)	6.1	1.5	15.1	1.3

１次処理水については、濃縮倍率が大きくなると３項目とも低下している。また、５倍濃縮水の結

果は急性が毒性認められるが、ｱﾝﾓﾆｱについて行った結果と対比するとこの程度のNH_4-N濃度ではﾐｼﾞﾝｺへの毒性が認められなかったことから、ｱﾝﾓﾆｱ以外の物質による影響が大きいと思われる。

1次処理水と2次処理水の比較では、2次処理水の方が毒性が低減されている。

（2）B処理場1次・2次処理水の試験

工場排水を対象とするB処理場での試験結果を表－10に示す。各ケースともｺﾝﾄﾛｰﾙに比較して3項目とも値が大幅に低下しており、1次、2次処理水ともに毒性が認められる。1次処理水の1～10倍濃縮水、2次処理水の3.3～10倍濃縮水は急性毒性があると認められる。また、2次処理水の0.5倍濃縮水と1倍濃縮水ではあまり差が出ていない。1次処理水と2次処理水を比べると、2次処理水の方が毒性が低減されている。また結果的に、B処理場処理水の試験については濃縮より希釈倍率を多段階設定すべきであった。

表－10　B処理場1次･2次処理水の生物検定試験

試験水の種類	生存日数	産仔回数	産仔個体数	NH4-N
ｺﾝﾄﾛｰﾙ(表-3と同)	9.8	3.9	55.8	0mg/l
1次処理水(0.5倍)	3.7	0.1	0.8	20
同上　(1倍)	2.7	0.0	0.0	39.5
同上　(3.3倍)	2.0	0.0	0.0	130
同上　(10倍)	2.0	0.0	0.0	395
2次処理水(0.5倍)	4.5	0.6	6.3	13
同上　(1倍)	3.9	0.7	7.9	26.1
同上　(3.3倍)	2.0	0.0	0.0	86
同上　(10倍)	2.0	0.0	0.0	261

3．4．3　今後の課題

NH_4-N濃度の100と300mg/lの間で各指標値に大きな変化が見られたので、この間の変化を補間する試験を行う必要がある。またﾐｼﾞﾝｺは、湖沼等における食物連鎖の基本部分を成す動物ﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝの代表的なものであり、下水処理水による生態系への影響を見るという点、生存日数の他産仔個体数等の数値による指標が得られるという点、試験操作の簡易性などの点において優れた指標生物であると思われる。さらに、ﾐｼﾞﾝｺへの生態影響度は、試験水中に含まれる毒性物質濃度との相関が必ずしも得られていなくても、生態系への影響度を表す1つの水質指標として有効であると思われる。今後、試験方法、データの処理方法、実際の下水道等の水質管理への活用方策等についてさらに検討する必要があるが、特に試験に供するﾐｼﾞﾝｺの種類についての検討がさらに必要である。広範囲に分布しているものを選定することが試験結果の普遍性を確保するために望ましいことから、ﾀﾏﾐｼﾞﾝｺが適切かどうか、あるいは他に適切な種類があるかどうかを調査する必要がある。

3．5　遺伝毒性試験

水道水や環境水の安全性を評価する方法として、生物に対する生理的な毒性の評価方法の他、生物の遺伝情報に対する毒性つまり、変異原性が注目されつつある。変異原性は発ガン性とは必ずしも一致するわけではないが、発ガンの第一段階であるイニシエーションと関係があるといわれている。一般的な変異原性試験には、発ガン性試験のスクリーニング試験として始められたAmes試験の他、微生物、ほ乳類培養細胞、植物、昆虫、実験動物など様々な試験材料が使われてきている。しかし、下水処理水等の環境水を評価するには測定期間、経費、施設経費、操作の容易性などの観点からは微生物またはほ乳類の培養細胞程度とならざるを得ない。ＯＥＣＤ化学物質ガイドラインに規定されている変異原性試験には原核生物細胞における遺伝子の突然変異の発生を測定するかin-vitroで培養した哺乳動物細胞の染色体異常を調べる方法である。Ames試験、真核試験、液体Rec Assay法，umuテストな

どが前者に含まれる。本年度はこのうち、液体Rec Assayについて、変異原性が報告されている３つの標準物質、4-ニトロキノリン-オキシド（4NQO)、マイトマイシンC(MMC)及びトリクロロエチレン(TCE)を用いて、実験方法の精度管理と改良点を検討した。

３．５．１　実験方法

使用する試験管、メスピペットを乾熱滅菌、培養用Ｌ字管と培養液、蒸留水をオートクレーブ滅菌する。試験に用いた枯草菌(Bacillus subtilis)はDNA修復欠損株M45(Rec-)と野生株H17(Rec+)である。胞子状態で保存している枯草菌を栄養細胞状態(Overnight) し、次に前培養(Precultivation)として、栄養状態細胞となった菌0.1mLとり、5mLのAntibiotic Medium(DIFCO社)を溶解させたNutrient Brothが入った２本のＬ字管に植菌し、37℃の暗所で振とう培養(70rpm)し、対数増殖を確認する。次にNutrient Brothで菌をRec$^+$は$4X10^5$cells/L（濁度0.2程度）、Rec$^-$は$8X10^5$cells/L（濁度0.4程度）に希釈する。検定物質を滅菌蒸留水、難溶性物質は10V/V%以下のジメチルオキシド（DMSO)を用いて異なる６～８段階の濃度に希釈調整し、検定物質0.6mL, NaPO4緩衝液, 希釈菌液0.3mLを順次Ｌ字管に注入する。この時変異原の誘導物質S-9mix0.1mLを添加する系と添加しない系を作る。同一条件のサンプルに対して３本のＬ字管を用意する。また、コントロールとして標準物質の代わりに滅菌蒸留水0.6mLＬ字管に注入し、37℃で70rpmで１時間振とう培養する(Preincubation)。

PreincubationされたＬ字管にNutrient Broth培養液5mLを加えて混合し、それぞれのＬ字管の濁度を測定し、37℃、70rpmで振とう培養を始めた（本培養）後、４時間から濁度の測定を開始し、コントロールが対数増殖を終える直前で本培養を終える。

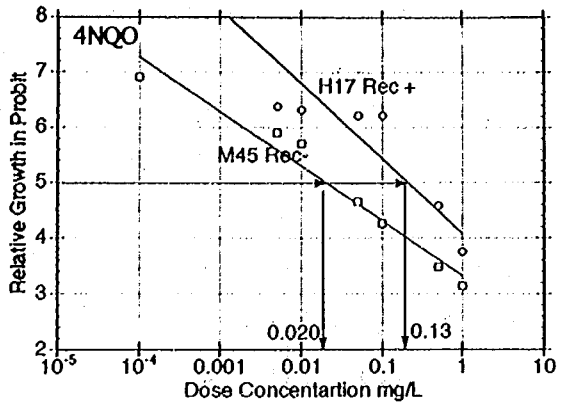
Rec$^-$菌の復帰変異性及び雑菌の混入の有無を調べるため、ストリークアッセイを行った。滅菌した直径16mmの円形濾紙をNutrient Broth寒天培地にのせ、試験に使用した希釈前の菌(Rec+, Rec-)を濾紙の中心部から2mm程離れたところからピペットで八の字に線引きし、5000mg/LのK2Cr2O7を濾紙中央部に２滴垂らした後、ふ卵器で37℃で24～30時間培養し、濾紙近くの増殖阻害領域の大きさを調べ、Rec-がRec+よりも1cm程度大きいことを確認した。

３．５．２　実験結果と考察

H17株(Rec+)、M45株(Rec-)の対数増殖期は9～12時間と11～18時間であり、M45株の方が対数増殖期を終了するまでに時間を要した結果、１ケースの実験は２日程度時間がかかった。

標準物質のDose-Responseの関係を4NQOS9Mix非添加系を図－2に、4NQOS9Mix添加系を図－3に、MMCS9Mix非添加系の結果を図-4に示す。これらの図では横軸に実験に用いた標準物質濃度、縦軸にコントロールに対して標準物質を添加した場合の培養試料Rec+とRec-の濁度の比をプロットしている。4NQOのS9Mix非添加系の場合とMMCのS9Mix添加、非添加系の場合にはコントロールに対してRec+, Rec-ともに増殖阻害がみられ、Rec+よりもRec-の方が増殖阻害性が強くみられた。このことは4NQOとMMCが変異原誘導体なしでも変異原性を有することを示している。一方、4NQOにS9Mixを添加した系、TCEにS9Mixを添加した系、添加しない系ともにコントロールとの増殖性に差はみられず、変異原性の有無以前に増殖阻害性そのものが見られなかった。また、TCE添加系を20, 37℃のいずれの場合にもコントロールとの差は見られなかった。4NQOのS9Mix添加系で何等の増殖阻害が見られなかったのは、S9Mixの有する強い酸化作用により4NQOが解毒化されたためとも考えられる。また、TCEについては揮発

性が高いためシリコン栓程度の密閉度では培養瓶から散逸した可能性がある。Rec+とRec-について50%の増殖阻害が見られる濃度EC50の比を求め、その比の大きさにより変異原性が認められるかどうか、松井ら[6]が行っているの同等の方法で評価するとEC50Rec+/EC50は、4NQOは6.5、MMCは22、MMCにS9Mixを添加した場合は8.6と、松井が判定基準としている1.3[6]よりも大きな値を示し、変原性があることがこの方法で確認された。今年度は標準物質を用いたRecアッセイの試験方法を基礎検討したが、今後下水・下水処理水を用いて、試料中の濃縮などの前処理法と実際のRecアッセイを用いた実験を行う予定である。



図－2　４ＮＱＯにＳ９ＭｉｘをＮ添加しない系での実験結果

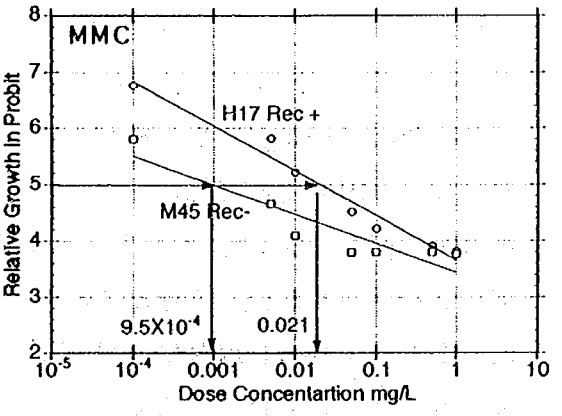
４．　まとめ

今年度の調査内容をまとめると次のようになる。

(1)新規に環境基準化される微量化学物質の測定に当たっての下水道での水質分析を中心とした問題点をｱﾝｹｰﾄするとともにﾊﾟｰｼﾞｱﾝﾄﾞﾄﾗｯﾌﾟ/GC-MS法の比較的濃度の高くなるときの問題点の基礎検討を行った。また、下水処理場でのVOCの実態調査を行ったが低いレベルならが多くの項目が検出された。

(2)硝化菌とﾐｼﾞﾝｺを用いた毒性試験方法を試作的に開発し、実際の下水の１次及び２次処理水を用いて毒性の評価を行った結果、１次処理水よりも２次処理水の方が毒性が低下していた。また、主として家庭下水を受けているＡ下水処理場よりも主として工場排水を受けているＢ下水処理場の方が毒性が大きく評価された。試験方法についてはいずれも更に改良を加える必要がある。

(3)遺伝毒性評価のために標準物質を用いたRecAssayの基礎検討を行い、揮発性物質等の試験方法に改良点が出てきた。



図－３　４ＮＱＯにＳ９ＭｉｘをＮ添加した系での実験結果

５．参考文献

1)中村、小森(1991)微量化学物質の挙動に関する調査報告書（その２）土木研究所資料第2972号。

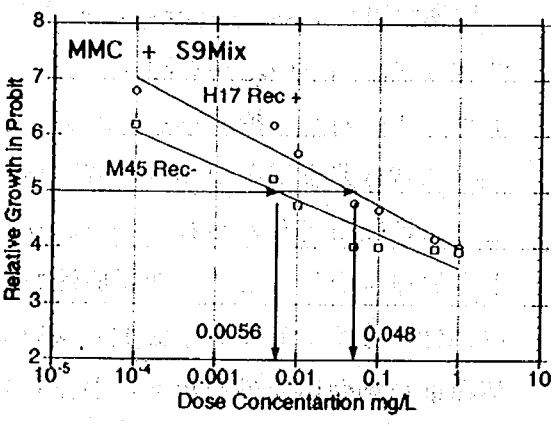
2)Baker, R.A. (1967) TRACE ORGANIC CONTAMINANT CONCENTRATION BY FREEZING－I. LOW INORGANIC AQUEOUS SOLUTIONS, Water Research, Vol.1, pp.61-77.

3)Metcalf & Eddy(1991) Wastewater Engineering, 3rd Edit., McGraw-Hill.

4)USEPA(1989) Short-Term Methods for Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater Organisms, Second Edition, EPA-600/2nd.ed.

5)Russo, R.C. (1985)Ammonia, Nitrite, and Nitrate In Rand, G.M. et al. (Edit.)Fundamentals of Aquatic Toxicology, Hemisphere Publish.

6)松井(1985)枯草菌Rec-assay液体法による水環境変異原の検出, 水質汚濁研究, Vol.8, No.3, pp.162-171.



図－４　ＭＭＣにＳ９ＭｉｘをＮ添加しない系での実験結果

14. 下水処理施設における有機塩素化合物の影響に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明
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)]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、特に本調査はこれら微量化学物質のうち、生分解性が低く、毒性も高い物質が多くみられる有機塩素化合物を対象に活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動及び処理ﾌﾟﾛｾｽ、作業環境への影響について解明することを目的としている。

２．平成３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）4-ｸﾛﾛ-3-ﾒﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ、1,2ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ、1,2ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ の３種類の有機塩素化合物を、実下水を用いた活性汚泥連続処理装置に投入して、有機物除去、硝化、汚泥の沈降性等に与える影響を調べた結果、各々の処理水濃度が 0.52, 0.32, 0.055 mg/l の範囲では、これらの有機塩素化合物の活性汚泥への影響は認められなかった。

２）ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの硝化に与える影響を調べるため、人工下水を用いた完全混合反応槽での実験を行ったが、反応槽内のﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ濃度が平均で約 57 ug/lでは、コントロール系と実験系とでは硝化速度に有為な差は無く、ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝの硝化への影響は無かった。

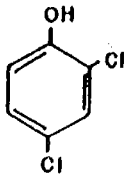
３．平成４年度の調査内容と調査結果

平成４年度は、(1)実下水を用いた活性汚泥処理に及ぼす2,4ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(DCP)の影響調査(2)人工基質に2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ及びﾒﾀ(m)-ｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(CP)をそれぞれ添加したときの生分解性と硝化に及ぼす調査(3)2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙが及ぼす硝化阻害の実験、及び(4)2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ(DCP)馴致活性汚泥の微生物学的な調査を実施した。

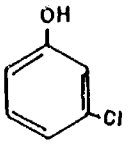
ここで実験に使用した２つの化学物質2,4-DCPとm-CPはそれぞれ化学式で$C_6H_4OCl_2$(分子量163.0)、

C_6H_5OCl(分子量128.6)であり、図-1に示す構造を持つ。それぞれ、比重は1.383(60℃/25℃),1.245(45℃)で、融点は45℃と32.8℃、沸点は210℃と214℃、蒸気圧は1mmHg(53℃)と5mmHg(72℃)の揮発性の低い、水には難溶(0.45:100,20℃及び26.0mg/L,20℃)な液体であり、主な用途はそれぞれ染料の中間体である[1]。2,4-DCPとm-CPはクロロフェノール類の特徴である水に著しい異臭味を与える性質を有しているため、フェノール類として水道水質では0.005mg/L以下、水質汚濁防止法と下水道法では特定事業場に対して5mg/L以下に排出が規制されている。

2,4-ジクロロフェノール(2,4-DCP)



メタ-クロロフェノール(m-CP)



図－１　実験に供した化学物質の分子式

３．１　活性汚泥処理に及ぼす化学物質の影響に関する実験

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、BOD除去、COD除去、TOC除去、硝化率、汚泥特性をコントロール系と比較することにより化学物質の活性汚泥への影響を把握するものである。

３．１．１　実験方法

エアレーションタンク(100L)と沈澱池(50L)からなる連続型の活性汚泥処理装置(図-2)を4台並列に運転し、１台を2,4-DCPを無添加とするｺﾝﾄﾛｰﾙ系(ｼｽﾃﾑI)とし、他の３台は2,4-DCPをｼｽﾃﾑII～IVの順に流入濃度が大きくなるように添加した実験系とした。実験は霞ヶ浦流域下水道事務所敷地内の当研究所のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄで行い、流入水として同処理場の一次処理水を使用した。処理装置の運転条件は、流入水量288L/日、ｴｱﾚｰｼｮﾝ時間は8時間、沈澱時間は4時間で、汚泥返送率は30～40%、SRTを10～14日としている。実験系に使用した2,4-DCPは水に溶解させ、小型定量ﾎﾟﾝﾌﾟを用いて連続注入した。水質分析用試料の採取は原則的に毎週一度、定時のｽﾎﾟｯﾄｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞとした。分析試験方法はBOD_5, SS, 溶解性(S)のTOCは下水道試験方法[3]とし、NH_4-N, K-N, NO_2-N, NO_3-N, $SCOD_{Cr}$についてはStandard Methods[4]のﾃｸﾆｺﾝを用いた自動分析を行い、T-Nは各態窒素の合計とした。また、2,4-DCPについては試料1から2Lをろ過し、XAD-2樹脂を用いた固液抽出後、FIDｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨｰを用いて分析した[1]。

３．１．３　実験結果

平成4年6月から実験装置に下水処理場の活性汚泥を入れて運転を始め、1カ月後から2,4-DCPを添加し始めた。2,4-DCPを添加後約6ヶ月間の結果をまとめると次のようになる。

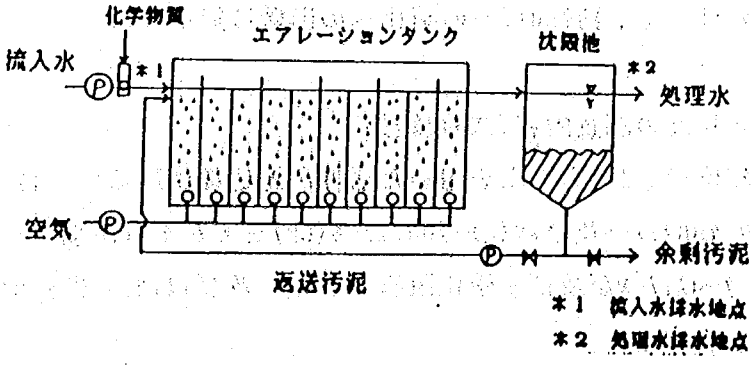


図-2 実験に使用した活性汚泥処理実験装置

①毎週の分析ﾃﾞｰﾀは流入水、処理水ともに不規則な変動

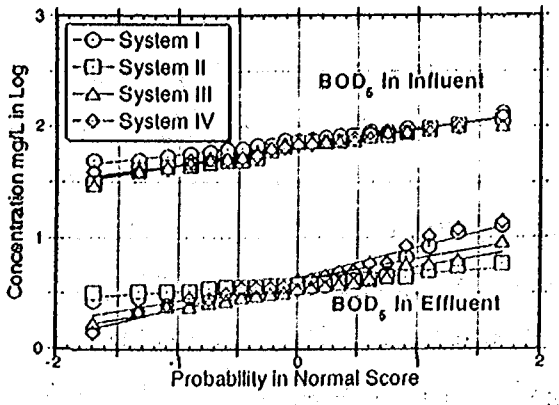
他の水質項目より極めて変動性が大きくなることを示し、添加系での処理水質が非添加系での処理水質と比べて極めて高くなり得る場合があることを意味している。

そこで処理水中のNH_4-Nの分布を示した図-6を詳細にみると、50%つまり正規度が0を少し上回る非超過確率まではどのｼｽﾃﾑ(I～IV)でもほぼ直線上にﾌﾟﾛｯﾄが乗っているが、正規度が0.7つまり非超過確率が75%を越えるところでは、非添加系は同一の直線上にあるにもかかわらず、2,4-DCP添加系ではより大きな傾きつまりSとなっており、対数正規分布からｶｲ離している。これは主なNH_4-Nの除去過程である硝化ﾌﾟﾛｾｽの統計的性質が変わったことを示している。硝化菌の代謝に与える2,4-DCPの影響を調べた結果から2,4-DCPがかなり低い濃度で硝化速度を阻害することが確かめられている[1)8)]。従って、例え処理水中で定量限界以下の濃度であっても、2,4-DCPが生物処理のうち、硝化のプロセスの安定性には極めて大きな影響を与える可能性がある。

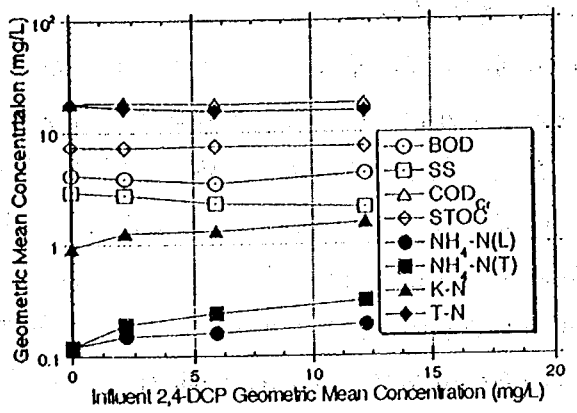
（3）結論

基本的には下水処理水の規制は最大値規制方式であるので、処理の安定性は重要なファクターであり、平均的な処理特性だけでなく、その変動性を含めた処理の信頼性についても十分な評価が必要である。また、流入水、処理水中の水質成分は対数正規分布すると考えられるので、統計的な解析方法を利用することでその処理特性を定量的に評価し得る。また、2,4-DCPは幾何平均濃度で14mg/Lまでの結果では、処理水に残留する量はほとんどない。

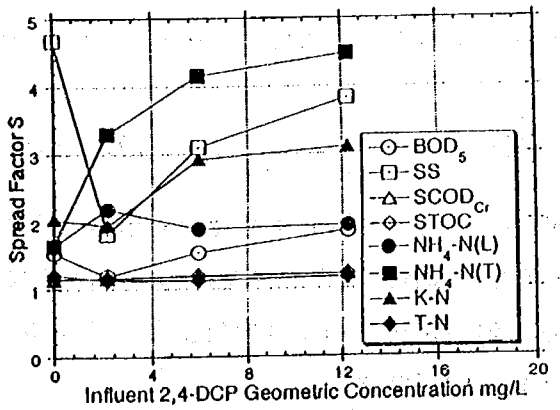
また、2,4-DCPを添加した系の場合、中央値では有機物系、窒素系に対する影響は認められなかったが、アンモニアの除去つまり硝化の促進には、検出限界(0.05mg/L)を下回る2,4-DCP



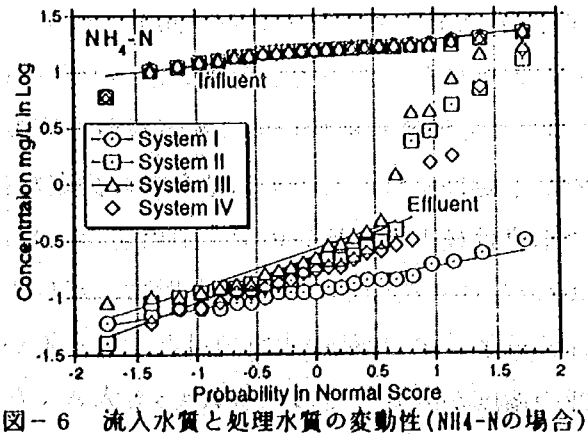
図－3　流入水質と処理水質の変動性（ＢＯＤ$_5$の例）



図－4　2,4-DCP添加濃度と処理水質の幾何平均濃度との関係



図－5　2,4-DCP添加濃度と処理水質のSpread Factorの関係



図－6　流入水質と処理水質の変動性(NH4-Nの場合)

がみられた。流入水中には

幾何平均値で14mg/Lまで添加した2,4-DCPは、27回のｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行ったうち、2～3回検出されたのみであり、その他の処理水のｻﾝﾌﾟﾙでは2,4-DCPは定量限界以下(0.05mg/L)の濃度であった。

②BOD, $SCOD_{Cr}$, STOCなどの有機物およびSSに対しては処理水中の濃度および活性汚泥法での除去率を幾何平均値で比べると、2,4-DCPの添加系と非添加系の間で有意な差は認められなかった。

③NH_4-N, K-Nの窒素系に対しては処理水質の幾何平均は処理水での濃度や除去率については2,4-DCPは添加系と非添加系での大きな相違は認められなかった。しかし、添加系では処理水のNH_4-N, K-N濃度が高くなる場合があり、同時にNO_2-N, NO_3-N濃度は低下していた。

3．1．4　解析

（1）　解析方法

時系列的な実験結果を順序統計として整理し、4つの実験系の処理特性を解析してみた。気温や流入下水性状、運転条件の変動性を考慮すると、流入下水と処理水の水質特性を統計的に検討する意義がある。流入下水や処理水質は、対数正規分布することが多くの文献で報告されている[5)7)]ので、ｻﾝﾌﾟﾙｻｲｽﾞ nの試料の水質濃度を小さいものから順番に並べた順序 i番目のものの非超過確率pを i/(n+1) として表し、正規度(Normal Score)$\Phi^{-1}(p)$[6)7)]として表現した値と水質濃度の対数値の関係をﾌﾟﾛｯﾄする。これは対数正規確率紙にﾌﾟﾛｯﾃｨﾝｸﾞすることに相当する。もし水質濃度の分布が対数正規分布に従うならば、対数を取った確率変数は正規分布に従うので、このｸﾞﾗﾌ上の直線の傾きと切片は、対数変換した変数に関する正規分布の標準偏差σと算術平均μとなる。従って、実測された水質ﾃﾞｰﾀを上記の変換作業をした場合、そのﾌﾟﾛｯﾄの回帰直線の傾きと切片から対数正規分布の累積(Cumulative Distribution)関数

$$F(x)=\int_{t=0}^{x}\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma\,t}\,EXP\left(-\frac{1}{2}\left(\frac{Log\,t-\mu}{\sigma^2}\right)^2\right)dt$$

のﾊﾟﾗﾒｰﾀｰμ, σが推定できる。対数変換した変数系を再び基の変数系に戻した10^{σ}はSpread Factor Sと呼ばれ対数正規分布の広がり度を表し、10^{μ}は幾何平均(Geometric Mean)Mgを表すこととなり、対数正規分布では中央値と一致する[5)6)7)]。

（2）　解析結果

添加系、非添加系での流入、処理水の水質データを解析した。流入水と処理水について、図-3はBOD_5の結果を例示している。BOD_5, $SCOD_{Cr}$, STOC, NH_4-N, K-N, T-Nは基本的には対数正規分布となることが分かったので、水質分布が対数正規分布となると仮定したときのﾊﾟﾗﾒｰﾀｰを推定し、2,4-DCPのMg濃度を横軸に他の水質成分濃度のMgとSを縦軸に整理した結果を図-4と5に示す。図-4では、処理水質の幾何平均は全ての測定水質項目で、2,4-DCPの3段階の添加系と非添加系の間で相違はほとんど無いので、中央値つまり非超過確率が50%付近の評価だけでみるならば、2,4-DCPの存在は処理水にほとんど影響しないように見える。しかし、図-5を見ると、NH_4-Nについては非添加系のSは他の水質項目と大きな違いがないにもかかわらず、2,4-DCPの添加系では2,4-DCPの濃度が大きくなるにつれてSも大きくなっている。これは2,4-DCPの添加により、NH_4-Nは

の残留でも、硝化プロセスの安定性あるいは信頼性に大きな影響を与えることが分かった。

3．2　フェノール類含有下水の生分解性試験

2,4-DCPを実下水に添加した活性汚泥処理法のパイロットプラント実験を3．1で述べたが、2,4-DCPを含む人工下水がどのように生分解されていくかをクーロメーターを用いて実験した。また、2,4-DCPの他に、m-CPを人工下水に添加した場合の生分解性の実験も行った。

3．2．1　実験方法

下水処理場の活性汚泥の上澄みをNo.2濾紙を用いてろ過した後、濾液を水酸化ナトリウムまたはリン酸でpH=7.0±1.0に調整し、20Lの培養槽に移し、曝気しながら培養する。1日1回、曝気を停止した後、培養槽全体の1/3量の上澄みを除去し、等量の表－1に示す人工下水を加えて再び曝気を行う。この培養方法で、増殖させた活性汚泥を1000rpmの回転数で5分間で遠心分離し、上澄み液を捨て、再び蒸留水を加えて活性汚泥を90mg/Lとなるように調整する。この方法で調整した活性汚泥を100mlと表－1に示した人工下水200mlを混合し、300mLの密閉型のクーロメーターの培養瓶に入れたものをコントロール系と表-1に示す化学物質濃度になるように添加した実験系をクーロメーターにかけ、培養瓶内で消費される酸素濃度を21日間自記記録させた。この間、6回培養瓶を1づつはずし、試料の分析を行った。

3．2．2　実験結果

(1)2,4-DCPの場合

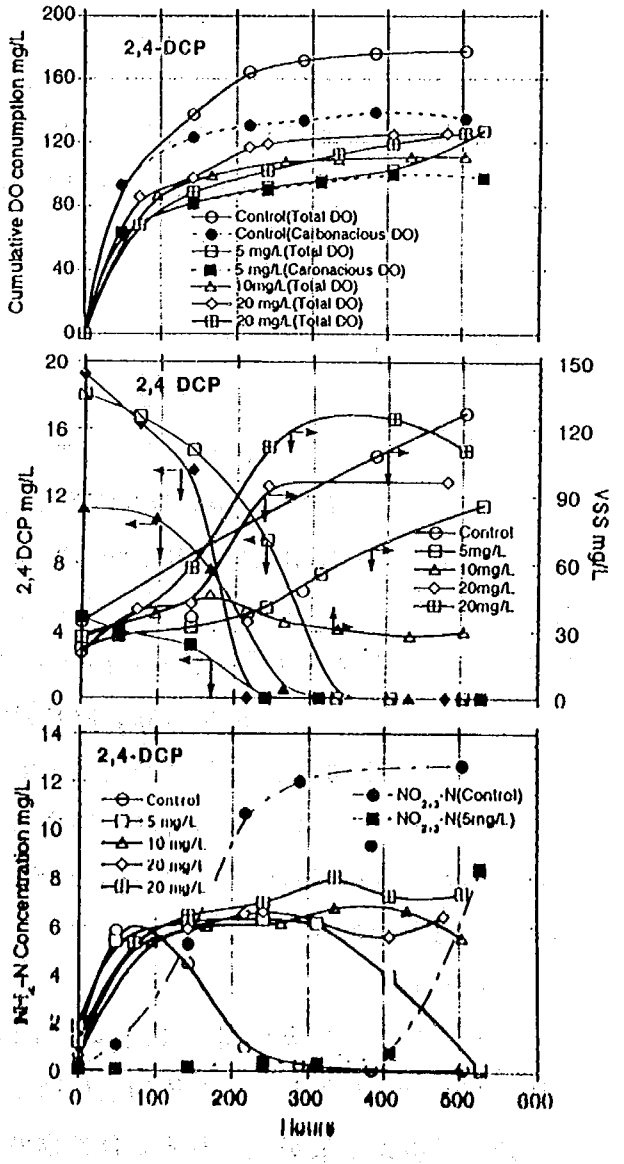
2,4-DCPについての実験結果を図－7に示す。上段の図はDO消費量の時間経過を表している。図中の実線はクーロメータによって記録されたDO消費量を、2,4-DCPの濃度ごとにプロットしたものである。また、破線はNO_2-NとNO_3-Nの増加量からNH

表－1　人工下水の組成　（BOD約100mg／l）

デキストリン	23 mg
肉エキス	40 mg
酵母エキス	56 mg
ペプトン	40 mg
NaCl	5 mg
KH_2PO_4	14 mg
KCl	10 mg
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	8.4 mg
$NaHCO_3$	220 mg
$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	380 mg
蒸留水	1000 ml

表－2　実験対象有機塩素化合物

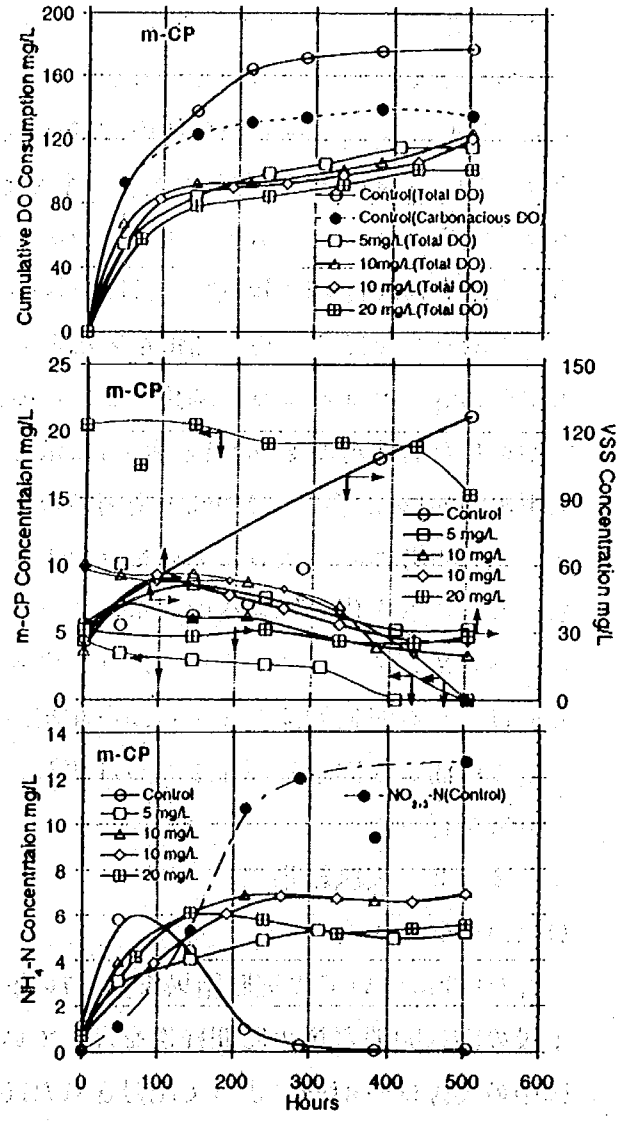
	濃度
2，4－ジクロロフェノール	5，10，20 mg／l
m－クロロフェノール	〃



図－7　2,4-DCPの生分解性の実験結果

$_4$-Nが硝化菌により酸化されたDO消費量を推定し、全体量から差し引いた有機物の酸化にともなう酸素消費量を表している。ｺﾝﾄﾛｰﾙ系では100時間付近から硝化に起因する酸素消費が生じ始め、3週間経過した時点では20%以上が硝化のために使われたと思われる。一方、2,4-DCP添加系では、5mg/L添加系で、400時間以上経過した時点で硝化による酸素消費が見られたが、10mg/L,20mg/Lでは硝化の進行に伴うDO消費は見られなかった。また、有機物が酸化される時に消費される酸素量は2,4-DCPを含む実験系の方がｺﾝﾄﾛｰﾙ系よりも推定消費量が小さくなっている。ただし、2,4-DCP添加濃度と抑制された酸素消費濃度の間に明確な関係は確かめられなかった。２段目の図は2,4-DCP濃度（細線で縦軸目盛は左）を表し、VSS濃度（太線で縦軸目盛は右）の時間経過を異なる2,4-DCP添加濃度の実験系のものを表している。2,4-DCP濃度は100時間まではゆっくりと低下しているが、100時間を越えた時点から急速に濃度低下が見られ、400時間の時点ではほとんど検出されないレベルとなった。この低下が生分解されたものなのか、微生物への吸着によるものなのかは明確ではない。また、増殖した活性汚泥量を表していると考えられるVSSはｺﾝﾄﾛｰﾙの増殖性に対して、2,4-DCP添加系では、5mg/Lと10mg/Lを添加した場合に増殖阻害が起こる結果が得られているが、20mg/L添加系ではｺﾝﾄﾛｰﾙ系と比べて増殖阻害は起こっていない。このため、2,4-DCPの添加による活性汚泥の増殖性への影響がどの程度で起こるのか明確ではない。

下段の図はNH_4-NとNO_2-N及びNO_3-Nの経時変化を表示している。ｺﾝﾄﾛｰﾙ系では、人工下水の代謝あるいは活性汚泥の内性呼吸により生成するNH_4-Nの蓄積が50時間程度まで見られるが、その後硝化により、NO_2-NとNO_3-Nへの酸化が起こっている。しかし、2,4-DCP添加系では人工下水の代謝と活性汚泥の内性呼吸にともない生成するNH_4-Nの蓄積が続き、NO_2-NやNO_3-Nへの硝化が起こっていない。ただし、2,4-DCPが5mg/Lの場合には前述したように400時間以上経過した時に硝化の促進が観察された。



図－８　m-CPの生分解性の実験結果

(2)m-CPの場合

m-CPについての結果を図－8に示す。上段の図ではｺﾝﾄﾛｰﾙに対してm-CP添加系は硝化に由来する酸素消費が見られず、有機物の生分解にともなう酸素消費量にもm-CP添加

量の増加と共に酸素消費の低下が見られる傾向がある。

中段の図ではm-CPの濃度は300時間付近までは緩やかに低下して行き、添加初期のm-CP濃度が5,10mg/Lの場合は400～500時間を経過した時点で大幅に濃度を低下している。しかし、添加初期のm-CP濃度が20mg/Lの場合には500時間経過後も15mg/L程度残留する結果となった。VSSによる活性汚泥の増殖性についてはm-CP添加初期濃度が5,10mg/Lでは100～150時間までは増殖が見られるが、その後汚泥量が低下しており、m-CP添加初期濃度が20mg/Lの場合は当初からほとんど増殖がみられない。従属栄養細菌についてもm-CPが増殖阻害を及ぼしていることが分かる。m-CP濃度がほとんど検出されれなくなる時点でも増殖性の回復が見られないことは、m-CPの濃度低下が主に汚泥への吸着によるためか、m-CPが一旦生分解された後にも増殖阻害を起こす代謝産物が生成されて残留している可能性がある。

下段の図からは2,4-DCPの場合と同様にm-CP添加系ではNH_4-Nの蓄積が見られた。また、m-CP添加系では全ての添加濃度で全く硝化が進行しなかった。

3．2．3　増殖係数と化学薬品濃度の関係

炭素源として純粋な化学薬品を与えたときではなく人工下水を基質として与えた場合の増殖速度に与える2,4-DCP及びm-CPの影響をﾀｰﾛﾒｰﾀｰを使った結果から計算した。。測定装置の台数の制限でサンプル中の化学分析結果は頻繁には得られていないので、連続的な記録がなされている酸素消費速度から実験初期の対数増殖が行われている時期の増殖速度定数を推定した。回分式の場合、内性呼吸量が無視できるときには活性汚泥による基質S(BODuで表現)の除去速度は増殖収率Yを用いて　$\frac{dS}{dt} = -\frac{\mu}{Y}\frac{S}{S+Ks}X$　Sの変化が小さいときはが一定ともなせるから、

となり、酸素消費速度　$\frac{dO}{dt} = -\frac{dS}{dt} = kX$　ここで基質除去速度$k = \frac{\mu}{Y}\frac{S}{S+Ks}$

片対数ｸﾞﾗﾌに酸素消費量Oを取り、勾配が一定と見なせる期間での基質除去速度kを求めるものである。酸素消費量が20mg/L程度までのデータを求めたkの結果を表－2に示す。このkは生分解性実験開始直後数時間での有機物（主として人工下水）の除去速度を測定した結果では、化学物質を添加した場合のkは化学物質を添加した場合に小さくなっている場合が多くみられるがkに影響を与えている可能性があるが、化学薬品の濃度と阻害性の強さ関係については明確ではない。3．2．2の結果は生分解性を長期的に見た結果からは有機物除去に伴う酸素消費量には化学薬品添加による大きな影響は余り見られないが、短時間での基質除去速度には化学薬品。の影響がみられる。

表－2　酸素消費量より推定した増殖速度定数への有機塩素化合物の影響

		2,4-DCP			m-CP		
	ｺﾝﾄﾛｰﾙ	5mg/L	10mg/L	20mg/L	5mg/L	10mg/L	20mg/L
対数増殖を仮定	0.91	0.56	0.54	0.62～0.74	0.48	0.52～0.86	0.97
した場合　R2	0.95	0.98	0.99	0.97～0.98	0.99	0.94～0.97	0.98

３．３　２，４－ＤＣＰが硝化菌の代謝速度に与える影響

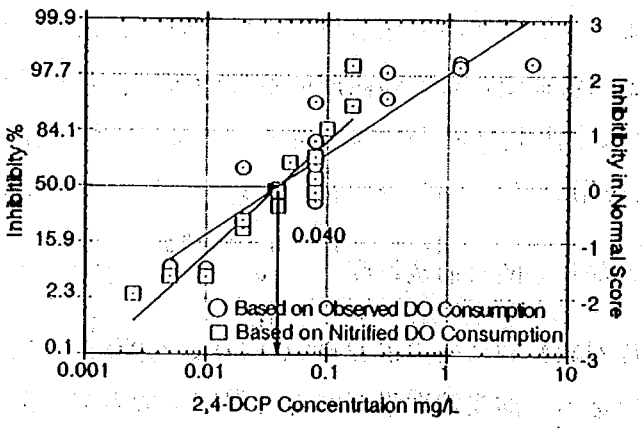
３．１及び３．２の実験において2,4-DCPが硝化に大きな阻害を及ぼすことが分かったので、どの程度の濃度で影響を受けるかをクーロメータを用いて実験してみた。

３．３．１　実験方法

培養した硝化菌（混合系）の酸素消費速度をクーロメータ（培養容器容量300mL）を用いて計測し、対数増殖期の亜硝酸生成菌の内性呼吸速度と比増殖速度に対する2,4-DCPの影響を把握した。滞留時間９日で運転されている20Lの連続完全混合型単槽リアクターに、NH_4-N 100mg/L、表－３に示した人工下水BOD_5換算濃度50mg/Lを基質として与え、硝化菌が主体となる馴致活性汚泥を連続培養し、生成した硝化菌主体の汚泥のSSが3mgとなるように培養試料をGFCを用いて濾過し、GFC濾紙をハサミを使って裁断しクーロメータの植種汚泥とした。植種する培地はpHの緩衝能力のあるPramer培地（表－３）を用い、NH_4-N濃度が100mg/Lとなるように調整した。また、実験系はこの培地中に2,4-DCPを必要量添加した。硝化菌の活動をモニタリングするため、NH_4-N 100mg/Lを含むPramer培地での酸素消費速度とNH_4-N, NO_2-N, NO_3-Nの変化を24時間記録し、コントロール系に対して,2,4-DCP添加系がどのような硝化速度の影響を受けるかを調べた。

表－３　亜硝酸生成菌のPramer培地組成

薬品名	組成
(NH4)2SO4(窒素100mg/L)	0.471g
Na2HPO4	2.55g
KH2PO4	0.13g
NaHCO3	0.09g
MgSO4・7H2O	0.02g
CaCl2・2H2O	0.9mg
FeSO4・7H2O	5.7mg
水	1　　L



図－９　２，４－ＤＣＰの硝化菌への阻害の実験結果

３．３．２　実験結果

亜硝酸生成菌用の培地での硝化菌の活動は培養開始後短時間は薬剤感受性の高い亜硝　　酸生成菌の活動が支配的であると考えられる。２４時間のDO消費量を繰り返し実験した結果を図－９に示す。この図では横軸に実験開始初期の2,4-DCP濃度を対数目盛で、またコントロール系のDO消費量を基準として、実験系でのDO消費量の低下を阻害率(Inhibitibity)に定義し、正規確率目盛つまり、正規度でプロットしたものである。Dose-Responseの関係は対数正規で近似できることが分かるので、この図上の回帰線からEC_{50}つまり阻害率が50%となる値を求めると2,4-DCP濃度が0.040mg/Lとなった。また、NO2-N及びNO3-Nの生成量から求めた硝化に基づく酸素消費量をAppendixの方法により求め、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系との実験系の相違から阻害率を求めた場合も、EC_{50}は0.04mg/Lとなり、極めて小さな濃度で硝化の阻害が見られることが分かった。

３．４　２，４－ＤＣＰ添加実験系の微生物学的検討

３．１及び３．２で2,4-DCPが活性汚泥法により処理水中から除去されることが分かったが、単に活性汚泥に吸着されているのか、生分解されているのか明きらかでない。もし、生分解されているとすれば、実験で使用した活性汚泥から2,4-DCP分解菌が分離できる可能性があることから、分解菌を探索した。また、2,4-DCPを含む下水を処理している活性汚泥中に含まれている原生動物相が、ｺﾝﾄﾛｰﾙ系と何らかの相違があるか検鏡してみた。

３．４．１　２，４－ＤＣＰ分解菌の探索

（１）実験方法

2,4-DCP添加実験系では処理水に2,4-DCPはほんど検出されないレベルとなったが、この原因が2,4-DCPが活性汚泥に吸着しただけなのか、なんらかの生分解を受けたのか明かでない。もしも2,4-DCPが分解されているならば実験系の活性汚泥中から2,4-DCPを資化する有用微生物を分離できる可能性があるので、活性汚泥中から2,4-DCP分解菌の探索を試みた。まず、３つの実験系の活性汚泥を等量コンポジットした後、超音波破砕器により原生動物を死滅させる。表－４に示す基礎培地からなる４つの平板寒天培地に1mLを塗布し、30℃で7～10日培養し、出現したコロニーを白金耳で釣菌し、新たに準備した表－４の寒天培地に画線した。これを３回繰り返し、出現したコロニーが2,4-DCPを分解するかどうかの１次スクリーニングを培地に添加した2,4-DCPの減少量を4ｱﾐﾉｱﾝﾁﾋﾟﾘﾝ法[3]により定量することとした。

表－４　２，４－ＤＣＰ分解菌の探索のために使用した培地組成

基礎培地(g/L)				炭素源(g/L)	
K_2HPO_4	4.3	$NaMoO_4 \cdot 2H_2O$	2	2,4DCP	0.1(A,B,C,D共通)
KH_2PO_4	3.4	$FeSO_4$	0.0006	酵母エキス	0.1(Bのみ)
$(NH_4)_2SO_4$	2	$MnCl_2 \cdot 4H_2O$	0.001	グルコース	0.1(Cのみ)
$MgCl_2$	0.16	寒天	15	酢酸ナトリウム	0.1(Dのみ)
$CaCl_2 \cdot H_2O$	0.026				

（２）結果及び考察

A,B,C,Dの培地組成の平板培地から単離されたコロニーの数はそれぞれ9,16,9,12の合計46であった。しかし、単離されたコロニーを2,4-DCPを含む培地での2,4-DCPの減少量を調べたが、10%以上の減少を示したコロニーはCの培地組成から得られた３つのコロニーのみであった。現状では2,4-DCPの分解性が確認できる程菌体数を増殖できていないこと、４アミノアンチピリン法による分析ではフェノール類を全て呈色するため、2,4-DCPの代謝産物がフェノール基を有している場合には減少しないように見える可能性があること、2,4-DCPが単一の細菌により分解されるのではなく、複数の微生物群により分解されている可能性があることも考えられる。

今後、これらの課題を検討する必要がある。

３．４．２　２，４－ＤＣＰ添加による活性汚泥中の原生動物相の違い

３．１での実験を最終時に得られた活性汚泥中に含まれるに原生動物を検鏡した結果から、は原生動物の存在量についてはｺﾝﾄﾛｰﾙ系の方が2,4-DCP添加系よりも多いこと、また、添加濃度が増えるにつれて存在量が減少する傾向が見られることが分かった。

４．　まとめ

今年度は2,4-DCPを対象として活性汚泥法への影響を検討した結果、2,4-DCPが流入水中で20mg/L活性汚泥の有機物除去には余り大きな影響を与えないが、処理水中で2,4-DCPが検出されない程度の濃度でも硝化への影響がみられること、2,4-DCPに馴致していない活性汚泥による除去はタイムラグが必要であること、2,4-DCPが硝化を阻害する濃度を明らかにしたこと、2,4-DCPによりｱﾝﾓﾆｱ性窒素が増加する原因には流入水中に含まれるｱﾝﾓﾆｱ性窒素の残存の他、有機物の代謝により排出されるｱﾝﾓﾆｱ性窒素が硝化されず残留することも原因であることなどが明らかになった。しかし、処理水中の2,4-DCPの濃度の低下が活性汚泥への吸着によるのか、分解によるのかはさらに検討が必要であり、また活性汚泥の増殖への2,4－DCPの影響の有無についてはさらに検討が必要である。

５．参考文献

1)中村，小森（1991）土木研究所資料第2972号。
2)日本環境協会(1987) 化学物質の物理化学性状測定法,産業図書。
3)日本下水道協会　(1984) 下水道試験方法,　(社)下水道協会。
4)Greenberg, A.E.編 (1992) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewter,18 thEdition, American Public Health Association et al.
5)Dean, R.B. et al.(1976) Water & Sewage Works, 87, June 1976 & July, 1976.
6)Benjamin, J.R. and C.A. Cornell (1970) Probability, Statistics, and Decision for Civil En-gineers, McGraw-Hill.
7)McCarty, P.L. et al.(1982) Advanced Treatmnent for Wastewater Reclamation at Water Fact-ory 21, Technical Report No.267, Stanford University.
8)田中,中村,小森(1993) 硝化菌を利用した有害化学物質の監視,第27回水環境学会講演集(印刷中)。
9).P.L. Grady etal.(1980) Biological Wastewater Treatment,Marcel Dekker Inc.
10)Metcalf&Eddy(1991)WastewaterEngineeing 3rd Edit. McGraw-Hill.

APPENDIX　硝化菌の理論的酸素消費量

9)によれば、硝化菌のうち亜硝酸生成菌Nitrosomonasと硝酸生成菌Nitrobactorの増殖を含めたStochiometricな反応は次のように表される[10)]。

$$55NH_4^+ + 76O_2 + 109HCO_3^- \rightarrow C_5H_7O_2N + 54NO_2^- + 104H_2CO_3$$

$$400NO_2^- + NH_4^+ + 4H_2CO_3 + HCO_3^- + 195O_2 \rightarrow C_5H_7O_2N + 3H_2O + 400NO_3^-$$

従って、NH_3が基質として利用されると1gのNO_2-NとNO_3-Nがそれぞれ代謝産物として生成されるときに利用される酸素量はそれぞれ3.22gO_2/gNO_2-N及び4.33g/gNO_3-Nとなる。

15. バイオセンサーの実用化に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　田中　宏明
豊田　忠宏

１．調査の目的

下水道施設の維持管理にあったては、処理後の放流水の水質監視及び排水処理プロセスの制御用に多くの水質センサーが用いられているが、その多くは物理的・化学的な水質項目を測定するセンサーが中心となっている。これらのセンサーにおいては、水温、ｐＨ等の化学反応を伴わない基本項目に対しては精度の高い測定値が得られているが、他の多くのセンサーは、精度、感度、維持管理性等の点では必ずしも満足のいく状況ではない。

下水処理場ではＢＯＤについて放流水の水質の測定が義務付けられており、下水処理プロセス制御のための水質指標としても重要性が高い。しかし、公定法によるＢＯＤの測定は測定に５日間を要し、その結果をリアルタイムに把握して処理プロセスの管理に迅速に反映させることは困難である。しかし、ＢＯＤの短期間での測定の要望は高い。

本調査は、このような背景からＢＯＤを迅速に測定できるバイオセンサーをモニター化し、下水処理水の水質測定技術を検討し、実用化のための調査を行うことによって、下水道の維持管理性を向上させるために実施するものである。

２．平成３年度の調査結果

本調査によって得られた調査結果は次の通りである。

１）室内でにバッチ型の使用を想定したラボ用ＢＯＤバイオセンサーを新たに改良して開発した。恒温水槽部に替わって帯状ヒーターを用いることでセンサー部を小型化したこと、また感度を上げるためにエアーの注入を取りやめたこと、演算制御用のコンピューターを高度化したことなどが従来の試作機と異なる。また使用した微生物膜は下水処理水の放流先から分離された細菌をポリビニルアルコール（ＰＶＡ）のホウ酸固定化膜である。

２）新しい改良型ＢＯＤセンサーシステムは、グルコースグタミン酸ＢＯＤ標準液を用いた実験から、次のようなセンサーの特性を有していることが分かった。

①出力が安定するまで試料投入後１５分程度の時間を要するが、緩衝液に切り替えると５分程度で元の出力に復帰すること。

②測定時間を短縮する方法として、試料投入３分後の出力値の変化速度を用いた場合、試料濃度と高い相関性が得られたこと。

③同一試料の測定値の再現性を調べると測定を継続している間の感度の変化は少ないが、測定休止後、新たに測定を開始した場合に感度が低下すること。

3．平成4年度の調査内容と調査結果

平成4年度は、ラボ用ＢＯＤセンサーを下水処理場でのモニタータイプとなるように仕様を変更し、札幌市創生川下水処理場と横浜市中央下水処理場に設置・運転し、維持管理上の問題点の把握を中心に調査を行った。

3．1　モニター型ＢＯＤセンサーの概要

下水処理場に設置するＢＯＤセンサーは、図－1に示すようにセンサー部、制御部、採水部から構成されている。センサー部はガルバニ型酸素電極と下水処理場放流水から分離した細菌をＰＶＡ－ホウ酸法固定化した生物膜からなる微生物電極とペリスタルポンプで試料または緩衝液を移送する試料移送ポンプ及びフローセル内を３０℃に維持するためのセル室内ヒーターから構成されている。切り替えバルブによりＢＯＤ標準液、緩衝液、試料がセンサー部に移送されるようになっている。また、緩衝液は使用量を節約するために、循環できるようになっている。

また、制御部は屋外仕様としたパーソナルコンピューター(NEC PC9801U)、3.5インチ用フロッピーディスクユニット、20MBハードディスクユニット、プリンター、センサー部の出力をアナログ量として記録もできるレコーダーからなる出力機器から構成されており、3台のセンサー部を同時に制御できるようになっている。

採水部は、下水処理場の最終沈澱池越流水を２０Ｌ／分でポンプにより２Ｌの検水槽に投入するようになっており、検水槽内の溶存酸素（ＤＯ）量を制御できるように簡単なエアレーション装置が付いており、試料採取とエアレーションをタイマーを用いて制御している。

3．2　　ＢＯＤセンサーの維持管理

センサー設置後、機械の運転状況と問題点の把握を目的として点検、維持管理を行った。センサーは１日２４時間稼働とし，毎正時測定するようにプログラム化している。校正用に３つの異なるＢＯＤ標準液を使った検量線作成を１日１回自動的に行うこととした。維持管理は、サンプル採水部の点検やＢＯＤセンサー本体の点検、プリンターにより出力される日報の回収等、ほぼ毎日の単位で行うものと、緩衝液や標準液の交換、検水槽の洗浄および給排水の確認、センサー部セル室の洗浄などのように毎週の単位で行うもの、さらにプリンター用紙の給紙、ハードディスクからのデータ回収など毎月の単位で行うものに分けられる。生物膜の交換は基本的に月１回程度を目標としていたが、活性度が維持している場合は活性度が低下するまでしようすることとした。

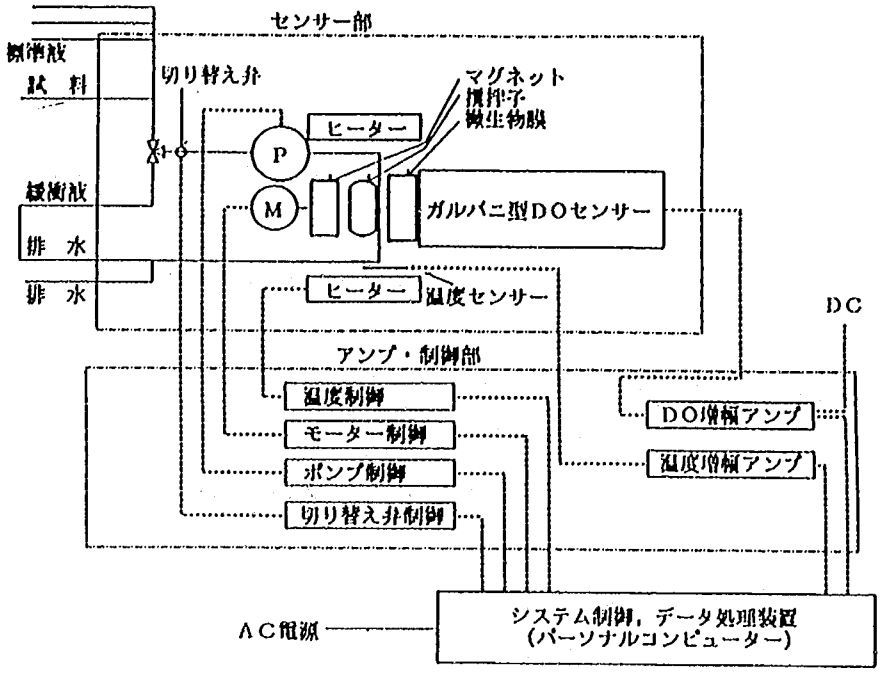
3．3　ＢＯＤセンサーの稼働状況

3．3．1　センサーの維持管理

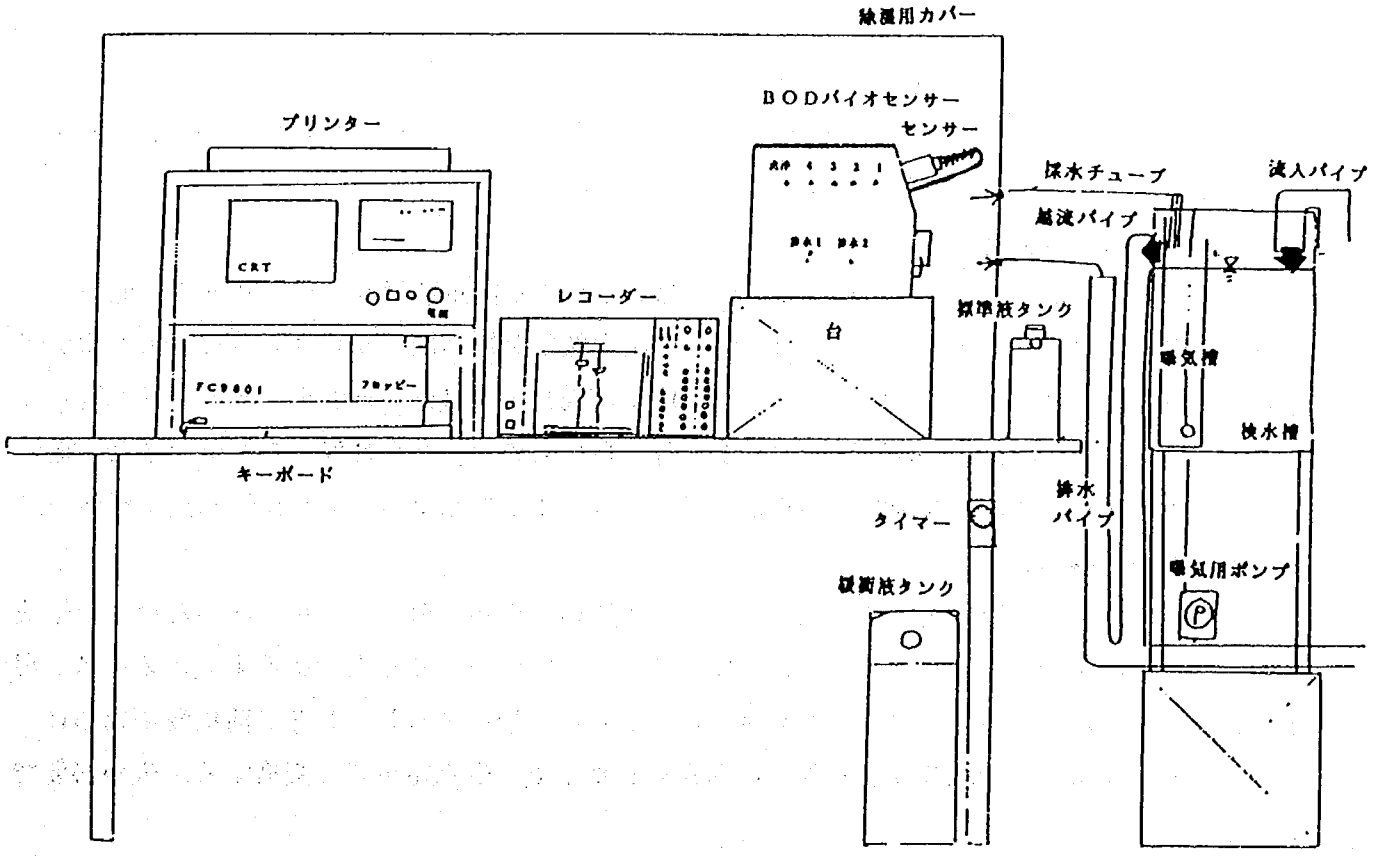
ＢＯＤセンサーの維持管理上ハード的な観点から生じた主な問題は次の５点にあった。

①浮遊物質による妨害（図－４）

下水処理水に含まれる浮遊物質がセンサー内に侵入することがあり、セル内に付着する場合、微生物電極と試料との接触が不可能となり、測定値に影響するばかりでなく、微生物膜の活性の低下をもたらす場合があった。従って、今後流入する浮遊物質を除去する装置の設置を検討する



図－1　ＢＯＤセンサーの構成図



図－2　モニター用ＢＯＤセンサーの実験装置概念図

必要がある。

②移送チューブ内の微生物増殖による妨害（図－３注釈参照）

月に１回の交換にも係わらず、検水槽からセンサー部をつなぐ移送チューブ内に微生物の繁殖がみられ、センサーへの試料の移送速度、試料の性状への影響が懸念される。増殖の原因は移送速度が遅く掃流力が小さいこと、チューブ内の洗浄工程がないこと、試料が入ったまま輸送が停止する時間が長いことが考えられる。今後、これらの改善対策を進める必要がある。

③検水槽の給排水の異常

１箇所でポンプ内の呼び水がポンプ停止時に逆流し、空回りが生じたために、検水槽への給水が停止することがあった。また、排水バルブの目詰まりのために検水槽からの排水が行われない事態が生じた。このため、ポンプの連続運転と定期的なバルブの清掃を行うこととした。

④センサー部ポンプのモーターの故障

連続稼働する移送ポンプが１カ月程度で停止してしまうことが起こったため、センサー部のモーター部をより耐久性の大きなものに交換した。

⑤セル室内への空気の混入（図－５）

センサーの出力値はセル室内に空気混入することにより不安定となる。セル内への空気混入の原因は検水槽や緩衝液ないでの曝気による空気の混入が起こったため、採水チューブの先端をＵ字に加工し、混入を防いだ。この他、電極装着部での隙間から空気が混入することが起こるため、装着部のＯリングを定期的に交換することとした。

３．３．２　ＢＯＤセンサー機能について得られた知見

前述したＢＯＤセンサーシステムのハード上の問題点の他、センサーシステムの稼働により得られたＢＯＤセンサーの機能上得られた知見は次の３点である。

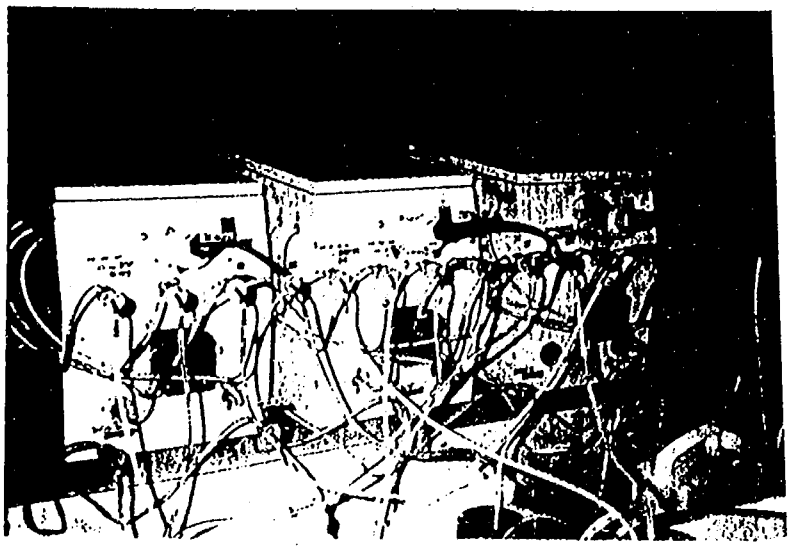
①微生物反応素子の活性度

微生物反応素子は、ラボで行った実験結果では、不定期な測定を行ったり、ＢＯＤが低濃度の試料を測定したりする場合は、ＢＯＤセンサーの出力低下が短期間でみられていた。微生物が利用しやすい有機物量が少ないと思われる下水処理水の場合、同じ微生物膜をできるだけ継続して使用した場合、微生物の活性は平均して約１カ月、長いもので約２カ月保つことができた。従って、モニターとして連続的な測定形態を取る場合には下水処理水であっても比較的長く活性を維持できるものと思われる。

また、微生物膜を交換直後には、固定化した微生物の活性が十分には出現しないため、標準液に対しても電極出力が不安定であった。交換直後から、活性のある電極状態とするためには、現場での生物膜だけの交換ではなく、予め微生物膜をＤＯ電極に装着しておき、前培養のために、別のセンサーシステムで試運転するなどの準備をした上で、生物電極ごと交換する工夫が必要であろう。

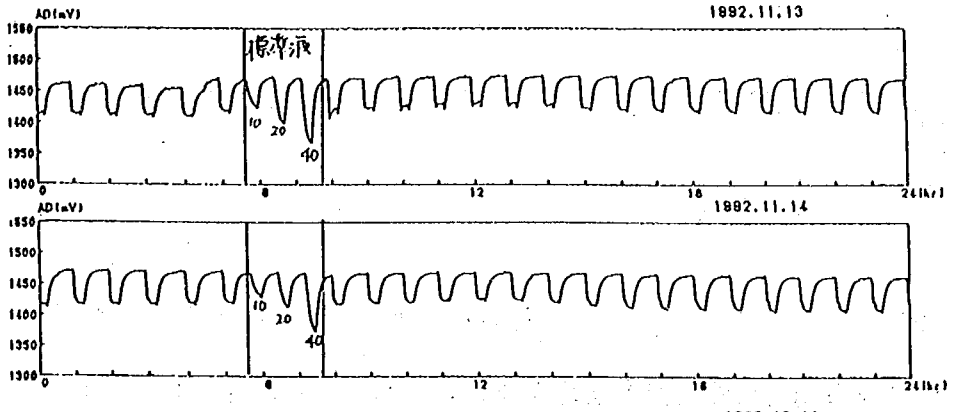
②検水中のＤＯ濃度の変動による測定値への影響

改良型ＢＯＤセンサーでは、微生物膜内のＤＯの変化量を高感度に調べるために、移送チューブ内でのエアレーションは行っていない。このため、センサー部に移送される試料のＤＯが一定

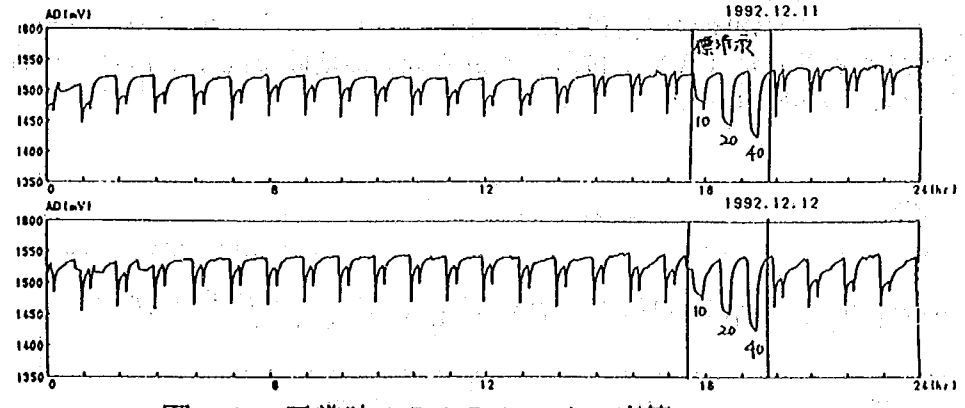


写真－１　微生物膜を装着した微生物電極と移送パイプ

A

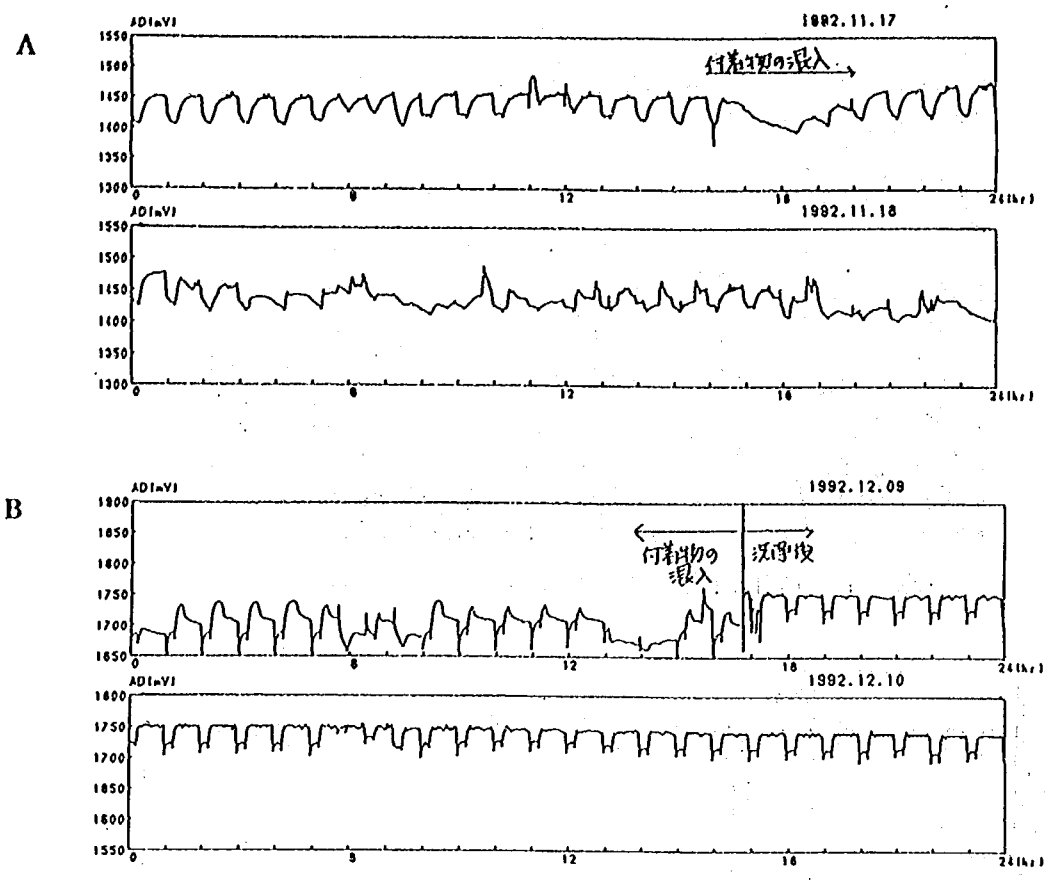


B



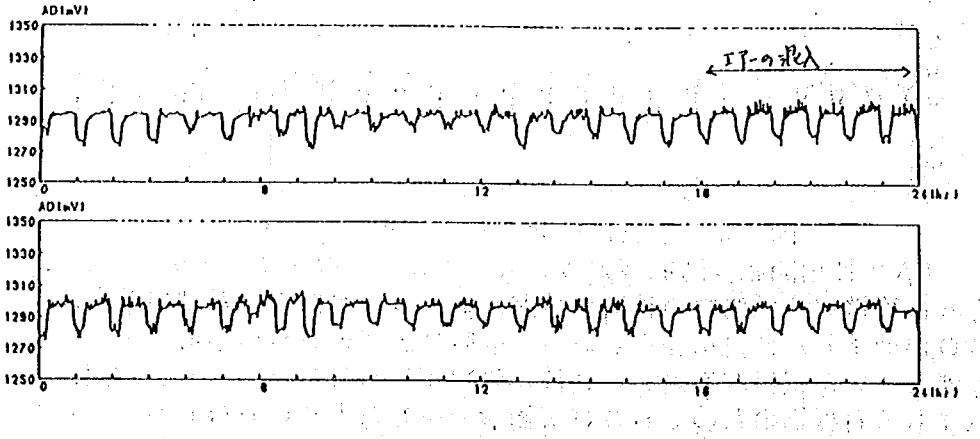
図－３　正常時のＢＯＤセンサー応答チャート
（Ａ：使用開始後時間経過大，Ｂ：チューブのメインテナンス直後）

センサーの応答は移送パイプ部での試料の停滞がありＤＯが低下した試料が、移送バルブが開いてフローセルにＤＯが低下した試料が移送されると同時に急速にＤＯ値が低下する（Ａ参照）。その後、チューブに停滞していた試料が通過し、新鮮な試料が送られるため、ＤＯが回復する。しかし、そのサンプルに含まれる有機物のため、ＤＯは緩衝液を流したときのＤＯレベルよりも低い値を示すところで安定しかける。しかし、再び緩衝液を流し始めると移送チューブに停滞していたＤＯの低い緩衝液が流れ始めるため、再びＤＯ値は低下する。この後、ＤＯの低下した緩衝液が全て送られてしまうので、再びＤＯの豊富な緩衝液が流入し、センサーの出力値が上昇し、基のベースラインに戻る。チューブ内に停滞している試料、緩衝液はチューブの汚れつまり微生物の繁殖と共に酸素消費速度が増加するので、試料や緩衝液のラインからの供給開始直後に低下したＤＯの影響を強く受ける結果となっている。しかし、チューブを取り替えた直後は、輸送系で停滞しているＤＯ低下の影響は余り見られない（Ｂ参照）。



図－４　センサーに混入した付着物によるセンサー出力への影響

センサーに試料中の浮遊物（活性汚泥の断片が主体と思われる）が混入し、フローセル部分に付着した。このため、センサーの生物膜に酸素供給が困難になったり、生物膜内の微生物への基質供給が困難となって計測の障害となった（A）。付着物が混入後、短期間で洗浄を掛けて付着物を取り除いた場合にはセンサーの出力が回復した（B）。



図－５　フローセルへの空気の混入による出力への影響

センサー部の生物膜交換時にセンサーの電極部と本体部が密着していないために、フローセルに空気が混入して、センサーの出力が不安定となっている。Ｏリングを取り替えることにより気密性を高め、障害を取り除いた。

でない場合、あるいは温度条件や塩分濃度条件が一定でない場合、フローセル内での検水のＤＯが変動する可能性がある。試運転当初、検水槽をエアレーションが不十分であったため、測定値に大きな影響を及ぼした。このため、エアレーション用に水槽を小さく区切るなどエアレーション効率を改善した。しかし、緩衝液中のＤＯ飽和濃度と検水試料中のＤＯ濃度には依然差があるため、測定値に影響が認められる。今後、これらの改善対策が必要である。

③ＢＯＤ標準液の劣化

ＢＯＤ標準液は１週間に１度の交換頻度を想定していたが、規定の濃度が維持がどの程度維持できているかを検討した。標準液として、合成下水、グルコースグルタミン酸標準液、合成２次処理水をそれぞれ、10,20,40mg/Lに調整し、１０℃及び２０℃の環境下でＢＯＤセンサーと同じ試料タンクに入れて放置し、そのＢＯＤ５値を公定法により求めてみた。この結果標準液の種類に係わらず、大幅な濃度低下が認められた。このため、標準液組成の再検討、標準液の冷蔵化、標準液の滅菌などの検討が必要と思われる。

当面の対策として、もし微生物電極の出力が安定しているのであれば、例えば標準液を調整した直後の検量線を時期交換まで使用するなどの対策をとることも必要かも知れない。

４．まとめと今後の対策

今年度はモニター型ＢＯＤセンサー試作機を現地設置し、長期間運転することができた。この間発生した様々な維持管理上の問題があったが、これらについての貴重な情報を得ることができた。こも結果は表－１のようにまとめられる。これらの対応策として表－１に示したような当面実施可能な対策とさらに必要なハードウエアーの改良と言った長期的な改良を組み合わせながら調査を行う必要がある。このため、来年度も現地での調査を継続する予定である。

最後に調査にご協力頂いている札幌市下水道局と横浜市下水道局の担当者の方々に感謝の意を表します。

５．参考文献

1)中村、田中(1991)BODﾊﾞｲｵｾﾝｻｰの開発、下水道協会論文集Vo.11,。

表－１　ＢＯＤセンサーの維持管理上の問題点の整理と当面の考えられる対応策

項　目	課題・問題点	原　　因	当　面　の　対　策
流　路	・チューブの汚れ	・浮遊物質の混入	・フィルターの設置
	チューブ内の試水停滞によるＤＯの低下	・微生物の自然増殖	・定期的な交換
	・エアーの混入	・セル内Ｏリングの劣化	・定期的な交換
		・チューブの疎水性	・チューブの素材の再検討
		・チューブ採水口の位置(水面上)	・錘の取付け
	・チューブ内流量の変動	・チューブ内での微生物等の付着	・チューブの定期的な交換
検水槽	・検水槽の汚れ	・浮遊物質、原生動物の混入	・定期的な洗浄
給排水	・給水ポンプの空運転	・給水ポンプの呼水の流出	・呼水の水量チェック
		・導管の気密性の低下	・導管チェック、給水ポンプの連続稼動
	・排水の不可	・浮遊物質等の混入による排水弁の目詰まり	・排水口の洗浄，排水弁の調整
ハ　ー　ド	・センサーモーター部の耐久性	・センサーモーター部の故障	・センサー本体(モーター部)の交換
	・リレー及びＡＤ基盤の耐久性	・リレー及びＡＤ基盤の故障	・ＡＤ基盤の交換
微　生　物	・出力の不安定さ	・微生物活性の不安定さ	・標準液による活性度確認方法の確立
	・微生物の疑似活性低下	・セル内の汚れ	・定期的な洗浄
	・処理水に対する微生物活性	・対象微生物の適応性	・チューブ内微生物の単離及び大量培養化
	・微生物活性の耐久性	・微生物の失活	・定期的交換
	・微生物活性の再現性	・固定化微生物の不均一性(手作りの為)	・現場での確認実験
ＢＯＤ計測値	・計測値が高めに計測	・検水の低ＤＯ	・曝気水域の設置
	・曝気水域のＤＯの安定性	・水温(検水の低水温)，塩類濃度の相違	・適正曝気量の把握と供給
	・検水及び緩衝液のＤＯの影響	・検水と緩衝液のＤＯバランス	・検水と緩衝液のＤＯの把握
	・標準液の妥当性	・標準液の劣化	・標準液のチェック機構の整備
		・対象標準液の組成	・標準液の精度維持対策の検討
	・バイオセンサーの位置付け	・測定対象のＢＯＤ(T-BOD,D-BOD等　　)	・計測ＢＯＤの内訳確認実験(室内)

16. 面的汚濁源からの汚濁負荷の流出特性に関する調査

水質研究室　室　　長　中村　栄一
主任研究員　長谷川　渚

１．はじめに

河川、湖沼等の公共用水域の水質保全、水質改善等のために、下水道施設などの整備が必要である。しかしながら、下水道施設が対象とする汚水は、生活系の排水や有機性の工場排水であり、森林や田畑など面源からの負荷については用水や肥料の適正管理が主体で、処理の対象とはなっていないのが現状である。水理学的滞留時間の長い湖沼や内湾あるいは希釈効果の少ない渇水期の河川においては、下水や工場排水を高度に処理したとしても、面源からの負荷によっては十分な水質レベルが維持できないことも考えられる。本調査はこのような観点から、濃度は低くいが水量が多いこともあり、負荷量としては無視しえない山地河川からの流出負荷量を評価する基礎的資料の収集を目的としている。

２．既往文献の概要

一般に、晴天時における河川中の各物質は、雨天時に土壌中に浸透した水が地中を移動するのに伴い、土壌中の物質を溶解、吸着、移動を繰り返えしながら河川に流出するので、多くの水質モデルでは、水の動きと役割を考慮して流量Ｑを説明因子としている。これは河川水が物質の溶解と移動をうながす一義的な要素であり、流出負荷量Ｌと流量Ｑとの間に$L=aQ^b$なる関係が多くの河川で見い出されている。

Walling[1] は各種イオンに対して、$C=aQ^b$、$L=aQ^{b+1}$ のような一般式を提起している。また、CampbellとCaddie[2] はいろんな地点に適用できるように、排水区面積ＡでＱを除した比流量の形式$C=a(Q/A)^b$ を提案している。そして、これらの式の係数であるａ、ｂ等の説明因子として地質の種類や土地利用別面積比率を用いて重回帰分析により妥当な値を求める手法を取っている。ここで、負荷量Ｌは流域面積(Catchment area)、地質(Geology)、地形(Topography)、植生(Vegetation)などの因子によって影響を受けるが、溶解性物質の移動を地形と関連付けた研究は今のところない。

Campbellらが提起したａとｂの予測式は、次のような回帰式である。

$$a,\ b=N_1F+N_2C+N_3S+N_4I+N_5U, \qquad C+S+I+U=1,$$

ここで、N_1～N_5：回帰係数、Ｆ：森林面積率、Ｃ：炭酸塩岩(Carbonate Rock)、Ｓ：頁岩(Shale Rock)、Ｉ：火成岩(Igneous Rock)、Ｕ：未結岩(Unconsolidated Rock)。彼らは、予測式をテネシー流域の１２の河川に適用した結果、Ca^{2+}、SO_4^{2-}を含む石灰質(Gypsiferous)を考慮していなかったため精度に問題があったと述べている。　M.P.Waniellistaら[3] は、農耕地からの汚染物質流出は、土壌のタイプ、気候、土地利用状況、作物の種類、維持管理状態、地形などが影響すると述べている。例えば、地質や土地利用を説明因子とした例には、GroblerらやD.A.Haithら[4,5] の調査研究がある。

しかし、面源からの物質の流出過程を土地利用等で十分説明できるのは、比較的土壌との間の相互作用が弱い窒素のみで、その他の多くの物質が土壌との強い相互作用が存在するため、その予測精度に問題がある。D.E.WallingとFoster[6] は、流量と水質濃度の関係を調べ、出水後に濃度のラグが生じていることを認め、流域の土壌水分に関連付けて、予測モデルには乾期と雨期の季節的変動を表す項

(cos {(d-31)/365})を流量Qと共に含めている。また、Novotny ら[7]のリン流出モデルデは、河川水質に関連する粒状の物質との相互作用や影響を含めない予測モデルは良くないとし、水と共に移動する粒状成分と溶解性成分との等温吸着関係（問題のある予測式ではあるが）を導入したモデルの開発で予測精度の高いモデルを報告している。また、Walling らは、出水によって、溶解性物質の濃度が減少(希釈効果)よりも増加する場合があると述べている。

和田安彦[8]は，『地上に達した雨量の1/2は地下に浸透し、岩石、土壌の一部を溶解させる。土壌中の有機物の分解により水中のＤＯが消費され、CO_2 や有機酸を含むようになり、Ca、Fe、Mnなどをより一層溶解させることになる。このような地下水は、再び河川に流出するので、河川水質は流域の地質状況を反映し、地下水の涵養比率が大きくなる渇水期には溶解性成分の濃度が高くなることも予想される』としている。渡部ら[9]は、出水時の調査結果から、ある流量規模以下ではその流出負荷量は一定であるが、ある流量規模以上では$L=aQ^b$に従うような挙動を見いだし、降雨強度を目安として年間降雨を区分し、しかる後に、各降雨ごとの流出負荷量を加算していく年間総流出負荷量の算定方法を提案している。この積算方法の優れている点は、一雨の総降水量ではなくて、ピーク降雨強度(mm/hr) を使用し、それに対応するピーク流量Qを用いて流出負荷量を算定するところにある。

流量と流出負荷量の関係を考える場合、面源に存在する汚濁物質が水に輸送される機構を明らかにし

表1 調査流域の土地利用形態別比率

No.	河川名	面積 (km^2)	森林 (%)	畑 (%)	水田 (%)	果樹園 (%)	比流量 ($l/km^2/s$)
1	入遠野	27.5	96.6	0.93	2.45	0.07	33.4
2	荷路夫	10.5	91.6	5.22	3.20	0.00	33.2
3	大北川	59.3	96.1	1.38	2.50	0.00	19.4
4	花貫川	23.1	97.3	0.41	2.25	0.00	5.2
5	十王川	36.2	95.0	1.38	3.59	0.00	5.5
6	蛭田川	9.08	98.0	0.48	1.51	0.00	29.7
7	里根川	16.8	92.0	1.42	6.63	0.00	19.1
8	木皿川	8.98	95.9	1.81	2.30	0.00	23.4
9	清道川	6.75	94.9	3.06	1.76	0.28	52.9
10	田野沢	3.97	87.4	7.56	3.78	1.26	7.1
11	相川川	5.17	98.3	0.73	0.97	0.00	5.1
12	大道沢	3.69	99.3	0.68	0.00	0.00	7.0
13	寄居沢	1.56	98.2	1.20	0.00	0.00	5.3
14	大久保	6.81	99.8	0.18	0.00	0.00	13.7
15	柿草沢	2.91	100	0.00	0.00	0.00	10.6
16	殖石沢	9.84	99.7	0.25	0.00	0.00	18.5
17	腐石沢	6.55	100	0.00	0.00	0.00	16.3
18	小田貝	4.41	99.3	0.71	0.00	0.00	14.9
19	荒沢	1.70	100	0.00	0.00	0.00	12.1
20	大野(支)	2.29	94.3	3.28	2.46	0.00	3.2
21	大野(本)	0.60	99.0	1.04	0.00	0.00	6.3
22	大内川	22.6	93.9	3.49	2.60	0.00	3.9
23	大石川	3.61	99.6	0.35	0.00	0.00	7.9
24	初原川	5.02	99.6	0.37	0.00	0.00	10.0
25	檜沢	5.73	99.0	0.55	0.44	0.00	8.7
26	武茂川	22.6	95.7	2.32	1.94	0.00	8.2
27	里川	31.6	94.5	2.47	2.99	0.00	10.4
28	行石川	4.28	99.0	0.15	0.88	0.00	9.6
29	生田川	6.36	100	0.00	0.00	0.00	7.3
30	大沢	6.61	100	0.00	0.00	0.00	8.1
31	宝川	6.33	58.6	12.3	26.1	3.00	6.0
32	稲田川	37.9	54.8	19.0	23.4	0.00	8.5
33	片庭川	9.83					5.2
34	涸沼川	63.7	63.3	18.6	18.2	0.00	3.8

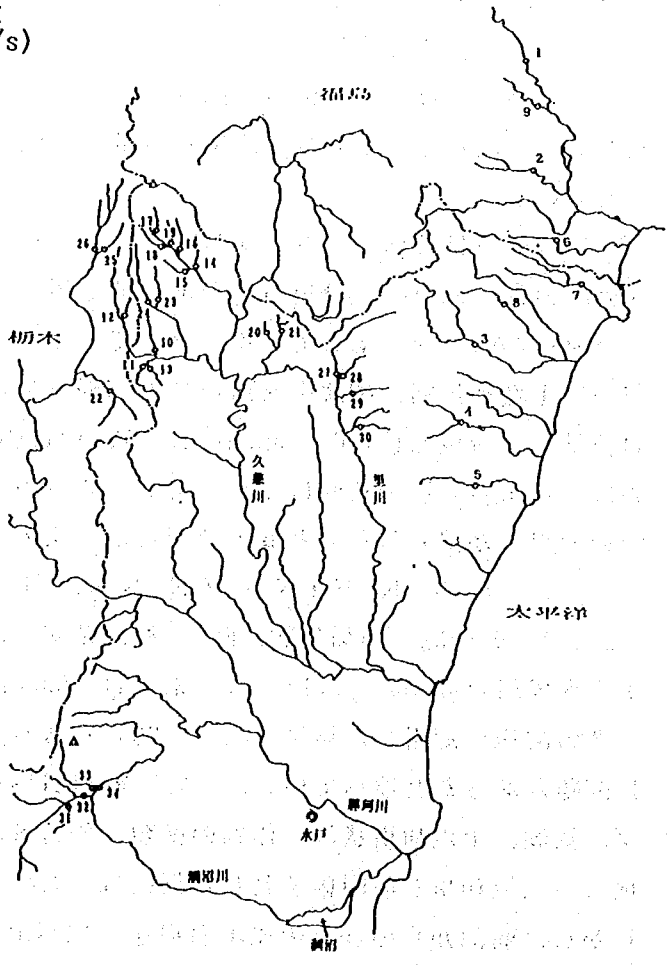


図1 調査河川と測定地点

なければならない。降雨強度が小さい場合には、土壌侵食はあまり起こらず、一定の降雨強度以上になると侵食が起きる。 山根[10]は、１０分間に２mm以上の降雨の時に生ずると報告している。また、火山灰土壌では、吸水能が大きいためその限界は３mm になるとの報告[11]もある。このような降雨による侵食作用は植生の被覆率も影響する。なお、河道に堆積した堆積物の水による洗掘は Velz[12]によれば、0.3～0.45m/s以上の流速がある時に生ずるとしているが、上流部の河床は比較的径の大きな礫で構成されているため、流速による洗掘効果を考慮する必要はない。ただし、中流部から下流部に測定地点を設定した調査においては、このような洗掘効果を考慮した解析が必要になる。

３．調査の概要

面的汚濁源(面源)からの汚濁物質の発生負荷量を把握するには、汚濁物質の発生過程を十分に理解して、発生機構の主要な要因を調査内容に反映する必要がある。既に、多くの文献でも指摘されているように、面源かの流出する汚濁物質の主要な役割は降水によってもたらされる水量である。流出負荷量の多少は、その他の因子に影響されていると考えられる。降水と直接接触する土壌の組成であり、汚濁物質の溶解性、水の特性(ｐＨ、水温、炭酸塩含有量、ＤＯなど)、気候、傾斜、植生などである。

このように、流出機構には複雑な要因が関係しているので、特定の河川を対象にして年間を通じた継続調査が行われるのが一般的である。しかし、このような調査では、得られる結果は普遍性に乏しく、他の河川や流域に直接適用できないことも考えられる。このような理由から、地質の異なる流域の河川を可能な限り数多く選定し、流量規模のことなる時期での測定結果を統計的に処理して、流出負荷量をより普遍的に評価する方法を採用した。

3.1 調査対象河川について

地質の異なる流域の河川が含まれ、かつ土地利用形態が主として森林である流域の河川とし、人家のほとんどない茨城県北部の山間部を流れる河川を選定した。なお、比較的大きな流域を持つ河川でも人家の存在しない上流部に観測地点を設定した場合には、調査流域は当然小さくなる。図１及び表１に調査した河川とその流域における土地利用状況を示す。

3.2 調査方法について

1)調査対象の流域面積と土地利用別の比率については、２万５千分の１の土地利用図を使用し、プラニメータ(内田洋行 KP-92型)によって計測した。2)流量観測は必要に応じて河川の河床を成形し、微流速計(東京計測SA-101型)を使用して２割水深での流速$V_{0.2}$を横断方向に10 測線程度実施した。
又、流心付近で深さ方向の流速分布を計測し平均流速V_Aを求め、補正計数ϕ($=V_A/V_{0.2}$)を算出し、横断の流速をϕで補正したのち流量を求めた。3)採水は流心の２割水深において、ポリビンを直接沈めて採水した。溶解性試料については採水後直ちにろ過し、窒素化合物の試料については保存処理として塩化第二水銀を少量添加した。なお、一般項目用の試料についてはアイスボックス内での低温保存とした。現場測定の項目として気温、水温、pH、ＤＯを実施した。
4)室内分析の項目はＴＯＣ、各態窒素、リン及びアルカリ土類金属とした。ＢＯＤ及びＣＯＤについては当初実施したが、精度上検出不可能な濃度のため採用しなかった。なお水質分析方法は河川水質試験方法(案)を採用した。

４．調査結果

4.1 調査河川流域の土地利用形態について

調査対象とした河川の流域は、表１に示すように流域面積は0.6～59.3km^2であり、河川沿いに存在

する田畑の利用は数％であり、森林が占める割合が87.4～100%である。しかし、人家が全く無いような流域の河川を調査できたのは数河川しかなかった。

4.2 比流量について

流量Qは流域面積Aに応じて増加し、両者の関係は$Q=8.51\times A^{1.06}$ (R=0.742, n=34)となった。比流量Q/Aの範囲は5.1～52.9 l/km^2/sの範囲をとり、平均12.9±3.4 l/km^2/sである。

4.3 平均水質について

表２に河川水質の平均値を示す。また、文献値であるが日本の河川の平均水質を比較のために記載した。ＤＯは飽和溶存酸素濃度に対して90％前後であり、季節変動が小さい。これは降水が土中を経由するため、温度の変動が小さい土壌層との接触と土壌中の有機性成分の分解に伴うＤＯ消費によるものと考えられる。リンは、ＴＰとして0.023 mg/lと想像していたよりも高い。降水中に含まれるリンの影響もあるが、多くの流域では杉の植林が盛んに行われており、年２回程度の肥料散布が影響しているものと考えられる。窒素については硝酸態窒素が0.34mg-N/l、アンモニア態窒素は0.07mg-N/lであり、硝酸態窒素が主要な成分となっている。アルカリ土類金属については$Na>Ca>Mg>K$である。また、塩素イオンは $3.2\pm0.4^{mg-Cl}$/lであった。これらの結果を文献値と比較すると、窒素化合物の濃度は本調査の方が30～40％程度高いが、その他の項目ではほぼ同じ濃度となった。しかし、全国平均の比流量が41.5 l/km^2/sであるのに対し、本調査では12.9 l/km^2/sと約３分の１となっている。全国平均のデータが、晴天が長期に継続した時の結果ではないことから本調査結果よりも大きくなることは当然のことである。また、流域面積の大きさが比流量に影響するとの論文も多々見受けられるが、本調査での結果では明確ではなかった。

表2 自然河川の平均水質(mg/l)

水質項目	推定値	最小値-最大値		文献値[13]
pH		5.3	8.52	
DO	8.4±0.2	7.6	9.5	
TOC	3.6±0.7	0.6	6.6	
T-P	0.023±0.004	0.009	0.059	
orth-P	0.013±0.004	0.00	0.03	0.072
NH_4-N	0.07±0.04	0.01	0.65	0.05
NO_x-N	0.35±0.08	0.14	1.30	0.26
Na	5.26±0.52	3.36	9.26	6.7
K	1.36±0.15	0.52	2.34	1.19
Ca	4.31±0.80	1.33	11.7	8.8
Mg	1.56±0.25	0.62	3.23	1.9
Cl	3.20±0.43	2.32	7.82	5.8
SO_4	6.6±1.2	2.5	17.9	10.6
Fe	0.25±0.12	0.04	1.67	0.24

4.4 出水時の水質について

降雨による出水時には、多量の負荷が流出することは、流出負荷量と流量の関係式から容易に想像できる。本年度は晴天時の調査を主眼に置いて実施したため、出水時のデータは少ないが、片庭川と宝川では降雨に見舞われたため、晴天時と併せて雨天時の流出負荷量も測定することができた。両河川での実測結果を表３にまとめて示す。

表からも明らかなように、出水時には流量の増加と共に、多くの物質がその濃度と流出負荷量を増大させるが、とりわけＴＰ、NH_4-N及び鉄が著しい増加を示した。一般に出水時には浮遊性の成分が流出するといわれているが、 今回の調査結果では、溶解性の成分であるorth-PとNH_4-Nはそれぞれ ＴＰと(NH_4+NO_X)-N の95.6％と99.4％を占めていた。

表3　片庭川と宝川における晴天時と出水時の水質濃度と負荷量

	片庭川（松橋）						宝川（宝川橋）					
	比流量	O-P	T-P	NO_X-N	NH_4-N	Fe	比流量	O-P	T-P	NO_X-N	NH_4-N	Fe
晴天時	$l/km^2/s$	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	$l/km^2/s$	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
	8.33	0.00	0.015	0.74	0.05	0.125	6.00	0.00	0.030	0.79	0.12	0.723
		(−)	(0.125)	(6.16)	(0.42)	(1.04)		(−)	(0.18)	(4.74)	(0.72)	(4.34)
	5.24	0.01	0.023	0.85	0.05	0.148	10.7	0.01	0.104	0.74	0.11	2.83
		(0.05)	(0.12)	(4.45)	(0.26)	(0.78)		(0.11)	(1.11)	(7.92)	(1.18)	(30.3)
出水時	45.3	2.17	2.27	0.13	20.6	186	88.4	0.93	1.11	5.27	11.9	17.7
		(98.3)	(103)	(5.89)	(933)	(8430)		(82.2)	(98.1)	(466)	(1050)	(1560)

注)（ ）内の数値は比流出負荷量、$mg/km^2/s$である。
注）片庭川と宝川は、涸沼川の上流部に位置する支川で、宝川の流域は４０％近くが水田、畑、果樹園で占める。片庭川の流域は森林地帯であるが、大規模な石切り場が存在している。
注）出水時のデータは1992年12月８日に観測、降水量は27mm/d、最大7.5mm/10分間であった。

５．まとめ

晴天時における面的汚濁源からの流出負荷量を調査するために、茨城県北部の山間部を流域とする河川を対象に、流量と水質の測定を行い、土地利用が主として森林である場合の流出負荷量を求めた。調査結果を要約すると以下のようになる。

1)土地利用が主として森林(88％以上)である流域を流れる山地河川の比流量は、晴天時で10 $l/km^2/s$前後であった。

2)このような条件の山地河川の窒素とリンの水質濃度は、それぞれ０．４と０．０２mg/lであり、すでに富栄養化レベルに達している。特に、ほとんどの流域では杉の植林が進められ、年２回程度の肥料散布が影響しているものと推測される。

3)各物質に対する流出負荷量と流量および比流出負荷量と比流量との関係を表４に示す。表中のａとｂは係数、R^2 は決定係数を表している。各物質の流出負荷量(Ｌ)は流量(Ｑ)との間に$L=aQ^b$の関係が認められた。　　また、比流出負荷量と比流量との間にも精度の低下は多少あるものの、$L/A=a(Q/A)^b$なる関係が認められた。

一般に、森林等の面源からの発生負荷量を算定する場合、比流量で推定可能な単位面積当りの負荷量である比流出負荷量を使用して算出するのが便利である。しかし、物質によっては、掃流力の小さい流量規模においては希釈効果が少なく、流量の少ない程濃度が高くなる傾向がある。

表4　流出負荷量と流量の関係$L=aQ^b$および比流出負荷量と比流量との関係$L/A=a(Q/A)^b$

	($L=aQ^b$)			($L/A=a(Q/A)^b$)			
項目	a	b	R^2	a	b	R^2	Clark number
伝導度	64.7	1.043	0.946	70.53	1.053	0.930	
Na	4.025	1.084	0.971	4.786	1.089	0.959	2.83
Cl	2.93	1.078	0.963	3.646	1.038	0.947	0.031
K	0.693	1.240	0.907	1.182	1.239	0.873	2.59
NH_4-N	0.0146	1.430	0.804	0.039	1.394	0.757	0.00463
PO_4-P	0.0029	1.440	0.806	0.003	1.792	0.738	
T-P	0.0119	1.257	0.850	0.024	1.186	0.779	0.118
NO_X-N	0.300	1.092	0.894	0.393	1.057	0.858	
Ca	1.480	1.233	0.810	1.904	1.388	0.827	3.63
Mg	0.428	1.322	0.874	0.736	1.425	0.872	2.09
SO_4	8.125	1.036	0.819	8.770	1.026	0.765	0.052(as s)
T-Fe	0.112	1.288	0.713	0.204	1.291	0.663	5.00
TOC	2.003	1.055	0.922	2.100	1.106	0.912	0.032

4)降雨による出水時には、多量の流出負荷量が生ずることは、流出負荷量と流量の関係式からも容易に想像される。本年度は晴天時の調査を主眼においたため、出水時のデータは少ないが、片庭川（松橋）と宝川（宝川橋）における負荷量調査結果によれば、表５のように全ての項目が流量の増加と共にその流出負荷量を増大させている。また、総リンの流出負荷量に占めるオルトリンの割合は、それぞれ９５、８３％と溶解性のリンが主体となっている。窒素については、晴天時が酸化されたNO_x^-の形態が主であるが、出水時ではアンモニア態窒素が主成分でそれぞれ９９、６９％を占めている。ただし、片庭川の流域はほとんどが森林地帯ではあるが、石切り場の存在が大きく影響していることと、宝川では流域の４０％以上が田畑や果樹園として利用されており、他の多くの河川における土地利用状況と異なっていることに注意が必要である。

5)今後の課題について

1992年度は、森林を主とした土地利用状況の山地河川を対象に、晴天時での流出負荷量を調査した。しかし、宝川の様に出水時の流出負荷量は晴天時の流出負荷量と大きく異なるので、引続き出水時の調査を継続する予定にしている。また、土地利用形態の相違も大きく影響するものであるから、田畑や市街地を流域に含むようなケースについても調査を行う予定にしている。

なお、流出負荷量の予測式として$L=aQ^b$、$L/A=a(Q/A)^b$等が提案されているが、係数ａとｂの物理化学的な性格付けが十分なされていない現状である。例えば、係数ａは土壌や地質に含まれ対象物質Ｍの存在量，Q^bに含まれるｂは物質Ｍを溶解並びに移動させる因子に関与した係数として捉える考え方も可能であると考えられる。いづれにしても、調査流域の必要な特性を収集することが今後の検討に必要不可欠である。

なお、本調査を実施するにあたり、現場調査、水質分析作業に多大な協力を頂きました共和技術株式会社、渡辺朋之氏に厚く御礼を申し上げます。

-参考文献-

1)R.P.Betson,W.M.McMaster "Nonpoint source mineral water quality model" J.of WPCF,Vol.47 No.10,1975,pp.2461-2473
2)Campbell and Caddie,"Erosion Rate Coeff.for Some New Zealand Catchment" J.Hydrol,2,22 (1963)
3)M.P.Wanielista,Y.A.Yousef "Nonpoint source effects on water quality" J. of WPCF, March, 1977, pp.441-451
4)D.C.Grobler et al., Water Research, Vol.19, No.8, pp.975～981, Aug.1985
5)D.A.Haith, Land use and water quality in New York rivers, J. Envron.Eng. 1976
6)D.E.Walling,I.D.L.Foster,"Variations in the Natural chemical concentration of river water during Flood flows, and the lag effect:some further comments" J. of Hydrology, 26(1975), pp237-244
7)V.Novotny,H.Tran,G.V.Simsiman,G.Chesters "Mathematical modeling of land runoff contaminated by phosphorus" J. of WPCF, 1978 pp.101-112
8)和田安彦"森林緑地の水質保全機能とその評価(１)、(２)"用水と廃水、Vol.20, No.18,20,1978
9)村上、渡部、小森"閉鎖性水域における栄養塩類負荷削減の効果評価に関する調査" 昭和57年度下水道事業報告書
10)山根一郎"土壌モニタリング"環境情報科学、5-2,1976
11)北岸、島田、小笠原"耕地の土壌侵食と降雨の性質との関係について(第２報)"東北農試報告、5:145-152
12)Velz,C.J."Significance of organic sludge deposits" USPHS Technical Report W58-2,1958
13)大橋ら、衛生工学ハンドブック、朝倉書店、p.47

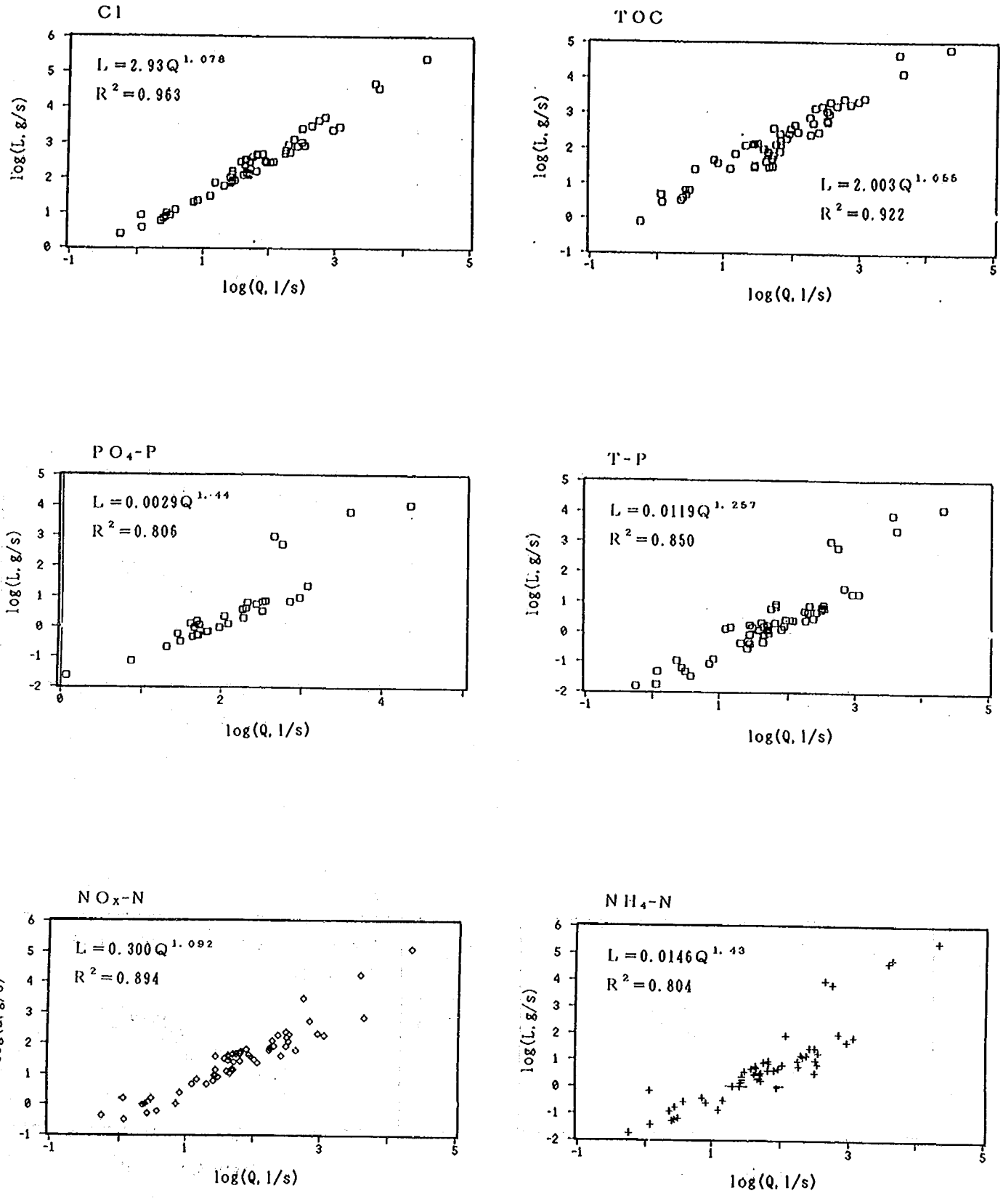


Figure 2 Relationship between Discharge(Q) and Runoff Load(L) of each Materials

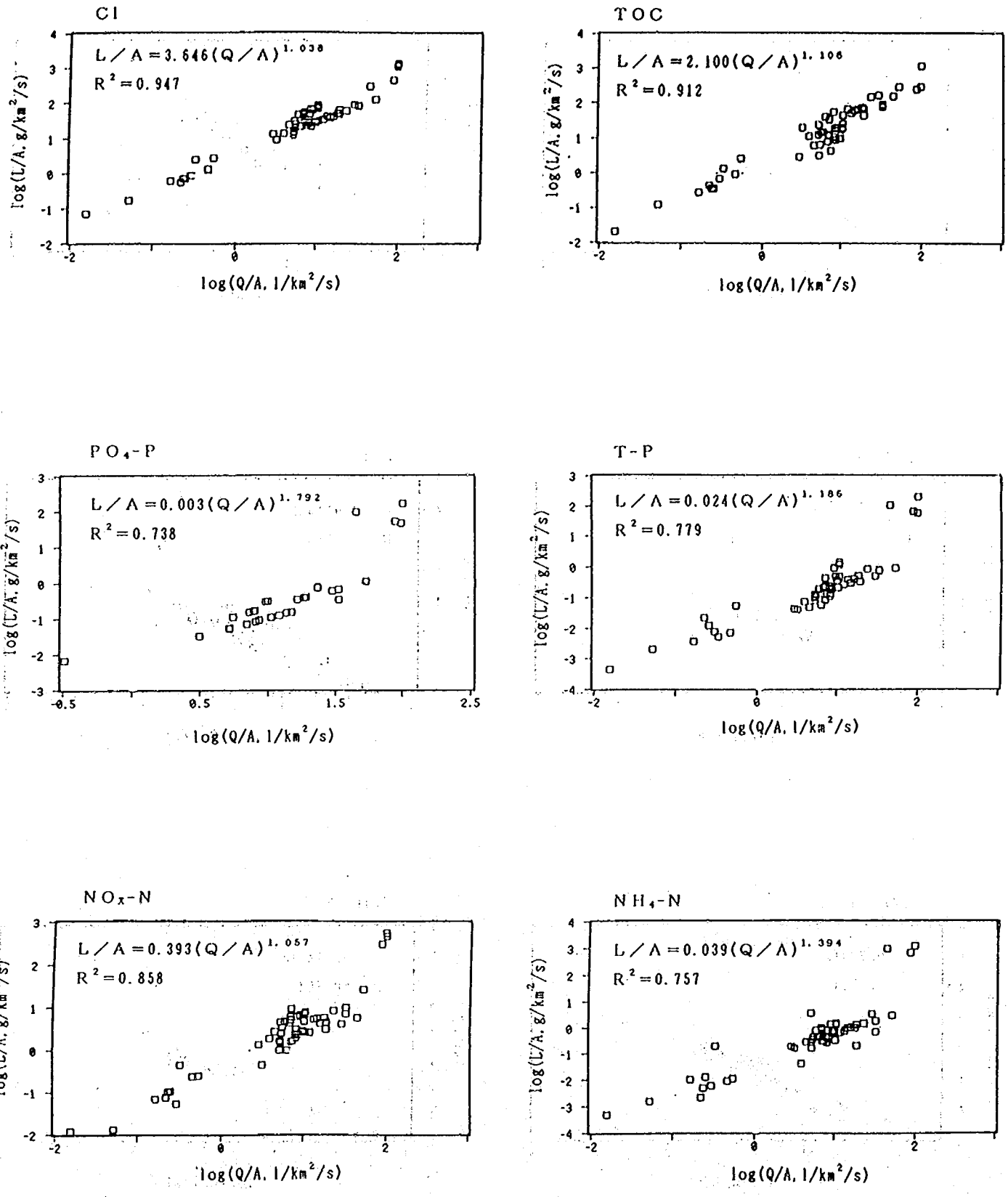


Figure 3 Relationship between Specific Discharge(Q/A) and Specific Runoff Load(L/A) of each Materials

Ⅵ. 下水道事業調査費による他部の研究

1．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　市村 靖光
森　芳徳

1．まえがき

近年の下水道管路延長の増加に伴い、管の老朽化、管接合部の施工不良、過大な上載荷重等による目地切れやひびわれにより、管内への不明水の流入や土砂の堆積等が顕著に見られるようになっている。また、周辺土砂の流入による地盤の緩みや空洞化の可能性も無視できない。したがって、適正な維持管理を行うために、管外の空洞部を精度よく探査できる手法の開発が望まれている。

また、小口径管の周辺に局部的な空洞等が発生した被害箇所では、パッカー工法が一般的な補修工法として採用されている。ところが、パッカー工法に使用される補修材料には様々な種類があり、それらの選定基準は明らかになっておらず、また施工管理方法や効果の確認方法が確立されているとは言い難いのが実状である。

以上のことを鑑み、４年度は、①電磁波レーダによるヒューム管周辺地盤の空洞探査試験、②パッカー工法に用いられる各種補修材料（新開発のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系を含む）の主に長期耐久性に関する室内試験、③ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の現場への適用性、及びパッカー工法の施工管理方法を検討するための現場実験を行っている。

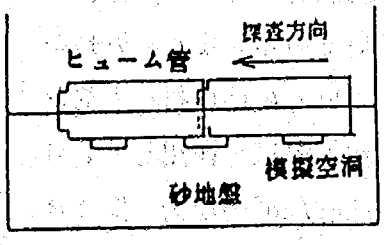
2　調査目的

下水管外周部の地盤変状等を非破壊で調査する効果的な方法を検討する。また、各種補修材料による管路周辺の空洞充填を行い、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・修繕方法の確立に寄与するものである。

3．調査方法

3．1　電磁波レーダによる空洞探査

図－１に示すように内径500㎜のヒューム管を砂地盤中（乾燥、湿潤の２種類）に半埋設し、その下面に数種類の模擬空洞を設置し、管内を電磁波レーダで走査し、模擬空洞の探査性能を調査した。使用したレーダの中心周波数は１GHzである。実験は、空洞内の状態が異なる４ケース（①空気、②水、③モルタル［硬化前］、④モルタル［硬化後］）について行った。ここで空洞内にモルタルを充填したケースを実施した理由は、パッカー施工による材料注入後の充填性確認のための管理方法への適用性を検証するためである。



図－１　実験概略図

3．2　補修材料の特性試験

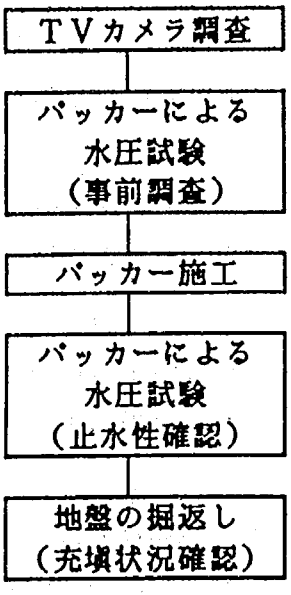
試験に用いた材料は、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系、ｳﾚﾀﾝ系、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の５種類である。また、試験内容は表－１に示すように長期的な耐久性を評価するものである。

表－１　試験内容

試験内容 / 試験方法	供試体寸法（㎜）	試　験　条　件
乾湿繰返し試験	φ５０×ｈ１００	２４時間ごとに乾湿繰り返し 材令２８日で一軸圧縮試験
止水性試験	φ１０１．６×ｈ５２	水圧１ｋｇｆ／ｃｍ²
衝撃強さ試験	３５０×３００×５０	鋼球重量５３３．９ｇ、落下高さ１ｍ
圧縮せん断試験	７０×７０×２０	一軸圧縮試験に準拠

3．3　パッカー施工の現場実験

ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の現場への適用性、及び各種材料によるパッカー施工時の管理方法を検討するために、栃木県真岡市において現場実験を実施した。本実験では図－２に示すように、パッカー施工後に地盤を掘り返し、材料の充填状況の確認まで行っている。施工対象としたのは、供用中の内径250㎜のヒューム管で土被り1～1.5m程度である。また、現場は粘性土で埋め戻されていたため、材料が地盤中に浸透しにくいことが予想された。



図－２　実験フロー

テレビカメラにより確認した管の損傷状況、使用した注入材、パッカー施工時の注入条件を表－２に示している。各材料の注入速度は、これまでの室内試験及び過去の施工事例に基づき設定している。なお、施工管理は一般的に行われている方法を用いた。すなわち、表－２の値まで注入速度を上昇させ、設定圧力1.5kgf/cm²に達した時点で注入速度を落し、圧力低下の後に再び注入速度を上げるというサイクルを繰り返し、最終的に注入圧の低下が認められない時点で注入完了とした。また、圧力の上昇が見られず注入量だけが増加する場合には、一度注入を停止し材料の硬化を待って、再度注入する方法を取っている。本実験では、以上の管理を自動制御できる注入機械を用いている。また、ｳﾚﾀﾝ系については他の材料と異なる注入機械を使用しており、1.5kgf/cm²の圧力一定で注入を行い、この圧力で注入困難となった時点で終了している。

表-２　現場条件と使用材料

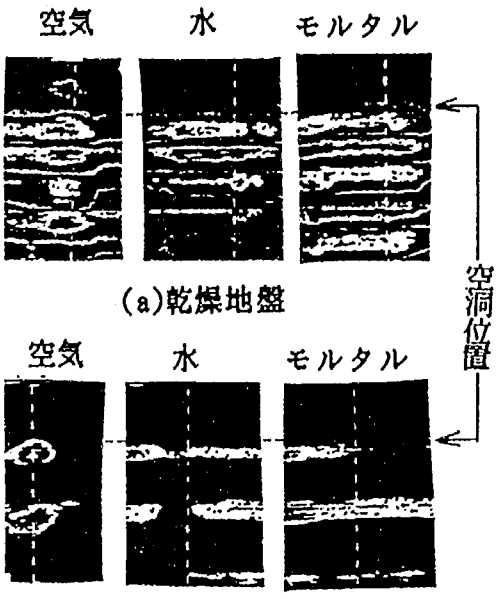
工区NO	管の損傷ランク	浸入水の有無	使用材料	注入速度 (ℓ/min) A液	注入速度 (ℓ/min) B液	設定圧力 (kgf/cm²)
1	B	にじみ	セメントーセメント系	2．0	0．5	1．5
2	B	流れ	セメントーシリカ系	3．0	3．0	
3	A	－	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系	2．0	2．0	
4	A	時あり	ウレタン系	－		
5	C	にじみ	ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系	2．0	2．0	

管の損傷ランク　A：クラック幅５ｍｍ以上、B：2～５ｍｍ、C：２ｍｍ未満

4．調査結果

4．1　電磁波レーダによる空洞探査

本実験で使用したヒューム管は、たて筋ピッチ146㎜、らせん筋ピッチ56㎜と、密に鉄筋が配置されており、このような場合、電磁波は鉄筋の影響を受け、管外周の地盤状態の把握は困難と言われている。しかしながら、本実験で得られたデータでは、図－３に示すように乾燥地盤の場合には、空洞の大きさや種類にかかわらず、周辺地盤と探査対象物の画像の相違が明確に示されており、探査の可能性があることを示唆している。また湿潤地盤の場合には、空気以外の探査対象物は捕らえることができなかった。この原因として、湿潤状態の地盤と探査対象物である水やモルタルの誘電率の差が小さく、境界面での電磁波の反射が弱かったためと推察される。

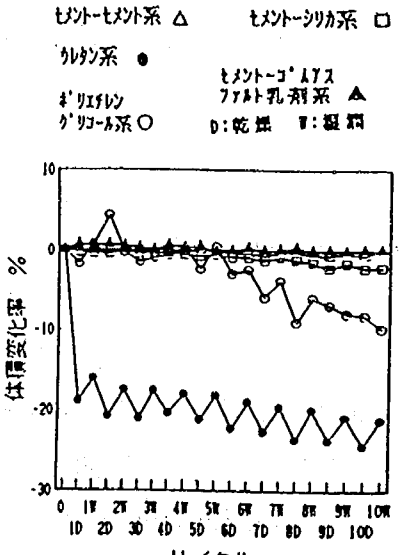


図－３　レーダ画像

4．2　補修材料の特性試験

（１）乾湿繰返し試験

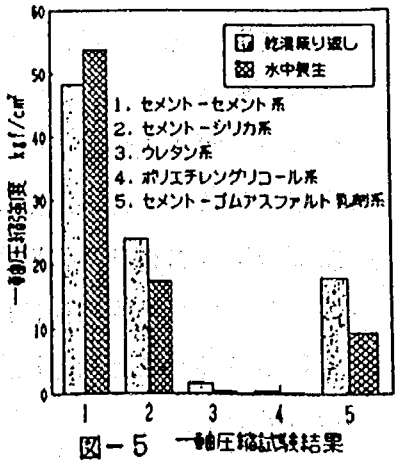
乾湿繰返し試験による各材料の体積変化のサイクルを図－４に示す。また、乾湿繰り返し終了後の一軸圧縮試験の結果を図－５に示す。体積変化はｳﾚﾀﾝ系が最も大きく、１サイクル乾燥後で約20%の収縮を示し、その後、水浸しても、若干の体積の膨張がみられるが、乾燥のたびに徐々に収縮していく傾向を示した。ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系は６サイクル後から徐々に収縮傾向を示し、10サイクル終了後には約10%収縮した。この２つの材料は、乾湿繰返しによる影響が大きく、また水中養生、乾湿繰返しのいずれの条件においても、一軸圧縮強度は非常に小さい。ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系及びｾﾒﾝﾄ-ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は乾湿繰返しによる体積変化はほとんど見られなかった。また、これらの一軸圧縮強度はいずれの条件でも10kgf/cm^{2}以上であり十分な耐久性を有すると判断できる。



図－４ 乾湿繰り返し試験結果

（２）衝撃強さ試験

衝撃強さ試験の結果を図－６に示す。衝撃強さは、ｾﾒﾝﾄ-ｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄ-ｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系のサンドゲルが一軸圧縮強度と同様に大きな値であったが、ｾﾒﾝﾄ-ｼﾘｶ系は一軸圧縮強度が大きいにもかかわらず、ｳﾚﾀﾝ系、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ



図－５　一軸圧縮試験結果

系と同様に小さく脆弱であった。また、各材料ともホモゲルの方がサンドゲルより弱かったが、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系だけはホモゲルでもある程度の強度を示していた。

（3）止水性試験

止水性試験の結果を図－7に示す。透水が観察されたのはｳﾚﾀﾝ系とﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系で、他の材料は完全に止水されていた。透水したものは、材料が内部で溶けていたり（ｳﾚﾀﾝ系）、破壊している（ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系）のが観察された。ｳﾚﾀﾝ系については、コンクリートのアルカリ分の影響によるものと推察される。

（4）接着性試験

圧縮せん断試験の結果を図－8に示す。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の接着強度は材令とともに大きくなる傾向が見られ、ヒューム管と十分な接着力があると考えられる。他の材料は初期強度が低く、材令とともに小さくなる傾向が見られた。

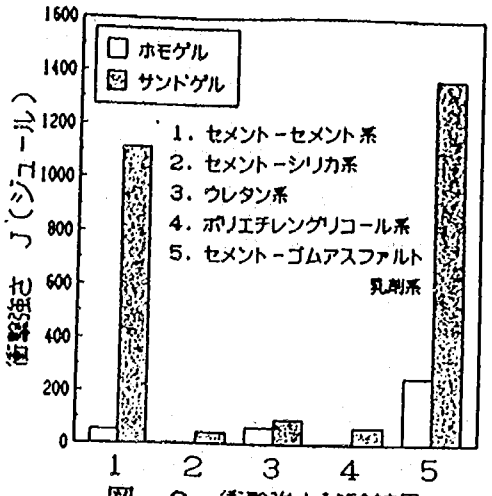
4．3　パッカー施工の現場実験

（1）　事前調査（水圧試験）

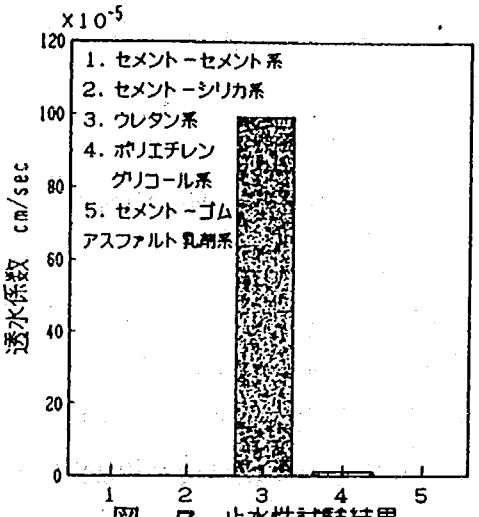
材料注入の前に、施工箇所の損傷状況を定量的に把握するために、注水速度を1.5ℓ/min、設定最大圧力を0.7kgf/cm²として、パッカーを用いた水圧試験を行った。その結果、微細なクラックの生じていた工区NO5では0.7kgf/cm²まで圧力が上昇したが、それ以外の箇所では5ℓ以上注水しても0.4kgf/cm²程度までしか圧力上昇が見られず、テレビカメラ調査を裏付ける結果が得られた。

（2）　パッカー施工

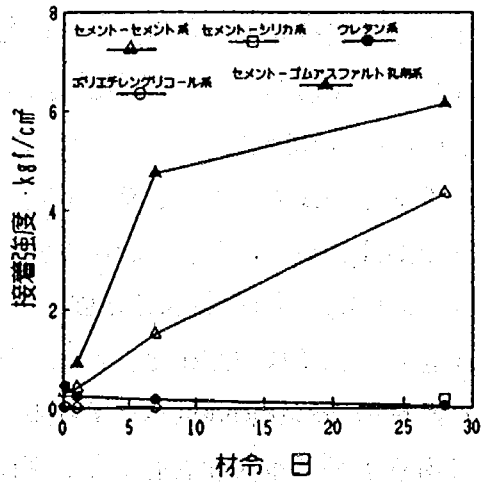
各材料の注入時間、総注入量、粘性比、ゲルタイムを表－3に示している。総注入量は、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系を除いて10～20ℓ程度で、管周辺地盤には大きな空洞は存在していないものと推察される。また、施工後のテレビカメラ調査から、管の損傷部分には各材料が充填されている様子が確認された。さらに、各材料の注入過程は以下に述べる通りで、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系の圧力と積算注入量の関係（P－Q曲線）を図－9に示している。



図－6　衝撃強さ試験結果



図－7　止水性試験結果



図－8　圧縮せん断試験結果

表－3　注入施工結果

工区NO	注入材料	管の損傷ランク	注入時間 (min)	注入量 (ℓ)	粘性比 μ_H/μ_W	ゲルタイム (sec)
1	セメントーセメント系	B	13．8	18	5．9	195
2	セメントーシリカ系	B	21．5	15	1．8	150
3	ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系	A	31．0	60	3．3	205
4	ウレタン系	A	4．0	13	6．0	57
5	ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系	C	5．0	12	1．3	36

但し、注入時間：注入開始から注入終了までの時間
注入量　：材料の総注入量からパッカーと管の隙間部分の容積（３ℓ）を差し引いた値で、セメントーシリカ系については、さらに取付管部分の容積（６０ℓ）を引いている
粘性比　：水の粘度（４ｃｐｓ）に対する注入材の粘度の比

①セメントーセメント系

注入量が約12ℓとなった時点で設定圧力1.5kgf/cm²まで上昇したため、注入速度を落し圧力を低下させた後、注入速度を上げ再度1.5kgf/cm²となった時点で注入完了とした。

②セメントーシリカ系

施工位置が取付管に隣接していたため、取付管部分の材料充填の後に補修箇所へ注入を行うこととした。このため、取付管に材料が満たされるまでは注入速度を３ℓ/minとし、取付管への注入が終了したと思われる注入量62ℓの時に一度注入を停止した。その後、注入速度を１ℓ/minに切り替え、注入量が72ℓに達した時点で圧力上昇が見られたために再度注入を停止した。

③ウレタン系

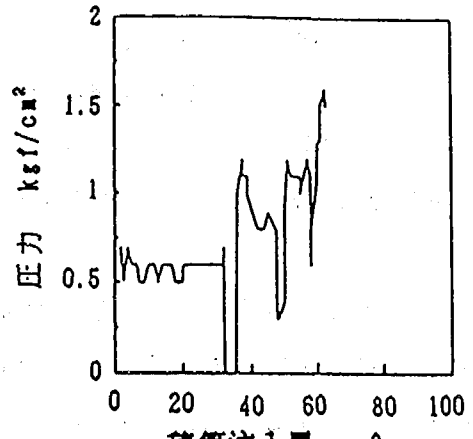
ウレタン系は他の材料と異なり、エアーによる圧力で注入を行い、初期圧で注入不能となった時点で終了した。このため、材料注入時には圧力一定であったが、注入速度には大きな変動が見られた。

④ポリエチレングリコール系

注入開始からすぐに圧力上昇が見られ、注入量約10ℓで設定圧力の1.5kgf/cm²に達したため、注入速度を低下させた後、再注入を行っている。

⑤セメントーゴムアスファルト乳剤系

注入量が30ℓを過ぎても圧力が0.7kgf/cm²程度から上昇しなかったため、一時注入を停止した。この時点で圧力は０まで低下した。この後、材料の硬化を待って約３分後に再注入を行ったが、注入量が50ℓに近づいた時点でも圧力上昇が見られないために再度注入を停止した。この後も２回ステップ注入を行い、注入量65ℓで圧力が1.5kgf/cm²と一定になったため注入完了とした。



図－9　P-Q曲線（ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系）

（３）補修効果の確認

材料注入の施工終了後、事前調査と同条件でパッカーを用いた水圧試験を実施した。その結果、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系の施工箇所で漏水が認められる以外は、補修による止水効果が確認された。ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系の場合、材料注入時のＰ－Ｑ曲線を検証してみると最終圧が一定値となった後に圧力の下降が見られている。これは、材料が完全に充填する前に注入を終了してしまったことを示してお

り、施工管理が不十分であったと言える。また、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系の場合には、ホモゲルの強度が弱かったために、水圧により材料が充填箇所から管外に押し出されたのではないかと推定される。

さらに、パッカー施工後約１ヶ月が経過した時点で地盤の掘り返しを行い、材料の充填状況を目視により観察した。その結果、現場の土質が粘性土であったため、各材料ともに脈状の注入形態となっており、管外に流出した材料が構造物と地盤の境目、地盤中の境界面に沿って浸透しているのが観察された。また、ｳﾚﾀﾝ系の施工箇所では小さいながらホモゲルの塊が認められ、空洞部に充填したものと推察される。

5．結　論

5．1　電磁波レーダによる空洞探査

ヒューム管の内面から管外周地盤へのレーダ探査の可能性が確認できた。今後は、さらに各種の条件のもとでの探査データを蓄積し、実地盤での適用性について検討を進めて行きたいと考えている。

5．2　材料の特性試験

①ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系、ｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、耐久性、止水性、接着性ともに安定性のある材料であるが、ｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系はホモゲルの衝撃強さがｾﾒﾝﾄｺﾞﾑｰｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系に比べ小さかった。

②ｾﾒﾝﾄｰｼﾘｶ系は乾湿繰返しによる体積及び強度の変化は小さかったが、衝撃的な外力に脆い材料である。

③ｳﾚﾀﾝ系、ﾎﾟﾘｴﾁﾚﾝｸﾞﾘｺｰﾙ系は、今回の室内試験においては全般的に評価の低い材料であった。特にｳﾚﾀﾝ系については、ヒューム管等のコンクリート部分の接着部においてアルカリ分の影響を受け、長期的な安定性が劣る材料である。

5．3　パッカー施工の現場実験

①新開発のｾﾒﾝﾄｰｺﾞﾑｱｽﾌｧﾙﾄ乳剤系は、現場実験から施工性、止水性の面から見て十分に実現場に適用可能であることがわかった。

②今回のｾﾒﾝﾄｰｾﾒﾝﾄ系のように施工が不十分な場合には、満足な止水効果が得られないので注意を要する。

③圧力管理を自動制御できる注入機械を用いることにより、オペレータの技量に左右されることが少ない施工管理を行うことが可能であると考えられる。

④粘性土を対象とした施工の場合、周辺地盤へは脈状の注入形態となり管の外周部には材料が充填されないが、管の損傷部へ充填されていれば止水性は確保できることがわかった。

また、これまでの調査結果を取りまとめ、パッカー工法を対象とした材料の選定方法、施工管理方法等を記述した「下水道管補修マニュアル（案）」を作成中である。

最後に、現場実験に当り多大なご協力を頂きました栃木県真岡市下水道課の関係各位に厚く感謝の意を表します。

２．下水道管渠の作用土圧に関する調査

土質研究室　室　長　三木　博史
研究員　森　範行
持丸　章治

１．まえがき

下水管渠に作用する土圧は、管種、地盤条件、埋設形態、施工条件などによってその大きさが異なってくる。このように土圧への影響要因は数多く、これらの要因の影響度合いが十分に解明されているとはいえない面がある。したがって、これらの要因が作用土圧に及ぼす影響を正しく分析して、各要因の影響を考慮した設計法を確立することが必要である。

そこで４年度は、最近下水道管渠に利用されることの多い可撓性管について、矢板引抜き時の作用土圧と管の変形挙動を解明するために、地盤条件・管周囲埋戻し材を変化させた中型模型実験および二次元弾塑性有限要素法を用いた数値解析によって検討を行った。

２．　中型模型実験

２．１　実験方法

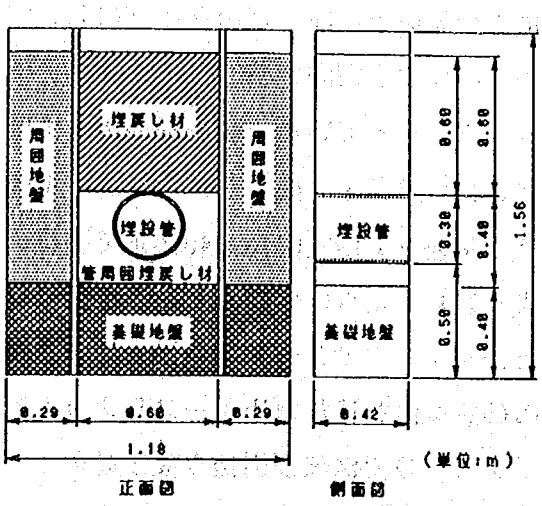
表－１に実験ケース、表－２に実験に用いた土質材料を示す。図－１に実験に用いた２次元土槽の構造を示す。埋設管は、様々な条件下での管の応答挙動を敏感にさせるため市販の塩化ビニルパイプを肉厚4ｍｍに削り、計器を取付けたものである。矢板は縦150ｃｍ×横60cm×厚さ1.8ｃｍの寸法で表面には摩擦低減の為にビニールシートを貼った。図－２に示す基礎材は発泡スチロール(D-20)をニクロム線で所定の寸法に

表－１　実験ケース

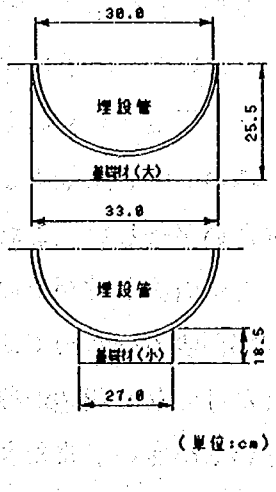
ケース	基礎地盤	周囲地盤	管周囲埋戻し材	基礎材
1	普通地盤（砂質土）	砂鉄	砂鉄	無
2				有(大)
3				有(小)
4			混合材	無
5		混合材	砂鉄	無
6				有(大)
7	軟弱地盤（粘性土）	砂鉄	砂鉄	無
8				有(大)
9				有(小)
11			混合材	無
10				有(大)
12		混合材	砂鉄	無
13				有(大)

表－２　実験に用いた土質材料

基礎地盤	砂質土	茨城県稲敷郡江戸崎産
	粘性土	東京都北区王子産
管周囲埋戻し材	砂　鉄	気乾状態のもの
	混合材	上記の砂鉄にグリス（信越シリコンKS63G）を重量比で2%添加、混合
埋戻し材	砂　鉄	気乾状態のもの



図－１　２次元土層の構造



図－２　基礎材の寸法

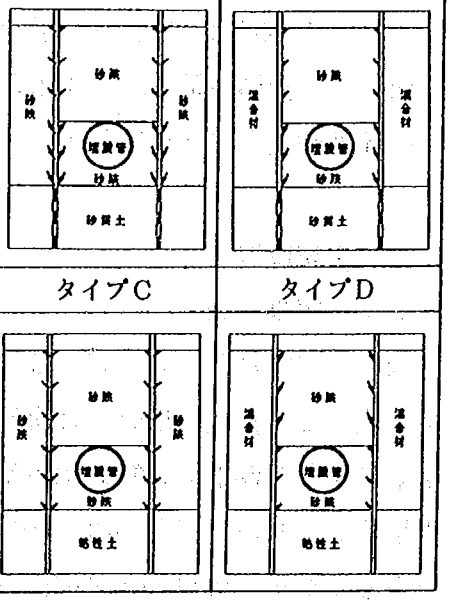
成形したものである。まず土槽内の所定の位置に矢板をセットし上下端を固定した後基礎地盤材を投入する。砂質土のはまき出し厚10cmで締固め、粘性土は小さい塊にして落下させて盛り立てた。基礎地盤を水平に均してから基礎材を設置して、埋設管をセットした。基礎材を用いないケースでは、砂鉄または混合材を所定の高さまで水平に盛った後埋設管をセットした。周囲地盤、管周囲埋戻し材、埋戻し材については、砂鉄は落下投入後表面を均す程度の軽い締固めで、混合材は木こてを用いた均等な締固めで厚さ10cmピッチで盛り立てた。また土の変位状況を観測するためのマーカーを設置した。全ての盛り立てが完了したら表面を平滑に均し、3 時間程度放置した後矢板引抜きを開始した。矢板引抜きは右側から行い、10cm引抜く毎に計測及び観測を行った。

2．2　実験結果

矢板引抜き時の土槽内の様子を観察したところ、基礎地盤が砂質土の場合は矢板矢板引抜き跡がそのまま残り空洞化したが、粘性土の場合は軟弱なため引抜き跡が自立せず、空洞化しなかった。また周囲地盤が砂鉄の場合は自立性がないので、周辺地盤側から矢板引抜き跡に砂鉄が流れ込む現象が見られたが、混合材の場合は自立性（粘着力）があるので矢板引抜き後も変位は小さかった。そこで基礎地盤と周辺地盤の材質のちがいから実験ケースを表--３に示す４タイプに分類した。

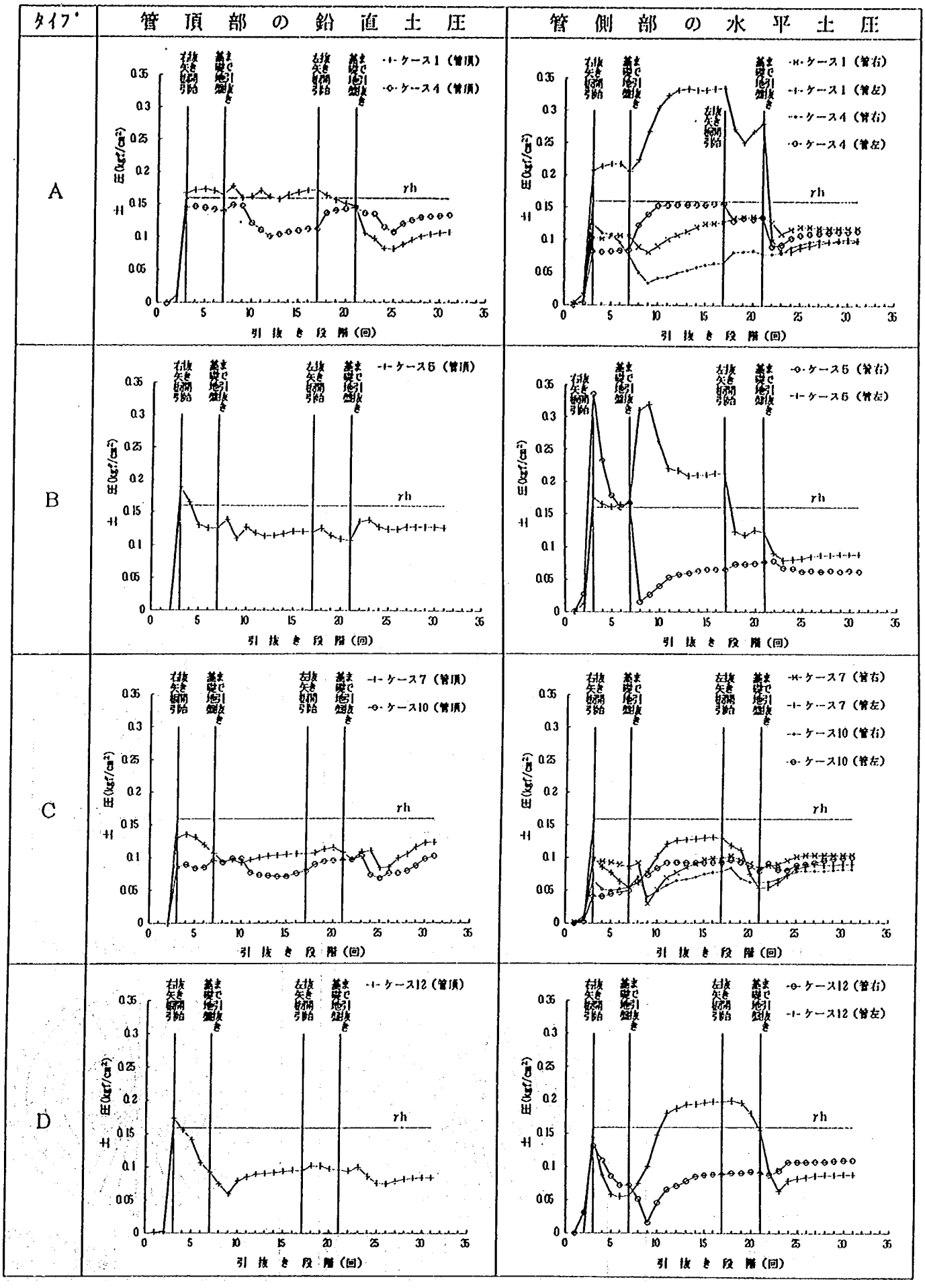
表－３　分類したタイプ

ケース	タイプ	矢板外側からの砂鉄の移動	基礎地盤への砂鉄の移動	各タイプの砂鉄の移動パターン
1	A	流れ込みあり	流れ込みあり	タイプA
2				
3				
4				
5	B	流れ込みなし	流れ込みあり	タイプB
6				
7	C	流れ込みあり	流れ込みなし	タイプC
8				
9				
10				
11				
12	D	流れ込みなし	流れ込みなし	タイプD
13				



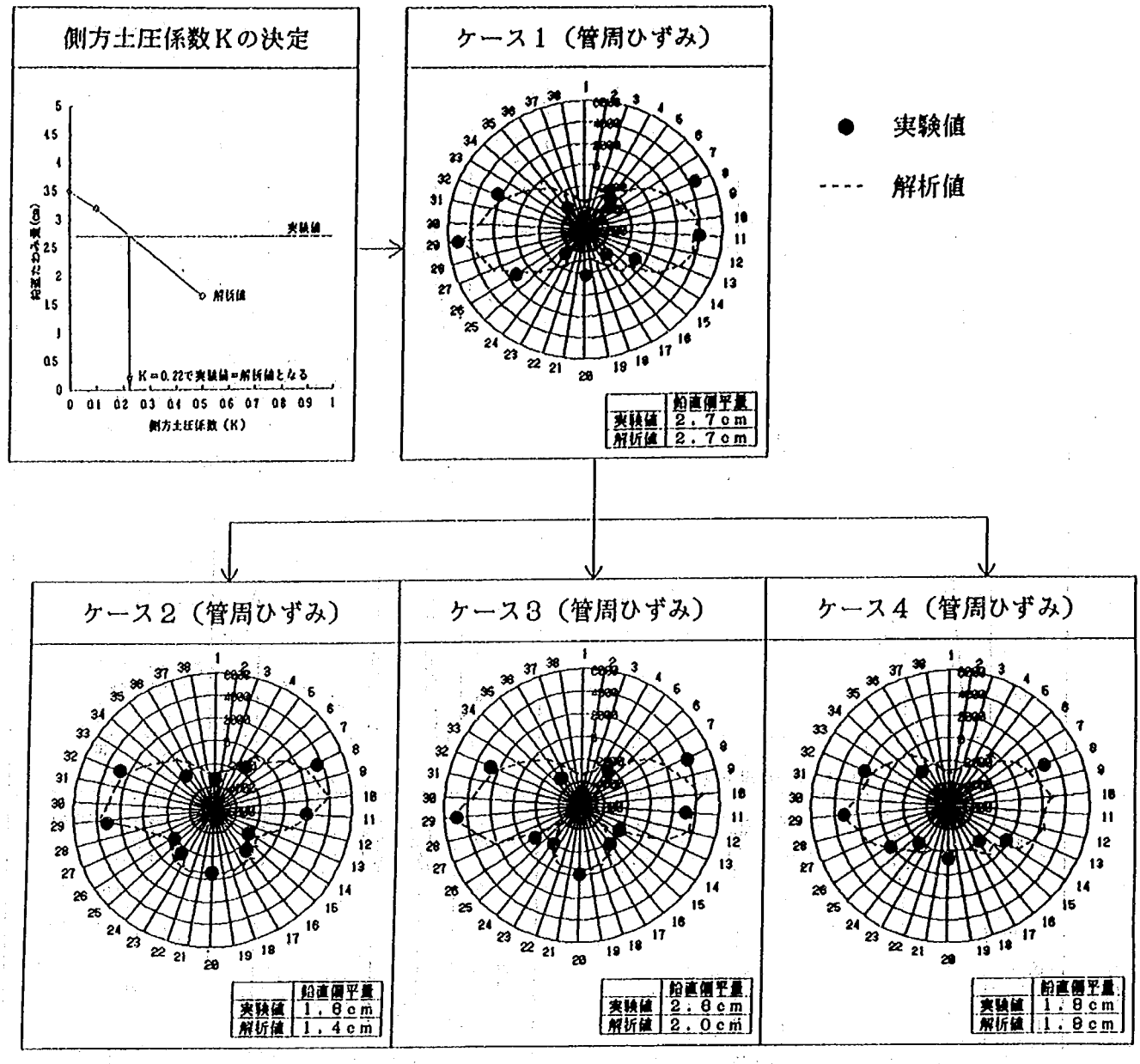
（１）管に働く土圧

管頂部の鉛直土圧と管側部の水平土圧を図－３に示す。管頂部の鉛直土圧は、どのタイプにおいても矢板引抜きにともなってそれほど変化しないか、あるいはやや減少する傾向を示す。また鉛直土圧の大きさは、土被り圧γｈ（0.16kgf/cm^2）程度もしくはそれ以下となっている。管側部の水平土圧について埋戻し完了時と矢板引抜き終了時の土圧を比較すると、特にＢタイプのケース５において矢板引抜き終了時の管右側の土圧の減少度合いが著しい。これは、矢板を土槽底面から40cmまで引抜いた時点では、基礎地盤（砂質土）の中に矢板引抜き跡がそのまま残り、さらに引抜くとその部分に管周囲埋戻し材のみが急激に流れ込み管側部がゆるむためである。Ａタイプのケース１の場合は、基礎地盤中の矢板引抜き跡に管周囲埋戻し材だけでなく周辺地盤の砂鉄も流れ込むためケース５よりも管側部のゆるみは少なく、土圧の減少度合いも小さい。またタイプＣ，Ｄでは矢板引抜き完了時の土圧の減少度合いは比較的小さい。これは基礎地盤が粘性土で矢板引抜き跡に空洞が生じず、管側部のゆ

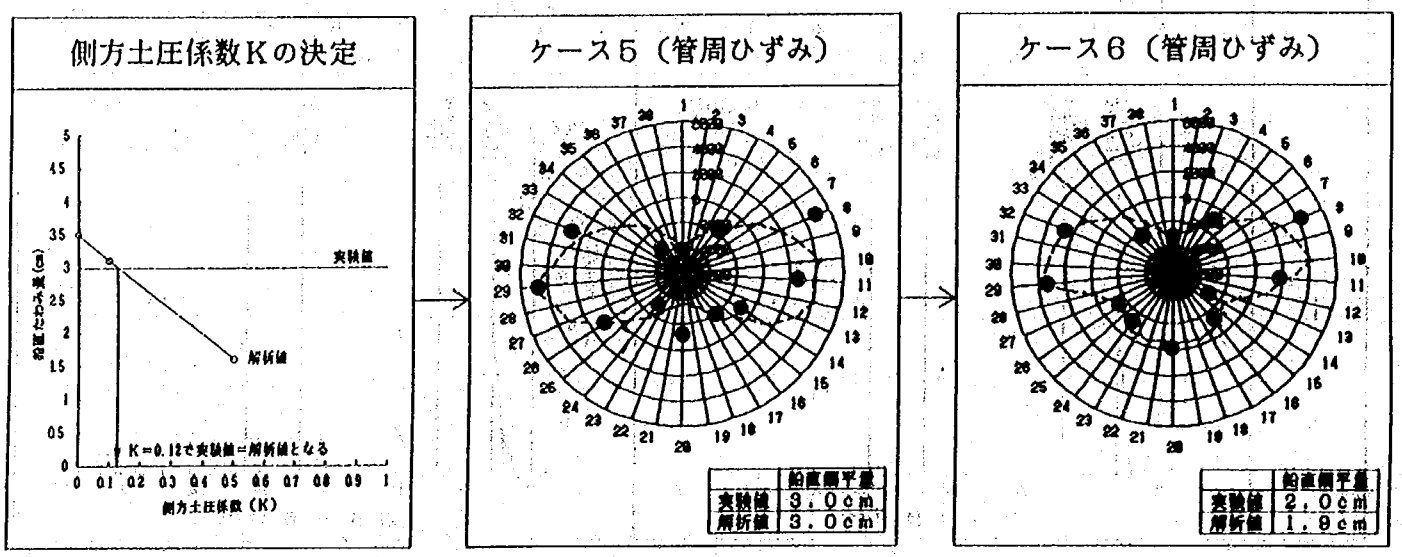


図－3 管に発生する鉛直、水平土圧の変化

タイプA

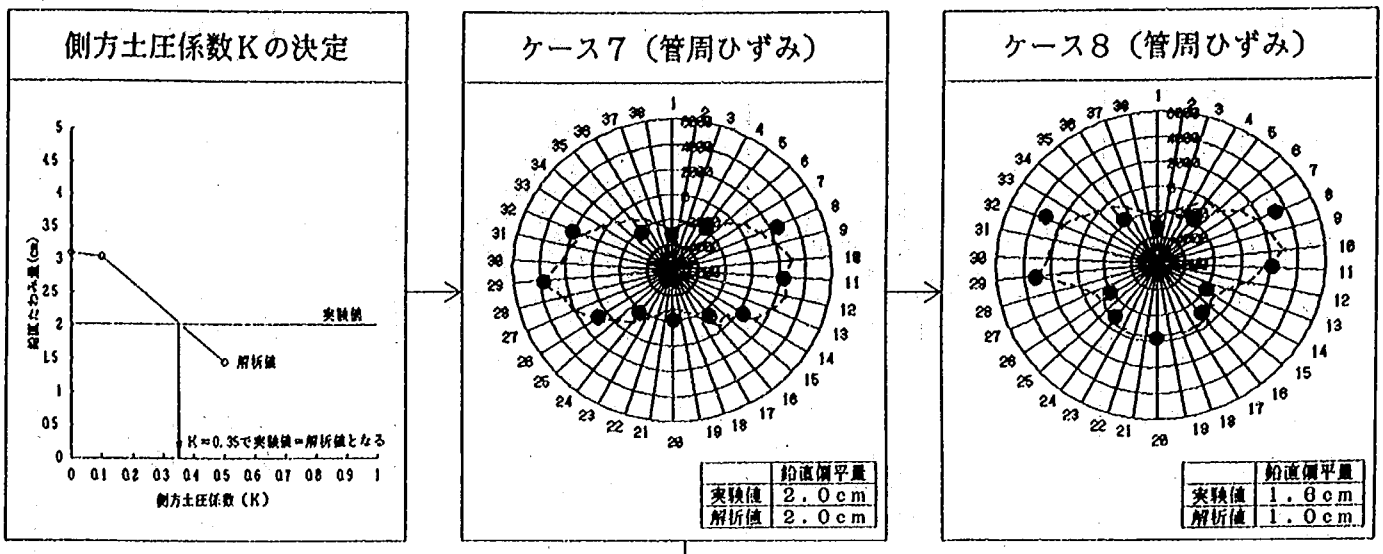


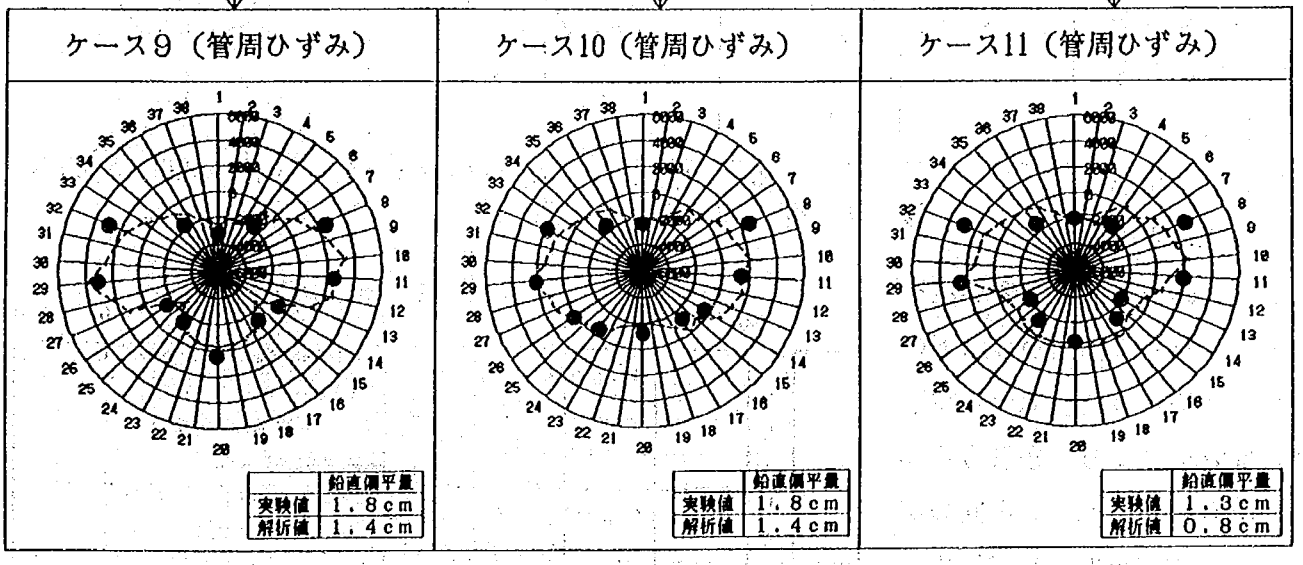
タイプD



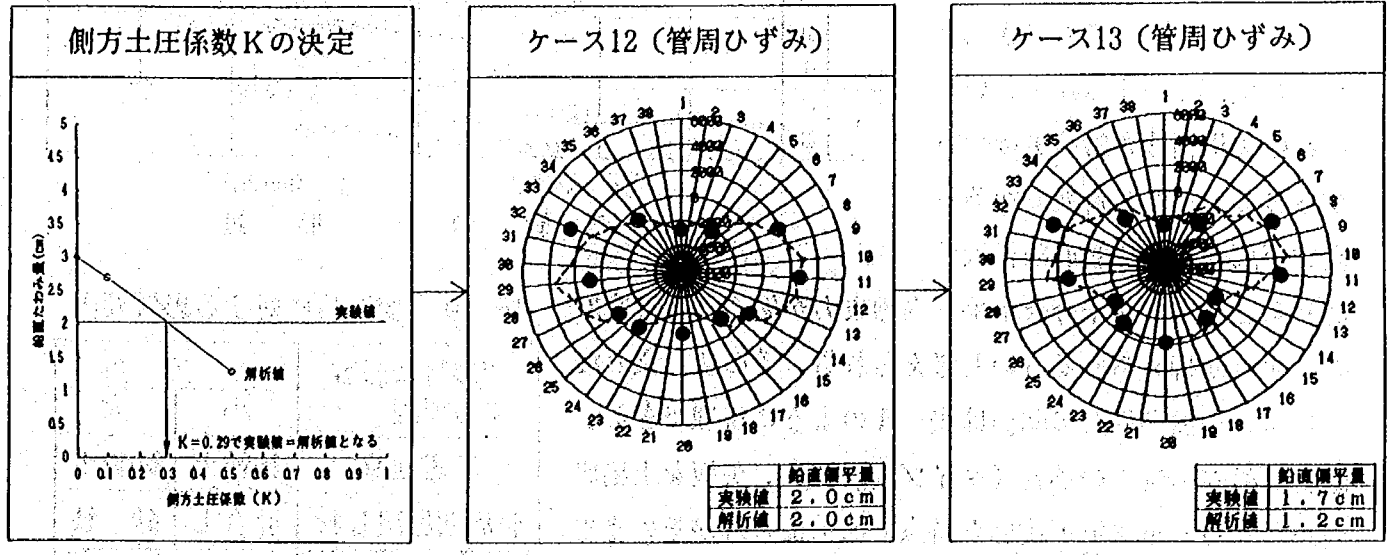
図－７　矢板引抜き後の解析結果

タイプC

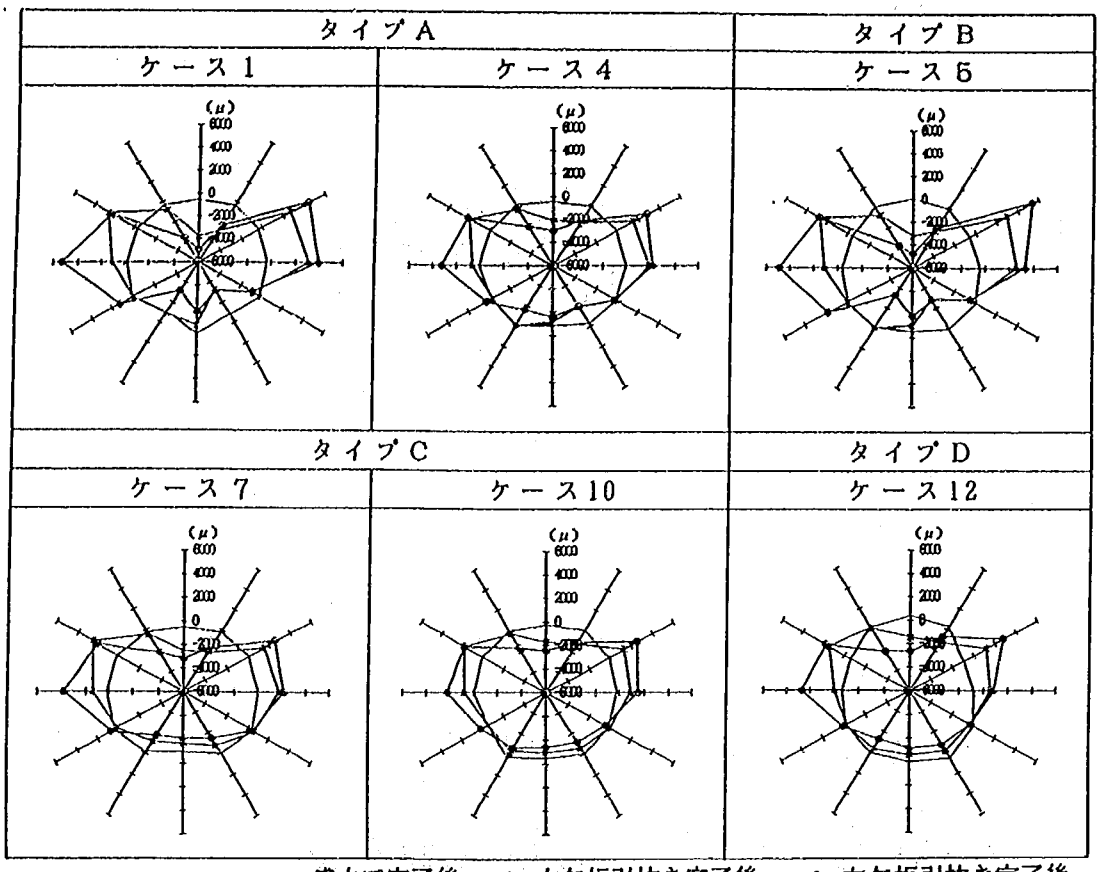

側方土圧係数Kの決定
実験値
解析値
K＝0.35で実験値＝解析値となる
側方土圧係数（K）
ケース７（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 2.0cm
解析値 2.0cm
ケース８（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 1.6cm
解析値 1.0cm


ケース９（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 1.8cm
解析値 1.4cm
ケース10（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 1.8cm
解析値 1.4cm
ケース11（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 1.3cm
解析値 0.8cm

タイプD


側方土圧係数Kの決定
実験値
解析値
K＝0.29で実験値＝解析値となる
側方土圧係数（K）
ケース12（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 2.0cm
解析値 2.0cm
ケース13（管周ひずみ）
鉛直偏平量
実験値 1.7cm
解析値 1.2cm

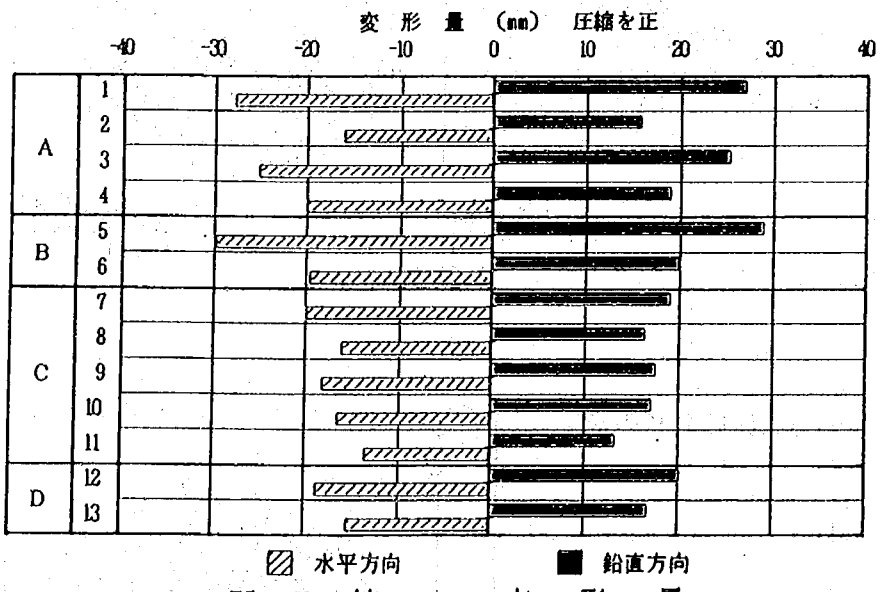
るみが少ないためと考えられる。管周囲埋戻し材に自立性（粘着力）のある混合材を用いた場合（ケース４、１０）は、水平土圧の変化が比較的小さい。これは矢板引抜き跡への流れ込みが生じにくく、管側部のゆるみが少ないためと考えられる。



図－４　管周に発生するひずみ

（２）管の変形

図－４に管のひずみ、図－５に管の変形量を示す。これらの結果から以下のことが認められる。埋戻し完了時には管のひずみ、変形量は非常に小さい。これは、今回の実験では管周囲の埋戻しが極めて良好な状態で行われたためであろう。どのケースでも管底部よりも管頂部のひずみが大きい。これは矢板引抜き時は矢板先端から３０°程度の角度でゆるみ領域が広がるため管底部付近はほとんどゆるまず十分な水平方向拘束力が働くため管底部のひずみが抑えられるものと考えられる。管の変形量と埋戻し材、地盤条件との関係は表－４のように整理できる。基礎地盤が砂質土の場合（タイプA、B）、矢板を土槽底面から４０ｃｍまで引抜いた時点では引抜き跡がそのまま残り、さらに引抜くとその部分に管周囲埋戻し材や周囲地



図－５　管の変形量

表－４　変形量に対する影響要因

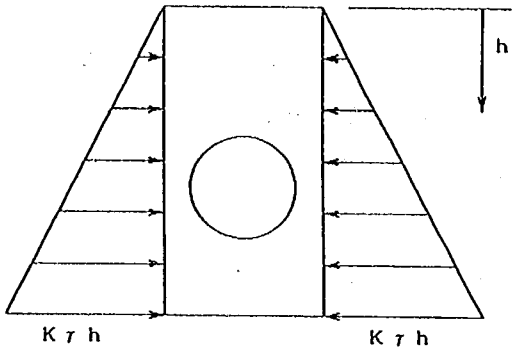
変形量に影響する要因	変形量	
	小	大
基礎地盤	粘性土	砂質土
管周囲埋戻し材	混合土	砂　鉄
基礎材	有	無

盤が急激に流れ込み、管側部がゆるむため管が大きく変形する。逆に軟弱な粘性土の場合（タイプC，D）は地盤が自立せず、引抜き跡に空洞が生じないため管周囲埋戻し材の所まで引抜いても管側部のゆるみが少なく変形量も小さい。また、ケース１，２（タイプA）とケース５，６（タイプB）を比較すると、ケース５，６（タイプB）のほうが若干変形量が大きい。これは、タイプBのように周辺地盤が混合材の場合、基礎地盤内の矢板引抜き跡の空洞には管周囲埋戻し材の砂鉄だけが流れ込み、管側部のゆるみが特に著しいためと考えられる。タイプCとタイプDの間では周辺地盤のちがいによる影響があまり明確には見られない。どのタイプでも管周囲埋戻し材に混合材のような自立性（粘着力）のある材料を用いると矢板引抜き跡への埋戻し材の流れ込みによる管側部のゆるみが抑制されて、変形量が小さい。また管底に変位を拘束する基礎材を設置する場合、巻立て角が大きいほど変形量の抑制効果が大きい。

３．有限要素法による可撓性管の矢板引抜き時の挙動に関する解析

３．１　解析方法

解析方法は、二次元有限要素法弾塑性解析である。降伏条件は、Drucker-Pragerの降伏関数を用いた。図－６に示すように、昨年と同様に矢板内側のみをモデル化し、管はビーム要素を用いた。３年度の矢板引抜きの再現は、埋戻し土の境界条件の拘束を解除して自由に変形できるようにしたために管のたわみ量が一致しなかった。そこで４年度は、境界の矢板部分に外力として作用させる側方土圧を三角形分布と仮定して解析した。解析手順は、まず表－３に示した各タイプ毎に、管周辺埋戻し材が砂鉄で基礎材を用いていない実験ケース（ケース１，５，７，１２）を抽出する。それらについて実験からの管のたわみ量と解析からの管のたわみ量が等しくなるような側方土圧係数Ｋを決定する。こうして決定された各タイプ毎のＫを用いて、他のケースについて解析を行い、解析値と実測値の比較を行った。解析に用いた物性値を表－５に示す。これらは三軸圧縮試験の結果を用い、弾性係数についてはE_{50}を採用した。



図－６　解析モデル

表－５　解析に用いた物性値

材料	弾性係数 kgf/cm²	ポアソン比	単位体積重量 tf/m³	粘着力 kgf/cm²	内部摩擦角 °
砂　鉄	2.2	0.4	2.8	0.0	35.4
混合材	4.0	0.4	2.8	0.13	24.0
砂質土	14.0	0.4	1.7	0.04	33.0
粘性土	0.93	0.4	1.7	0.08	0.0
ＥＰＳ	50.0	0.1	0.02	0.5	0.0
矢　板	74000	0.33	－	－	－
管　渠	30000	0.33	－	－	－

表－６　各タイプの側方土圧係数

ﾀｲﾌﾟ	ｹｰｽ	側方土圧係数 K
A	1	０．２２
B	5	０．１２
C	7	０．３５
D	12	０．２９

３．２　解析結果

各タイプ毎に決定された側方土圧係数Ｋを表－６に示す。各タイプ毎に先に示したフローチャートに沿って解析結果を整理したものが図－７である。管の変形量、管周ひずみともに実験値と解析値が、よく一致することがわかる。

４．まとめ

１）矢板引抜き時において、基礎地盤中に矢板引抜き跡が残り空洞化するか、周囲地盤が自立するかという２つの観点から実験ケースを表－３の４タイプに分類し、可撓性管の土圧および変形について比較した。管頂部の鉛直土圧に関しては、どのタイプにおいても矢板引抜きにともなってそれほど変化しないかあるいはやや減少する傾向を示し、その大きさも土被り圧γｈ程度もしくはそれ以下となっている。管側部の水平土圧に関しては、基礎地盤中に矢板引抜き跡が残るタイプでは管周囲埋戻し材が引抜き跡の空洞に流入し管側部がゆるむため、水平土圧が減少し管の変形が大きくなる。特に周囲地盤が自立し、管周囲埋戻し材だけが矢板引抜き跡に流れ込むため特に管側部のゆるみが顕著になり変形も大きくなる。

２）管周囲埋戻し材に自立性（粘着力）を持つ材料を使用した場合、あるいは管の変形を拘束するような基礎材を十分な巻立て角で設置した場合、矢板引抜きにともなう管の土圧および変形量の抑制に効果がある。このような結果をもとに、今後は矢板引抜き時の変形を抑制できる工法の開発を行う予定である。

３）解析は矢板内側のみをモデル化し、境界の矢板部分に三角形分布の側方土圧を外力として作用させて２次元弾塑性ＦＥＭで解析した。この時、表－３の各タイプについてそれぞれ作用土圧の大きさ（側方土圧係数Ｋ）を決定して解析したところ、矢板引抜き後の管の変形を精度良くシュミレートできるころが分った。今後は、この側方土圧係数Ｋの値を埋戻し土、原地盤、土工矢板種類、矢板根入れ長等の条件から決定し得るようバックデータの蓄積や現象パターン整理方法の見直しを行う予定である。

3．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
主任研究員　田村　敬一
〃　二宮　嘉朗
研　究　員　岩崎　秀明
東　拓生

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ことが多い。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たため、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．地中埋設構造物の浮き上がり特性

下水道施設については、下水道管路や地下水槽、地下水路など円形や矩形の地中埋設構造物が多い。これらの地中埋設構造物は、みかけの比重が小さいため周辺が砂地盤である場合、地震時に液状化による浮き上がりが生じることがある。そのため、浮き上がりを考慮した合理的な設計法及び対策工法に関する模型振動実験を行った。

地震時に液状化層内の地中埋設構造物に働く揚圧力は、過剰間隙水圧に起因するので、過剰間隙水圧の発生・上昇特性の検討が重要である。さらに、浮き上がりの進行状況を考えると、構造物周辺地盤から構造物底面下への土粒子等の移動が必要なため、浮き上がりの進行に構造物底面下の液状化層

厚や構造物幅、模型下に取り付けた脚（アクリル板）の与える影響を実験的に検討した。

実験は前後面アクリル製の土槽（1800*600*1100）に液状化層を作製し、その中に一様断面の地中構造物模型を埋設して行った（図－１）。模型地盤はよく締固めた非液状化砂層とその上のゆるい液状化砂層で構成されている。それぞれ豊浦砂を用い、ゆるい液状化砂層はホッパーを使用した水中落下法により作製した。構造物模型は中空で、アルミニウム製である。奥行は５９cm、高さ１５cm、幅は１５cmと４５cmの２種類である。模型底面両端にはアクリル板でネジ止め出来る構造とし、アクリル板が着脱可能となっている。合計４種類の地中埋設構造物模型を使用した（表－１）。

実験は各地中埋設構造物模型について、それぞれ構造物模型下層の液状化層厚（Ｈｂ）を２、３種類変えて、表－２のとおり行った。入力は加速度振幅を変化させて、正弦波で振動数３Ｈｚ、２０秒間加振することによった。なお、計測は地盤模型では過剰間隙水圧、地中埋設構造物模型では、過剰間隙水圧及び浮き上がり量について行った。

図－２、３に鉛直変位量と過剰間隙水圧の関係を示す。これらの図より、浮き上がり始める時の過剰間隙水圧は、液状化下層厚の影響は小さく、主に構造物特性によって決まることがわかる。

矩形断面の構造物下の液状化層厚（Ｈｂ）と浮き上がり量の関係を図－４、５に示す。この図によると、下層の液状化層厚が大きいもの程、速く浮き上がり、浮き上がり量も多い。すなわち、浮き上がり速さ、浮き上がり量は、下層の液状化層厚の影響を受けることを示している。

また、図－６は地中埋設構造物模型の断面幅と浮き上がり量の関係を示す。これによると、構造物幅が小さい方が、浮き上がりは速い。

図－７に地中埋設構造物模型にアクリル板を付けたケースと付けないケースの違いを示す。モデル５、４よりそれぞれ液状化層厚の小さいアクリル板付きのモデル１０、９の方が浮き上がり速さは小さい。これは、アクリル板が周辺地盤の回り込みを抑えるなど、浮き上がりの抑制に効果があることを示している。

４．杭基礎地盤の過剰間隙水圧の上昇特性

下水道施設の構造物の基礎形式として、一般的である杭基礎では、杭の配列方式や本数の設定は支持力等のみによって決定されている。しかし、杭の配列を工夫することによって液状化地盤の移動を拘束することが期待できると考えられる。

本実験では、杭の配列や本数を変えて、それが地盤の液状化の発生・上昇特性や浮き上がりに対して、どのような影響があるかを検討する。

実験は土槽内にボイリングを発生させるためのボイリング層を底部に設置し、その上に厚さ６００mmの飽和砂層を作製し、振動台上で５Ｈｚの正弦波を５秒間入力して加振を行った。実験に使用した土槽及び模型の概要を図－８に示す。杭模型、構造物模型ともアクリル製で、構造物模型は下水処理施設（水槽等）を配慮して、比重１．１とした。表－３に今回の実験ケースを示す。杭本数、杭配置を考慮して合計５ケース行った。

図－９に杭間中央部（ＰＷＰ１３５、図１０参照）での過剰間隙水圧の時刻歴を示す。同図（ａ）では過剰間隙水圧が徐々に上昇しているのに対して、杭を配列した（ｂ）～（ｅ）では加振開始後、

数波で過剰間隙水圧比が0.5～0.6程度まで一気に上昇しているのが分かる。しかし、過剰間隙水圧比が0.6を超えてからの過剰間隙水圧は杭を配置しない（ａ）に比べて小さいことが分かる。

次に、図－１０にケースＣの最大過剰間隙水圧と加振加速度の関係を示す。この図より、杭基礎地盤内（ＰＷＰ１１５、１２５、１３５）の最大過剰間隙水圧が、杭基礎地盤外（ＰＷＰ１４６、１５６）より小さい。杭基礎地盤内では過剰間隙水圧が抑制されることが分かる。

次に図－１１に構造物模型の浮き上がり量と振動台応答加速度との関係を示す。この図によれば、杭本数が多いケースＣでは、他のケースに比べて浮き上がり量が小さい。

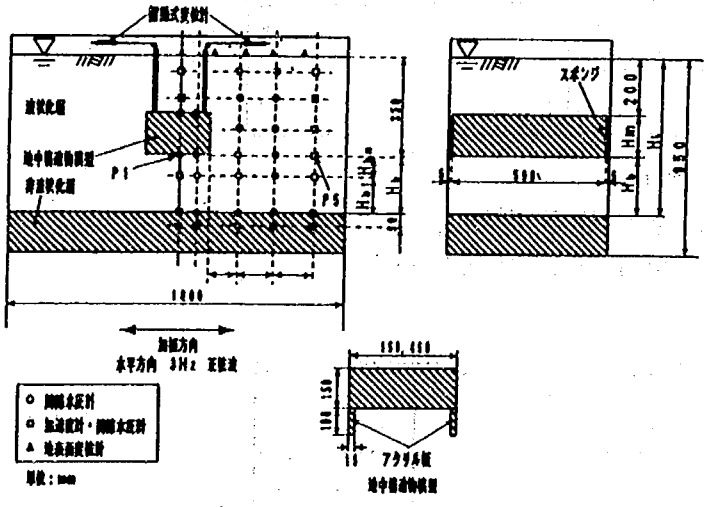
５．下水道施設の対策事例

関東地方の都県及び政令市、下水道事業団に下水道施設に関するアンケート調査を行ったところ、下水道施設を新設時に液状化を考慮して対策を立てた下水処理施設の対策工法は、杭径の増加、梁の鉄筋の増加、サンドコンパクション、砕石ドレーンであった。下水道施設は杭基礎が多いので、杭基礎による合理的な設計法、対策工法が望まれる。

６．今後の課題

矩形断面の地中埋設構造物の浮き上がり特性について、液状化層厚、断面幅、アクリル板の有無についてその影響を模型振動実験によって検討し、整理した。また、下水道施設の杭基礎地盤における過剰間隙水圧の発生・上昇について、模型振動実験によって検討した。

今後は円形地中埋設構造物の浮き上がり特性について検討するとともに、杭基礎地盤内の過剰間隙水圧の発生・上昇について、定量的に評価したい。



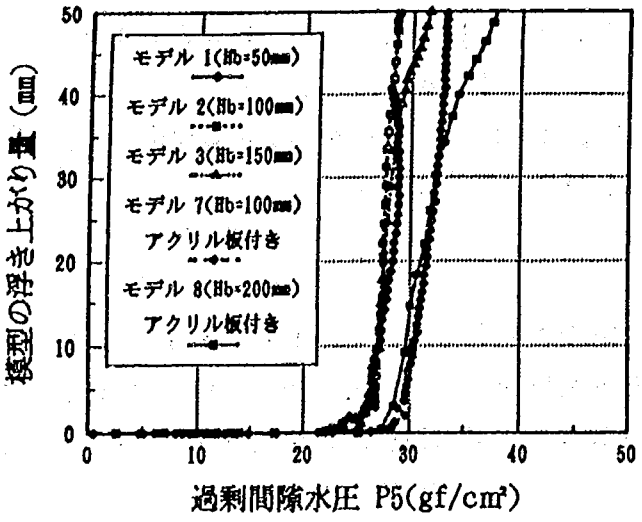
図－１　実験概要

表－１　地中構造物模型概要

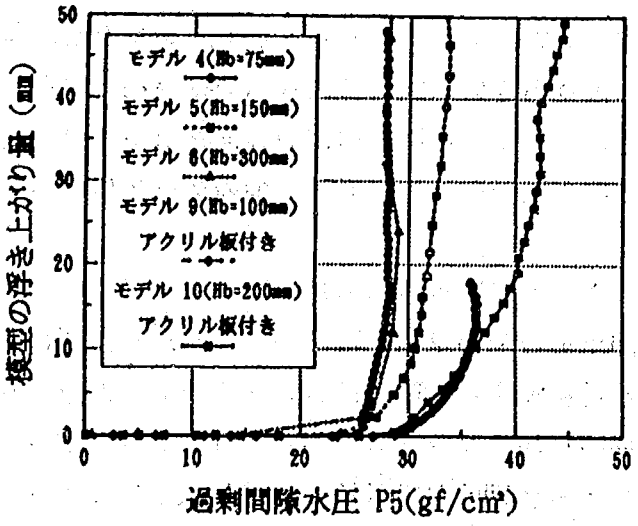
模型No.	幅 (mm)	長さ (mm)	高さ (mm)	比重	備考
1	１５０	５９０	１５０	０．９４	－
2	４５０	５９０	１５０	０．８５	－
3	１５０	５９０	１５０	１．０３	アクリル板付き
4	４５０	５９０	１５０	０．８９	アクリル板付き

表－２　実験ケース

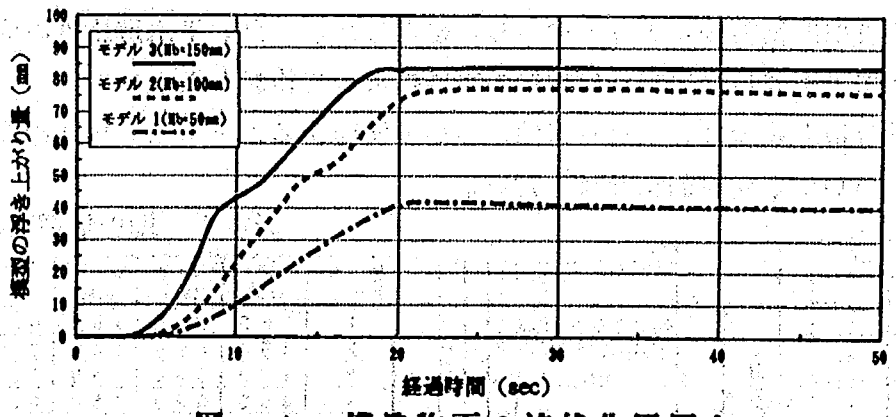
モデルNo.	各層の厚さ		模型幅B (cm)	加振最大加速度 (gal)
	下層の液状化層厚 H_b	液状化層厚 H_L		
モデル１	５	４０	１５	１１０
モデル２	１０	４５	１５	１１０
モデル３	１５	５０	１５	１１０
モデル４	７．５	４２．５	４５	１７０
モデル５	１５	５０	４５	１１０
モデル６	３０	６５	４５	１４０
モデル７	１０	４５	１５	１４０
モデル８	２０	５５	１５	１４０
モデル９	１０	４５	４５	１４０
モデル１０	２０	５５	４５	１４０



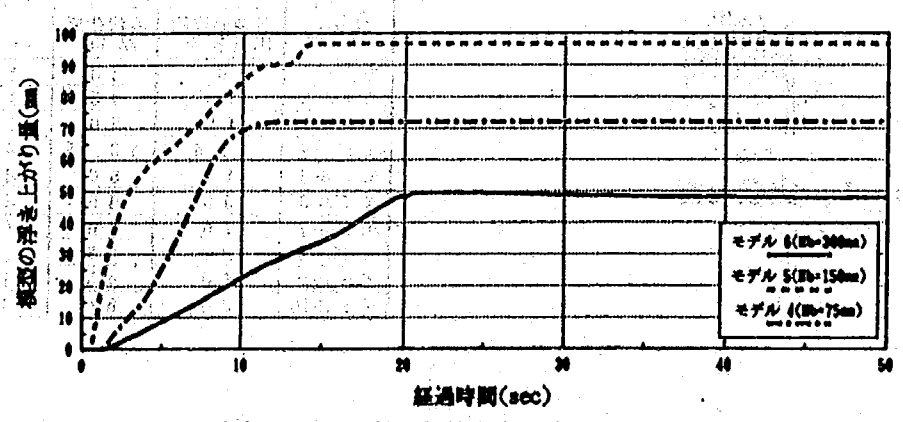
図－２　鉛直変位量と過剰間隙水圧
（模型幅15cm）



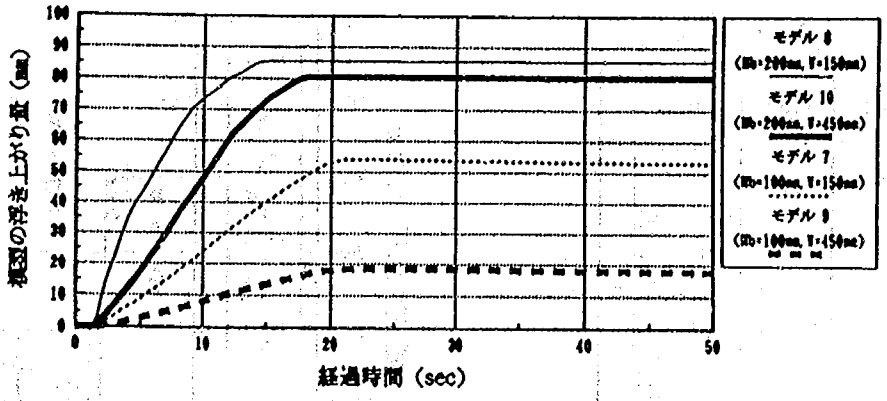
図－３　鉛直変位量と過剰間隙水圧
（模型幅45cm）



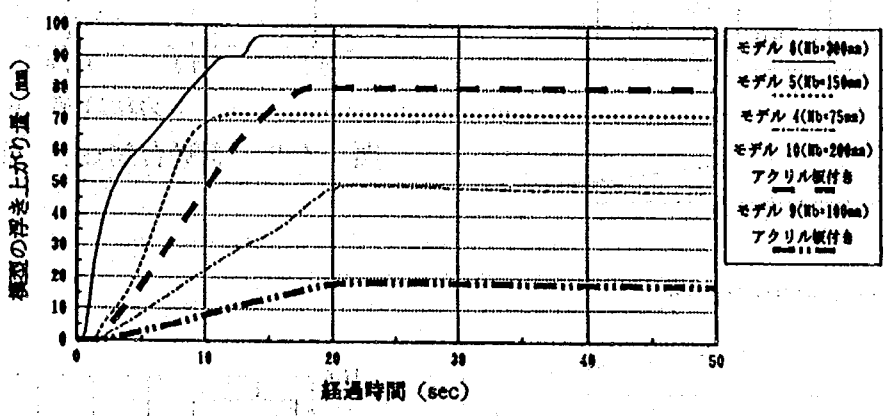
図－４　構造物下の液状化層厚と
鉛直変位量（模型幅15cm）



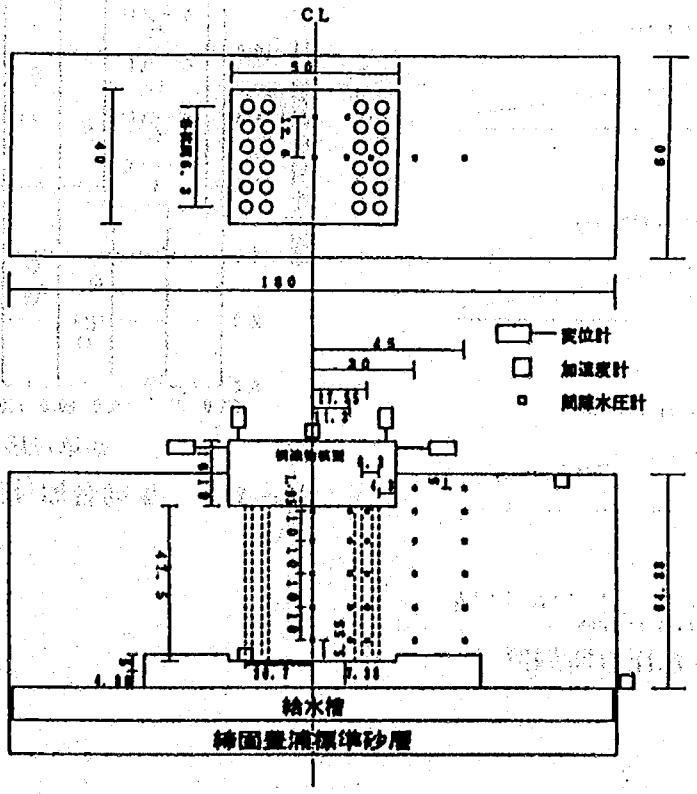
図－５　構造物下の液状化層厚と
鉛直変位量（模型幅45cm）



図－6　模型幅と鉛直変位量



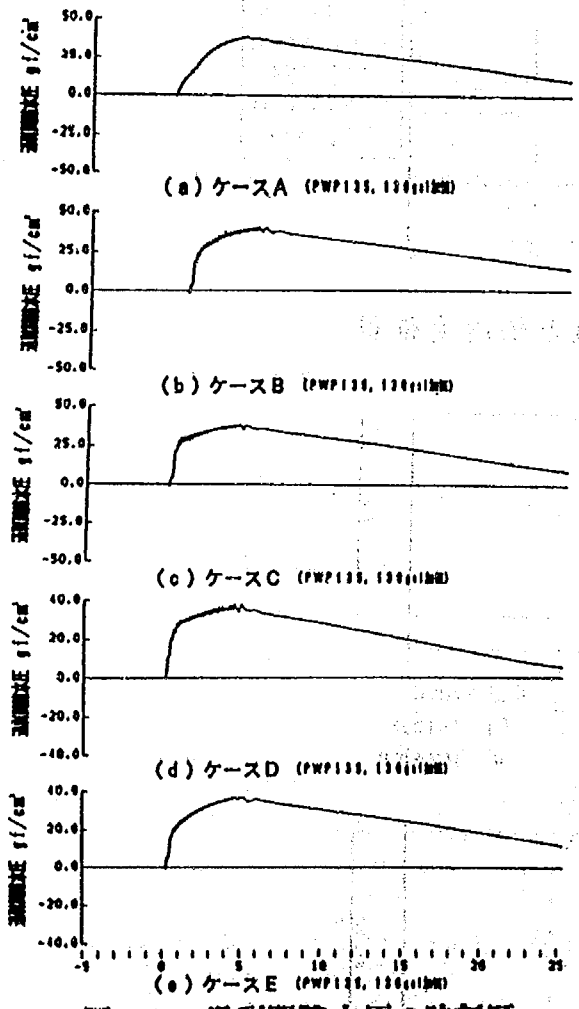
図－7　アクリル板の有無と鉛直変位量



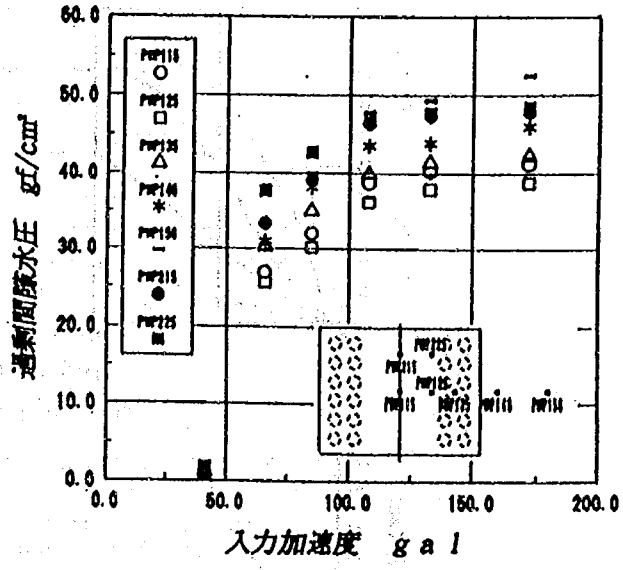
図－8　実験概要

表－３　実験ケース

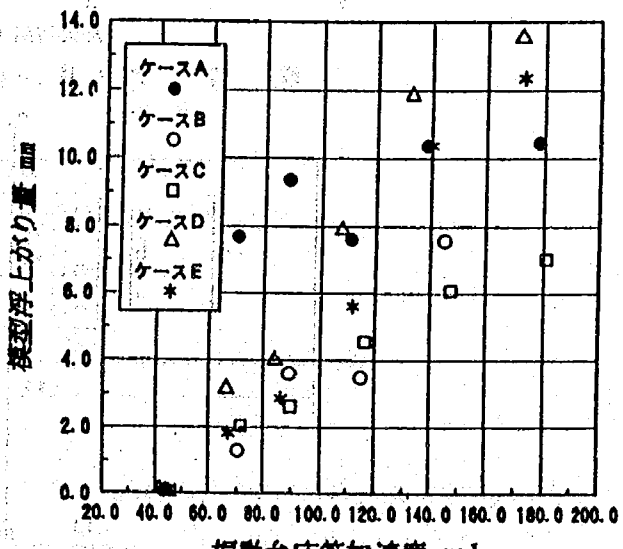
ケース記号	杭本数	杭間隔	杭配置形態
ケースA	0	----	
ケースB	12	2.5×D	
ケースC	24	2.5×D	
ケースD	24	3.2×D	
ケースE	22	2.5×D	



図－９　過剰間隙水圧の時刻歴



図－１０　振動台加速度と過剰間隙水圧



図－１１　振動台加速度と模型浮き上がり量

４．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　栗城　稔
研究員　木内　豪
研究員　川上　哲広
田中　義人

１．まえがき

都市域では人口・資産の集積と地形的特性から内水型の浸水被害額の占める割合が高いという現状にある。これに対処するため、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行なわれているものの、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、都市域において個々の施設が持つ浸水防止効果を把握し、都市域全体で適切な治水施設の計画を策定する手法について実流域での検討を行なうものである。

２．調査の概要

初年度にあたる平成２年度では、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、実流域データを作成して、データの形式等について検討した。３年度では、本調査における検討を進めるためのケーススタディ地区を選定し、流出・氾濫計算に必要な排水路網、土地利用、浸水実績等に関するデータを収集・整理した。さらに、都市域における浸水被害額の推定に資するため、平成３年台風18号による家屋・家財の浸水被害の実態についてヒアリング調査を行い、また、家屋・家財資産の対浸水性能と配置状況から浸水深別の浸水被害額を推定する方法を提案した。平成４年度は、流出・氾濫モデルを上記地区に適用し、実績との比較や各種シミュレーションを行った。

３．流出・氾濫モデルの概要[1)]

3.1 モデルの全体的特徴

本モデルは、都市流出の素過程を表す複数のサブモデルで構成されており、対象域排水路網内の任意地点におけるハイドログラフと水位変動及び地上の湛水深、湛水量を計算できる。入力データの種類及びサブモデルの関連を図１に示す。入力データのうち、土地利用データは国土地理院作成の細密数値情報を用いた。また、排水路網データは排水路諸元とネットワーク、マンホール諸元を表すデータからなる。ちなみに、最近大都市を中心に下水道網データベースが整備されるようになってきており、これを流出計算へ利用することが可能である。

本モデルの特徴として、①データベース（排水路網、土地利用、流域地形）の利用を前提としたモデル構造、②暗渠・開渠、開水路流れ・圧力流れの両方に対応、③下水道施設計画上の排水区割りを

利用した地表面流出、④マンホール部における管底高の違い、局所損失を考慮などが挙げられる。

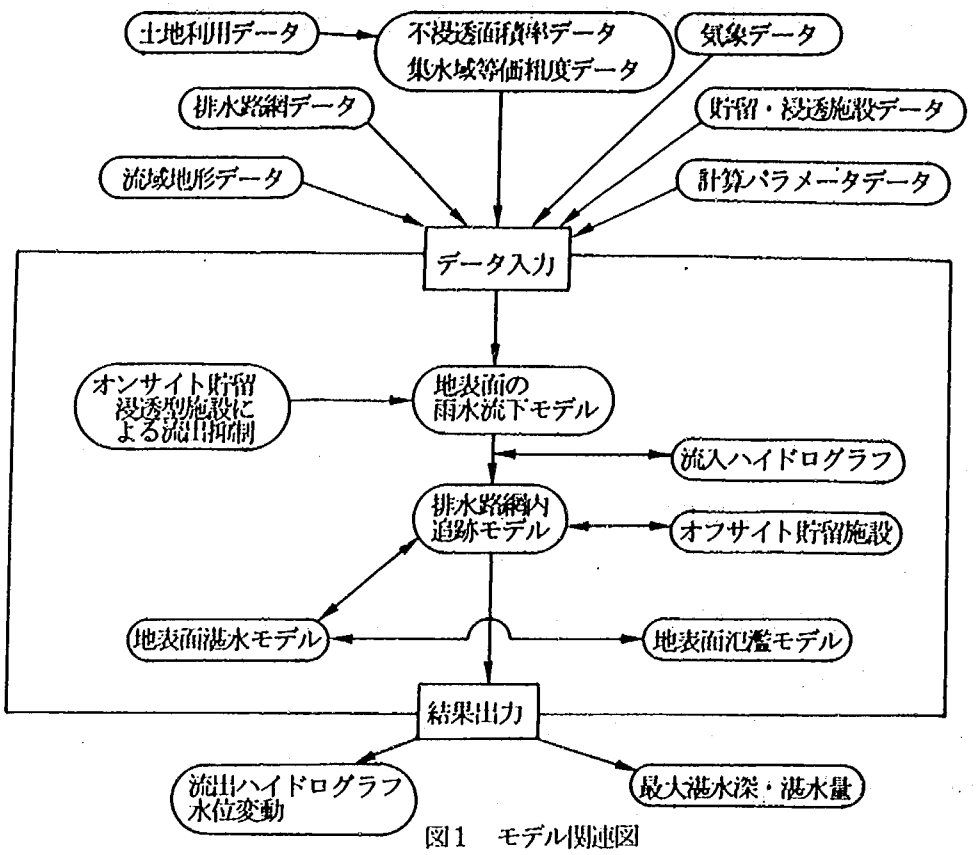


図1　モデル関連図

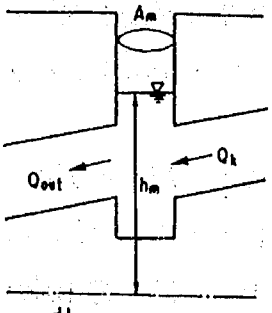
3.2 各サブモデルの概要

地表面の雨水流下モデル

地表面における雨水流下の計算にはKinematic Waveモデルを用いる。集水域（亀甲図の排水区割り）毎の等価粗度と勾配の値は、土地利用に応じた値を既往の研究を参考にして決定し、これと土地利用データとから定めた。各集水域からの流出は、側溝や下水道の取付管等を介して排水路網内に流入すると仮定した。

排水路網内追跡モデル

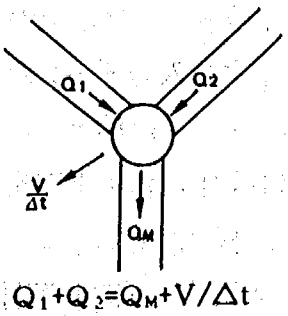
排水路内の計算は、Diffusion Wave式と連続式を用いて開水路流れ、圧力流れに対応できるようにし、地表面浸水・氾濫はマンホール部からだけではなく排水路全長から生じるとした。Diffusion Wave式の代わりにKinematic Wave式を用いることもできる。排水路上流端での境界条件は合流点における連続式で表す（図2）。



$$A_m \frac{dh_m}{dt} = \sum_k Q_k - Q_{out}$$

図2　排水路上流の境界条件

合流点水位が地盤高を越え、かつ、上流側排水路からの流入量のΣQ_kが当該排水路の流下能力Q_Mを上回るときは、$V=(\Sigma Q_k - Q_M)\Delta T$が新たに地表に湛水すると仮定した（図3）。$Q_M$は、開渠では排水路が満杯で等流のときの流量、暗渠では下流端で開水路流れのときは満



$Q_1+Q_2=Q_M+V/\Delta t$

図3 地表面湛水のモデル化（1）

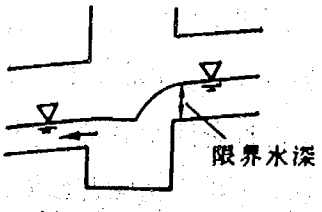


図4 排水路下流の境界条件

管流量、上下流端で圧力流れのときは圧力差から定まる流量とした。排水路下流端の境界条件は、マンホールの上下流に接続する排水路の管底高と流量の条件に応じて次のように扱う。すなわち、マンホール下流接続管の水位が上流管の限界水深相当の水位よりも高いときは、下流接続管の上流端水位＝上流接続管の下流端水位とし、それ以外のときは上流接続管の下流端水位＝限界水深とする（図4）。

地表面湛水モデル

地表面湛水の形態には、前述のように排水路系統から地表へ溢れるものと排水路系統に入りきれない雨水が地表に湛水するという２つがある。後者に対応したモデルとして地表面湛水モデルを組み込んだ。このモデルでは、排水路上の計算格子点水位が地盤高を越えると雨水は排水路網に流入できなくなり、その分湛水すると仮定した（図5）。これによる湛水量をV'とすれば、全湛水量は前述のVとV'の和となる。地表面に湛水した雨水は、排水路の流下断面に余裕(空)がある場合にのみ、次の計算ステップにおける横流入量に付加した。ただし、付加する量を空断面の何割に相当する量とするかは、パラメータとして扱った。

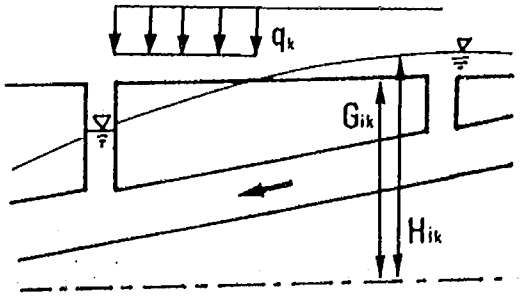


図5　地表面湛水のモデル化（2）

地表面氾濫モデル

地表面に湛水した雨水が周辺へ分散・流下する現象を扱う地表面氾濫モデルでは、不定流の式中の慣性項を省略した運動方程式と連続式を用いた。地表面は亀甲図の区割りを利用したポンドから成るものとした。それぞれのポンドからの氾濫流向は単一排水路の上下端地盤高のデータを用いて予め決めておき、それ以外へは流れないものと仮定した。

４．モデルの適用結果

4.1 実流域への適用

本モデルを適用した実流域は、６年確率の計画降雨に対して下水道整備途上にある面積約１００haの排水区である。この排水区で平成２年に発生した集中豪雨による実績浸水域を本モデルによる計算結果と比較した。なお、排水路網は浸水時点のものとし（図6）、開渠の追跡計算はKinematic Wave式を適用した。また、計算上の主要パラメータは表１のようにした。排水区最下流地点における水位は、河口潮位記録を始点として放流先河川の水位を不定流計算により追跡して求めた。

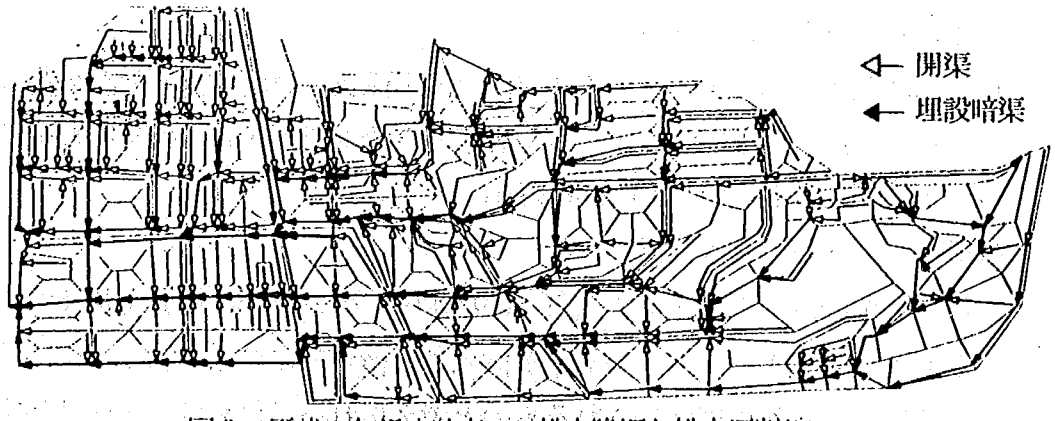


図6　平成２年浸水時点での排水路網と排水区割り

表１ 主要パラメータの値

流出係数	0.64*
局所損失係数	0.50
排水路粗度係数	0.015

*計画値

対象排水区では流出量の実測はされておらず、流量による実測と計算結果の比較はできなかった。

図7は、地表面の氾濫計算は行わず、個々の排水区に湛水するだけとしたものである。また、図8は流向を予め設定して地表面氾濫計算を行ったものである。実績浸水域は、床上・床下浸水が生じたとして担当部局に申請があった場所を示している。実績浸水域と計算結果の違いが生じた理由としては、1)流出係数を排水区にわたって一定値（計画の値）で与えていること、2)氾濫流向を予め決めていること、3)排水路網諸元データが実際と異なる可能性があることなどが考えられ、当該排水区での検証には限界がある。

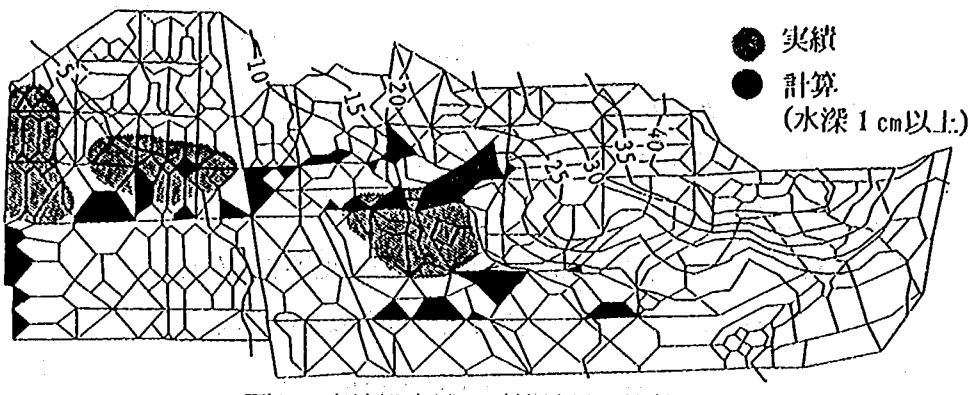


図7　実績浸水域と計算結果の比較
(地表面の氾濫計算なし)

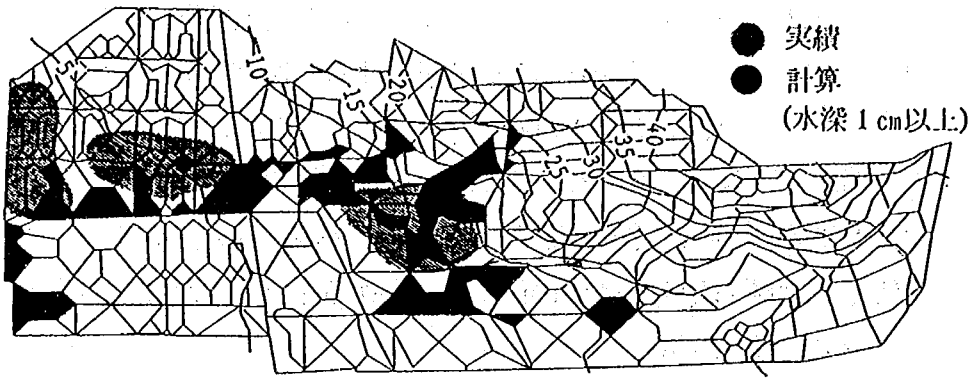


図8　実績浸水域と計算結果の比較
(地表面の氾濫計算あり)

4.2 モデルパラメータが流出・浸水に及ぼす影響

合理式により計画・設計された排水システムの実降雨に対する応答は、次のような要因により計画のものと異なると考えられる。

1)流出に関するパラメータの不確実性（流出係数、粗度係数とその空間分布）

2)合理式では、下水道マンホールや排水路合流部でのエネルギー損失を考慮していない。

3)到達時間よりも短い継続時間の降雨

4)最下流端水位の背水効果

これらの要因は排水システム（単一の排水区）の安全率に影響を及ぼすが、システムへの負荷（降雨）が計画より大きくても、氾濫水が排水・貯留容量に余裕のある水路に流れ込むことなどにより、それらの影響はある程度緩和されるものと考えられる。例えば、平成2年実績の再現計算においても、地表面の氾濫計算を行った場合（図8）の湛水量は、それぞれの排水区割りに湛水するのみとした場合（図7）の約70%に減少するという結果が出ている。

前述の排水区の排水能力は、確率年を6年として合理式により定められているので、ここでは、この排水区を仮想の排水区に見立てて、上記1)～4)の個別要因の影響を調べるためにシミュレーションを行った。なお、計算では地表面の氾濫計算サブモデルは組み込まず、湛水のある集水区の周辺にの

み拡散するとした。また、降雨は中央集中型波形で、確率年は6年とした。上記1)～4)の要因をあらわすパラメータとしては、損失係数、流出係数、降雨継続時間、河口潮位を取りあげ、それらの値と最大流量Q_P及び最大湛水量V_Pとの関係を計算により求めた結果を図9(a)～(d)に示す。なお、ここでは、流出係数0.64、損失係数0、降雨継続時間10分、河口潮位1mのときの最大流量Q_S (=11.1m³/s)及び最大湛水量V_S (=414m³) により無次元化した。これより、流出係数の違いはとりわけ最大湛水量に影響を及ぼすこと、損失係数が大きくなるとQ_Pは小さくなるが、V_Pは増加することなどがわかる。

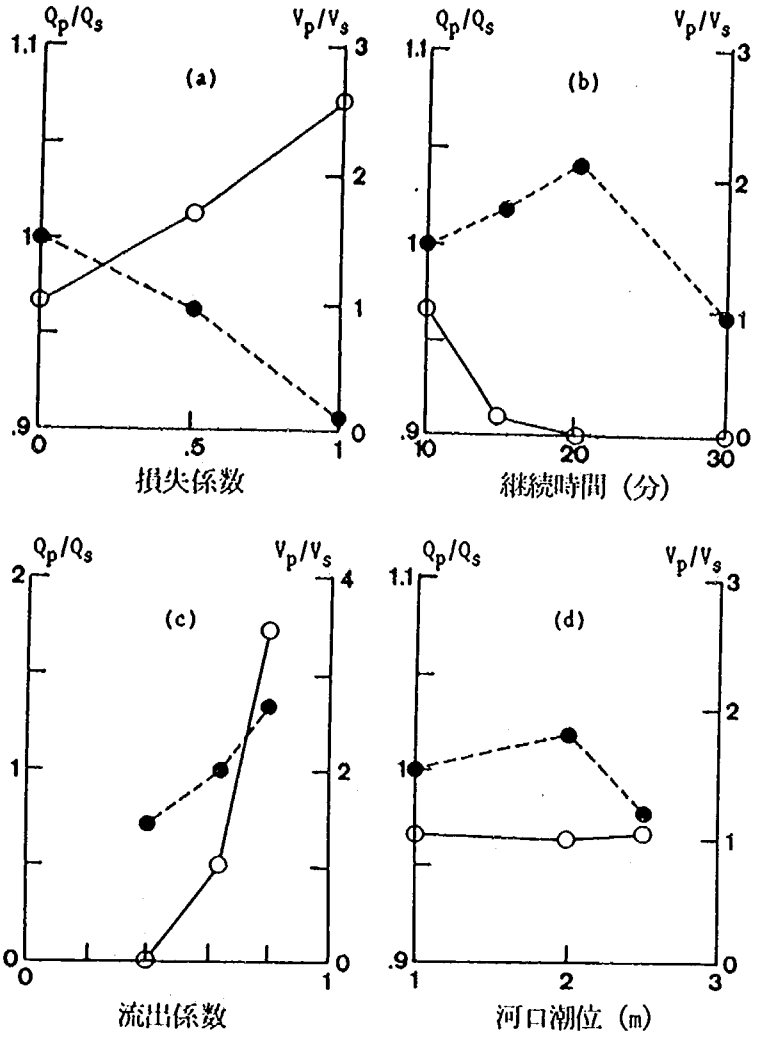


図9 不確実性要素が最大流量と最大湛水量に及ぼす影響
(O-O : V_P/V_S, ●-● : Q_I/Q_S)

4.3 排水路網整備の浸水防止効果

4.1 で対象とした排水区の整備計画が達成されたときの治水能力について流出計算による予測を行った。排水路網は、平成2年浸水時点と6年確率に対する整備が達成した状態を対象とし、計算上の主なパラメータ値は表1のとおりとした。計算結果によると、排水路網整備の効果は大きく、浸水範囲は、図10から図11のように減少しているが、なお浸水は発生している。また、確率年6、20、40年の降雨（中央集中型降雨波形、継続時間3時間）に対する整備前後の最大湛水量及び最大湛水量の減少量の割合(減少率)

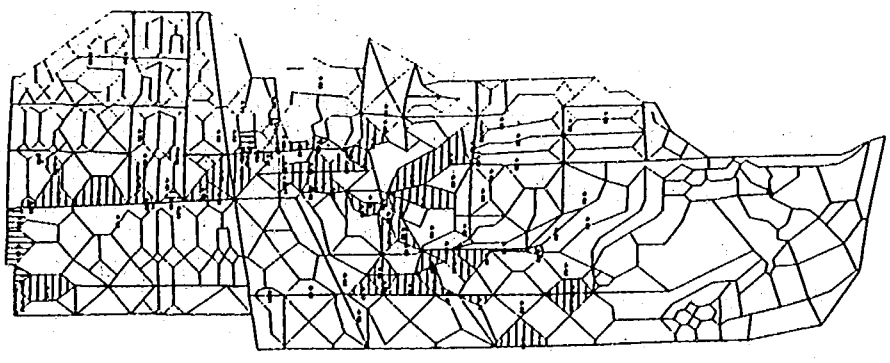


図10 排水路整備前の浸水域の計算結果

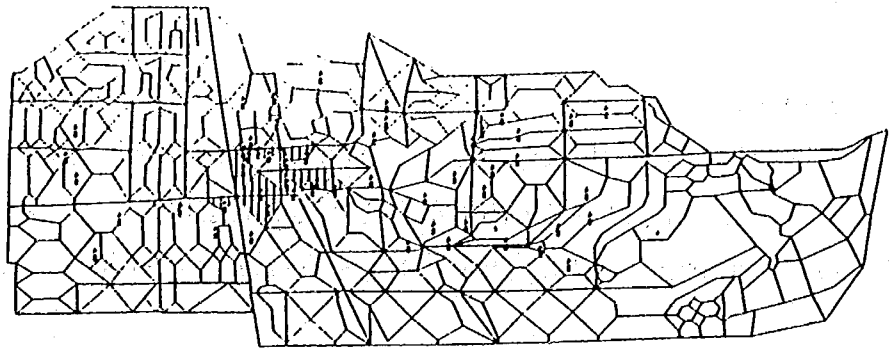


図11 排水路整備後の浸水域の計算結果

は図12のようになった。降雨規模が大きくなると減少率は小さくなるものの減少量は逆に増大する。

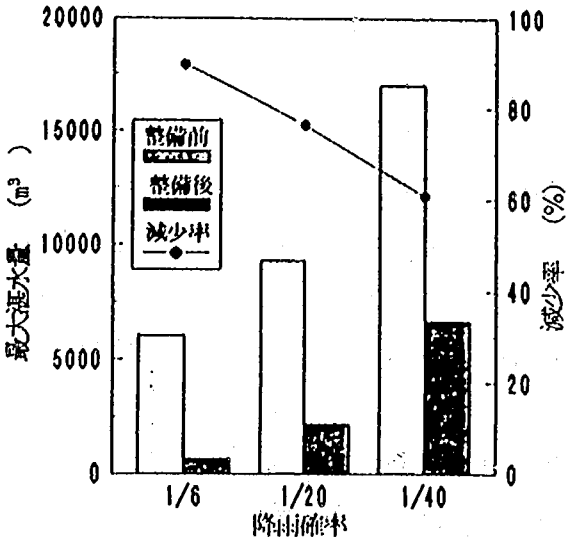
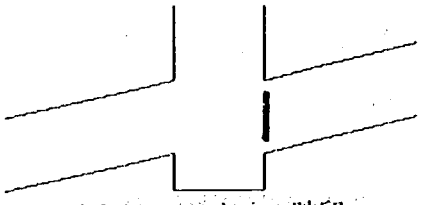


図12　最大湛水量の減少効果

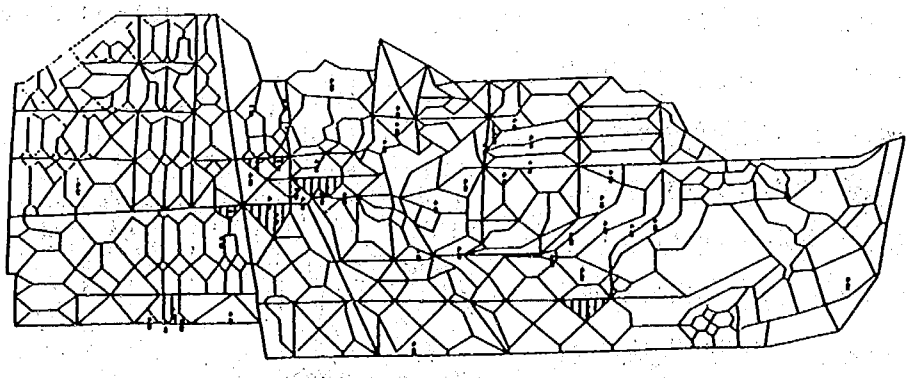
4.4 各戸貯留・マンホール貯留の浸水防止効果

対象排水区内での流出抑制対策として、マンホール貯留および各戸貯留を想定し、モデルを用いて浸水防止効果の計算を行った。マンホールと上流排水路の間に下部と上部に隙間のあるオリフィスを設けるマンホール貯留では、排水路網内追跡モデルの境界条件を変更することによりモデル化した（図13）。また、各戸貯留では、各集水区の下流端に集水面積に応じた容量を持つ貯留施設を設置し、降雨時に貯留施設からの放流は無く、満杯になったら施設がないものとみなすモデル化をした。

マンホール貯留は、比較的低平な地形で排水路断面に相応の余裕のあるという条件で効果が現れるものであり、勾配の急な排水路では貯留量も少ない。対象排水区では、例えば6年確率降雨に対して常に断面の余裕がある（空隙がある）水路はほとんど無く、計算でも、マンホール貯留の効果はほとんどあらわれなかった。


図13　マンホール貯留

各戸貯留では、洪水調節効果の無い貯めきり型のモデル化のため、最大降雨量となる前に施設が満杯になることから、施設の効果は限定されるものの、確率規模1/40の中央集中型波形の降雨に対して1haあたり500m³の貯留容量を排水区全体で見込んだ場合、最大湛水量は339m³で、湛水はほぼ解消されることになる（図14）。


図14　各戸貯留施設(500m³/ha)による湛水域の減少

5．おわりに

局所性のある浸水現象について、1つの排水区における浸水被害防止効果を明らかにすることができた。さらに、排水区単独の治水安全度と放流先河川の安全度のバランスを定めるために1排水区とその放流先河川流域で浸水被害を最小化する対策について検討を行う必要がある。

参考文献：1)土木研究所総合治水研究室、都市域の流出・氾濫モデルについて、1993.3.

５．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　石坂　健彦
研　究　員　田畑　正敏
吉永　裕康

1．まえがき

近年の下水処理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おり、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材として緑地に利用する試みがなされている。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利用者の不安を除く努力が求められている。また、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る。そこで、平成２年度、３年度においては窒素分に富んだ下水汚泥と炭素分を含む剪定残滓という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す手法を検討した。４年度については過去の試作で問題になった点について考慮することにより、堆肥を試作するとともに、２年度から４年度までに試作した堆肥についての植栽試験区を設置した。

2．調査目的

４年度においては、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た。

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各種成分分析等、④植栽試験により構成される。建設省土木研究所の緑化実験圃場において平成４年11月から平成５年３月にかけて行われた。

3.1 コンポスト化汚泥の試験製造

図－１に示す堆肥製造装置を用い、次の①、②の組み合せの堆肥の試験製造を行った。原材料の成分を表－１に示す。

①Ｓ１：木質粉砕物と下水汚泥と炭を1：1：0.5の容積比で混合したもの

②Ｓ１ｆｃ:下水汚泥と炭と糖類を1：0.5：0.3の容積比で混合したもの

発酵槽に①、②の組み合せの混合物を約250㎏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、切り返し（中身の天地返し）を行い、約６週間発酵させた。なお、発酵層には上部と下部に温度センサーを入れ、３時間毎に連続して温度を計測した。

3.2 発芽試験

風乾した堆肥に20倍量の温湯（60℃）を加えて３時間保持し，濾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態を観察した。なお、２年度、３年度の堆肥についても発芽試験を行った。その組み合せは以下の如くである。

①Ｌｄ１：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

②Ｌｗ１：乾燥した枝葉粉砕物と下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの

③Ｌｄ２：乾燥した枝葉粉砕物と下水汚泥を0.5：1の容積比で混合したもの

④Ｌｄ１ｃ：乾燥した枝葉粉砕物と下水汚泥と炭を1：1：0.2の割合で混合したもの

⑤Ｋ１：建築廃材の粉砕物と下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの

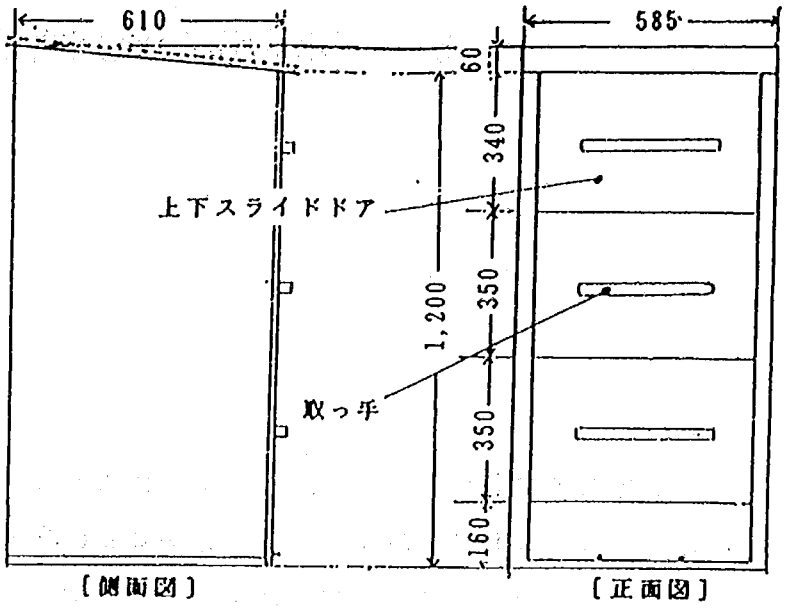
⑥Ａ１：乾燥した枝葉粉砕物Ａと下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの

⑦Ａ１ｃ：乾燥した枝葉粉砕物Ａと下水汚泥と炭を1：1：0.5の容積比で混合したもの

⑧Ａｃ：炭と下水汚泥を1：0.5の容積比で混合したもの

⑨Ｍ１：乾燥した枝葉粉砕物Ｍと下

（単位：ｍｍ）



図－１　小型発酵槽（内容量：250ℓ）

表－１　材料成分一覧

項　　目	単　位	汚泥	木粉	炭	糖類
比重		0.72	0.22	0.30	0.76
ｐＨ		7.2	6.2	8.6	5.8
含水率	%	81.9	8.5	46.0	0.6
全燐酸	%	3.52	0.01	—	—
全カリ	%	0.19	0.22	—	—
全カルシウム	%	1.12	0.16	0.72	0.001
ＥＣ(1:10)	mS/㎝	2.05	0.61	0.46	0.22
ＣＥＣ	me/100g	66	18	15	4
Ｔ－Ｃ	%	28.32	65.26	89	42.3
Ｔ－Ｎ	%	4.02	0.10	0.28	tr
C/N比		7.0	652.6	317.9	—
ｱﾝﾓﾆｱ態窒素	N-㎎/100g	48.2	5.2	—	—
硝酸態窒素	N-㎎/100g	30.9	0.5	—	—
Ｔ－Na	ppm	830	0.8	—	—
Ｔ－Pb	ppm	25.4	tr	—	—
Ｔ－Mg	ppm	5100	112	—	—
Ｔ－Cr	ppm	27.2	2.4	10.7	—
Ｔ－Cd	ppm	1.6	0.12	0.31	—
Ｔ－As	ppm	12.1	tr	2.3	—
Ｔ－Cu	ppm	196	9.6	12.3	—
Ｔ－Fe	ppm	472	76	—	—
Ｔ－Ni	ppm	46.1	7.2	—	—
Ｔ－Zn	ppm	986	5.1	—	—
Ｔ－Hg	ppm	1.36	—	—	—

水汚泥を1：1の容積比で混合したもの

⑩Ｍ１ｃ：乾燥した枝葉粉砕物Ｍと下水汚泥と炭を1：1：0.5の容積比で混合したもの

⑪Ｍｃ：炭と下水汚泥を1：1の容積比で混合したもの

3.3 各種成分分析等

成分分析等の種類・内容等について表－２に示す。

3.4 植栽試験

過去に試作して保存しておいた堆肥11種と、４年度に試作した堆肥２種の合計13種の堆肥を土壌に混合し、対照区と合わせて合計14の試験区を設置し、これにマテバシイの樹木ポット苗を各試験区５本ずつ（１本当り１㎡）植えて植栽試験を実施した。試験区は汚泥による堆肥を土壌に窒素として、㎡あたり50ｇ相当加え、さらにＮ、Ｐ、Ｋの比率が１：１：１に近くなるように無機質肥料で調整した。特にカリ分を補うことに重点をおいた。土壌は赤土とし、現地盤から高さ50cmに盛土し、表層30cmに堆肥を入れて混合する。実際の試験区は図－２の如くである。

主たる工程は以下のようである。

①草刈（16m×8m=128㎡）

②防草シート設置（75.6㎡:5.4×14m）、Ｍ型アンカーピンで止め

③各試験区の仕切りのためのラワン合板設置

④３５cm厚に赤土敷設

⑤堆肥散布（半量分）

⑥１５cm深、耕耘機で耕耘

⑦１５cm厚に赤土敷設

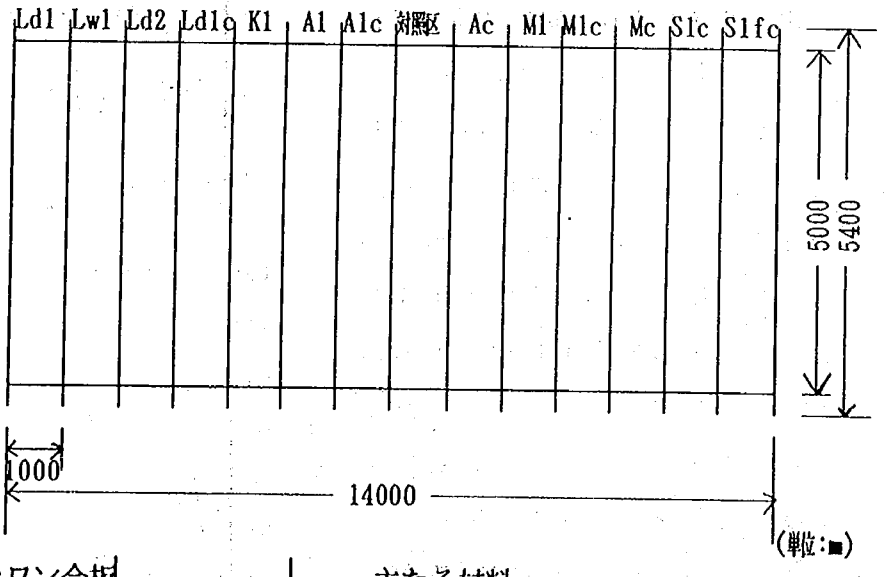
⑧堆肥散布（半量分）

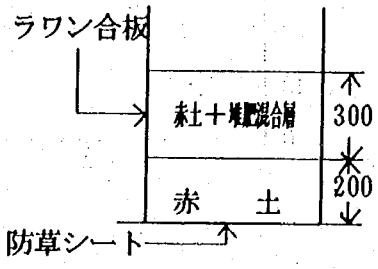
⑨１５cm深、耕耘機で耕耘

⑩整地敷均し　⑪植栽

表－２　分析項目等一覧

分析項目		内容
比重		見かけ比重を５ℓメジャーカップで測定
粒度		JIS Z8801に規定される標準ふるいを使用
水分		試料を100ｇ以上採取し0.1ｇ単位で測定
pH(H_2O)		ガラス電極法（HORIBA-M8E)により測定
EC		ECメーター(HORIBA-ES-12)により測定
CEC		セミミクロショーレンベルガー法
全窒素・全炭素		ＣＮコーダーにより測定
硝酸態窒素		蒸留法により測定
アンモニア態窒素		蒸留法により測定
金属類	P,K,Na,Ca,Mg,Cr,Fe,Ni,Cu,Zn,As,Cd,Hg,Pb	硝酸－過塩素酸により試料を分解し、原子吸光分光光度計により測定
衛生学的試験	病原大腸菌、腸球菌、真菌、結核菌、創傷感染菌、サルモネラ菌、黄色ブドウ球菌	試料中の病原細菌と疑われる菌の有無について、分離・培養試験等を中心に検査を行う。





主たる材料

防草シート	75.6㎡	5.4m×14m
ラワン合板	45枚	3枚×15列
赤土	35.0㎥	5.0m×14m×0.5m
マテバシイ	90本	70本の約２割増

図－２　試験植栽区

4. 調査結果

4.1 コンポスト化汚泥の試験製造

4年度に試作した堆肥を含めた堆肥13種類の性状は表－3の如くである。過去に試作したものについては、試作時に取扱性が良かったものはその後も良いが、保存の間に取扱性が良くなるということはなかった。また、今回試作した堆肥の発酵状況を把握するための温度の変化状況を図－3に示す。

①S1（木質粉砕物：消化脱水汚泥：炭＝1：1：0.5）

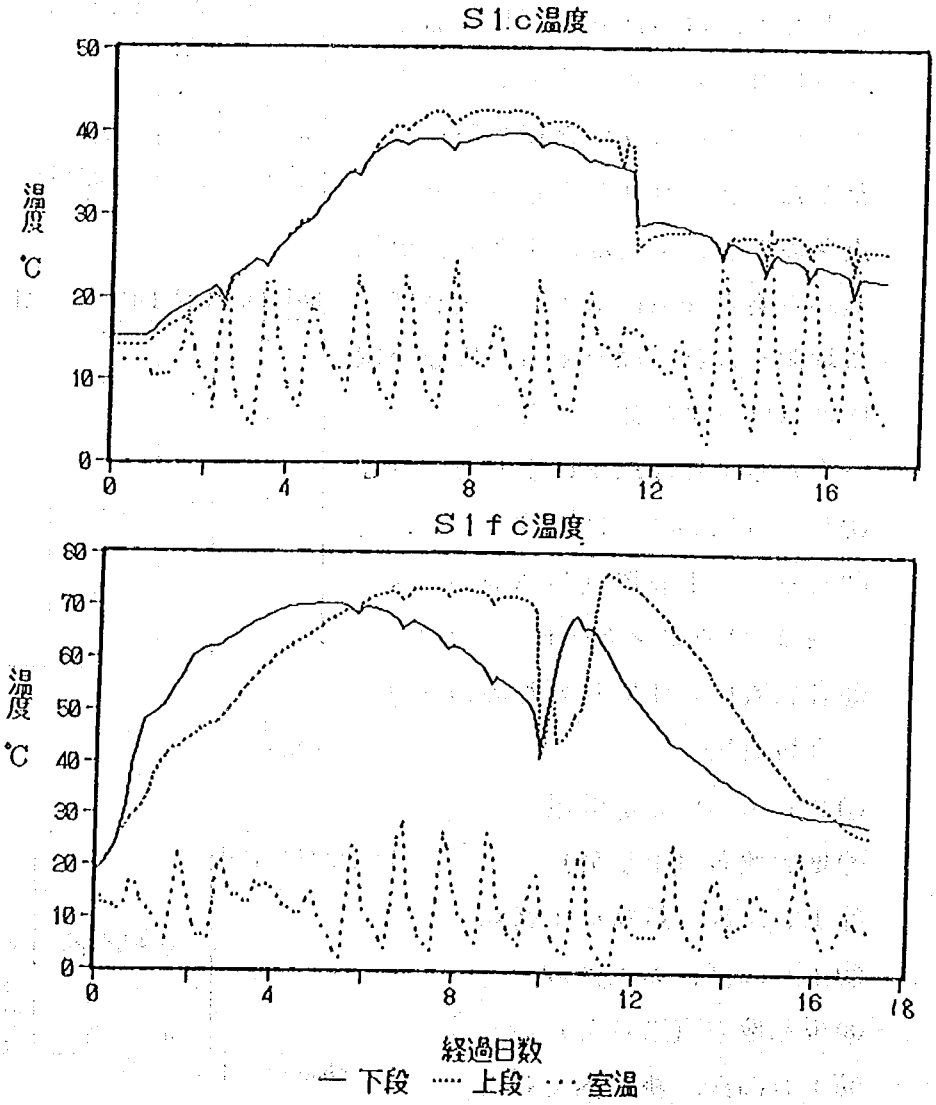
温度は40℃程度までしか上がらなかった。見かけ上の水分が少ないように見えたので、切り返し時に水を6%ほど足して水分調整も行ったが、結果的には無理があった。性状等は極めて良好であった。

②S1fc（消化脱水汚泥：炭：糖類＝1：0.5：0.3）

温度上昇は極めて急激であり、到達温度も70℃程度に達した。特に上部は極めて安定であるが、下部の温度は70℃程度の値を2日ほど示して降下した。下水汚泥のコンポスト化において病原菌等の死滅等の点から65℃以上の温度が48時間以上続くことが一つの目安になっているが、これらの温度はこの条件を十分満たしている。また、切り返し後の温度上昇も極めて急である。この高い発酵熱は過去の堆肥試作の結果から判断して、砂糖添

表－3　試作堆肥の性状一覧

堆肥名称	性状	取扱性	臭気
S1c	やや湿った性状	極めて良	弱カビ臭
S1fc	黒色（炭色）	普通	汚泥臭
Ld1	水分少、木質のみ目立つ	良	無臭
Lw1	木質目立つ	良	弱キノコ臭
Ld2	赤土塊状、木質目立たぬ	普通	弱キノコ臭
Ld1c	水分少、木質余り目立たぬ	極めて良	無臭
K1	3～5cmの塊が目立つ、水分多	やや不良	弱カビ臭
A1	1～2cmの塊が目立つ、やや水分多	普通	弱キノコ臭
A1c	サラサラしている、水分適度	極めて良	無臭
Ac	炭＋汚泥、2～3cmの塊多い、やや水分多	普通～やや不良	無臭
M1	2～3cmの塊多い、やや水分多	普通～やや不良	弱キノコ臭
M1c	2～3cmの塊が目立つ	良	弱カビ臭
Mc	炭＋汚泥	普通	無臭



図－3　S1とS1f。の温度変化状況

加による加速現象と考えて良いだろう。一時発酵終了の目安となる40℃の温度には、高い温度を保持していた上部で約15日後に達した。

4.2 発芽試験

発芽試験の結果を表－4に示す。これによると、やや発芽障害があると言えるのは、一次発酵終了後（仕込後2週間）に採取した4年度試作の堆肥（S1、S1fc）や2年度に試作したLd1cである。ただし、今年度試作の堆肥は4週間後に採取したものについては問題はない。したがって、問題があるのはLd1。であり、そのほかにも2年度のものは何らかの問題があるものが多い。特に、養分が濃すぎるような印象がある。ただし、いずれにしても本質的に大きな問題はない。

表－4　発芽試験結果

試料名	発芽率(%)	地上部生育障害	地上部生育	根成長阻害	根成長	根毛発達	全体評価
対照区	100	なし	悪い(蒸留水のみのため)	なし	良	良	養分不足で成長悪い
木粉	100	なし	良	なし	良	良	良、阻害皆無
炭	100	なし	良（極良）	なし	良	良	良好
Ld1	100	なし	良	なし	やや悪い	やや悪い	やや養分過多
Lw1	90	なし	良	なし	普通	普通	やや根に勢いがない
Ld2	100	なし	普通	なし	やや悪い	悪い	やや養分過多
Ld1c	70	なし	良	なし	やや悪い	悪い	発芽後の生育は良いがやや発芽障害がある
K1	90	なし	良	なし	普通	普通	良好
A1	100	なし	良	なし	良	良	極めて良
A1c	100	なし	良（極良）	なし	良	普通	極めて良
Ac	90	なし	良	なし	良	良	良好
M1	90	なし	良	なし	良	良	根が長い、やや養分不足
M1c	100	なし	良（極良）	なし	良	良	極めて良
Mc	100	なし	良	なし	良	良	バランスが良い
S1c(試作直後)	70	なし	良	ややあり	やや悪い	悪い	発芽後の地上部の生育は良いが発芽阻害がややある
S1fc(試作直後)	80	なし	普通	なし	やや悪い	良	発芽率はやや悪いが生育阻害は見られない
対照区(4週間後)	100	なし	良	なし	良	良	良好
S1c(4週間後)	100	なし	良（極良）	なし	良	良	極めて良
S1fc(4週間後)	100	なし	良	なし	普通	普通	良好

4.3 各種成分分析等

2年度から4年度に試作した堆肥等の各主成分分析一覧を表－5に示す。これによると、炭を含んだものは、計測上の水分は低くても見かけの水分が多く、取扱性が悪くなることが多い。pHについては全般に試作時より保存期間中に下がっているような傾向にある。C/N比については本来なら良い熟成の指標になるはずだが、炭を加えた堆肥が多く見かけのC/N比を上げる結果になるので、判断指標にはならない。その他でも、炭自体はCECも低く、少なくとも分析結果として炭の有意性を示すものはない。また、熱履歴がある堆肥にはほとんどの病原菌は検出されなかった。

4.4 性状のまとめ

４年度は、Ｓ１、Ｓ１ｆｃという、２種類の堆肥を製造したが、２年度、３年度に製造した堆肥を含めて性状の検討を行った。剪定枝葉の粉砕物に関して、２年度は、Ａ粉砕機等、３年度はＡ、Ｍの２粉砕機を使用したが、通常の枝葉であれば、粉砕機の差は問題にならなかった。その他の粉砕物や添加物に関しては建築廃材粉砕物は堆肥化には不適で、４年度の堆肥製造に用いた木質粉砕物は少なくともそれ自身で発芽障害がなければ、取扱性の良い堆肥ができることが分かった。炭は、物理的性質（水分、粒度等）による改良効果があった。糖分は、初期発酵の増進には明らかに効果があると思われるが、それがどの程度有益かは不明であった。

表－５　各種成分分析一覧

項　　目	単　位	Ｓ１ｃ	Ｓ１ｆｃ	Ｌｄ１	Ｌｗ１	Ｌｄ２	Ｌｄ１ｃ	Ｋ１
比重		0.48	0.57	0.38	0.40	0.57	0.43	0.52
ｐＨ	試作時	－	－	5.1	6.1	5.1	5.6	4.8
	今　回	6.3	7.1	4.9	5.7	5.4	4.9	5.2
含水率	%	69.7	68.4	54.4	62.9	69.2	64.5	74.3
全燐酸	%	2.47	4.42	6.38	6.51	7.18	5.9	5.37
全カリ	%	0.53	0.6	0.8	0.89	0.73	0.78	0.55
全ｶﾙｼｳﾑ	%	1.61	2.34	3.4	3.68	3.43	3.39	2.6
ＥＣ(1:10)	試作時	－	－	1.82	1.25	1.36	1.48	2.2
(mS/㎝)	今　回	2.02	2.72	3.78	2.19	2.24	3.02	3.81
ＣＥＣ	me/100g	48	40	87	80	82	84	59
Ｔ－Ｃ	%	56.69	54.41	26.82	37.09	37.59	44.09	40.51
Ｔ－Ｎ	%	1.86	2.74	3.28	3.11	3.23	2.92	2.36
C/N比		30.5	19.9	8.2	11.9	11.6	15.1	17.2
ｱﾝﾓﾆｱ態窒素	N-㎎/100g	38.2	422	65.6	72.1	49.3	83.5	43.6
硝酸態窒素	N-㎎/100g	30.4	46.4	57.9	6.7	8.6	44.5	53.3

項　　目	単　位	Ａ１	Ａ１ｃ	Ａｃ	Ｍ１	Ｍ１ｃ	Ｍｃ
比重		0.56	0.54	0.69	0.58	0.56	0.63
ｐＨ	試作時	7.0	7.4	6.6	6.8	6.9	6.5
	今　回	6.3	6.2	5.5	6.4	6.3	5.7
含水率	%	66.7	48.4	55.1	74.5	56.1	46.3
全燐酸	%	5.63	2.37	2.82	5.32	2.66	1.47
全カリ	%	1.18	1.39	1.08	1.14	1.22	1.07
全ｶﾙｼｳﾑ	%	3.64	1.61	1.15	3.58	1.61	0.63
ＥＣ(1:10)	試作時	1.38	1.07	1.65	1.39	1.24	0.89
(mS/㎝)	今　回	1.72	1.97	2.16	1.35	2.12	1.8
ＣＥＣ	me/100g	73	60	42	71	62	39
Ｔ－Ｃ	%	37.18	60.77	55.08	36.9	60.03	71.42
Ｔ－Ｎ	%	2.62	1.46	1.21	2.55	1.63	0.90
C/N比		14.2	41.6	45.5	14.5	36.8	79.4
ｱﾝﾓﾆｱ態窒素	N-㎎/100g	47.2	26.2	31.3	54.6	48.7	17.6
硝酸態窒素	N-㎎/100g	9.7	28.9	19.5	11.4	34.7	11.8

これまでの結果から、好ましい堆肥の構成は下水汚泥（本試験と同等品、高分子凝集剤使用消化脱水汚泥、水分80％強）の容積が１に対し、よく乾燥した枝葉粉砕物の容積が１、水分調整用材（炭粒、パーライト等で、特に炭では水分を良く吸うもの）の容積が0.5で、下水汚泥は粒状に加工してやや乾燥できればなお良いことが分かった。また、仕込時の水分は60％弱となるのが好ましく、この場合、植物素材有機物全般の例として、水分を極度に下げると水を吸い込みにくくなり、分解が遅くなる傾向にあるので、汚泥の水分はそのままで、枝葉粉砕物の水分だけを極度に下げるようなことはしない方がよいことが分かった。

5.　今後の問題点

平成４年度に試験植栽を行ったので、その追跡調査を行う必要がある。また、実際にコンポスト化を実施するに当たっての留意事項の整理・検討を行い、それらを総合的に取りまとめたリサイクルマニュアル（案）の作成を行っていく予定である。

6．下水道施設コンクリートのライニング防食に関する調査

化学研究室　　室　　長　片脇　清
主任研究員　坂本浩行

1．まえがき

近年，下水処理場や下水管路においては，下水中の有機物分解後の二酸化炭素による中性化や硫化水素に起因した微生物作用によるコンクリートの劣化が問題になっている。一方，下水道整備の進展に伴って下水道施設のストック量が増大していることから，今後これらの施設の維持管理を合理的に進めるうえで，下水道施設コンクリートの防食は重要なことになって行くものと思われる。本調査では，硫化水素による下水処理場コンクリートの劣化を対象にして，その防食対策を確立しようとするものである。

３年度はコンクリートの下地処理に関する問題として，防食材を塗布する場合の水分含有量や表面仕上げ等を変化させた場合の，耐酸性試験を行いその影響を明らかにした。４年度は，これらの結果をもとに防食材の防食性や材料選定する場合の評価方法に関する調査を行った。

2．調査目的

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

3．調査方法

調査項目及び試験方法を表－１に，試験に用いた防食材の種類を表－２に示す。

（１）耐薬品性試験

コンクリート配合は，呼び強度210Kgf/cm²，スランプ 8cm，粗骨材最大寸法20mmを用い，30（縦）×30（横）×５（厚），または30×15×5 cm形状のコンクリート供試体を作製した。コンクリートに防食材を塗布する条件は，①コンクリート中の水分８％以下（乾燥），②コンクリート中の水分８％以上（湿潤）で，コンクリートの表面のレイタンスをワイヤーブラシで除去したのち，防食材を塗布して防食材とコンクリートとの耐酸性，耐アルカリ性及び耐水性試験を行った。浸漬期間は30日間で，試験温度は60℃にして促進試験を行った。

（２）防食材の一般性能評価試験

耐薬品性試験と同様，コンクリート等に防食材を塗布して防食材の防水性，耐衝撃性，クラック追

表－1　調査項目及び試験方法

区分	調査項目		塗装区分	試験温度	試験方法	試験目的
防食材＋コンクリート等	ブランク（空中）		全面	20℃	・材令毎に下記の測定を行う ①目視による防食材の損傷状況 ②天秤による質量変化 ③携帯型接着力試験器（接着板4×4cm）による接着力	比較材
	耐酸性	1%硫酸	全面	60℃		・促進試験による防食材の耐酸性
		5%硫酸	全面			
		10% 硫酸	全面			
	耐ｱﾙｶﾘ性	飽和水酸化ｶﾙｼｳﾑ	全面	60℃		・促進試験による防食材の耐ｱﾙｶﾘ性
		10% 苛性ソーダ	全面			
	耐水性	水道水	一面	60℃	材令毎に損傷状況，接着力を測定	背面水による剥がれ
	防水性		一面	20℃	JIS A-1404，水圧 3kgf/cm²	止水抵抗性
	耐衝撃性		一面	20℃	JIS K-5400，デュポン式	衝撃抵抗性
	ｸﾗｯｸ追従性		一面	20℃	ｽﾚｰﾄ板に防食材を塗布後引張試験	防食材のひび割れ追従性
	気体透過性		一面	20℃	JIS K-7126，使用ガス，メタン	ガス透過性
	耐摩耗性		一面	20℃	JIS K-7204，テーバ式摩耗試験器	耐摩抵抗性
	温度ｻｲｸﾙ		全面	—	-20 ～60℃，100 サイクル後	熱収縮応力によるひび割れ
	ｺﾝｸﾘｰﾄの接着強度		なし	20℃	携帯型接着力試験器	ｺﾝｸﾘｰﾄ自体の接着強度
防食材のみ	混合均一性		—	20℃	JIS K-5400　100gスケール	・防食材施工時の作業性
	可使時間		—	20℃	JIS K-5400，100gスケール	
	硬化時間		—	20℃	JIS K-5400	
	だ　れ		—	20℃	JIS K-5400	

従性，気体透過性，耐摩耗性及び温度サイクル試験を行った。

（3）防食材の施工性試験

防食材を施工性する場合の作業性を確認するために，混合均一性，可使時間，硬化時間及びだれ試験を行った。

（4）コンクリート自体の接着強度試験

防食材をコンクリートに塗布して接着力を測定した場合，母材となるコンクリート

表－2　試験に用いた防食材の種類

No	防食材区分	使用区分	設計厚さ
①	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	乾燥用	0.45(mm)
②	ｴﾎﾟｷｼ樹脂　(2-1)	乾燥用	0.45(mm)
③	ｴﾎﾟｷｼ樹脂　(2-2)	乾燥用	0.90(mm)
④	ｴﾎﾟｷｼ樹脂　(3)	湿潤用	0.45(mm)

自体の凝集破壊となる場合が多いので，コンクリートの配合を変えてコンクリート供試体を作製し，材令28日における接着強度試験を行った。コンクリートの配合は，呼び強度160, 210, 270 及び350(Kg f/cm²)のものを用いた。

4．調査結果

調査結果をまとめてみると次の通りである。

4．1　耐薬品性試験

（1）外観観察

浸漬試験における防食材の外観観察結果を表－3に示す。防食材の塗膜変化は，各試験溶液とも一般的には試験材令の経過とともに，表面光沢度の消失，くもり，変色，塗膜の破壊という形で現れてくる。

表－3　浸漬試験における防食材の外観観察結果

浸漬液の種類	防食材種類	試験材令（日）				観察区分
		3	7	15	30	
硫酸 1 %	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	③	③	②	④	(1) 塗膜の変化過程 光沢度消失 ↓ くもり ↓ 変色
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	③	③	③	②	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	②	②	②	②	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	④	④	④	
硫酸 5 %	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	③	③	⑦	⑦	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	③	③	②	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	②	②, ⑧	⑥	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	④	④	④	
硫酸 10%	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	③	③	⑦	⑦	(2) 塗膜の観察状況 ①変化なし ②光沢度消失 ③くもり ④変色 ⑤ふくれ ⑥剝がれ ⑦ポップアウト（塗膜のふくれが破裂したもの） ⑧ガラスクロスの剝がれ ⑨ガラスクロスの溶解
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	②, ④	②, ④	④	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	②, ④	②, ⑨	④	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	④	④	④	④	
苛性ソーダ 10%	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	③	③	④	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	③	③	②	②	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	②	②	②	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	④	④	④	
飽和水酸化カルシウム	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	④	④	④	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	③	③	②	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	②	②	⑥	④	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	①	④	④	
水道水	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	③	③	③	③	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	①	①	③	③	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	①	①	①	①	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	⑤	④	④	
ブランク（気中）	ﾀｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂(1)	①	①	①	①	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-1)	①	①	①	①	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (2-2)	①	①	①	①	
	ｴﾎﾟｷｼ樹脂 (3)	①	①	①	①	

浸漬液にみると，他のものと比べて硫酸 5%及び10%が厳しく，浸漬初期に塗膜の変色，ふくれ，剝がれ，ポップアウト，ガラスクロスの剝がれ，ガラスクロスの溶解といった現象が認められた。また，水道水においても試験温度が60℃と厳しいことから，防食材によっては塗膜のくもり，変色，ふくれといった現象が認められるものもあった。

防食材を比較してみると，タールエポキシ樹脂が硫酸及び飽和水酸化カルシウムで他のものより，塗膜の変色，ポップアウトが多かった。また，エポキシ樹脂(3)は他のものに比べて，浸漬初期から塗膜の変色が発生する傾向にあった。

（2）質量変化

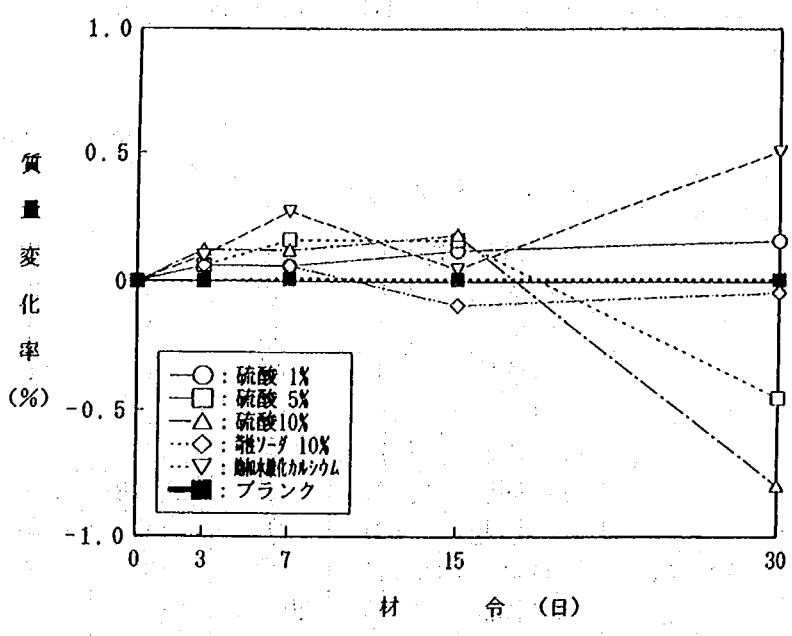
質量変化は4種類の防食材について試験を行ったが，このうち，タールエポキシ樹脂とエポキシ樹脂の質量変化率と材令の関係を図－1～2に示す。タールエポキシ樹脂の質量変化は，①増加の傾向を示すもの，②減少傾向を示すもの，③あまり変化のないものに分かれる。

質量変化の減少を示す硫酸については，塗膜外観観察と対照して見ると，材令15及び30日ではポップアウト（塗膜のふくれが破裂）が発生していることから当然のことといえる。

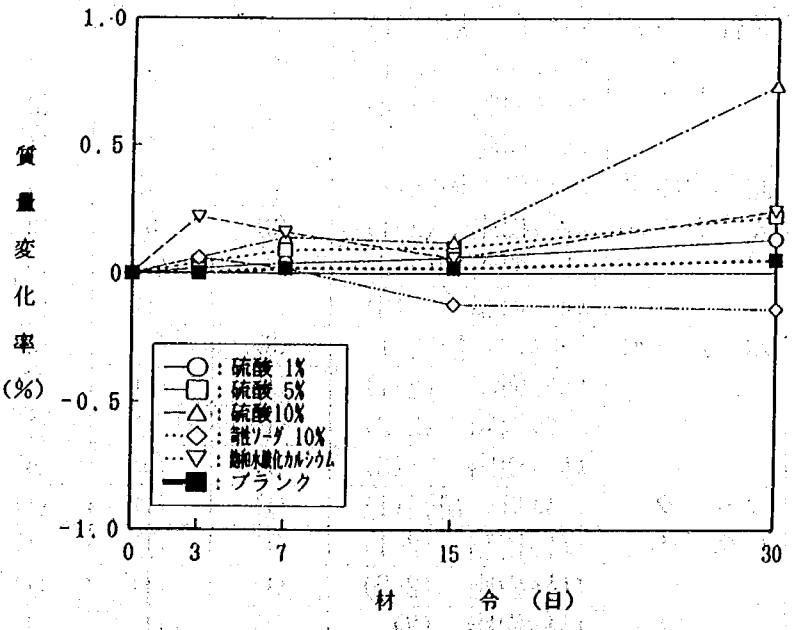
エポキシ樹脂の質量変化は，飽和水酸化カルシウムではタールエポキシ樹脂と同様増加の傾向を示すが，硫酸では特に減少の傾向は認められない。

（3）接着力

接着力試験は4種類の防食材について試験を行ったが，このうち，タールエポキシ樹脂とエポキシ樹の接着力と材令の関係を図－3～4に示す。接着力試験における破壊形式は，すべてコンクリートの凝集破壊であった。タールエポキシ樹脂の接着力は，水道水やブランク（気中養生）に比べて見ると全般的に低下の傾向にあるが，その傾向は硫酸 1%，5 %及び10%のもの



図－1　耐薬品性試験における質量変化と材令の関係
（タールエポキシ樹脂(1)，0.45 mm厚）



図－2　耐薬品性試験における質量変化と材令の関係
（エポキシ樹脂(2-1)，0.45 mm厚）

に認められる。

エポキシ樹脂の接着力は，水道水やブランクに比べて若干小さいものもあるが大差ないといえる。

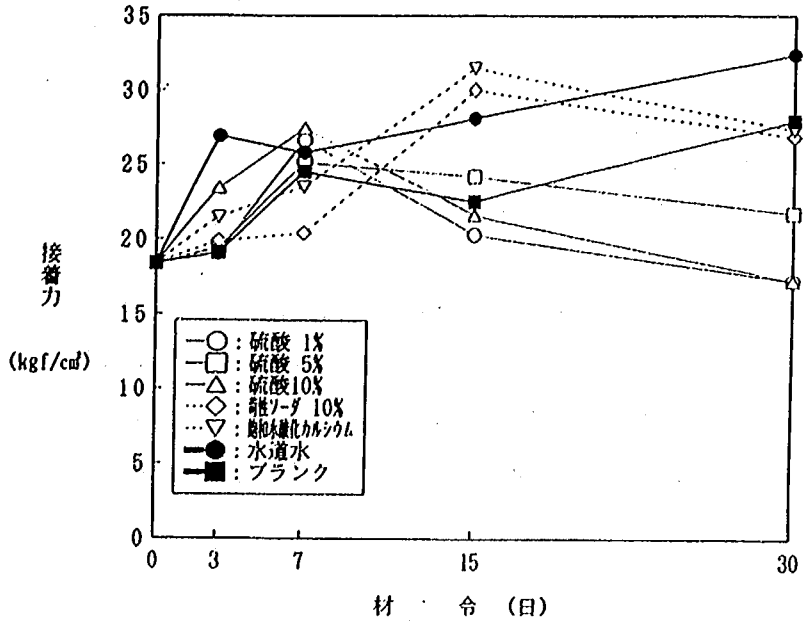
なお，材令の経過とともに，接着力は浸漬当初の値より大きくなっていく傾向にあるがこれは，浸漬温度を60℃としたため，全体的に養生効果がでたものと考えられる。

4．2　防食材の一般性能評価試験

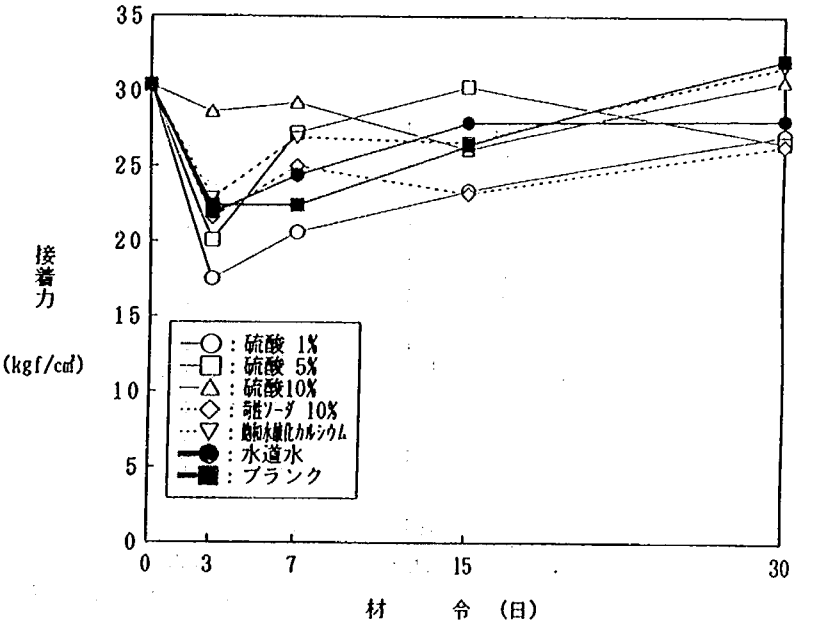
防食材の一般性能評価試験結果を表－4に示す。クラック追従性や，温度サイクルの接着力においては防食材間の差が認められるが，防水性，耐衝撃性，気体透過係数，耐摩消耗性については防食材間にあまり差は認められない。

4．3　防食材の施工性試験

防食材の施工性（作業性）試験結果を表－5に示す。混合均一性は，特に問題はないが，硬化時間は作業の迅速性を考慮するとさらに短縮する必要がある。また，だれが発生するものは塗膜の均一性，美観といった点から好ましくなく改良する必要があるといえる。



図－3　耐薬品性試験における接着力と材令の関係
（クールエポキシ樹脂(1)，0.45 mm厚）



図－4　耐薬品性試験における接着力と材令の関係
（エポキシ樹脂(2-1)，0.45 mm厚）

表－4　防食材の性能評価試験結果

防食材種類	防水性 (g)	耐衝撃性	クラック追従性 引張り強さ (kg)	クラック追従性 伸び (mm)	気体透過係数 * (*)	耐摩耗性 (mg)	温度サイクル 接着力変化率 (%)	温度サイクル 質量変化率 (%)
クールエポキシ樹脂(1)	0.5	変化なし	17.5	0.27	0.5 以下	4	140	0.03
エポキシ樹脂 (2-1)	0.6	変化なし	16.9	0.58	0.5 以下	8	90	0.02
エポキシ樹脂 (2-2)	0.5	変化なし	47.1	6.80	0.5 以下	4	83	0.02
エポキシ樹脂 (3)	0.9	変化なし	21.9	0.33	0.5 以下	8	89	0.01

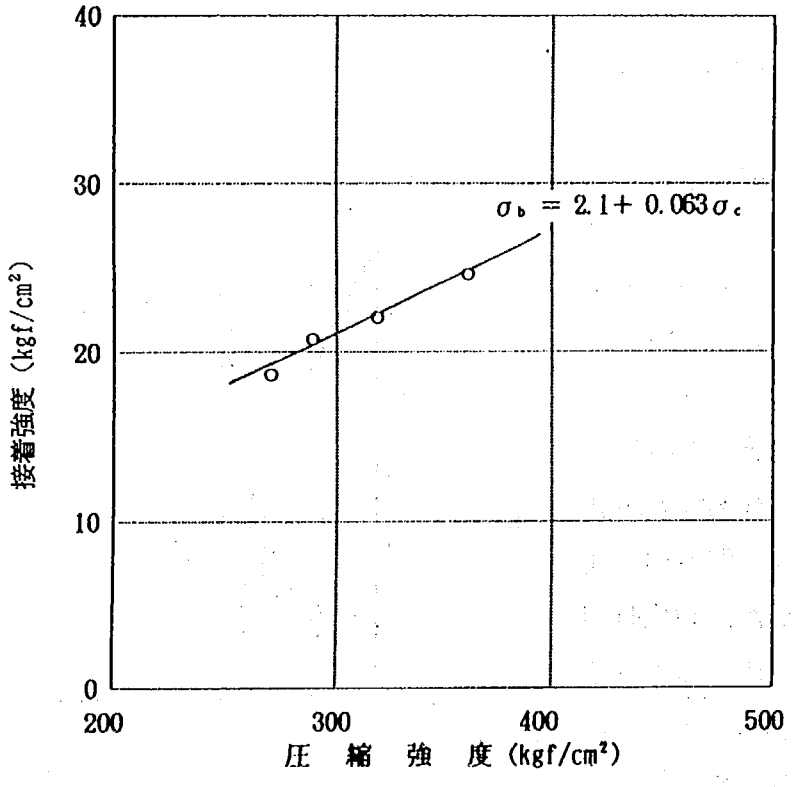
（注）（ * ）：気体透過係数の単位は，($cm^3 \cdot cm/cm^2 \cdot s \cdot cmHg$) である。

表－５　防食材の施工試験結果

防食材種類	試験項目			
	混合均一性	可使時間（min）	硬化時間（hr）	だれ
ｸｰﾙｴﾎﾟｷｼ 樹脂　(1)	良　好	８７	８	あ　り
ｴﾎﾟｷｼ樹脂　(2-1,2-2)	良　好	１０５	１３	あ　り
ｴﾎﾟｷｼ樹脂　(3)	良　好	４６	１２	な　し

４．４　コンクリート自体の接着強度

コンクリートの配合を変えた場合の圧縮強度と接着強度の関係を図－５に示す。コンクリートの接着強度と圧縮強度は比例関係にあり，例えば，圧縮強度200 ～400Kgf/cm²のコンクリートの接着強度は15～28Kgf/cm² に対応する。なお，接着試験において，破壊形式はすべてコンクリートの凝集破壊であった。



図－５　コンクリートの接着強度と圧縮強度の関係

５．今後の課題

コンクリート表面に各種防食材を塗布して耐薬品性試験，防食材の一般性能評価試験，防食材の施工性試験，コンクリート自体の接着強度等に関する調査を行った。この結果，耐薬品性試験においては，さらに浸漬液の濃度，試験時間，及び試験温度等を検討する必要がある。また，防食材の一般性能評価試験や施工性試験試験についても，防食材に要求される性能を的確に評価する試験方法を見出していくことが今後の課題である。

Ⅶ. 河川事業調査費による研究

１．河川における藻類増殖機能に関する調査

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
研　究　員　松宮　洋介

１．調査目的

近年、社会活動の増大に対して、下水道整備が遅れているために、水質汚濁が顕在化しているところもある。なかでも公共用水域に窒素(N)、燐(P)が過剰に蓄積していることが一因となって生じている藻類の異常増殖による水質汚濁は、水質管理上、大きな問題となっている（文献１）。そのような水域の一つとして、河川の河口部があり、夏期に行った富栄養化の実態調査の結果をもとに、藻類増殖機構及びその影響の解明を試みた。

２．平成３年度までの調査結果

平成３年度は、江戸川行徳可動堰の下流を対象に調査を実施し以下の知見を得た。

①夏期に底層の溶存酸素(DO)濃度が、表層に比べかなり小さくなっている。

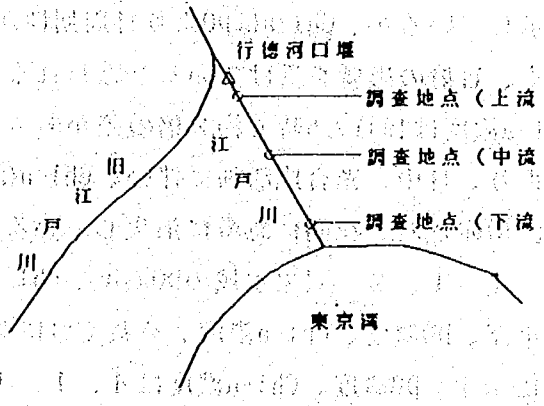
②栄養塩が対象水域には十分存在するため、藻類増殖をを左右するのは気象条件である。

③底泥の酸素消費は、藻類の呼吸や有機物の分解による酸素消費に比べかなり小さい。

３．調査方法

３．１　水質調査の方法

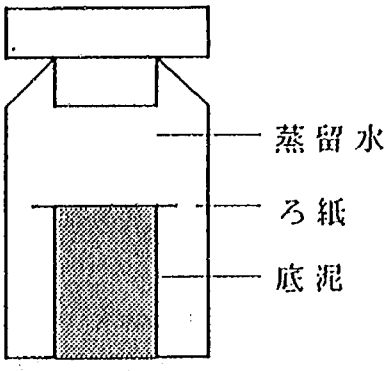
昨年度に引き続き調査地点として江戸川行徳可動堰下流部を選定した（図－１）。可動堰は洪水調節用の施設であるため、通常は閉め切られている。したがって、この水域への上流からの淡水流入はほとんどない。また、昨年度の調査結果によると、調査対象水域の塩化物イオン濃度は平成3年8月1日の測定で約10.4～13.8(g/l)であった。平成4年7月31日午後1時から8月1日午前11時まで2時間ピッチで24時間連続水質調査を行った。当日の気象条件は晴で、気温は約28～33℃であった。調査地点は堰から河口方向に3箇所設定した（図－１）。上流地点は堰から約60m、中流は約1350m、下流は約2800mの位置にある（以下、各調査地点を単に上流、中流、下流と呼ぶ）。また堰下流水域での横流入がないため、各地点で、流心のみを調査対象とした。水深方向は、0、2、4、6、8割水深を対象とした。本報告中の水質指標とその調査（分析）方法は、DO濃度がYSI社の58型DO計による現場測定の他は、文献２によった。採水から分析までは最大約２日の時間経過があったが、その間、冷暗所で試料を保存し、採水試料の変質防止に努めた。



図－１　調査地点付近の概略図

3．2　底泥調査の方法

底泥について、底泥厚と底泥による酸素消費(SOD)の関係を調べるために室内実験を行った。平成4年12月1日にエクマンバージ採泥器（離合社製）で、上流の調査地点から採泥した試料を用いて、図－2の装置で、底泥厚を2通り（131mm、51mm）設定しSODの測定を行った。DO測定にはDO電極（オービスフェア社）を用いた。ろ紙で底泥表面をおおうのは、DO測定時に底泥が巻き上げられるのを防ぐためである。測定時に底泥が巻き上げられるとDO消費が増え、測定誤差を大きくする。またこの底泥の有機物等の含有率は、含水率30.5%、強熱減量1.44%、化学的酸素要求量（COD Mn法）3.13（g／g湿重）であった。但し、湿潤試料は、採泥試料を5mmのふるいでこした後、24時間静置し、上澄みを捨てて、調整した。



図－2　底泥実験の方法

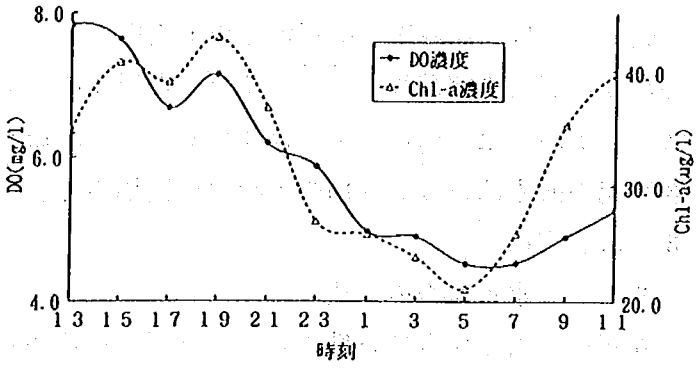
4．調査結果

4．1　水質調査の結果

4．1．1　DO濃度とChl-a濃度の時系列変化

水域のChl-a濃度、DO濃度の時系列変化を図－3に示す。図中のChl-a濃度、DO濃度は水深方向に加重平均し、流下方向（上、中、下流）には算術平均して求めた。

DO濃度とChl-a濃度はよく似た周期的変動を示しているが、Chl-aはDOより日周期性が高く、日射の影響を受けていると思われる。Chl-a濃度は19時と5時で約2倍の差があった。つまり、日中、光合成活動に伴い、Chl-aは活発に増産され、夜間に急激に消失している。

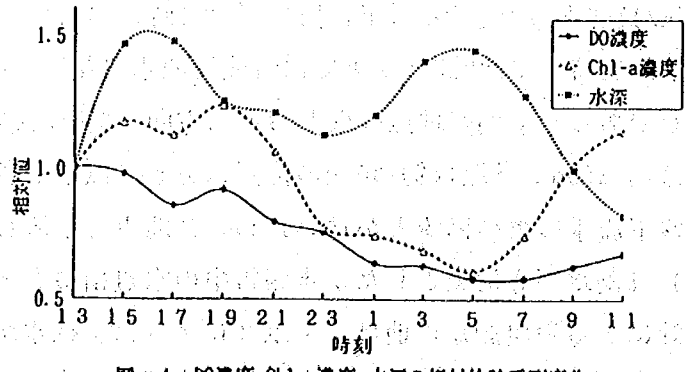


図－3 DO濃度, Chl-a濃度の時系列変化

4．1．2　対象水域のDO濃度、Chl-a濃度に対する外部水域（東京湾）及び潮汐の影響

水深、DO濃度、Chl-a濃度、それぞれについて、13時の値を基準とした相対的な時系列変化を図－4に示す。DO濃度、Chl-a濃度は4．1．1で求めた値を用いて相対値を求めた。また水深は各地点の値を算術平均して相対値を得た。

対象水域の水質に対する外部水域の影響を考慮する場合、対象水域と外部水域との物質の出入りを明らかにするため、外部水域との境界で、流速及び水質の測定を行わなければならない。今回の調査において、当然、流速も調査対象としていたが、ボート上という不安定な足場での測定作業であったため、うま



図－4 DO濃度, Chl-a濃度, 水深の相対的時系列変化
（13時の値を1とする）

く計測できなかった。そこで外部水域（東京湾）の影響について、水深を用いて若干の考察を加える。

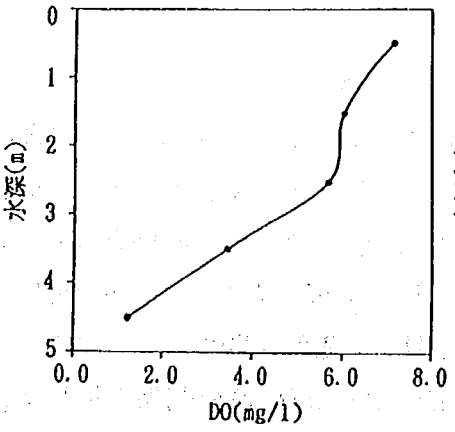
17時は光合成が、依然、活発に行われていたと予想される時間帯であるが、DO濃度とChl-a濃度はともに15時及び19時の値よりも小さい。これは17時は対象水域に東京湾から大量に水が流入している状態（満潮に近い状態）であるため、東京湾から対象水域より低濃度のChl-a、DOを含んだ海水が流入し、それらの濃度を低下させていたのではないかと思われる。

また、5時から11時にかけて、急激にChl-a濃度が上昇しているにもかかわらず、DO濃度は、あまり上がっていない。Chl-a濃度の増加は、藻類の光合成活動をあらわしていると考えられるので、水域にChl-a濃度の増加速度と同程度の速度でDOを供給していたと考えられる。一方、この時間帯は、調査の２日目が大潮であったため、水深が急激に下がっており、流速がかなり大きかったことが予想される。そこで、急に大きくなった流速により、底泥にそれまで以上の掃流力をが加わり、巻き上げ等の影響で、底泥によるDO消費が著しく増えたため（文献３）、DO濃度の増加が低く抑えられたと思われる。

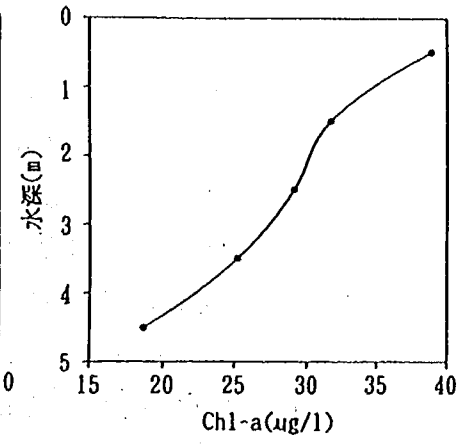
４．１．３　DO濃度、Chl-a濃度の水深方向変化

水域のDO濃度、Chl-a濃度の水深方向変化を図－５，６に示す。図中のDO濃度、Chl-a濃度の値は、調査で得られたそれぞれのデータを水深について0-1,1-2,2-3,3-4,4-5mの５グループに分類し、それぞれのグループ内で算術平均した。

DO濃度は水深が深くなる程、低くなっている。また、3-4mの層以深で急激にDO濃度が低下しているが、これについては、これらの場所で①光合成が著しく制限されていた②上層部との混合状態が急激に悪くなった③底泥によるDO消費が非常に大きい、等の理由が推察されるが、どの影響がより大きいかは不明である。



図－５　水深方向のDO濃度変化



図－６　水深方向のChl-a濃度の変化

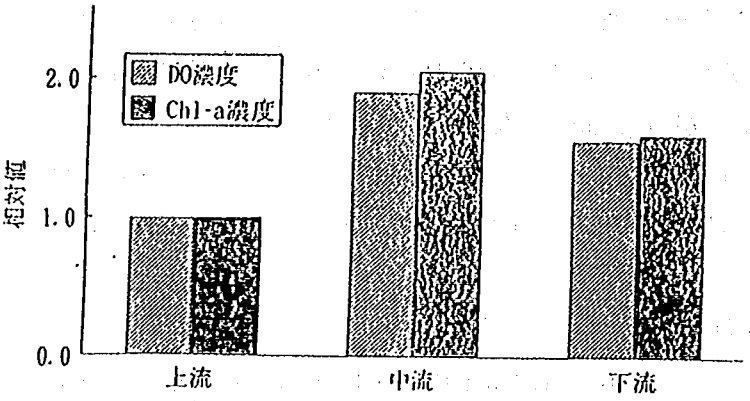
また、上流は極端に水深が深くなっており（各地点ごとに算術平均して得られた水深は、上流、中流、下流、それぞれ、6.1,2.6,2.6mであった。）最下層部（８割水深）のDO濃度の算術平均値は0.5(mg/l)であった。

Chl-a濃度も水深が深くなる程、低くなっている。しかし、その様子は、DOの場合と少し異なっており、濃度分布が、表層(0-1m)、中層(1-4m)、下層(4-5m)に大別できる。表層では、光が十分に供給され、光合成活動が活発に行われるため、他の層に比べ極端にChl-a濃度が高くなっていると考えられる。

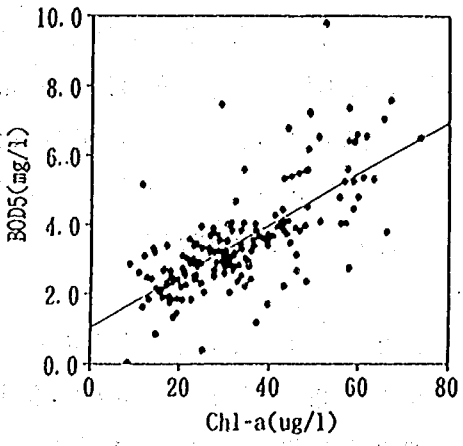
４．１．４　DO濃度、Chl-a濃度の流下方向変化

水域のDO濃度、Chl-a濃度の流下方向変化の相対値を図－７に示す。図中の値は、それぞれの指標について、水深が0-1mのデータを算術平均して得られた濃度について、上流を基準として求めた。

上流は中流、下流に比べ、DO濃度、Chl-a濃度が低い。上流は中流、下流に比べ、４．１．３に示したように水深が著しく大きいため、底層部の無光層の影響が一因として考えられる。つまり無光層では藻類の増殖活動（光合成）が抑制され、Chl-a濃度の小さい層が形成されて、それが上流水域全体としてChl-a濃度を低下させていると思われる。DO濃度についても、同様に上流底層部の貧酸素水塊の影響が一因と思われる。



図－７　DO濃度, Chl-a濃度の相対的流下方向変化
（上流の値を1とする）



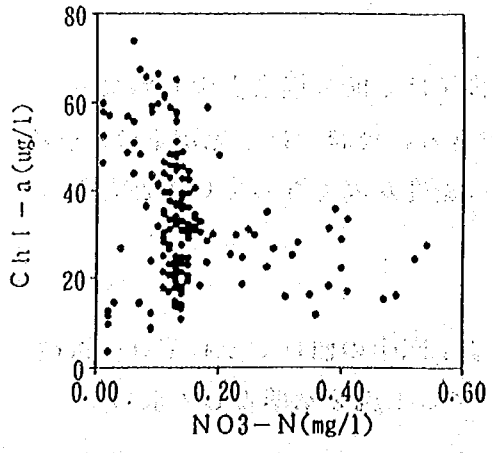
図－８　BOD5とChl-a濃度の関係

４．１．５　BOD5とChl-a濃度の関係

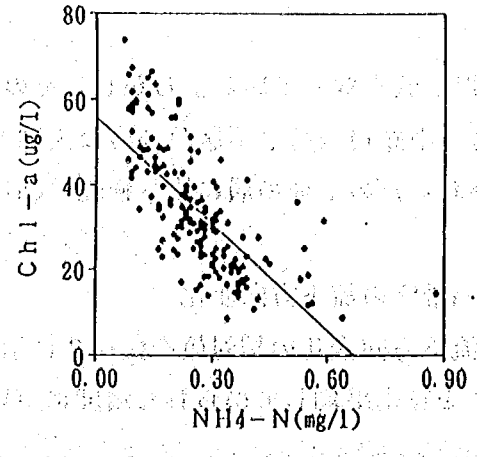
図－８はBOD5とChl-a濃度の関係を示している。１次近似した時の相関係数は0.70であり、Chl-a濃度とBOD5は強い相関関係があることが統計的に示されている。藻類量をChl-a量と仮定すると、回帰式のｙ切片（1.04(mg/l)）は藻類の影響を除いた、BOD5となる。BOD5の測定結果の算術平均が3.46(mg/l)なので、BOD試験の結果は藻類の影響が大きいことが予想される。

４．１．６　Chl-a濃度と溶解性N,P濃度の関係

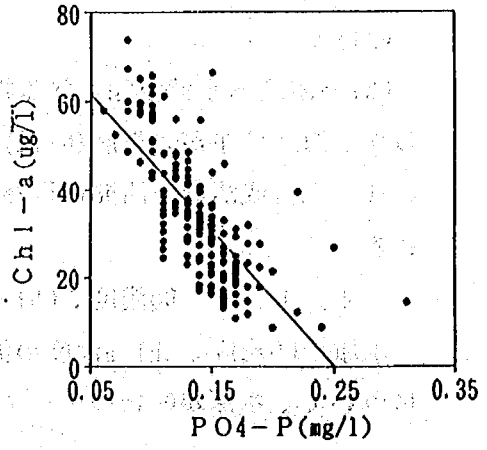
図－９～１１はChl-a濃度と溶解性栄養塩(N,P)の関係を示したグラフである。硝酸性窒素(NO3-N)濃度はChl-a濃度とほぼ無関係に、水域に存在しているが、アンモニア性窒素(NH4-N)濃度及びオルトりん酸(PO4-P)濃度はChl-a濃度と相関関係が認められる。水域内で藻類はN源として、NH4-NをNO3-Nより選択的に摂取していると考えられる。



図－９　Ｃｈｌ－ａとＮＯ3－Ｎの関係



図－１０　Ｃｈｌ－ａとＮＨ4－Ｎの関係

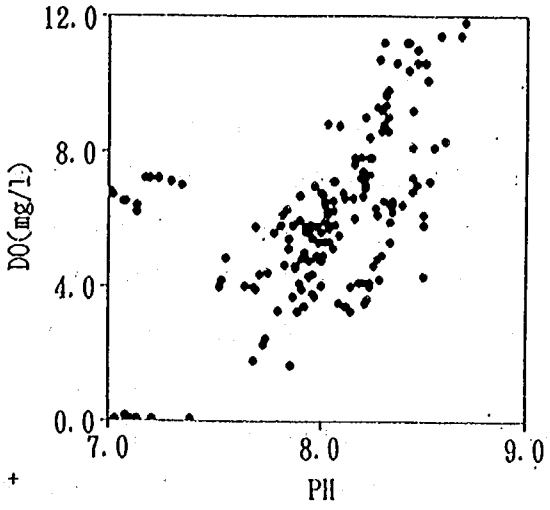


図－１１　Ｃｈｌ－ａとＰＯ4－Ｐの関係

４．１．７　DO濃度とPH値の関係

図－１２はDO濃度とPH値の関係を示している。一般に水域中のPHの変化は、下記の化学式で示されるような炭酸平衡と深い係わりを持っている。また藻類の光合成により水域のCO_2が利用されると上記式の平衡が左へ移動するため、水域のPHが上昇すると考えられているが（文献４）、今回得られたデータからもこのことは確認できた。

$$CO_2 + H_2O \leftrightarrows H_2CO_3 \leftrightarrows HCO_3^- + H^+ \leftrightarrows CO_3^{2-} + 2H^+$$

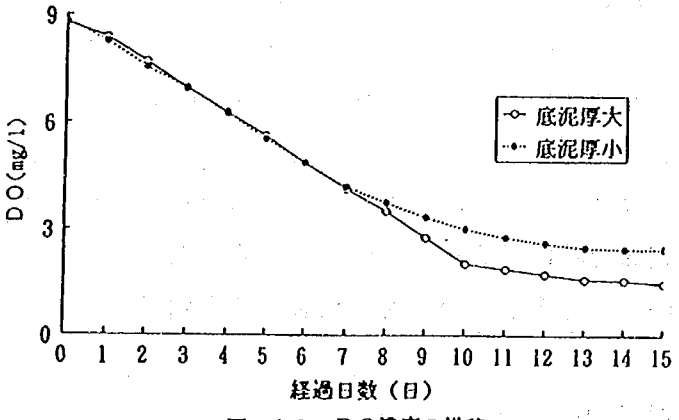


図－１２　DO濃度とPHの関係

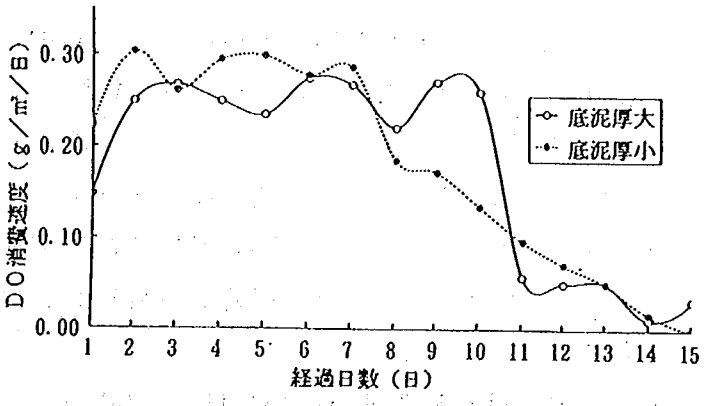
４．２　底泥調査の結果

図－１３及び１４はSOD実験の結果を示している。実験開始から１週間程度は底泥厚に関係なく、DO濃度が低下している。底泥厚が小さいほうが、DO消費速度が極端に低下する時期が早く訪れている。

底泥実験の結果、底泥厚が大きい程、DO消費ポテンシャルが大きいが、底泥厚は、DO消費速度に対して、一定期間内において、影響を与えないことがわかった。



図－１３　DO濃度の推移



図－１４　DO消費速度の推移

５．まとめ

本報告では富栄養化した河口域における夏期の水質日変動について、DO、Chl-a、BOD、N、P、PHを用いて、その実態解明に努めた。主な結果をまとめると、以下のようになる。

①Chl-a濃度は、周期的な日変動を示す。

②水域のDO濃度の日変動は潮汐等の影響を受けて、Chl-a濃度の変動より複雑になっている。

③DO濃度はある深さ以上で、急激に減少する。

④堰直下流では他の水域と比べて、DO、Chl-a濃度が低い。

⑤BOD試験結果に占める藻類呼吸の影響は大きい。

⑥水域内の藻類はN源としてNH4-NをNO3-Nより選択的に摂取している。

⑦実験開始後、一定期間内において、底泥厚はDO消費速度に対して影響を与えない。

6．今後の課題

6．1　水域内の有機物指標について

今回の調査において有機物の指標としてBOD5を用いたが、BODとは、DOの存在のもとで水中の分解可能な有機物質が細菌やﾌﾟﾗﾝｸﾄﾝ等の好気性微生物によって分解されて安定化するために要する酸素量を示す（文献２）ため、藻類呼吸による影響が大きい場合、BODは有機物指標として不適当である。CODﾏﾝｶﾞﾝは酸化剤である過ﾏﾝｶﾞﾝ酸ｶﾘｳﾑの酸化力等に問題があり（文献５）米国では現在、公定法でない。CODｸﾛﾑは試料が海水であるため、米国公定法（文献６）に従い採水試料を希釈調整すると、濃度が定量下限値を下回るため、採用できない。TOCの場合、試料に塩化物ｲｵﾝが多量に含まれているため、分析機器の劣化を速めてしまう。また基本的に溶解性の有機物のみの計測となる。さらに低濃度であるため、得られた値の信頼性に疑問が残るが、現状ではTOCが一番よい方法と思われる。

6．2　採水試料の変質について

夏場の現地調査における採水試料の変質防止については、採水試料数が増えたり、長時間に及ぶ調査になると、特に注意を要する。今回の調査において、採水試料はクーラボックスで冷蔵保存し、持ち帰って分析したが、現地で固定できるものは、極力、固定したほうがよいと思われる。

6．3　底泥による酸素消費(SOD)速度測定の実験方法について

底泥を用いた室内実験を行う際の最も大きな問題点は、水域からの採泥時における不確実性である。水域中に底泥が一様に分布していない上、採泥作業もたえず一定に行うことはできない。さらに水域での底泥によるDO消費速度は実験で得られた値よりも一般に大きいと言われている（文献７）。これらは全て水域での現象を実験室で検証する際に不可避な問題であるが、底泥の場合、特に、それらの誤差因子の影響を小さくする調査及び実験方法を考えなければならないだろう。今回の底泥実験方法は、３．２で述べたように、DO測定時における底泥表面攪乱による巻き上げがもたらす誤差を小さくするために採用した。ろ紙の影響が当然考えられるので、今後、その影響を検証する必要がある。

（参考文献）

１）村岡浩爾：青潮，水，Vol.34-15，No.485，pp.16～21，1992年12月

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

３）杉木昭典：感潮河川の汚濁機構，特に隅田川について，土木研究所報告133号の1，1967年12月

４）合田健編著：水環境指標，pp.110～113，思考社，1979年

５）山田春美他：重ｸﾛﾑ酸によるCODについて，水処理技術，Vol.14，No12，pp.1229～1251，1973年

６）Arnold　E.G.，Lenore　S.C.，Andrew　D.E.：STANDARD　METHODS，18TH　EDITION，1992年

７）Nils　E.，Bengt　V.M.：Water Research，Vol.7，pp1285～1294，1973年

Ⅷ. 建設技術研究開発経費による研究

１．下水道施設の維持・更新の実態に関する調査研究

下水道研究室　室　長　田中　修司
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．はじめに

平成元年度末現在の下水道人口普及率は42％で、全国で788箇所の処理場と17万kmの管渠を有している。将来の普及率100％時点を外挿すると、約2,000箇所の処理場と約40万kmの管渠を有することになる。コンクリート構造物を主体として下水道施設の耐用年数を50年と見積もると、平均して毎年40箇所の処理場と8千kmの管渠を更新していくことになる。平成元年度には2.45兆円が投資され、52箇所の処理場が通水し1万3千kmの管渠が建設されたことから、更新費用を新設費用と同等とみなして大まかな類推を行なうと、将来下水道施設の更新事業として平成元年度価値で毎年約1.6兆円が必要になると見積もられる。もし、耐用年数を2倍の100年にすることができれば年間更新事業費は半分の8千億円になることから、耐久性のある材料、工法の開発と合わせて、適切な維持管理、耐久性を付加する補修更新技術が重要な課題になるといえる。本研究はこのような背景の中で、適切な維持・更新を行うために必要な基礎資料として、下水道施設の劣化状況と維持・更新の実態を把握するものである。

２．平成３年度の調査結果

平成３年度の調査結果の概要は以下のとおりである。

(1)文献調査の結果、浸入水調査によって管路施設の補修計画をたてることは有効であるが、補修に伴う浸入水の移動（Migration）や降雨起因浸入地下水（RII）といった現象に留意する必要がある。

(2)また、硫化水素腐食調査では、工場排水規制に伴い管路施設の腐食速度が増大した例があり、下水の性状の変化が硫化水素の生成や腐食速度に大きな影響を及ぼすので、腐食深さを供用年数で除して腐食速度を算定したり残存耐用年数を推定する場合に過ちを犯すことがある。

(3)アンケート調査の結果、91％の自治体で、管路施設に何らかの劣化・損傷が発生し、その症状として破損・クラック、腐食、侵入根、タルミ・蛇行、油脂・モルタル付着、土砂堆積、取付管突出し・接合不良、足掛金物の腐食が多かった。

(4)また、劣化・損傷に伴う異常事態が発生したと回答したのが85％で、道路陥没、土砂流入、侵入水が過半数の自治体で発生していた。

(5)腐食以外の劣化発生箇所の付帯状況は、軟弱地盤、交通荷重大、他事業の影響、地下水位が高いという回答が多かった。

(6)腐食箇所の状況では、水流の乱れた箇所、嫌気性になりやすい箇所および特殊排水の流入箇所以外に順流部で腐食が発生した箇所も多く、今後詳細な調査が必要と考えられる。

3．平成4年度の調査結果

平成4年度は、下水管路施設の劣化構造を整理し、その劣化診断技術及び補修・更新技術の実態に関する調査を実施した。

3．1　下水管路施設の劣化構造

下水管路施設の劣化は、管体の劣化と通水能力の劣化に大きく分類され、その劣化構造を以下にとりまとめた。

3．1．1　下水管体の劣化

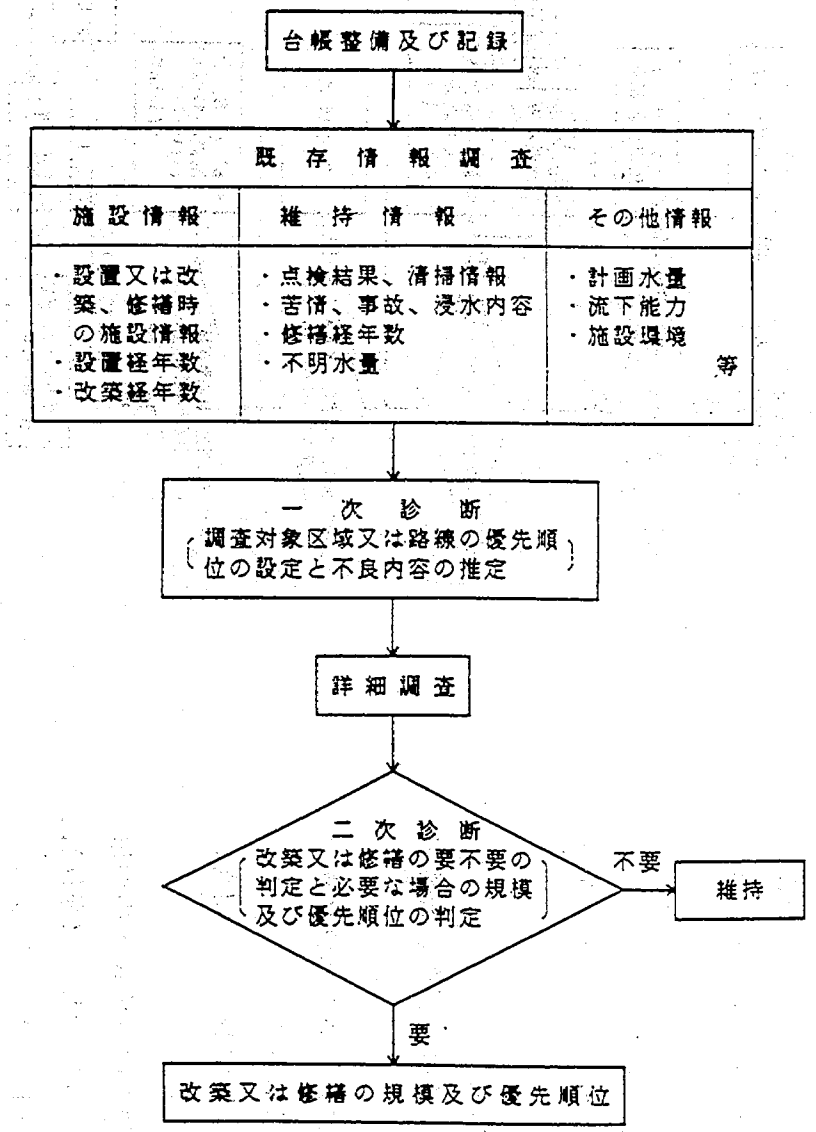
下水管自体の劣化は、経年的な管材の強度低下によるよりも、物理的な外力の変化に起因することが多い。この外力には、交通荷重や上部利用形態の変化に伴う載荷荷重の増加あるいは地震力といった直接的な応力以外にも、基礎地盤の不連続箇所や基礎形式の相違箇所といった支持力の変化する箇所に生じるせん断力や曲げモーメントがある。このような外力によって、管にクラック、破損、破壊、たるみ・蛇行、変形、継ぎ手ずれ等の劣化が生じる。また、クラックや継ぎ目等のわずかな隙間から侵入する木根は、先端部の細胞分裂により成長しクラックを押し広げるとともに、断面一杯に成長して管を閉塞することもある。このような外部力だけでなく、下水の流下に伴う流体力や掃流力のような内面に働く応力によって管が摩耗し強度低下を引き起こすこともある。

また、下水管は酸性土壌、酸性地下水によって外面の侵食を受けたり、酸性排水の流入によって内面の侵食を受ける場合もある。

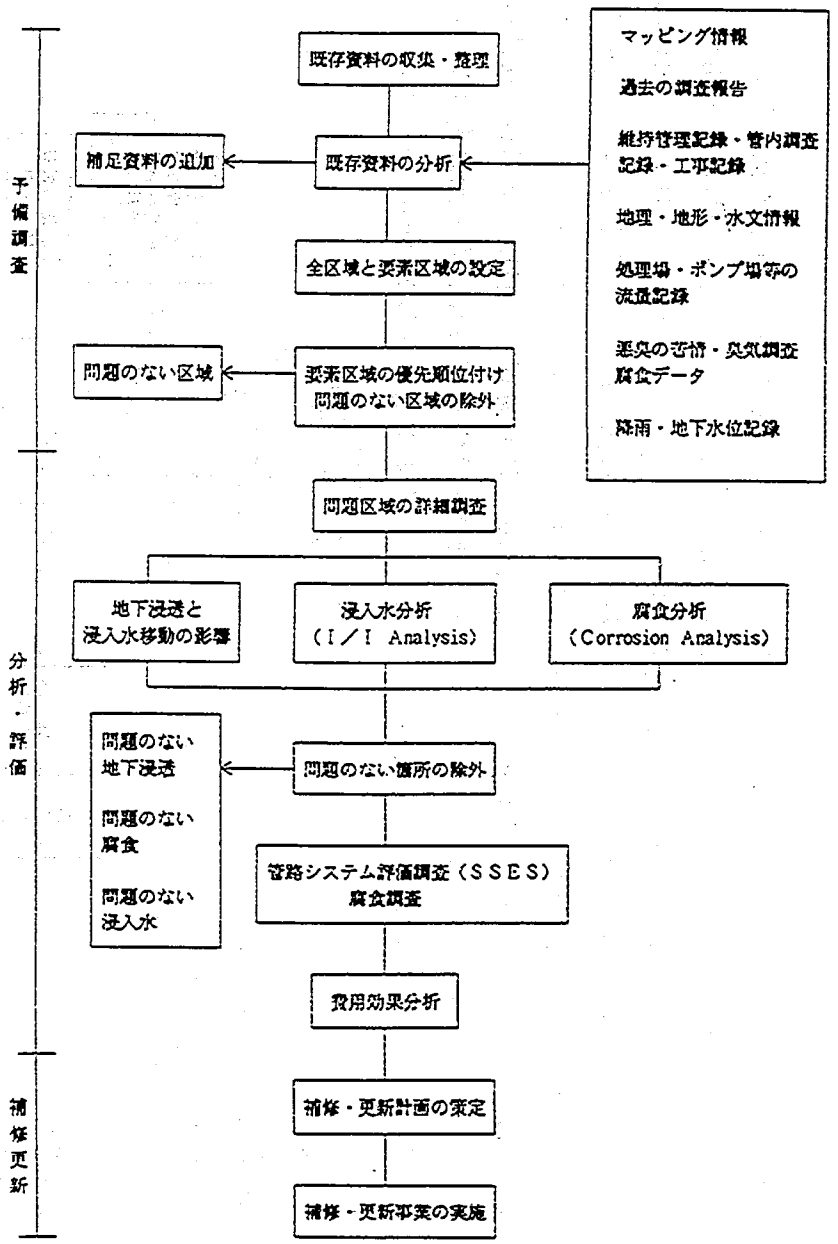
さらに、下水中で生成した硫化水素あるいはビルピット排水に含まれる硫化水素が気相中に放散し、管壁に付着した水分に吸収され、いおう酸化細菌によって硫酸に酸化され、コンクリートを腐食させる生物化学的な劣化もある。酸性排水の場合は水面下が腐食するが、この硫化水素腐食の場合には水面上が腐食し特に管頂部と喫水部が著しい腐食を受ける。

3．1．2　通水能力の劣化

下水管路施設は、汚水または雨水を収集し処理場まで輸送するのが目的であり、この輸送能力は自然流下の場合、管内断面、管勾配及び管材の粗度係数によって定まる。管の表面劣化によって粗度係数が上昇することもあるが、水面下の管壁には微生物の薄膜が形成され、相当の劣化がないかぎり粗度係数の変化はないと考えられる。通水断面の減少及び通水阻害が生じる原因として、モルタル・油脂の付着、土砂の堆積、継ぎ手のずれ、管の変形、取付管の突き出しおよび侵入根等が考えられる。また、不等沈下、偏荷重によるたるみ・蛇行や勾配の変化によっても通水能の減少が生じる。地下水位が高い場合には管のクラック・継ぎ目等から地下水が浸入し、また雨水の排水系統が汚水管に誤接続されている場合には雨水が流入して汚水の輸送能力を減少させることになる。さらに、都市開発や土地の利用用途の変更により計画値以上の汚水が流入する場合は社会的な劣化として位置づけられ、大口径管への敷設替えまたは増強管の敷設により対処する必要がある。



図－1　日本における下水管路施設の調査・診断フロー



図－2　米国における下水管路施設の調査・診断フロー

3．2　下水管路施設の診断技術の実態調査

健全な下水管路施設を維持して行くためには、前節で述べたような管路施設の劣化を把握し、必要な箇所に適切な手法で効率的な補修・更新を行っていく必要がある。本節では、管路施設の劣化をどのように把握し診断を行えばよいのかをとりまとめた。図－１と図－２にそれぞれ、日本と米国の診断フローを示したが、一次診断もしくは予備調査といわれている段階では基本的な相違はない。ただ、詳細調査、二次診断の部分で、米国ではその歴史的な背景もあって浸入水調査と腐食調査を二本の柱として構成し、浸入水調査では個々の劣化箇所からの浸入水を輸送し処理する費用と補修費用を比較する費用効果分析も含まれている。日本のマニュアルの詳細調査は劣化度調査、流下能力調査及び浸入水調査で構成され、二次診断の部分は米国の管路システム評価調査（ＳＳＥＳ:Sewer System Evaluation Survey）に相当する。

この詳細調査に相当する部分について、現在実施されている管渠の劣化診断調査を、劣化度調査、流下能力調査及び浸入水調査に分類すると以下のようになる。

（１）劣化度調査

視覚的調査（巡視・点検、目視調査、テレビカメラ調査）

物理・化学的性状調査（圧縮強度試験、中性化試験、剥離調査）

水密性試験（水圧・気圧試験、注水試験）

（２）流下能力調査

傾斜測定（測量、ビデオスケーラー）

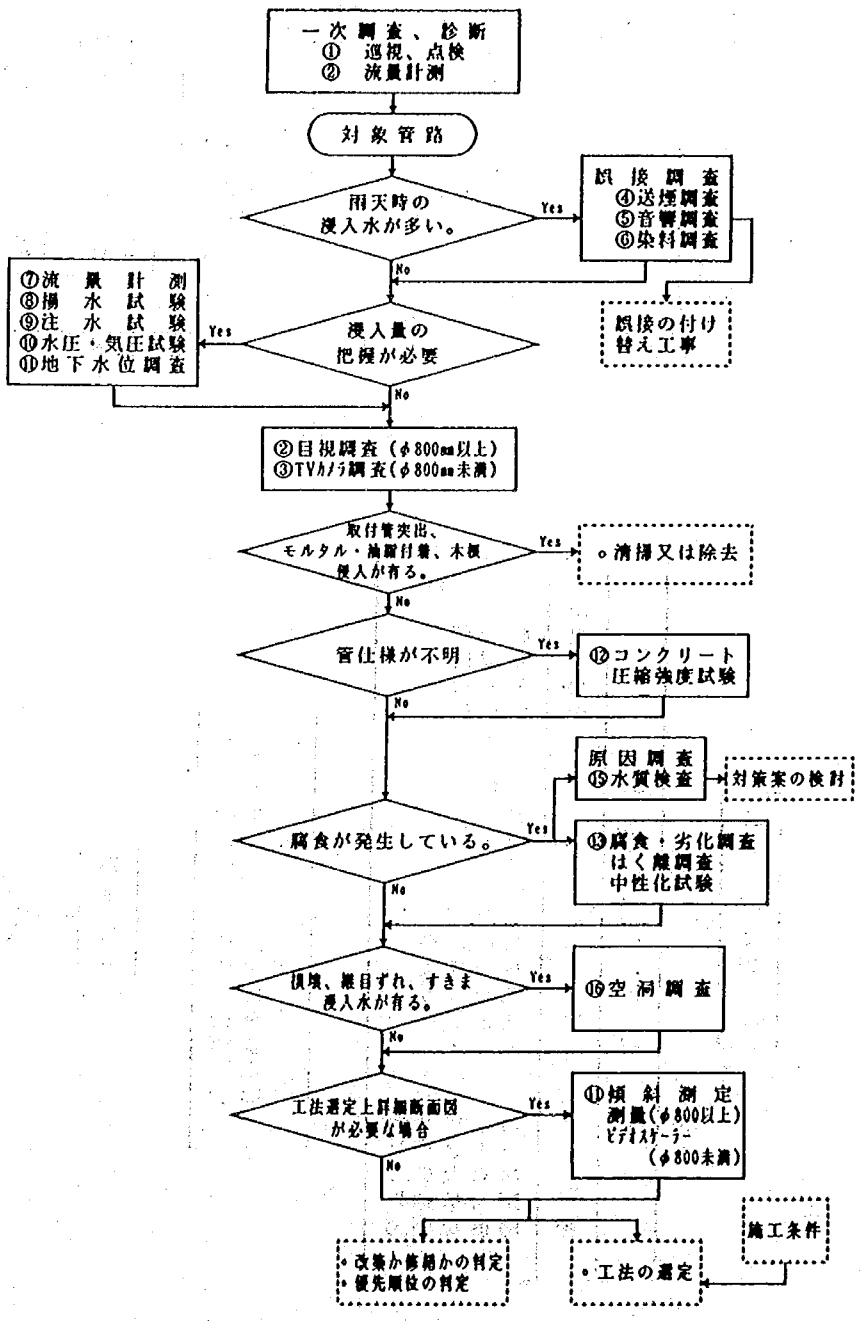
（３）浸入水調査

誤接続試験（送煙調査、音響調査、染料調査）

浸入水量調査（地下水位調査、流量調査、揚水調査）

空洞調査（地中レーダー調査、ボーリング調査）

これらの個々の診断技術の適用フローを図－３に示し、調査目的、対象施設、一日当り標準実施量、費用等を表－１にとりまとめた。



図－３　下水管路施設の計測・診断フロー

表－1　下水管路施設の計測・診断技術の特性

調査工名	調査目的															対象施設					実施条件			工期及び費用	
	管材			管体の損壊や変形等				浸入水		工法の選定						本管		取付管	人孔	桝	管内清掃	仮排水	道路占用	一日当り標準実施量	単位当り本調査費
	管厚	配筋	コンクリート強度	損壊	継ぎ目ずれ、たるみ・蛇行、取付管突出、変形、モルタル付着、木根侵入	腐食厚減	空洞の有無	損壊、継目ずれ、たるみ、蛇行、取付管突出、変形、木根侵入、誤接の位置	浸入水量	道路幅員	交通量	既設管の線形	地下水位	土質		大口径 φ800以上	小口径 φ800未満								
① 巡視・点検										◎									＊	＊	不要	不要	小	3km/日	120円/m
② 目視調査				△	○	△		△	△							＊			＊	＊	要	要	小	人孔 60個/日 管内 500m/日	5,800円/個 850円/m
③ テレビカメラ調査				△	○	△		△	△			△					＊	＊			要	要	大	本管 300m/日 取付管40箇所/日	2,600円/m 19,000円/箇所
④ 送煙調査								△								＊	＊	＊	＊	＊	不要	要	大	500m/日	1,200円/m
⑤ 音響調査								誤接のみ△								＊	＊	＊	＊	＊	不要	不要	小	60箇所/日	5,100円/戸
⑥ 染料調査								〃								＊	＊	＊	＊	＊	不要	不要	小	40箇所/日	7,600円/戸
⑦ 流量計測									◎							＊	＊				不要	不要	小	——	一ヶ月間 72万円/箇所
⑧ 揚水試験									◎							＊	＊	＊			要	要	大	12箇所/日	27,000円/箇所
⑨ 注水試験									△								＊	＊	＊	＊	要	要	大	本管 150m/日 取付管30箇所/日	2,700円/m 17,000円/箇所
⑩ 水圧・気圧試験								△	△								＊	＊			要	要	大	40箇所/日	17,000円/箇所
⑪ 傾斜測定 測量				◎	◎							◎				＊			＊	＊	要	要	小	200m/日	3,000円/m
⑪ 傾斜測定 ビデオスケーラー				◎	◎							◎					＊	＊			要	要	大	100m/日	7,500円/m
⑫ コア抜きコンクリート圧縮強度試験	◎	◎	◎													＊	＊				不要	要	小	——	1,900円/資料
⑬腐食・劣化調査 中性化試験	◎					◎										＊	＊		＊		不要	要	小	——	1,500円/資料
⑬腐食・劣化調査 はく離検査	◎					◎										＊			＊		不要	要	小	500m/日	850円/m
⑭ 地下水位調査													◎			＊			＊		不要	不要	小	40箇所/日	21,000円/箇所
⑮ 水質検査																＊			＊		不要	不要	小	——	——
⑯ 空洞調査							◎									＊	＊	＊			不要	不要	小	1km/日	

備考		実施条件	工期及び費用
	◎ 定量的（計測による数値として） △ 定性的（多い、少い程度） ○ ある程度定量的（管径の1/4以下程度）	＊：調査の適用が可能	・仮排水量には止水程度も含む。 ・道路占用 大：2車両駐車スペース以上 小：人孔周辺のみ	実施量、本調査費は「維持管理費積算資料」を参考に算出。 仮排水は止水程度を考慮。 小口径はφ400mmを対象。

ただし、費用の中で仮設に関しては簡単な止水を計上している程度であるので、実際の費用は個々の状況に応じて異なる。

3．3　下水管路施設の補修・更新技術の実態調査

前節で述べた下水管路施設の診断結果をもとに、補修または更新の必要性が判定され、優先順位が決定された後に、補修・更新工事が実施される。このとき、個々の劣化・損傷箇所に応じて最適な補修または更新方法を選定する必要がある。本節では、工法の概要、特性、費用、強度の考え方、水替の方法等について資料を収集・整理し、最適な補修・更新方法の選定について検討を行った。

3．3．1　補修・更新工法の分類

管路施設の補修・更新工法は、劣化・損傷箇所の部分的な補修工法、人孔間の全長にわたる補修工法および更新工法に大きく分類される。また、工法の特性によって、敷設替工法、既設管内管工法、注入工法、リング工法及び内面処理工法に分類される。

敷設替工法は、開削によるものと既設管破壊推進工法がある。

既設管内管工法は、鞘管工法、管内硬化工法、製管工法及び内張り工法に分類される。

鞘管工法には、既製管を挿入するパイプインパイプ工法、ＰＥ管を溶着しながらウインチで引き込むパイプリバース工法および工場生産されたＦＲＰの短管を下水管内で嵌合・連結させるＦＦＴ－Ｐ工法等がある。

管内硬化工法には、熱硬化性樹脂を含浸させたライニング材を既設管内に反転挿入し、熱水により硬化させるインシチュフォーム工法、蒸気により硬化させるホースライニング工法、熱硬化樹脂のかわりに光硬化樹脂を使い紫外線ランプにより硬化させるＦＦＴ－Ｕ工法とＩＮＰＩＰＥ工法、ライニング材を引き込み両端をシール後空気圧で管内圧着し加熱硬化させるＳＺ工法等がある。

製管工法は、ドラムに巻かれた塩ビ製の帯状部材を製管機により帯側端部と嵌合しスパイラル状に製管しながら既設管内に送り込んでいく工法である。

内張り工法は塩化ビニル製のパイプを現場で加熱軟化させウインチにより挿入後、熱と圧力で膨張、圧着させ急速に冷却し既設管に内張りする工法である。

注入工法は、管接合部等の間隙や管外周地盤の空隙に止水材を注入する工法で、局所的な補修を行うパッカー方式、Ｙ字管方式、止水枠方式、小口径管の人孔間を対象とする加圧循環方式等がある。

リング工法には、ステンレス鋼と特殊ゴムからなるスリーブを嵌合機に装着し、人孔よりワイヤーで設置位置まで誘導し所定の径まで拡径して固定するスナップロック工法、樹脂を含浸させたガラスクロスを補修箇所で管内に圧着させ自然硬化させるＥＰＲ工法、加熱硬化させるＡＳＳ工法等がある。

内面処理工法は、ウレタン系、エポキシ系等の粘土状の接着剤を専用ガンもしくは手で浸入水箇所に直接充填して止水し、急結セメント及び仕上げ材で整形する工法である。

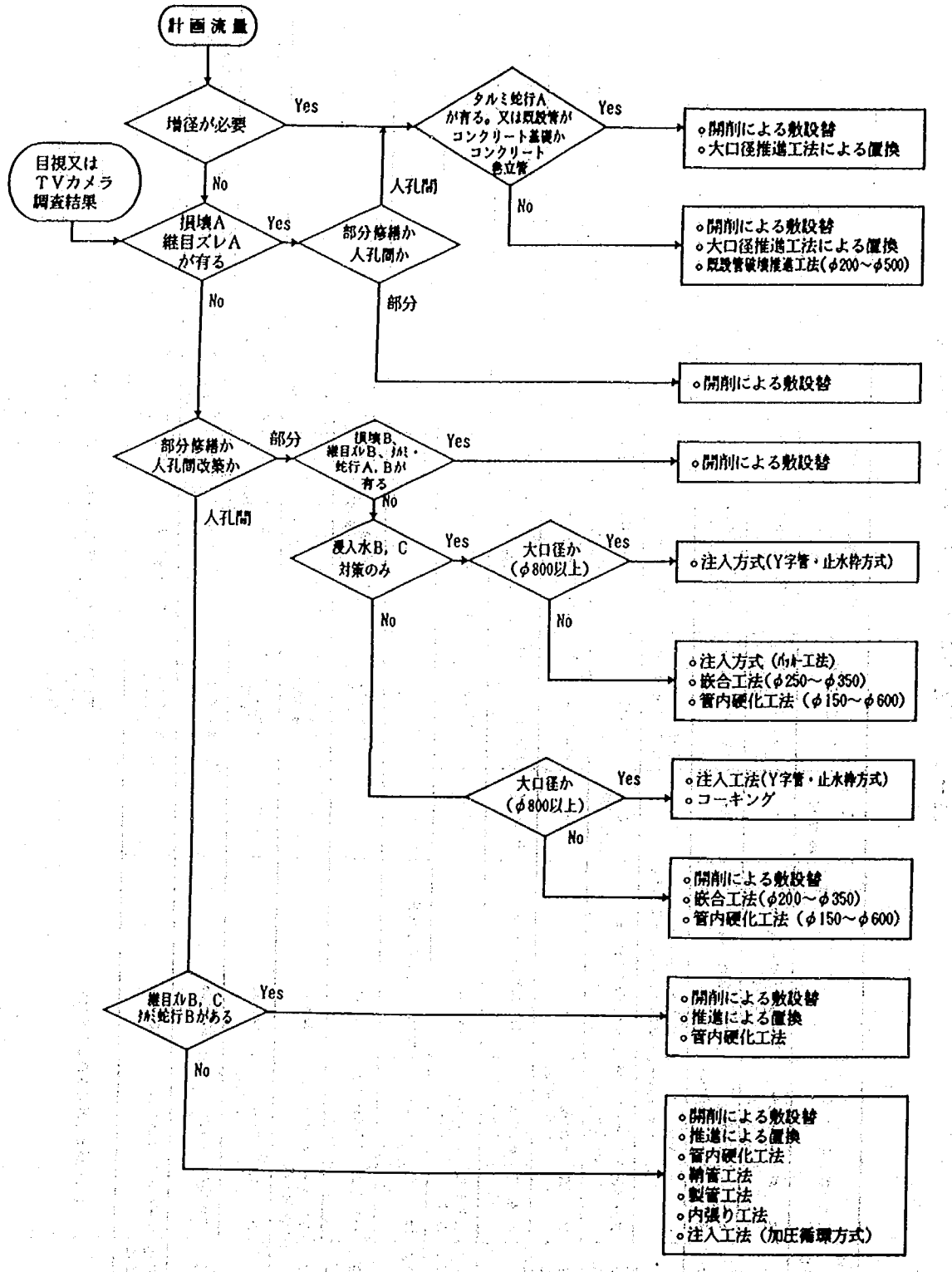
これらの工法の適用管径、施工スペース、一工程標準延長、施工期間、標準工事単価、管強度への対応性、管清掃の必要性、仮排水の必要性、適用できる損傷程度をまとめたのが表－２である。

表－2　下水管路施設の補修・更新技術の特性

施設規模	工法大分類	工法分類	適用管径	施工スペース	一工程標準延長	施工期間	概算工事単価（直工）	強度対応	管清掃	仮排水（上水）	適用できる損傷程度					
											損壊	継目ズレ	継目スキマ	クルミ・蛇行	腐食	浸入水
人孔間	敷設替	開削	φ150mm～	開削幅＋土留用重機分	－	2.5m/日（φ400）	17万円/m（φ400）	可	不要	要	○	○	○	○	○	○
		既設管破壊推進	φ200mm～φ3000mm	立坑＋土留用重機分	50m	1.6m/日（φ400）	8.5万円/m（φ250） 40万円/m（φ1500）	可	不要	要	○	管径の1/2以内	○	管径の1/2程度	○	○
	既設間内管工法	鞘管	φ150mm～φ1800mm	φ300未満は10m×3m φ300以上は立坑＋土留重機分	100m	2日/100m（φ250） 15日/100m（φ1000）	8万円/m（φ450） 10万円/m（φ1000）	可	要	管径の1/3以下は不要	管空間を保っていれば可	50mm以内	○	5°以内	○	程度のふき出し以外は可
		管内硬化	φ150mm～φ1800mm 矩形可	20m×3m及び5m×3m	100m 最大 380m	100m/2日	7万円/m（φ400）	光硬化の場合最大有	要	要	〃	管径の1/3以内	○	○	○	〃
		製管	φ250mm～φ1500mm	10m×3m	100m	30m/2日（φ400）	4.8万円/m（φ400）	可	要	管径の1/3以下は不要	〃	20mm以内	○	管径の1/2以内	○	〃
		内張り	φ100mm～φ600mm	20m×3m及び10m×3m	最大 100m	50m/1日（φ400）	10.7万円/m（φ400）	可	要	要	〃	多少可	70mm以下	10°以内	○	にじみ程度まで
	注入工法	加圧循環方式	φ350mm以下 矩形可	10m×3m	1スパン	2スパン/日	4万円/m（φ250）	不可	要	要	×	×	×	×	×	○
部分	敷設替	開削	φ150mm～	開削幅＋土留用重機分	－	－	－	可	不要	要	○	○	○	○	○	○
	注入工法	パッカー方式	φ700mm以下	10m×3m	－	8ヶ所/日（φ400）	7.6万円/ヶ所（φ400）	不可	要	要	×	×	×	×	×	○
		Y字管・止水枠方式	φ800mm以上	10m×3m	－	4ヶ所/日（φ1200）	13.3万円/ヶ所（φ1200）	不可	不要	管径の1/3以下は不要	×	×	×	×	×	○
	リング工法	嵌合	φ250mm～φ350mm	10m×3m	－	8ヶ所/日（φ350）	11.4万円/ヶ所（φ250）	可	要	〃	横方向クラック程度	4mm以内	50mm以内	管径の1/4以内	×	○
		管内硬化	φ150mm～φ600mm	10m×3m	－	8ヶ所/日（φ400）	5万円/ヶ所（φ250）	可	要	管径の1/3以下は不要	欠損20cm以内	20mm以内	40mm以内	管径の1/4以内	×	流れている程度まで
	内面処理工法	コーキング	φ800mm以上	10m×3m	－	4ヶ所/日（φ1200）	5.4万円/ヶ所（φ1200）	不可	不要	〃	単条のクラック	×	○	×	×	○
備考		10m×3mは工事用車輌2台分程度				：「下水道管路施設維持管理積算資料〈改訂版〉平成4年10月」により算定。		工事単価は清掃、仮排水、前処理等を含まない、工法に関する部分のみで概算。			○：程度によらず補修できる。 ×：補修の対象とならない。					

３．３．２　補修・更新工法の選定

前述した補修・更新工法について、管の増径の必要性、劣化の程度、部分補修か人孔間補修かの判断、管径等を指標として、工法の選定フローを簡単にまとめたのが図－４である。この選定フローに対応する管渠の損傷基準を示したのが表－３である。



図－４　下水管路施設の補修・更新工法の選定フロー

表－３　工法選定フローに対応する管渠の損傷基準

ランク / 項目	A	B	C
損　壊	破　壊	破　損	クラック
継目のズレ	管径の1/2以上	管径の1/4以上1/2未満	管径の1/4未満
継目のスキマ	受口深さの1/2以上	受口深さの1/2未満	―――
タルミ・蛇行	管径の1/2以上	管径の1/4以上1/2未満	管径の1/4未満
腐　食	鉄筋露出	粗骨材露出	表面はく離
浸入水	ふき出ている	流れ出ている	にじんでいる

４．おわりに

下水管路の詳細調査を中心にその現状を整理したが、最終的な劣化診断は目視調査もしくはＴＶカメラ調査によって行なう必要がある。このような調査は費用も高く、平成２年度末現在で１８万５千kmに及ぶ膨大な延長をすべて実施することは不可能である。このためには、効率的に管渠の健全度を評価し、詳細調査の必要箇所を特定する手法の開発が必要である。その一手法として、電気伝導度を用いた浸入水量の計測手法を「下水道施設の計測・診断技術の開発」で提案している。また近年、管渠の補修・更新技術の開発が盛んに行われているので、今後その実績を踏まえ適用性について調査していく必要があると考えられる。

＜参考文献＞

1)日本下水道協会：下水道施設改築・修繕マニュアル（案），平成3年12月

2)U.S.EPA: Handbook for Sewer System Infrastructure Analysis and Rehabilitation, EPA/625/6-91/030, 1991

２．下水道施設の計測・診断技術の開発

下水道研究室　室　長　田中　修司
主任研究員　笹部　薫
櫻井　真一

１．はじめに

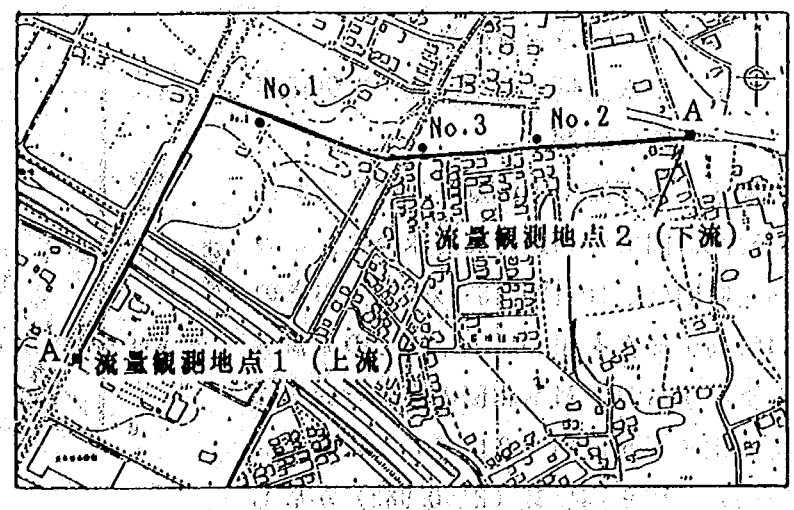
平成２年度末現在で整備されている全国の汚水管、雨水管及び合流管の延長を合計すると約18万5千kmに達している[1]。現在、下水管の劣化状況を調べるために、目視またはＴＶカメラによる詳細調査が行われているが、この劣化調査は多大の人力と費用を要するため排水区を限定して一部の延長で実施せざるを得ない。また、この調査を実施する排水区の特定は経験と推測によってなされているのが現状である。そこで本調査では、詳細な劣化調査が必要な排水区を選定するための指標として、管渠のひび割れ、継ぎ目等から浸入する地下水量を取り上げ、簡易にかつ精度よく浸入地下水量を把握する手法について検討を行った。

２．平成４年度の調査内容

３年度の調査により、管路施設の劣化・損傷状況を浸入地下水量によって把握することができれば、効率的な維持管理や補修更新が可能になることを示した[2]。平成４年度は、下水と地下水の電気伝導度の差に着目し、流量と電気伝導度の連続計測により浸入地下水量を効率的に同定する手法の開発を目標として、Ａ市の汚水接続幹線で9月から11月にかけて現地調査を行った。また、当汚水接続幹線においてＴＶカメラによる管内調査が12月7日から14日にかけてＡ市により実施されたので、浸入地下水量と管渠の劣化・損傷との関連について検討を加えた。調査概要は以下のとおりである。

２．１　下水流量・地下水位・電気伝導度の観測

Ａ市汚水接続幹線のうち図－１に示す横流入のない延長約860ｍの区間の上下流端で流量と電気伝導度を9月から11月にかけて3ヶ月間連続して計測した。流量は、上下流端のマンホールに幅30cmの四角堰を取り付け、水深を投げ込み型の圧力式水位計により計測し、あらかじめ模型実験で検定しておいたＨ－Ｑ曲線により求



図－１　調査対象汚水接続幹線

めた。H－Q曲線は、上下流の管径が各々φ600、φ700と異なるため実寸大のマンホール模型を各々制作して検定を行った。

また、図－1に示すように当該管渠の近傍2ヶ所に地下水観測孔を設置し、地下水位と電気伝導度を同じく3ヶ月間連続して計測した。図中でNo.2の地点にはボーリングを行った結果、下水管上に地下水が見られなかったので、上流側のNo.3の地点に再度ボーリングを行い、No.1とNo.3の2ヶ所で連続計測を行った。

2．2　下水と地下水の水質分析

連続計測期間中の11月15日（日曜日）と11月18日（水曜日）に各々1回づつ、当日の午前8時から翌日の午前6時まで上下流端のマンホール及びNo.1の地下水観測孔で2時間毎に24時間採水を行い、電気伝導度（EC:Electricity Conductivity）、Na^+、K^+、Ca^{2+}、Mg^{2+}、Cl^-、pH4.8アルカリ度（HCO_3^-）及びSO_4^{2-}の分析を行った。

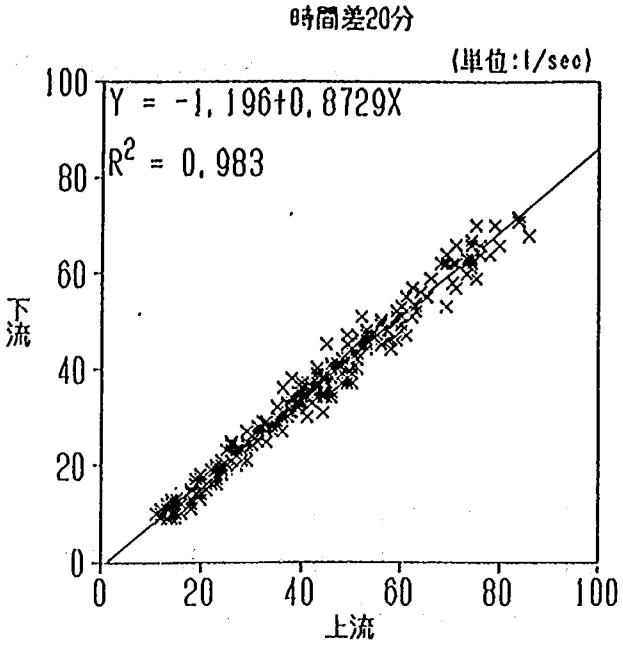
2．3　TVカメラによる管内調査との関連

A市によるTVカメラによる管内調査が、本調査区間で12月7日から14日にかけて実施されたので、その結果と合わせて検討を加えた。

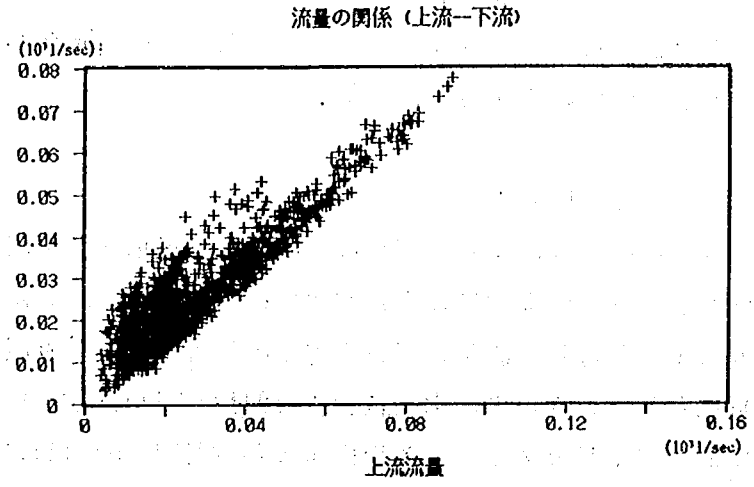
3．平成4年度の調査結果

3．1　下水流量・地下水位・電気伝導度の観測

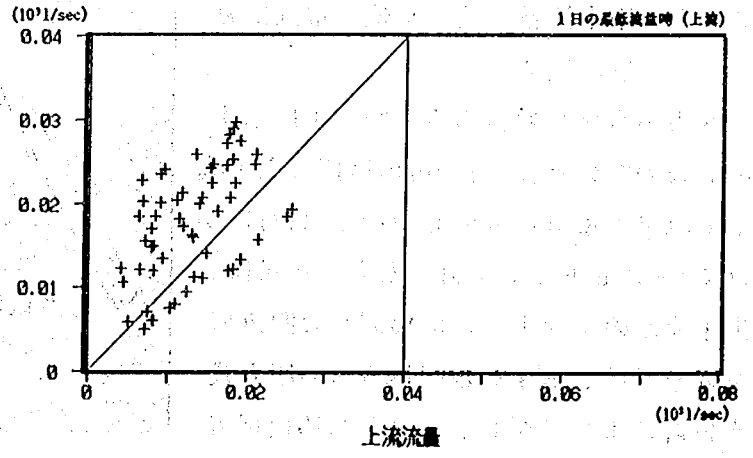
先ず、上下流での流量を比較するために観測区間での到達時間を求めた。この到達時間は、10月25日8時から5分おきの24時間データを用い、上下流での流量データをずらして最も相関の高い時間差により求めたが、図－2に示した時間差20分のときに相関係数（R^2=0.983）が最も高く、この20分を到達時間とした。図－



図－2　上下流の流量の相関

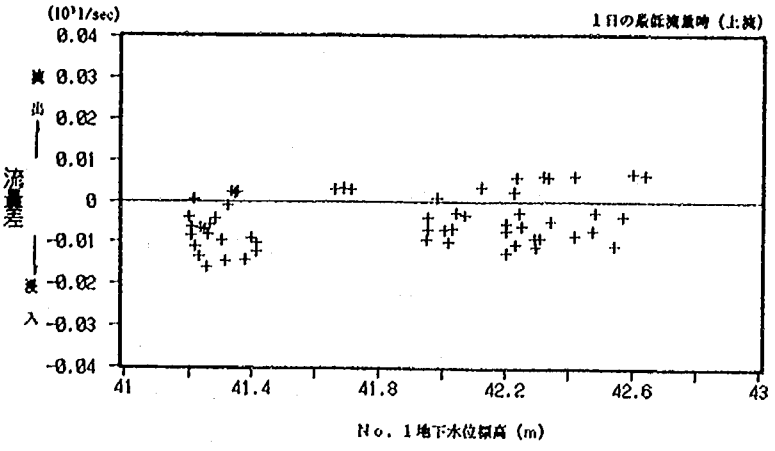


図－3　全測定値による上下流流量の比較



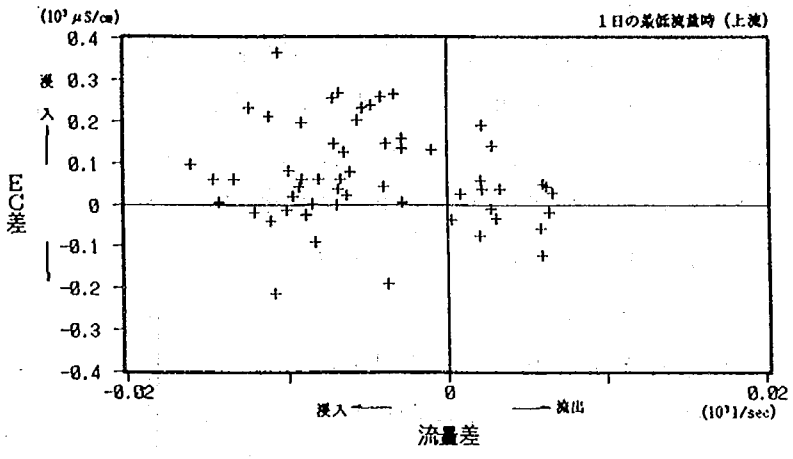
図－4　日最低流量時での上下流流量の比較

２での回帰直線の勾配が0.87と1よりも低いのは、上流端でのピーク流量が流下に従って均されたものと考えられる。以下の解析には、１分間隔で計測記録した水位とＨ－Ｑ曲線により求めた流量の１時間平均値を用いた。ただし、降雨時に直接雨水が管渠に流入していると考えられるデータは除外した。図－３に連続計測期間の上下流での全流量データ（1430サンプル）を比較したものであるが、同様の傾向が見られ全データから浸入地下水量を把握することはできなかった。そこで、流量の安定した夜間の最低流量時のデータをプロットしたのが図－４である。この最低流量時には、上流側の流量が多い場合もあるが、概ね下流側での流量が多く浸入水の影響を推測することができる。



図－５　No.1地下水位と流量差の関係

地下水位は10分間隔で計測し１時間平均値を解析に用いた。図－５にNo.1地下水観測孔の水位と日最低流量時の上下流での流量差の関係を示したが有意の相関が見られなかった。



図－６　上下流での流量差とＥＣ差の関係

ＥＣは20分間隔で計測し１時間平均値を解析に用いた。図－６に上下流でのＥＣ差と日最低流量時の流量差をプロットしたが、明確な対応関係が得られないものの、やや左上がりの有意の関係が見られた。

表－１　水質分析結果

(mg/L)

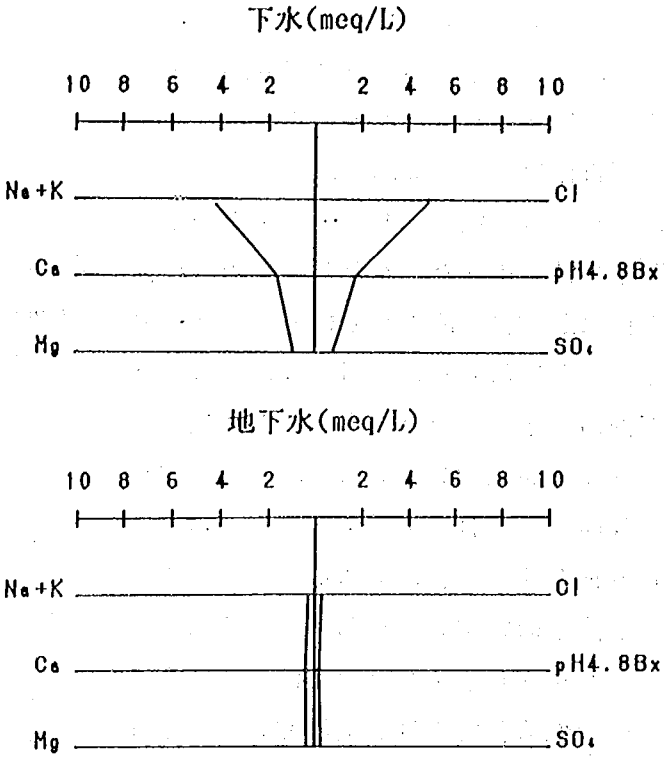
	上流	下流	地下水
ＥＣ(μS/cm)	714	655	105
Ｎａ	98.4	86.8	5.3
Ｋ	2.3	2.1	0.6
Ｃａ	31.9	32.6	6.9
Ｍｇ	10.6	8.3	3.9
Ｃｌ	179	173	11.3
pH4.87ｱﾙｶﾘ度	89	87	12
SO_4	39.4	34.1	13.8

３．２　下水と地下水の水質分析

表－１に11月15日の休日に上下流端とNo.1地下水観測孔で採水したサンプルのＥＣとイオン成分の平均値を示した。下水のＥＣは昼間高く夜間に低い傾向が見られ、その範囲は上流で359～1209μS/cm、下流で367～1081μS/cmにあり、地下水のＥＣ値101～107μS/cmに比べて相当高い値を示していた。また、上流の平均値714μS/cmに比べて下流が655μS/cmとやや低い傾向が見られた。

表－１で示したイオンを当量換算し、仮想的結合塩としての対応イオン別に並列に記したヘキサダイヤグラムを図－７に示した。この図から下水中に含まれる塩類は地下水よりも多く、特にNaとClが卓越していることがわかる。

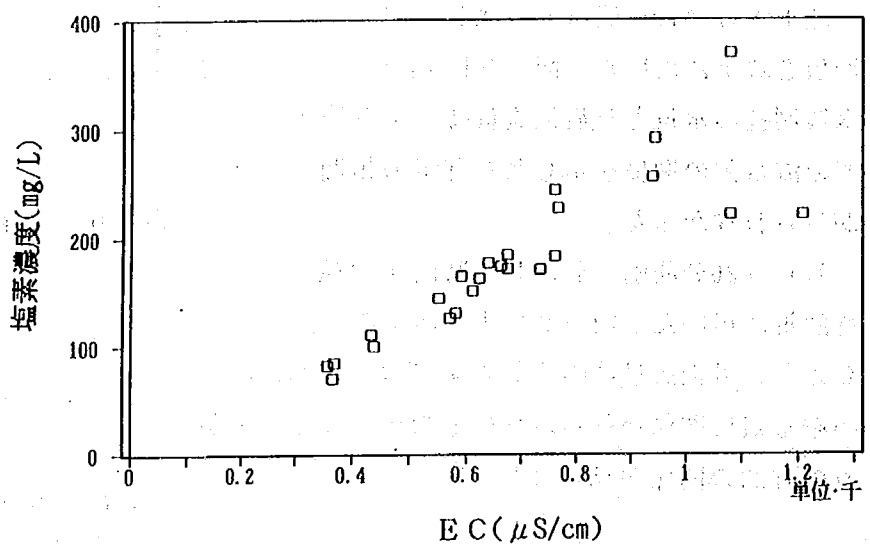
図－８に下水のＥＣと塩素イオン濃度の関係を示したが、右上がりの明確な相関が見られた。すなわち、下水中には人間活動に起因する塩類が多く含まれるためＥＣ値が地下水よりも高く、地下水の浸入量をＥＣ値を指標として把握することが可能ではないかと考えられる。



図－７　ヘキサダイアグラム

３．３　ＴＶカメラによる管内調査との関連

図－９に対象管渠のＴＶカメラ調査による劣化箇所所とその種類を記したが、浸入水が吹き出している浸入水Ａが４箇所、流れ出している浸入水Ｂが５箇所、にじみ出している浸入水Ｃが６箇所であったが、ビデオ記録を見る限り多量の浸入水があるようには見えず、当初の予想以上にこの管渠が健全であることがわかった。



図－８　ＥＣと塩素イオン濃度の関係

４．おわりに

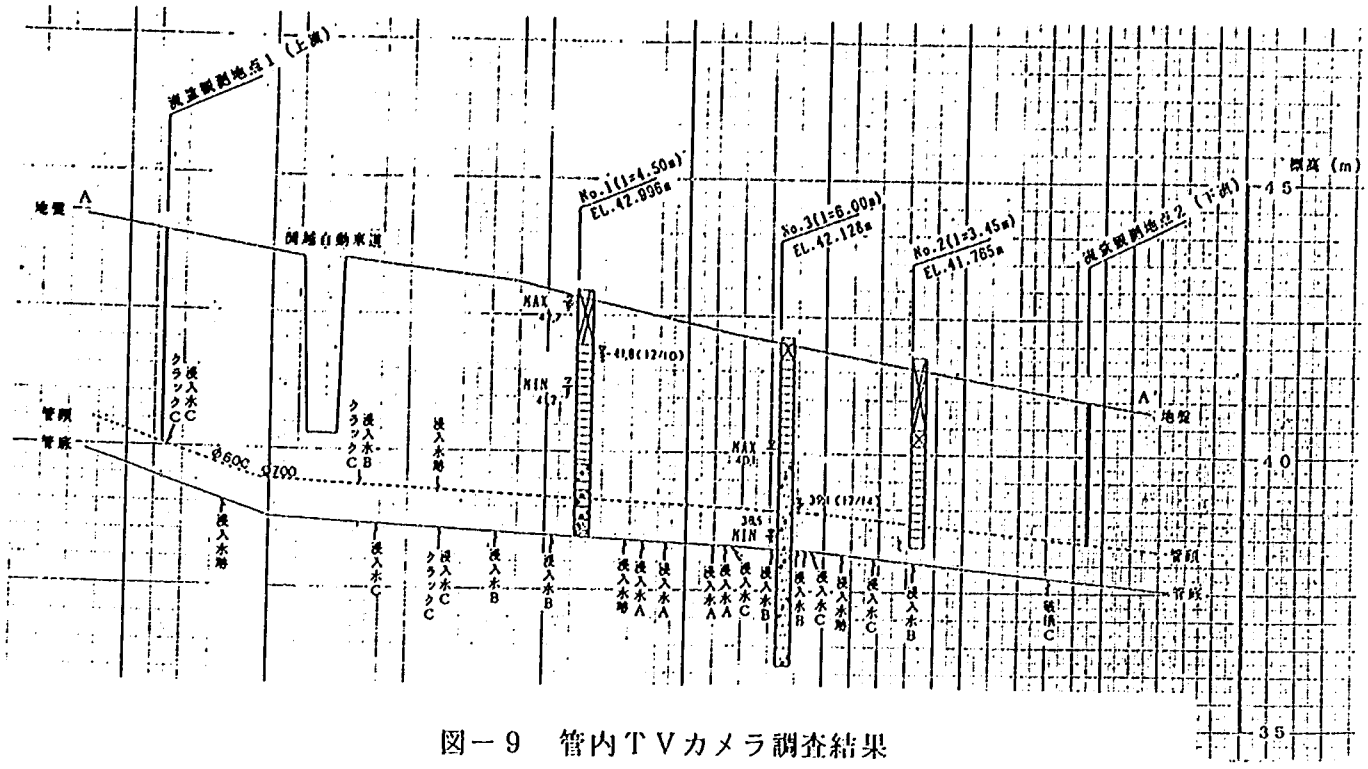
平成４年度の調査結果をまとめると以下のようになる。

(1)流入下水量の時間変動が激しく全データから浸入地下水量を把握することはできないが、夜間の低流量時のデータにより浸入地下水量を同定することが有効と考えられた。

(2)低流量時の上流側と下流側の流量差とＥＣ差の間に有意な相関が見られた。

(3)地下水位と低流量時の上下流の流量差については有意な関係が見られなかった。

(4)下水と地下水のイオンバランスの比較により塩素イオンが人為汚染の指標として卓越し、ＥＣとの相関性が高かった。



図－9　管内ＴＶカメラ調査結果

(5)テレビカメラによる管内調査の結果、当初の予想以上に管渠が健全であり、浸入地下水量も少なかったため上下流の流量差が少なく浸入水量を明確に把握することができなかったが、ＥＣを用いて効果的に浸入水量を把握できる可能性を示した。

＜参考文献＞

1)日本下水道協会：下水道統計行政編、平成２年度版

2)建設省土木研究所：平成２年度下水道関係調査研究年次報告集、土木研究所資料第3146号

付　　録

付録１．平成４年度　下水道関係刊行報告書一覧

下水汚泥中の微量重金属の存在部位に関する調査報告書

土研研究所資料　第3133号　1992年８月

下水道部汚泥研究室　新下水処理研究官

要　旨

下水処理場に流入する重金属は，極めて低濃度であるが，エアレーションタンク内での処理過程で活性汚泥に吸着することなどにより，活性汚泥中の重金属濃度は下水中の重金属濃度に比べると見掛け上高くなる。しかし，下水汚泥を脱水後，またはコンポスト化し，緑農地への肥料として利用する際には，特殊肥料の重金属基準値である乾燥重量１kg当たり水銀２mg，カドミウム５mg以下の基準に満足しなければならない。

本報告書は，下水汚泥の有効利用，特に緑農地への利用を拡大するための方策の一つとして，より経済的・合理的な重金属除去プロセスの開発を行うことを掲げ，そのための基礎的な調査として下水汚泥中の重金属存在部位に着目した実験・調査を行い，重金属の存在部位特性について検討したものである。

キーワード：下水汚泥，有効利用，緑農地還元，重金属

付録２．平成５年度　下水道関係調査研究課題表

担当研究室	課　　題
下水道	１．下水管渠の流量に関する研究 ２．下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査 ３．新しい下水輸送システムの開発に関する調査 ４．下水処理施設の補修・更新方法に関する調査 ５．新しい役割に対応した計画手法に関する調査 ６．下水雨水対策施設の功利的設計法に関する調査
三次処理	１．膜分離法による再使用水質の高度化に関する研究 ２．りんの超高度除去に関する研究 ３．し尿等受け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．下水汚泥の濃縮脱水機構の解明に関する研究 ２．下水汚泥の無害化処理に関する研究 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．汚泥からのメタンガス回収・有効利用に関する研究 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 ８．中小規模用汚泥乾燥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．下水処理水の標準基準に関する調査 ４．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 ５．バイオセンサーの実用化に関する調査 ６．面的汚濁からの汚濁負荷の流出特性に関する調査 ７．河川における藻類増殖機能に関する調査
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
都市河川	１．都市雨水流出抑制施設等の浸水被害防止効果に関する調査
緑化生態	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
施工	１．下水道管路の合理的な施工方法に関する調査
土質	１．下水道管渠の変形防止に関する調査

平成４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3215号
平成５年１０月（1993）

下　水　道　部

要　旨

本報告書集は，平成４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35編286ページに渡り，それぞれの要約版を冒頭にまとめて載せてある。

キーワード：下水道，下水処理，高度処理，汚泥，水質浄化

○

郵便はがき

郵便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3215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　＊＊