



I S S N 0386—5878

土木研究所資料第2010号

昭和57年度
下水道関係調査研究
年次報告書集

昭和58年 7 月

建設省土木研究所

Copyright © 1983 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 of P.W.R.I.

この報告書は、土木研究所長の承認を得て刊行したものである。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複写は土木研究所長の承認を得ずしてこれを行なってはならない。

序 文

この報告書は、昭和57年度に土木研究所が実施した下水道関係の調査、研究の成果をすべて集約して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、下水道事業調査費によるものが大部分を占めているが、ほかに土木研究所の試験研究費、環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費、また河川事業調査費などによって実施されている。

昭和57年度における新規課題は、①雨天時合流式下水の処理に関する調査、②下水汚泥と都市ゴミの混焼に関する調査、③下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査、④下水放流中の大腸菌群数の評価に関する研究、⑤汚泥含有物質の流出に関する研究等いずれも重要な課題ばかりである。

一方終了課題は、①薬液注入工法の注入管理に関する調査、②河川水質分析精度の評価に関する研究の二課題で、それぞれの成果をとりまとめた。継続課題のなかでも、とくに小規模処理場における処理特性に関する調査や窒素、リンの除去法などその成果を直ちに活用できるものも多くある。

下水道事業の円滑な推進を図るために、まだまだ解決しなければならない技術的な課題が多くある。土木研究所としても、これら諸問題の解決を図りながら下水道事業の進展に寄与したいと考えている。

最後にこの調査、研究に関係された各位に感謝するとともに、この報告書の積極的な活用を願う次第である。

昭和 58 年 7 月

下水道部長 福 井 経 一

目 次

序 文

I 試験研究費による研究

1. 下水放流水中の大腸菌群の評価に関する研究 (下水道研究室) 1
2. 下水の超高度処理に関する研究 (三次処理研究室) 9
3. 汚泥含有物質の流亡に関する研究 (汚泥研究室) 15
4. 河床付着生物群による浄化作用の研究 (水質研究室) 23

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 観光地における下水処理に関する研究 (下水道研究室)
..... (三次処理研究室) 29
2. 河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究 (都市河川研究室)
..... (水質研究室) 49

III 下水道事業調査費による研究

1. 臭気と脱臭方法に関する調査(1) (下水道研究室) 67
2. 小規模処理場における処理特性に関する調査 (下水道研究室) 77
3. 雨天時合流式下水の処理に関する調査 (下水道研究室) 95
4. 下水中の難分解 COD 成分等の高度除去に関する調査 (三次処理研究室) 105
5. リンの除去に関する調査 (三次処理研究室) 115
6. 窒素の除去に関する調査 (三次処理研究室) 131
7. 浮遊性物質の除去および再利用に関する調査 (三次処理研究室) 143
8. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査 (汚泥研究室) 149
9. 下水汚泥の海洋還元に関する調査 (汚泥研究室) 159
10. 下水汚泥の海域埋立処分に関する調査 (汚泥研究室) 165
11. 汚泥性状の改善に関する調査 (汚泥研究室) 171
12. 下水汚泥と都市ごみの混焼に関する調査 (汚泥研究室) 177
13. 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 (水質研究室) 183
14. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査 (水質研究室) 191
15. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査 (水質研究室) 197

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質に及ぼす影響の調査 (水質研究室) 205
2. 河川水質分析精度の評価に関する調査 (水質研究室) 211

V 建設技術研究開発費による研究

1. 建設事業への廃棄物利用技術の開発 (汚 泥 研 究 室) 217

VI 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道管路施設の耐震性に関する調査 (耐 震 研 究 室) 225
2. 低地排水計画手法に関する調査 (総合治水研究室) 231
3. 臭気と脱臭方法に関する調査(2) (化 学 研 究 室) 237
4. 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査 (緑 化 研 究 室) 243
5. 薬液注入工法の設計法に関する調査 (施 工 研 究 室) 249

I 試験研究費による研究

1. 下水放流水中の大腸菌群の評価に関する研究

下水道研究室 室長 星 崎 保 夫

主任研究員 弓 倉 純 一

小 沢 登

1. まえがき

人間が生きていくのに、清浄な水は必要不可欠なものである。水質の汚濁は、人間の社会生活に重大な支障を与えるわけであるが、悲しいことにこの水の利用者である人間はまた、水質の最大汚染者となっている状況である。人間が高度に安全な社会生活を維持するためには、利用後の水について、十分に安全なものにする必要がある。水の安全性については、次の3点について保障されなければならない。①細菌学的汚染、②有害物質による汚染及び③有機物による汚染である。本研究は、第1番目の“細菌学的汚染”について、下水の細菌相を明らかにし、さらに各菌種の特性を明らかにすることによって、下水道が細菌学的汚染について最高の効率で対処することを目指している。

本研究は、本年度を初年度として昭和59年度まで3年間実施する予定である。

2. 細菌学的汚染の現況

細菌学的汚染状況の指標としては、大腸菌群数によるものがある。公共用水域は、その利水目的に応じてランク付け（環境基準の類型）されているわけであるが、河川、湖沼、海域のA類型の目標水質基準は1000MPN/100ml（MPNは、ほぼ個に相当している単位である）となっている。A類型の河川、湖沼、及び海域の不適合率は、昭和56年度で、それぞれ72.5%、19.6%、及び8.5%となっている¹⁾。なかでも河川の不適合率は特に高く、しかも、ここ10年程度ほとんど改善されておらず、その改善が望まれている状況である。

一方、下水道は細菌学的汚染に対する最大の防御施設であり、下水処理場からの放流水中の大腸菌群数は3000個/ml以下と、除去率99%以上の除去を行っている状況である。

一般に細菌学的汚染の最大原因は人間であると考えられているが、特に汚染物としてはふん便をあげることができる。一般に大便1g当りの細菌数は $10^{11.2}$ 程度であるとされているが、このうち Enterobacteriaceae（腸内細菌科）の数は $10^{7.8}$ 程度とされている³⁾。空気に大便中の細菌がさられた場合には、ほとんどの細菌は死滅し、腸内細菌科の細菌を中心とした少数の細菌しか生存しない。さらに、ここで残存した菌の中に多くの病原菌が含まれていることから、これらの菌の研究を行うことが下水道の分野では合理的であると考えられる。ふん便中の腸内細菌科の細菌の主となるものは、*Escherichia coli* であるが、その他に *Enterobacter* 属、*Klebsiella* 属、*Citrobacter* 属なども多く存在している。なお、この細菌叢は、人間の食性によっても左右されるとされている⁴⁾。

3. 下水処理場における実態調査

3.1 調査方法

本調査はA下水処理場（合流式下水道を採用）において、流入水及び二次処理水（塩素消毒前）を高温期、中温期、低温期の計3回採取し分析を行った。なお、二次処理の状況把握のために活性汚泥混合液も同時に採取した。

水質分析は、腸内細菌の定量を除き下水試験方法によった。

なお、本研究における“腸内細菌”は、グラム陰性・ブドウ糖発酵性細菌で表7に示す66種19属と定義するが、これはBergeyのマニュアル⁵⁾におけるEnterobacteriaceaeを中心にこれにいくつかの他科の細菌を含んでいる。

腸内細菌の分析手順の概要は次の通りである。

- ① S S B寒天培地により分離培養を行う（S S B細菌数が求まる）。
- ② トリプトソーヤブイヨンにより増菌させる。
- ③ グラム陰性の確認を行う。
- ④ ブドウ糖発酵性の確認を行う（腸内細菌数が求まる）。
- ⑤ オキンダーゼテストを行う（今回は2%のレベルで分析を行うため50コロニーについてテストした）。
- ⑥ 運動性テストを行う。
- ⑦ トリプトソーヤ寒天培地により増菌させる。
- ⑧ E Bブイヨンにけん濁させる。
- ⑨ N社製細菌同定キットにより菌種を同定する。（注）
- ⑩ 同一種の同定数（ni）を求める。
- ⑪ 各種毎の細菌数の個数を次式により計算する。

$$\text{個数} = \frac{ni}{50} \times \text{腸内細菌数}$$

3.2 調査結果

3.2.1 一般項目

一般項目の分析結果を表1に示す。
水温は第1回目が26℃（高温期）、第2回目が18℃（中温期）、第3回目が13℃（低温期）である。

流入水のBODは73～153mg/ℓであり、やや低い値となっている。処理水のBODは8.7～20mg/ℓとなっており、高級処理が十分なされている。

流入水のCODは48～76mg/ℓであ

表1 水質調査結果

項目 \ 試料	第1回(9/6)		第2回(11/8)		第3回(1/10)	
	流入下水	二次処理水	流入下水	二次処理水	流入下水	二次処理水
水 温 (℃)	25.7	26.0	18.1	18.6	13.0	13.5
PH	6.5	6.7	7.3	7.4	7.3	7.5
SS(mg/ℓ)	157	5	104	6	147	7
BOD(mg/ℓ)	153	9.6	73	8.7	133	2.0
COD(mg/ℓ)	53	115	48	98	76	148
NH ₄ -N(mg/ℓ)	255	85.0	51.7	5.05	17.1	17.1
NO ₂ -N(mg/ℓ)	<0.002	1.82	1.30	1.54	0.011	0.012
NO ₃ -N(mg/ℓ)	0.07	4.80	1.82	2.05	0.32	0.02
K-N(mg/ℓ)	41.3	9.62	85.8	5.68	19.9	17.8
T-N(mg/ℓ)	41.4	1.62	11.7	9.27	20.2	17.8
PO ₄ -P(mg/ℓ)	12.3	1.20	1.07	0.450	0.745	0.114
T-P(mg/ℓ)	20.3	1.32	20.3	0.653	21.7	0.361

(注) 本キットは20項目の生化学的反応をチェックするもので、この結果及び前出の運動性、オキンダーゼ活性の結果と組み合わせることにより細菌を種のレベルで同定できる。

り、処理水のCODは9.8~14.8mg/lとなっている。流入水についてCODをBODと比較すると、今回の流入水は一般的なものであると考えられる⁶⁾。

流入水のSSは104~157mg/lであり、処理水のSSは5~7mg/lとなっている。処理水の値は、最終沈殿池において十分な固液分離がなされていることを示している。

pHは6.5~7.5と中性付近の値を示している。流入水の全チッ素は1.7~4.14mg/lであり、この半分程度以上はアンモニア性チッ素となっている。流入水の全リンは2mg/l程度で安定している。

3.2.2 活性泥混合液

活性汚泥混合液はエアレーションタンク出口において採取した。原生動物の定量結果を表2に、活性汚泥試験結果を表3に示す。

原生動物数は中温期において高く 1.16×10^4 個/mlとなっている。シンプソンの多様性指数DIは0.888~0.917となっており生物群集の安定度はかなり高い状況となっている。混合液のDOは2~3mg/l程度とやや低い値を示している。MLSSは全て1000mg/l以下と低い値を示している。

3.2.3 大腸菌群数

表4は細菌群数の調査結果を示している。本調査でのふん便性大腸菌群数は44.5℃の高温培養法によった。大腸菌群数の除去率は94~99%となっている。大腸菌群中のふん便性の割合を表5に示す。この結果によると、大腸菌群の大部分が非ふん便性ということになる。E.Coliと細菌群との比を表6に示す。大腸菌群とふん便性大腸菌群については、E.coliとの比は一定のものとはなっており、かなりばらついている。

3.2.4 腸内細菌

腸内細菌を種のレベルでとりまとめたものを表7及び図1に示す。

表2 原生動物調査結果(単位は調/ml)

生物名	月 日	9/6	11/8	1/10
c <i>Acineta foetida</i>			40	88
c <i>Acineta</i> sp.			130	
c <i>Acineta tuberculata</i>				44
a <i>Amoeba proteus</i>		120	90	220
a <i>Amoeba radiosa</i>			40	
a <i>Amoeba</i> spp.		80	350	220
c <i>Amphileptus</i> sp.			130	396
a <i>Arceella vulgaris</i>		320	530	88
c <i>Aspidisca costata</i>		360	2330	44
c <i>Aspidisca sulcata</i>			970	
c <i>Chilodonella</i> sp.		40		
f <i>Chilomonas</i> sp.		560		
c <i>Chlamydomon</i> sp.		120		
a <i>Cochliopodium</i> sp.		40	180	792
f <i>Codonostiga</i> sp.			480	
c <i>Epistylis rotans</i>		120		
c <i>Epistylis</i> sp.		80		
c <i>Holophrya</i> sp.		120		
m <i>Lecane</i> sp.		80		
c <i>Litonotus lamella</i>		120		
f <i>Monas</i> spp.			2020	528
c <i>Opercularia phryganeae</i>		240		
c <i>Opercularia</i> sp.			40	
f <i>Peranema</i> sp.			130	
f <i>Peranema trichophorum</i>		80		44
a <i>Phryganella</i> sp.		120		
f <i>Potemodendrons</i> sp.		480		
a <i>Pyridicula</i> sp.			130	
c <i>Trachelophyllum</i> sp.			220	176
c <i>Trochilia</i> sp.			1410	88
c <i>Vorticella alba</i>		40		
c <i>Vorticella campanula</i>				176
c <i>Vorticella convallaria</i>			440	572
c <i>Vorticella microstoma</i>		160	260	88
c <i>Vorticella</i> spp.		80	1060	
c <i>Vorticella striate</i>				88
c <i>Zoothamnium</i> sp.		80	620	132
総個体数		3400	11600	3784
多様性指数(D.I)		0.917	0.889	0.888

注) 生物名の前の記号は次の事項を示す。

c; 纖毛虫類, f; 鞭毛虫類, a; 肉質類, m; 後生動物

表3 活性汚泥調査結果

	単 位	第 1 回	第 2 回	第 3 回
水 温	℃	26.0	19.0	14
DO	mg/l	2.1	1.9	3.3
SV	%	7.5	18	15
SVI	ml/g	150	207	203
MLSS	mg/l	500	868	740
MLVSS	mg/l	402	626	586
VSS/MLSS	%	80	72	79

第1回の調査では、流入水においては、*E. coli*, *Ent. cloacae*, *K. oxytoca*が優占的で5属9種が出現し、処理水においては *Ent. agglomerans*, *Ent. cloacae*, *K. oxytoca*, *E. coli* が優占的で6属11種が出現している。

第2回の調査では、流入水においては *E. coli*, *K. pneumoniae*, *K. oxytoca*が優占的で、7属12種が出現し、処理水においては、*E. coli*, *Ent. agglomerans*, *Ent. cloacae* が優占的で7属14種が出現している。

第3回の調査では、流入水においては *E. coli*, *K. oxytoca*, *K. pneumoniae* が優占的で、8属13種が出現し、処理水においては *E. coli*, *Ent. agglomerans*, *Ent. cloacae* が優占的で8属11種が出現している。

3回の調査全体では11属24種が検出されている。

表4 細菌群数調査結果

試料 細菌群	流入水			処理水		
	9月6日	11月8日	1月10日	9月6日	11月8日	1月10日
大腸菌群数	1.1×10^5	1.9×10^5	1.3×10^5	1.6×10^3	5.3×10^3	7.7×10^3
ふん便性大腸菌群数	2.9×10^4	7.3×10^4	5.1×10^3	6.3×10^2	7.5×10^2	3.7×10^3
S S B 細菌数	6.4×10^5	2.5×10^5	1.0×10^5	2.7×10^3	5.2×10^3	1.0×10^3
腸内細菌数	5.6×10^5	2.2×10^5	9.4×10^4	2.2×10^3	4.8×10^3	8.6×10^3
<i>E. coli</i>	1.5×10^5	5.3×10^4	3.0×10^4	4.4×10^2	1.3×10^3	2.1×10^3
一般細菌数	2.4×10^6	2.3×10^6	6.7×10^5	7.7×10^5	1.5×10^4	3.7×10^4

表5 大腸菌群に占めるふん便性菌群の割合(%)

月日	流入下水	二次処理水
9/6	26	39
11/8	38	14
1/10	4	5

表6 *E. coli* に対する倍率

	流入水			処理水		
	9/6	11/8	1/10	9/6	11/8	1/10
大腸菌群数	0.73	3.58	4.33	3.6	4.08	36.67
ふん便性大腸菌群数	0.19	1.38	0.17	1.4	0.57	1.76
S S B 細菌数	4.27	4.71	3.33	6.1	4.00	4.76
腸内細菌数	3.73	4.15	3.13	5.0	3.69	4.10

個数	10	20	30	40
サンプル				
1	<i>E. coli</i>	CL	OX	PN
2	<i>E. coli</i>	PN	CL	OX
3	<i>E. coli</i>	OX	PN	CL

(a) 流入水

個数	10	20	30	40
サンプル				
1	AG	<i>E. coli</i>	CL	OX
2	<i>E. coli</i>	AG	CL	
3	<i>E. coli</i>	AG	CL	OX

(b) 処理水

SO : *A. sobria*
 CL : *E. cloacae*
 OX : *K. oxytoca*
 PN : *K. pneumoniae*
 AE : *E. aerogenes*
 AG : *E. agglomerans*

本図では4個以上検出したもののみ名称を記入している

図1 検出個数(種)

表 7 同 定 個 数 (種毎)

サ ン プ ル 調 査 名	流 入 水				処 理 水				計
	1	2	3	計	1	2	3	計	
<i>Actinobacillus lignieresii</i>									
<i>Actinobacillus equuli</i>									
<i>Actinobacillus suis</i>									
<i>Aeromonas caviae</i>									
<i>Aeromonas hydrophila</i>			3	3					3
<i>Aeromonas sobria</i>			1	1		1	4	5	6
<i>Chromobacterium violaceum</i>									
<i>Citrobacter amalonaticus</i>						1		1	1
<i>Citrobacter diversus</i>					1	2		3	3
<i>Citrobacter freundii</i>	1	2	1	4		1		1	5
<i>Edwardsiella hoshinae</i>									
<i>Edwardsiella tarda</i>									
<i>Enterobacter aerogenes</i>	4	1	1	6	3	3		5	11
<i>Enterobacter agglomerans</i>	4	5	4	13	11	12	11	34	47
<i>Enterobacter cloacae</i>	11	8	5	24	10	9	7	26	50
<i>Enterobacter gergoviae</i>		1		1					1
<i>Enterobacter sakazakii</i>	1			1	1	1	2	4	5
<i>Escherichia coli</i>	13	12	16	41	10	14	12	36	77
<i>Hafnia alvei</i>			1	1					1
<i>Klebsiella oxytoca</i>	9	7	8	24	9	1	4	14	38
<i>Klebsiella ozaenae</i>									
<i>Klebsiella pneumoniae</i>	6	9	7	22	1	2	1	6	28
<i>Klebsiella rhinoscleromatis</i>									
<i>Morganella morganii</i>		2		2					2
<i>Pasteurella aerogenes</i>									
<i>Pasteurella gallinarum</i>									
<i>Pasteurella haemolytica</i>									
<i>Pasteurella multocida</i>							2	2	2
<i>Pasteurella pneumotropica</i>									
<i>Pasteurella ureae</i>									
<i>Plesiomonas shigelloides</i>									
<i>Proteus mirabilis</i>									
<i>Proteus vulgaris</i>									
<i>Providencia alcalifaciens</i>									
<i>Providencia rettgeri</i>									
<i>Providencia stuartii</i>									
<i>Salmonella arizonae</i>									
<i>Salmonella choleraesuis</i>									
<i>Salmonella gallinarum</i>									
<i>Salmonella paratyphi-A</i>									
<i>Salmonella pullorum</i>									
<i>Salmonella typhi</i>									
<i>Salmonella</i> spp., 1									
<i>Salmonella</i> spp., 2									
<i>Salmonella</i> spp., 4									
<i>Serratia ficaria</i>									
<i>Serratia fonticola</i>									
<i>Serratia liquefaciens</i>		1	1	2	2	2	2	6	8
<i>Serratia marcescens</i>			1	1					1
<i>Serratia marinorubra</i>		1		1					1
<i>Serratia odorifera</i>									
<i>Serratia plymuthica</i>	1			1	1			1	2
<i>Shigella dysenteriae</i>									
<i>Shigella flexneri</i>									
<i>Shigella sonnei</i>									
<i>Vibrio alginolyticus</i>									
<i>Vibrio cholerae</i>									
<i>Vibrio fluvialis</i>			1	1			2	2	3
<i>Vibrio parahaemolyticus</i>									
<i>Vibrio vulnificus</i>									
<i>Yersinia enterocolitica</i>		1		1		1	1	2	3
<i>Yersinia frederiksenii</i>									
<i>Yersinia intermedia</i>					1			1	1
<i>Yersinia kristensenii</i>									
<i>Yersinia pestis</i>									
<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>						1		1	1
計	50	50	50	150	50	50	50	150	300

3.3 考 察

我国の下水処理の中心をなしているものは活性汚泥処理法である。活性汚泥法は、BOD、SS等を除去するのみでなく、細菌の除去も行なっているわけである。細菌の除去の中心的役割を演じているのは、活性汚泥中の原生動物であり、原生動物は細菌を食べていると考えられている。しかし原生動物のすべてが等しくすべての細菌を食べるわけではない。その結果、各種のレベルでみた場合に除去特性が異なるわけである。

下水処理場の細菌の除去は沈殿処理によってもなされているわけであるが、一般にその除去効果は低く、今回の細菌除去も主として活性汚泥によるものと考えられる。原生動物の腸内細菌の補食に関する研究は、Curds⁷⁾のもの程度しかないがこれによると水処理が良好な時に出現するといわれる Vorticella, Opercularia, Epistylis 等において、E. coli を食するものは Epistylis のみであるとされており、第1回のように Epistylis が多く存在している時には、やはり E. coli の除去率が高い値を示している。Enterobacter は、これらの種のいずれにも好まれておらず、良好な処理状況では除去されにくいと考えられる。Chromobacterium は今回の調査では検出されなかったが、多く存在する場合には、多くの原生動物に毒性を示し、ひいては細菌の除去効果の低下をきたすものと考えられる。

表8は流入水または処理水のどちらかについて少なくとも2個以上の検出があったものを整理したものである。

表8 E. coli と比較した細菌の除去特性

菌 種	第 1 回					第 2 回					第 3 回				
	流入水		処理水		RR	流入水		処理水		RR	流入水		処理水		RR
	個数	R ₁	個数	R ₂		個数	R ₁	個数	R ₂		個数	R ₁	個数	R ₂	
A. hydrophila											3	19	0	0	0
A. sobria											1	6	4	33	5.5
C. diversus						2	17	1	7	*					
C. freundii						2	17	1	7	*					
E. aerogenes	4	31	3	30	0.97	1	8	2	14	*					
E. agglomerans	4	31	11	110	3.55	5	42	12	86	2.05	4	25	11	92	3.68
E. cloacae	11	85	10	100	1.18	8	67	9	64	0.96	5	31	7	58	1.87
E. sakazakii											0	0	2	17	∞
K. oxytoca	9	69	9	90	1.30	7	58	1	7	0.12	8	50	4	33	0.66
K. pneumoniae	6	46	1	10	0.22	9	75	2	14	0.19	7	43	3	25	0.58
M. morganii						2	17	0	0	0					
P. putredinis											2	13	0	0	0
S. liquefaciens	2	15	0	0	0	2	17	1	7	*	2	13	1	8	*
V. fluvialis											1	6	2	17	*
E. coli	13	100	10	100	1	12	100	14	100	1	16	100	12	106	1

注) $R_1 = (\text{各菌種} / E. coli) \times 100 \dots \dots \dots$ 流入水

$R_2 = (\text{各菌種} / E. coli) \times 100 \dots \dots \dots$ 処理水

$RR = R_2 / R_1$

*はRRを計算しない。

*E. coli*は、流入水と処理水について同様な存在比を示しており、一つの指標として考えることができる。

*E. coli*と比較した細菌の除去特性は表8のRRによって表示される。RRが大きい程*E. coli*と比較して除去されにくい菌種であることを示している。

3回の調査において、明らかに*E. coli*より除去されにくいとみなされた菌種は病原性のない*E. agglomerans*であった。第3回目だけであるが、*A. sobria*, *E. sakazaki*も除去されにくい結果を示している。

3回の調査において明らかに除去されやすいと考えられる菌種は*K. pneumoniae*であり、やや除去されやすいと考えられる菌種は*K. oxytoca*であった。第3回目だけであったが、*A. hydrophila*, *P. multocida*も除去されやすい菌であった。

この結果は、活性汚泥は病原性の比較的強いものの除去に効果的であることを示している。

4. 今後の課題

今年度において、下水中の細菌相についてのある程度の知見が得られた。今後は調査精度の向上のためさらにデータを積み重ねる必要がある。また、今回の手法を用いると副次的に種のレベルに分離した細菌を得ることができるので、今後は各菌種毎の消毒効果を把握し、下水処理場での最適消毒技術を検討する予定である。

なお、本研究の詳細については、土研資料第1955号⁸⁾にとりまとめている。

引用文献

- 1) 環境庁水質保全局、昭和56年度公共用水域水質測定結果について(昭和57年12月)
- 2) 下水試験方法(1974年版), (社)日本下水道協会(昭和49年11月)
- 3) 光岡, 腸内細菌相とその意義, 臨床と細菌, Vol. 2, No. 3, P197(1975. 9)
- 4) Finegold, S. M., et al, Effect of diet on human fecal flora: comparison Japanese and American diets, The Ame. Jour. of Clinical Nutrition, Vol. 27, No. 12, P1456(1974)
- 5) Benhanan, R. E., et al, Bergey's Manual of Determinative Bacteriology(8th Edition), Williams Wilkins, Baltimore(1974)
- 6) 弓倉 他, 既設処理場の改善指針に関する調査報告書, 建設省都市局下水道部・日本下水道事業団, 試験部報告 50-005, P 162(昭和51年3月)
- 7) Curds, C. R., et al, The Feeding Habits and Growth Rates of some Fresh, water Ciliates Found in Activated Sludge Plant, J. Appl. Ecol., Vol. 3, P127(1966)
- 8) 弓倉, 下水の細菌学的研究, 建設省土木研究所下水道研究室, 土研資料第1955号(昭和58年3月)

2. 下水の超高度処理に関する研究

三次処理研究室 室長 小堀和夫

研究員 清水俊昭

榎山孝一

1. まえがき

近い将来懸念される水資源の不足に対処するための手段として、下水処理水の直接的な再利用が不可欠なものであるという認識は、すでに一般化しているといえる。下水の直接的再利用の用途は農業利用のほか、工業用水や家庭雑用水としての都市用水など広範囲にわたっている。これらの用途別の要求水質（クライテリア）、給水方法等については、多方面からの提案、検討が行われている現状であるが、処理技術の面からは、従来の二次処理水を対象として、有機物、栄養塩類の除去を目的とした、いわゆる三次処理の単純な適用だけでは不十分であり、用途に応じた処理技術の適用が必要である。さらに、三次処理施設の設置にあたっては技術面だけでなく、それらの経済性の評価も重要である。

2. 研究目的

下水処理水の再利用を行うにあたり、水質面から問題となるものに、処理水中に残存する可能性のある重金属類、有機塩素化合物等の微量有害物質、病源性微生物、下水の循環利用に伴って蓄積する無機塩類などがある。これまでに下水中の無機塩類除去の立場から逆浸透法および電気透析法等の超高度処理プロセスの実用性、下水中の病源性微生物の問題点把握の立場から大腸菌群に着目しその測定上の問題点、各種三次処理プロセスでの消長、ならびに三次処理プロセスでの資源エネルギーの使用量に関する検討を進めてきた。本年度は昨年度に引き続き、千葉県花見川処理場においてパイロットスケールでの電気透析法の検討を行い、その実用性、経済性の評価を行うことを目的とした。

3. 研究方法

年度前半は昨年度からの連続運転を継続し、ここで明らかになった種々の問題点を整理し、後半はその解決策の検討および処理コストの軽減化に関する検討を合せて行った。なお、原水条件、装置のフロー、諸元等については55年、56年度の報告を参照されたい。

4. 研究結果

4.1 連続運転での問題点

前期の連続運転は昨年度から継続して実施したもので、連続運転時に発生しうる問題点および原因

の確認を主目的とし、実稼動 105 日の運転を行った。昨年度にも一部報告したが、ここで最も問題となったのは、透析槽内で生物スライムが発生して槽内を閉塞させ、圧力損失が増加し、これにより透析槽内流速（線速度）の維持が困難となることである。電気透析では透析に要する電流はイオン交換膜を通過して移動するイオンによって運ばれるため、希釈室の膜面には水の攪拌による交換でイオンを補給する必要がある、本装置では攪拌を十分行い得る線速度は 6 cm/sec 以上とされている。

図-1 に運転期間中の透析槽内の圧力損失および槽内線速度の測定結果を示すが、同図に示すように、解体洗浄後運転を行うと、希釈室および濃縮室の圧力損失が増加してゆき、これに伴い槽内線速度の低下が見られる。

槽内線速度と脱塩率、電流効率との関係については、図-2 に脱塩率、電流効率を示すが、電流効率については運転期間中ほぼ一定であり、脱塩率についても多少の変動が見られるものの、これは原水供給量の増減によるところが大きく、これを考慮すると安定しているといえるため、槽内線速度の低下は脱塩能力に与える影響は少ないといえる。ただし、線速度の低下を放置しておいた場合、物理的に水が流れなくなるわけであり、この意味で下限を設定する必要がある、 3 cm/sec 程度にとどめておいた方が安全であろう。

運転期間中、生物スライムの発生・増殖を抑える目的で、残留塩素を含む液を透析槽内に通

す次亜塩素酸洗浄を実施した。ここでの洗浄は予備実験的に行ったものであり、残留塩素濃度、洗浄時間等については条件は一定ではないが、残留塩素を数百 mg/l 含む液を 30~60 分程度通すことにより、槽内線速度は若干回復し、定期的を実施すれば槽内線速度の低下をかなり防止しうる可能性が確認された。なお、ここでの結果から本装置においては次亜塩素酸洗浄を行わない場合、1 回の解体洗浄で運転可能な日数は 30~40 日程度といえるが、電気透析の使用の例が多い製塩の分野での解体洗浄の頻度は 3~4 回/年とされており、100 日前後運転可能といえることから、これと較べるとかなり短

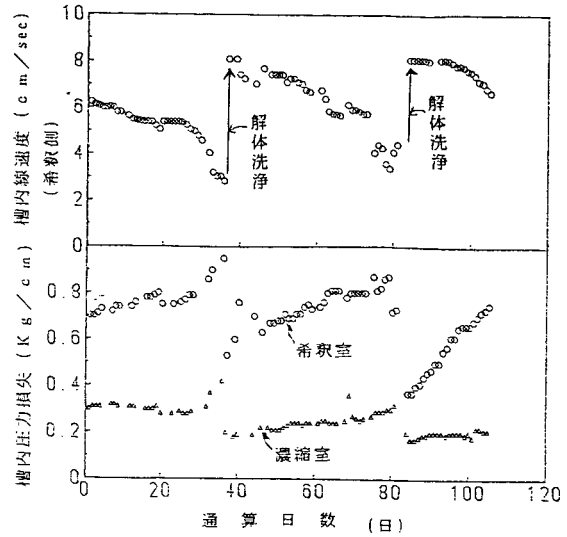


図-1 槽内圧力損失および線速度

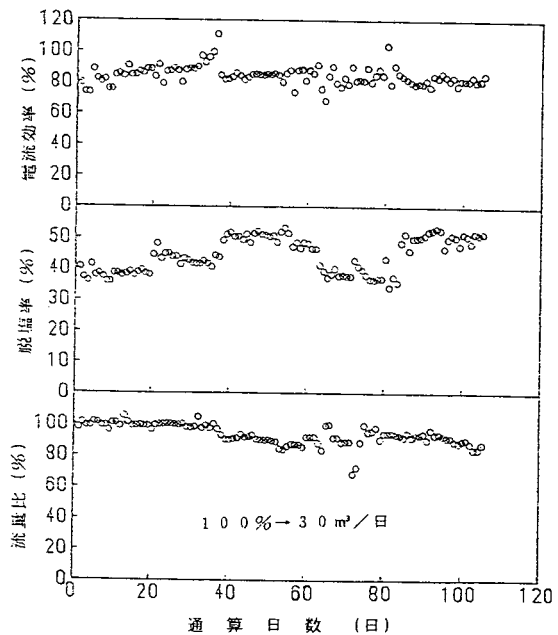


図-2 電流効率、脱塩率、流量比

いといえよう。

4.2 次亜塩素酸洗浄実験

前期の連続運転で次亜塩素酸洗浄の有効性がある程度確認できたので、後期（実験日 109日）においては、主として洗浄等を効果的に行う方法について検討した。結果を図-3に示す。

(1) 連続注入 (RUN A)

この方式は原水をあらかじめ滅菌しておく意味で、原水中に OCl^- として1ℓ当たり約4mg程度、連続注入、混合し、残留塩素（2～4mg/ℓ）を含む水を装置に供給したものである。この方式では消費あるいは除去されずに残った残留塩素の一部が希釈水中に含まれる（本装置では1～3mg/ℓ）ため、後段の滅菌操作が不要か、あるいは塩素のごく少量の追加でよいので魅力的

ではあるが、同図に示すように、圧力損失の増加および槽内線速度の低下が比較的大きく、その効果は他方式に較べると劣るといえよう。ただし、この実験はかなり圧力損失の高い時点から開始していること、および実験期間が短いことから、本方式を採用した場合の運転可能な日数については明確なものは得られてないため、運転可能日数をいくりにするかという問題とからめて考えて、その良否についての結論は得られてない。なお、ここでの次亜塩素酸ソーダ（有効塩素13 $^{\text{W}}/\text{V}\%$ ）の使用量は本機の標準生産量30 $\text{m}^3/\text{日}$ の条件で希釈水1 m^3 当たり約38ml、約8ℓ/週であった。

(2) 2回/週の洗浄 (RUN B)

ここでの洗浄は残留塩素1000 mg/ℓ 程度含む液を透析槽内に1.3時間流入させる方式で行った。この方式での週2回の洗浄では、同図に示すように圧力損失の増加、および槽内線速度の低下が極めて少なく、運転可能日数としてかなりの日数が得られよう。ここでの次亜塩素酸使用量は洗浄液の調整場所および供給方法によって異なってくると考えられるが、本装置では原水の供給を止め、希釈水槽（500ℓ）、濃縮水槽（200ℓ）で調整することが可能であり、この場合の使用量は1回当たり6.2ℓであり、週2回の洗浄での使用量でも12.4ℓ/週であり連続注入と較べてさほど多いとは言えない。

(3) 1回/週の洗浄 (RUN C)

1回/週の洗浄実験は、解体洗浄後実施した。ここでの結果でも、圧力損失の増加が認められたが、63日の運転期間内では槽内線速度の大幅な低下をもたらすほどの大きさではなく、線速度の下限を3 cm/sec に設置しても100日以上は通水可能と判断できる。したがって週1回の次亜塩素酸洗浄で製塩の分野での解体洗浄のひん度とほぼ同一となるわけであり、次亜塩素酸ソーダの使用量はここで検討した3方式の中で最も少ない6.2ℓ/週でよいこととなる。

4.3 水回収率

電気透析法では原水の一部を希釈側に、一部を濃縮側に供給することとなるが、下水処理水の脱塩

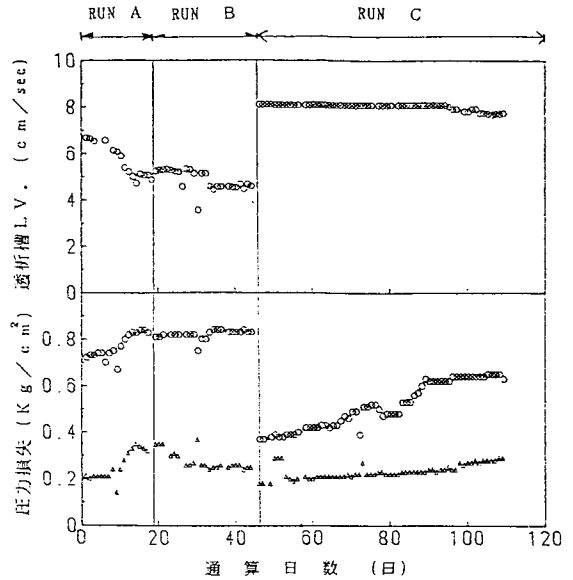


図-3 槽内圧力損失および線速度

では、原水は通常前処理をしておく必要があること、濃縮廃液の処理処分についても考慮する必要があることなどから、原水に対する生産水（希釈水）量の割合、つまり水回収率を高めることが重要である。

図-4に希釈水量を一定として水回収率を変えた場合の脱塩率および電流効率を示すが、同図に示すように電流効率は水回収率の上昇に伴い低下する傾向が見られたが、脱塩率はほぼ一定という結果が得られた。この理由としては、水回収率を上げると濃縮液量は減るわけであり、濃縮液中の塩類濃度が増加することとなり、希釈側に逆流あるいは漏出する塩量が増加したため電流効率が低下するが、反面、濃縮側においては電流を運ぶイオン量が増加するわけであり、電気抵抗が減少するため、透析電流が増加することによって除去される塩量もふえ、これらが相殺されることにより脱塩率が一定となっていると考えられる。

水回収率を高める場合、濃縮側においては塩類濃度が増加するわけであり、これに伴い難溶性塩類が析出しスケールが発生しやすくなるので注意をはらう必要がある。

4.4 硫酸添加の有無と脱塩率

電気透析法での濃縮側は塩類が高濃度となるため、原水中に多量の CO_3^{2-} 、 HCO_3^- を含む水を用いた場合、あるいは過度に水回収率を高めた場合 CaCO_3 等の析出によるスケールが生じやすい。このため、濃縮側に硫酸を添加して液を酸性にして溶解度を上げる方法がよく用いられており、本装置にも採用されている。

図-5は濃縮側に硫酸を添加し、pHを5~6の範囲に設定した場合と、添加しない場合（原水のpHは7前後であるが濃縮液では若干上昇して約7.5程度となる）の電流効率および脱塩率を比較したものである。電流効率については両者に大差はないが、脱塩率については硫酸の添加を行っている方が高いものとなっている。これは硫酸添加を行うことにより濃縮側の塩類（イオン）濃度が上がるわけであり、結果として電気抵抗の減少により、電流が多く流れることによって生じたものと考えられる。したがって硫酸添加はその分コストアップとはなるが、スケール発生防止とともに脱塩率向

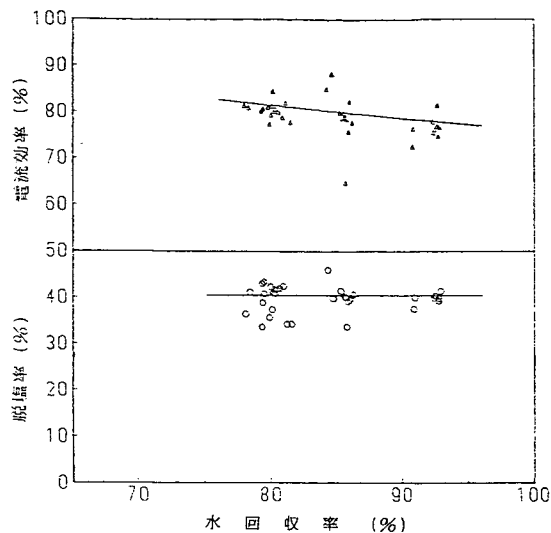


図-4 水回収率および電流効率，脱塩率

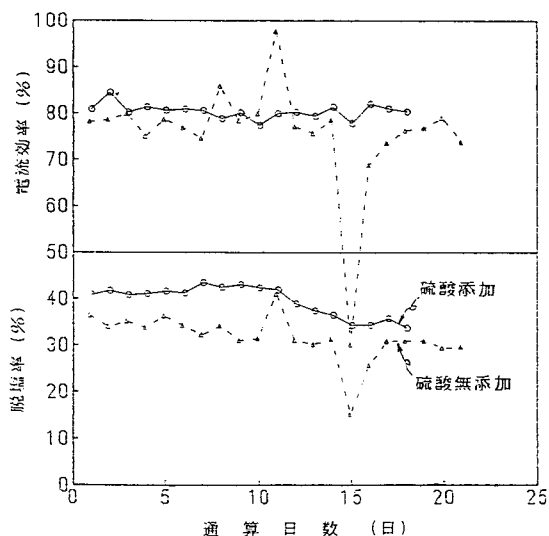


図-5 硫酸添加の有無による脱塩率の違い

上にも役立つといえよう。

4.5 通液方法と脱塩率

電気透析法での透析槽1回の通液での脱塩率は有効膜面積、透析電圧等運転条件によって異なってくるが、一般的には50%程度の数値を採用する例が多く、高脱塩率を得ようとする場合透析槽を複数回通することが必要であり、連続して水を得ようとする場合、多段シリーズ法（複数槽を順番に通す方法）、部分循環法（透析槽を通った液の一部を取り出し残りを透析槽に循環させる方法）といった手法がとられる。本装置は部分循環法を採用しており、希釈水の取り出し量（＝原水供給量）を減らすことにより高脱塩率を得ることができるとされている。

図－6に循環率を変えた場合の結果を示す。本装置では透析槽内の圧力損失の増加により、循環水量が必ずしも一定でないため、標準運転時における原水供給量 $30\text{m}^3/\text{日}$ （ $1250\text{L}/\text{時}$ ）を100%値として（透析槽の標準循環量は $2400\text{L}/\text{時}$ などで循環回数は1.92回となる）、その時の流量比で表わしてある。同図に示すように原水供給量をしぼる（循環回数を上げる）ことにより高脱塩率を得ることができ、電流効率もほとんど変化しない。

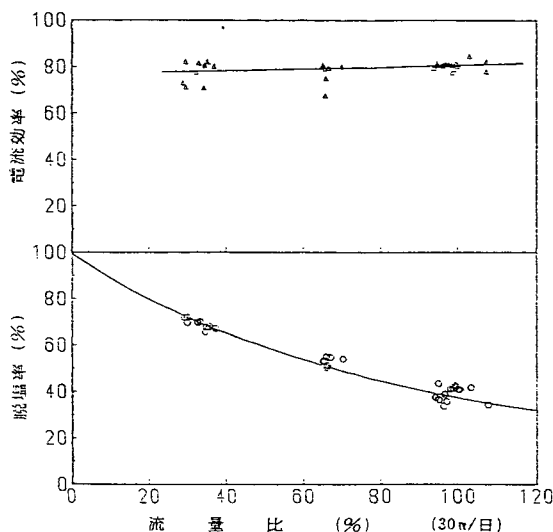
ここでの結果で多段シリーズ法および部分循環法を比較して見ると、例えば、本装置の標準運転（1段目の水量を $30\text{m}^3/\text{日}$ ）で2段のシリーズ法を採用すると、水回収率80および90%での脱塩率および生産水量は67、65%、および24、 $27\text{m}^3/\text{日}$ と推定でき、1台当りの生産水量は12および $13.5\text{m}^3/\text{日}$ ・台となる。これに対し、部分循環法でこの脱塩率を得るときの生産量はそれぞれ11および 12m^3 と推定できる。したがって、大量の水を得ようとする場合ほど多段シリーズ法の方が有利と言えよう。

4.6 有機物、栄養塩類の除去率および濃縮率

電気透析法の有機物および栄養塩類の除去率および濃縮率を表－1に示す。CODに関しては除去および濃縮がほとんどなされていない。全リン、アンモニア性窒素、硝酸性窒素については無機塩類と同等あるいはそれ以上に除去および濃縮がなされているようである。

4.7 処理コスト

電気透析法における処理（脱塩コスト）としては表－2に示すようなものが必要とされている。このうち電気料金の一部、薬品費および労務費の一部については本装置でのおおよその算出が可能であり、試算を行った。なお、ここでの仮定条件としては脱塩率を50%、水回収率を90%、解体洗浄時を除く年間稼働日数を300日（稼働率82%）として計算している。



図－6 流量比と脱塩率，電流効率

表－1 有機物、栄養塩類の除去率

項目	原水濃度 (mg/L)	希釈水濃度 (mg/L)	除去率 (%)	濃縮水濃度 (mg/L)	濃縮率 (%)
COD	5.5	5.3	4.5	5.4	116
全リン	4.3	2.5	42.0	8.4	196
アンモニア性窒素	10.7	3.8	64.5	42.8	400
硝酸性窒素	1.5	0.7	50.3	5.6	371

(注) 前期(105日間)と後期(109日間)の全ての平均値

まず、生産水量および濃縮液量であるが、脱塩率50%、水回収率90%の条件においては、前述までの結果から各々 $24\text{ m}^3/\text{日}$ 、 $2.7\text{ m}^3/\text{日}$ といえ、週1回、2時間の次亜塩素酸洗浄を行うとした場合、年間の総水量は各 $24\text{ m}^3/\text{日} \times (166\text{時間}/168\text{時間}) \times 300\text{日} = 7,110\text{ m}^3$ 、 $2.7\text{ m}^3/\text{日} \times (166\text{時間}/168\text{時間}) \times 300\text{日} = 800\text{ m}^3$ となる。

電気料金については、ポンプ等の動力分が約1.7KWh透析および計装用が約0.5 KWhであり、年間使用量は15,800 KWh程度となり、 $15\text{円}/\text{KWh}$ として237千円となる。

薬品費としては硫酸および次亜塩素酸ソーダを使用しており、本装置において、硫酸は濃縮液 1 m^3 当たり0.2ℓ使用しており、年間で180ℓ、 $1800\text{円}/20\text{ℓ}$ として16千円となり、次亜塩素酸ソーダは、 $6.2\text{ℓ}/\text{週} \times 43\text{週} = 270\text{ℓ}$ 、 $2600\text{円}/18\text{ℓ}$ として39千円となる。

・労務費については解体洗浄に要する作業員について計上すると、本装置では1回当たり軽作業員3人（ $7,923\text{円}/\text{人}$ 、建設物価83.4）程度のものであり、年3回実施すると約71千円である。

ここまでの結果でそのコストは $51\text{円}/\text{m}^3$ （内訳としては電気料金65%、薬品費15%、労務費20%）となるが、これはあくまでも試験装置上のものであり、ポンプ、計装機器については生産水量に比して過大なものや、不必要となる可能性の高いものまで含まれており、実機における単位水量当りの電力量は半分以下で十分と予想されることが、薬品費、解体洗浄費にはスケールメリットが働くことを考えれば上述の値の半分以下にはなろうが、決して安価とはいえないようである。

5. まとめ

本年度は昨年度に引き続き、実際の下水処理水を用い、無機塩類除去手法の1つである電気透析法の適応性および経済性の評価を行ってきた。技術面では透析槽内の圧力損失の増加とこれによる槽内線速度の低下の問題はあるものの、これを次亜塩素酸洗浄で解決でき、適応性という面では特に問題はないといえよう。経済性の面では、本法は下水処理水再利用の処理プロセスの1つとなるわけであり、また全体の処理コストと新たに取水しようとする用水コストとの競合となるわけであり、一概にはいえないものの、本法での処理コストは決して安価なものではなく、全体のコストをかなり押し上げる可能性が高いことは認識する必要がある。

表一 2 処理コスト算定項目

建設費	運転費 (円/日)
主建設費	電気代 (透析・その他)
原水供給設備	薬品代 (H_2SO_4 , NaOCl)
生産水貯水設備	修繕費
建物	労務費
臨時費	一般管理費
設計費	償却 (x年)
建設期間の利子	膜交換費
土地	税金・保険料
	利子
総建設費	総運転費

生産水コスト = 総運転費 / 生産水量

3. 汚泥含有物質の流亡に関する研究

汚泥研究室 室長 京才 俊則

研究員 岡澤 邦明

1. まえがき

下水道の普及に従い、下水処理に伴って発生する汚泥の量は膨大なものになってくる。現在、汚泥の約80%が、海面埋立、陸地埋立等で処分されているが、埋立処分地の確保には限度がある。汚泥の処分に関する問題は、下水道事業を推進する上で、極めて重大な問題の一つとなっており、汚泥処分方法の確立が求められている。一方、汚泥には、窒素やリン等植物に必要な栄養素が多量に含まれているため、緑農地に還元して肥料や、土壌改良剤として有効に利用する方法もあり、一部の都市ではすでに実用化している。また、汚泥には重金属が含まれているが、適正に管理されている畑地に汚泥を施用しても、野菜類に吸収される重金属量は、慣行施肥の場合と同じ程度であることは、49～56年度までの研究で確認されている。今後、汚泥は緑農地等に長期的に利用される可能性があるが、重金属等の汚泥含有物質が、土壌中に蓄積したり、地下水へ流亡する等、周辺の環境に与える影響について十分な調査研究が必要と考えられるので、汚泥を長期連用した時の汚泥含有物質の挙動についての研究を、昭和57年度より開始した。

2. 研究目的

この研究は、下水汚泥の長期連用によって、汚泥含有物質が土壌や地下水等の周辺環境に与える影響について調査し、その挙動を明らかにして、汚泥の安全で有効な利用方法を確立するための基礎資料を得ることを目的としている。

3. 研究の概要

汚泥施用による周辺環境に与える影響について、図-1に概略図を示した。

図中に示した番号①は、土壌中への蓄積、②は、地下水への流亡による地下水への影響、③は、土壌層の横方向への移動による地表水への影響、④は降雨時に土壌と共に流出して地表水に与える影響、⑤は、土壌中で汚泥中の有機物が分解して炭酸ガスや窒素ガスが、大気中に揮散するもので、自然界

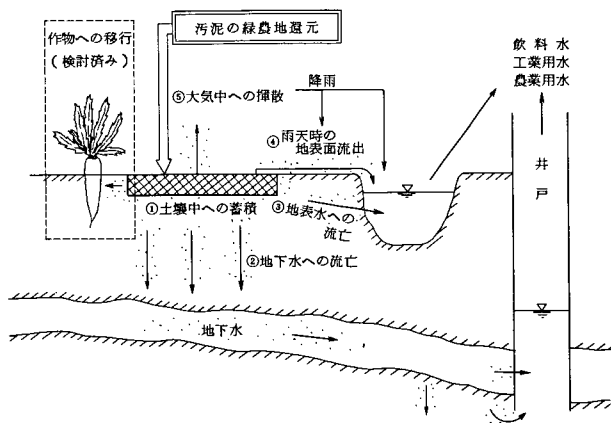


図-1

で通常行われている物質循環の一部をなし、特に悪い影響はない。以上5つの点が、汚泥施用による周辺環境に与える物理化学的影響の主な問題点と考えられる。

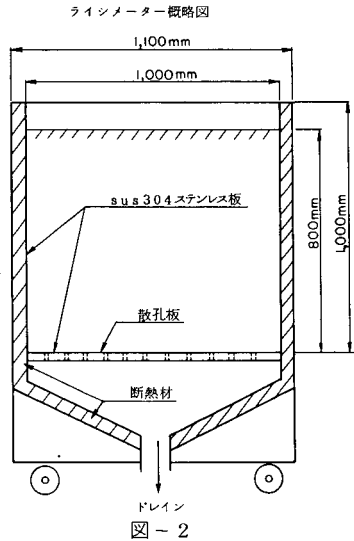
57年度は、1)、ライシメーターを用いて、汚泥施用による試験栽培を行い、汚泥含有物質の作物体への移行、土壌中への蓄積、地下水への流出等についての収支を調査した。2)、カラム(円筒)に土を充填し、上部より重金属溶液を注入して、重金属の土壌中への蓄積と流出についての挙動を調査した。3)、実験圃場で、汚泥の連用を行い、汚泥含有物質の地下水への影響について調査した。以上の調査を行い、汚泥含有物質の周辺環境に与える影響と、その挙動について研究した。

4. 研究結果

4.1 ライシメーター実験による汚泥含有物質の収支について

4.1.1 実験条件

- 1) 使用ライシメーター：ライシメーターの概要は図-2に示した。対照区には化学肥料を施肥し、汚泥は、10アール当りに換算して、5t区及び10t区の2段階とした。各区ともライシメーターを2基使用し、合計6基で実験を行った。(平面積は1m×1m)
- 2) 供試土壌：火山灰土壌(茨城県豊里町)
- 3) 供試汚泥：嫌気性消化汚泥の脱水汚泥(石灰添加)
- 4) 供試作物：大根を播種し、健全な苗を1基につき8基生育させて、分析試料とした。
- 5) 施肥設計：対照区には、硫安をN(窒素)として50%_苗 P₂O₅(リン酸)として50%_苗 になるように過リン酸石灰を施用し、K₂O(酸化カリウム)として50g になるように硫酸カリウムを施用した。



なお、給水は蒸留

水をもちい、重金属の物

質収支に汚泥以外の要因が入らないようにした。

4.1.2 実験結果

検討項目は、Cd, Hg T-N, T-P の4項目とし、その収支を表-1に示した。各元素の吸収量についてみるとCdの大根による吸収量は、根と葉の比較では、葉の方に多く吸収されており、汚

表-1 ライシメーター実験による汚泥含有物質の収支

元 素 名	区 分	土壌中の 含有量 (0.8m)	汚泥施用 (or肥料) に増加量 (mg/m ²)	作物(大根)による吸収量						浸透流出量		増加量に対する減少量	
				根の部分		葉の部分		合計		流出量	流出率	総減少量	減少率
				吸収量	吸収率	吸収量	吸収率	吸収量	吸収率				
Cd	対照区	13872mg	-	0.176mg	-	0.312mg	-	0.488mg	-	0.40mg	-	0.888mg	-
	5t区		913mg	0.191	21%	0.360	39%	0.551	60%	0.113	12%	0.664	72%
	10t区		1826	0.144	08	0.211	12	0.355	19	0.539	30	0.894	49
Hg	対照区	3264mg	-	0.0128mg	-	0.0068mg	-	0.0196mg	-	0	-	0.0196mg	-
	5t区		1056mg	0.0079	0.07%	0.0058	0.05%	0.0137	0.13%	0	0	0.0137	0.13%
	10t区		2113	0.0098	0.05	0.0052	0.02	0.0150	0.07	0	0	0.0150	0.07
T-N	対照区	3264g	(50g)	8.16g	163%	150.2g	300%	231.8g	464%	0.108g	0.2%	232.9g	466%
	5t区		136g	7.18	5.3	140.8	104	212.6	15.7	0.083	0.06	2134	15.8
	10t区		272g	8.56	3.1	1234	45	2090	7.7	0.123	0.04	2102	7.7
T-P	対照区	1632g	(2183g)	152g	70%	0.945g	43%	246g	113%	0.036g	0.2%	250g	114%
	5t区		723g	155	2.1	0.966	1.3	251	35	0.032	0.04	254	35
	10t区		1446g	136	0.9	0.864	0.6	222	15	0.028	0.02	225	16

()内数値は肥料による増加量

泥施用区と対照区の比較は、両方とも同じ程度であり大差はない。Hgの吸収量は、根と葉の比較では若干根の方が多く吸収されている傾向を示している。汚泥施用区と対照区の比較では、Cdと同様に両方とも同じ程度であるが、CdとHgの吸収量の比較をすると、HgはCdの約 $\frac{1}{30}$ であり、Hgの大根による吸収量は非常に少ない。Nは、Cdと同様に葉の方に多く吸収されており、Pは根の方に多く吸収され、水銀と同様の傾向を示している。NとPも重金属の場合と同様に、汚泥施用区と対照区の比較では、両方とも同じ程度であり、汚泥の施用による吸収成分の異常性はないものと考えられる。

一方、浸透流出水の各元素の流出量については、Cdは、大根による吸収量と同じ程度の流出量であるが、Hgはほとんど流出していない。Nは、各区とも約0.1 gの流出でPは約0.03 gの流出であり、施用量に関係なく、各区ともほぼ同じ量が流出している。

つぎに、汚泥施用による各元素の増加量を土壌中への持込量、大根の根と葉の吸収量及び浸透流出量の総和を、土壌からの持出量として、持込量に対する持出量の比率を表-1の一番右側の欄に示したが、Cdの場合、汚泥5 t区は7.2%が減少し、残りの92.8%は土壌中に残っていることになる。汚泥10 t区は、4.9%が減少し、95.1%は土壌中に残留している。同様に、Hgの持出量は非常に少なく、汚泥5 t区は99.87%が土壌中に残留し、10 t区では、99.93%が、土壌中に残留することになり、汚泥からの持込量がほぼそのまま土壌中に蓄積することになる。Nは、対照区の場合、約53%が残留し、汚泥5 t区は約84%、10 t区が92%残留しており、汚泥の連用には、残留分を考慮して施用する必要があるものと考えられる。Pは、対照区で約89%が残留しており、汚泥5 t区では約96%、10 t区は98%が残留している。Nと同様に連用には残留分の考慮が必要であろう。以上の結果から、汚泥の施用により、土壌中への重金属持込量のほとんどが土壌中に蓄積する可能性があることが示されたが、今回の実験から汚泥施用による土壌中の重金属濃度の上昇はどの程度になるかHgについて試算すると、ライシメーターの平面積が1 m²であり、施用した汚泥は、土壌の表層約20 cmに均一に混合し、土壌の比重を1.6と仮定する。 $0.2 \text{ m}^2 \times 1.6 = 0.32 \text{ t}$ が土壌の表層20 cmまでの重量であり、この土壌中に汚泥を10アール当たり5 t施用した時のHg持込量が10.56 mgであるので、 $10.56 \text{ mg} / 320 \text{ kg} = 0.033 \text{ mg/kg}$ (0.033 ppm)となる。10 t施用では2倍の0.066 ppmの上昇になるので、汚泥の連用は、肥効成分の残留と重金属の土壌中への蓄積等を考慮して実施する必要があるだろう。

4.2 カラムによる土壌中への重金属の蓄積と溶出

4.2.1 実験条件

- 1) 供試カラム：直径10 cmのアクリル透明円筒、長さ60 cm、底部に目皿及びドレイン付き。
- 2) 供試土壌：火山灰土壌をカラム内に55 cm充填した。(乾燥重量で2.8 kg)
- 3) 重金属溶液：原子吸光用標準溶液(1000 ppm)を用いて、14元素(As, Cd, Hg, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Mn, Ca, Mg, K, Na, Fe)の各10 ppm混合溶液を調合した。
- 4) 給水量：給水は、1回に200 mlを週に3回、カラムの上部より注入した。
- 5) 浸透流出水の採水：カラム底部のドレインより週に1回採水して、0.45 μmのメンブレンフィルターで濾過し、原子吸光法で濾液の重金属を測定した。

以上の条件で、重金属溶液を定期的に注入し、浸透流出水中の重金属濃度と、土壌中の濃度を測定したが、土壌については、表面から5 cmごとに土を取り出して、良く混合してから、重金属分析用の

試料を分取し、表層から底層まで11層の濃度を測定した。なお、対照として、蒸留水のみ給水をしたものについても同様に行った。

4.2.2 実験結果

1) 浸透流出水の重金属濃度の変化を図-3に示した。同図の上段に蒸留水のみ注入を続けたものを示したが、Ca, K, Mg, Naの4元素は、浸透水が流出した当初より溶出しており、Caは特に溶出濃度が高く、約40^{mg}/_ℓの濃度であり、次いで、K, Mgの2元素が約6^{mg}/_ℓの濃度で溶出している。Naは1^{mg}/_ℓ程度の濃度であった。明らかに溶出を示したこれら4元素とも、蒸留水の注入量が増えるに従って溶出濃度は低下していく傾向を示している。その他の元素は、溶出濃度が低く、0.05^{mg}/_ℓ程度かもしくは、それ以下の濃度であり、Cd, As, Hg等有害重金属の溶出はほとんどないことが示された。一方、重金属混合溶液を注入した下段の図では、明らかに溶出している元素は蒸留水注入の場合と同じで、Ca, Mg, K, Naの4元素であるが、濃度は蒸留水の場合より10倍以上高い値を示している。また、重金属溶液を約22ℓ注入した時点で、Mn, Ni, Znの3元素が、急激に濃度が高くなっており、濃度は約10ppmを示していることから、注入した溶液は、土壤中に保持されることなくそのまま土壌層を通過して来たものと考えられる。更に、重金属混合溶液を約28ℓ注入した時点では、溶出した各元素の濃度が約10ppmに集束する傾向にある。また、Cu, Pb, Feの3元素の濃度が、上昇し始めている傾向があり、重金属混合液の注入を続ければ、やがて10ppm前後の濃度で溶出してくるものと推察される。浸透流出水にまだ低濃度でしか溶出していない元素としてAs, Hg, Cd, Crの4元素がある。

各元素の溶出してくる順番は、ほぼイオン化傾向の大きな元素の順になっているがCdのようにNiよりイオン化傾向は大きい、まだ流出していない元素もある。

2) カラム土壌中の重金属濃度の変化をみるため注入初期(2.8ℓ)の表層から底層までの各元素の濃度と、注入量が23ℓのときの土壌各層の重金属濃度を測定したが、特徴的な例を図-4～図-7に示した。図-4はCaであるが、注入初期には、蒸留水を注入した

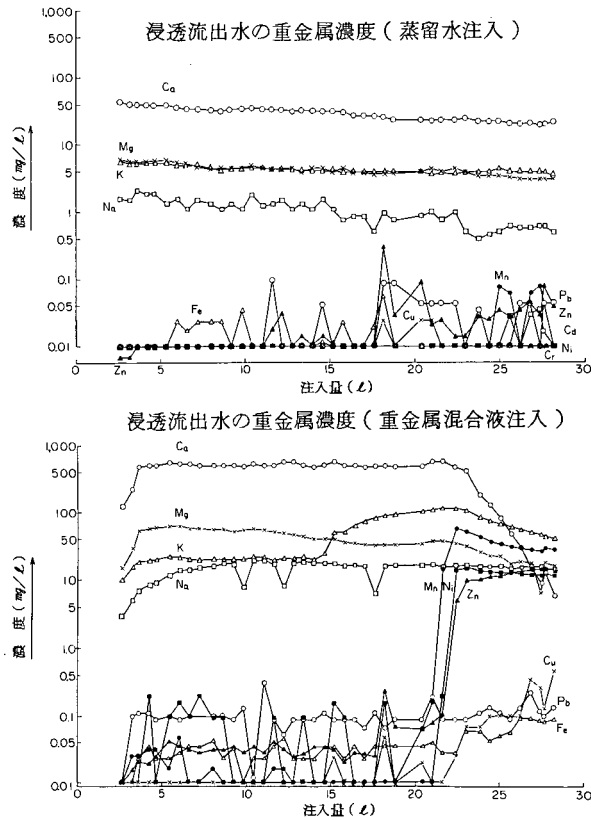


図-3

ものより、重金属混合溶液を注入した方が土壌中の濃度は、表層をのぞいて全体的に高くなっているが、23ℓ注入時には、蒸留水を注入したものより大巾に濃度が低くなっている。これは、浸透流出水の溶出濃度が非常に高いことと一致している。図-5は、Asであるが、Asは、重金属混合溶液の注入開始と同時に土壌の表層に蓄積しており、23ℓの注入に対して表層に蓄積する傾向を示しているが、イオン化傾向の大きなK, Na, Mg等の元素の表層での濃度をミリグラム当量(me)で示すと、Kは109me, Naは37me, Mgは96meである。Asは、15meであり、置換可能なイオン化傾向の大きな元素があれば、Asは今後も表層に蓄積されるものと考えられる。Asの表層での濃度は、 $1140^{mg/kg}$ であり、添加したAsが全部表層5cmに蓄積したものと仮定した計算値 $1044^{mg/kg}$ とほぼ一致している。

図-6にはCdの例を示した。Cdは、重金属混合溶液注入初期に表層に蓄積するが、注入が続くと下層に移行し、下層に行くほど濃度が高くなっている。これは、上層部にCdよりイオン化傾向の小さな元素が入り込むため、Cdは下層に移行するためと考えられる。底部のミリグラム当量値は、1.15meであり、更に蓄積が可能であるかどうかは、イオン化傾向の小さな元素が下層にまで達するかどうかによって影響されるものと考えられる。図-7は、Znであるが、初期に表層に蓄積するが、注入量が21ℓ位の所で浸透流出水中にMnについて溶出しているので、これ以上の蓄積はないものと考えられる。Mnの23ℓ注入時のミリグラム当量値は底部で18.1meであり、Znは2.5meである。以上、カラムを用いた土壌への重金属の蓄積と溶出について概ねの検討を行ったが、重金属の溶出の順番は、イオン化傾向の大きな元素の順にほぼ一致する傾向を示していた。土壌中への蓄積は、イオン化傾向の小さな元素ほど表層に蓄積し、置換可能な元素がある場合、イオン化傾向の大きな元素は溶出し、イオン化傾向のより小さな元素と置換されるものと考えられる。なお、土壌構成物質として安定した化合物の形で存在する元素は、置換作用による流出はなく、土壌中に残っているものと考えられるので、K, Ca, Na等イオン化傾向の大きな元素でも土壌中に残在し、土壌中の濃度も、イオン化傾向の小さな元素よ

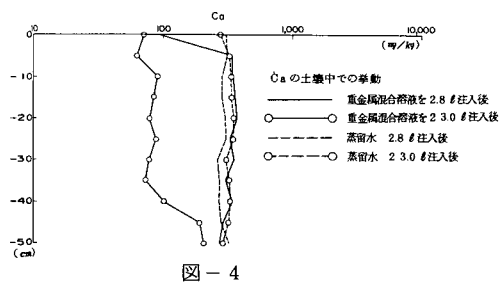


図-4

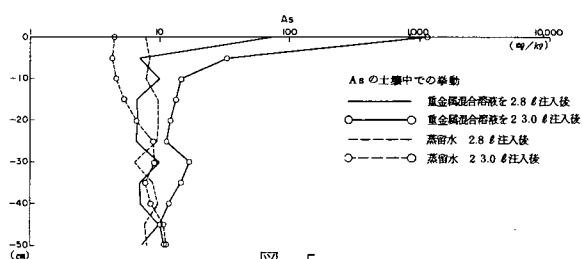


図-5

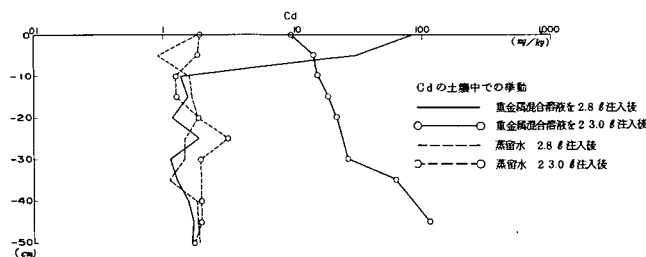


図-6

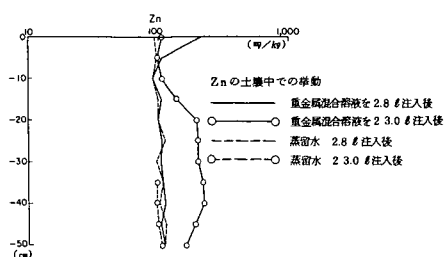


図-7

り多く存在する事は充分有りうる。

4.3 汚泥施用による汚泥含有物質の、地下水への影響

汚泥中には、窒素やリン、重金属等が含まれているが、前者は主に水質汚濁の原因物質であり後者は、Cd等直接人体に影響をもたらすものと、Pb等慢性毒として人体に影響する物質である。これらの物質を含有する汚泥を緑農地に施用した時に、地下水にどのような影響があるかを調査するため実験圃場内に地下水観測用細井戸を掘り、汚泥施用による地下水への流亡物質について調査を開始した。なお、対照として化学肥料施用区と、汚泥や化学肥料等一切使用しない区の計3地点の地下水の水質を定期的に測定し、各区の水質の変化について比較検討する予定である。

4.3.1 実験方法

1) 測定項目は水質汚濁原因物質として、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $(\text{NO}_2+\text{NO}_3)\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 O-P の4項目とし、重金属はCd、Pb、Cu、Cr、Ni、Zn、Mn、Ca、Feの9元素とした。

2) 採水は、1週間に1回行い、 0.45μ のメンブレンフィルターで濾過して採水時に混入する浮遊物質を除去して各項目の分析試料とした。なお、重金属については、濾液を1ml分取し、精密分析用の塩酸5mlを加えて煮沸し、40倍に濃縮してから原子吸光法により各元素の分析を行った。

3) 汚泥の施用回数：実験圃場には果樹を定植しており、通常の施肥管理では、年に2回～3回であるが、果樹は、移植して1年目のものがあり、根が十分に活着しないうちに肥料を与え過ぎると木が枯れてしまうことがあるため今年度は、1回だけとした。

4) 地下水観測用細井戸：直径30cm、地下水脈は圃場表面より3mの深さにあり、更に5～7m下層にもあるが、水質の調査には、地表面から3mのものについて行った。

4.3.2 実験結果

土壤中に施用された汚泥は、3mの土壤層を浸透して地下水に到達することになるが、地下水に達するまでの土壤層に汚泥含有物質は吸着されて、地下水に影響が現れるまでには、かなり長い期間を要するものと考えられる。現在測定している各区の地下水の水質は、汚泥施用前の1年間に測定したベースとしての水質と同じ程度であった。しかし、地下水の水質は、降雨や晴天日数、地形、地質、土地の利用状況等によって色々な影響を受けるものと思われるので、年間を通じての変動、月別の変動、降雨量と水質の関係等についての検討を、今後深めて行く予定である。なお、水質の経日変化の1例として $\text{NO}_3\text{-N}$ の1年間の経日変化を図-8に示し、各項目の最大、最小値を表-2に示した。また、井戸水の水質の1例として滋賀県の地下水位観測用の井戸水の水質を表-3に示したが、実験圃場の値の方がわずかに低い値を示している。

一方、重金属の方は、水質の環境基準等の諸規制値の一覧表を表-4に示したが、どの元素も規制規準値

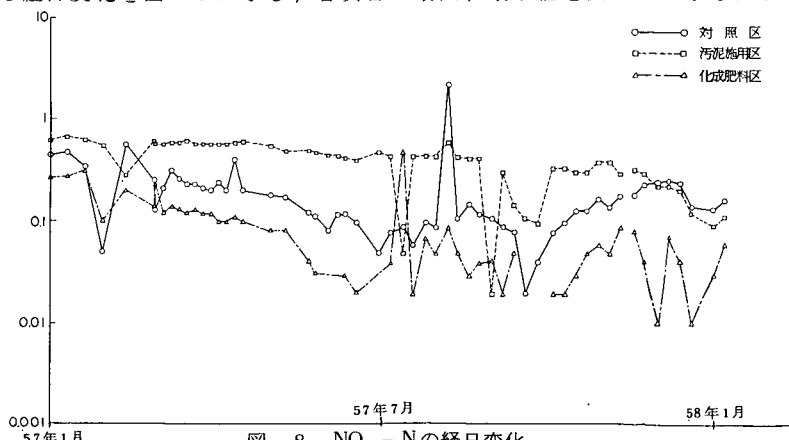


図-8 $\text{NO}_3\text{-N}$ の経日変化

より低い値であった。

5. まとめ

1. ライシメーターによる汚泥含有物質の収支実験の結果では、施用した汚泥中の重金属の大部分が土壌中に残留する傾向がみられたが、Cdのようにわずかではあるが地下に流亡する元素と、Hgのように地下への浸透がほとんどない元素があった。

2. カラム実験の経過では、AsやCrは土壌の表層に蓄積する傾向を示したが、Ca, Na, Mg, K等は地下に流亡しやすい傾向を示した。Ni, Zn, Mnのようにある程度の蓄積が進むと地下に流出して来る元素もあったが、これらの現象は、各元素のイオン化傾向の大きさに関係があるように思われる。すなわち、イオン化傾向の大きな元素は、地下に流亡しやすく、イオン化傾向の小さな元素は、土壌の表層に蓄積する傾向を示

表-2 実験圃場の地下水の水質測定値

単位: mg/l

している。Cdのように中位のイオン化傾向を示す元素は、初期には表層に蓄積するが、よりイオン化傾向の小さい元素が増加すると、しだいに下層

側地点	水质汚濁原因物質				重 金 属 類								
	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	O - P	Cd	Pb	Cu	Cr	Ni	Zn	Mn	Fe	Ca
空 地	0.00	0.01>	0.00	0.01>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	1.6
	0.70	0.92	0.03	0.21	0.0013	0.12	0.026	0.024	0.076	0.02	0.38	0.75	7.4
化成肥料区	0.00	0.01>	0.00	0.01>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	1.1
	0.80	0.92	0.00	0.08	0.0021	0.68	0.036	0.005	0.058	0.019	0.33	0.25	5.2
汚泥施用区	0.00	0.04	0.00	0.01>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.001>	0.46
	0.84	0.66	0.005	0.45	0.0017	0.24	0.043	0.024	0.042	0.017	0.11	0.16	3.2

(注意) 上段の数値は下限値、下段の数値は上限値を示す

に移行する傾向がある。参考までにイオン化傾向の大きな元素から列記すると、K, Ca, Na, Mg, Mn, Zn, Cr, Fe²⁺, Cd, Ni, Pb, As, Cu²⁺, Cu⁺, Hg²⁺, Hg²⁺のようになる。今回の実験では、NiのようにCr, Fe, Cdより先に流出している元素があり、一部の元素は、イオン化傾向の大きさ以外の要因が含まれているものと考えられる。

3. 実験圃場の地下水の調査では、水質の大きな変化はなく、特別な傾向はみられなかったが、今後も調査を続け、水質の変動と外的要因等との相関についての検討を行う必要があるものと考えられる。なお、本報告は、土木研究所の57年度報告書の一部分を変更したものである。

参考文献

1) 「重金属含有汚泥の処理処分に関する研究」 建設省土木研究所 試験研究報告

昭和49年度～昭和56年度

表-3 農業用排水、井戸水、湧水の中の窒素、リン成分濃度 (ppm)

(昭和46年12月3日)

水の種類	調査地点	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	水浴-P
井 戸 水	No 16 穴 村	0.10	4.7	±	1.2
	14 志 那 中	0.055	0.12	—	0.038
	21 牧	0.032	10.2	±	0.034
	23 寺 内	0.024	0.15	—	0.12
	24 東	0.037	18.0	—	0.61
	32 甲 崎	0.064	0.46	±	0.29
	33 上西川	0.043	10.6	±	0.041
	34 金 田	2.4	0.02	±	0.089
湧 水	金 剛 寺	0.035	2.2	±	0.022
干拓地排水	大 中 支 線 排水	3.3	0.30	0.032	0.030
	大 中 幹 線 排水	6.6	0.15	0.019	0.041

土木学会、琵琶湖の状況水質に関する調査報告書 昭和46年度

表-4 有害物質等にかかる各種基準

項目	シアン	アルミ	有機リン	カドミウム	鉛	砒素	水銀	銅	マンガン	鉄	チタン	バナニウム	窒素	フッ素	亜鉛
水質汚濁防止法による排水基準 (46.5.24)	x	1	0.1	1	0.5	0.5	x	3	10 (50)	10 (50)	2 (50)	5 (10)	5 (10)	15 (20)	5 (10)
国 際 基 準 (45.4.1)	x	x	x	0.01	0.1	0.05	0.05	x						x	
金沢市山内安楽町排水基準 (45.5.10)			x	0.1	1	0.5	0.5	0.01	3	5	2				
水質汚濁防止法 (45.5.6)	x	0.001	x	0.01	0.1	0.05	0.05	x	1.0	0.3	1.0	0.3			1.0
水質汚濁防止法 (1965)	0.01			0.05	0.1		0.004	0.01	1.0	0.1	1.0	0.01	0.01	1.5	0.1
国 際 基 準 (Goldberg (1963))				0.0001	0.0003		0.002	3×10 ⁻⁴	0.002	0.002	0.01	0.01	5×10 ⁻⁴		
大 陸 地 帯 中 (Taylor (1964))				0.2	12.5		1.5	0.08	5.5	950	563	70			

(注) 1 単位: ppm
2 xは「検出されなかった」と(定検出限界以下)
3 ()は暫定基準

「農業公害ハンドブック」地人書館

4. 河床付着生物群による浄化作用の研究

水質研究室 室長 村上 健

研究員 藤木 修

山田 幸男

1. まえがき

一般に河川の浄化作用は、河川水中の汚濁物質濃度が流下に伴って自然に減少する現象をさすが、狭義には、河川水中の有機汚濁物質の生物化学的な分解反応と解されることが多い。自浄作用に関与する微生物は、その棲息環境により（１）表流水中に浮遊する微生物と（２）河床に付着する微生物に大別される。河床付着微生物群による浄化作用は、特に水深の浅い河川で大きく、浮遊微生物に比べてかなり高い代謝活動度を有すると考えられている。また、河床の付着微生物群の中では、有機物の酸化分解に直接寄与する従属栄養性のもののほか、光合成により有機物を生産する藻類の役割も無視できない。河川は開放系であるため、富栄養化による水質汚濁は、湖沼や内湾の場合と比較して影響の現れ方が明確でなく、自浄作用との関連もあって研究の遅れた分野であった。しかし、河川の富栄養化は、藻類増殖に伴う有機物の内部生産、その沈殿による底質の悪化、或いは河川水に異臭味を与えたり、pH、DOの変動をもたらすなど、水資源管理上重要な問題である。そこで河川の水質を効果的に保全するため、自浄作用や富栄養化をも含めた河川における物質代謝の全体像を、できるだけ定量的に把握する必要がある。

上記の観点から、本研究は、特にこれまでほとんど詳細な分析のされていない河床付着微生物群と河川の水質との係わりに焦点をあて、屋外的大型河川模型実験を含めた定量的なアプローチを試みるものである。

2. 研究の目的

河川水中に浮遊、懸濁する微生物は、流水の混合作用によって一様に分散しているとみなされるのに対して、河床の付着微生物は、密度、生物相とともに瀬や深みの程度の空間スケールで変化する。したがって、河床の一部分から採取された付着生物試料が、そのまま全体の河床付着生物群集を代表しているとは言い難い。研究の主要な目的は、河床付着生物そのものではなく、河床付着生物と河川水質との関係にあるのだから、河床付着生物も水質の変化と同じくらいの大きなスケールで見る必要がある。そのためには、局所的に採取された一部の生物試料より、河床のかなり広い範囲に付着する生物群集が総体として持つ代謝機能に直接アプローチする方が、合理的でしかも容易である。

本研究は、昭和54年度に着手されてから一貫して、河床付着生物群集による有機物の生産、呼吸作用或は分解作用を、河川水質の時空間的変化から間接的に定量化するための方法論に焦点をあててき

た。これまでに試みた方法としては^{1) 2)}

(1) 明暗ビン法 (2) 有機物 (BOD) 収支法 (3) 酸素収支法

がある。前年度は初めて、路床材として礫を敷いた環流水路を用いて水質汚濁実験を行い、流速や水深等の水理学的なデータが得られない場合の、酸素収支法の適用のし方について検討した。本年度は前年度に引続き、より実用性の高い酸素収支法とその精度について、理論的な考察を行ったほか、新たに無機炭素収支法を考案した。更に、有害性物質の河床付着生物群に対する影響を調査するための予備実験として、霞ヶ浦湖水中の微生物群集に対する4-クロロ-m-クレゾールの影響を調べる実験を行った。

3. DO, 水温, 日照強度の時系列データのみに基づく, 純生産力の推定法について

河川水中のDOの収支式は, 次式で与えられる。(記号の意味は, 表-2 参照)

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_2 (C_s - C) + \beta \quad \dots\dots\dots (1)$$

u, D, K₂といった水理パラメータが与えられれば, DOと水温の時系列データからβを計算することができる。3-5節で述べるように, 多くの場合, 拡散項は無視できる。これまでの調査では, uをはじめとする水理条件を実測し, K₂は, 水理条件から推定式を用いて算出するという方法をとってきた。しかし, 流況が流下方向に変化する場合の, K₂の場所的な平均値を水理学的に求めるのは, 一般に困難である。ところで, 河床付着藻類等の光合成作用によって, DO濃度の大きな日周変動が観測される河川の場所平均的な再ばつ気係数を, DOや日照強度の時系列分析から推定する方法が, Schurr Ruchti³⁾および松尾・四倉⁴⁾により既に論じられている。ここでは, 前年度の研究で示したフーリエ積分に基づく考察を更に進め, 従来の理論の精緻化と誤差の評価等を試みた。

3-1 基礎方程式

一般に, 河床付着藻類の密生した富栄養河川では, βとIとの間に正の相関が認められるから,

(1) 式を近似的に,

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} = D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K_2 (C_s - C) a I + b \quad \dots\dots\dots (2)$$

とおく。上式においてC, C_s, Iのみが時間的に変動すると考え, これらの平均値からの変動成分についての式

$$\frac{\partial(\Delta C)}{\partial t} + u \frac{\partial(\Delta C)}{\partial x} = D \frac{\partial^2(\Delta C)}{\partial x^2} + K_2 (\Delta C_s - \Delta C) + a \Delta I \quad \dots\dots\dots (3)$$

の両辺をフーリエ変換すると

$$-(i\omega)C + u \frac{dC}{dx} = D \frac{d^2 C}{dx^2} + K_2 (C_s - C) + a I \quad \dots\dots\dots (4)$$

実際の解析にあたっては拡散項を無視することが多く, 以下の3-2節~3-4節でも, 拡散項は除いて考えることとする。

3-2 2観測点法

河川の上流と下流に観測点を設けた場合、拡散項を除いた(4)式は、

$$-(iw)\frac{C_1+C_2}{2} + \frac{u}{\ell}(C_2-C_1) = K_2\left(C_s - \frac{C_1+C_2}{2}\right) + a\Pi \quad \dots\dots\dots (5)$$

と近似できる。ただし $\partial C_s / \partial x = 0$ と仮定している。 $\Pi^* \times [(5)式] - \Pi \times [(5)式]^*$ の計算によって、 $a\Pi^* \Pi (= a\Pi\Pi^*)$ の項を消去し、 K_2 を求めると、

$$K_2 = \frac{w(K_{IC1} + K_{IC2}) + \frac{2u}{\ell}(Q_{IC2} - Q_{IC1})}{2Q_{ICs} - (Q_{IC1} + Q_{IC2})} \quad \dots\dots\dots (6)$$

となる。

3-3 1観測点法

拡散項を除いた(4)式を、初期条件： $C = C_0$ at $x = 0$ の下で解くと、

$$C = C_\infty - e^{-(K_2 - iw)\frac{x}{u}}(C_\infty - C_0) \quad \dots\dots (7) \quad \text{ただし } C_\infty = \frac{K_2 C_s + a\Pi}{K_2 - iw} \quad \dots\dots\dots (8)$$

したがって $K_2 x / u$ が十分大きい、又は $|C_\infty - C_0|$ が十分小さければ、 $C \simeq C_\infty$ となり、 C は x に依らず一定とみなされる。また $u = 0$ のような停滞水域もこの場合に当たる。このような条件下では、

$$K_2(C - C_s) = iwC + a\Pi \quad \dots\dots\dots (9)$$

更に $\Pi^* \times [(9)式] - \Pi \times [(9)式]^*$ とすると、以下のように K_2 が求められる。

$$K_2 = \frac{wK_{IC}}{Q_{IC1} - Q_{IC}} = \frac{wr_{IC}\sqrt{S_{CC}}\cos\theta_{IC}}{r_{ICs}\sqrt{S_{CsCs}}\sin\theta_{ICs} - r_{IC}\sqrt{S_{CC}}\sin\theta_{IC}} \quad \dots\dots\dots (10)$$

(10)式は(6)式において $K_{IC1} = K_{IC2} = K_{IC}$ 、 $Q_{IC1} = Q_{IC2} = Q_{IC}$ においても導かれる。また、松尾、四倉の表示²⁾は、 $r_{IC} = r_{ICs} = 1$ の場合に相当する。

$\partial C_s / \partial t = 0$ の時には $Q_{ICs} = 0$ となるから(9)式は

$$K_2 = -wK_{IC} / Q_{IC} = -w \cot \theta_{IC} \quad \dots\dots\dots (11)$$

と表される。

3-4 推定値の誤差の評価

信頼係数 $1 - \alpha$ に対するフエイズ θ_{IC} の信頼区間は、次式で示される。⁵⁾

$$|Q_{IC}(\text{推定値}) - Q_{IC}(\text{真値})| \leq \delta \theta_{IC} \quad \dots\dots\dots (12)$$

$$\delta \theta_{IC} = \arcsin \left\{ \sqrt{\frac{2}{n-2}} F_{2, n-2; \alpha} \left(\frac{1 - r_{IC}^2}{r_{IC}^2} \right) \right\} \quad \dots\dots\dots (13)$$

したがって(11)式で与えられる K_2 の、信頼係数 $1 - \alpha$ に対する信頼区間は、

$$-w \cot(\theta_{IC} + \delta \theta_{IC}) \leq K_2 \leq -w \cot(\theta_{IC} - \delta \theta_{IC}) \quad \dots\dots\dots (14)$$

となる。

3-5 拡散項が無視できる条件

(4)式を、初期条件： $C = C_0$ at $x = 0$ の下で解くと、

$$C = C_{\infty} - e^{-\frac{1}{2} \left\{ \frac{u^2}{D} \sqrt{1 + \frac{4D}{u^2} (K_2 - iw)} - \frac{u^2}{D} \right\} \frac{x}{u}} (C_{\infty} - C_0) \dots\dots\dots (15)$$

ただし

$$C_{\infty} = \frac{2 (K_2 C_s + aII)}{\frac{u^2}{D} + 4 (K_2 - iw) - \frac{u^2}{D} \sqrt{1 + \frac{4D}{u^2} (K_2 - iw)}} \dots\dots\dots (16)$$

したがって $(4D/u^2) \sqrt{K_2^2 + w^2} \ll 1$ の場合、(15) 式、(16) 式は、それぞれ (7) 式、(8) 式で近似される。

4. 無機炭素収支法

酸素収支法は測定が容易であるという利点があるが、一方では、生物反応に関係のない化学的な酸化還元反応を区別できず、しかも、流れの停滞する水域では、藻類の光合成によって形成された微小な酸素の気泡が水面に浮上しにくくなって、見かけ上、光合成速度が小さく見積られる恐れがある。これに対して、無機炭素収支法は、生物反応のみを追跡でき、水中に二酸化炭素の気泡ができることによる誤差もほとんどないと考えられる。

4-1 基礎方程式

河川水中に溶存する無機炭素の収支は、次式で与えられる。

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + u \frac{\partial C_T}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C_T}{\partial x^2} + \alpha K_2 (C_{0,s} - C_0) + \beta C \dots\dots\dots (17)$$

(17) 式は、DOの収支式である(1)式と基本的に同じ形である。C と C₀は、河川流水中の総アルカリ度 (ALK) と pHを測定することにより、以下のように容易に求められる。⁶⁾

$$\left. \begin{aligned} C_T &= ([ALK] - [OH^-] + [H^+]) / (\alpha_1 + 2\alpha_2), \quad C_0 = C_T \alpha_0 \\ \alpha_0 &= \left(1 + \frac{\hat{K}_1}{[H^+]} + \frac{\hat{K}_1 \hat{K}_2}{[H^+]^2} \right)^{-1}, \quad \alpha_1 = \left(\frac{[H^+]}{\hat{K}_1} + 1 + \frac{\hat{K}_2}{[H^+]} \right)^{-1}, \quad \alpha_2 = \left(\frac{[H^+]}{\hat{K}_1 \hat{K}_2} + \frac{[H^+]}{\hat{K}_2} + 1 \right)^{-1} \\ [H^+] &= -\log (pH) \quad [OH^-] = \hat{K}_w / [H^+] \end{aligned} \right\} \dots\dots\dots (18)$$

C_{0,s}は、大気中の二酸化炭素分圧 (340 ppm) と Henry 定数から計算される。また、二酸化炭素の Henry 定数は、 2.6×10^{-2} (atm·m³/mol at 20°C)であって、

気体境界面の抵抗は無視できるため、文献7)に示される関係式により、αは

$$\alpha = ([O_2 \text{の限界体積}] / [CO_2 \text{の限界体積}])^{0.3144} = 0.925$$

となる。

4-2 無機炭素収支法に基づく、還流水路の純生産力の測定

路床に礫を敷きつめた還流水路に、25mg/ℓの脱脂粉乳溶液を流し、路床付着微生物群集が十分に発達してから、無機炭素収支法で純生産力の測定を行った。図-1は、11月15日～16日に観測された、流水中の無機炭素の

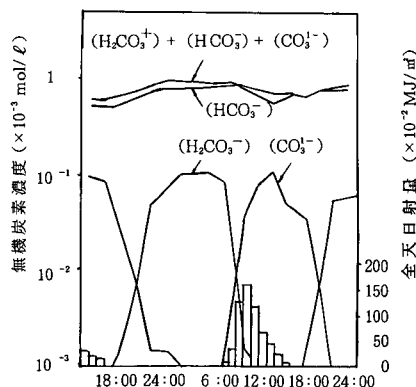
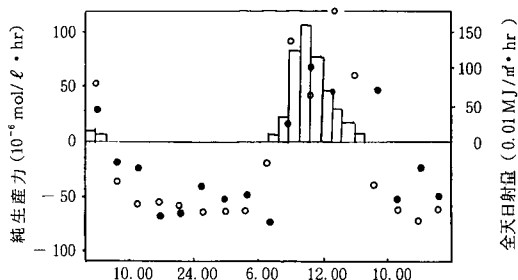


図-1 無機炭素のイオン化フラクションと日射量の経時変化 (11月15日～16日)

イオン化フラクションの経時変化を、日射量変化とともに示したものである。

H_2CO_3^* は、昼間光合成に使われるため、急激に濃度が低下するが、夜間は呼吸作用によって、逆に濃度が高くなる。

図2は、無機炭素収支法と酸素収支法によって計算された純生産力の変化を、比較して示したものである。両者の値はほぼ一致しているが、これは、生物の光合成商、呼吸率が大体1に近い値をとることによるものである。



5. 塩素化有機物の生物検定実験

5-1 実験の目的

様々な有機化合物を含む下水を塩素処理した場合塩素化有機物が生成して、処理水の放流先水域において生物相に悪影響を及ぼす恐れがある。放

図-2 還流水路における純生産力(11月15日～16日)。黒丸は無機炭素収支法、白丸は酸素収支法によって計算された値。ヒストグラムは、全天日射量を表す。

流後、拡散によって塩素化有機物濃度は低くなるため、最も高濃度な暴露を受けるのは、下水処理水放流口付近の付着、或は底生微生物群であると考えられる。しかし一般に付着生物群に対する生物検定は未だ方法、技術が確立されておらず、実験装置の試作品も現在準備中であるので、ここでは差しあたって植物プランクトンを中心とする浮遊生物群を利用し、4-クロロ-m-クレゾールの生物相に対する影響を実験的に調査しようとするものである。塩素化有機物のうち、特に4-クロロ-m-クレゾールを選んだのは、これまでの実験によって魚類や動物プランクトン等に対する急性及び悪性毒性に対するデータがかなり蓄積されており、しかも水に対する溶解度が高いため、濃度条件を一定に保つのが、比較的容易なことによる。

5-2 実験方法

20℃の恒温室において、15ℓ程度の大型試薬ビン5本に霞ヶ浦湖水を10ℓずつ入れ、スターで搅拌しながら、蛍光灯照明下で培養する(図-3参照)。別に霞ヶ浦湖水を0.45μのメンブレンフィルターで濾過し、その濾過水と大型試薬ビン中の湖水2ℓずつを2日に一度の頻度で交換する。既ち、培養液中の水をサイホンで2ℓ抜き取り、代わりに湖水の0.45μメンブレンフィルター濾液に、4-クロロ-m-クレゾールを加えて所定濃度としたもの2ℓを加えた。このとき抜き取った試水中の

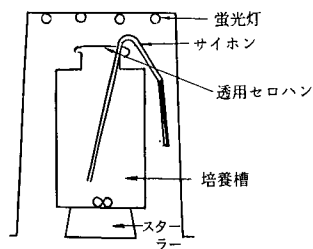


図-3 実験装置

微生物相(プランクトン)を顕鏡して調べた。表-1 4-クロロ-m-クレゾールの濃度条件

5-3 実験結果

実験開始時には、緑藻類のChlamydonas sp.の細胞数をもっとも多く、その後、Run 1.2.

RUN No.	1	2	3	4	5
設定濃度(mg/ℓ)	0	0.01	0.1	1	10

3.4.では珪藻類のCyclotella Kuetzingianaなどがもっとも多くなった後、6～8日目以後珪藻類の

II 国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 観光地における下水処理に関する研究

下水道部下水道研究室 星隈 保夫 落 修一
高橋 正宏 中島 淳子

土木研究所下水道部三次処理研究室 小堀 和夫 清水 俊昭

研究期間 昭和55年度～58年度
57年度予算 20,893千円

Wastewater Treatment in Resort Area

(FY 1980～1983)

Y. Hoshikuma, M. Takahashi, S. Ochi, J. Nakajima,
K. Kobori, T. Shimizu

Sewage Works Division, Advanced Waste Treatment Division
Public Works Research Institute
Ministry of Construction

The wastewater and wastewater treatment in the resort area have different characteristics from that in urban areas.

- 1) The hot spring water which affects the sewerage systems may be discharged to the sewerage.
- 2) The seasonal and weekly variations of wastewater flow are very intensive.
- 3) It may not be good to have many operators, but little consideration is required for the plant area, as the plant is relatively small and is constructed in rural areas.
- 4) Some plants are constructed on the highland or the cold region, so they must be paid attentions to snow and/or cold climate and sludge disposal in winter.
- 5) High water quality is required for the effluent discharging to lakes or irrigation channels not to cause to eutrophication of lakes or the damage of agriculture use.

The objectives of this study are to establish wastewater treatment systems to meet these social characteristics in resort areas.

Summary of the results

In FY 1980, various data from 12 wastewater treatment plans in tourist resort were collected, and daily flow patterns from two tourist inns and two plants in tourist resorts were evaluated.

The pilot plant, Kohoku S.T.P., Ibaraki Pref., was operated to get design data for sequence batch reactor of oxidation ditch.

The results are as follows.

- 1) There are differences among design bases of existing wastewater treatment plant in resort areas.
- 2) Average flows ($\text{m}^3/\text{tourist}/\text{day}$) at tourist inns are very large (0.54-0.80), but average loads of pollutants ($\text{g}/\text{tourist}/\text{day}$) are same as that of urban areas. So pollutant concentrations of waste water from tourist

inns are low compared with those in urban areas. (BOD : 55-123 mg/l, SS : 32-35mg/l, T-P : 1.2-1.6 mg/l, T-N : 11-19 mg/l)

- 3) The daily flow variations in tourist resorts are smaller than that in urban areas, but seasonal flow variations are much larger.
- 4) The sequence batch reactor of oxidation ditch can be operated well and easily. It will be possible to remove nitrogen with easy operation.

In FY 1981, the daily flow pattern of the big hotel was evaluated. The pollutants concentrations in the wastewater are very low. The batch reactor systems are suited for such conditions. The finned channel separator and the fixed growth system are set up in the wastewater treatment plant in resort areas. The effects of the hot spring water on the physical chemical treatment was examined. The sequencing batch reactor of the oxidation ditch type was operated in nitrification and denitrification mode. The results are

- 1) The large proportion of the wastewater in the big hotel came from the kitchen.
- 2) It was difficult to keep the activated sludge in the continuous flow system, when the concentration of inflow BOD was less than 60 mg/l. The batch reactor system can be good for such conditions.
- 3) The finned channel separator can catch the flockcarried over from the final sedimentation tank, when enough $Al_2(SO_4)_3$ (more than 6 mg/l as Al) was added in the mixed liquor.
- 4) The biomass on the fixed growth systems can increase even in the low concentration BOD. (ave. BOD in a day was 15-30 mg/l)
- 5) In the pilot plant, sequencing batch reactor of oxidation ditch type, the intermittent aeration was the good way for the denitrification and the energy saving.

In FY 1982 the sequence batch reactor of the oxidation ditch type was examined in the pilot plant continuously.

And the sludge settlabilities of eight oxidation ditches were tested.

In a resort area, some unique systems for the gray water disposal were developed. The impact of the water quality problem in the water bodies was investigated.

The field survey of the ROCK FILL AERATION SYSTEM was carried out.

The results are

- 1) The removal % are 88 % as BOD, 26 % as T-P, 60 % as T-N in the gray water disposal system in the dry weather, but most of the removal parts would be flushed out in the wet weather. This system will be effective on the water quality problem around the town if the dillution effect was enough to be acceptable at the discharge point.
- 2) The oxidation ditch pilot plant had been producing good effluent quality without the excess sludge disposal for 190 days.
- 3) From the investigation of the sludge settlabilities from eight oxidation ditches, we expect that the settling velocity will be more than 10 m/day and SVI will be 100-150 ml/g in the final sedimentation tank.
- 4) There were some problems in the rock fill aeration systems. They are how to design the suitable tank volume and aeration equipments and how to control the excess sludge.
- 5) The film flow reactor has the possibility to reduce the energy consumption for the wastewater treatment.

1. はじめに

国民の余暇活動の活発化に伴ない、観光地を訪れる観光客は増加しつつあり、それに従って本来清澄であるべき、湖沼・河川・海域等での汚染が深刻な問題として顕在化してきた。この傾向は、これらの地域で宿泊客等を引きうけている、いわゆる観光地において特に著しく、周辺の貴重な観光資源が損なわれつつある。現在、観光地の旅館のほとんどはし尿のみを浄化槽で処理しており、その他の排水はたれ流しの状態であり、合併処理を行っている施設の浄化効率も満足のものとは言えない。この傾向に歯止めをかけるべく、特定環境保全公共下水道事業が昭和50年に発足し、昭和53年度その第一号事業として豊橋市高根処理場が完成している。昭和55年度の特定期間保全公共下水道事業実施箇所は全国合計77ヶ所あり、毎年10ヶ所程度が新規事業として採択されているが通水した処理場はまだ5ヶ所のみである。そのため下水道の整備が急がれている。今日まで下水道は主として都市域の人口密集地を対象として整備されてきた。下水道の技術はこうした密集市街地に適する形で進んできたが今後、観光地において下水道を整備する場合には、観光地という地域特性を考慮した技術の確立を図る必要があると思われる。観光地では旅館、みやげ物屋、食堂が主たる下水の発生源であり、下水道の規模としてはきわめて小さい。

また、下水道に大きな影響を及ぼす地域特性として次のような条件をあげることができる。

- 1) 流水下水には温泉排水等特殊な排水が流入するため、これらに対する対策も必要である。
- 2) 流入下水水量の変動が極めて激しく、季節的に全く流入しない場合、曜日別の変動が大きい場合などがある。
- 3) 小規模のため維持管理の人員をかけられないが、逆に用地は比較的余裕のあることが多い。
- 4) 山間、寒冷地であることが多く、冬期の低水温及び積雪に対してのプロセスの選択、発生汚泥の処分等の配慮が必要である。
- 5) 放流先が湖沼等である場合、富栄養化防止のための対策を要求されることがある。あるいは、かんがい用水路へ処理水が流入する場合には、農業利水上の問題点が生じるため処理水質の高度化が要求されることがある。

上記のような特徴をもつ下水道システムの計画、建設、維持管理はまだ十分に解明されていない分野が多いため、実際に事業を遂行するにあたって様々な問題点が生じてくる可能性が大きい。本研究は、第一に観光地特有

の問題点の整理及び仕分けを行い、計画に特に考慮しなくてはならない事項を明確にすること。次いで、これらの問題点を解決する手法として、観光地の諸々の特性に対応した下水処理技術を開発するための各種実験を行うこと。そして観光地の地域特性をいかした、下水道計画立案のための技術指針を作成することを目標としている。

本研究は昭和55年度が初年度であり、57年度までの研究結果をまとめると以下のとおりである。

- (1) 観光地の既設下水処理場における設計基本数値は、それぞれの処理場で大きく異っており、これらの数値の合理的算定法を早急に確立する必要がある。
- (2) 宿泊施設より発生する排水の原単位を調査したところ、水使用量が極めて大きいことが判明した。汚濁負荷量については、一般の下水道とそれ程変わらないことから、BOD、SS、栄養塩類等はかなり希釈されていた。今後、新設の処理場においては、湯槽の排水、解凍排水などについてはできるだけ、処理場への受け入れを避けるような方策を考える必要がある。
- (3) 温泉水の希釈効果によって流入下水濃度が希薄な処理場の実態調査を行った。X処理場においては、ディッチの回分運転試験を行い、処理効果を上げ得る可能性が見い出された。Y処理場においては、規模の割に高度な維持管理を行っているため、標準活性汚泥法による処理がうまく機能している。
- (4) 活性汚泥法による低濃度下水 (BOD 60 mg/ℓ 以下) の処理実験を行い、24時間の曝気時間 (長時間曝気法) では、スラッジブランケットの効果が期待できないため回分運転を行わない限り、活性汚泥をショックロードに耐え得る量に維持できないことが明らかとなった。ただし回分運転を行う場合も、PH 低下への対策が必要である。
- (5) 低濃度 (BOD 18.2 mg/ℓ) の実下水に対して生物膜法の適用を検討した結果 200~400 g/m² の生物膜量が維持でき、本方式の適用性が示唆された。
- (6) 1年間のうち特定の時期しか下水処理を必要としない観光地を想定し、温泉排水混入下水の物理化学的処理に関する実験を行ったところ、凝集沈殿法+粉末活性炭添加法により、一般の家庭下水の物理化学処理結果と同等の処理成績を得、温泉の成分による妨害は認められなかった。
- (7) オキシデーションディッチパイロットプラントを用いた処理実験において、断続曝気方式により効果的に脱窒を行うことができた。曝気を連続して行うと槽内

DO が過剰となるとともに、SS 性窒素の溶解により、窒素の除去率を低下させる現象も見られた。断続曝気の留意点は酸素消費量と酸素供給量のバランスをはかること、及び曝気停止時に汚泥と水を十分接触させることである。

2. 生活雑排水の簡易処理に関する調査

下水道未整備地区の観光地において水質汚濁の主たる原因は生活雑排水である。このため下水道が整備されるまでの間暫定的に生活雑排水のみを処理しようという考えがあり、いくつかの実施設が稼動している。本調査はこのような方式の実態調査を行い、その効果と適用性を検討したものである。

2.1 調査対象地域の概要

当地域は山間の盆地に発達した扇状地上にあり、わさび畑、マスの養殖池、美術館等を観光資源とし、年間観光人口100万人を超える観光地である。近年の町勢の発展に伴ない、生活雑排水による水路の汚染が顕在化し、扇状地末端部のわさび畑、マス池等にも被害が発生するようになったため、町当局は水路の汚濁防止に着手した。事業の骨子は、家庭・事業所の生活排水を各戸に設置した簡易沈殿槽を通して排水専用水路より河川に直接放流する排水システムと、簡易沈殿槽に抑留された汚泥を専用バキュームカーで収集しコンポスト化する肥料化システムから構成される。

本調査では、排水システムの1つであるM幹線を対象とした。M幹線は延長2 km 強、生活雑排水汚泥の収集戸数555戸（うち事業所47戸）の排水路で、69戸分のし尿浄化槽排水が流入する他、水路中流以降、数ヶ所で農業用水の余水と合流し、末端で一級河川へ接続している。事業所は、学校給食センターと美術館以外はいずれも小規模なものであった。図-2-1にM幹線の概要と主な調査箇所を示す。

2.2 調査の方法

調査は簡易沈殿槽の汚濁物除去効率及び排水システム全体が公共用水域に及ぼす影響を評価することを目的とする。このため図2-1に示した調査地点にて表2-1に示す条件で流量観測・採水を行うとともに、個人住宅、及び事業所数戸分のし尿浄化槽排水を採取し、それぞれの汚濁物負荷量を算定した。また沈殿槽の汚泥収集車より汚泥を採取・分析した。調査は48時間連続で行った。なお調査実施期間は8月下旬である。

水質分析項目はBOD、溶解性BOD(D-BOD)、SS、VSS、n-ヘキサン抽出物、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、

$\text{PO}_4\text{-P}$ 、T-Pであり、これらの物質についての簡易沈殿槽内、及び排水システム全体での物質収支を解析した。

表-2-1 流量観測・採水条件

No	観測場所	流量観測方法	試料調整方法	流量観測・採水頻度
1	個人住宅A	水道メータ	流量比例コンポジット	6時～22時：1時間毎
2	個人住宅B			
3	事業所(食堂)			
4	給食センター	水道メータ	流量比例コンポジット	操業時間内 30分毎 9時～10時30分 2時～3時
5	美術館	浄化槽ポンプの稼動時間による	等量コンポジット	ポンプ稼動時採水
6	中間マンホール	水道使用量よりの推定値	等量コンポジット	1時間1回 自動採水器による
7	放流口	電磁流速計による実測	流量比例コンポジット	6時～8時30分毎 8時～16時1時間毎 16時～20時30分毎、 20時～22時1時間毎 2時 1回採水
8	農業余水	推定値 放流口流量 (生活雑排水+浄化槽排水)	グラブサンプル	午前(10時)と午後(14時)の2回

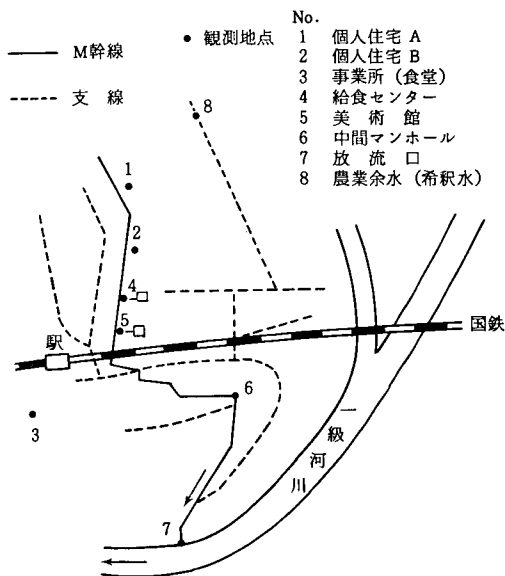


図-2-1 M 幹線の概要と主な調査箇所

2.3 調査結果

(1) 簡易沈殿槽について

簡易沈殿槽の調査結果を表2.2に示す。簡易沈殿槽は固

型物の捕捉を目的としており、1ヶ月に1度定期的に槽内の清掃を行わなくてはその機能を果さないと言われていた。今回、対象とした槽は調査前日に清掃を行っており、SSの除去率は50～70%程度と良好であった。SSの除去に伴ないBODも20～60%程度除去されているがD-BODはほとんど除去されず、T-N、T-Pの除去もあり期待できない。事業所における除去率が高いのは流入水中にSS成分が高濃度に含まれるためであり、このため事業所沈殿槽は個人住宅のそれより頻りに清掃する必要があると感ぜられた。

参考までに汚泥収集車より採取した沈殿槽汚泥中の固型物総量から、1戸・1日当りの平均汚泥発生量を求めた。これを今回48時間連続調査した1戸・1日当りの汚泥発生量と比較した結果を表-2-3に示す。個人住宅での両者の比は72.3%で接近した値であるが、事業所においては4.0%と非常にかけはなれており、このことから、事業所沈殿槽はかなり急速に固型物捕捉能力が低下すると考えられる。

表-2-2 簡易沈殿槽の調査結果

区分	項目	水質	BOD	D-BOD	SS	T-N	T-P
個人住宅	沈殿槽流入水質	(mg/ℓ)	206	148	85	7.10	3.48
	同処理水質	(mg/ℓ)	170	148	40	6.81	4.06
	除去率 (%)		17.5	0	52.9	4.1	—
事業所	沈殿槽流入水質	(mg/ℓ)	2220	590	1140	118	7.58
	同処理水質	(mg/ℓ)	778	580	322	102	6.13
	除去率 (%)		65.0	1.7	71.6	13.6	19.1

表-2-3 汚泥発生量の比較

区分	項目	水質項目	SS
個人住宅	(a)汚泥収集車より求めた15戸の平均汚泥発生量	(g/日)	21.8
	(b)48時間調査より求めた汚泥発生量	(g/日)	29.9
	(a)/(b) (%)		72.3
事業所	(a')汚泥収集車より求めた7軒の平均汚泥発生量	(g/日)	50.7
	(b')48時間調査より求めた汚泥発生量	(g/日)	1281
	(a')/(b') (%)		4.0

(2) 排水システムの機能について

M幹線の流量収支を図-2-2に示す。放流口の流量のうち96.8%が農業用水の余水であり、生活雑排水（沈殿槽）及び尿浄化槽排水は3.2%であった。このため農業余水の影響をうけない中間マンホールにて、污水のみが流下する場合の補足調査を行っている。中間マンホール上流の戸数は29戸であり、他に結食センターと美術館がある。図-2-3～図-2-6にBOD、SS、T-N、T-Pの発生源別負荷量の割合と、放流口への流達率を示した。図中の数字は、全発生（流入）負荷量に対して各発生源

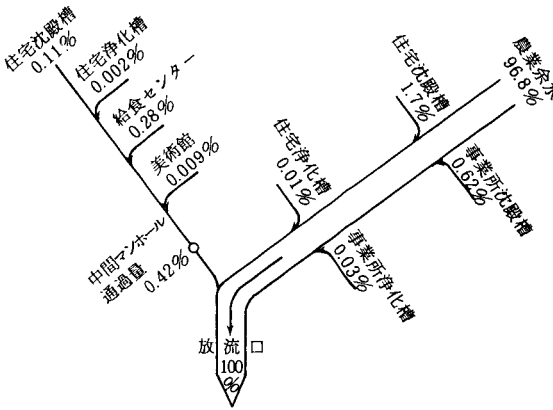


図-2-2 M幹線の流量収支

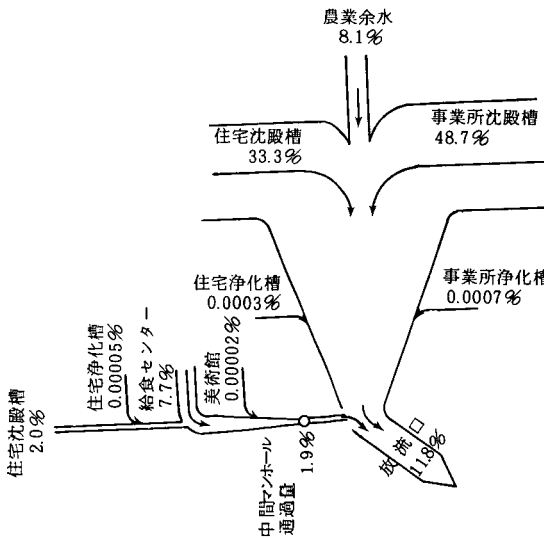


図-2-3 BOD 負荷量及び流達率

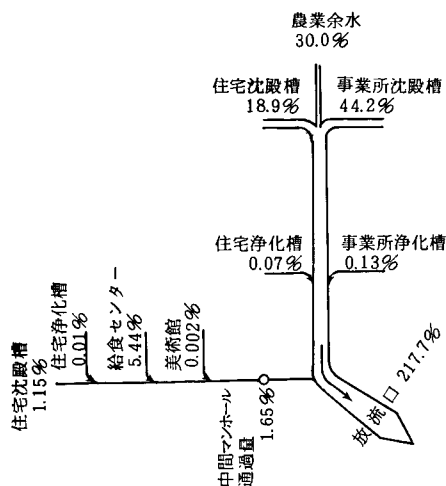


図-2-4 SS 負荷量及び流達率

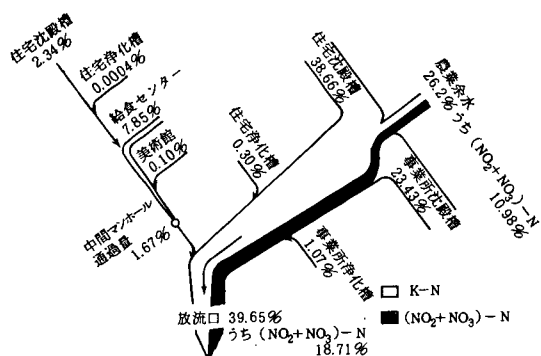


図-2-5 T-N 負荷割合と流達率

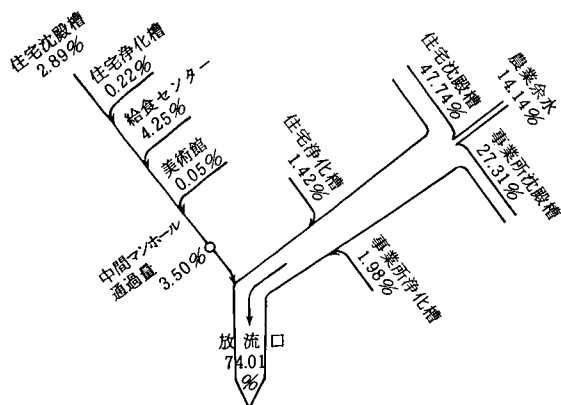


図-2-6 T-P 負荷量と流達率

が占める割合であり、放流口にては流達率を示すこととなる。

BODは放流口における流達率が11.8%と低い値となっており、同様の現象が中間マンホールでも観察されている。これに対してSSは放流量が流入量の約2倍に達しているが、これは夜間山岳部の降雨によって農業余水のSSが高くなり、放流口の深夜の採水時にこのピークを検出したためと思われる。(深夜、農業余水は採水していない。)この影響を除外すれば実際の流達率は100%に近くなるものと思われる。以上より少なくとも晴天時にはBODの除去能力は幹線にあるが、流速が比較的に早いことSSの沈殿はあまり起っていないと考えられる。同時に測定したD-BODの流達率は18.7%であり、溶解性BOD成分の除去がこれからも観察された。但し調査期間中、雷雨があり、この時に非常に汚濁した初期流出が観察された。除去されたBODのかなりの部分は雨天時に流出するものと思われる。(雷雨時のデータは本調査結果には入っていない。)

T-N、T-Pの流達率はそれぞれ40、70%程度であったが、当然これらも雨天時に流出すると考えられる。

他の調査¹⁾によると、汚水が滞水するような傾斜の少ない測溝での晴天時流達率はBODで5%T-Pで10%(流路延長約5km、8月測定)という値が得られており、それと比較した場合、本システムの流達率は高いと言える。しかし、当地域での水質汚濁問題は、一級河川へ流入する以前の小水路の汚濁が中心であり、本システムの採用によりこの問題が解決したことは特筆されよう。放流先河川に対して汚濁物質負荷量増加の原因となることが許容される場合には1つの試みとして評価される。

3. 回分式オキシデーションディッチ法の調査

前年度までの調査で、回分式のオキシデーションディッチ(酸化溝、以下ディッチと呼ぶ。)は、最高90%(処理水中T-N5mg/ℓ以下)の高い窒素除去能力をもつことが示された。しかし、昨年度までは槽内を無酸素状態にするため、曝気装置をON、OFF運転していたため、MLSSとして8,000mg/ℓ程度の高い濃度とならないと効率的な脱窒が起きなかった。

今年度は曝気装置の運転方法を高速・低速の2段切換え方式とし、反応時には常に汚泥が浮遊している状態とするように変更した。この結果が(1)ディッチパイロットプラントである。また別途、(2)ディッチ汚泥の沈降性に関する調査、(3)散気式回分処理の基礎的検討も行った。

3.1 調査の方法

(1) ディッチパイロットプラント

ディッチのパイロットプラントは、前年度使用した湖北総合実験施設内の装置を一部改造して用いることとした。装置の概要を図-3-1、表-3-1に示す。昨年度との相異点は1)曝気装置を横軸型からタテ軸型に変更した。2)水深を2mから2.8mに変更し、それに伴ない処理水量も72m³/日から112m³/日となった。3)昨年度は上澄水をフロート式越流ゼキ（セキ負荷200m³/m²・日）を用いて排除したが、今年度は水面下0.93m（水深の1/3）のφ100の排水口より直接排除した。排水口の外周をセキ長と仮定するとセキ負荷は1,700m³/m²・日となる。

1サイクル当りの運転条件は図-3-2に示すとうりである。反応工程では初めに40rpm、30分間の攪拌を行い

沈殿した汚泥を浮上させた後、26rpmの低速攪拌を行い脱窒を進行させ、後半に再び40rpmへ戻して硝化を行うこととした。

水質分析用試料は週2回、1日（2サイクル）分の流入水と処理水を15分間隔で採水した（自動採水器）コンポジットサンプルと、同じ日に午前10時に採水したディッチ内混合液が主であり、表-3-2に示す項目について分析を行った。また月一回、ディッチ内混合液のD-BOD、溶解性窒素の経時変化を追跡調査するとともに、適宜、精密試験を行い、流入水質、処理水質の24時間変動も検討してある。

(2) ディッチ汚泥の沈降性に関する調査

汚泥の沈降性は通常SVI（Sludge Volume Index）で評価されるが、汚泥濃度が高い場合には、標準法での値

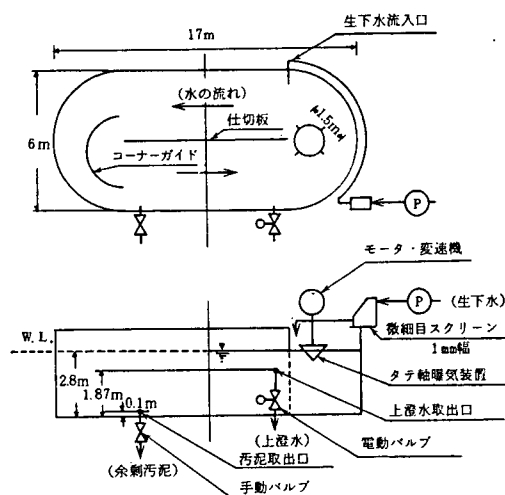


図-3-1ディッチの概要

表-3-1 実験装置の仕様

ディッチ容量	224m ³
水理学的滞留時間	48時間
処理水量	112m ³ /日
水面積	80m ²
水深	2.8m
上澄水排除方式	水面下の側管より排除
排水管	φ100 1ヶ所
上澄水排除時の水面積負荷	平均 9m ³ /m ² ・日
同セキ負上荷	平均 1700m ³ /m ² ・日

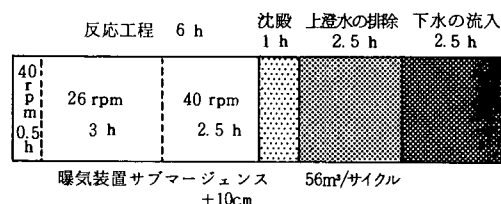


図-3-2 ディッチの1サイクル当りの運転条件

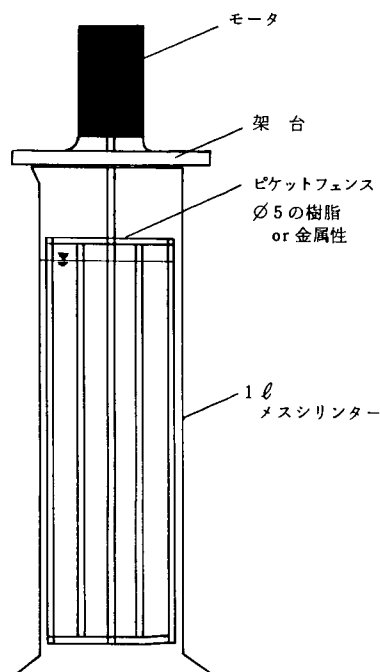


図-3-3 ピケットフェンス

表-3-2 水質分析一欄

測定項目	測定箇所	測定頻度	測定時刻等
MLSS	ディッチ内及び返送汚泥	週2回	午前10時
MLVSS	〃	〃	〃
SV ₃₀	〃	1日1回	〃
水温	〃 + 流入水	〃	〃
DO	〃 〃	〃	〃
pH	〃 〃	〃	〃
透視度	処理水	〃	〃
COD _{Mn}	スクリーン通過後の流入水・処理水	週2回	コンポジットサンプル
BOD	〃	〃	〃
アルカリ度	〃	〃	〃
Ort-P	〃	〃	〃
(NO ₂ + NO ₃)-N	〃	〃	〃
NH ₄ -N	〃	〃	〃
T-P	〃	〃	〃
K-N	〃	〃	〃
SS	〃	〃	〃
溶解性 BOD	〃	〃	〃

が実態よりも高くなる傾向にある²⁾。このため、ピケットフェンス法³⁾、希釈法と標準法の三法を比較した。

ピケットフェンス法は図-3-3に示すように、1ℓメスシリンダにピケットフェンスを設置し、1/5rpmで攪拌しながら汚泥界面の沈降速度及びSVIを測定する方法である。希釈法は標準法と同様にSV₃₀を測定し、SV₃₀が40%以上ある場合に、処理水を用いて1/2に希釈する方法である。なお、用いた汚泥は全国8ヶ所の下水処理場に設置されていたディッチのテストプラントより採取したもので、実験時のMLSS、MLVSS、返送汚泥MLSS、最終沈殿池水面積負荷、水温等も測定した。本実験の測定はテストプラントを運転している、8社のディッチメーカーの協力を得て行ったものである。

(3) 散気式回分処理の基礎的検討

本実験は散気式回分処理の処理性を検討するため、団地下処理場にベンチスケールの実験装置を設置し4日間連続で運転を行ったものである。

実験装置の概要を図-3-4に示す。これは反応槽、スターラー、エアープンプ、制御用タイマーより構成されており、図-3-5に示すよう、本装置を用いて1日3サイクルの運転を行った。1サイクル当りの処理水量は2.5ℓ(反応槽容量5.5ℓ)であり、滞留時間は17.6時間である。実験に使用した汚泥は、団地下処理場の曝気槽流出部より採取し、注入する下水は最初沈殿池越流水とした。また余剰汚泥として350ml/日(SRT15.7日に相当)を引き抜いている。水質分析は、9時~14時のサイクルについて、下水注入前の反応槽内上澄水、反応終了後の上澄水(処理水)を採取し、pH、BOD、D-BOD、

COD、D-COD、SS、リン、窒素関係の分析を行った。又、13時に反応槽内混合液のMLSS、MLVSS、SVIの測定を行った。

3.2 調査結果

(1) オキシデーションディッチの処理性能

週2回の通常分析による、累積除去SS量、ディッチ内MLSS量、MLVS%, 流入SSのVS%の経時変化を図-3-6に示した。当プラントでは図に示した190日間、余剰汚泥の引き抜きは行っていない。この間のMLSSは図の下部に示したように三つの特徴的動きを示し、これは三期間に分割される。第一期は運転開始より50日目(7/23)までの期間でありMLSSは500mg/ℓ程度の非常に低い値で安定している。回分運転である以上、累積除去SS量に比例してMLSSも上昇するはずであるが、その速度が遅い。これはSSの一部がディッチ内のデッドスペースに堆積しているためではないかと考えられる。こ

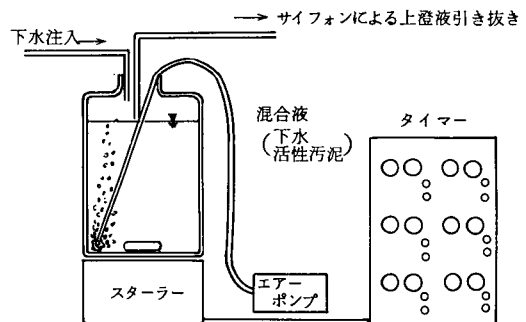


図-3-4 散気式回分処理の実験装置

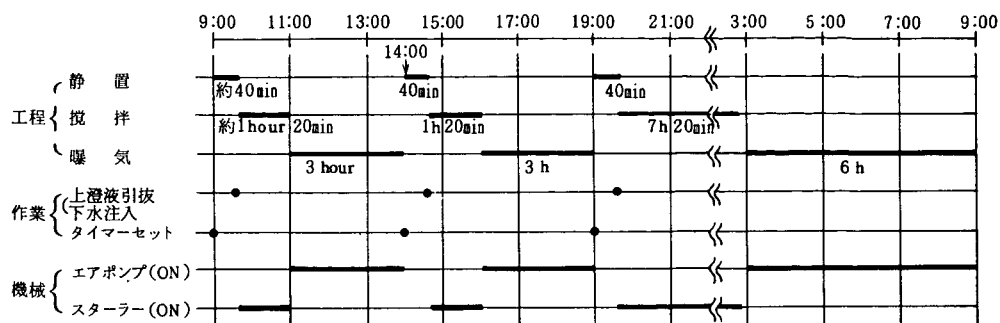


図-3-5 散気式回分処理の1日のタイムスケジュール

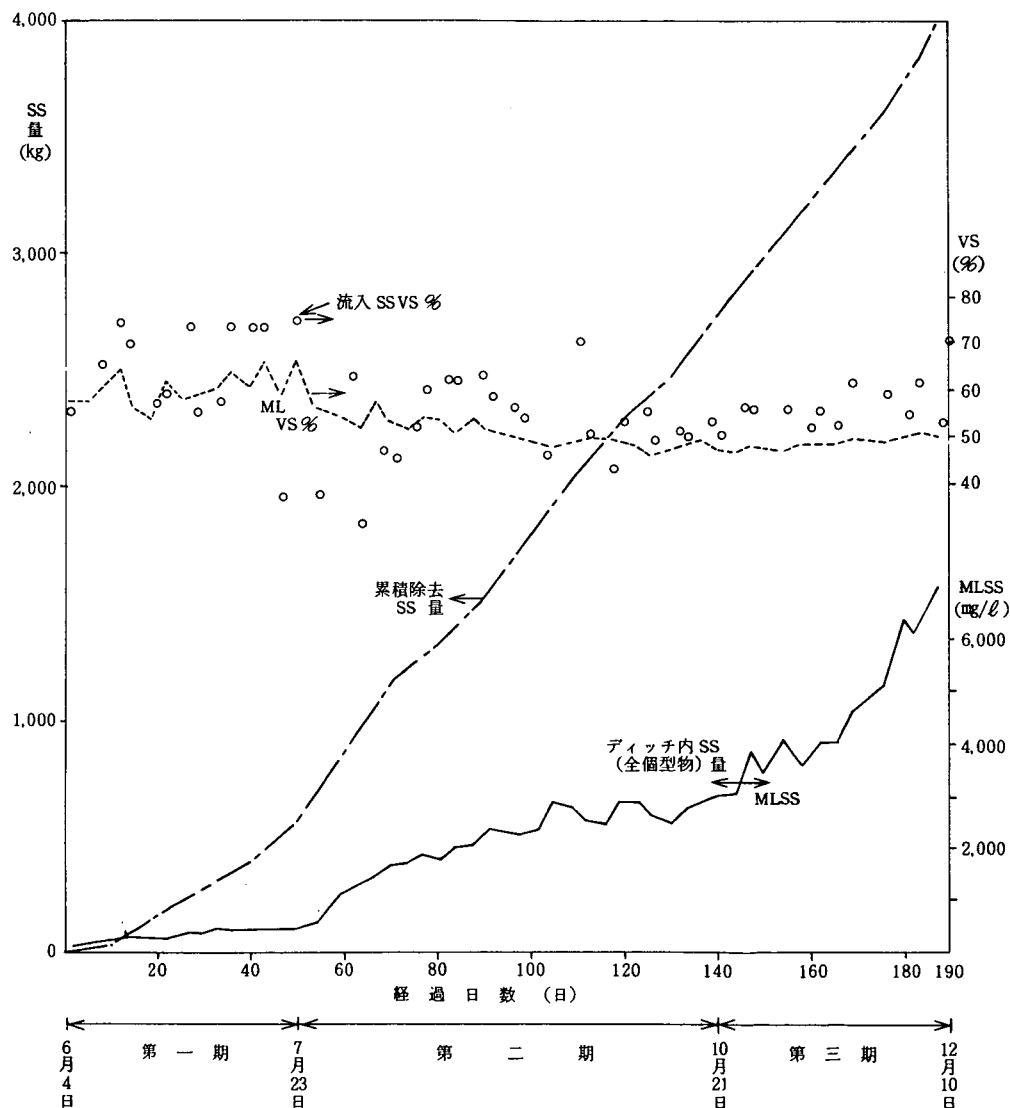


図-3-6 混合液、流入水中の固型物の経緯

の時期は MLVS % も流入水 SS の VS % の変動に従って、大きく変化している。

第二期は50日目より140日目(10/21)までの期間である。50日目以降 MLSS は除々に上昇し始め、それに伴ない、MLVS % はゆるやかに下降している。デッドスペースが汚泥で埋め尽くされ、混合液中の汚泥濃度が上昇し始めたが、それと同時に、汚泥の好気性消化も盛んになってきたため、累積除去 SS 量の増加速度よりも遅い速度で MLSS は増加している。

第三期は140日目(10/21)より190日目(12/10)までの50日間で、MLSS は約2倍に増加している。秋期から冬期にかけて MLSS の増加速度が上昇する現象は昨年度も観察されており、水温の低下によってディッチ内の生物相が変化した結果、汚泥の好気性消化による減量分が少なくなるものと思われた。

図-3-7は調査期間中の BOD, SS の処理性能を示している。第一期の初期運転時から、安定した処理性能を示しており、第二期以降は処理水中の BOD 10 mg/ℓ 以下、SS 15 mg/ℓ 以下と良好である。

図-3-8に窒素の処理性を示す。流入水中の全窒素(T-N)は62%が溶解性窒素(D-N)であり、そのほとんどはケルダール性窒素(K-N)である。また処理水中窒素では94%がD-Nであり、その大部分は硝酸性窒素(NO₃-N)である。流入水中 T-N は9~27 mg/ℓ と大きく変動しているが、処理水中 T-N の変動は比較的少ない。表-3-3は各期間における T-N, D-N の除去率を示したものである。表より第三期において60%の窒素除去が行われたことがわかるが、これは、MLSS が上昇し、低速運転時にディッチ内が十分嫌氣的となったためである。

本施設の酸素供給速度は図-3-9に示すように26 rpm で約1000 g/h、40 rpm で3300 g/h である。また図-3-10(昨年度のデータ)に示すように、余剰汚泥を引き抜かない本ディッチにおいては、単位汚泥当りの呼吸速度は低く、夏季(No.1)に4~1 (mg-O₂/g-ss・h)、冬季(No.2, 3)には2~1 (mg-O₂/g-ss・h) 程度である。図-3-10には MLSS を2,000, 3,000, 5,000mg/ℓ とした場合のディッチ内全体の酸素要求速度も示してあるが、第二期のように MLSS が2,000 mg/ℓ では DO の低下は不充分である。

MLSS 2,000 mg/ℓ の状態で、硝化・脱窒を行わせるためには、図-3-9より高速30 rpm、低速20 rpm 程度の攪拌を行えば良いことがわかるが、回転数を低くしすぎた場合、ディッチ内への汚泥の堆積が生じるため、ディッ

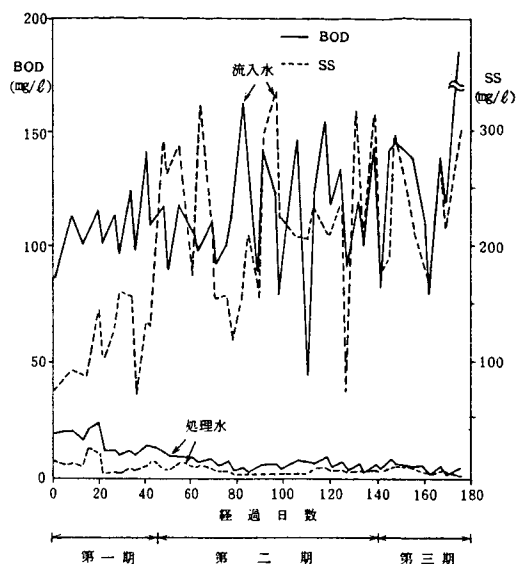


図-3-7 BOD, SS の処理性

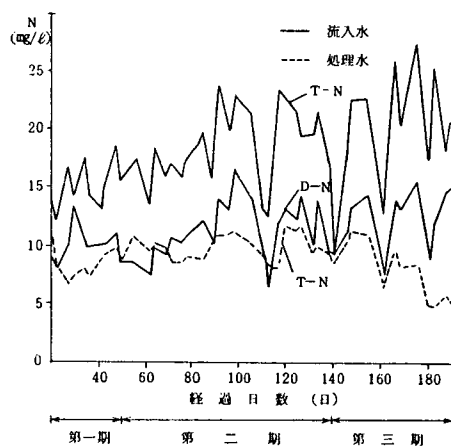


図-3-8 窒素の処理性

表-3-3 各期間の窒素除去率

種別	項目	期間	第一期	第二期	第三期
T-N	流入水平均濃度(mg/ℓ)		13.58	20.68	22.55
	処理水 " (")		9.36	11.18	8.95
	除去率 (%)		31.1	45.9	60.3
D-N	流入水平均濃度(mg/ℓ)		9.67	12.42	13.45
	処理水 " (mg/ℓ)		8.36	10.40	8.48
	除去率 (%)		8.9	16.3	37.0

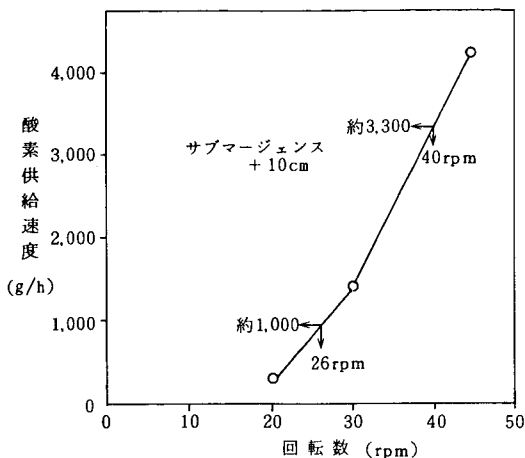


図-3-9 本プラントの曝気装置の回転数と酸素供給速度との関係

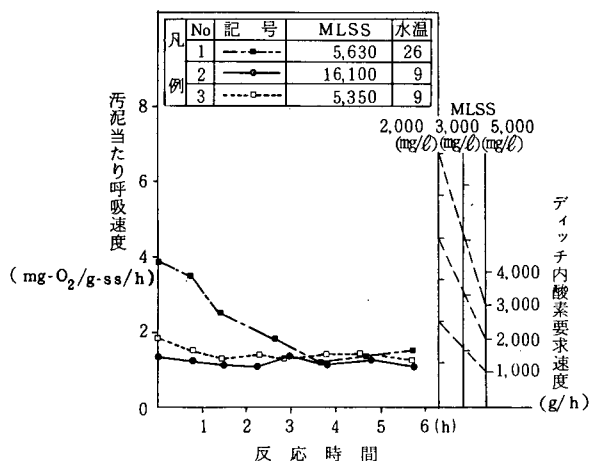


図-3-10 ディッチ汚泥の呼吸速度及び MLSS を変えた場合のディッチ内酸素要求速度

チの構造に十分留意し、低速回転時でも汚泥を浮遊させ得る流速⁴⁾を確保すべきである。

今年度のパイロットプラント調査結果をまとめると

- 1) 曝気装置の高速、低速運転による硝化脱窒を行う場合、MLSS の変動に追従した回転数制御が必要であり、そのためにはディッチの構造も重要な要素である。
- 2) BOD, SS については MLSS の大幅な変動 (500~6,000 mg/ℓ) にもかかわらず、安定した処理成績が得られており、系内へ大量の汚泥を貯留する能力を有することが確認された。
- 3) ディッチの汚泥管理は2)の理由により、容易なものとなるため、汚泥処理施設の容量によって、汚泥引き

抜き回数は決定されることとなる。

(2) ディッチ汚泥の沈降性に関する調査

ディッチは汚泥の好気性消化を図るため、MLSS を高濃度に保つことが重要であり、回分式ディッチでは、10,000 mg/ℓ 以上の MLSS を保つことができた。

最終沈殿池を設置した連続流入式ディッチの場合、MLSS は SVI と汚泥返送比 R により (3.1) 式により計算される。

$$MLSS = \frac{10^6}{SVI} \cdot \frac{R}{1+R} \quad \dots\dots\dots (3.1)$$

(3.1) 式を図示したものを図-3-11⁵⁾に示す。今回調査したディッチについて MLSS と SVI の関係を図-3-12に示す。ほとんどのケースで MLSS 3,000~5,000 mg/ℓ, SVI 200~300 ml/g の範囲にあり、図-3-11, (3.1) 式の適用外であることがわかる。

この原因は (3.1) 式にあるのではなく、MLSS が高濃度の場合の SVI の測定法にあると考え、ピケットフェンス法、及び希釈法についての実験を行った。表-3-4に、下水試験法、及び上記の2通りの方法で測定した SVI, 汚泥界面沈降速度を MLSS, 最終沈殿池水面積負荷とともに記した。大部分のケースでピケットフェンス法の SVI_p は 70~145 ml/g の範囲にあり SVI の 1/2 程度の値を示しているが、SVI_p (希釈法) では SVI よりも大きな値となるケース (H 処理場) も見られた。このためピケットフェンス法と下水試験法について更に比較を行った。

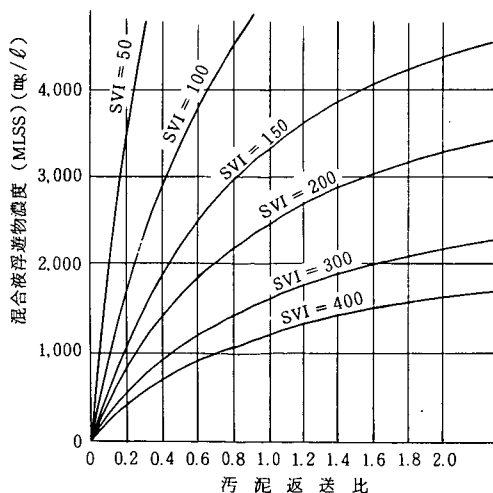
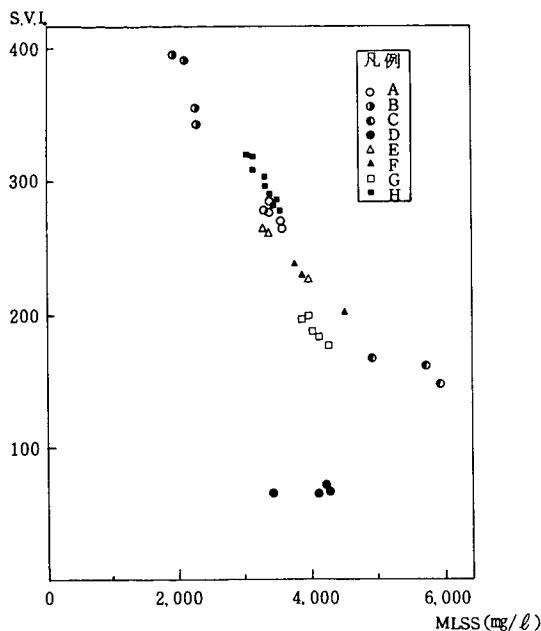


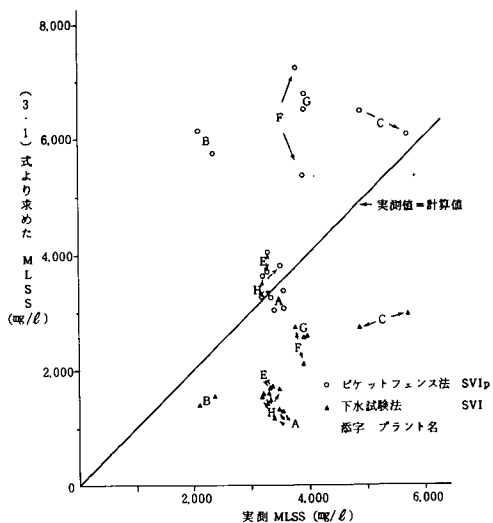
図-3-11 汚泥返送比に対する SVI と MLSS との関係



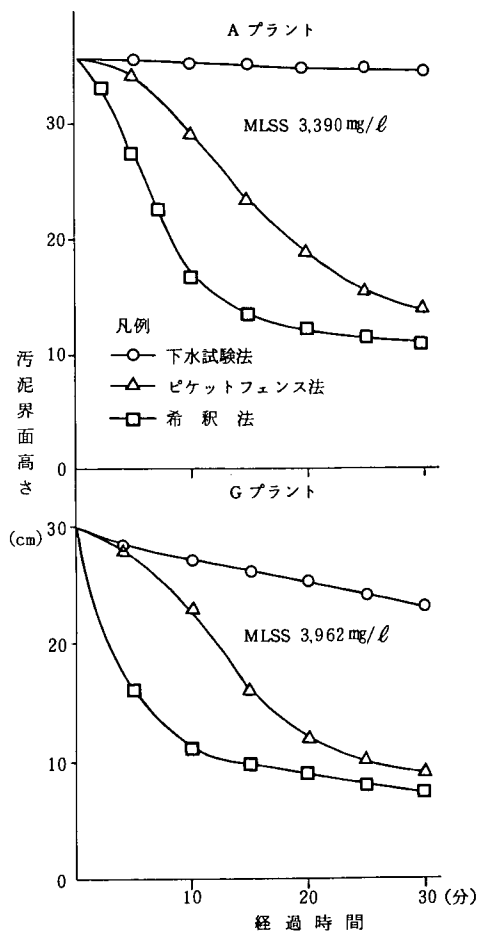
図一3—12 ディッチの MLSS と SVI

図一3—13は通常運転時の各プラントについて SVI, 及び SVI_p を用いて (3.1) 式より計算した MLSS と実測された MLSS をプロットしたものである。但し D プラントについては, 特異的に SVI が低いため除外した。SVI を用いて計算した値は全て実測値よりも低い値を示しており, 逆に SVI_p を用いた場合は, 一部の例外を除いて計算値の方が高くなっている。B プラントにおいては SVI を指標とする方が実態に近いが, A, E, H, 及び C プラントでは SVI_p により, かなり正確に MLSS の予測が可能である。F, G プラントにては, いずれを用いても実測値とはやや隔った値が得られた。B プラントのように, MLSS 2,500 mg/ℓ 以下の比較的低濃度の場合には, SVI を従来通り用いることができるが, MLSS が 3,000 mg/ℓ を超える場合には, SVI_p をそれに代って用いる方が良いと思われる。

各プラントで得られた沈降曲線のうち代表的例を図一3—14に示す。下水試験法で得られた沈降曲線は, 沈降開始初期より圧密沈降領域にあることを示すが, 希釈法では等速沈降領域と圧密沈降領域に明らかに分けることができ, ピケットフェンス法では境界がやや不明確ではあるがやはり 2 領域に区分可能である。(但しピケットフェンス法の等速沈降領域で粒子相互間の干渉がないとすることは観察上考えられない。)表一3—4の汚泥沈降速度は便宜上, これらの等速沈降領域での (下水試験法に



図一3—13 SVI, SVI_p を用いた MLSS 計算値と実測 MLSS



図一3—14 汚泥沈降曲線の例

表-3-4 各プラントのSVI及び汚泥界面沈降速度 (V)

	プラント 名	No	MLSS (mg/ℓ)	終沈水面積 負荷(m/日)	SVI (ml/g)	SVI _D (ml/g)	SVI _P (ml/g)	V (m/日)	V _D (m/日)	V _P (m/日)
* 01	A	1	3,390	7.2	287	172	113	0.4	38.2	16.8
		2	3,470	15.4	279	163	106	0.6	40.7	16.8
		3	3,560	15.4	269	165	104	0.7	41.9	18.4
		4	3,540	15.4	273	170	114	0.6	43.0	14.8
		5	3,360	15.4	279	180	118	0.8	47.0	17.4
* 02	B	1	1,950	23.9	395	215	92	3.34	59.0	32.2
		2	2,110	24.8	391	199	90	2.66	68.0	27.9
		3	2,360	24.8	358	242	97	2.20	40.5	17.3
		4	2,300	17.2	343	226	100	3.40	39.2	23.8
* 03	C	1	5,870	12.7	153	106	65	1.4	50.1	15.6
		2	5,700	12.8	161	133	79	1.2	52.8	33.6
		3	4,920	12.5	177	130	75	1.92	62.4	57.6
* 04	D	1	4,530	15	70	62	43	27.6	90.9	34.4
		2	4,150	15	67	63	48	37.8	92.6	37.8
		3	4,210	15	65	62	49	37.2	93.5	41.4
		4	4,250	9	66	62	51	34.8	85.0	37.2
		5	4,460	9	63	58	47	34.4	83.7	34.4
* 05	E	1	3,940	15.3	228	203	109	1.44	22.5	13.4
		2	3,310	10.2	264	240	107	1.80	17.0	22.9
		3	3,340	10.2	263	223	120	1.73	20.7	20.3
* 06	F	1	3,760	15.9	237	80	90	1.5	35.0	13.5
		2	3,910	14.3	228	115	90	1.5	11.9	12.6
		3	4,520	22.3	201	75	82	1.2	27.0	13.1
* 07	G	1	4,146	22	183	119	71	2.9	53.8	20.7
		2	4,230	22	177	117	71	3.1	47.5	21.6
		3	3,912	22	195	126	77	2.6	51.1	19.8
		4	3,962	22	196	124	74	2.6	53.3	22.7
		5	4,008	22	189	126	72	2.7	53.3	20.6
* 08	H	1	3,510	6.63	279	376	125	0.276	16.4	12.3
		2	3,425	7.29	286	315	123	0.290	19.0	12.3
		3	3,410	7.29	286	317	126	0.346	19.0	13.3
		4	3,448	10.6	284	339	128	0.290	19.9	12.8
		5	3,068	11.1	319	326	143	0.276	19.9	12.9
		6	3,183	11.1	308	327	132	0.276	19.4	12.3
		7	3,303	11.1	297	363	145	0.276	14.7	12.0
		8	3,477	11.1	282	357	124	0.276	17.1	12.2
		9	3,201	11.1	306	462	144	0.276	15.3	11.5
		10	3,154	14.6	310	355	117	0.304	18.2	16.5

おいては圧密沈降領域) 沈降速度として求めたものである。ピケットフェンス法における沈降速度 V_p は全て 11.5 m/日以上である。

図-3-15, 図-3-16は V 、及び V_p と最終沈殿池と水面積負荷 (Q/A) との関係を示したもので (Dプラントは除く。) 下水試験法による V は、 Q/A よりはるかに低いことがわかる。 V_p の大部分は Q/A 以上であり、定常運転時には V_p は Q/A 以上にほぼ保たれていた。

またピケットフェンス法で得られる圧密率 (ここでは SV_{30-P} で代表する) と最終沈殿池における汚泥圧密率 ($SV_s = MLSS/\text{返送汚泥 SS}$) との関係を図-3-17に示した。図-3-17は SV_{30-P}/SV_s を $MLSS$ との関係を示したものであり、おおむねピケットフェンス法の方が最終沈殿池よりも圧密された汚泥が得られることを示している。また $MLSS$ の上昇に伴ない、 SV_{30-P}/SV_s は 1 に近づく傾向にある。

ディッチ汚泥の沈降性調査より最終沈殿池の設計条件を検討すると以下のようである。

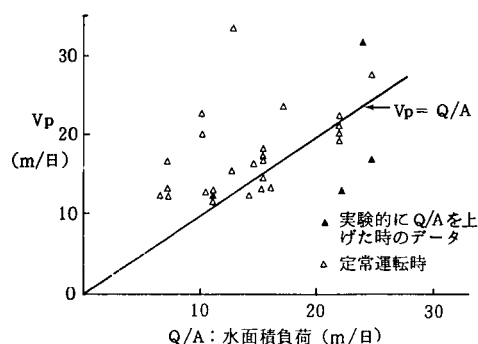


図-3-15 V と Q/A

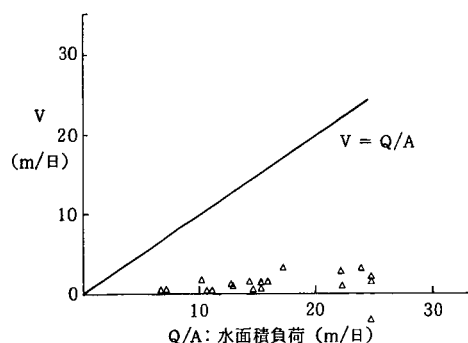


図-3-16 V_p と Q/A

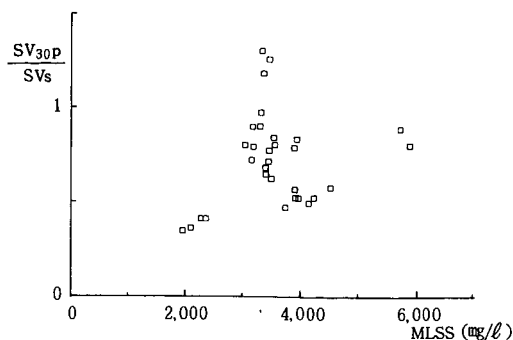


図-3-17 SV_{30-P}/SV_s と $MLSS$

- 1) 水面積負荷は日最大流入水量に対して 10 m/日程度が安全であり、時間最大に対して 15 m/日程度であれば沈殿池内の汚泥の貯留効果も期待できるため十分であろう。日最大と時間最大の比が更に大きい場合には、ディッチ内で水深を増減させ、水量ショックロードを吸収させる手法も検討する。
- 2) 汚泥返送比の決定に当っては SVI_p として 100~150 を用いる。この場合返送比 100~200% で $MLSS$ 4,000~5,000 (mg/l) を確保できる。但し SVI_p が実際には 70 程度になることも考えられるため、最低返送比として 40% 程度も可能な返送ラインを設計すべきであろう。
- 3) 高濃度の $MLSS$ をすみやかに沈殿させるためには円形でピケットフェンスを設置した沈殿池が望ましい。

(3) 散気式回分処理の基礎的検討

本実験は、連続流入式の長時間曝気を行っている実プラントと、同一の水理学的滞留時間、汚泥滞留時間に回分式処理装置の運転条件を設定し、両者の処理水質、汚泥の沈降性を比較したものである。表-3-5は実験装置の 14:30 分の上澄水について、実プラントの処理水 (日間のコンポジットサンプル) と主な水質項目を比較したものである。短期間の実験ではあるが、回分式は安定した処理成績を挙げている。表-3-6には回分式における平均除去率を示した。連続流入式のプラントに比べ全般的に同等以上の処理水質が得られているが、特に T-P の除去が目につく。これは生物学的脱リンのためであり、嫌気時間 1 時間 20 分、好気時間 3 時間という短い反応時間でリン除去が可能ながことが示された。但し、T-N 除去率を現在の 64% 以上に上げるためにはもう 1 回、無酸素・好気工程を加える必要があり、更にリンを過剰に取り込んだ汚泥の取り扱いなどに今後解決しなければならない問題がある。

表-3-5 回分式処理と連続式処理との比較

項目 (mg/ℓ)	種別	1日目		2日目		3日目		4日目		4日間の平均	
		回分式	連続式	回分式	連続式	回分式	連続式	回分式	連続式	回分式	連続式
BOD		1.7	3.2	1.3	3.7	1.0	2.6	1.3	2.9	1.3	3.1
D-BOD		1.5	1.4	0.7	2.0	0.9	2.5	1.2	1.8	1.1	1.9
COD		9.3	7.7	7.6	9.2	8.3	7.5	7.5	8.1	8.2	8.1
D-COD		6.5	5.7	6.6	6.2	6.6	6.1	6.9	6.0	6.7	6.0
SS		5	5	2	7	2	2	<1	4	2	5
T-P		0.88	1.16	0.62	1.57	0.39	1.56	0.36	1.55	0.56	1.46
PO ₄ -P		0.73	0.79	0.45	1.28	0.26	1.48	0.19	1.45	0.41	1.25
T-N		10.55	9.54	6.39	15.11	7.65	9.91	8.32	10.61	8.23	11.29
K-N		0.72	0.87	0.55	3.29	0.79	0.94	0.75	1.26	0.70	1.59
(NO ₂ +NO ₃)-N		9.83	8.67	5.84	11.82	6.86	8.97	7.57	9.35	7.53	9.70
NH ₄ -N		0.12	0.12	0.32	0.30	0.06	0.23	0.25	0.42	0.19	0.27

表-3-6 回分式の除去率

項目	水質	BOD	D-BOD	COD	D-COD	SS	T-P	T-N
流入下水水質 (9:40)		278	89.5	100	31.2	160	4.24	23.06
処理下水水質 (14:30)		1.3	1.1	8.2	6.7	2	0.56	8.23
除去率 (%)		99.5	98.8	91.8	78.5	98.8	86.8	64.3

水質の単位は (mg/ℓ)

表-3-7 汚泥性状の比較

項目	区分 日時	回 分 式				連続流入式	
		1日目 13:00	2日目 13:00	3日目 13:00	4日目 13:00	1日目 14:00	4日目 9:00
MLSS (mg/ℓ)		2,623	2,750	2,797	2,816	2,697	2,878
MLVS (%)		79.0	81.9	81.2	78.5	79.6	79.8
pH		7.3	7.5	7.1	7.4	6.3	6.5
SV ₃₀ (%)		64.0	61.0	62.0	62.0	71.0	68.0
SVI (ml/g)		224	221.8	221.7	220.2	263.3	236.3

汚泥の性状について表-3-7にまとめた。MLSSは4日間で約100mg/ℓ上昇しているがSVIはほぼ一定値を示している。実プラントではMLSSは時刻によって変動し、それに伴ないSVIも変動するため、回分式とほぼ同一レベルのMLSSを示した時のデータを、比較のために挙げてあるがSVIは回分式の方が小さく、pHは連続式の方が低くなっている。短期間のデータであるが、回分式による汚泥性状改善の可能性が示されたと考えられる。

表-4-1 処理施設の計画・設計諸元

処 理 区 域	15.2	ha
処 理 人 口	450	人
日 平 均 汚 水 量	129	m ³ /d
日 最 大 汚 水 量	158	m ³ /d
処 理 施 設 敷 地 面 積	766	m ²
処 理 方 式	土壌覆蓋式れき間曝気法	
沈 殿 池 滞 留 時 間	16	hr
調 整 槽 滞 留 時 間	6	hr
第1循環接触曝気槽設計負荷	0.3	kg BOD/m ³ /d
第2循環接触曝気槽設計負荷	0.1	kg BOD/m ³ /d

今後は、通年調査を行い、ここで得られた処理性能の安定性を確認する必要がある。

4. 土壌覆蓋式れき間曝気法に関する実態調査

土壌覆蓋式れき間曝気法は、施設的には通常の接触曝気槽の上部を土壌で被覆した構造となっており、下水は槽内に充填された接触材(れき)の表面に付着・増殖する微生物の作用によって浄化される。本法は、維持管理が比較的容易であるとともに、臭気の防止、保温効果を

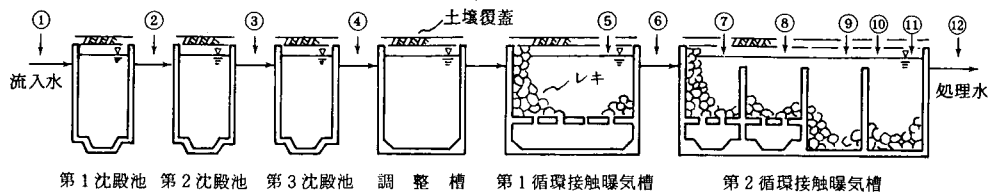


図-4-1 処理フロー

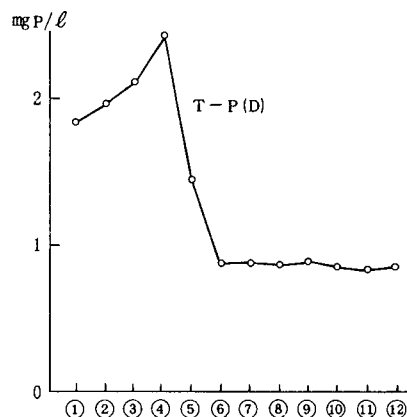
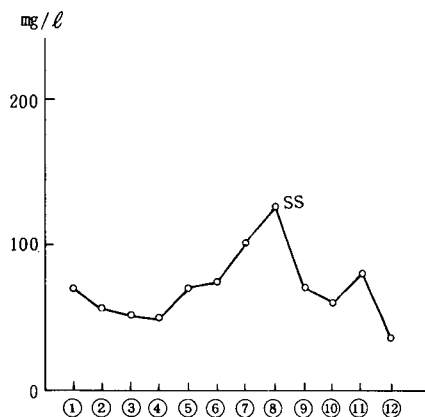
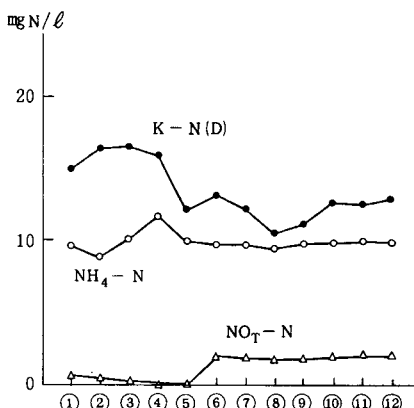
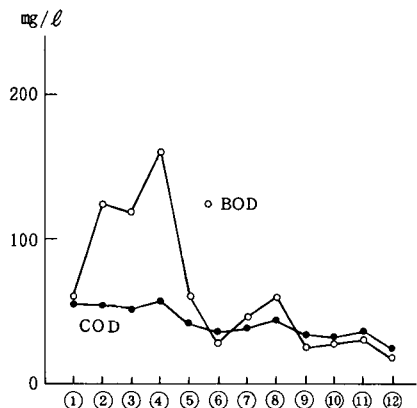


図-4-2 処理施設内での各水質項目の変化

期待でき、周辺地域との景観的な調和を図ることができるとされており、現在、下水道未整備地域、あるいは、公共下水道普及の困難な小集落の散在する地域を中心に採用されている。

今回調査を行った施設は寒冷地域の農村集落排水を処理対象として、昭和53年8月に供用開始されたものである。処理施設の設計諸元を表-4-1に、処理フローを図

4-1に示す。流入下水は、3槽ある沈殿池で一次処理後、調整槽を経て第1循環接触曝気槽に送られる。この処理水はさらに第2循環接触曝気槽で処理され、塩素滅菌後、放流されている。当処理施設に対する排水基準はBOD 40 mg/l、SS 80 mg/lである。施設の維持管理は集落単位で組織された管理組合によって行われており、電気料、薬品代など維持管理に要する費用は月1人当り

表-4-2 処理水質の分析結果 (昭和57年)

調 査 日	Temp	Tr	pH	DO	BOD	COD	SS	K-N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-P	Alkalinity
57 年 6 月	13.2	30	7.0	5.68	29.1	4.9	19.5	12.55	10.90	5.93	1.77	78.0
8 月	20.2	67	7.2	4.42	16.7	4.5	10.5	18.52	17.03	1.72	2.03	121
11 月	17.4	15	7.0	6.37	23.3	7.8	49.5	7.84	6.82	10.59	1.95	61.5

表-4-3 調 査 結 果

採 水 位 置	Temp °C	Tr cm	pH	DO mg/ℓ	ATU- BOD	COD _{mn}	SS	K-N (D)	NH ₄ -N	NO ₃ -N	T-P (D)	PO ₄ -P
1 流 入 水	8.8	8.5	6.46	5.8	60.6	55.5	70.4	14.83	9.58	0.56	1.83	1.32
2 第 1 沈 殿 池	9.0	9.3	6.40	0.5	124	53.4	56.8	16.19	8.73	0.35	1.96	0.58
3 第 2 沈 殿 池	9.0	9.4	6.46	0.2	118	52.0	52.0	16.26	10.02	0.20	2.12	1.55
4 第 3 沈 殿 池	9.0	9.5	6.37	1.7	161	57.4	50.0	15.77	11.67	tr	2.44	1.84
5 第 1 接触曝気槽	9.1	10.5	7.06	9.7	59.8	41.7	70.9	12.10	9.84	0.09	1.41	1.01
6 "	9.0	11.8	7.20	9.6	27.4	34.7	72.7	12.90	9.56	1.96	0.87	0.63
7 第 2 接触曝気槽	9.0	9.3	7.28	9.6	46.2	38.6	100	12.12	9.69	1.80	0.87	0.64
8 "	9.0	9.8	7.17	9.4	59.0	42.9	125	10.44	9.36	1.73	0.86	0.65
9 "	9.0	12.8	6.80	7.6	25.7	34.2	69.1	11.01	9.59	1.74	0.87	0.64
10 "	9.0	8.7	6.99	—	28.3	32.6	59.5	12.59	9.77	1.82	0.84	0.61
11 "	9.0	10.7	7.00	7.4	29.8	35.8	79.3	12.33	9.83	2.00	0.82	0.60
12 処 理 水	9.0	19.0	7.08	8.3	18.0	23.0	36.7	12.76	9.69	1.97	0.84	0.62

約300円であった。表-4-2は昭和57年度に行われた処理水質の分析結果例である。施設容量的には十分余裕があるにもかかわらず、処理水 BOD は 17~29 mg/ℓ と高い値を示し、硝化反応もあまり起っていないことが伺われる。また、処理水中の SS が 50 mg/ℓ に達することがあり、透視度を大きく低下させる原因となっている。当施設は、通水後、すでに5年目に入っているが、その間汚泥の引抜きはあまり行われておらず(昭和56年度実績: 汚泥引抜量11m³/月)、れき層間の汚泥蓄積がこのような処理機能の低下を惹起する大きな原因であると考えられる。そこで、今回は当処理施設内での各水質項目の挙動を調査し、土壤覆蓋式れき間曝気法の設計上、運転管理上の留意点について検討を行った。

調査結果を表-4-3に、主要な水質項目の施設内での変化を図-4-2に示す。採水は図-4-1に示す①~⑫の計12地点で行い、地点②~⑫についてはほぼ同一時刻(午前11時)のスポットサンプルを、地点①についてのさきの採水時刻をはさんで等時間間隔で4回(午前10~午後2時)採取した試料を等量混合したものを分析に供した。分析法は、リンを混合試薬法で行った以外は下水試験法(1974年)に準拠した。

これらの結果から、まず、沈殿池における浮遊成分の除去率は30%であり、大きな容量を擁しているものの後段の接触曝気法への固形物負荷の軽減にはそれほど寄与していないことがわかる。一方、沈殿池内の BOD、リンなどの溶解性成分は逆に増加しており、過度の沈殿時間

はかえって負荷を高める可能性がある。接触曝気槽での状況をみると、BOD、リンは殆んど第1槽で処理が終了しており、第2槽での減少は認められなかった。窒素については第1、第2槽を通じて除去されておらず、硝化反応も進行していないことがわかる。これらのことから、少なくとも第2接触曝気槽は浄化に関与していないといえる。また、第2接触曝気槽内から採取した汚泥を検鏡した結果では、前段部付近の汚泥(⑦、⑧)中には原生動物は確認されず、輪虫(Philodina)だけが見られた。浮遊している汚泥フロックは細かく長時間曝気法にみられる解体汚泥様で、汚泥の有機物含有率(VS%)は38~47%となっていた。一方、後部では確認される生物数は非常に少なく、後生動物(Philodina, Diplogaster等)がわずかに生棲するのみで、汚泥フロックは完全に解体した状態(VS%:28%)であった。

本処理施設は通水からすでに5年目を迎えており、接触曝気槽の処理機能は著しく低下し、十分な処理水質を保持できない状態に立ち至っている。当初は十分な滞留時間が確保されていたが、処理に伴って槽内に汚泥が蓄積しその結果、処理に有効に機能する部分が大幅に減少し、さらに蓄積した汚泥の分解等によって状況が一層悪化しているものと考えられる。また、測定結果では DO が確保されているにもかかわらず硝化がほとんど起っていない。これは、低水温による活性低下の影響もあろうが、DOの供給されていたのがごく限られた部分(マンホール部分)であり、曝気が必ずしも効率的に行われていな

かったこともその原因であったと考えられる。

土壌覆蓋式れき間曝気法では、今回調査した施設のように、ややもすれば汚泥管理がルーズにされがちであるが、これは、結局、大きな処理槽内に汚泥をため込むことによって問題を後年度送りしているだけであり、やはりそれなりの汚泥管理が必要であると思われる。施設の、槽内に蓄積した余分な汚泥を定期的に排出でき、攪拌、曝気が効率的に行えるような構造とすることが、ひいては良好な処理水質を保証し、処理施設としての寿命をのばすことにつながる。また、処理施設には最終沈殿池が設けられていないが、このことが処理水質低下時における対応をとりにくくするなど、システムの再検討も必要であると考えられる。

5. 水路方式による汚水の浄化に関する実験

既存の汚水浄化法は、沈殿放流等による簡易的な浄化法は別として、動力を利用した好氣的浄化法が主流である。著者らは、汚水浄化における省エネルギー化を進めるために、昭和56年度から汚水の嫌氣的な浄化法の検討を進めてきている。そこでは比較的良好な浄化成績が得られているものの充分とはいえず、仕上げとして再度好氣的な浄化を必要としている。

本実験は、嫌氣的浄化法での浄化水を好氣的に再浄化するために、簡易式の水路に導き、水路流下中における薄層流での再曝気と藻類の繁殖による光合成とを期待した好氣的な浄化を目論んだものである。

5.1 実験方法

実験は、流域下水道の最初沈殿池流出水を24時間の平均滞留時間で嫌氣的に浄化したものを、簡易式の水路に

導き、薄層流れにより135日間連続流下させたものである。簡易式の水路は、幅8.7×深さ2.5×長さ174cmの鋼製のものに玉砂利6号を1.5ℓ敷き詰めたものを屋外に直列に3台設置したものであり、その概要は図-5-1の通りである。

実験では、各水路における流出水の定期的な水質分析を水温、pH、アルカリ度、透視度、BOD_{ATU}、COD_{Mn}、SS、N、P等について実施した。又、再曝気と光合成の状況を把握するための昼夜連続の水質調査も実施した。

5.2 実験結果

実験では、日数の経過とともに藻類の付着も増し、昼間は水路表面に気泡が認められるようになり、水路にはユスリカの幼虫が多数生息するようになった。又、通水後約1週間で透視度やSS、BOD_{ATU}、COD_{Mn}等が安定した浄化成績を示すようになり、約1ヶ月経過後からは窒素の除去もみられるようになった。

表-5-1には、通水開始後1ヶ月経過以後の平均的な浄化成績を示した。尚、実験期間中の平均流量は140 ml/minであり、実験終了時点で測定した平均流下時間は1水路当たり2~2.5minであった。嫌氣的な浄化を受けた汚水は水路流下に伴い良好な再浄化を受けており、最終的な浄化成績は、流下時間が7分前後と短いにもかかわらず充分満足できるものとなっている。又、ここでの浄化傾向は、窒素やリンが各水路で平均的に除去されているのに対し、有機物除去の殆んどは1段目の水路で起こっている。この傾向は、本方式にする汚水浄化に際し留意する点であると思われる。

各水路における窒素の除去傾向をみるために、各水路流出水中の無機態窒素の変化を表わしたのが図-5-2で

表-5-1 定常状態下における平均的な浄化成績

	嫌氣的浄化水	1 段目水路流出水	2 段目水路流出水	3 段目水路流出水
水温 (°C)	21~28	27~35	27~38	27~37
pH	7.30~7.52	7.98~8.22	8.18~9.00	8.55~8.70
透視度 (cm)	25.7	30.0	41.3	51.3
アルカリ度 (mg/ℓ)	200	184.7	153.0	133.0
SS (〃)	8.7	9.7	8.0	8.7
BOD _{ATU} (〃)	29.1	11.4	10.0	9.5
COD _{Mn} (〃)	24.9	15.6	15.4	16.8
T-N (〃)	11.86	10.14	9.41	8.30
T-P (〃)	1.24	0.87	0.77	0.81
PO ₄ ³⁻ -P (〃)	0.89	0.72	0.60	0.58
採水及び測定は、11時~12時の間に実施したものである。				

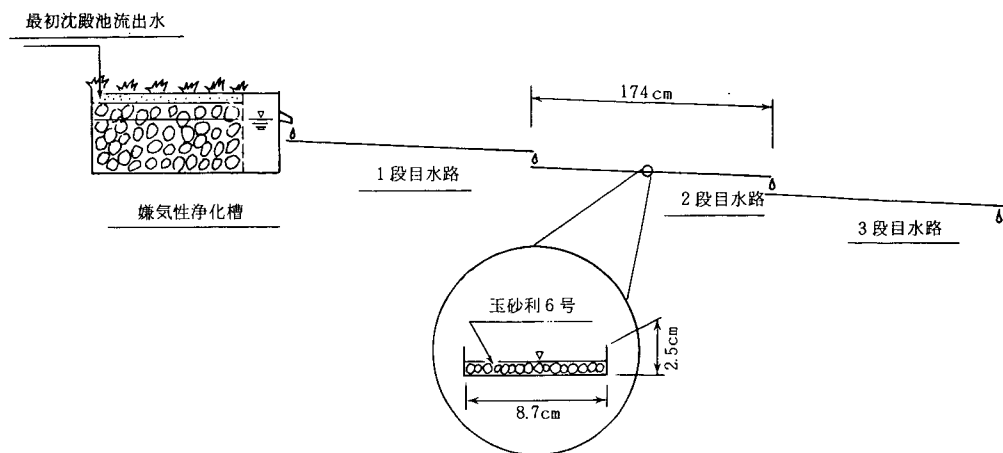


図-5-1 実験水路の概要

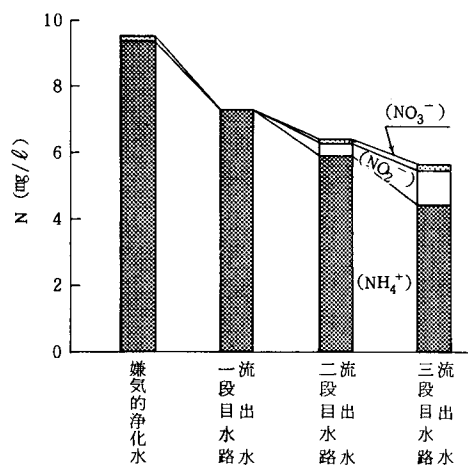


図-5-2 定常状態下における無機態窒素の変化

ある。各水路では短い流下時間で顕著な窒素の除去がみられ、それは硝化作用と脱窒作用が共存して起こっていることがわかる。この現象は水路内に硝化菌や脱窒菌が共存していることであり、中でも硝化菌の生息についてはDOの存在が不可欠である。このDOの供給に対する再曝気と光合成の効果を昼夜を通した調査でみたのが図-5-3である。本図にはTOCについても記載した。DOは各水路で常時確認され、硝化菌の生息を可能にしたことを裏付けている。DOの経時変化をみると、昼間は飽和に近いものとなっており光合成による供給が活発であることを示している。又、夜間におけるDOの存在は再曝気により供給されたものとすることができ、その存在量からみると、DOの供給に際しては再曝気のみで充分で

あり、光合成までも期待する必要はなさそうである。一方、TOCは、その除去された大部分が1段目の水路で起こっており、下流の水路は安定化として寄与しているものと思われる。又、短い流下時間であるにもかかわらず流入水の水質変動による影響は全く見られない。

本実験期間中に水路内で発生し、堆積していた汚泥量を表-5-2に示した。その堆積傾向は、有機物の除去傾

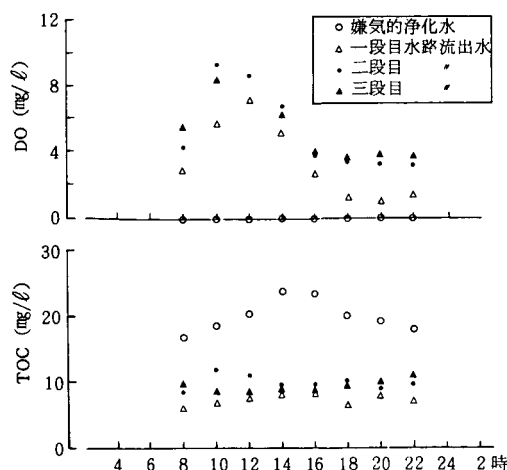
表-5-2 135日間で堆積した汚泥量

項目 \ 水路	1段目	2段目	3段目
TS (g/m ²)	307	288	282
VTS (g/m ²)	162	121	151
Chl-a (g/m ²)	1.20 ₅	1.10 ₁	0.68 ₀
1段当りの水路面積：0.151m ²			

向に見合ったものとなっており、これらの堆積量を除去BOD_{ATU}量当たりの汚泥転換率でみると、全体で約25%とかなり低いものである。藻類生息の指標項目であるクロロフィル・aの存在量は、上流が多く下流に行く程少なくなっており、上流側で有機物の除去が顕著であったことから推察すると、上流側水路に繁殖していた藻類は混合栄養型のものが優先種となっていた可能性が有り、その場合、浄化に対し大きく寄与していたことになる。

5.3 結論

嫌気的に浄化した汚水の再浄化を、薄層流れによる好気的な水路方式で試みた結果、流下時間が7分前後と短いにもかかわらず良好な浄化成績を得ることができた。



図一5-3 昼夜にかけた DO と TOC の経時変化

そこでは、有機物の除去はもとより窒素の除去も起こり、本方式で高度な浄化が期待できることが示された。又、浄化には混合栄養型の藻類が大きく寄与していることが示唆され、好氣的雰囲気確保には再曝気だけで十分であり、光合成は付属的なものと位置付けて良いこと等が分かった。

今後は、本実験で良好な結果が得られ、その実用化への可能性が示されたことにより、係る浄化機構の解明を急ぎ、実用化を目指した研究を行っていくものである。

6. 57年度調査のまとめ

本年度の調査結果をまとめると以下ようになる。

- 1) 生活雑排水の簡易沈殿槽による処理は SS 50%，BOD 20～60% の除去が期待できるが、事業所のように多量の排水を放流する場合には、早期に沈殿槽は閉塞する。

また専用排水路による排水システムでは、晴天時に BOD の除去能力が見られた。公共用水域に対する晴天時汚濁物流達率は BOD で 12%，T-P 74%，T-N 40% であり、放流先での希釈、自浄作用が期待できる場合には、本法も有効な水質汚濁防止手法である

- 2) オキシデーションディッチの曝気方法を高速、低速の二段切り換え式とし、60% の脱窒率を得た。但し、MLSS 濃度が低い時には、低速回転時に槽内が嫌氣的とならず、高い脱窒率は得られなかった。
- 3) ディッチには汚泥の貯留能力が十分あり (190 日間余剰汚泥の引き抜きなし。但し、一部はディッチ内に堆積している。) 余剰汚泥の引き抜き間隔を週単位、月単

位に延長できる。この場合、汚泥処理施設の容量により、その間隔が決定されよう。

- 4) ディッチ汚泥の沈降性評価のため、ピケットフェンス法等の試験を、8ヶ所の汚泥について行った。その結果、最終沈殿池の水面積負荷、及び汚泥返送比を合理的に決定するためには、汚泥沈降速度 10m/日、 $SVI_p = 100 \sim 150 \text{ ml/g}$ を用いるべきであることが判明した。

また、最終沈殿池にもピケットフェンスを設置すれば汚泥の圧密に効果的であると考えられた。

- 5) 散気式回分処理実験では 4.3 時間の短い反応時間で BOD 除去率 99%，T-P 除去率 87% という高い処理性能が得られた。今後は更に処理の安定性、リン含有汚泥の取り扱い等検討を加える必要がある。
- 6) 土壌覆蓋れき間曝気法の実態調査の結果では、余剰汚泥の取り扱い方法、効果的曝気法、合理的な容量決定法等に問題があると思われた。
- 7) 嫌氣的な浄化を図った汚水を薄層流れによる好氣的な水路方進により再度浄化した結果、流下時間が 7 分前後と短い間に高度な浄化水が得られ、大幅な省エネルギー化を図った汚水の浄化方法として実用化の可能性が示された。
- 8) 水路方式による汚水の浄化には混合栄養型の藻類が大きく寄与している可能性が有る。又、水路内の好氣的雰囲気維持は、薄層流とすることによる再曝気効果の向上で容易に達成できる。

参考文献

- 1) “小集落排水調査報告書²⁾”，土木研究所資料 1906 号，建設省土木研究所，昭和 58 年 3 月
- 2) 松井ら，“活性汚泥法の運転管理に関する研究(Ⅱ)”，下水道協会誌，Vol. 15, No. 172，昭和 53 年 9 月
- 3) “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 14th Edition” APHA-AWWA-WPCF, p 129
- 4) “小規模処理場の処理特性に関する調査”昭和 57 年度下水道関係調査研究年次報告書集，建設省土木研究所，昭和 58 年 予定
- 5) “下水道施設設計指針と解説”，日本下水道協会，1972

2. 河床付着微生物等による都市河川の水質浄化工法に関する研究

担当機関及び担当者

建設省土木研究所

河川部都市河川研究室

馬場 洋二

谷本 光司

下水道部水質研究室

村上 健

藤木 修

山田 幸男

研究期間 昭和 56 年度～59 年度

57 年度予算 29,692 千円

Purification of Urban Rivers by Periphyton Activities

(FY1981～1984)

Public Works Research Institute, Ministry of Construction

River Department

Y. Baba K. Tanimoto

Waster Quality Contron Department

K. Murakami O. Fujiki Y. Yamada

The water quality of rivers has been gradually improved by the establishment of environmental quality standards and the pollutant load control including the construction of by sewage treatment sytems. But in highly urbanized and densely pokulated areas, rivers still remain polluted and their value as water resources are very low.

Biological self-purification, which expresses the idea that a water body "automatically" removes organic compounds, is observed in rivers and its mechanisms have benn researched for a long time.

Recently the fact the biotic communities on river bed are playing an important role in biological self-purification has been revealed. In fact, in shallow rivers with rapid currents that are relatively polluted, a large amount of periphyton is growing one the river bed, where the ogranic materials are involved into the food chain of the epibenthic microorganisms.

"Could some structual changes of rivers to increase the peiphyton activities be possible to purify the urban river water?"

— that is the foudamental motive of this study.

This study, which started in 1981, consists of three kinds of experiments and surveys. The outline of the results is as follows.

1. Experiments using large-scale artificial streams with different bed materials were carried out. The organic pollutant dosed into the water was powdered milk. Mass balances of BOD, DO and CO₂— were

analyzed to evaluate self-purification capacity, primary productivity and respiration within the streams. The major features of the observation were as follows:

- (1) The streams with the stony bed show higher purification capacity than that with the flat bed, and the coarse stony bed was a little more effective than the fine stony one on the BOD balance.
- (2) In the experiment with a flume of flow-through mode of operation, only the upper reach of the stream (about 50 m) contributed to the purification of the water. The other part of the stream was not necessarily effective in reducing organic pollutants in the water.
2. The characteristics of production and respiration of epibenthic communities on the bed are surveyed in the Kanda river by the same method as for the artificial streams. As the results, the negative net productivity was observed in almost all the cases. This means that the effect of photosynthesis of sessile algae rarely exceeds that of community respiration.
3. Experiments on reaeration were carried out to examine the possibility of increasing reaeration capacity in total by installing steep slopes within a stream. The DO deficit decreased by about 4% on a slope of 0.4 m in height and with an incline of 1:4.6 or 1:7 in the Yazawa river and about 6% on a slope of 0.5 m in height and with an incline of 1:2 or 1:16 in a model channel. The cubic roughness on a slope increased the DO deficit decreasing rate up to 10~30%, and the effect depended on the cubic arrangement.

1. はじめに

昭和45年に水質汚濁防止法が制定され、同法による工場、事業所などからの排水規制あるいは下水道整備の促進により、全国の河川水質環境は徐々に改善されつつある¹⁾。しかし一部の都市河川においては雑排水対策の遅れなどにより、水質は、未だ満足な状態から程遠く、単に水質悪化による水資源としての価値の低下のみならず、周辺の住環境にまで悪影響を及ぼしている場合さえある。本研究は、外部から河川に流入する汚濁負荷を削減するという従来の施策とは異なり、河川の流路そのものの構造を検討することにより、都市河川の水質改善を図ろうとするものである。

河川の持つ浄化能力を強化利用することにより水質浄化を図ろうとする計画は、実験的規模のものが大部分であるが、従来から幾つか試みられており、小島は、それらの方法を次の4種類に整理している²⁾。

- (1) 薄層流法
- (2) 礫間接触法
- (3) 伏流浄化法
- (4) 水路浄化法

これらはいずれも、河川水と河床あるいは河川内に設置した汙床材との接触面積を大きくし、そこに形成される付着微生物膜により汚濁物質を生物学的に酸化除去しようとするものである。これまでの実施例では、付着微生物を利用する河川水の浄化は、BOD、COD、SSおよび硝化によるアンモニア性窒素の除去にかなりの効果をあげ得るとしているが³⁾⁴⁾⁵⁾、実河川に対する本格的適用に

至るまでには、まだ以下に示すような多くの問題が残されている。

- (a) 河川の流れを薄層化したり河川に汙床材を設置したりすることは、一般に河川の疏通能力を低下させ、洪水時の危険を増大させる。
- (b) 流量の増大時に汙床材等が破壊されたり流されたりする可能性がある。
- (c) 水深の小さい場合、日射が河床にまで達するため、河床や汙床材に付着藻類が増殖してかえって有機汚濁物質が生物的に生産される虞がある。
- (d) 河川構造を変えることにより、周辺都市環境との調和を欠いたり美感を損う虞がある。

上記の(a)、(b)は河川流路内に水質浄化工を施工した場合の問題点であり、河川水を一旦流路内から河川堤内又は高水敷に導くことにすれば回避できるが、今度は河川水のポンプアップなど維持コストの面で問題が残る。(c)は河川水中の窒素やリン等の栄養塩濃度が高い場合に憂慮される点である。河川は開放系であるため、いわゆる富栄養化による水質汚濁は、湖沼や内湾等の閉鎖性水域と比較して影響の現れ方が明確でなく、自浄作用との関連もあって研究の遅れた分野であった。しかし近年、一部の富栄養河川では、藻類増殖に伴う有機物の内部生産が下流域への汚濁負荷のかなりの部分を占めているという報告がなされており⁶⁾⁷⁾、微生物付着面積の拡大という形態の河川水質浄化工の効果を検討する場合の重要な問題点と言える。本研究では、高水敷もなく周辺用地の取得も難しいことの多い都市域の河川を対象とするため

に、まずは(a)、(b)の観点から見て比較的現実的な流路内における水質浄化工を想定し、その水質浄化能力を評価することから始めることとする。

2. 本年度の研究概要

本年度の研究では、昨年度と同様、河床付着微生物の汚濁物質代謝作用と水中の有機汚濁物質濃度および河床形態との関係の解明、並びに河川水のばっ気を目的とする浄化工の開発に目的をおいている。この目標のため行った具体的な調査、実験は次の3つである。

1. 還流水路における礫河床の水質浄化工に関する実験（還流水路実験）
2. 実河川における河床付着微生物群の代謝作用に関する調査
3. 急勾配水路による河川水のばっ気実験

3. 還流水路実験

3.1 還流水路実験の目的

還流水路実験の一般的な意義と目的は、前年度の報告で既に述べた。本年度の実験の主要な目的は、以下の通りである。

- (1) 現在都市河川で最もよく見られるコンクリート河床から、礫を敷きつめる礫状河床とした場合の、河川の水質浄化能力の変化を調査する。礫状河川の水質浄化効果は、昭和56年度の実験で、既に確められている。今年度は、粒径の異なる2種類の礫を用意し、それぞれの浄化能力を測定することによって、礫状河川の浄化作用に及ぼす礫粒径の影響を検討する。

(2) 河川水中の溶存酸素濃度の変化から、酸素収支法に基づいて河床付着微生物の代謝作用を定量的に評価する方法について考察する。合わせて、pHとアルカリ度の変化から、無機炭素収支を計算し、酸素収支と比較する。

(3) 非循環型の水路を設け、流下方向の水質、付着微生物および浄化能力の変化を調べる。これより、水質浄化工の長さ（流程）はどの程度が適当かを把握する。

3.2 実験方法

実験に使用した還流水路施設は、昭和56年度と同一のものであるが、一定時間間隔で薬品を供給するための装置を新たに取付けた。

実験は昭和57年9月22日から12月25日までの約3ヶ月にわたって行われた。実験にはRUN1からRUN5までの5本全部の水路を使用した。このうちRUN1からRUN4までは循環方式、RUN5は非循環方式の運転を行った。表-3.1に実験条件を示す。

人工汚濁物質として用いた薬品は、前年度と同様、市販の脱脂粉乳で、薬品供給量又は濃度の欄の実測値は、11月17日に測定されたものである。脱脂粉乳は、1日分を20~24回に分け、60~70分間隔で、供給水に溶解させた。礫路床には、図-3.1に示すような2種類（小粒径と大粒径）の礫を厚さ約20cmにわたって敷きつめた。再ばっ気係数は、RUN1~RUN4については、土研(村上)の式⁸⁾から計算し、RUN5については、第5章と同様の方法で実測した。

RUN2~RUN4を比較することにより、路床形態が水質浄化能力に与える影響を評価できる。

表-3.1 還流水路実験条件

		RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4	RUN 5
運 転 方 法		循環	循環	循環	循環	非循環
薬品(脱脂粉乳) 供給量又は濃度	設 定	0	625 g/日	625 g/日	625 g/日	25 mg/l
	実 測 (11/17)	0	652 g/日	544 g/日	652 g/日	26.5 mg/l
路 床 形 態 (礫の厚さは20cm)		礫 (小 粒 径)	礫 (大 粒 径)	ステンレス	礫 (小 粒 径)	礫 (小 粒 径)
平 均 水 深*(cm)		10.3	12.8	11~13	11.3	1.7
平 均 流 速*(cm/s)		34.9	33.8	26~66	35.7	5.4
滞 留 時 間**(hr)		48	48	48	48	1.5 (流下時間)
水路再ばっ気係数 (1/hr)		1.21	0.98	0.55	1.07	1.04

* 礫路床水路では、礫路床より上の部分の水深、流速である。

** 礫路床の空隙を埋める水も含めた滞留時間である。

また、RUN 5 では、流下方向の水質や路床付着微生物群の代謝作用の変化を調査することにより、水質浄化工の長さの効果を検討できる。

なお、礫路床水路の流れはほぼ等流とみなされるが、RUN 3 は下流ほど水深の大きい堰上げ背水となっている。図-3.2 に実験期間中の気象条件を示す。

3.3 流水水質と路床付着微生物群

3.3.1 循環型水路 (RUN 1～4) における流水水質と路床付着微生物

図-3.3 のレーダーチャートは RUN 5 を除く各水路流水の実験期間中の平均水質を示したものである。項目は、BOD、T-N、T-P、P-BOD (粒子態 BOD)、O-N (有機性窒素)、P-P (粒子態全リン)、Chl. a (クロロフィル a) である。RUN 2～RUN 4 の脱脂粉乳供給量はほぼ同じであるにもかかわらず、どの項目の濃度も (RUN 3) > (RUN 4) > (RUN 2) となっている。礫路床水路において BOD だけではなく窒素、リンまでも除去されているのは、3ヶ月の実験期間中、付着生物の増殖により、窒素、リンが汚泥として路床空隙中に堆積し続けたためであろうと考えられる。

付着微生物は、あらかじめ水路路床に沈めた鉄板の上に 15 cm×15 cm の磁性ゴムを貼ったスレート板を固定しておき、これを定期的に取り出して採取した。採取した付着生物試料を顕鏡して生物種を同定・定量し、得られたデータから Puntle u. Buck 法⁹⁾によって各水路の生物学的な水質階級の判定を行った。結果は図-3.4 に示す通りである。汚濁インデックスが範囲で表されているのは、指標となる生物種によって、インデックスの値に幅があるからである。RUN 1 では、時間の経過と共に徐々に汚濁インデックスが上昇する様相を示し、水質判定は β 中腐水性から α 中腐水性であった。RUN 2 及び RUN 3 は汚濁インデックスが 2.5 前後とほぼ一定で水質判定は、 β 中腐水性から α 中腐水性であった。一方、RUN 4 は、12月3日まで汚濁インデックスが徐々に減少し、水質判定は貧腐水性から β 中腐水性である。このように、水質が最も良好な RUN 1 の路床付着微生物群が、脱脂粉乳負荷のある他の水路と同等かそれ以上の汚濁インデックスを示しており、いわゆる生物学的な水質階級が、必ずしも汚濁物質の濃度を反映しているわけではないことがわかる。

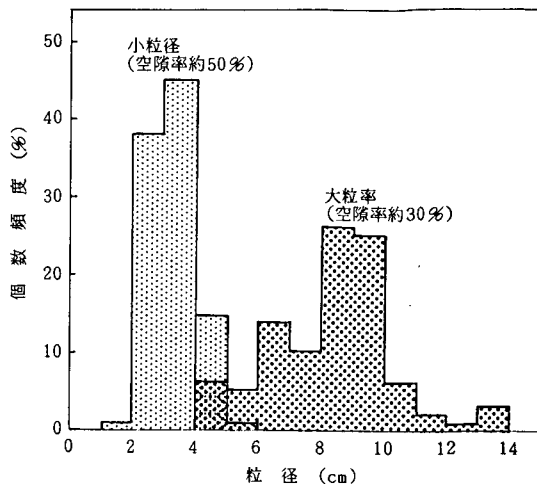


図-3.1 礫路床の粒度分布

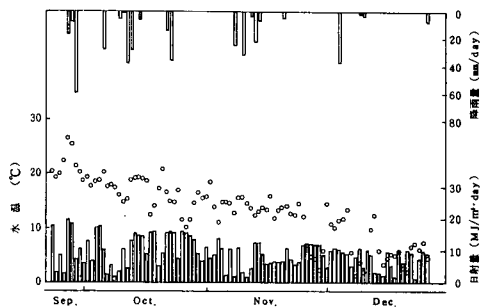


図-3.2 水温 (RUN 1～4), 日射, 雨量条件

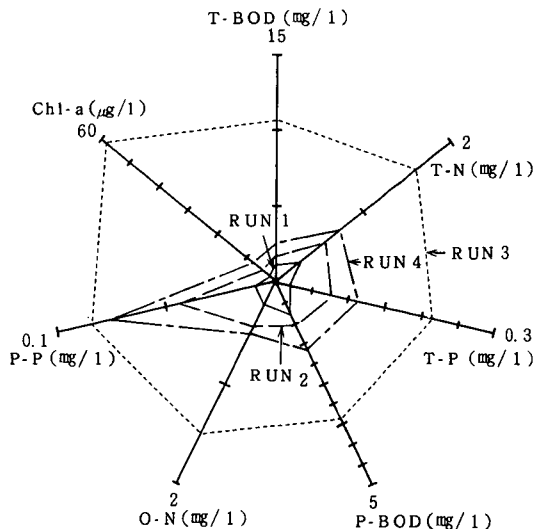


図-3.3 各水路の平均水質

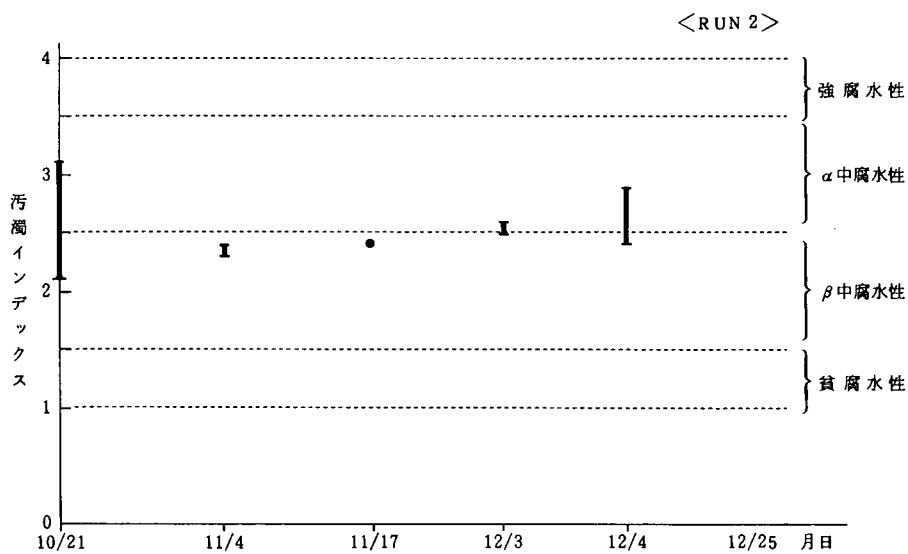
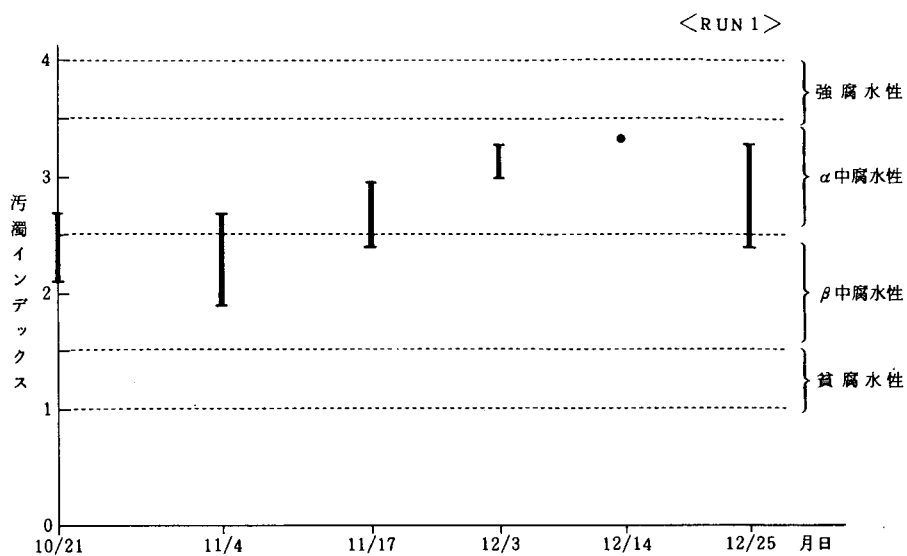
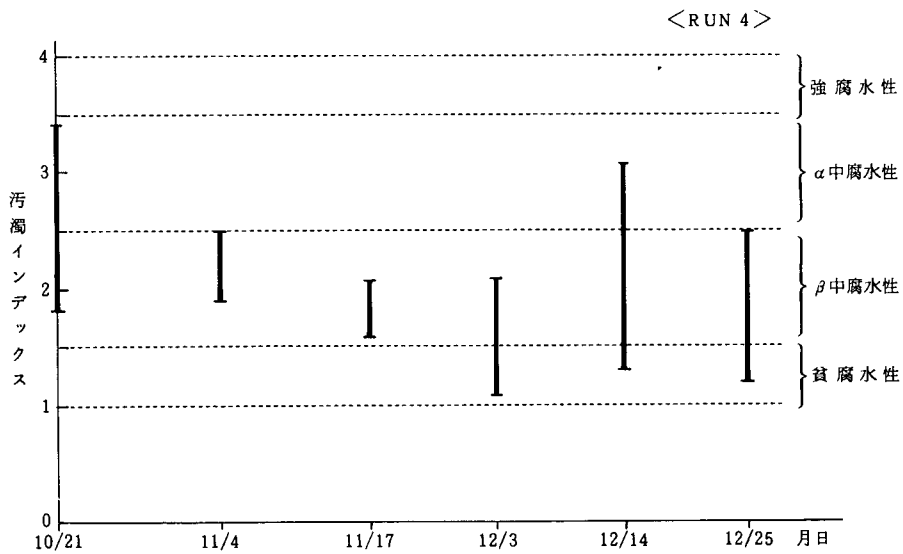
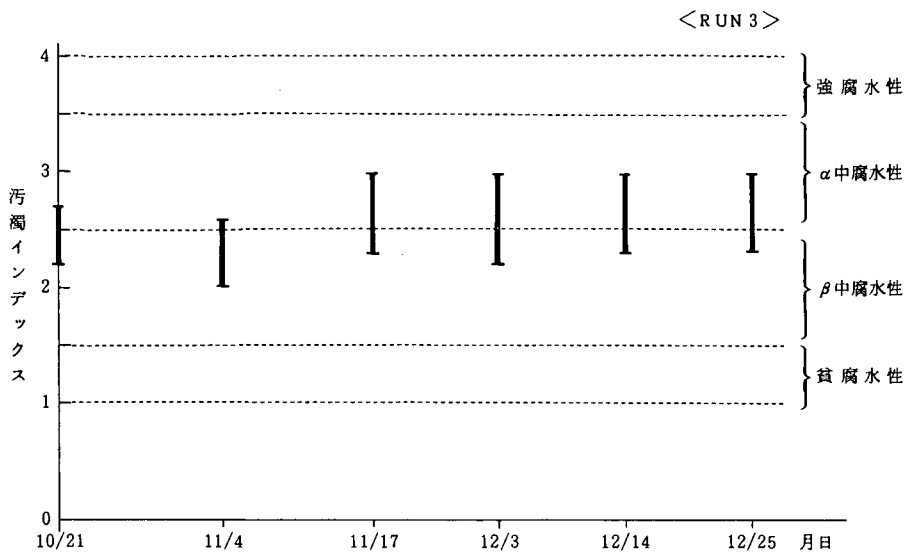


図-3.4 循環型水路における汚濁インデックスの変化



図一3.4 循環型水路における汚濁インデックスの変化

3.3.2 非循環型水路 (RUN 5) における流水水質と路床付着微生物

図-3.5、図-3.6 は、11月16日に RUN 5 で観測された流水中の BOD、T-P、窒素の流下方向の分布を示したものである。BOD は、上流側 50 m までの区間で約 60% が除去され、それ以降の部分は、BOD の除去にはほとんど寄与していない。窒素とリンは、全流程を通じて若干の減少は見られるものの、大きな浄化効果は期待できないことがわかる。

実験の最終日である 12 月 25 日に、RUN 5 の 5 地点から路床付着微生物試料を採取し、顕鏡した。表-3.2 に、出現藻類種とその細胞数を示す。路床付着藻類の優占種が、流下方向に *Stigeoclonium* sp. → *Protococcus viridis* → *Homoethrix janthina* と遷移している。しかし、図-3.7 のように、汚濁インデックスは、上流端から約 100 m の位置でやや小さくなるものの、全体として大きな変化はなく、 α 中腐水性から β 中腐水性の範囲にある。

3.4 礫路床の BOD 除去効果

RUN 2~RUN 4 については、水路流水中の BOD 濃度は、位置によらず一様とみなされるから、平均 BOD 除去率は、次式で表わされる。

平均 BOD 除去率

$$= 1 - \frac{\text{流水中の平均 BOD 濃度 (g/m}^3\text{)} \times \text{水路容積 (m}^3\text{)}}{\text{脱脂粉乳として供給される BOD 負荷 (g/hr)} \times \text{滞留時間 (hr)}}$$

上式で計算した、各水路の平均 BOD 除去率を表-3.3 に示す。礫路床の BOD 除去効果は歴然としているが、特に大粒径の方が効果が大きい。

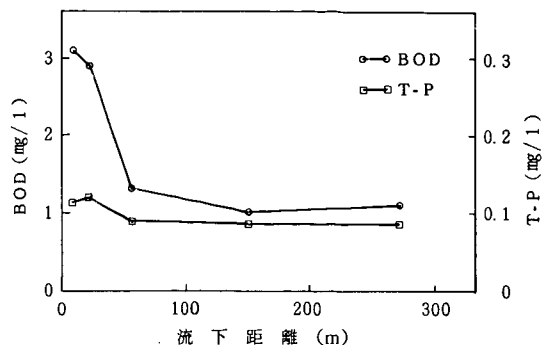


図-3.5 BOD、T-P の分布 (RUN 5)

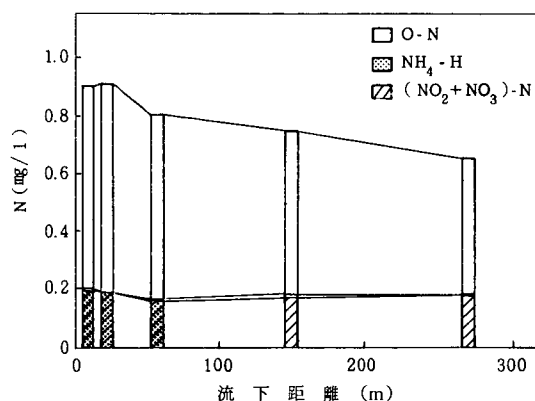


図-3.6 N の形態別分布 (RUN 5)

表-3.2 路床付着藻類種とその細胞数 (1983.12.25, RUN 5)

生 物 名	調 査 地 点	RUN 5-1	RUN 5-2	RUN 5-3	RUN 5-4	RUN 5-5
藍 藻 類						
<i>Homoeothrix janthina</i>			176,300	752,700	1,446,000	850,000
<i>Xenococcus schousbcei</i>			5,700	13,100	31,000	30,000
珪 藻 類						
<i>Achnanthes minutissima</i>				1,000	3,000	
<i>Gomphonema gracile</i>				700	8,000	10,000
<i>Gomphonema parvulum</i>			600	5,300	69,000	80,000
<i>Navicula pelliculosa</i>				1,000	3,000	
緑 藻 類						
<i>Cosmarium</i> sp.				200		
<i>Protococcus viridis</i>		21,000	428,800	122,000	165,000	90,000
<i>Scenedesmus spinosus</i>				1,000		
<i>Stigeoclonium</i> sp.		40,000	20,500	41,400	400,000	23,000
総細胞数/cm ²		61,000	631,900	938,400	2,125,000	1,290,000

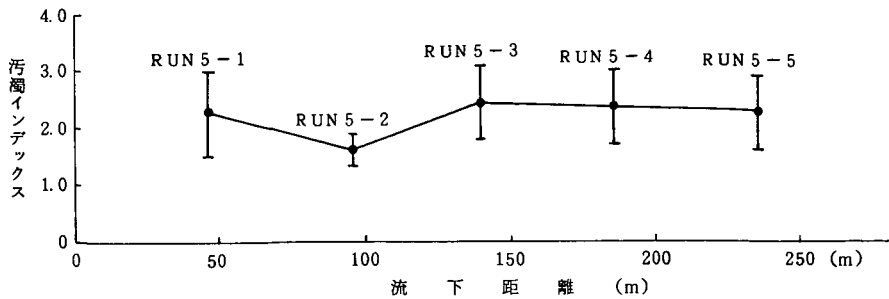


図-3.7 生物学的汚濁インデックスの分布
(1982.12.25, RUN 5)

表-3.3 BOD 平均除去率

水 路	RUN 2	RUN 3	RUN 4
BOD除去率%	91	30	86

3.5 酸素収支に基づく純生産力の推定

流水中から除去される有機分は、一部は礫路床中に堆積し、一部は生物学的に酸化分解される。逆に、主として路床に付着する藻類の光合成により、生産される有機物もある。河川水質浄化工の構造は、河川水中の微生物群集による有機物酸化分解作用を高めるようなものでなければならないが、同時に、藻類の光合成による生産が抑制されるよう配慮されなければならない。要するに、微生物群集の生産作用から呼吸および酸化分解作用を差引いた純生産作用が最小となるような構造が望ましいと言える。

流水中の DO 収支に基づいて、河川水中微生物群集の純生産力を計算する方法については、本研究の昭和 56 年度の報告で詳述した。11 月 15 日午後 3 時から 16 日午後 3 時の間に観測された DO 変動から、RUN 1~RUN 4 の純生産力と P/R 比(純生産力と呼吸及び酸化分解速度との比)を求めた。表-3.4 にその結果を示す。RUN 2, RUN 4 では、有機物の酸化分解作用が支配的であるのに対して、RUN 1, RUN 3 では、藻類の光合成作用の方が卓越している。有機物分解作用は、RUN 4 の方が RUN 2 より大であり、表-3.3 の BOD 除去率とは必ずしも一致しない。

同様に、非循環型水路 RUN 5 における純生産力と P/R 比を求めたのが、表-3.5 である。光合成も勘案した、net の有機物酸化分解作用は、水路の上流端部分で最も活発に行われており、下流部分では小さくなる。区間 III では、光合成による生産と分解作用がほとんどつり合っており、有機物の除去には寄与していない。このことは、区間 III, IV においてほとんど BOD が除去されないこと

表-3.4 循環型水路における純生産力と P/R 比

水 路	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4
純 生 産 力 ($\text{mgO}_2/\ell \cdot \text{日}$)	5.0	-6.9	0.9	-8.8
P / R 比	1.3	0.9	1.1	0.6

(1982.11.15-16)

表-3.5 非循環型水路 RUN 5 における純生産力と P/R 比

区 間	I	II	III	IV
純 生 産 力 ($\text{mgO}_2/\ell \cdot \text{日}$)	-114.6	-59.9	0.6	-39.1
P / R 比	0.24	0.54	1.00	0.78

区間 I~IV は、図-3.5 又は図-3.6 にある 5 観測地点のそれぞれにはさまれる区間であって、上流側から順に I~IV と番号をつけてある。

を表す図-3.5 とよく一致するものである。

3.6 無機炭素収支法に基づく純生産力の推定

3.6.1 無機炭素収支法の特徴

酸素収支法は測定が容易であるという利点があるが、一方では、生物反応に関係のない化学的な酸化還元反応を区別できず、しかも、流れの停滞する水域では、藻類の光合成によって形成された微小な酸素の気泡が水面に浮上しにくくなって、見かけ上、光合成速度が小さく見積もられる恐れがある。これに対して、無機炭素収支法は、生物反応のみを追跡でき、水中に二酸化炭素の気泡ができることによる誤差もほとんどないと考えられる。

3.6.2 基礎方程式*

河川水中に溶存する無機炭素の収支は、次式で与えられる。

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + u \frac{\partial C_T}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C_T}{\partial x^2} + \alpha K_2(C_{0,s} - C_0) + \beta_c \dots (3-1)$$

(3-1) 式は、DO の収支式と基本的に同じ形である。 C_T と C_0 は、河川流水中の総アルカリ度 [ALK] と pH を

測定することにより、以下のように容易に求められる¹⁰⁾。

$$\left. \begin{aligned} C_T &= ([\text{AlK}] - [\text{OH}^-] + [\text{H}^+]) / (\alpha_1 + 2\alpha_2), \\ C_o &= C_T \alpha_o, \quad \alpha_o = \left(1 + \frac{\bar{K}_1}{[\text{H}^+]} + \frac{\bar{K}_1 \bar{K}_2}{[\text{H}^+]^2} \right)^{-1} \\ \alpha_1 &= \left(\frac{[\text{H}^+]}{\bar{K}_1} + 1 + \frac{\bar{K}_2}{[\text{H}^+]} \right)^{-1} \\ \alpha_2 &= \left(\frac{[\text{H}^+]^2}{\bar{K}_1 \bar{K}_2} + \frac{[\text{H}^+]}{\bar{K}_2} + 1 \right)^{-1} \\ [\text{H}^+] &= -\log(\text{pH}), \quad [\text{OH}^-] = \bar{K}_w / [\text{H}^+] \end{aligned} \right\} \quad (3-2)$$

$C_{o,s}$ は、大気中の二酸化炭素分圧 (340 ppm) と Henry 定数から計算される。また、二酸化炭素の Henry 定数は、 2.6×10^{-2} (atm · m³/mol at 20°C) であって、気体境界面の抵抗は無視できるため、文献 11 に示される関係式により、 α は

$$\alpha = [(\text{O}_2 \text{ の限界体積}) / (\text{CO}_2 \text{ の限界体積})]^{0.3144} = 0.925$$

となる。

3.6.3 無機炭素収支法に基づく、還流水路の純生産力の推定

11月15日～16日に、還流水路で、アルカリ度、pH、水温の測定を行った。図-3.8は、測定データから計算された RUN 2 流水中の無機炭素のイオン化フラクションの経時変化を、日射量変化とともに示したものである。 H_2CO_3^* は、昼間光合成に使われるため、急激に濃度が低下するが、夜間は呼吸作用によって、逆に濃度が高くなる。

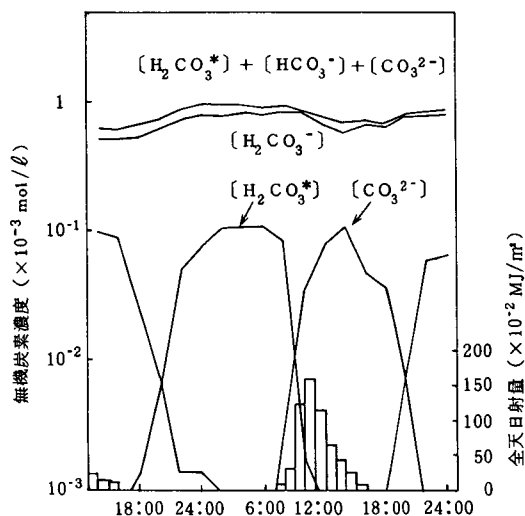


図-3.8 無機炭素のイオン化フラクションと日射量の経時変化(1982.11.15～16, RUN 2)

る。図-3.9は、無機炭素収支法と酸素収支法によって計算された純生産力の変化を、比較して示したものである。両者の値はほぼ一致しているが、これは、生物の光合成商、呼吸率が大体1に近い値をとることによるものである。

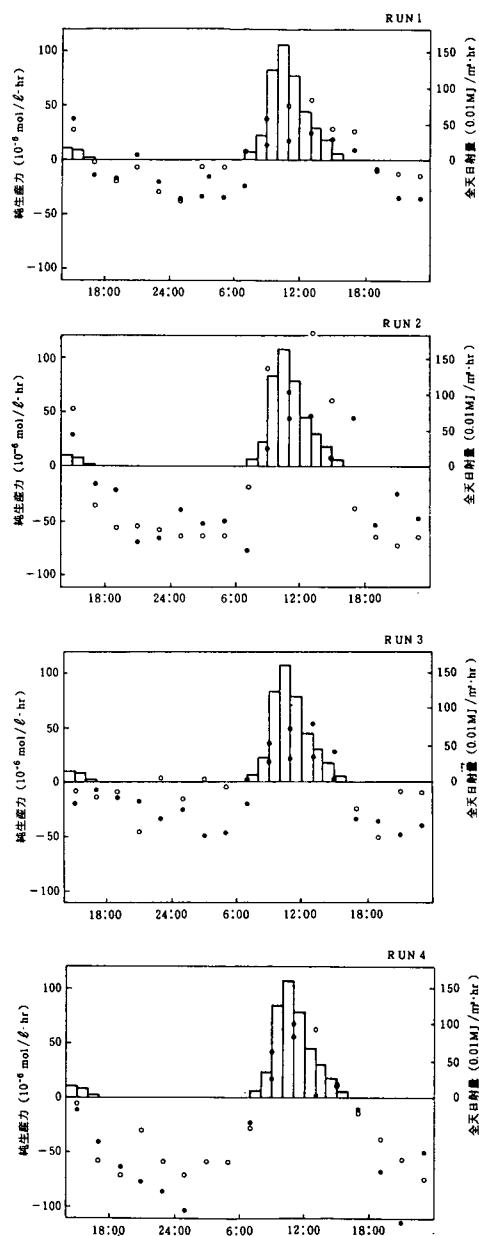


図-3.9 還流水路における純生産力 (1982.11.15～16)

黒丸は無機炭素収支法、白丸は酸素収支法によって計算された値

3.7 グルコース投入実験による浄化能力の定量化

各水路の有機物除去特性を調べるため、グルコースを投入し、流水中における濃度の減少速度を測定した。このような方法は、山崎、小倉が実際の河川に適用しているものである¹²⁾。RUN 1～RUN 4については、12月15日、60 mg/l 分のグルコースを一様に分散させた後、1時間後に採水し、アンスロン法¹³⁾にてグルコース濃度を定量した。RUN 5については、12月20日、上流端からグルコース溶液を連続的に流し、約2時間後に流下方向の濃度分布(図-3.10 参照)を測定した。グルコース濃度の減少速度が一次反応に従うと仮定して、以上の測定結果より反応定数(グルコース減少係数)を求めると、表-3.6 のようになる。RUN 1は、外部からの負荷(脱脂粉乳)がない状態では、生産の方が分解作用を上回っているが(表-3.4 参照)、グルコース投入実験ではかなり大きな減少係数が観測されている。ここで求められたグルコース減少係数は、グルコース路床への吸着反応を反映していると考えられ、そこで起きている生物化学的作用ではなく、付着生物量と相関があるものと思われる。

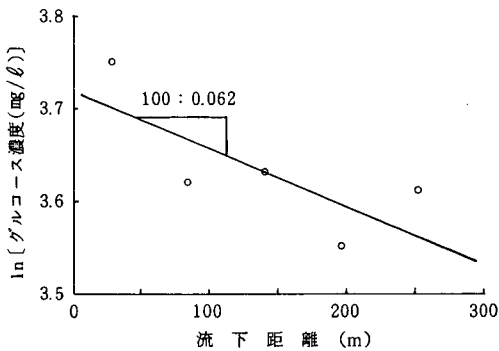


図-3.10 RUN 5 におけるグルコース濃度の減衰

表-3.6 グルコース減少係数

水 路	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
eを底とする減少係数 (1/日)	10	18	0	12	2.9

3.8 DO, 水温, 日照強度の時系列データのみに基づく、純生産の推定法

3.8.1 目 的

河川水中の DO の収支式は、次式で与えられる。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_2(C_s - C) + \beta \quad \dots\dots\dots(3-3)$$

u , D , K_2 といった水理パラメータが与えられれば、DO と水温の時系列データから β を計算することができ。3.8.6 節で述べるように、多くの場合、拡散項は無視できる。これまでの調査では、 u をはじめとする水理条件を実測し、 K_2 は、水理条件から推定式を用いて算出するという方法をとってきた。しかし、流況が流下方向に変化する場合は、 K_2 の場所的な平均値を水理学的に求めるのは、一般に困難である。ところで、河床付着藻類等の光合成作用によって、DO 濃度の大きな日周変動が観測される河川の場所平均的な再ばつ気係数を、DO や日照強度の時系列分析から推定する方法が、Schurr・Ruchti¹³⁾および松尾・四倉¹⁴⁾により既に論じられている。ここでは、前年度の研究で示したフーリエ積分に基づく考察を更に進め、従来の理論の精緻化と誤差の評価等を試みた。

3.8.2 基礎方程式

一般に、河床付着藻類の密生した富栄養河川では、 β と I の間に正の相関が認められるから、(3-3) 式を近似的に、

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + K_2(C_s - C) + aI + b \quad \dots\dots\dots(3-4)$$

とおく。上式において C , C_s , I のみが時間的に変動すると考え、これらの平均値からの変動成分についての式、

$$\frac{\partial (\Delta C)}{\partial t} + u \frac{\partial (\Delta C)}{\partial x} = D \frac{\partial^2 (\Delta C)}{\partial x^2} + K_2(\Delta C_s - \Delta C) + a\Delta I \quad \dots\dots\dots(3-5)$$

の両辺をフーリエ変換すると、

$$-(i\omega)C + u \frac{dC}{dx} = D \frac{d^2 C}{dx^2} + K_2(C_s - C) + aII \quad \dots\dots\dots(3-6)$$

実際の解析にあたっては拡散項を無視することが多く、以下の 3.8.3 節～3.8.5 節でも、拡散項は除いて考えることとする。

3.8.3 2 観測点法

河川の上流と下流に観測点を設けた場合、拡散項を除いた (3-6) 式は、

$$-(i\omega) \frac{C_1 + C_2}{2} + \frac{u}{2}(C_2 - C_1) = K_2 \left(C_s - \frac{C_1 + C_2}{2} \right) + aII \quad \dots\dots\dots(3-7)$$

と近似できる。ただし $\partial C_s / \partial x = 0$ と仮定している。 II^* $\times [(3-7)式] - II \times [(3-7)式]^*$ の計算によって、 aII^*II

($= aII \text{ } II^*$) の項を消去し、 K_2 を求めると、

$$K_2 = \frac{w(K_{IC_1} + K_{IC_2}) + \frac{2u}{\ell}(\partial_{IC_2} - Q_{IC_1})}{2Q_{IC_s} - (Q_{IC_1} + Q_{IC_2})} \dots\dots\dots (3-8)$$

となる。

3.8.4 1 観測点法

拡散項を除いた (3-6) 式を、初期条件： $C = C_0$ at $x = 0$ の下で解くと、

$$C = C_\infty - e^{-(k_2 - iw)\frac{x}{u}}(C_\infty - C_0) \dots\dots\dots (3-9)$$

ただし、

$$C_\infty = \frac{K_2 C_s + aII}{K_2 - iw} \dots\dots\dots (3-10)$$

したがって $K_2 x/u$ が十分大きい、又は $|C_\infty - C_0|$ が十分小さければ、 $C \cong C_\infty$ となり、 C は x に依らず一定とみなされる。また $u = 0$ のような停滞水域もこの場合にあたる。このような条件下では、

$$K_2(C - C_s) = iwC + aII \dots\dots\dots (3-11)$$

更に $II^* \times [(3-11) \text{ 式}] - I \times [(3-11) \text{ 式}]^*$ とすると、以下のように K_2 が求められる。

$$K_2 = \frac{wK_{IC}}{Q_{IC_1} - Q_{IC}} = \frac{w\gamma_{IC}\sqrt{S_{CC}}\cos\theta_{IC}}{\gamma_{IC_s}\sqrt{S_{C_sC_s}}\sin\theta_{IC_s} - \gamma_{IC}\sqrt{S_{CC}}\sin\theta_{IC}} \dots\dots\dots (3-12)$$

(3-12) 式は (3-8) 式において、 $K_{IC_1} = K_{IC_2} = K_{IC}$ 、 $Q_{IC_1} = Q_{IC_2} = Q_{IC}$ とおいても導かれる。また、松尾、四倉の表示¹⁴⁾は、 $\gamma_{IC} = \gamma_{IC_s} = 1$ の場合に相当する。

$\partial C_s / \partial t = 0$ の時には $Q_{IC_s} = 0$ となるから (3-11) 式は

$$K_2 = -wK_{IC}/Q_{IC} = -w\cot\theta_{IC} \dots\dots\dots (3-13)$$

と表される。

3.8.5 推定値の誤差の評価

信頼係数 $1 - \alpha$ に対するフェイズ θ_{IC} の信頼区間は、次式で示される¹⁵⁾。

$$|Q_{IC}(\text{推定値}) - Q_{IC}(\text{真値})| \leq \delta\theta_{IC} \dots\dots\dots (3-14)$$

$$\delta\theta_{IC} = \arcsin\left\{\sqrt{\frac{2}{n-2}F_{2, n-2, \alpha}\left(\frac{1-\gamma_{IC}^2}{\gamma_{IC}^2}\right)}\right\} \dots\dots\dots (3-15)$$

したがって (3-13) 式で与えられる K_2 の、信頼係数 $1 - \alpha$ に対する信頼区間は、

$$-w\cot(\theta_{IC} + \delta\theta_{IC}) \leq K_2 \leq -w\cot(\theta_{IC} - \delta\theta_{IC}) \dots\dots\dots (3-16)$$

となる。

3.8.6 拡散項が無視できる条件

(3-6) 式を、初期条件： $C = C_0$ 、 at 、 $x = 0$ の下で解くと、

$$C = C_\infty - e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{u^2}{D} \sqrt{1 + \frac{4D}{u^2}(K_2 - iw)} - \frac{u^2}{D}\right)\frac{x}{u}}(C_\infty - C_0) \dots\dots\dots (3-17)$$

ただし、

$$C_\infty = \frac{2(K_2 C_s + aII)}{\frac{u^2}{D} + 4(K_2 - iw) - \frac{U^2}{D}\sqrt{1 + \frac{4D}{u^2}(K_2 - iw)}} \dots\dots\dots (3-18)$$

したがって $(4D/u^2)\sqrt{K_2^2 + w^2} \ll 1$ の場合、(3-17) 式、(3-18) 式は、それぞれ (3-9) 式、(3-10) 式で近似される。

表—3.7 第3章における記号の説明

x : 河川の流線を通して下流方向にとる座標、 u : 平均流速、 D : 縦分散係数
C : DO 濃度、 C_s : 飽和濃度、 C_T : 全無機炭素濃度
C_0 : $H_2CO_3^*$ ($= CO_2 + H_2CO_3$) 濃度、 $C_{0,s}$: 飽和 $H_2CO_3^*$ 濃度
$\bar{K}_1$ 、 $\bar{K}_2$: H_2CO_3 、 HCO_3^- の解離定数、 $\bar{K}_w$: 水のイオン積、 K_2 : DO の再ばう気係数
α : CO_2 の総活ガス移動容量係数と K_2 との比、 I : 日照強度
β 、 β_c : 酸素および炭素ベースの河川水中微生物群集の生産力、 a 、 b : 定数
ΔC 、 ΔC_s 、 ΔI : C 、 C_s 、 I の時間変動成分、 w : 角周波数、 x^* : 変数 x の共役複素数
C 、 C_s 、 II : ΔC 、 ΔC_s 、 ΔI のフーリエ成分
C_1 、 C_2 : 上流、下流の観測点における ΔC のフーリエ成分、 ℓ : 上、下流の観測点間の距離
S_{ii} : 変数 i のパワースペクトル、 S_{ij} : 変数 j のクロススペクトルの絶対値
K_{ij} 、 Q_{ij} 、 θ_{ij} 、 γ_{ij}^2 : 変数 i と変数 j のコスペクトル、クオドラチャスペクトル、フェイズスペクトル、コヒーレンシー、 η : スペクトルの等価自由度
$F_{n_1, n_2, \eta}$: 自由度 (n_1, n_2) の F 分布の確率 η に対する限界点

4. 実河川における河床付着微生物群の代謝作用に関する調査

4.1 調査概要

前年度に引き続き、東京都神田川において、2回にわたる晴天時24時間調査を実施した。調査地点は、前年度行ったSt.1とSt.2の2ヶ所である。表-4.1に、前年度のものも含めて、調査時の流量と水質を示す。本調査の目的は、河川水中のDO濃度の変動から、河床付着微生物群集の生産、呼吸速度を推定し、河床付着微生物群集の河川水質に与える影響を定量化することにある。しかるにデータの解析には、ペクレ数($Pe = UL/D$)が十分に大きいことが必要である。そこで、水質調査とは別に、神田川の拡散係数(移流分散係数)の測定調査も行った。

4.2 拡散係数(移流分散係数)の測定

河川を1次元の輸送・拡散系とみなした場合・物質輸送式は次のように表される。

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \gamma \dots\dots\dots (4-1)$$

ここに、C：断面平均濃度、u：平均流速、D：拡散係数(移流分散係数)、γ：発生、消滅項である。系内で発生も消滅もしない保存物質の場合は、γ=0とおける。Mの量の保存物質が、ある一点で瞬間的に投入された場合の解は、以下の式で与えられる¹⁰⁾。

$$C = \frac{M}{A\sqrt{4\pi Dt}} \exp\left[-\frac{(x-ut)^2}{4Dt}\right] \dots\dots\dots (4-2)$$

ただし、Aは河川の流積である。上式より

$$\ln(C\sqrt{t}) = \text{const.} - \frac{1}{D} \left[\frac{(x-ut)^2}{4t} \right] \dots\dots\dots (4-3)$$

なる関係が得られるから、縦軸に $\ln(C\sqrt{t})$ 、横軸に $[(x-ut)^2/4t]$ をプロットすれば、その傾きから拡散係数Dが推定できる。なお、平均流速uは

$$u = \frac{L \int_0^\infty c \, dt}{\int_0^\infty ct \, dt} \dots\dots\dots (4-4)$$

で与えられる。Lは、流下距離である。

神田川の上流複断面区間(St.1とSt.2の間)と下流単断面区間(St.2とSt.3の間)において、食塩を用いたトレーサー実験を行った。食塩濃度は、電気伝導度計で測定し、相対値として表した。図-4.1は、上流複断面区間で観測された、トレーサー(食塩)の時間分布である。観測点は、トレーサー投入点から200m(St.A)、400m(St.B)の位置に設定されている。この観測データから図-4.2が得られる。図-4.2の関係は、特にSt.Bで顕著なように線型とはならないが、この主要な原因は、食塩による密度流が形成されることにあると考えられる。そこで、密度流の影響が比較的小さいと思われる、トレーサー濃度の立上がり初期の部分の傾きから、拡散係数を推定することとした。このようにして推定された拡散係数は、

上流複断面区間………0.5 m²/s

表-4.1 神田川調査における流量と水質

調査No	実施日	平均流量(m ³ /s)	水温(°C)	平均水質(mg/l), (上からSt.1, St.2, St.3の値)		
				BOD	T-N	T-P
1	昭和56 9月2日 ～9月3日	0.57	24-28	1.5	5.28	0.09
				4.1	6.13	0.21
				3.4	5.63	0.16
2	昭和56年 10月22日 ～10月23日	0.84	13-17	1.5	8.77	0.04
				1.6	8.62	0.04
				1.6	7.19	0.05
3	昭和57年 2月8日 ～2月9日	0.41	2-6	8.5	6.72	0.29
				6.4	5.88	0.28
				4.9	5.43	0.23
4	昭和57年 10月13日 ～10月14日	1.19	17-21	2.5	7.08	0.08
5	昭和58年 2月22日 ～2月23日	0.94	4-8	2.3	5.25	0.14

(No.4, 5の平均水質は、St.2の値である)

下流単断面区間…………… $0.1 \sim 0.4 \text{ m}^2/\text{s}$
である。
Elder によれば、水深方向の流速分布のみを考慮した開水路の拡散係数は、

$$D = 5.93 u_* h \quad (4-5)$$

u_* : 摩擦速度, h : 水深

と表される¹⁷⁾。この式から、神田川の拡散係数を推定すると

上流複断面区間…………… $0.19 \text{ m}^2/\text{s}$

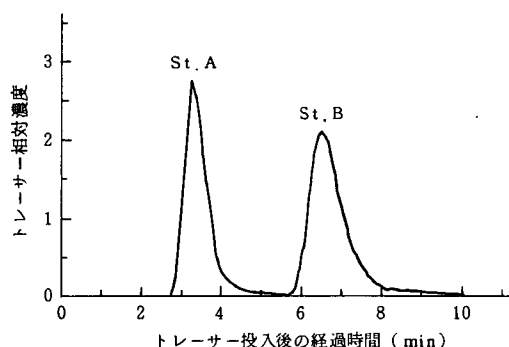
下流単断面区間…………… $0.21 \text{ m}^2/\text{s}$

となり、実測値の方が計算値よりやや高い値を示す。また、得られた拡散係数をもとに、ペクレ数を計算すると、

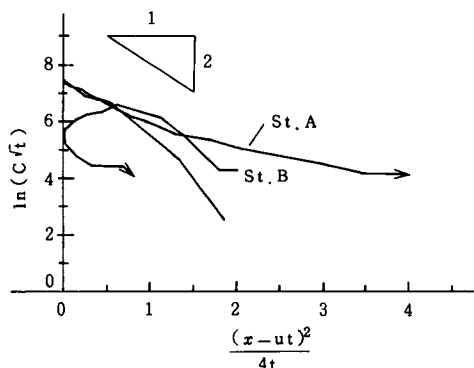
St. 1～St. 2 の区間 4.7×10^3

St. 2～St. 3 の区間 $4.1 \times 10^3 \sim 1.6 \times 10^4$

であり、拡散項は無視できるものと推察される。



図—4.1 トレーサーの時間分布(上流複断面区間)



図—4.2 拡散係数の推定(上流複断面区間)

4.3 河床付着微生物群集による生産、呼吸速度の測定

前年度と全く同様の方法に基づき、河川水中の DO 濃度の変動から、河川水中微生物群集の生産、呼吸速度の測定を行った。表—4.2 に、河床付着微生物量の密度と群集呼吸速度との関係を示す。両者の間には、大雑把な正の相関が見られる。

表—4.3 は、現場における DO 収支法から求めた光合成速度のピーク値と、室内実験によって得られた飽和光合成速度とを比較して示したものである。両者はよく一致しており、現場における光合成速度のピーク値を室内実験で推定できることを示している。

総光合成速度の温度依存性を調べるため、図—4.3 に、室内実験によって求められた、総光合成速度—温度曲線を示す。秋のデータ(調査 No. 4)では、 30°C 前後に光合成速度のピークがあるのに対して、冬のデータ(調査 No. 5)では、約 10°C に移っているのが特徴的である。調査 No. 1～No. 3 では、このような傾向は見られず、昭和 56 年度と昭和 57 年度では、河床付着微生物相にかなりの変化があったことを示唆している。

表—4.4 に神田川調査対象区間において観測された群集純生産速度の値を示す。調査はすべて晴天時で、藻類の光合成活動が比較的高いと考えられる天候の日に行われているにもかかわらず、純生産速度はほとんどのケースで負の値となっている。このことは、河川における富栄養化が、直ちに内部生産による有機汚濁にはつながらないことを示唆している。

河床付着生物相について見ると、現存量からみた神田川の付着生物群の優占種は、同じ糸状体を構成する緑藻類ではあるが、前年度の *Spirogira* sp. と異なり、2 回の調査ではいずれも *Chaetomorpha okamurai* であった。

また、本年度の光合成実験の結果(優占種: *Chaetomorpha*)では、例えば純光合成速度 ($\text{mg O}_2/\text{mg chl a}/\text{時}$) は、照度 $50,000 \text{ Lux}$ 、水温 $10 \sim 20^\circ\text{C}$ の条件でおよそ $0.3 \sim 1.0$ の範囲になり、前年度(優占種: *Spirogera*)のおよそ $2 \sim 4$ ($\text{mg O}_2/\text{mg chl a}/\text{時}$) と比べかなり低い値になった。このことから、付着生物による光合成速度は、優占する生物の種類により著しく変動すると考えられた。

なお、付着生物相より汚濁インデックスを求め、神田川の水質汚濁階級を判定した所、2 年間の調査結果では β 中腐水性～ α 中腐水性であった。

表一4.2 神田川における河床付着微生物密度と呼吸速度

調 査 No	1	2	3	4	5
河床付着微生物乾燥重量密度 (g/m ²)	360	120	220	100	150
クロロフィル a 密度 (g/m ²)	欠測	1.2	2.3	1.3	2.7
群集呼吸速度 (gO ₂ /m ² ・hr)	0.901	0.097	0.353	0.277	0.171

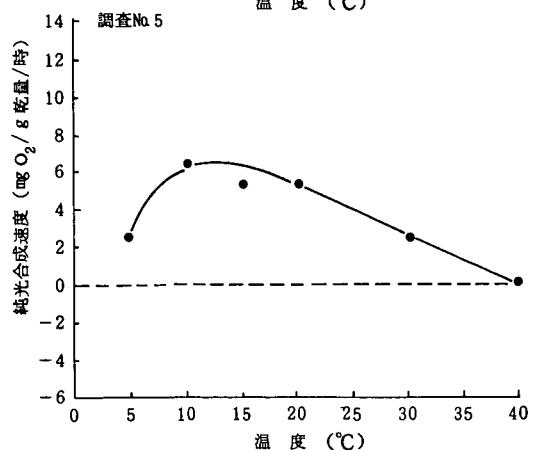
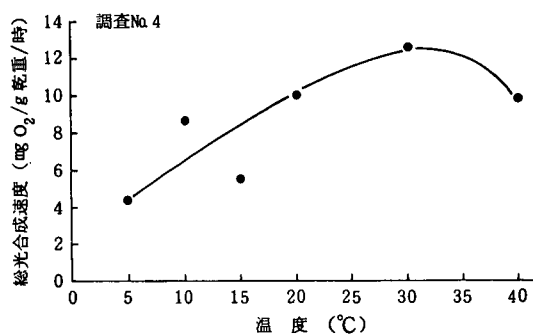
表一4.3 総光合成速度の光飽和値の比較

調 査 No	1	2	3	4	5
現場における DO 収支法から求めた光合成速度のピーク値 (mgO ₂ /g 乾重・hr)	7.5	9.1	2.7	9.0	4.0
室内実験によって得られた飽和光合成速度 (mgO ₂ /g 乾重・hr)	11.0*	8.9	3.5	9.0	4.5

* 2 回目調査時の光合成—光曲線から読取った。

表一4.4 神田川における群集純生産量

区 間	調査No	1	2	3	4	5
St. 1—St. 2		-17.2	-7.7	-23.9	2.8	-7.0
St. 2—St. 3		14.1	-7.1	-15.7	—	—



図一4.3 総光合成速度—温度曲線(照度 50 klux)

5. 急勾配水路のばっ気効果

付着物生物による水質浄化は、微生物活動に必要な溶存酸素が河川水中に十分存在することが前提となる。しかし、一般に水質浄化工設置の対象となるような汚濁の著しい河川においては溶存酸素量が不足しているの、路床材を設置するだけでは浄化効果が期待できない場合が多い。そこで人工的なばっ気が必要となる。ここでは、流路内における人工的ばっ気工法の一例として急勾配水路の設置についてその効果を水理実験および現地調査により検討する。

5.1 実 験

実験は図—5.1 に示す実験装置内に種々の急勾配水路模型を設置し、あらかじめ実験水中の溶存酸素量を強制的に 0 にした上でポンプにより実験水を還流させ溶存酸素量の増加を測定するという方法で実施した。

今年度実験に使用した急勾配水路模型は、勾配 1 : 0.5, 1 : 2, 1 : 16 (いずれも急勾配斜面はステンレス平板), および勾配 1 : 4 (斜面にイボ型の突起設置, 図—5.2) の 4 種類である。

それぞれの水路模型を用いた実験状況は写真—5.1~4 のようになっている。勾配 1 : 0.5 の水路では流水は水路頂で剥離し落下する滝状の流れとなる。このため水路下流部では多量に気泡が混入し、表層部から底面付近まで白濁している (写真—5.1)。勾配 1 : 2 の水路の場合、射流状態で斜面に沿って流下した後、斜面下流部で跳水が発生している。跳水部の表層付近では気泡の混入が見られる (写真—5.2)。勾配 1 : 16 の水路は勾配 1 : 2 とほとんど同じ状況を示す。斜面にイボ型突起を設置すると流水が突起に衝突を繰返しながら流下するため、斜面上では激しく波立つ流れが観察される (写真—5.3, 4)。

5.2 実験結果と考察

ばっ気効果を表わすパラメータとしては、一般に再ばっ気係数、あるいは飽和溶存酸素量に対する不足量の減少率が用いられるが、急勾配水路の場合、通過時間が短いので不足量減少率が適当である。実験においては、実験水一循環 (急勾配水路平均一回通過) 当りの不足量減少率 R を採用する。

R と再ばっ気係数の関係は以下のように示される。まず、飽和溶存酸素量に対する不足量 D は次式で示される。

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D \dots \dots \dots (5-1)$$

ここに、 L : 単位体積水塊の酸素要求量 (mg/l), K_1 : 脱水酸素速度係数 (1/day), K_2 : e を底とする再ばっ気

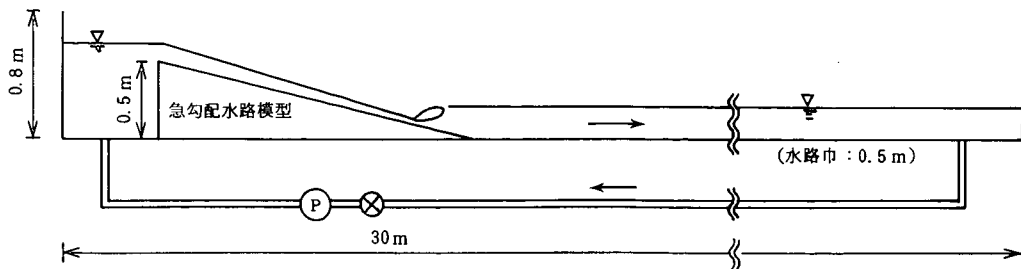


図-5.1 実験装置



写真-5.1 実験状況 (勾配 1 : 0.5)

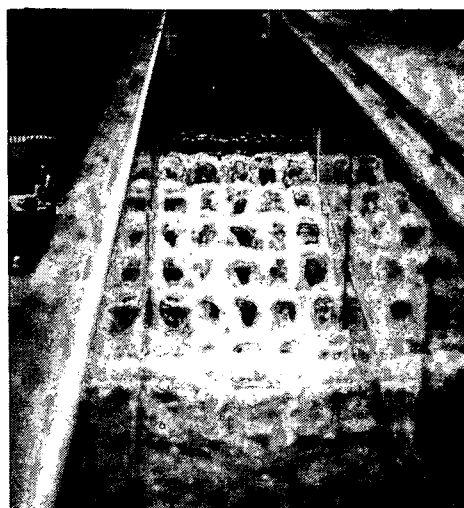


写真-5.5.4 実験状況 (イボ型突起設置)

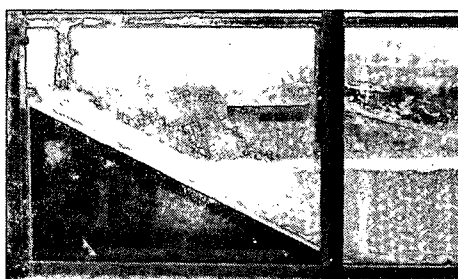


写真-5.5.2 実験状況 (勾配 1 : 2)

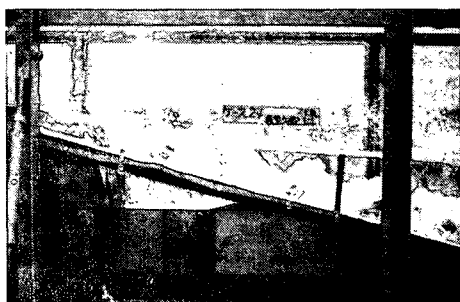


写真-5.5.3 実験状況 (イボ型突起設置)

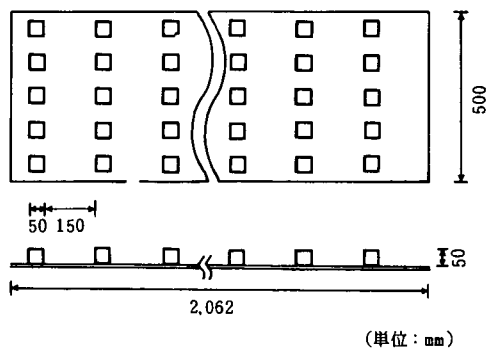


図-5.2 イボ型突起設置水路

係数 (1/day), t : 時間である。 K_2 は水深, 流速, 水温等によって変化するが, ここでは実験水一循環中の平均的な K_2 を考えておく。

実験水中では $L = 0$ と考えられるので, (5-1) 式の右辺一項を省略し, $t = 0$ で $D = D_0$ 。(飽和溶存酸素量)として積分すると,

$$D = D_0 e^{-K_2 t} \dots\dots\dots (5-2)$$

が得られる。

(5-2)式より実験水一循環当りの不足量減少率 R は

$$R = \frac{D_0 e^{-K_2 t_1} - D_0 e^{-K_2 (t_1 + \Delta t)}}{D_0 e^{-K_2 t_1}} \\ = 1 - e^{-K_2 \Delta t} \dots\dots\dots (5-3)$$

で与えられ, 一循環中の平均的な再ばっ気係数は

$$K_2 = -\frac{1}{\Delta t} \ln(1 - R) \dots\dots\dots (5-4)$$

と表わせる。ただし, Δt (day) は一循環に要する時間(実験水総体積÷流量)である。

実験中は 5 分または 10 分間隔で採水を行い, 採水間隔当りの不足量減少率を求めているので, これを一循環当りの不足量減少率 R に換算する必要がある。例えば 10 分間の不足量減少率 R_0 と R の関係は, R の単位が日なので

$$R = 1 - (1 - R_0)^{\frac{\Delta t \times 24 \times 60}{10}} \dots\dots\dots (5-5)$$

となる。

図-5.3 は実験中の溶存酸素濃度変化の一例である。溶存酸素濃度は実験中に飽和値に達することはなく, 飽和値の 90% 程度まで増加すると, その後は還流を続けても変化しなくなる。ただし, 溶存酸素増加中の R の値はほぼ一定値を示しており, R は流水中の溶存酸素濃度に影響されないことがわかる。

図-5.4 は今年度実験を実施した 4 種類の急勾配水路における単位巾流量と R との関係を示したものである。

R の平均値は勾配 1 : 2, 1 : 16 の水路で 0.06, 勾配 1 : 0.5 の水路で 0.13, イボ型突起を設置した場合で 0.15 となっており, いずれの水路においても R の値は流量とは無関係のようである。勾配 1 : 2 と 1 : 16 の水路では, 斜面長が 8 倍も違うが R はほとんど同じ値を示しており, これらの水路においてはばっ気はほとんど跳水部で行われていると考えられる。

図-5.5 は 56 年度の実験結果である。図中のイボ型突起設置水路は, 今年度実施したものと突起の配置が異なっている。

前述の実験状況(写真-1~4)と図-5.4, 5を対比すると, 急勾配水路通過時の流況がばっ気効果を決定する最大の要因となっていることがわかる。すなわち勾配 1 : 1 ~ 1 : 16 の水路では水路下流で跳水が発生し, この跳水により溶存酸素不足量が約 6% 減少する。勾配が 1 : 0.5 と急になると流水が水路から剝離して落下する滝状の流れとなり不足量減少率は 13% 程度となる。斜面上にイボ型突起を設置すると斜面上で激しい波立ちによりばっ気が行われ不足量減少率は実験に用いた水路の中では最も高い。またイボ型突起の配置を考えることによりばっ気効果も変化し, 不足量減少率は最大 28.8% にも達する。

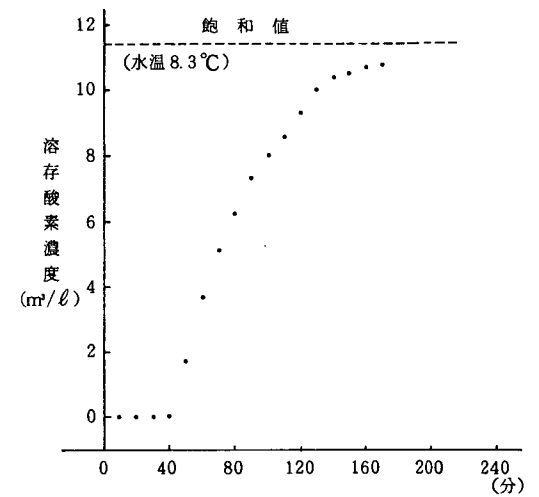


図-5.3 実験中の溶存酸素濃度時間変化

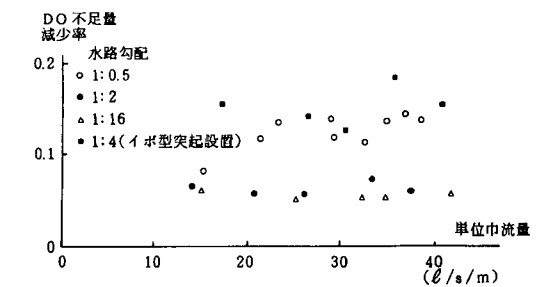


図-5.4 単位巾流量 q と溶存酸素不足量減少率 R

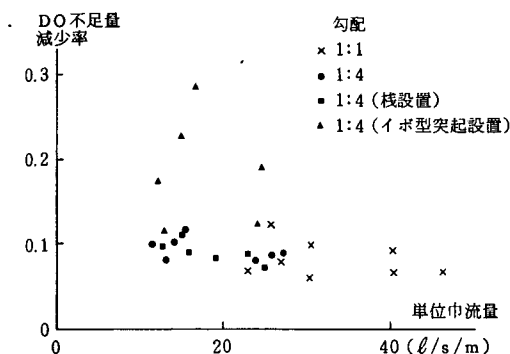


図-5.5 溶存酸素不足量減少率と単位巾流量
(56年度実験結果)

5.3 現地調査

東京都内谷沢川（等々力公園内）において急勾配水路のばっ気効果現地調査を実施した。調査地点は図-5.6に示すように50mを隔てて勾配1:7, 1:4.6の落差工が設置されている（調査地点の上下流にも同様の落差工が連続的に設置されている）。調査は57年2月22日午前9時～23日午前9時に実施した。採水時間間隔は3時間、採水地点は図-5.6に示す4地点とした。

調査地点の流量は40～90ℓ/s（単位巾流量は10～20ℓ/s/m）、水深は調査地点③で4～6cm、水温は5.8～8.2℃であった。

調査結果を図-5.7(a)(b)に示す。溶存酸素濃度は1日の内でも時間的に変動しているが、落差工の通過により溶存酸素量が増加することがわかる。

調査結果よりそれぞれの落差工における溶存酸素不足量減少率の平均値を求めると、勾配1:7で3.4%、勾配1:1.46で4.7%となった。現地の流況（写真-5.5）を見ると、流れにかたよがりがあるため横断的に不均一な跳水が発生している。したがってばっ気効果は断面内の一部分でしか期待できず、結果として溶存酸素不足量減少率が実験結果（約6%）を下まわったものと考えられる。

落差工設置の効果をみるために、落差工がない場合の水路のばっ気能力を試算してみる。落差工がない場合には、それぞれの落差工下端を包絡したものが河床となり河川水は等流状態で流下するものと仮定する。水路はコンクリート三面張なので粗度係数 n を0.015、単位巾流量を18ℓ/s（日平均）とすると水深 $h=0.031$ m、流速 $v=0.587$ m/sを得る。これを村上の式⁽⁸⁾

$$k_2 = 22.56 n^{3/4} V^{9/8} / h^{3/2} \dots\dots\dots (5-6)$$

に代入すると $k_2=7.279$ (10を底とする再ばっ気係数、水温20℃)となる。ひとつの落差工が受けもつ距離を50mとすると流下時間 Δt は約85秒となるから、溶存酸素不足量減少率 R と再ばっ気係数 k_2 の関係式

$$R = 1 - 10^{-k_2 \Delta t} \dots\dots\dots (5-7)$$

より $R=0.016$ が得られる。もちろんこの値はいくつかの仮定をおいた上での試算値ではあるが、落差工における R は0.034～0.047と試算値の2～3倍となっており、落差工設置によりばっ気効果は大巾に向上するといえる。

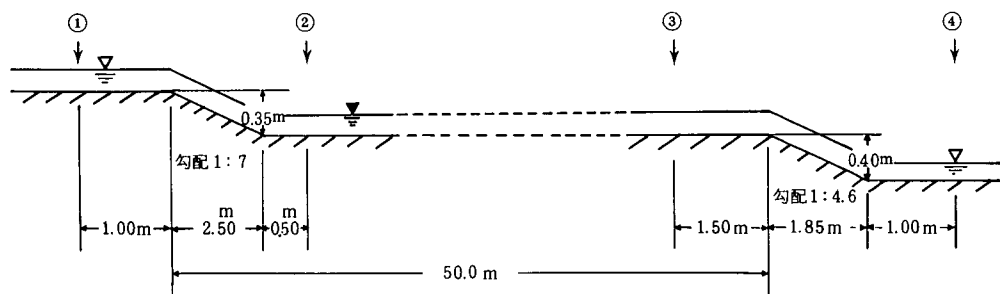
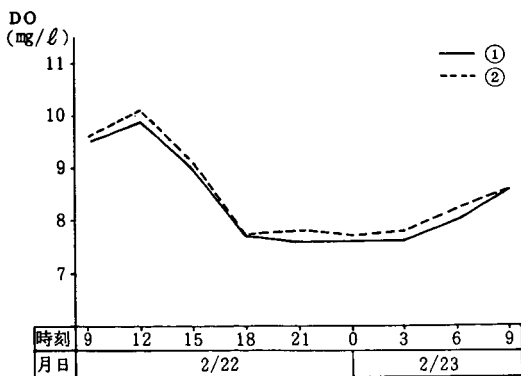
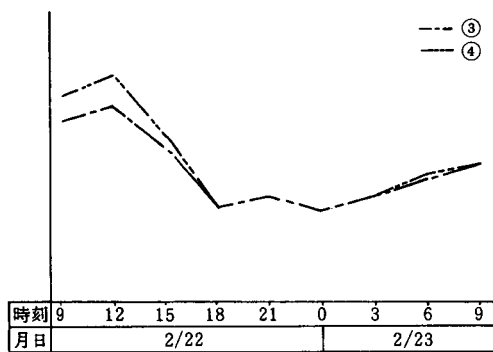


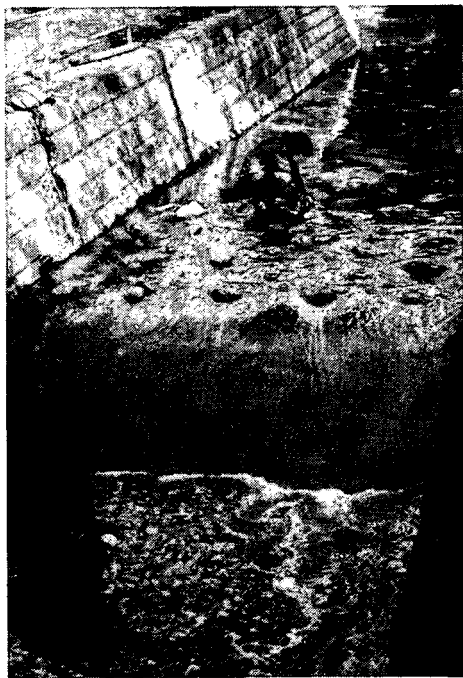
図-5.6 調査地点の概要



(a)



(b)



写真—5.5.5落差工によるばっ気状況

参考文献

- 1) 環境庁：昭和 57 年度版環境白書
- 2) 小島貞男：自然の浄化力を利用した水質改善，用水と廃水，Vol. 24, No. 1 (1982)
- 3) 矢野洋一郎：多摩川水環境整備計画，No.413，昭和 55 年 12 月。
- 4) 建設省九州地方建設局筑後川工事事務所，昭和 55 年 3 月。
- 5) 建設省関東地方建設局荒川上流工事事務所：鴨川浄化実験（中間報告），昭和 52 年 7 月。
- 6) 小林節子：河川の汚濁負荷に及ぼす着生微生物の影響—印旛沼流入河川桑納川の汚濁とミズワタおよび着生藻類—，第 15 回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集，昭和 56 年 3 月。
- 7) 川島博之他：汚濁河川の炭素収支に関する研究，第 16 回水質汚濁学会講演集，昭和 57 年 3 月。
- 8) 土木学会水理公式集，1971。
- 9) 津田松苗：水質汚濁の生態学，公害対策技術同友会，昭和 47 年。
- 10) Handbook of Water Resources and Pollution Control, Liton Educational Publishing, Inc. 1976, chap. 3.
- 11) 京才：米国における下水道，土研資料第 1679 号，昭和 56.3 p.59~72。
- 12) 山崎，小倉：物質投入実験により推定される南浅川の自浄作用。第 46 回日本陸水学会講演要旨集，p. 179 (1981)。
- 13) Schurr J. M. and J. Ruchti: Limnol Oceanogr., Vol. 22 (2), p. 208~225, 1977.
- 14) 松尾，四倉：土木学会論文報告集，第 315 号，p.63~74。
- 15) J. N. Rayner: An introduction to spectral analysis Pion, London, 1971, chap. 8.
- 16) 廃水の輸送・拡散のモデル，土研資料第 1463 号，昭和 54 年 2 月。
- 17) Elder J. W.: the dispersion of marked fluid in turbulent shear flow, Jour Fluid Mech. Vov. 5, 1959.

III 下水道事業調査費による研究

1. 臭気と脱臭方法に関する調査 (1)

下水道研究室 室長 星隈 保夫

研究員 高橋 正宏

1. 調査の目的と必要性

下水道施設に関する臭気問題は、過去においては余り問題とされなかったが、最近下水道事業においても維持管理の重要度が増すに従い臭気対策の検討が必須のものとなってきた。また下水道施設の建設にあたって、特に終末処理場やポンプ場については周辺住民の関心も高く、反対運動によって用地取得や工事が遅れることも少なからず生じてきており、計画・設計の段階で十分に臭気対策を練っておく必要にせまられている。本調査は下水道施設の特性に合致した総合的臭気対策を確立することを目的とし、特に以下の諸点に重点を置いた調査を行なうものである。 1) 下水道施設より発生する臭気成分の質と量を明らかにし、人間の嗅覚との関係を定量的に表現する。 2) 臭気発生量の予測と、環境影響評価手法を検討する。 3) 下水道処理施設の運転、維持管理状況の特性を解析し、それに適した換気方法を検討する。 4) 発生臭気成分の質と量に見合った合理的脱臭方法について検討する。

2. 昭和56年度までの調査事項

本調査は昭和51年度を初年度として、下水処理場の臭気対策という複雑多岐にわたる問題を扱ってきた。このため初年度は臭気と脱臭方法全般に関する資料の収集と実態を調査することに重点を置いた。昭和52～53年度は実際の処理場を対象としての臭気の実態調査を行い、判明した各種の臭気物質についてその嗅覚刺激と物質濃度の関係を明らかにした。また全国の下水処理場を対象とし、臭気対策に関するアンケート調査を行った。昭和54～55年度は脱臭処理すべき空気量を減らす意味から、ばっ気槽の臭気分布状況や酸素活性汚泥法、ステップエアレーション法、超深層曝気法、回転円板法等の実測データを収集するとともに、臭気捕集量を決定するための室内実験を開始した。

56年度は臭気捕集実験を継続するとともに汚泥焼却炉からの臭気排出実態調査を行った。

前年度までに判明した主な結果をまとめると次のようになる。

- (1) 下水処理場の臭気を機器分析した結果、多種類の臭気物質が検出されたが、特に硫化水素、メチルメルカプタンなどの硫黄化合物やn-酪酸、イソ酪酸などの低級脂肪酸類が嗅覚閾値を越える濃度で検出され、官能試験との相関も高い。
- (2) 下水処理場に設置されている脱臭設備の多くは水洗浄、酸・アルカリ洗浄、オゾン酸化のような比較的簡便なものであるが、完全な脱臭効果を期待するためには、活性炭吸着等を組み合わせたプロセスが必要である。

- (3) 標準活性汚泥法の曝気槽における臭気の発生源は流入部であり、臭気物質は主として硫黄化合物である。ステップエアレーション法は槽全面から一様に発生する傾向にあるが、臭気の質については、酸素曝気法、超深層曝気法、回転円板法とも標準法とほぼ同様であった。
- (4) 最初沈殿池は越流ゼキが主たる発生源であり、汚泥濃縮槽は汚泥を投入する時に越流が起こることによって強い臭気が発生する。
- (5) 流動床焼却炉は堅型多段炉に較べて、臭気発生のポテンシャルは低い。また悪臭物質にアルデヒド類が多く、通常の酸、アルカリ法では除去が難しく特別の脱臭装置が必要である。
- (6) 室内実験による臭気物質の放散速度は、水中濃度に比例し、水温によって指数関数的に変化するが、換気量に対してはほぼ一定である。

3. 昭和57年度の調査結果

3.1 調査の概要

本年度は、捕集した臭気を曝気槽内の活性汚泥によって処理するためエアレーション用の空気として利用している処理場について実態調査を行った。また、農村集落を対象とした小規模な処理場において汚泥の天日乾燥床の臭気発生量、及び自然式の堅型多段炉の排ガスの臭気について実態調査を行った。臭気捕集に必要な換気量を決定するための室内実験では、臭気発生量の特性を示すべき移動係数と水の流速の関係について調査を行った。

3.2 実態調査

調査対象処理場の概要は表-1に

表-1 処 理 場 概 要

示すとおりである。

A処理場は、標準活性汚泥法を採用しており、流入下水はほとんどが家庭排水である。

また処理施設はすべて屋内に設置されている。脱臭系統は汚泥処理棟系と管理本館系（沈砂池及び脱水機室を含む）とに分かれており、前者の臭気がエアレーション用の空気として利用されている。曝気槽からの排気はそのまま大気中へ放出されている。なお、ブロワーの送風量は

19,800 m^3 /時、臭気風量は18,000 m^3 /時であり、1部外気を取り入れている。そのフローシートは図-1に示すとおりである。処理工程別の排ガスの臭気濃度及び主要な臭気物質

	A 処理場	B 処理場	C 処理場	D 処理場
処理面積	1,309 ^(km^2)	40 ^(km^2)	50 ^(km^2)	557 ^(km^2)
処理人口	111,000 ^(人)	12,266 ^(人)	18,300 ^(人)	64,000 ^(人)
家畜頭数	—	牛 305 ^(頭)	牛 370 ^(頭)	—
処理能力	61,000 ^(m^3/日)	650 ^(m^3/日)	900 ^(m^3/日)	71,000 ^(m^3/日)
排除方式	合流式	分流式	分流式	合流(1部分流)
水処理方式	標準活性汚泥法	オキシデーションディッチ	回転円板法	ステップエアレーション
汚泥処理方式	濃縮・真空脱水	イムホフタンク 天日乾燥	イムホフタンク 天日乾燥	濃縮・ベルトプレス 焼却
主な調査対象施設	曝気槽・濃縮槽 脱水機	イムホフタンク 天日乾燥床	イムホフタンク 天日乾燥床	濃縮槽・脱水機 タテ型多段炉

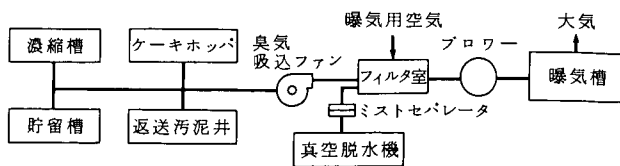


図-1 活性汚泥による臭気処理のフローシート (A処理場)

濃度の測定結果は表-2に示している。

また表中には比較のために外気のみでエアレーションした場合の測定値を示した。この結果では活性汚泥法（曝気槽）による脱臭効率93.7%，エアフィルターを含めると98.1%と非常に高く、また外気のみで曝気した場合と比較しても特に差がない。このことから、本方式は有効な脱臭方法の1つであると判断される。しかし、主要な臭気物質である硫黄化合物は腐蝕性のガスであることからブロワー等の耐久性に問題が残る。このため52年3月から運転されているブロワーの内部を点検した

表-2 A処理場の臭気排出実態

試料採取場所	臭気濃度	アンモニア (ppb)	硫化水素 (ppb)	メチルメルカプタン (ppb)	硫化メチル (ppb)	二硫化メチル (ppb)
汚泥貯留槽ダクト	17,000	76	5,800	4,600	1,900	1,700
汚泥貯留槽ダクト	1,300	150	140	120	96	6
脱水ケーキホッパーダクト	170	4,600	<0.3	1.8	2.2	3.9
返送汚泥井ダクト	310	—	66	62	17.6	10
真空脱水機排気ダクト	41,000	490,000	7.2	300	580	210
湿式フィルター空口	5,500	66,000	530	540	240	170
乾式フィルター空口	1,700	55,000	460	480	190	120
エアレーションタンク奥入部	55	150	<0.5	6.4	1.8	8.8
同 上 中間部	130	320	<0.3	0.9	3.0	2.0
同 上 流出部	170	110	<0.2	0.6	1.2	1.1
エアレーションタンク奥入部	730	97	<0.3	1.6	3.3	1.5
同 上 中間部	73	180	<0.2	1.0	1.8	2.8
同 上 流出部	73	120	<0.2	1.1	1.1	1.4

が、油状のダスト（1部タール状）が付着している程度で特に異常な腐食や摩耗は認められなかった。但しフィルターや風量計等についてはさらに詳しく調査する必要がある。

B及びC処理場はいづれも農村集落を対象としているものでかなり家畜（牛）の排水を受け入れている。これらの処理場の概略フローシートはそれぞれ図-2及び図-3に示すとおりである。今回は、汚泥の天日乾燥床について臭気発生量の実態調査を行った。その結果、イムホフ槽から天日乾燥床へ汚泥を投入した直後に非常に高い臭気濃度を示すが（B処理場で31,000，C処理場で13,000），1日経過後は多少カビ臭を含んだ土の臭い程度となりほとんど問題はないことがわかった。（表-3，表-4）このことから、周辺が田畑等で住宅の無いような地域の小規模処理場では、もし間欠的な引抜きができれば汚泥処理方式として天日乾燥は維持管理の点からも有望な方法と考えられる。

表-3 B処理場の臭気排出実態

単位 ppb (臭気濃度を除く)

試料採取場所	臭気濃度	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル
イムホフ槽ガス抜	13,000	680	5.2	1.2	<0.2
同 上 汚泥引抜き時	13,000	850	6.3	1.1	<0.3
同 上 沈殿部水面上	980	590	7.2	1.6	<0.2
オキシブイブヘッドイッチ曝気部	55	<0.3	<0.3	0.6	<0.1
同 上 中間部	18	16	<0.3	<0.1	<0.1
汚泥乾燥床上汚泥投入直後	31,000	30,000	<5	<2	<2
同 上 1日後	17	<0.3	<0.3	<0.1	<0.1
同 上 1週間後	31	<0.3	<0.3	<0.1	0.6

表-4 C処理場の臭気排出実態

単位 ppb (臭気濃度を除く)

試料採取場所	臭気濃度	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル
イムホフ槽ガス抜	5,500	6,300	<30	<10	<1
同 上 汚泥引抜き時	31,000	7,200	<30	<10	<1
同 上 沈殿部水面上	230	21	5.1	5.6	<2.3
回転円板槽内	98	<0.4	1.4	1.4	<4.6
汚泥乾燥床汚泥投入直後	13,000	12,000	<3	<1	<1
同 上 3日後	23	<0.3	<0.3	<0.1	<0.1
同 上 約2週間後	98	3.8	<0.9	<0.2	<0.2

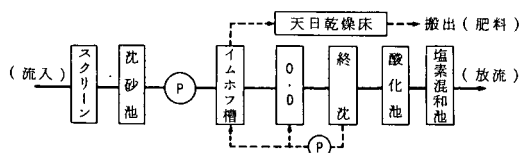


図-2 B処理場フローシート

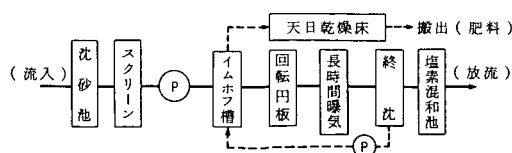


図-3 C処理場フローシート

昨年度は流動床式及び堅型多段式の汚泥焼却炉について調査を行ったが、本年度は自燃式の堅型多段炉について臭気排出の実態調査を行った。この焼却炉の設置してあるD処理場は一般家庭汚水と一部工場排水（約30%）を受け入れている。汚泥は濃縮後ベルトプレスにより機械脱水され、焼却・埋処分されている。脱水汚泥の平均含水率は72.4%であった。56年度焼却炉の能力は30t/日（含水率70%）であるが、實際上9～36t/日で安定した焼却が行われている。焼却温度は最高700℃～900℃で制御されるが調査期間中は約850℃であった。またこれは、着火及び昇温時

表-5 汚泥焼却炉の臭気排出実態

対象施設 測定項目	流動床 炉	タテ型 多段炉	タテ型多段炉 （自燃式）	
			第1回	第2回
臭気濃度	550	13000	13000	13000
硫化水素（ppm）	tr.	N.D.	0.72	1.30
硫化メチル（ μ ）	—	0.01	0.07	0.13
二硫化メチル（ μ ）	0.41	0.02	0.25	0.39
アンモニア（ μ ）	35	99	70	150
トリメチルアミン（ μ ）	0.074	0.085	0.022	—
ホルムアルデヒド（ μ ）	tr.	2.42	9.63	10.7
アセトアルデヒド（ μ ）	0.014	5.38	3.02	5.18
SOx（ μ ）	181	75	563	671
NOx（ μ ）	72	13	275	126
備考（調査年度）	56年度	56年度	57年度	57年度

以外は重油やガス等の燃料を使用しないため燃焼空気比は 1.5 ± 0.5 程度で、従来の堅型多段炉に較べて約 $1/2$ と低く、従って排ガス風量もそれに応じて少なくなっている。運転方法は、月曜日に点火昇温し、徐々に汚泥を投入しながら昇温を完了させ、一定の投入量となったところで定常的な一週間連続運転を行い、日曜日には停止している。なおここではし尿処理場が併設されており、その消化ガスが炉の昇温用の燃料として利用されている。

焼却炉排ガス中の臭気について官能試験と機器分析の結果は表-5に示すとおりである。参考のために昨年度の結果と比較して示している。これによると他と同様アルデヒド類及び硫黄化合物が含まれており、主要な原因物質となっている。臭気濃度は同じであるが、硫黄化合物、ホルムアルデヒド、SOx及びNOxの濃度は高く、トリメチルアミンやアセトアルデヒドは低くなっている。しかし上述のように排ガス風量が少くなるため、脱臭装置の建設費及び維持管理費の点からは有利であると考えられる。

3.2 下水処理場各工程における臭気の排出実態

3.2.1 調査の方法

昨年度までに調査した21ヶ所のデータのうち、沈砂池、最初沈殿池、曝気槽、汚泥濃縮槽、脱水機の5施設について、臭気濃度及び主な臭気物質濃度の平均値、標準偏差、レンジをまとめた。水処理過程で発生する主な臭気物質は硫化水素等の硫黄化合物4物質であるが、アンモニア等の窒素化合物はpHの上昇に伴ない多量に発生する場合があります、又イソノ酪酸に代表される低級脂肪酸系の物質もすえた下水臭の原因となるためここに取り挙げた。

3.2.2 調査結果

表-6に示した結果をもとに、各施設毎の考察を以下に述べる。

- (1) 沈砂池：臭気濃度は一般に低いこれは構造上密閉化が困難であるため、換気用の空気によって希釈された結果と見なされる。沈砂池の臭気対策は密閉化をどこまで推進できるかにより

異なりその結果脱臭を行うか、無処理で煙突から放出するかを選択することとなる。

- (2) 最初沈殿池：し尿が投入されていない場合（a），臭気濃度はかなり低い，出口の越流セキ付近では段落ちがあるため，下水中の硫化水素等が発散する（c）。このため最初沈殿池では越流セキ付近を覆蓋するだけで十分な臭気対策となるものと考えられる。
- (3) 曝気槽：ここでは高速エアレーション沈殿池（d）より酸素曝気法（h）までの変法が含まれている。標準活性汚泥法（a）の曝気槽は一般的には200以下の臭気濃度であり，脱臭を行ってもその効果は非常に限られたものとなる。但し流入部（c）は生物反応が不十分のため硫化水素77.7，メチルメルカプタン37.5ppbが発生しており，臭気対策が必要な場合には流入部について行うのが効果的である。その他の変法については標準活性汚泥法と比較して特に問題となる結果は得られていないが，超深層曝気法，回転円板法，酸素曝気法は標準法と比較して排気量が少なく，臭気対策上有利な処理法式である。
- (4) 汚泥濃縮槽：汚泥焼却炉や汚泥熱処理施設を除くと臭気濃度は最も高く特に夏季（a）には平均36,000，最高230,000という高い値を示しているが，主な原因物質は硫化水素とメチルメルカプタンである。濃縮槽は比較的密閉し易いため，覆蓋のみで対応することが可能である。
- (5) 脱水機：脱水機より発生する臭気は，当然脱水する汚泥の性状により大きく異なる。生汚泥を脱水する場合は硫黄化合物系の臭気が卓越し臭気濃度も高い。このため脱水機全体を覆蓋し臭気が室内に漏出しないような工夫が必要である。これに対して消化汚泥を脱水する場合には添加する石灰の影響でpHが上昇するため，アンモニア等の窒素化合物系の臭気が卓越する。この場合の臭気は臭気濃度としては低いにもかかわらず強い刺激臭として感じられる。

3.3 臭気捕集方法に関する室内実験

今年度は臭気物質の気相への移動係数 K_L を中心に検討を加えた。その内容は，1) K_L と水の流速の関係。2) K_L の簡易推定法の検討。3) K_L と換気風量の関係である。

3.3.1 実験方法

実験装置は，循環水流を発生できる円形水路を，換気を調整できる覆蓋内に設置したものである。（図-4）本実験に先立ちあらかじめ循環水量と水路内流速の関係を確認した。用いた臭気物質は硫化水素，メチルメルカプタン，硫化メチル，二硫化メチル，二硫化炭素であり，これらのうちいづれかを亜硫酸ナトリウムを用いてDOを0とした水路内の水に一定量溶解させておく。実験は一定の循環水量で水路内に流速を与え，水中の臭気物質の減少速度，及び

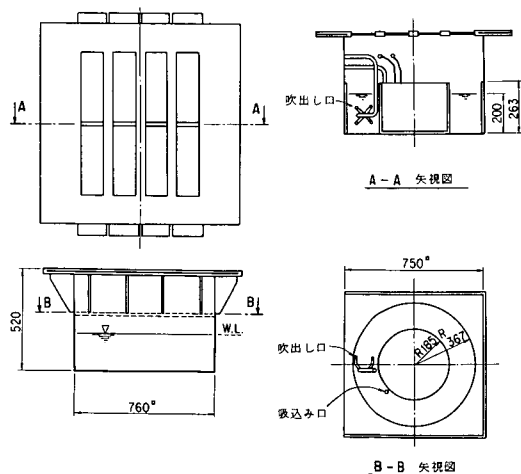


図-4 実験装置の概要

DOの上昇速度を測定した。DOは K_L の簡易推定法の検討のため測定するものである。この実験において換気量を一定とし，循環水量を変化させた場合が1)，及び2)の実験内容であり，循環

表-6 下水処理場各工程の臭気排出実態

単位 ppb (臭気濃度を除く)

処理 工程	処理区 等分	統計処理の内容	臭気濃度 *	硫化水素 H ₂ S	メチルメルカ プタン CH ₃ SH	硫化メチル (CH ₃) ₂ S	二硫化メチル (CH ₃) ₂ S ₂	アンモニア NH ₃	イソノ酪酸 (CH ₃) ₂ CHCOOH
沈 砂 池	全 体	平 均 値	192	151.8	5.3	1.6	0.9	132	0.7
		標 準 偏 差	—	268.3	4.7	1.2	1.0	83	0.9
		レ ン ジ	14~2,300	2~1,120	1~18	N. D. ~4	N. D. ~4	26~334	N. D. ~3.8
		試 料 数	21	19	19	19	19	16	13
最 初 沈 殿 池	全 体	平 均 値	236	815.2	37.6	12.1	5.0	183	1.1
		標 準 偏 差	—	2,172.3	86.0	20.2	12.7	167	1.1
		レ ン ジ	31~13,000	2~8,700	0.9~300	N. D. ~76	Tr. ~60	10~625	<0.2~3.8
		試 料 数	20	21	21	21	21	14	11
	(a) し尿投入無し	平 均 値	128	54.2	6.4	2.8	1.5	222	0.8
		標 準 偏 差	—	57.7	5.6	3.3	1.1	192	0.7
		レ ン ジ	31~550	<2~173	0.9~16	N. D. ~10	<1~2	10~625	<0.2~2
		試 料 数	13	13	13	13	13	7	7
	(b) し尿・投入脱入液有り	平 均 値	730	2,052.0	88.2	26.5	10.6	185	1.6
		標 準 偏 差	—	3,148.1	123.4	26.6	19.1	121	1.5
		レ ン ジ	98~13,000	28~8,700	1~300	1~76	<0.1~60	32~350	0.2~3.8
		試 料 数	7	8	8	8	8	9	4
	(c) 出口越流セキ上	平 均 値	591	2,256.5	82.8	16.5	16.0	—	—
		標 準 偏 差	—	3,720.6	125.5	16.9	25.4	—	—
		レ ン ジ	98~4,100	16~8,700	5~300	1~45	<1~60	—	—
		試 料 数	4	4	4	4	4	—	—
曝 気 槽 (その他)	全 体	平 均 値	179	24.1	13.5	17.3	6.6	172	0.7
		標 準 偏 差	—	76.9	32.0	33.7	18.9	172	0.5
		レ ン ジ	23~7,300	N. D. ~500	N. D. ~158	<1~160	N. D. ~120	3~898	0.03~1.6
		試 料 数	50	48	48	48	48	34	26
	(a) 標準活性汚泥法	平 均 値	159	32.5	16.9	13.4	2.9	11.5	0.8
		標 準 偏 差	—	103.8	39.7	27.0	38	67	0.6
		レ ン ジ	41~1,700	N. D. ~500	Tr. ~158	1~130	N. D. ~127	3~320	0.1~1.5
		試 料 数	25	24	24	24	24	16	10
	(b) 中間流出口部	平 均 値	121	4.8	5.9	5.3	1.6	179	0.7
		標 準 偏 差	—	10.3	20.8	9.7	2.3	191	0.5
		レ ン ジ	41~410	N. D. ~56	Tr~113.6	0.5~40.7	N. D. ~127	3~898	N. D. ~1.5
		試 料 数	30	28	28	28	28	20	16
	(c) 流入部	平 均 値	447	77.7	37.5	33.1	7.8	175	0.5
		標 準 偏 差	—	144.9	49.1	38.2	8.4	83	0.3
		レ ン ジ	—	0.3~500	1~158	1~130	0.5~30	97~337	0.3~0.9
		試 料 数	10	9	9	9	9	6	3
	(d) ショーンフロー池	平 均 値	230	5.5	3.3	26.0	1.0	153	0.3
		標 準 偏 差	—	—	—	—	—	—	—
		レ ン ジ	—	—	—	—	—	—	—
		試 料 数	1	1	1	1	1	1	1

処理工程	処理区分等 の方の分	統計処理の内容	臭気濃度 [※]	硫化水素 H ₂ S	メチルメルカ プタン CH ₃ SH	硫化メチル (CH ₃) ₂ S	二硫化メチル (CH ₃) ₂ S ₂	アンモニア NH ₃	イソ酪酸 (CH ₃) ₂ CHCOOH
(その2)	曝気槽	(e) 超深層曝気法	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	48 — 31~73 2	3.0 — — 1	1.0 — — 1	<1.0 — — 1	<1.0 — 32~74 2	0.3 — — 1
		(f) 回転円板法	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	78 — 23~170 4	1.6 0.7 0.4~2 4	1.1 0.2 1~1.4 4	4.4 5.6 0.5~1.4 4	1.8 1.6 0.5~4.6 4	1.1 0.6 0.3~1.6 3
		(g) スレ テ ィ ン グ メ ソ ド 法	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	159 — 31~1700 15	11.5 26.8 <1~120 14	14.8 30.9 <1~113.6 14	13.6 21.3 0.5~6.4 14	4.0 7.0 0.05~3.0 14	0.5 0.3 N.D. ~0.9 10
		(h) 酸素曝気法	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	3,523 — 1,700~ 7,300 2	50.0 40.0 <10~90 2	33.0 17.0 16~50 2	132.0 28.0 104~160 2	88.0 32.0 56~120 2	0.1 0.1 — 2
	汚泥濃縮槽	全 体	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	5,356 — 230~ 230,000 13	10,496.6 19,408.0 Tr. ~ 65,400 14	422 830.5 N.D. ~ 3,200 14	38.6 57.8 N.D. (<1) ~170 14	12.4 18.4 N.D. ~60 14	1.7 2.0 N.D. ~6.5 11
		(a) 夏 季	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	3,563.0 — 9,800~ 230,000 4	19,250.0 16,433.3 500~ 44,000 4	1,122.8 1,269.2 N.D. ~ 3,200 4	48.8 52.2 N.D. ~130 4	20.3 23.2 N.D. ~60 4	1.2 0.7 0.4~1.8 4
		(b) 春・秋・冬 季	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	1,787 — 230~ 13,000 9	7,752 20,396.7 Tr. ~ 65,400 9	141.7 215.1 Tr. ~328 9	34.4 54.7 N.D. ~96 9	4.6 4.7 N.D. ~15 9	2.2 2.6 N.D. ~6.5 6
	脱水機	全 体	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	95 — <10~ 13,000 12	660.7 1,387.0 N.D. (<0.1) ~3,900 12	247.8 470.6 N.D. ~ 1,400 12	40.0 98.2 N.D. (<0.1) ~360 12	44.0 102.0 N.D. (<0.1) ~350 12	0.8 0.7 0.57~2.2 9
		(a) 脱水機 内水(生汚泥 脱蓋)	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	7,326 — 5,500~ 13,000 3	2,630 1,588.6 390~ 3,900 3	986.7 377.5 450~1,400 3	153.3 146.4 N.D. (<0.1) ~360 3	173.3 139.1 N.D. (<0.1) ~350 3	1.9 0.3 1.6~2.2 2
		(b) 脱水機 内水(消化汚 泥脱蓋)	平均値 標準偏差 レンジ 試料数	22 — <10~310 9	4.2 3.3 N.D. (<0.1) ~7 9	1.5 1.3 0.6~5 9	2.2 3.2 N.D. (<0.1) ~11 9	0.9 0.5 N.D. (<0.1) ~11 9	0.5 0.3 N.D. ~0.57 7

* 臭気濃度の平均値は幾何平均である

水量を一定とし換気量を変化させた場合が3)のそれである。

3.3.2 K_L と流速の関係の検討

K_L を求める式として村上¹⁾の式をもとに検討した。

$$K_L = C' \frac{g^{\frac{3}{8}} \cdot \rho^{\frac{1}{2}} \cdot \nu^{\frac{3}{8}} \cdot D_L^{\frac{1}{2}} \cdot n^{\frac{3}{4}} \cdot V^{\frac{9}{8}}}{\sigma^{\frac{1}{2}} \cdot R^{\frac{1}{2}}} \quad (1)$$

ここに g : 重力の加速度 (m/sec^2), ρ : 密度 (Kg/m^3), ν : 動粘性係数 (m^2/sec), D_L : 分子拡散係数 (m^2/sec), σ : 表面張力 (Kg/sec^2), n : Manning の粗度係数, V : 平均流速 (m/sec), R : 径深 である。

(1)式において同一の装置では V 以外は一定であるため, $K_L \propto V^{\frac{9}{8}}$ なる関係が生じる。但し本装置内の流速は内周側が遅く, 外周側が速いため水路幅 1 cm 毎に流速 V_i を測定しており, その区間の水面積を A_i とすると, 水路全体の移動係数 K_L は(2)式となる。

$$K_L = \frac{C''}{A} \cdot (\sum A_i V_i^{\frac{9}{8}}) \quad (2)$$

ここに A : 全体の水面積 (m^2), C'' : 定数

実測した K_L と $\sum A_i V_i^{\frac{9}{8}}$ の関係を図-5 に示した。図より K_L と $V^{\frac{9}{8}}$ には直線関係が見られるが(1)式に見られない Y 切片が得られた。これは取り扱う現象のスケールが異なるため(1)式で無視された定数項(ここでは静止水面よりの拡散に相当する。)が意味を持つことを示している。

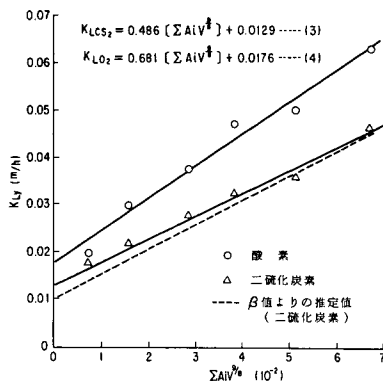


図-5 K_L と $\sum A_i V_i^{\frac{9}{8}}$ の関係

図で示した酸素と二硫化炭素の関係式は Y 切片と傾きがそれぞれ異なっている。Y 切片の相異は, 静止水面よりの拡散の相異, つまり分子拡散係数 (D_L) に比例したものと考えられる。また同一の装置を用いた場合の傾きの相異は(1)式より $D_L^{\frac{1}{2}}$ に比例すると考えられる。酸素と二硫化炭素の D_L の比は後述の β 値より $D_{LCS_2} : D_{LO_2} = 0.584 : 1$ となる。この値を用い酸素に関する式(4)の係数を補正し, 二硫化炭素の関係式(3)を求めると, 図中の破線となる。両者はかなり接近した

$$K_{LCS_2} = 0.520 (\sum A_i V_i^{\frac{9}{8}}) + 0.0103 \quad (3)$$

ものとなり, 酸素の移動係数より, 他の物質の移動係数を推定する可能性が示された。

3.3.3 K_L の簡易推定法の検討

臭気成分の K_L を推定する方法としては, 2.3.2 で述べたように β 値²⁾ を用いる手法が現在のところ実用的である。同一の装置の水中に 2 種類の物質 y, z が存在する場合, それぞれの移動係数を K_{Ly}, K_{Lz} とする。(1)式より K_{Ly} と K_{Lz} の比 β_{yz} は(4)式となる。また Wilke と Chang の式³⁾ より(5)式が導かれる。

$$\beta_{y,z} = \left(\frac{D_{Ly}}{D_{Lz}} \right) \quad (4) \quad \frac{D_{Ly}}{D_{Lz}} = \left(\frac{v_z}{v_y} \right)^{0.6} \quad (5)$$

但し v_i : 溶質 i の通常の沸点における体積 ($cm^3 \cdot gmole^{-1}$) であり, これは圧力, 温度をいくら上昇させても液体として存在できない限界の体積として定義される臨界体積 (V_{ci}) と(6)式のよ

うな関係にある。(4), (5), (6)式より(7)式が導かれる。

$$v_i = 0.285 (v_{ci})^{1.048} \dots\dots (6) \quad \beta_{yz} = \frac{K_{Ly}}{K_{Lz}} = \left(\frac{v_{cz}}{v_{cy}} \right)^{0.3144} \dots\dots (7)$$

(7)式中の v_{ci} は、かなりの物質について確認されているため、⁴⁾ y か z の一方の移動係数が判明すれば(7)式によってもう一方の移動係数を推定することが可能である。今回、y を各種の臭気物質とし、z を酸素としたが、酸素は測定も簡単であり、移動係数に関する研究も進んでいるため、z として酸素を用いることは実用的と考えられる。

2.3.1 に示した実験方法に従い、臭気物質の減少速度、及び DO の上昇速度より K_{Ly} , K_{L0_2} を求めた。これより(7)式により β_{y, O_2} を求め、臨界体積より計算される β と比較した結果を表-7 に示した。但し硫化水素については、DO 測定用触媒の塩化コバルトと反応を起すため、DO 測定は行わなかった。メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル、硫化炭素の4物質について、 β の実測値と計算値の比率は82~136%である。現場での適用においては、水中の臭気物質濃度を測定し、⁵⁾ 酸素の移動係数を求めるという作業が β 値を使用する前に必要であり、これらの作業の精度を考慮するなら、計算上の β 値が十分使用できることが、今回の実験で確認された。

表-7 各種臭気物質と酸素との移動係数の比(β)の比較

物質		水の流量	臨海体積	移動係数		β		実験値(%) 計算値
物質名	化学式	(ℓ/min)	$\text{cm}^3/\text{g-mol}$	$K_{Ly}(\text{m/hr})$	$K_{L \cdot O_2}(\text{m/hr})$	実験値	計算値	
硫化水素	H_2S	16.0	98.5	0.0666	—	—	0.912	—
メチルメル カプタン	CH_3SH	8.0	145	0.0333	0.0360	0.925	0.807	115
		16.0		0.0453	0.0494	0.917		114
硫化メチル	CH_3SCH_3	8.0	201	0.0272	0.0300	0.907	0.728	125
		16.0		0.0483	0.0488	0.990		136
二硫化メチル	CH_3SSCH_3	8.0	260	0.0209	0.0355	0.589	0.672	88
		16.0		0.0307	0.0557	0.551		82
二硫化炭素	CS_2	—	173	—	—	0.750	0.764	98
酸素	O_2	—	73.4	—	—	—	—	—

3.3.4 K_L と換気風量の関係

3.3.1 に示した実験装置にて、循環水量を $16 \ell/\text{min}$ に固定し、換気量を $10 \sim 150 \ell/\text{min}$ に変化した場合の硫化炭素及び酸素の移動係数を図-6 に示した。これは、汚泥濃縮槽等の覆蓋内の換気風量を変化させた場合、臭気物質の発生量が変化するを確認するものである。また同じ実験装置の上に更に覆蓋を設置して二重覆蓋とし、下部覆蓋内換気量を $10 \ell/\text{min}$ に固定し、上部覆蓋内換気量を $30 \sim 146 \ell/\text{min}$ に変化した場合の同様の関係を図-7 に示した。この場合は、建屋内に覆蓋した最初沈澱池等を設置し、覆蓋内を換気するとともに、上部の建屋内を換気する時の、換気風量と臭気物質の発生量の関係を示すものである。

いずれの場合も K_L は、換気量と無関係に一定であるという結果が得られており、 K_L の支配因子として、槽内の水の流速、及び対象物質の水中における分子拡散係数に着目すべきであることが示された。

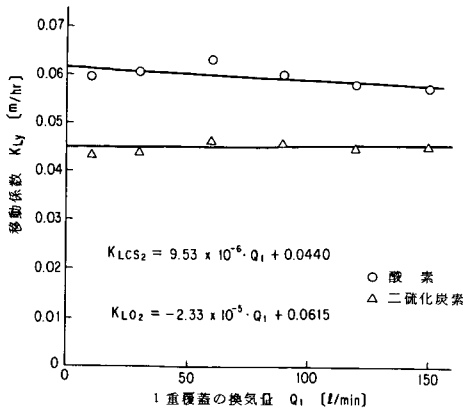


図-6 一重覆蓋内換気量と K_L の関係

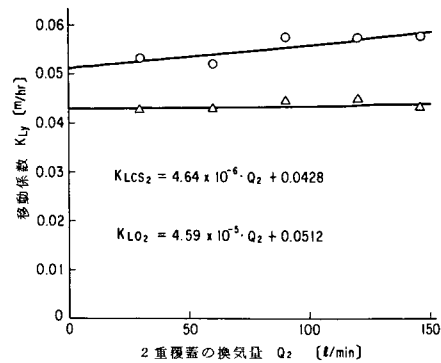


図-7 二重覆蓋内換気量と K_L の関係

4. まとめと今後の課題

今年度の研究成果をまとめると以下のようになる。

- (1) 汚泥処理系の臭気のように比較的濃厚な臭気を、曝気用空気として使用する脱臭方法は、効果的であり、フロアの劣化についても通常問題は生じない。
- (2) 汚泥の天日乾燥床は消化汚泥の散布時に強い臭気を発生するが、1日以内でこの臭気は消失する。
- (3) 自然式堅型多段炉より発生する臭気濃度は13,000と高いが、従来の多段炉に較べて、燃焼空気比が小さく従って排ガス風量も少ないため脱臭設備の設置に関しては経済的に有利である。
- (4) 一般的処理場の各種処理工程において発生する臭気について、過去のデータを取りまとめ、その平均値、範囲等を示すと表-6のとおりである。
- (5) 硫黄化合物系の臭気について、水中よりの移動係数は水の流速の $9/8$ 乗との間に一次式の関係にあり、分子拡散係数がその切片と関係のあることが認められ、移動係数の推定法として、酸素の移動係数を使用できることが確認された。

今後の課題としては、

- (1) 各処理工程毎の標準的の覆蓋方法、換気量の決定
- (2) 下水処理場を新設、又は増改築する場合の、臭気発生量の予測とその影響の事前評価手法に関する調査

を行い、過去の調査データをこれらに活用する必要がある。

参考文献

- 1) 村上健：“河川における再曝気”第6回衛生工学研究討論会講演集 土木学会 1970
- 2) 京才俊則：“水中に溶解している揮発性物質の放散に関する研究”水質汚濁研究Vo1.4, No4, 1981
- 3) Wilkeら：“Correlation of Diffusion Coefficients in Dilute Solutions”, A. I. ch. E. J, 1, 1955
- 4) Reidら：“The Properties of Gases and Liquids Third Edition”, MacGraw-Hill, 1977
- 5) “悪臭物質の測定法に関する研究”, 環境庁委託研究, 日本環境衛生センター, 昭和54年

2. 小規模処理場における処理特性に関する調査

下水道研究室 室長 星 隈 保夫

研究員 高橋 正宏

落 修一

中島 淳子

1. 調査の目的と必要性

昭和55年度末現在で稼働中の公共下水道終末処理場は466ヶ所であり、新規に認可を受ける地方公共団体は毎年50件程度ある。これらの新規箇所は近年地方の市町村が中心であり、昭和54年度において流域下水道関連以外の公共下水道新規箇所は23件あったが、計画処理水量10,000 m^3 /日未満の小規模な処理場が、18件、78%を占めていた。この中には3,000 m^3 /日未満の処理場が9件も含まれている。

今後の小規模下水処理場の設計にあたっては、維持管理が容易で、高度な潜在処理能力をもつ処理方式、例えばオキシデーションディッチ法、長時間曝気法、ラグーン、土壌処理、接触酸化法など、を積極的に採用していくべきであろう。本調査は、上述の処理方式に対して、設計指針、維持管理指針の確立を目的とするものであり、地域特性に合致した簡易的な管理のみで、高度な処理水質が得られる施設を設計するために、基礎的な実験を通じて、様々の改善を加えていくものである。

本調査は昭和55年度が初年度であり、長時間曝気法、オキシデーションディッチ法に関する調査を実施した。長時間曝気法については室内実験を中心とし、エアレーション時間と汚泥発生量の関係を調査した。この結果、溶解性の基質を対象とした場合、除去BOD当りの汚泥発生量はエアレーション時間に影響されないことが明らかとなった。オキシデーションディッチ法はパイロットプラントによる処理実験を開始し、BOD、SSの除去能力が非常に高く安定した処理成績を得ることができた。

昭和56年度はオキシデーションディッチパイロットプラントを用いて、回分運転方式の処理性及び操作条件を明らかにするとともに、ディッチ曝気装置の曝気効率を散気板と比較する実験を行なった。長時間曝気法については、引き続き室内実験にてその処理特性を明らかにするとともに、実施場における実態調査を行ない、維持管理上の問題点を調査した。

また農山漁村地区での下水道計画の策定に当っては、基礎資料としての水量、水質原単位の地域特性、これらの地域での晴天時、雨天時における汚濁負荷量、側溝等の水路における自浄作用などのデータが必要と考えられるため、小集落排水調査として上述の項目に関する実態調査を開始した。

本年度もオキシデーションディッチパイロットプラントを用い、回分運転時の必要酸素供給量、混合攪拌能力に関する実験を行なった。更に長時間曝気法の実態調査・パイロットプラント実験を通じてその問題点を明らかにするとともに、小集落排水の特性についての調査を引き続き行なった。又、本年度より下水の嫌気性処理に関する基礎実験を開始し、維持管理が容易で消費エネルギーの少ない

処理方式の開発を目指すこととした。

2. 調 査 結 果

2.1 回分式オキシデーションディッチ

オキシデーションディッチ（以下ディッチと呼ぶ。）では、通常、下水は連続して流入するが、小規模な施設では夜間等に流入が全くない場合や、管内貯留によって意図的に下水の流入を断続して行なう場合が考えられる。このような条件のもとで、回分式ディッチは簡単な管理のみで、良好で安定した処理成績を挙げ得る処理方式の1つである。¹⁾ 回分式ディッチの設計に当っては我国はもちろん、海外においても基本となるべき設計指針がないため、湖北総合実験施設内のパイロットプラントを用い、必要酸素供給速度、最低流速に関する実験を行なった。

2.1.1 調査方法

必要酸素供給量を求めるために回分運転時の1サイクル間、流入下水、処理水のBOD収支・窒素収支を測定し酸素消費量を求めるとともに、ディッチ内DOの変化、混合液呼吸速度を曝気時に1時間間隔で測定し酸素供給速度を求め両者を比較する調査を行なった。本調査はMLSS濃度、運転方法を変え、6ケースについて行なった。

回分式運転ではディッチ内に汚泥を沈殿させるため、その汚泥を再び巻き上げるための最低流速が問題となる。このためパイロットプラント内に実際に汚泥を沈殿させ、巻き上げに必要な流速を測定した。

2.1.2 調査結果

一般に酸素消費速度は(1)式によって求められる。

$$\text{酸素消費速度 (Kg-O}_2\text{/日)} = a' \cdot F + b' \cdot M + 4.6 N \dots\dots\dots (1)$$

a' : 除去BOD 1 Kg 当り必要酸素量 ($\text{Kg-O}_2\text{/Kg-BOD}$)

b' : MLVSS 1 Kg 当りの酸素消費速度 ($\text{Kg-O}_2\text{/Kg-MLVSS} \cdot \text{日}$)

F : 除去BOD量 (Kg/日)、 M : MLVSS 量 (Kg)、 N : $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去量 (Kg/日)

a' 、 b' は水質や運転の条件により変化し、

$a' = 0.48 \sim 0.705$ 、 $b' = 0.049 \sim 0.15$ とい

う値が報告されている。米国環境保護庁の報告では家庭排水については $a' = 0.55$ 、 $b' = 0.15$ という値が推奨されているが、当プラントは6ヶ月間余剰汚泥を引き抜いていないため、汚泥活性度が低下しており $b' = 0.049$ という値が得られた。 a' についても最低の値をとるものと思われるため $a' = 0.48$ 、 $b' = 0.049$ として酸素消費速度を計算した。これと実測された酸素供給速度及び除去BOD量と比較した結果を図-1に示す。ケース1、

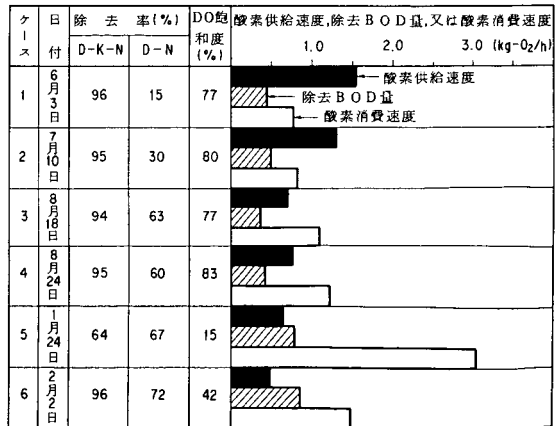


図-1 酸素消費速度・酸素供給速度・除去BODの関係

2は計算上の酸素消費速度よりも過剰に曝気を行なった場合で、溶解性のケルダール性窒素(D-K-N)は100%近く除去されているが、そのほとんどは硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)に酸化されただけであり、溶解性窒素(D-N)としてはさほど除去されていない。ケース3, 4は計算上の酸素消費速度より、酸素供給速度を小さくした場合である。但し除去BOD量よりは酸素供給速度が大きい。この場合D-N除去率は60%程度まで上るが、最終的なディッチ内のDO飽和度は80%程度まで上昇しており、更に酸素供給速度を削減できる可能性がある。ケース5は除去BOD量よりも酸素供給速度を小さくした場合であるが、この時のMLSS濃度が非常に高いため汚泥そのものの酸素消費速度が異常に高く、DO飽和度は最高でも15%程度しか上らなかった。このため汚泥を引き抜き、MLSS $5,000 \text{ mg/l}$ として測定したのがケース6である。本ケースではD-K-N, D-Nとも良好な除去がなされており、DO飽和度も42%とDO不足となる懸念はないものと判断される。

以上の結果より回分式ディッチにおいては従来用いられていた(1)式の適用に疑問が残り、回分反応としての酸素消費速度(量)を求めるためには別の考え方が必要になるものと思われる。現在のところ、除去BOD量が1つの目安として使用でき、これと同程度の酸素を供給できるようにしておけば安全である。但し、MLSSが $5,000 \text{ mg/l}$ 以上の高濃度の場合は、BODのみでは評価が困難であると考えられる(ケース5)。

回分式ディッチで沈殿した汚泥を再浮上させる流速を決定する因子は、汚泥の沈降し易さと、沈殿時の圧密程度である。再浮上実験時の活性汚泥性状はMLSS $7,080 \text{ mg/l}$ と非常に高濃度であるが、VS 50.3%, SVI 80.5 ml/g であり、通常の汚泥よりはるかに沈降し易かった。圧密時間は6時間であり、回分方式としては妥当な圧密程度と考えられる。

図-2はタテ軸型機械曝気装置を用いた時のA-A'断面における清水時の流速分布、及び再浮上実験時の汚泥界面高さの経時変化を示したものである。

A-A'断面は図に示すように曝気装置によって生じた流れがコーナー部で反転し、直線部に入る箇所であり外周側の流れが速く、内周側が遅くなっている。(1)汚泥界面の経時変化に示すとおり、曝気開始後30分間では汚泥界面はあまり変化していない。これは槽内の慣性流が十分に発達

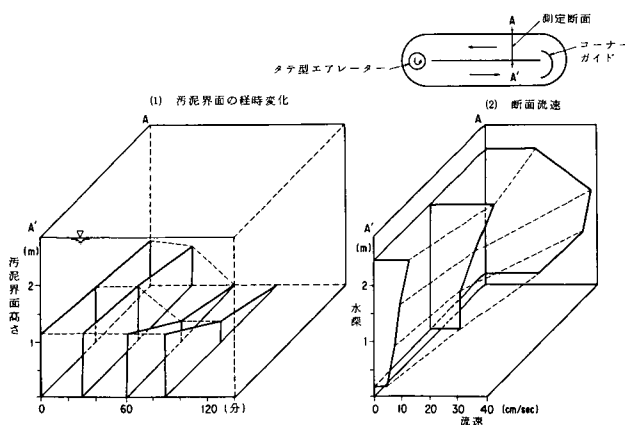


図-2 再浮上時の汚泥界面の変化と断面流速

していないためと思われる。但し、他の断面では曝気開始後5分間で汚泥界面が消失しており水処理機能上の問題は少ない。A-A'断面においても60分後には外周側の再浮上は完了したが、内周側にかなりの汚泥がまだ堆積している。清水時の外周側底部流速は 20 cm/sec でありこの程度の流速が確保されれば再浮上に問題はない。中央部流速は 10 cm/sec であり、十分な時間があ

れば再浮上を起すものと考えられるが、内周側の5 cm/秒程度の流速では再浮上は困難である。

ディッチの底部流速は、槽の形状・曝気装置の特性に大きく影響を受けるためある種のディッチではここに示した20 cm/秒以上の流速を確保することは困難であるが、本ディッチのような運転でも水処理機能上は何ら問題を生じていない。このため全ての断面で20 cm/秒以上の底部流速を確保する必要はなく、一部の断面で10 cm/秒程度の流速が生じても許容できると考えられる。

2.2 長時間曝気法の実態調査

長時間曝気法は污泥発生量が少なく、負荷変動にも強いといわれており、多くの小規模処理場で採用されているが、その実態についての詳細な評価例は少なく、設計指針、維持管理指針等についても標準活性汚泥法との相違が今一つはっきりしていない。本実態調査は既設の長時間曝気法の処理場において污泥発生量、処理の安定性、管理上の問題点等を解明すべく実施したものであり夏季と冬季にそれぞれ数日間精密調査を行ったものである。

2.2.1 対象施設、及び方法

調査対象施設の概要を表-1に示す。本処理場は団地下水を主に受け入れている分流式の下水处理場であり、晴天時流入水量は冬季3,000 m³/日、夏季4,000 m³/日程度である。これはエアレーション時間に換算して13~18時間に相当し、長時間曝気法の範疇に含まれる。(なお15日/月の頻度で生活雑排水が40 m³/日程度バキュームカーにより搬入されている。)

表-1 施設の概要

計画処理人口	22,000人
計画流入下水量	5,500 m ³ /日
平均流入下水量	4,114 m ³ /日
計画エアレーション時間	10時間
計画BOD-SS負荷	0.19
計画最終沈殿池水面積負荷	27 m ³ /m ² ・日

調査期間中図-3に示すフローシートの(1)~(3)の地点で数日間連続して採水を行なうとともに、①~⑩で測定した流量をもとにコンポジットサンプルを作成した。水質分析はBOD, COD, リン、窒素関係については、溶解性とTotalについて行ない、その他にSS, VSS, n-ヘキサン抽出物についても行なった。又、

最終沈殿池での污泥界面高の調査を1日4回、のべ4日間行ない、

流入水量との関係を

求め、更に図-4に

示す曝気槽内4地点

でDO、活性汚泥呼

吸速度の連続測定を

行なった。

2.2.2 物質収支調査結果

本処理場の流入水質はコンポジットサンプルのBODで夏季235 mg/ℓ、冬季338 mg/ℓであり、

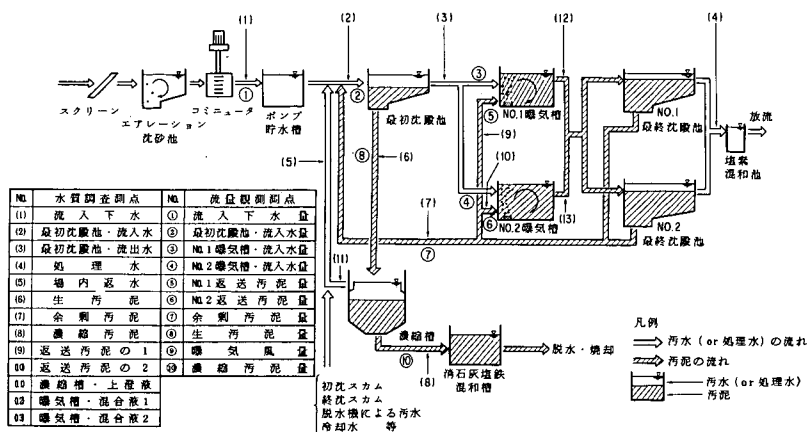


図-3 フローシート及び調査箇所

我国の下水道としてはかなり高濃度であるが、その除去率はそれぞれ98.6%, 94.1%と良好な処理成績を挙げている。

固形物の収支、及びBODの汚泥転換率は図-5に示す通りであり、夏季・冬季とも除去BOD量はほぼ等しいが、夏季に固形性BODの占める割合が高くなることが特徴と言える。このため除去SS量も夏季のほうが多くなる。しかし発生汚泥量は夏季に少なく、一応好気性消化の効果がうかがえる。しかし、冬季のSS・汚泥転換率はほぼ1であり、標準活性汚泥法の汚泥転換率と同様の値であった。低水温下で十分な好気性消化を起すためには、18時間のエアレーション時間(SRT12日間)では不十分であると言える。

窒素の収支を図-6に示した。本処理場では冬季においてもアンモニア性窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)はほぼ完全に硝化されているが、全窒素の除去率は夏季30%, 冬季29%であり、それらのほとんどは引抜き汚泥として系外に抜き出されたものである。このため、脱窒工程を組み入れることが可能であるなら、年間を通じて窒素の除去を計ることができと思われる。

リンについては、夏季・冬季の除去率はそれぞれ39, 25%であり、この差は流入水中の固形性リンの割合が夏季に高かったことに由来するものと思われる。n-ヘキサン抽出物は処理水中にほとんど流出せず濃縮汚泥として引き抜かれるか、又は曝気槽内で分解される。夏季には分解による消失分は94%(100kg/日)にのぼるが、冬季には68%(55.5kg/日)に減少する。このため活性汚泥中のn-ヘキサン抽出物含有率は夏季0.89%に対し冬季には2.36%にのぼる。

2.2.3 曝気に関する調査

多くの小規模処理場では送気量の調整を行なう場合の基準は特になく、担当者の経験等によって行なっているものと思われる。しかし長時間曝気法では過曝気による汚泥の解体やpHの低下が起る危険が常に存在し、安定した処理成績を上げるためには送気量の調整が必要な場合も生じる。

本処理場の場合、夏季の送気量 $30,800\text{Nm}^3/\text{日}$ (送気倍率7.7)に対して冬季に $39,000\text{Nm}^3/\text{日}$ (送気倍率13)に調整されている。これは下水道維持管理指針に示されているように、低水温時に K_L が低下することを配慮しているためかと思われる。

図-7は活性汚泥1g当りの酸素消費速度を曝気槽内の4測点で測定したものであり、9時と14時に調査期間中毎日測定した値の平均値である。これによると、流入口近くの最も消費速度の高い所では、夏季も冬季もほぼ同じ値を示しており、この位置での必要酸素量は変らないと

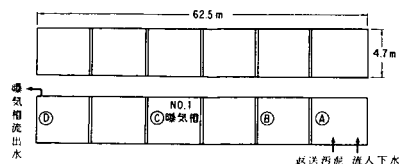


図-4 曝気槽内DO, 呼吸速度の測定点

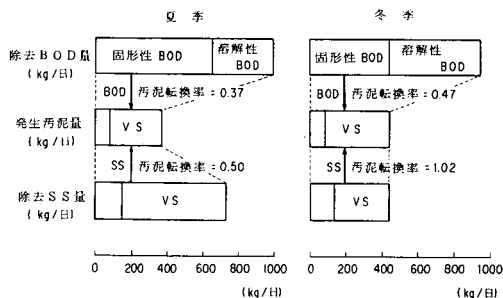


図-5 除去BOD・SS量と発生汚泥量との比較

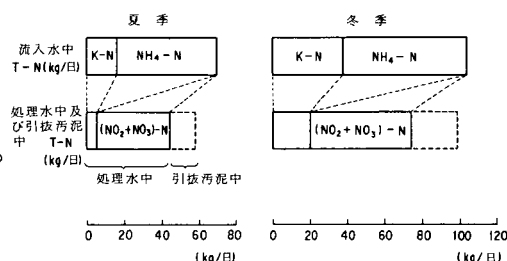


図-6 窒素の収支

言えよう。もし同一の送気量であった場合、酸素供給能(O.C.)は

$$O.C. = K_{Lat} \cdot C_{st}$$

K_{Lat} : t ℃における総括酸素移動係数

$$K_{Lat} = 1.024^{t-20} \times K_{La20}$$

C_{st} : t ℃における水中酸素の飽和濃度

本処理場の夏季水温は27℃程度、冬季に15℃程度であり、夏季のO.C.を1とすると冬季は0.93で7%の減であり、この程度では特に送気量を調整する必要は認められない。夏季と冬季の相異は14時の観測結果に大きく示されている。冬季では曝気槽内を流下するに従って呼吸速度は漸減するが、夏季は流入部よりやや低いレベル

で一定の値をとることにある。これは水温の影響により、活性汚泥の内生呼吸速度がかなり高くなるためであると思われる。夏季の9時の結果で曝気槽流出部(D点)にて冬季と同じ程度に呼吸速度が低下しているのは、夜間の流入BODが低濃度の時に、曝気槽に流入した活性汚泥が、槽内を流下しつつD点まで達した結果である。

図-8は4測点でのDOの経時変化を示したものである。夏季・冬季とも経時変化のパターンは類似しているが、冬季のほうがDOは高めであり、かなり過曝気気味である。夏季の11時~15時にかけて図-7に示されたようにD点での呼吸速度が高くなるため、D点のDOは1mg/l以下に低下するが、この程度のDO低下は処理機能上何ら悪影響を及ぼさなかった。

2.2.4 最終沈殿池の汚泥界面高調査

最終沈殿池にあらかじめ設定した15地点において超音波式汚泥濃度計を用いて汚泥界面高を測定する調査を、夏季・冬季それぞれ2日間づつ、8時、11時、14時、17時の1日4回行なった。汚泥界面高は返送汚泥量と流入下水量によって変化する。返送汚泥量を一定とした場合、夜間等流入水量が少ない時、最終沈殿池に流入する汚泥量に対して返送汚

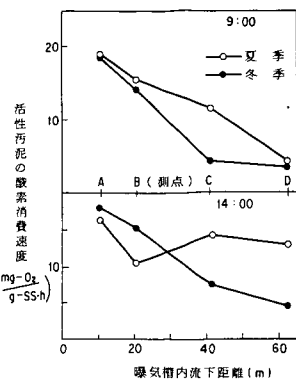


図-7 活性汚泥呼吸速度

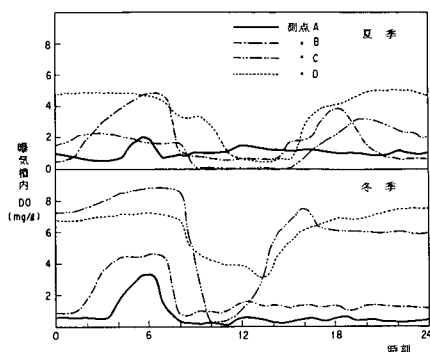


図-8 曝気槽内溶解酸素濃度の経時変化

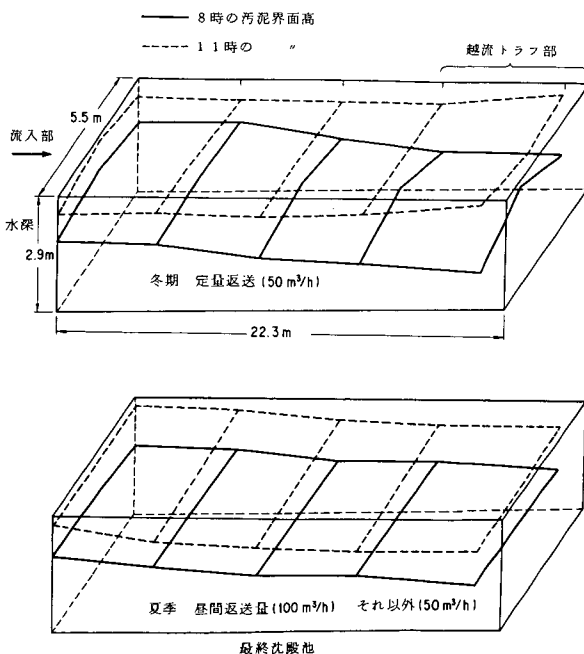


図-9 返送汚泥量と最終沈殿池汚泥界面高

泥量が相対的に大きな割合を占めることとなり、汚泥界面高は低くなる。このため流入下水量の増減に合わせて返送汚泥量を調整すれば汚泥界面高の変動を小さくすることができる。図-9は返送汚泥量を一定とした場合(冬季)、及び汚泥界面高が高くなる10時~16時の間の返送汚泥量を通常(50 m³/h)の2倍とした場合(夏季)の8時と11時における汚泥界面高を示している。本処理場の流入水量のピークは9時から10時の間に出現し、8時は比較的流入水量が少ないのであるが、いずれの場合も沈殿池内にはすでにかなりの汚泥が滞留している。定量返送の場合、11時の汚泥界面高は水面下10~60 cmにまで上昇しており、特に越流トラフ部では汚泥が越流する危険があった。このような状態は14時まで継続している。これに対して返送汚泥の調整を行なった例(夏季)では、汚泥界面高の上昇はそれ程危険な水準ではなく、14時には図の8時のレベル以下に汚泥界面高は落ち付いていた。

2.2.5 長時間曝気法に関するまとめ

この他、本処理場の特性として、1) 汚泥脱水のため添加する石灰が場内返水中に多量に含まれているため、硝化によってアルカリ度が不足することはないと考えられる。2) 最終沈殿池、及び濃縮槽での汚泥の濃縮性が悪く、浮上する汚泥がかなりあることが挙げられる。

以上の条件のもとで長時間曝気法に関する留意点をまとめると以下のようになる。

- (1) エアレーション時間18時間、SRT12日程度の滞留時間では余剰汚泥の発生量は標準法とほとんど変わらず、嫌気性消化等の汚泥の安定化も検討しなくてはならない場合がある。
- (2) 夏季と冬季の送気量は同じで良いが、過曝気の防止のため曝気槽後半分の送気量を冬期に削減することも検討する必要がある。
- (3) 生汚泥と余剰汚泥を混合して濃縮すると、濃縮槽内で脱窒が起り汚泥の浮上が激しくなるため、最初沈殿池は設けないか、又は生汚泥と余剰汚泥とを別個濃縮する。
- (4) 最終沈殿池の汚泥界面高は、流入水量の時間変動に対して敏感に応答するため、十分な水面積負荷、汚泥貯留能力を最終沈殿池に与えなくてはならない。また返送汚泥量を制御することは汚泥管理上有効な方法である。
- (5) 硝化が起ることは避けられないため、アルカリ度の確保、最終沈殿池での汚泥の浮上等の対策として脱窒工程を組み込めるようにすべきであろう。

2.3 長時間曝気法の高度処理化に関する調査

二次処理施設としての長時間曝気法は、標準活性汚泥法と比較した場合、余剰汚泥の発生量は相当分減少するものの処理水質はその規模の割には同等レベルか或いは水質項目によってはそれ以下でしかないことが明らかとなっている。³⁾⁴⁾ しかし、現状はすでに本法により稼動しているもの或いは供用初期に有り結果的に長時間曝気法となっているもの等が有り、それらについては高度な処理水質が望まれてしかるべきである。

本調査は、長時間曝気法の施設の余裕と機能を生かし、そこで窒素を除去することにより、処理水質の高度化を図ったものである。

2.3.1 調査方法

調査は、図-10に示した大型の活性汚泥実験装置を流域下水道の処理場内に設置し、循環方

式の一段階硝化脱窒法で連続運転を行なった。

そこでの基本的な運転法は、長時間曝気法に見合った条件として、循環水は返送汚泥ポンプによるものとし、脱窒過程での攪拌は空気攪拌とした。エアレーション時間は実施施設における硝化の進行状況と一段階硝化脱窒法の適用範囲等を考慮して16時間とした。又、調査では表-2に示した運転条件を設定し、定期的に処理成績とエアレーションタンク内の硝化と脱窒の進行状況を調べ、定常状態下において解析した。尚、ケース1は対照としての運転法である。

2.3.2 調査結果

各運転条件下における平均的な処理成績を表-3に示した。長時間曝気法から一段階硝化脱窒法への運転法の変更に伴う処理水質の変化は酸化態の窒素を除いて殆んどないと言ってよく、本法の適用により処理水質が悪化することはないであろう。

循環方式の一段階硝化脱窒法における窒素の除去率は流入水量に対する循環水量比で決定されるものであるが、その前提として十分な硝化率と脱窒率が得られていなければならない。図-11~15には各調査ケース別のエアレーションタンク内における溶解性窒素の変化をそこでのDOとアルカリ度の変化と合わせて示した(これらは定常状態下における平均値を表

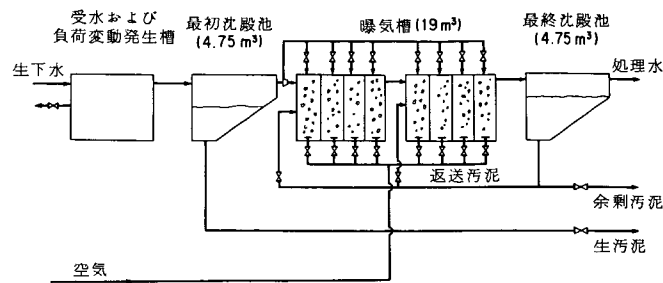


図-10 大型活性汚泥実験装置フロー

表-2 一段階硝化脱窒法による運転条件

調査ケース	運転条件 流入下水量 (L/min)	循環率 (%)	空気供給量 ($\text{N} \cdot \text{L}/\text{min}/\text{槽}$)		脱窒ゾーン(4槽)への 下水の流入方式
			脱窒ゾーン(4槽)	硝化ゾーン(4槽)	
I	20	100	$50 \times (4)$	$50 \times (4)$	先端部第1槽へ全量流入
II	"	"	$30 \times (4)$	"	"
III	"	"	$10 \times (4)$	"	"
IV	"	"	"	"	全槽へ等量ずつの ステップ流入
V	"	200	"	"	"

表-3 一段階硝化脱窒法の運転法の違いと処理成績

調査ケース		I	II	III	IV	V
調査項目						
曝気槽	水温 (℃)	8.6 ~ 16.8	7.8 ~ 12.0	8.8 ~ 12.0	12.5 ~ 22.8	19.7 ~ 24.7
	MLSS (mg/L)	4.530	5.160	3.810	2.940	2.380
	MLVSS (%)	2.640	3.090	2.410	1.840	1.530
	S R T (day)	30				
	S S (mg/L)	8.17	12.47	70.9	36.4	29.5
流入水	BOD _{ATU} (%)	8.40	100.7	8.44	64.2	77.6
	COD _{Mn} (%)	4.74	62.7	50.7	33.0	33.6
	K - N (%)	18.1	21.8	19.5	15.4	14.8
	NH ₄ ⁺ -N (%)	8.70	11.18	10.95	9.43	10.56
	(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻)-N (%)	0.96	1.17	1.35	0.42	0.00
	T - P (%)	2.80	3.75	2.55	1.55	1.67
	PO ₄ ³⁻ -P (%)	0.45	0.81	0.56	0.62	0.99
	p H	6.84 ~ 7.34	7.01 ~ 7.35	6.95 ~ 7.19	6.92 ~ 7.30	7.16 ~ 7.50
処理水	透視度 (cm)	37 ~ >50 (66%)	37 ~ >50 (52%)	49 ~ >50 (92%)	>50 (100%)	>50 (100%)
	S S (mg/L)	9.5	11.8	6.8	4.6	6.2
	BOD _{ATU} (%)	2.2	4.3	4.0	4.6	3.0
	COD _{Mn} (%)	7.7	9.2	8.5	6.6	7.0
	K - N (%)	1.2	1.4	1.4	1.3	1.0
	NH ₄ ⁺ -N (%)	0.40	0.41	0.50	0.52	0.31
	(NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻)-N (%)	1.196	8.43	6.32	6.70	5.23
	T - P (%)	0.39	0.47	0.38	0.44	0.76
	PO ₄ ³⁻ -P (%)	0.09	0.11	0.16	0.29	0.54

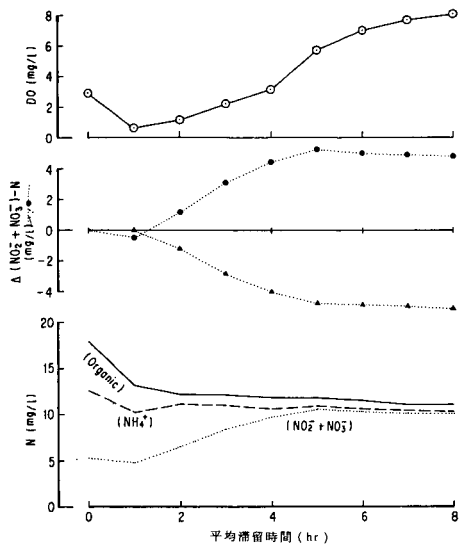


図-1 1 ケースⅠにおける槽内窒素の変化

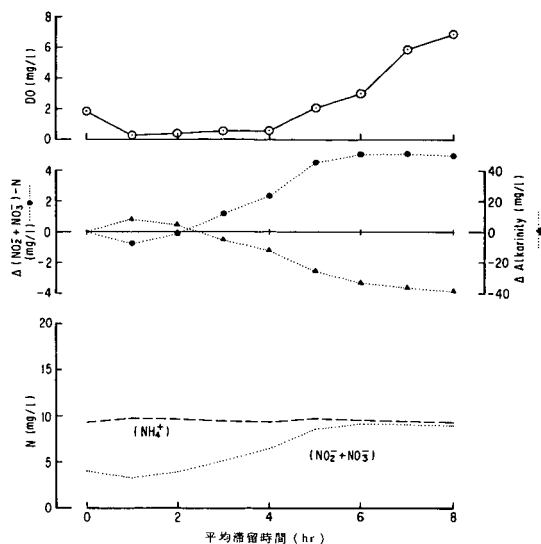


図-1 2 ケースⅡにおける槽内窒素の変化

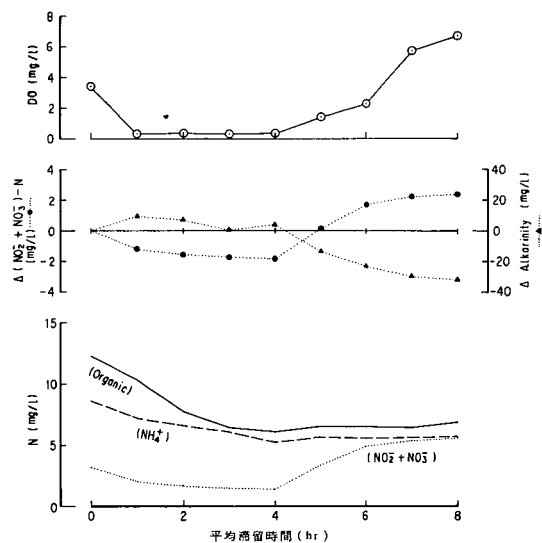


図-1 3 ケースⅢにおける槽内窒素の変化

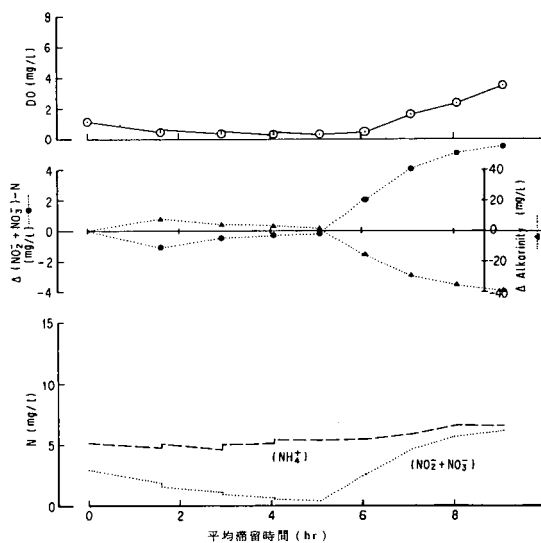


図-1 4 ケースⅣにおける槽内窒素の変化

わたしたちのものである。)。硝化は全てのケースで十分な域まで達していると言えるが、脱窒は各ケースにより異なり、対照運転で殆んど起こっていないものが、空気の供給量を減らす程活発となり、ステップ方式では十分なものとなっている。ここで、表-3の処理成績から単に窒素の除去率を求めると、それぞれケース1から31、57、63、49、58%となり、前述の結果を反映したものとなっていない。これは流入下水の性状に起因している結果と推察され、本調査ではエアレーションタンク内における窒素の挙動のみを取扱い、主に脱窒について検討する。

活性汚泥中の脱窒菌群は、大部分が通性嫌気性⁵⁾の他栄養細菌群であるものと思われ、その生息数は一般細菌に匹敵するものである。又、これらの脱窒菌の活性は基質（電子供与体）濃度に大

きく左右され⁵⁾、清水ら⁶⁾の内部資料によると、活性汚泥の脱窒速度は活性汚泥の呼吸速度に比例することが示されている。

本調査のように好氣的な雰囲気での脱窒を期待する場合は、脱窒菌の活性が重要となり、その活性が基質摂取において他の細菌群との競合に競り勝つ DO 濃度レベルに有ることと、呼吸活性による酸素要求量が既存の DO 濃度レベルでは不足するような DO 濃度レベルに有ることの 2 つが主な因子として満足されなければならない。そのためには、脱窒ゾーンを可能な限り低い DO 濃度に保つことと、そこでの活性汚泥の呼吸速度を可能な限り高く保つことである。

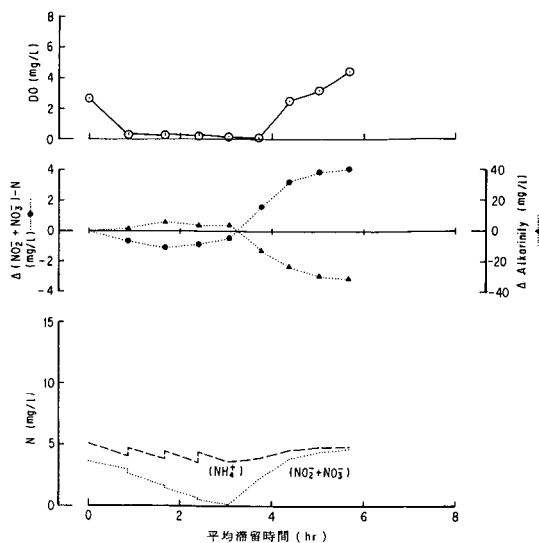


図-15 ケースVにおける槽内窒素の変化

本調査における脱窒ゾーンでの脱窒の進行状況は各ケースにより異なり、脱窒が然程進行していないケースⅡ、脱窒と硝化が同時に進行しているⅣ、Ⅴと分けることができる。これら脱窒ゾーンにおける酸化態窒素の増減とアルカリ度の増減の関係を表わしたのが図-16である。ケースⅡ、Ⅲでは硝化と脱窒が共存している可能性がみられ、ケースⅡでは脱窒活性よりも硝化活性が卓越しており、ケースⅢでは双方の活性が高いレベルで維持されていると思われるが、どちらかという脱窒活性の方が高いレベルに有る。これら2つのケースには脱窒菌の呼吸活性と DO 濃度レベルとの関係による影響が大きいものと思われる。ケースⅣ、Ⅴでは十分な脱窒が起こっており、ケースⅤは理想的な状態と言えるが、ケースⅣでは同時に嫌気性消化も起こっている可能性がある。これらケースⅣとⅤの脱窒ゾーンでは好氣的な雰囲気の中で脱窒活性を高く維持する条件が全て満足されていると言える。

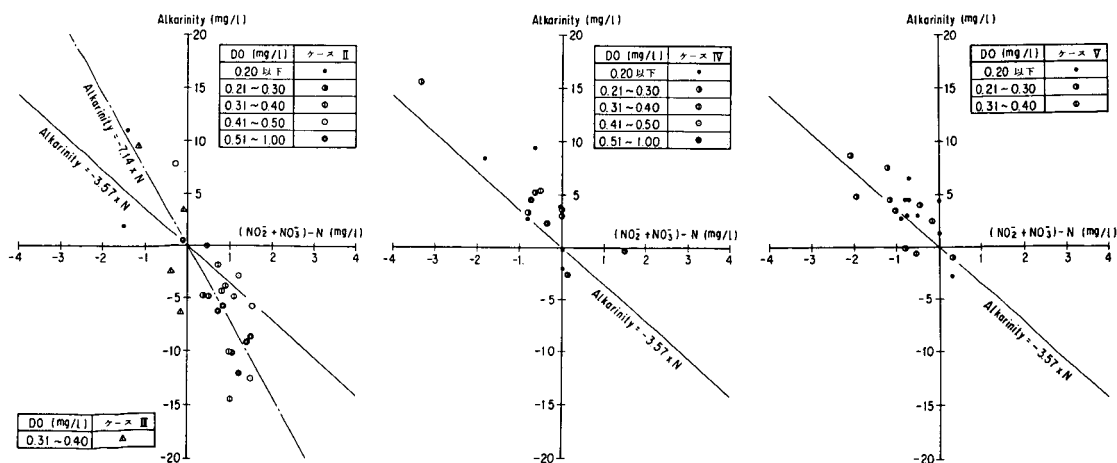


図-16 脱窒ゾーンにおける酸化態窒素の増減とアルカリ度の増減の関係

これらの結果は、脱窒活性が基質濃度や活性汚泥の呼吸速度と比例関係に有るということから説明できる。図-17にはケースIにおけるエアレーションタンク各槽の呼吸速度の測定結果を示した。エアレーションタンク末端部の呼吸速度をそこで

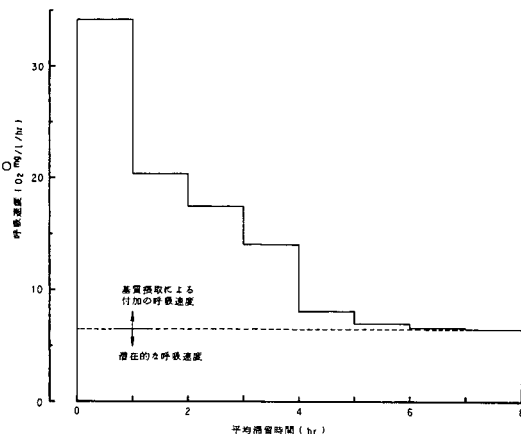


図-17 ケースIのエアレーションタンクにおける呼吸速度の変化

それ以上が基質の摂取により要求された付加の呼吸速度とすることができる。この付加分の呼吸速度による呼吸量は、第1槽目で45%, 第2槽目までで68%, エアレーションタンクの前半量目までで98%と大部分が流入側に片寄っている。良好な脱窒を期待するにはこの片寄った部分を脱窒ゾーン内で平均化してやることが有効な手段となり、プラグフローとなっている長時間曝気法では脱窒ゾーンで下水をステップ流入させた方が

2.3.3 結論

長時間曝気法の施設で、その機能を生かしたまま循環式の一段階硝化脱窒法による高度処理化は可能である。そこでは脱窒ゾーンに留意する必要があり、好氣的雰囲気での脱窒となるため、散気方式を粗大気泡曝気とし酸素溶解効率を落すことと、下水をステップ方式等で流入させ、活性汚泥の呼吸速度の均一化を図ることにより安定した高度処理が得られるであろう。

既存施設の報告では、空気供給量を絞っただけで機械攪拌と同等レベルの処理成績が得られた⁷⁾所や好氣的雰囲気の中で窒素の除去率が高く、硝化と脱窒が同時に進行している可能性がある所⁸⁾⁹⁾等もあり、好氣的雰囲気における脱窒のメカニズムについては今後の研究に委ねなければならないが、現時点での実用化は充分可能であると考えられる。

2.4 下水の嫌気性処理に関する調査

本調査は、既存の活性汚泥法等に代表される好氣的な処理方式が抱えている問題点(例えば、処理システム内で消費される多くのエネルギー、発生した汚泥の処理処分法、汚泥処理系から水処理系への返流水、維持管理に必要な技術等。)を解消するような下水処理システムを開発するための調査の一環として、下水への嫌気性処理法の適応の可能性を探るために実施しているものであり、本年度は室内実験による基礎的な調査を実施した。

2.4.1 下水の嫌気性処理法の基本的考え方

嫌気性処理は、昔からし尿の浄化法として利用されてきたもので、また身近には下水汚泥の嫌気性消化法として広く利用されているものである。嫌気性処理法を下水処理システムに適応する場合は、好気性処理法との生物二段処理法の形を取ることが予想される。そのためには、嫌気性処理法だけでなく、好気性処理法も念頭においた下水処理システムとしてとらえなくてはならない。今回は図-18に示した下水処理システムを想定して調査を進めることとした。

本システムの成否は1段目の嫌気性処理法に掛かっている訳であるが、その開発条件は2段目の好気性処理での受け入れ水質により左右される。本システムでは、二段目の好気性処理法の条件として、エネルギー消費量が従来法よりも大幅に少ないこと、汚泥の発生量が殆んどないこと、維持管理を殆んど必要としないこと等

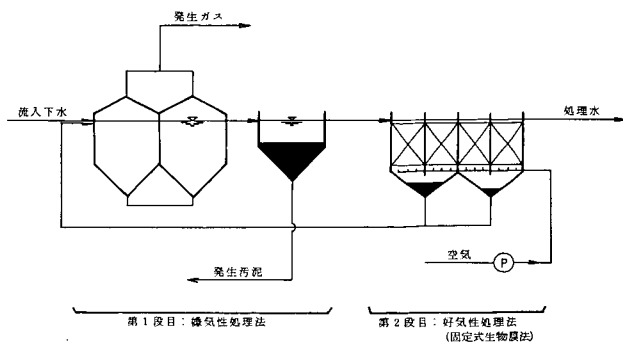


図-18 嫌気性処理法を適用した下水処理システム

が満足されるものであることとし、そこでの処理方式を、広範囲の食物連鎖が期待でき、低濃度の下水処理に適していること、また、攪拌のためのエネルギーが不要なこと等から固定式の生物膜法とした。そのためには1段目の嫌気性処理法での処理水中の有機物濃度を可能な限り低く抑さえなければならない。本調査では、当面の開発目標として、嫌気性処理法における処理水質を $BOD_{ATU} 30 \sim 50 \text{ mg/l}$ とした。

2.4.2 下水の嫌気性処理に関する基礎実験

本実験は、58年度から実施する連続実験のための予備実験として、嫌気性処理に対する攪拌の影響と関与する生物量の影響、メタン生成過程における揮発性有機酸濃度の影響等について調査したものである。

1) 実験方法

実験は、表-4の実験条件のもとで、図-19の培養器を用い20℃の恒温室においてパッチ方式により実施した。尚、本実験に供した生下水はT住宅団地終末処理場における最初沈殿池流入水の最も濃い時間帯のものであり、嫌気性消化汚泥はM市下水処理場における嫌気性消化汚泥(消化温度36℃、消化日数34日)を遠心分離機により蒸留水で3回洗浄したものである。

2) 実験結果

攪拌に関する実験でのSS、VSSと溶解性 BOD_{ATU} の経時変化を図-20と21に示した。攪拌による影響は窒素ガス攪拌中には攪拌しない方が良好なものとなっているが、器内ガスによる循環攪拌での BOD_{ATU} の減少傾

表-4 実験条件

実 験 名	実 験 条 件						
	項 目	ケース	A	B	C	D	E
攪拌の影響 に関する 実 験	攪 拌 速 度 *	0.035					
	攪 拌 時 間 (=)	3.0 : N_2 および器内ガスによる循環攪拌					
	攪 拌 間 隔 (hr)	1.0	3.0	7.5	1.5	5.6	
生物量の影響 に関する 実 験	攪 拌 速 度 *	0.035	0.350	2.63	5.25	—	
	攪 拌 時 間 (=)	0.5 : 器内ガスによる循環攪拌					
	攪 拌 間 隔 (hr)	1.0					
揮発性有機酸濃度 の影響 に関する 実 験	攪 拌 速 度 *	2.63					
	攪 拌 時 間 (=)	0.5 : 器内ガスによる循環攪拌					
	攪 拌 間 隔 (hr)	1.0					
	濃 度 (mg / l)	0	200	500	1000	—	

* 遊気性消化液酸 / 生下水 (g / l)

* 嫌気性消化汚泥/生下水(g/l)

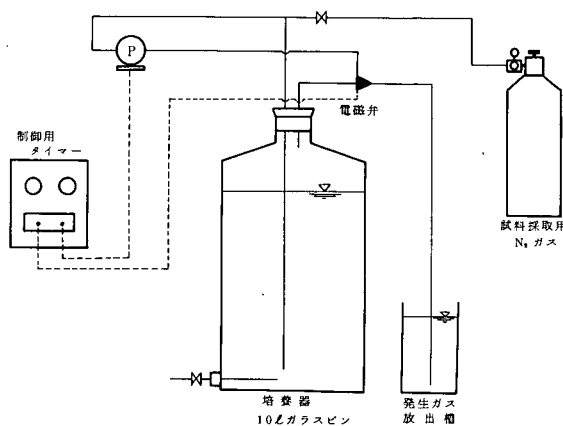


図-19 実験に供した培養器

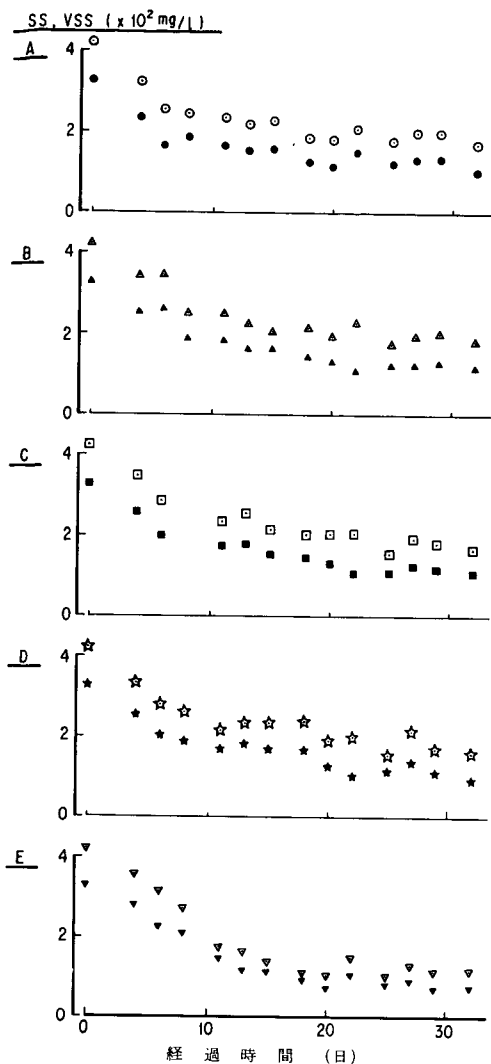


図-20 ケースIにおけるSSとVSSの経時変化
向からは殆んど差がなく影響はみられない。窒素ガス攪拌中の結果については、窒素ガスによる炭酸ガスの追出し及びそれによるpHの上昇(図-20)が影響しているものと思われる。特にSSの減少に関しては、遠藤¹⁰⁾が報告した汚泥の嫌気性消化における揮発性有機酸生成過程(汚泥の減少が最も著しい)の最適pHが4.5附近と低いレベルに有ることからも裏付けられる。

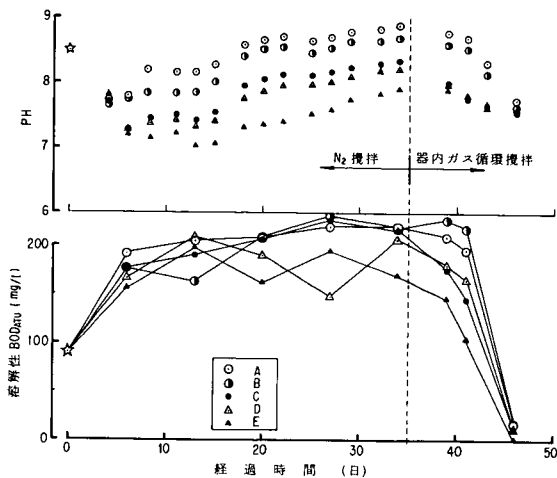


図-21 ケースIにおけるpHと溶解性BOD_{ATU}の経時変化

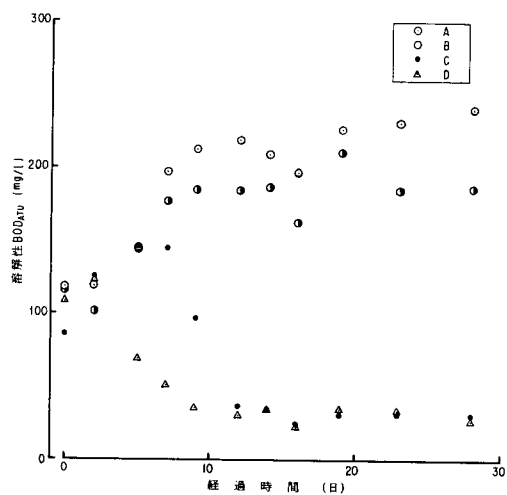


図-22 ケースIIにおける溶解性BOD_{ATU}の経時変化

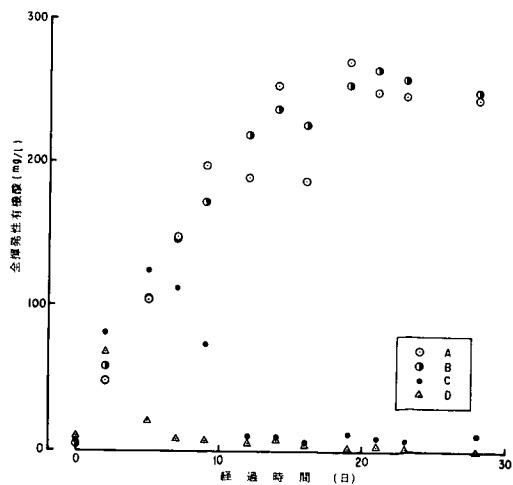


図-23 ケースIIにおける全揮発性有機酸の経時変化

図-22と23は嫌気性処理に關与する生物量（嫌気性消化汚泥濃度）の影響を溶解性BOD_{ATU}と全揮発性有機酸の経時変化でみたものである。これらの傾向から、嫌気性処理は關与する生物の保持操作により大きく左右され、それは主にメタン生成過程に対してであり、揮発性有機酸生成過程に対しては殆んど認められない。この結果は各過程に關与する生物相が異なることを表わしており、嫌気性処理に必要な生息量の概念からみた場合、揮発性有機酸生成過程に關与する生物相は流入下水中からの供給量、或いはそれらの世代時間等に関して満足できるものであるが、メタン生成過程に關与する生物相については流入下水中のみでは完全に不足し、また、世代時間も長くこれらの生物相を保持する操作が必要である。

メタン生成過程における揮発性有機酸濃度の影響をみたのが図-24である。揮発性有機酸の減少傾向は初期濃度の違いによる影響を殆んど受けておらず、その減少速度も変わらないものである。一般的に、關与する生物の活性が低い、或いは増殖速度が著しく遅い場合等は、見掛上の（ここでは基質摂取速度の測定による）活性に基質濃度依存性が現われにくいものである。従って、実用的には、關与する生物群の活性に基質濃度依存性がないとすれば、活性の不足を生息量で補う方策を採らなければならない。

他に、本実験を通じて得られた結果として、汚泥発生量の大幅な軽減化の可能性と窒素、磷の除去対象量の増加が挙げられる。汚泥発生量に関しては、図-25の現象からも分かるように、下水中の大部分のSS成分は揮発性有機酸生成過程でスムーズな分解を受け可溶化減少することにより、最終的な発生量としては流入SS量の30%前後は保障できるであろう。一方、窒素と磷については実験における経時変化の一例を図-25に示した。下水中の窒素及び磷に占める NH_4^+ や PO_4^{3-} の放出が起これ、その存在量は流入時点のK-NやT-Pにせまるものとなる。 NH_4^+ や PO_4^{3-} の存在量はメタン生成過程に移行しても殆んど変わらず、結果的に、下水を嫌気性処理することにより窒素や磷の除去対象量を増加せしめたことになる。

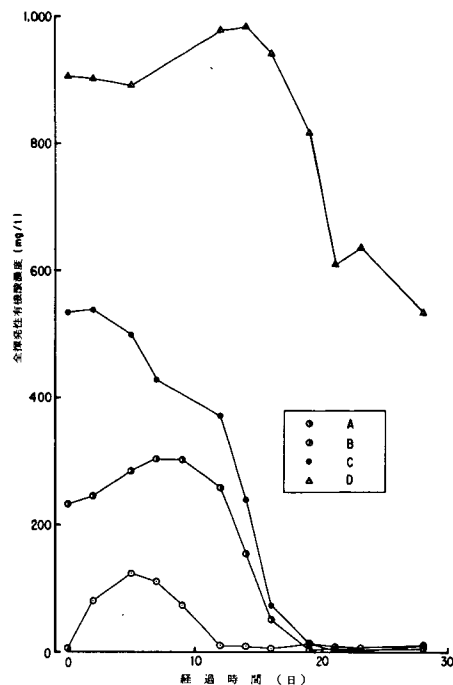


図-24 ケースIIIにおける全揮発性有機酸の経時変化

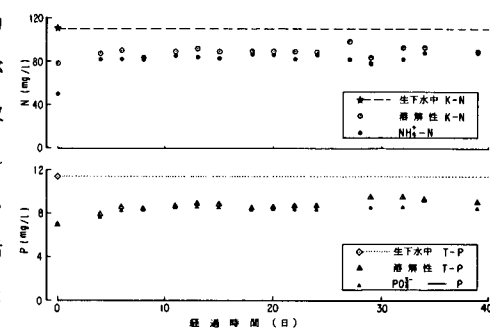


図-25 嫌気性処理過程における溶解性の窒素と磷の経時変化の1例

3) 結 論

本実験から、少ないエネルギー消費量のもとで、開発の目安とした処理水の $BOD_{ATU} 30 \text{ mg/l}$ のクリアの可能性と汚泥発生量の大幅な減少が期待できること等が示唆されたことにより、嫌気性処理は下水処理への適用が可能と思われる。一方、下水の嫌気性処理法に関しては、反応槽内の攪拌操作に然程留意する必要はなく（デッドスペース解消については別である。）、処理効率の向上化はメタン生成過程に左右され、そこで関与している生物群の増殖速度が遅いことから、それらの生息量を多く保持できるか否かに掛っていることが示された。又、嫌気性処理過程では窒素や磷は全くと言って良い程除去されず、かえって除去対象量が増加することから、下水処理システムへの適用に際し、大きな課題を残したと言える。

2.4.3 今後の課題

本年度の調査により下水の嫌気性処理の可能性が示唆された訳であるが、それをどのような処理法として下水処理システムに適用していくかが今後の課題である。そこでは、Anaerobic Activated Sludge Process や Anaerobic Filter Process 等が考えられる。一方、汚泥の嫌気性消化法の分野で検討が進められている Two-Phase Digestion Process も有効となり得ることが実験から示唆されている。いずれの処理法についてもメタン生成過程における SRT、或いはそれに見合った生物の保持操作に重点が置かれることは確かであり、これらプロセスの組み合わせも可能となる。

当面は、Anaerobic Activated Sludge Process と Two-Phase Digestion Process としての適応性について、住宅団地生下水を用いた連続実験により検討する予定である。そこでは固液分離とスカム発生に関する調査も重要となり、同時に窒素や磷の除去法についても考慮しておく必要がある。窒素の除去法については、二段目の好気性処理法と連動した循環式硝化脱窒法の採用を考え、その場合は、Two-Phase Digestion Process におけるメタン生成槽を脱窒槽とする方が基質の面からも有効となるだろう。一方、磷の除去法については、当所汚泥研究室の無機凝集剤添加時汚泥の嫌気性消化に関する研究成果¹¹⁾が参考になるかもしれない。

2.5 小集落排水調査

農村等の小規模集落で下水道計画を策定する場合に、基礎的な項目として発生する排水の水量及び水質を把握するとともに、排水が側溝等を流下する間での自浄作用、雨天時のフラッシュ効果などを明らかにし、下水道完成後の効果を予測することも重要である。このため本年度は小集落排水の流達率の季節変化、及び側溝における雨天時流出汚濁物量について調査を行なった。

2.5.1 調査方法

調査は前年度と同様、茨城県大穂町前野地区・同豊里町今鹿島地区の側溝及び小水路内にて行なった。流達率調査は24時間連続で流量を観測するとともに、コンボジットサンプルを作成し前年度求めた発生負荷量と、セキでの流達負荷量から流達率を求める方式をとった。雨天時の流出汚濁物量についても同じ地点で降雨開始より6時間流量を測定するとともに、降雨開始初期は10分間隔、中期30分、後期は1時間の間隔で試料を採取し、Grabサンプルとして分析を行なった。

2.5.2 調査結果

図-26に流達率の季節変化を示した。前野地区は排水路延長855m、全線U字側溝であり勾配もかなりある。これに対し今鹿島地区は4,975mであり、滞水している箇所、柵溝部等が含まれている。このため両地区の流達率はBODで5~10倍の開きがある。しかし季節変化としては、3月に流達率が最も高く、8月から12月にかけてはほぼ同様の値に落ち付く（SSを除く）という傾向が共通して見られる。12月の水温が7~11℃、3月の水温が4~11℃であり、両者の流達

率がこのように異なるのは奇異な感じを受けるが、側溝中の生物膜が12月の時点でまだ活性を保っており、長期間低温下にあった3月の時点ではまだ浄化能力が低下したままであると考えられる。

図-27は雨天時の観測結果をもとに降雨量と排水路長当りの雨天時流出汚濁物負荷の関係をまとめたものである。排水路長当りに換算したのは、都市域の下水道と異なり浸透地区の割合がかなり高いこと、及び晴天時の自浄作用は側溝内での沈殿が大きな役割を果していると思われるためである。降雨量1~4mmの間では前野地区の流出量が今鹿島地区を上回っているが、6mmでは両者はほぼ同じ流出量となる。今鹿島地区の側溝内沈殿物は前野地区より多いと考えられること

から、降雨量が更に大きくなれば今鹿島地区での流出量も増大すると考えられる。但し、晴天時の流出負荷量と比較して、雨天時にはBODで0.016~2.9倍程度しか増加せず、6mm以下の降雨で流出する汚濁負荷量はそれほど問題とされないと考えられる。

2.5.3 小集落排水調査のまとめ

側溝内の自浄作用は水路延長、及び形態により大きく異なるとともに、冬季には自浄作用の低下により水路内水質も悪化することが確認された。また雨天時の流出負荷量は6mm以下（総降雨量）の降雨量では顕著に増加しなかったが、今後は数十mm以上の大降雨時の評価が必要であろう。

参考文献

- 1) 観光地における下水処理に関する研究，土木研究所資料第1,858号 57年8月
- 2) Wastewater Treatment Facilities for Small Communities, U.S.E.P.A. 1977 Oct.
- 3) 小規模処理場の処理特性に関する調査，土木研究所資料第1709号 56年8月
- 4) 落ら，エアレーション時間の違いによる活性汚泥の処理特性に関する実験的研究

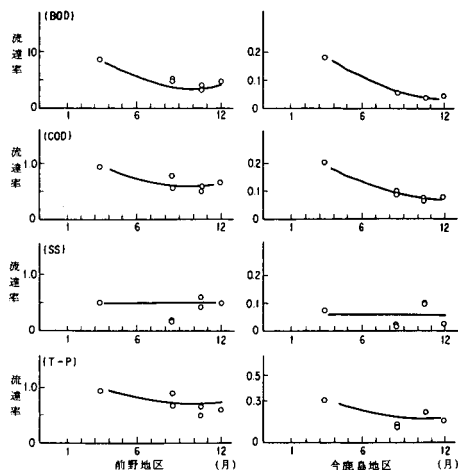


図-26 流達率の季節変化

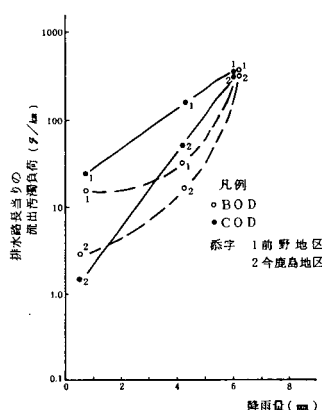


図-27 雨天時流出負荷量と降雨量の関係

第19回下水道研究発表会 講演集

- 5) 生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去, 土木研究所資料第1664号 56年3月
- 6) 建設省土木研究所下水道部三次処理研究室
- 7) 茨城県湖北流域下水道霞ヶ浦浄化センター, 下水道協会誌投稿予定資料
- 8) 京才ら, 浜松市瞳ヶ丘浄化センターにおける高度処理, 下水道協会誌 Vol20 No224 1983.1
- 9) 星野ら, 芝浦処理場西系列施設による硝化脱窒実験,
東京都下水道局技術調査年報 55年3月
- 10) 遠藤ら, 嫌気性消化の酸生成相に及ぼす温度とpHの影響,
土木学会論文報告書集第330号 1983年2月
- 11) 無機凝集剤添加時発生汚泥の嫌気性消化に関する実験報告書,
土木研究所資料第1897号 57年12月

3. 雨天時合流式下水の処理に関する調査

下水道研究室 室 長 星 隅 保 夫

主任研究員 弓 倉 純 一

小 沢 登

1. ま え が き

下水道の役割としては、①雨水排除（浸水の防除及び浸水からの回復）、②汚水排除（周辺環境の改善）、③便所の水洗化及び④公共用水域の水質保全の4点をあげることができる。

このうち、公共用水域の水質保全という役割が強く認識されたのは近年になって、特に水質公害が重要な社会問題となってからのことである。この面での対応を下水道に要求された結果、合流式下水道は雨天時に未処理の下水を公共用水域へ直接放流するという特色を有しているため、これに対する対策がとられない限り合流式下水道は好ましくないという認識がなされるようになった。このため、ここ10年程度で新規に下水道を計画する場合にはほとんど分流式が採用されており、合流式は先進都市において残されている状況である。

本調査は、合流式下水道において雨天時に発生する下水を効率的に処理する手法を開発することによって既存の合流式下水道の改善を行うことと合わせて今後の合流式下水道の採用の道を開くことを目標にしている。

合流式下水道が当初に採用された理由として、合流式下水道が1本の管きょにより汚水と雨水を収集・排除する方式であるため、汚濁対策と浸水対策を同時に解決することができ、また、一般的に建設費も安く下水道の供用開始が早いという長所を有していたためである。特に、都市域における浸水対策の要求が高い場合には、合流式下水道は非常に有効な対策であり、これが現在、都市域での浸水がかなり除去されている状況につながってきているわけである。

下水道の排除方式を都市規模別にみると表1に示す通りとなっている¹⁾。昭和55年度末において、公共下水道を整備している都市は699都市で、このうち合流式を中心に整備している都市は102都市となっている。下水道の整備が大都市先行の形で行われたことから、合流式下水道は大都市に多い。次に下水道整備計画面積についてみると図1の通りとなっている²⁾。この図は昭和48年度の調査結果を示しているが、計画総面積 7,732 ㎢ に対し

表1 公共下水道排除方式別都市数

排除方式 行政人口 規模(千人)	(昭和55年度末)				
	合 流	分 流	分 流	分 流	計
	一部分流	合 流	一部分流	一部分合流	
指 定 都 市	5	1	1	4	11
一 般 都 市					
300～1,000	18	2	7	17	44
100～300	12	32	1	56	132
50～100	7	15	1	117	161
50未満	2	10	1	312	338
小 計	21	75	5	492	675
事務組合等	1		11	1	13
合 計	21	81	6	504	699

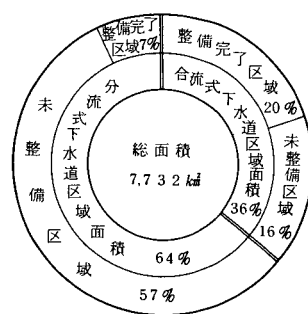
注) 行政人口規模は住民基本台帳による。

て計画合流式下水道区域面積はその36%に当たる1340㎢となっている。これを人口についてみると合流式下水道区域の人口密度が高いことから計画総人口7,030万人のうち53%に当たる3,730万人が合流式下水道を利用することになる。このことは逆に合流式下水道の特色を示すこととなる。つまり、合流式下水道では分流式下水道よりも単位面積当りの流入下水量が多くなる。

我国における下水道の普及率は昭和56年度末で31%（処理人口3,610万人）となっており、その整備水準はかなり低く今後の早急な普及が望まれている状況である。しかし公共用水域の水質保全の役割からみると合流式下水道の改善もこれにおとることなく重要な課題である。

下水道における汚濁負荷削減の最終目標量は、下水の放流先水域における環境基準を達成できる量であると考えられる。しかし、一般に汚濁負荷を量でとらえることは技術的な困難を伴うことから、行政における規制は濃度によるものが多い。

公共用水域の水質を保全するための法律として水質汚濁防止法（以下水濁法と略す）があり、下水道からの放流水はこの法律により規制されている。水濁法第3条第1項を受けて、排水基準を定める総理府令が定められているわけであるが、これによると下水道からの放流水は、BODで120mg/ℓ（日最大160mg/ℓ）以下にすれば良いことになっている。しかし、水濁法は、第3条第3項で、この一律の基準より高い基準（上乘せ基準）を設定することを都道府県に認めている。したがって、これらのことを考慮して処理目標を定めることが必要である。



図一 1 排除方式別下水道整備対象区域面積

2. 57年度調査結果

2.1 雨天時における水量及び水質に関する実態調査

2.1.1 概要

雨天時における水量及び水質は、晴天時のものより大きい変動を示す。雨天時下水の水量については主として降雨量により律されているわけであるが、水質を律するものとしては掃流効果と希釈効果がある。掃流効果によるファーストフラッシュは主として降雨初期に発生しやすいわけであるが、この高濃度下水となる原因としては、管きょ内の堆積物や地表面汚濁物が流下することにある。希釈時における下水は、晴天時汚水が清浄な雨水によって単純に希釈されたものとなる。

2.1.2 雨天時下水の水量及び水質の設定方法

雨天時における下水の水量及び水質を設定する手法を検討すると次の3種類に大別できる。

① 実測法

この方法は雨天時に現地において水量水質を確認するものである。この方法は現状を確認できる最良の方法であるが、その実施には多大な労力が必要となる。

② 簡易法

この方法は、1回当りの降雨量及びその降雨継続時間に基づいて下水量を設定し、水質は平均水質

を用いるものである。この例としては10分間降雨データから計算したものがある³⁾。この方法は、必要な資料が少なくすみ、特に低しゃ集量の場合には比較的精度が高くなる。

③ モデルシミュレーション法

この方法は降雨量を一次データとし、各種定数を設定することにより流出する下水の水量水質を求めるものである⁴⁾。この方法の長所は、降雨データのみで計算できるわけであるが、定数の設定に高度な技術を要すること、さらに精度を上げようとする計算が複雑になる問題点がある。

2.1.3 実測法による雨天時下水の水量水質の設定

実測法により、水量水質を設定する場合には、まずその調査対象が全国の平均的なものであることが望ましい。平均的な下水道では時間最大下水量（以下DWF・Hと略す）は1mm/時程度であるとされており⁵⁾、さらにこれは日平均下水量の0.5mm/時に相当している。なお、ここで下水量の単位としてmm/時を用いているが、これは一般に用いられているm/日を排水区域面積で割って変換し降雨量に対応させたものである。

(a) 調査排水区

調査排水区であるA排水区のDWF・Hは0.85mm/時でありこれは平均的なものと考えられる。A排水区のその他の特性は、排水面積22ha、人口密度295人/ha、不浸透面積率39%となっている。調査は、A排水区の下流端において降雨時に流量測定及び水質分析用の採水を行った。

(b) 調査結果

13回の降雨結果を、DWF・H(Q)の倍数毎にまとめたものを表2に、またそのうちの数例を図2に示す。雨天時下水の水量水質のパターンは降雨パターンに左右されている。その結果、雨天時下水の水量水質のパターンは降雨毎に異なることとなる。たとえば今回の調査でも、No.1のように低水量で続くもの、No.3のように多くのピークを作るもの、No.6のように初期に鋭いピークを作るもの、No.12のように中央に鋭いピークを作るものなどの水量パターンがみられている。

表2 雨天時下水の水量水質（平均的な排水区における）

	水量 (XQ)	継続 時間	BOD		水量 (XQ)	継続 時間	BOC		降雨 No.	水量 (XQ)	継続 時間	BOC
1	1.5	3:05	90		1.5	1:00	214			1.5	1:00	76
	1.5	5:25	79		3.5	0:10	134			2.5	0:30	17
2	2.5	0:40	55		5.5	0:05	103			1.5	0:45	23
	1.5	4:35	26		4.5	0:10	74			2.5	0:40	18
	1.5	1:15	83		2.5	0:05	21			12.5	0:15	52
	2.5	1:00	36		1.5	0:50	24			22.5	0:10	20
	3.5	0:15	46		4.5	0:15	19			12.5	0:05	12
	2.5	0:05	23		5.5	0:10	11			6.5	0:15	10
	1.5	2:25	22		4.5	0:10	11			3.5	0:20	12
	2.5	0:25	18		3.5	0:10	13			1.5	0:15	22
	5.5	0:05	37		2.5	0:15	18			3.5	0:15	22
	4.5	0:05	53		1.5	2:40	32			7.5	0:10	14
	3.5	0:05	29		6.5	0:05	19			3.5	0:10	22
	2.5	0:15	13		7.5	0:05	19			1.5	1:20	54
	1.5	0:50	20		4.5	0:05	21			1.5	2:00	92
3	2.5	0:05	15		1.5	3:05	45			2.5	0:40	39
	5.5	0:05	18		1.5	2:10	176			3.5	0:10	35
	4.5	0:05	19		1.5	1:30	89			2.5	0:05	25
	3.5	0:20	23		2.5	0:10	84			1.5	0:30	30
	2.5	0:05	21		1.5	0:35	40			2.5	0:10	16
	1.5	0:10	15		1.5	0:05	464			5.5	0:05	74
	5.5	0:10	27		2.5	1:10	290			8.5	0:05	70
	4.5	0:05	16		1.5	2:50	23			12.5	0:05	70
	3.5	0:20	10		1.5	0:10	263			7.5	0:05	68
	2.5	0:10	17		1.5	0:10	59			5.5	0:10	18
	1.5	0:20	12		2.5	0:10	58			3.5	0:10	18
4	1.5	1:10	76		1.5	0:10	135			1.5	0:55	43
	2.5	0:40	22		2.5	0:05	19					
	1.5	0:10	17		1.5	0:10	16					
5	2.5	0:05	331									
	1.5	0:20	118									
	2.5	0:05	167									
	12.5	0:10	65									
	27.5	0:25	14									
	17.5	0:15	7									
	9.5	0:05	7									
	5.5	0:05	8									
	4.5	0:05	22									
	3.5	0:10	16									
	2.5	0:20	15									
	1.5	2:10	20									

注) 水量はDWF・H(Q)の倍数毎で整理(10Q以上は5Q毎)した。
各降雨とも出現順に並べてある。
BOD(mg/l)は平均値である。
1Q=0.85mm/時

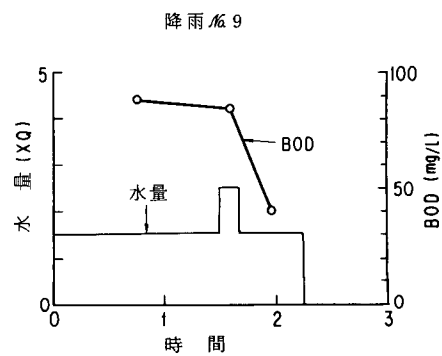
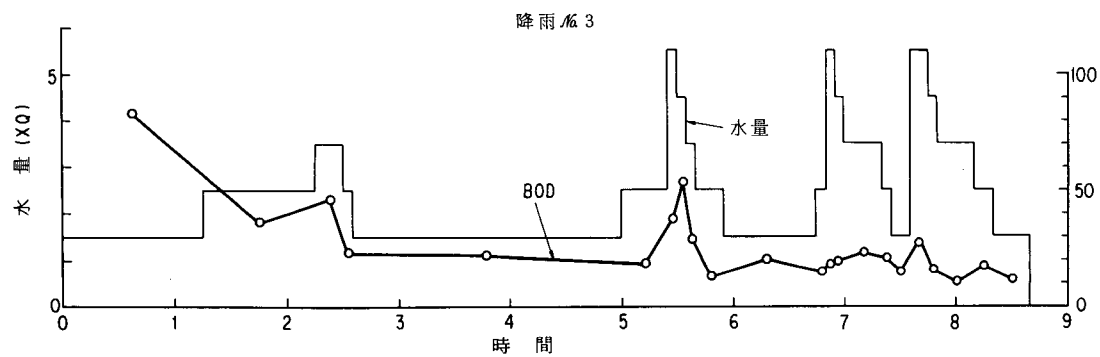
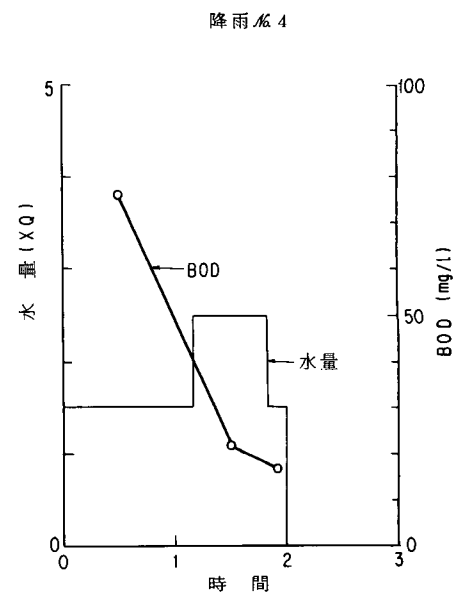
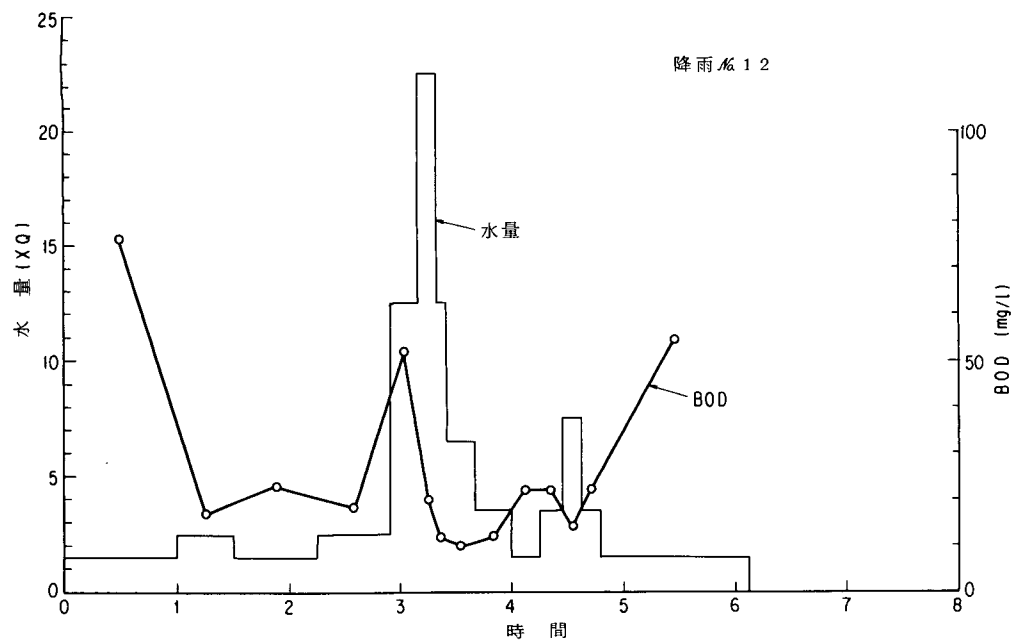


図 2 雨天時下水調査結果

一般に、安全側からみても、希釈効果が得られている下水については、5 Q以上の水量時にはBODは高級処理水並の20mg/l以下となる。5 Q以上でBOD20を越える原因はファーストフラッシュ効果によるものである。今回の調査でも5 Q以上の水量時にBOD20を越えるものがみられているが、これらについては処理により対応することは困難であり、貯留を行うことが現実的であると考えられる。今回の調査で5 Qを越えてBOD20mg/l以上の状況を示した降雨のうち最大容量を有していたのはNo.12の1.9QH($(12.5-5) \times \frac{1}{4}$)であった。このことはDWF・Hの約2時間分について滞水池が必要なことを示している。なお、No.12において1 Qまでをしゃ集し1 Q以上を全量貯留することにより、越流量を0にする場合の滞水池容量は152QHとなる。

雨水分を(水量-0.5)と考えると、今回の雨水分は137QH(117mm)となる。今回の調査は年間の全ての雨について調査したわけではない。一般に合流式下水道を採用している大都市の年間降雨量は1400mm程度であるとされているが、これを使うと本調査排水区の有効降雨量は4割程度の560mmとなる。降雨の影響が1 Q以下でも存在することを考えると、本調査は年間降雨の $\frac{1}{5}$ をとらえていると考えられる。

2.2 雨天時下水の処理に関する調査

2.2.1 概要

合流式下水道の改善策としては図3のものが考えられている⁶⁾。このうち現在まで行なわれてきたものは主としてしゃ集方式の改善や雨水滞水池の設置等である。

この中の雨天時下水処理施設として研究されてきたものの主要なものを表3に示す⁷⁾。

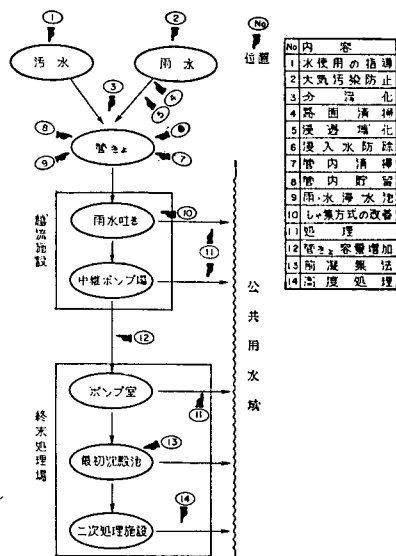


図3 合流式水道改善策
(雨天時流出負荷の削減)

表3 処理施設の開発状況

名 称	概 要	設 計 諸 元 等												
雨水沈殿池	雨水沈殿池は、沈殿効果および貯留効果を利用して除去を行うものである。	処理水質をSSで200mg/l以下にするには、 滞留時間を1時間以上にする必要がある。 凝集剤を用いると滞留時間の短縮が可能となる。												
スクリーン	スクリーンには、マイクロストレーナー、ロータリースクリーン、ドラムスクリーン、スタティクスクリーンなどがある。	スクリーン 除 去 率 (%) SS BOD (μ) (%) マイクロストレーナー 20~ 7050~99 10~50 ドラムスクリーン 100~ 42030~55 10~40 ロータリースクリーン 74~ 16720~33 1~30 スタティクスクリーン 250~1,600 5~25 0~20												
スワール	スワールは、貯留および沈殿を主体とし、さらに水の回転に伴う慣性力を利用した円筒状の施設で可動部を有しない。	慣性力に関するスケールアップの指針がない。 沈砂池として用いると1分以下の滞留時間でよい。												
浮上処理	浮上処理は、水中のSSにこまかい気泡を付着させ、池の表面にSSを浮上濃縮するものである。	浮上タンク 水面積負荷 3.4~7.6m ² /d・時 滞留時間 15~20分 浮上物の濃度 1~2% 除去率(%) <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr><td></td><td>無 薬 注</td><td>薬 注</td></tr> <tr><td>BOD</td><td>41</td><td>57</td></tr> <tr><td>COD</td><td>41</td><td>45</td></tr> <tr><td>S S</td><td>56</td><td>77</td></tr> </table>		無 薬 注	薬 注	BOD	41	57	COD	41	45	S S	56	77
	無 薬 注	薬 注												
BOD	41	57												
COD	41	45												
S S	56	77												
凝集沈殿	下水中のSSは一般に負に帯電しており、これらは分散状態を保持しようとする。ここに陽イオンの凝集剤を添加し、SSを沈降しやすくするものである。	(急速かくはんー凝通かくはんー沈殿)の組み合わせにより形成される。使用する薬料としては、硫酸アルミ、塩化第二鉄、PAC等がある。												
急速ろ過	砂等のろ材を用い、ここに下水を流し除去を行うものである。	ろ材粒径 2~4mm ろ過速度 20~60m ² /d・時 除去率(%) <table border="1" style="margin-left: auto; margin-right: auto;"> <tr><td></td><td>無 薬 注</td><td>薬 注</td></tr> <tr><td>BOD</td><td>32~40</td><td>40~65</td></tr> <tr><td>COD</td><td>42~60</td><td>50~65</td></tr> <tr><td>S S</td><td>51~65</td><td>43~94</td></tr> </table>		無 薬 注	薬 注	BOD	32~40	40~65	COD	42~60	50~65	S S	51~65	43~94
	無 薬 注	薬 注												
BOD	32~40	40~65												
COD	42~60	50~65												
S S	51~65	43~94												

本年度は凝集沈殿による一段処理、超急速ろ過におけるろ材の機能把握について実施した。調査は〇市Ⅰ処理場において雨天時に前出の装置の実験を行った。

(a) 凝集沈殿

本実験に用いた実験装置は、直径 1.7 m、高さ 1.5 m (有効容積 2.6 m³) の規模である。調査結果を図 4 に示す。流入水 BOD は 400~120 で変動しており、処理水 BOD は 110~30 の間となっている。

今回の実験条件は、PAC 添加量 15 mg/l、滞留時間 60 分であった。BOD について流入水と処理水の関係を図 5 に示す。この図によると、流入水質が 400 及び 200 mg/l の時に除去率はそれぞれ 70% 及び 60% 程度となっている。

(b) 超急速ろ過

超急速ろ過とは、1000 m/日程度以上のろ過速度でろ過を行うもので必要敷地面積が少ないと考えられている。実験装置は内径 18 cm のろ過塔にろ材を充てんしたものである。

ろ材として直径 4 mm のガラスビーズを用い、雨天時での適応性を検討した。

ろ過を行ううえで一番問題になるものはろ過継続時

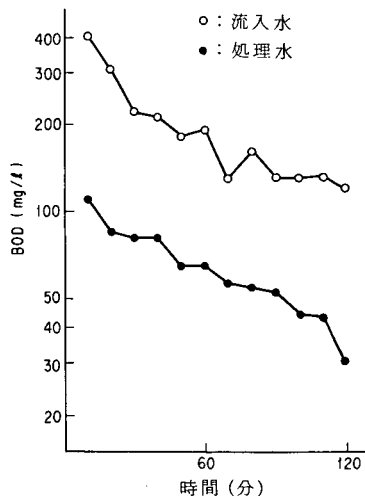


図 4 凝集沈殿処理の経時変化

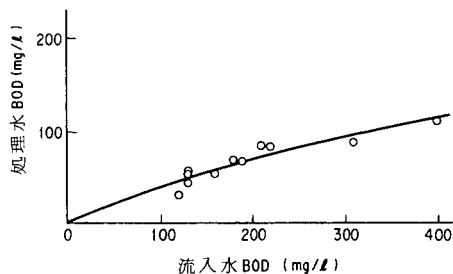


図 5 凝集沈殿除去効果

表 4 超 急 速 3 過 処 理 結 果

	サンプル	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
BOD (mg/L)	流入水	400	310	220	210	180	190	130	160	130	130	130	120
	処理水	130	110	87	84			72	68	66	66	62	59
pH	流入水	6.5	6.6	6.7	6.7	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.9
	処理水	6.7	6.8	6.9	6.8	6.9	6.9	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0	7.0
COD (mg/L)	流入水	458	313	204	200	187	180	176	179	183	155	164	120
	処理水	124	89.4	66.3	70.0	73.2	68.9	62.4	59.9	59.9	55.6	55.7	51.7
S-COD (mg/L)	流入水	59.9	53.7	48.9	43.0	42.2	39.8	37.4	37.4	33.6	33.4	31.0	27.3
	処理水	61.2	60.1	54.7	52.9	52.3	49.9	46.0	44.7	40.3	40.1	39.0	36.9
SS (mg/L)	流入水	980	1200	620	520	920	550	400	540	860	580	480	430
	処理水	160	74	50	64	69	59	46	55	52	58	58	53
T-P (mg/L)	流入水	8.07	6.74	4.53	4.95	4.37	6.30	3.92	4.34	4.57	4.07	2.21	3.70
	処理水	4.43	2.96	9.60	2.74	2.81	2.55	2.34	2.26	2.08	1.99	1.91	1.89
PO ₄ -P (mg/L)	流入水	1.10	0.76	0.85	0.82	0.81	0.62	0.52	0.43	0.47	0.51	0.40	0.41
	処理水	1.07	1.01	1.01	1.01	0.95	1.19	1.02	0.97	0.81	0.79	0.76	0.73
T-N (mg/L)	流入水	41.07	40.56	27.98	29.28	26.05	30.63	25.96	26.10	31.26	24.74	15.05	19.85
	処理水	28.09	22.91	20.82	20.33	19.75	19.62	18.20	16.90	15.11	13.28	14.42	13.89
K-N (mg/L)	流入水	40.97	40.33	27.47	28.54	25.38	29.96	25.31	25.34	30.49	23.82	14.35	19.06
	処理水	27.47	22.15	20.02	19.60	18.96	18.88	17.39	16.17	14.35	12.47	13.60	13.12
NO ₂ -N (mg/L)	流入水	0.05	0.31	0.38	0.29	0.25	0.16	0.23	0.12	0.11	0.11	0.10	0.11
	処理水	0.24	0.18	0.16	0.15	0.14	0.13	0.15	0.12	0.12	0.11	0.11	0.11
NO ₃ -N (mg/L)	流入水	0.05	0.02	0.13	0.45	0.42	0.51	0.42	0.64	0.66	0.81	0.60	0.68
	処理水	0.38	0.58	0.64	0.58	0.65	0.61	0.66	0.61	0.64	0.70	0.71	0.66
NH ₄ -N (mg/L)	流入水	15.08	11.81	12.01	10.90	10.33	9.71	8.91	7.99	8.13	7.95	6.93	6.45
	処理水	13.54	12.85	12.28	12.02	11.55	11.42	10.36	10.28	9.17	8.89	8.12	7.26

注) 各サンプルは 10 分間隔

間であるが、今回の降雨では流入水のSSが1200~400であり、ろ過継続時間は短かく、20分後には250m/日程度のろ過速度を示すこととなった。水質調査結果を表4に示す。

3 改善へのアプローチ

雨天時下水のBOD濃度を水量毎に整理したものの一例を表5に示す。年間を通してみると、一部においてファーストフラッシュの影響を受けているものの、総体的には相当の希釈効果が認められる。

合流式下水道を改善するにあたって、その効果を図6のモデルを用いて予測すると次のようになる。本モデルにおいて1Qは常時処理場に送り、しゃ集雨水量(XQ)を貯留し晴天時に処理場に返送するか直接処理するものである。前述の調査結果を基にしゃ集容量((1+X)Q)を変化させた場合の改善効果を示すと表6及び図7のようになる。ここでは晴天時に発生する汚水量を43800m³/ha・年(0.5mm/hr×24hr×365日×10),BOD量を8,760kg/ha・年(43,800×200g/m³×0.001),高級処理(除去率90%)放流BOD量を876kg/ha・年(8,760×0.1)と仮定した。なお、

表5 水量毎のBOD

水 量 XQ	実測BOD mg/L	継続時間 分/年	理論BOD mg/L
1.5	66	12475	67
2.5	72	2375	40
3.5	28	775	29
4.5	29	300	22
5.5	26	200	18
6.5	12	100	15
7.5	32	75	13
8.5	74	25	12
9.5	7	25	11
12.5	52	175	8
17.5	7	75	6
22.5	20	50	4
27.5	14	125	4

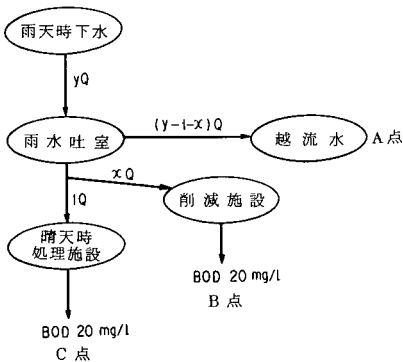
総継続時間: 16775分/年
平均BOD濃度: 51mg/L
注) 理論BODは0.5Q時に濃度200mg/Lの汚水がBOD0mg/Lの雨水に希釈されるものと仮定して算出した。

g/m³×0.001),高級処理(除去率90%)放流BOD量を876kg/ha・年(8,760×0.1)と仮定した。なお、

表6 対策効果(1ha当り)

しゃ集 容 量	越 流 水				削減処理水		雨水総流出	
	発生時間	水 量	BOD 量	BOD濃度	水 量	流出BOD量	BOD 量	BOD 量
XQ	分/年	m ³ /年	g/年	mg/L	m ³ /年	g/年	g/年	g/年
1	16,775	3,800	166,172	44	0	0	166,172	
2	4,300	2,038	59,906	29	1,762	35,240	95,046	
3	1,925	1,522	36,684	24	2,278	45,560	82,244	
4	1,150	1,258	29,456	23	2,542	50,840	80,296	
5	850	1,098	24,942	23	2,702	54,040	78,982	
6	650	973	21,500	22	2,827	56,540	78,040	
7	550	872	18,594	21	2,928	58,560	77,154	
8	475	787	15,989	20	3,013	60,260	76,249	
9	450	710	13,740	19	3,090	61,800	75,540	
10	425	637	11,659	18	3,163	63,260	74,919	
15	250	357	5,127	14	3,443	68,860	73,987	
20	175	177	2,608	15	3,623	72,460	75,068	
25	125	52	730	14	3,748	74,960	75,690	
30	0	0	0	0	3,800	76,000	76,000	

$0.5Q \times 16,775 \times \frac{1}{60} \times 10 = 1,401 \text{ m}^3/\text{年}$ (1Qによる越流時しゃ集雨水量)
 $1,401 + 3,800 = 5,201 \text{ m}^3/\text{年}$ (雨水量)



A点分+B点分=雨水総流出負荷
A点分+B点分+C点分=下水道総流出負荷

図6 改善基本モデル

調査対象地域の年間降雨量は1,400mm/年であり、これは不透水面積率が40%の場合には有効降雨量で5,600m³/年となる。しかるに今回の調査対象となった総雨水量は5,201m³/年であり、ほぼ平均的な降雨をとらえていると考えられる。

3Qまでをしゃ集処理すると未処理越流水(図中のA点分)として流出するBOD負荷量は36.7kg/ha・年(晴天時発生量の0.4%)となり、これにしゃ集雨水処理放流分(B点分)のBOD負荷量を加えた雨水総流出BOD量は82.2kg/ha・年(同0.9%)となる。3Qを越えてしゃ集貯留処理

量を上げた場合、未処理の越流水による流出負荷は減少するものの、雨水総流出BOD量は $75\text{ kg/ha} \cdot \text{年}$ ・年でほぼ一定となりほとんど減少しない。さらに図7を細かくみると、雨水総流出BOD量は $15Q$ のしゃ集容量の時に最小となり、これ以上にしゃ集容量を増加させると逆にわずかながら流出負荷が増大することがわかる。このことは、雨水滞水池等の貯留施設をある程度以上に大きくすることは、公共用水域の水質保全上は必ずしも好ましいことではないことを示している。

以上の結果を踏まえて雨天時下水の処理システムを考えたものを図8に示す。この図においては、 $5Q$ 以上の水量時については、ファーストフラッシュ効果による $\text{BOD } 20\text{ mg/l}$ 以上の下水は貯留（今回の調査結果では $2Q\text{ hr}$ 程度の容量が必要）し、希釈効果を十分に受けている下水は直接放流することとしている。なお、今後この $5Q$ については詳細なコスト計算によって検討する余地がある。

$3 \sim 5Q$ の下水については $\text{BOD } 20\text{ mg/l}$ 以下の下水は直接放流し、 $\text{BOD } 20\text{ mg/l}$ を越える分は超急速ろ過により処理放流する。

今回の調査では、溶解性BODのBODに対する比は 0.4 であった（つまり、ろ過により6割のBODが除去されることを目標とした）。

$1 \sim 3Q$ については、処理場まで輸送し、BODが 20 mg/l 以下の場合は直接放流し、それ以上の場合は全量最初沈殿池を通し $1 \sim 3Q$ を超急速ろ過し（平均処理水質は 30 mg/l 程度を想定）その処理水のBODが 20 mg/l 以下の時は直接放流し、 20 mg/l 以上の時はエアレーションタンクへ送る。

エアレーションタンク流出混合液のうち $1 \sim 3Q$ 分については、高速分離装置（たとえばケイシヤ板沈殿池や三階層沈殿池など）に送り固液分離を行う。この場合、高速分離装置に滞留する汚泥を補うため返送汚泥貯留タンクを新設し汚泥を晴天時に貯留する必要がある。

$0 \sim 1Q$ については晴天時と同様の処理を行うものとする。

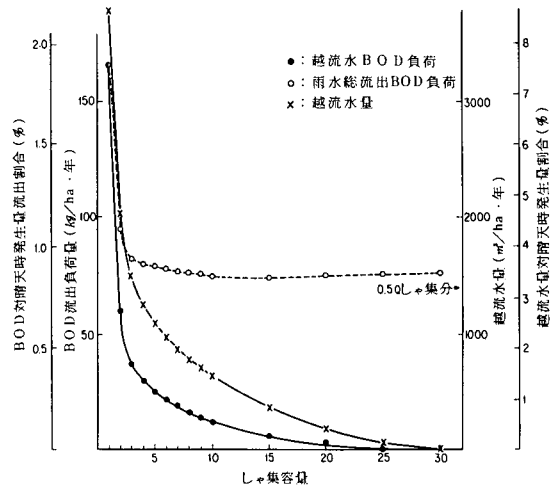


図7 しゃ集処理による改善効果

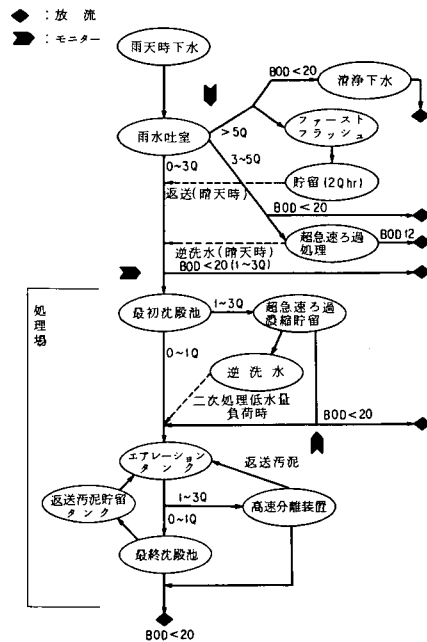


図8 雨天時下水処理システムの開発目標

なお、図8では水質モニターを必要としているが、このモニターには応答性が早く（1秒程度）BODと相関のあることが要求される。このようなモニターの開発がこのシステムの実用化の一つの鍵になるともいえる。

4. あとがき

現在まで合流式下水道の欠点の主なものは雨天時に発生するファーストフラッシュにあると考えられてきた。しかし、今回の調査では雨天時下水には相当の希釈効果が認められ、今まで我々が考えていた程、ファーストフラッシュの問題は深刻なものではないことがわかった。このような結果より、合流式下水道をもっと正当に再評価することが必要であると考えられる。

雨天時下水対策については3Qまでを処理（BOD 20mg/l ）することにより流出負荷量を削減する効果は大であるが、それ以上を処理しても負荷流出地点と流出時間を単に移しただけで、公共用水域の保全という面からは、ほとんど改善効果が得られないこととなる。

合流式下水道の利点として低降雨量時に雨水の大部分を処理場へ送ることができることがある。この効果は年間平均値でみると晴天時間最大下水量を0.5Qと仮定すると1Qのしゃ集により有効降雨量の $\frac{1}{3}$ 程度であると試算された。この効果については、今まで少しの評価も受けていないが、合流式のかくれた重要な効果であるとして見直すべきである。特に都市域の一部で地面負荷が高い場合には分流式よりも合流式の方が好ましい場合もあると考えられる。

引用文献

- 1) 建設省都市局下水道部編、日本の下水道・その現状と課題（昭和57年版）、P47、(社)日本下水道協会（昭和57年9月）
- 2) 栗林宗人、日本における合流式下水道問題とその対策の現状、第7回日米下水処理技術委員会会議録、II-2-23、P356、建設省都市局下水道部（昭和55年5月、東京）
- 3) 建設省都市局下水道部監修、合流式下水道越流水対策と暫定指針（1982版）、P90、(社)日本下水道協会（昭和57年7月）
- 4) 3)のP16
- 5) 3)のP235
- 6) 弓倉、合流式下水道の改善、土木技術資料、Vol. 24, No. 8, P414（1982）
- 7) 弓倉、処理技術を中心とした越流下対策における改善策、月刊下水道、Vol. 5, NO. 14, P20（1982）

4. 下水中の難分解COD成分等の高度除去に関する研究

三次処理研究室 室長 小堀 和夫

研究員 清水 俊昭

萩山 孝一

1. 調査の目的と必要性

水質汚濁防止にかかわる水質総量規制制度の導入により下水処理場の多くは放流水のCODの規制を受けることとなった。しかし、既設の下水処理施設は生物処理を主体としているため、生物学的に分解されにくい。いわゆる難分解成分といわれるものの除去性は極めて悪いのが現状である。現在の流入下水中には、し尿、工場排水等による生物学的に難分解な各種のCOD成分が含まれており、多くの下水処理場で処理方法の改善等の対応が必要になるものと考えられる。

本調査は下水処理施設におけるCOD成分の高度除去のための最適処理方式の確立、微量特定物質の挙動の解明のために実施するものである。

2. 56年までの調査成果

(1) 既設下水処理場におけるCODの挙動に関する実態調査では、各処理場に対してアンケート方式により、流入、流出水のCOD濃度、除去率、および、それらに対する工場排水の影響等を検討した。対象としたのは10都市、58処理場である。工場排水の混入率を段階的に区分し、処理水のCODをみると、混入率0の場合、約13mg/lで、混入率が高くなるとCODも高くなり、混入率30～45%では約25mg/lであった。この結果、通常の生物処理での限界値は約13mg/lと考えられ、工場排水の混入率の比較的高い処理場では、処理区域内の業種が単純になっており、その業種の地域性がみられ、その代表的業種は繊維、化学、食料品などであった。

(2) 粉末無機吸着剤（マグネシウム系、カルシウム系）による下水二次処理水からのCOD除去に関する室内実験を行い、CODの除去能力は活性炭に比較してかなり劣ること、また、処理効率を維持するには、使用済の吸着剤を返送して反応槽内の吸着剤濃度を数千mg/lまで高める必要があることが明らかとなった。

(3) 単段式硝化脱窒法におけるCOD除去効率について検討した結果、標準活性汚泥法に比較して溶解性CODは低くなるが、処理水中に流出するSS量が多いためTotal CODで評価した場合には差が認められなかった。また、単段式硝化脱窒法処理水を急速戸過池、活性炭吸着塔に通すことによってT-CODは22.6mg/lから12mg/lまで下げられることが判明した。

(4) 各種洗剤の下水処理に与える影響では、下水処理場における各種界面活性剤の実態把握、活性汚泥細菌の増殖活性に対する影響、エアレーションタンク内のDOレベルと洗剤の分解性、界面活性剤の混入濃度と処理水質への影響、について実施した。その結果、流入下水中のMBASは平均4.7mg/l、CTAS 3.1mg/l、粉石けんの成分が4.1mg/lであった。MBAS、CTASは初沈ではほとんど除

去されず生物処理で80～90%除去され、粉石けんの成分は初沈で50～70%除去され、生物処理を行った後、除去率を比較するといずれも同程度であった。合成洗剤に現在使用されている界面活性剤は100mg/ℓ程度でも細菌の増殖阻害はみられなかった。エアレーションタンク内のDOが低濃度の場合にDBSの分解率は悪くなるようであるが、下水処理場に通常流入する程度では問題はないであろう。合成洗剤の場合、界面活性剤として20mg/ℓ、粉石けんの場合30mg/ℓ添加した結果、処理水質への影響はなく、粉石けんでは他の洗剤に比べ活性汚泥中の生物が多くなった。

(5) 各業種の工場排水のCOD生分解度に関する調査を行い、紡績、繊維製品、有機顔料、合成染料、有機化学工業製品の各製造業の排水は難分解性CODを多く含むことが判明した。また、これらの業種の工場排水混入率と処理場の処理水COD濃度との間には明確な相関関係は認められず、業種区分の細分化、サンプル採取法などに検討の余地のあることが示された。

3.1 粉末無機吸着剤によるCODの除去

今年度は粉末無機吸着剤としてアルミン酸マグネシウム ($MgO \cdot Al_2O_3 \cdot nH_2O$) を主成分としたものを用い、吸着沈殿法と、助剤沝過法について検討した。

3.1.1 吸着沈殿法

実験は図-3.1.1に示すフローで日処理水量288ℓの条件で20日間の連続運転とした。吸着剤の添加は日添加量30日分相当を初日に添加し、翌日以降は日処理水量288ℓに対し1ℓ当り15mgとなるように添加した。循環率は180%とした。搅拌槽の滞留時間はQベースで1.5時間とした。

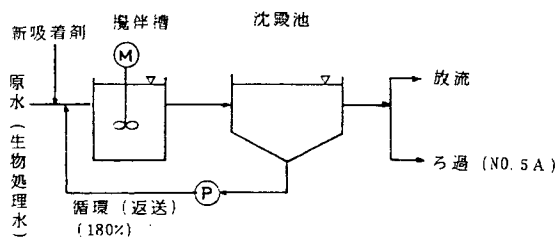


図-3.1.1 吸着沈殿法のフロー

なお、沈殿池流出水の一部については沝紙(東洋沝紙No.5A)で沝過したものについても測定している。これは、5Aで沝過した水質は急速沝過処理したものと同程度のものが得られるとされており、急沝処理との組み合わせの評価に役立つと考えられるからである。

図-3.1.2に吸着沈殿法におけるpHおよびCOD、T-P除去率を示す。pHについては、処理することによって10.5程度まで上昇している。これは吸着剤の一部が溶解し、 MgO が $Mg(OH)_2$ に変化することに起因するとされている。CODに関しては沈殿池流出水で20%、沝過処理水で30%の除去率であり、それほど高いものではない。T-Pに関しては、沈殿池流出水では除去率にバラツキがあり、数値的にもそれほど高いものではないが、これは、沈殿池での固液分離が不良であったため、リンを吸着した吸着剤が流出したために生じたようであり、沝過処理水では80%程度の安定した除去率が得られている。

本吸着剤での除去は、リンは MgO と反応し、不溶解性の化合物となることで、CODは多孔質による物理吸着によると考えられる。使用後の吸着剤は焼成(約450℃)・粉碎することでCOD除去能は完全に回復し再使用が可能とされているが、リンに関してはより不溶解化して保持されるだけで、吸着量に限界があり、吸着剤の成分を($MgO \cdot \frac{1}{4}Al_2O_3$)と仮定して、添加量の約30%(W/WasP)となる。なお、本実験でのリン除去量は添加吸着剤の7.3%の重要に当たり、まだ、飽和状態には達してな

いようである。

本法の処理フローは凝集沈殿法と類似している。下水処理の分野では凝集剤として硫酸バンドを用いる例が多い。本法と凝集沈殿法を比較して見た場合、運転条件などにも差異が生じるため、一概には評価できないが、CODおよびT-P除去率を見る限りでは大差ないようであり、また処理コストについても、本実験条件での吸着剤使用量で下水1m³当り約8円要しており、CODに関しては焼成・粉砕で回復するため除くとしても、リンに関しては回復の限界があるわけであり、凝集沈殿法とせいぜい同程度となる公算が大である。

3.1.2 助剤汙過法

実験は図-3.1.3に示すフローで実施した。汙過器は有効面積19.6cm²のものを用い、吸引方式で行った。プレコートは上記吸着剤を、0.5gおよび1.0gを多孔質の硅藻土支持板の上に施し、これに原水を供給した場合と、ボディーフィードとして100および300mg/ℓ添加した場合について検討した。図-3.1.4, 5, 6に本実験における透過水量、COD除去率T-P除去率の結果を示す。

透過水量についてはプレコート0.5, 1.0gの両者ともボディーフィード300mg/ℓ添加したものが最も多く、次いで無しとしたものが多く、ボディーフィード100mg/ℓとしたものが最も少ない。ボディーフィードは、プレコート表面でのSSの捕捉、あるいは圧密による閉塞を防止するための、新しい表層を形成させる目的で添加するものであるが、本実験結果からはある程度以上添加すれば効果があるが、少量では、逆効果となる可能性もあるといえよう。なお本実験ではプレコート量に比較してそれほど多くの透過水量を得ることができなかった。これは、本実験は吸引方式で実施し

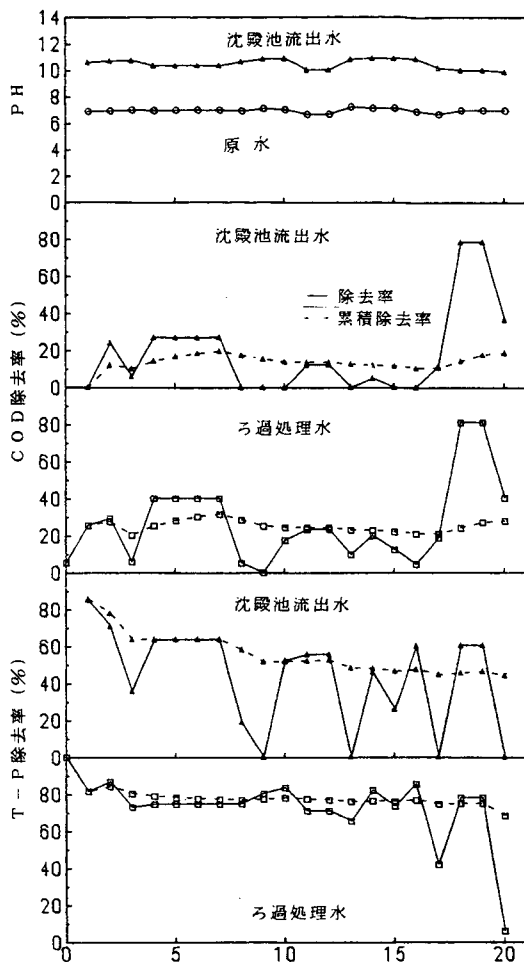


図-3.1.2 吸着沈殿法の除去率

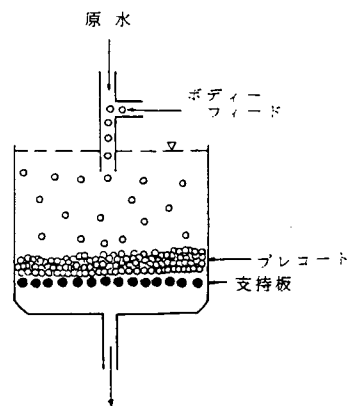


図-3.1.3 助剤汙過法のフロー

ており、ここでの差圧としては、 0.1 kg/cm 程度のものであったためによる。通常、実機においては吸引式では 0.5 kg/cm 、加圧式では $1.0 \sim 1.5 \text{ kg/cm}$ 程度の値が採用される例が多く、実際にはもっと多量の透過水量が得られるであろう。

透過液の pH については、吸着沈殿法と同様、吸着剤の一部が溶解するためか、 $10.5 \sim 11.0$ 程度まで上昇する。

COD の除去率について、 $40 \sim 60\%$ と前述の吸着沈殿法に較べて高い除去率が得られている。プレコート 0.5 g の条件では、ボディーフィード量が多いほど COD 除去率が高くなる傾向が見られるが、 1.0 g の条件ではその傾向は認められない。これは、プレコート層が薄い場合ほど通過する COD 成分が多くなるわけであるが、ボディーフィードを行った場合、この攪拌・拡散の過程で一部の COD を吸着することとなり、この影響をプレコート層が薄い場合ほど受けやすいことに起因していると考えられる。

T-P に関してはいずれの条件においてもほぼ 100% 除去なされている。

3.1.3 まとめと今後の課題

粉末無機吸着剤を用いた吸着沈殿法の COD、T-P 除去率および処理コストについては、硫酸バンドを用いた凝集沈殿法の場合にほぼ類似している。しかしながら、バンド凝集法はかなり完成度の高い技術であるのに対し、本法は吸着剤の焼生再生等まだ残された課題が多いが、バンド凝集法では添加アルミの約 4 倍の汚泥が発生し、本法

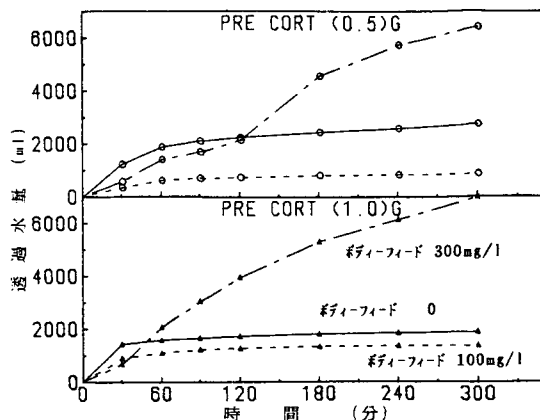


図-3.1.4 助剤汙過法での透過水量

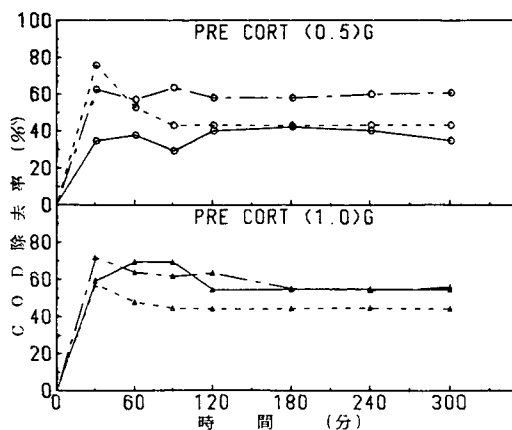


図-3.1.5 助剤汙過法での COD 除去率

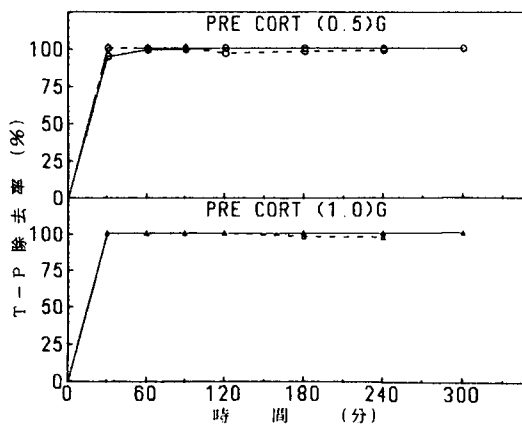


図-3.1.6 助剤汙過法での T-P 除去率

においてもリンの除去をも目的とした場合、やはりこの程度の汚泥は発生することとなると思われるものの、本法での汚泥はマグネシウムとリンに富み、水には難溶解性であるが、クエン酸に可溶性とされ、苦土肥料としての有効利用の可能性があげられる。

助剤河過法については、COD、T-P の除去には良好な結果が得られたものの、あくまでもパッチ規模のものであり、さらにデータの積み重ねが必要といえよう。

3.2 下水処理場における難分解性CODの挙動

前年度実施した工場排水のCODの生分解度に関する調査から、全国的なCOD負荷量が高く、かつ、大都市域に存在する下水処理場への水量負荷ならびにCOD負荷が相対的に大きいとされる業種のうち、紡績・繊維・有機顔料、合成染料、有機化学工業製品の各製造業の排水は、HB-COD (Hardly Bio-degradable COD) を多く含み、時として、下水処理場における処理水CODを高める原因となることが明らかになった。また、同じ業種の排水であっても、その生分解度には、相当のバラツキがあり、種々の工程を一括して取扱うことの問題点が指摘された。

そこで本年度は、(1) HB-COD を多く含む工場排水を受け入れている実際の下水処理場におけるHB-CODの挙動ならびに処理に及ぼす影響を把握し、これに基づいて、CODの除去効率を向上させるために有効と考えられる方策に関する知見を得る、(2) 同一業種に属する排水を細分類することによって、その生分解度の相違の原因を明らかにする、ことを目的とした調査を実施した。

3.2.1 下水処理場におけるCODケース・スタディ

調査対象の下水処理場は、(1) 稼働率が80-100%であること、(2) 処理水CODの年最大が30 mg/ℓ以上であること、(3) 処理方式は標準活性汚泥法であること、の3つの基本要件を満たし、さらに、(4) HB-CODの多い業種の排水の流入水量に占める比率が高い処理場の中から、調査実施可能性を勘案して、A処理場を選定した。

A処理場は合流式の公共下水道の終末処理場であるが、その処理区内に地場産業である繊維工業関連の事業所を多数有するために流入下水の約45%を工場排水が占め、処理水質、とくにCODに少なからぬ影響を受けている。A処理場は、COD総量規制の対象水域を放流先に求めているため、現在、C値として40 mg/ℓ (将来的には30 mg/ℓ) の規制を受けている。

A処理場の処理フローを図-3.2.1に示す。流入下水は、濃縮槽上澄液と混合されて、沈砂池、

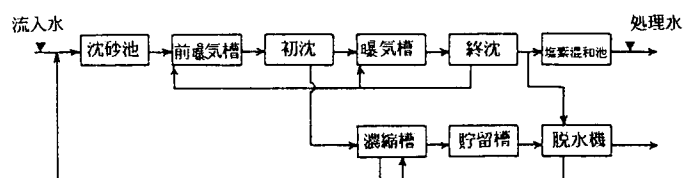


図-3.2.1 A処理場の処理フロー

前曝気槽 (エアレーション時間30分) に送られる。曝気槽はエアレーション時間5.9時間で設計されており、曝気は、粗気泡の散気装置によって行われている。余剰汚泥は重力濃縮後、真空脱水機で処理される。

表-3.2.1にA処理場のCOD_{Mn}、BODおよびSSの水質分析結果 (昭和56年度) に示す。年間平均値で見ると、処理水COD濃度はC値をクリアしているが、季節的にはこの値を遵守し得ない場合

が認められる。

今回の調査は、この結果から処理場におけるCODの除去効率の低下する低水温期（11月～12月）に行うこととした。

調査内容は、(1)処理区内に存在する事業所から発生する排水のCOD負荷ならびに生分解度の測定、(2)A

処理場の各工程水の水質分析ならびに生分解度の測定、(3)(1)および(2)の調査結果に基づく処理場における工場排水のCOD除去に及ぼす影響要因の推定とこれに係わる補足調査、とから成る。

1) 工場排水のHB-COD

A処理場の処理区内には、表-3.2.2に掲げる40の事業所があるが、そのうち34ヶ所が紡績繊維関係の事業所に分類される。また、排水量を見てわかるように、極めて生産規模の小さいものが多い。これらの事業所の排水のCODについてはすでにある程度の調査が行われていたもので、今回の調査では、その結果に基づいて調査対象工場を選定した。

調査対象工場数は25ヶ所（表-3.2.2）であるが、これによって処理場に流入する全工場排水量の約90%、また、工場排水に起因すると推定されるCOD負荷量の約97%をカバーすることができ、事業所の選択は十分に妥当なものであったと考えられる。

表-3.2.3に工場排水のCOD濃

度および生分解度試験結果を示す。分析および試験に用いた試料は、いずれも操業時間内にほぼ等時間間隔で3回、下水道放流口付近で採取した排水を等量混合したものである。このような試料の作成法を採用したのは、一般に排水量の計装設備が設けられておらず、また、小規模工場にあっては作業が回分的に行われるために廃水が断続的に排出され、しかも排水量の測定自体が困難な状況であったことによる。

表-3.2.3から、CODの生分解度は、№2の事業所のように採水時に殆ど作業を行っていなかつ

表-3.2.1 流入および処理水質

	COD		BOD		S S	
春	130	31	160	10	78	13
夏	150	31	160	10	82	15
秋	170	39	180	6.2	69	8.0
冬	140	50	140	16	74	21
平均	150	38	160	11	76	14

表-3.2.2 処理区内に存在する事業所の概要

調査対象		No.	業種区分		排水量 (日平均) m ³ /d	除当施設
生分解	C値		水濁法	増設19号		
○		1			-	
		2		58-1	9	
		3			19	
		4			16	
		5			27	
		6			31	
		7			72	pH調整
○		8		61-1	80	
○		9		61-1	19	
		10			29	
○		11		61-1	40	pH調整
○		12		61-1	25	pH調整
○		13		61-1	9	
		14	19-1		39	
○		15		61-1	71	加圧浮上
○		16		61-1	66	pH調整
○		17		61-1	45	活性炭吸着・中和
○		18		58-1	75	
		19			-	pH調整
○		20		61-1	87	凝集沈殿
○		21		61-1	102	加圧浮上
○		22		58-1	284	加圧浮上
○		23		61-1	172	pH調整
○	○	24		57-1	372	pH調整
○	○	25		58-1	648	加圧浮上
○	○	26		58-1	412	
○		27		60	67	
○		28		57-1	71	
○		29		58-1	124	凝集沈殿
○		30	19-2,1	57-1	218	pH調整
○		31		57-1	524	凝集沈殿
○	○	32		57-1	888	凝集沈殿
○	○	33		57-1	896	pH調整
○	○	34	19-2,1	58-1	321	加圧浮上
		35	71-2-1		-	
		36	34-1,2,3		314	油分分離
		37	16		9	
		38	71		-	油分分離
		39			-	
		40			-	
25	6				6180	

たという特殊な事情の下で得られたデータを除外すると、45－80％、平均64.6％であった。この値は、試料の調製方法、調査した施設内容等が異なるため単純な比較はできないが、昨年度の調査結果（39.9％）よりかなり高くなっている。

表－3.2.3 工場排水の生分解度試験結果

No.	原水COD濃度		生分解度試験			COD負荷量	
	原水	炉過水	COD 0	COD 24	生分解度	総負荷量	HB－COD量
2	18.6	8.5	7.6	5.6	26.3	0.1	0.1
8	135	123	99.6	52.0	47.8	9.8	5.1
9	288	262	102	30.2	70.4	5.0	1.5
11	379	367	99.1	17.6	82.2	14.5	2.6
12	201	111	99.9	19.2	80.8	2.8	0.5
13	179	116	98.6	29.1	70.5	1.0	0.3
15	429	392	102	38.0	62.7	27.8	10.4
16	117	111	99.9	33.3	66.7	7.4	2.5
17	376	301	99.3	30.7	69.1	13.6	4.2
18	207	192	102	52.3	48.7	14.5	7.4
20	581	498	99.6	19.8	80.1	43.2	8.6
21	122	112	99.7	22.8	77.1	11.4	2.6
22	411	351	102	35.6	65.1	99.5	34.7
23	205	200	100	24.1	75.9	34.4	8.3
24	757	640	102	56.2	44.9	238.1	131.2
25	152	118	100	32.9	67.1	76.5	25.2
26	292	247	98.8	30.6	69.0	101.8	31.5
小計	285 (302)	244 (259)				701.4	276.7
27	177	154	100	51.2	48.8	10.3	5.3
28	987	448	98.6	32.0	67.5	31.7	10.3
29	90.2	65.5	59.0	18.8	68.1	8.1	2.6
30	141	110	99.0	48.5	51.0	24.0	11.8
31	212	171	99.2	33.7	66.0	89.6	30.5
32	95.7	80.7	72.6	28.4	60.9	71.7	28.0
33	107	83.6	75.2	36.9	50.9	74.9	36.8
小計	259	159				310.3	125.3
34	953	895	98.4	19.7	80.0	287.1	57.4
合計					64.6	1298.8	495.4

2) 処理場工程水のCOD生分解度

表－3.2.4にA処理場の各工程水の水質分析結果を、表－3.2.5にその生分解度試験結果を示す。試料はいずれも24時間コンポジットサンプル（流量比例）である。調査時の曝気槽の運転条件は、エアレーション時間6.8時間（流入下水ベース）、MLSS 1,000 mg/ℓ、BOD－SS負荷 0.56 kg/kg/d、返送汚泥率27％であった。

沈砂池流出水の水質が流入下水より悪くなっているのは、脱水系統の不調により、汚泥処理系と水処理系との間でSS成分の循環が起っていたためである。

表－3.2.4 処理場工程水、水質分析結果

	Temp °C	pH	SS mg/ℓ	BOD		COD	
				T mg/ℓ	D mg/ℓ	T mg/ℓ	D mg/ℓ
流入下水	24	7.3	123	170	65.0	144	109
沈砂池流出水	23	7.5	459	250	79.6	212	109
エアタン流入水	22	7.5	134	160	62.7	120	91.8
終沈流出水	23	7.8	18.5	13.0	3.4	44.9	39.2

表－3.2.5の結果で注目すべきは、流入下水、沈砂池流出水、エアタン流入水の生分解度から推定したHB－COD濃度（26－28 mg/ℓ）と終沈流出水の溶解性COD濃度（39 mg/ℓ）とが大きく異なっている点である。生分解度試験は、当該処理場の活性汚泥を使用して行ったので、このような差が生じたのは微生物自体の活性によるものでなく、以下に記すように、曝気槽の運転条件や環境が生分

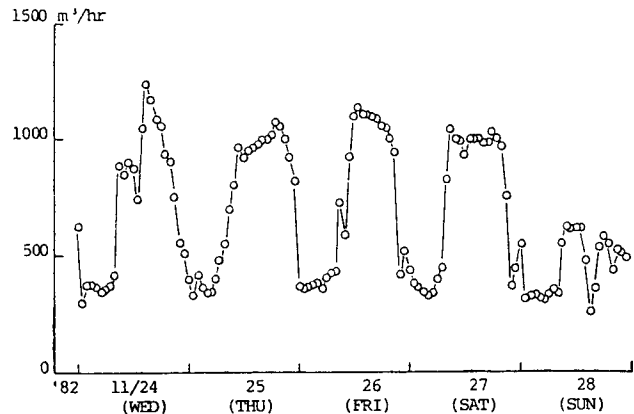
表－3.2.5 処理場工程水生分解度試験結果

	原水COD濃度		生分解度試験			COD負荷電			HB-COD濃度
	原水 mg/l	汙過水 mg/l	COD O mg/l	COD 24 mg/l	生分解度 mg/l	総負荷電 kg/d	生分解可能量 kg/d	HB-COD量 kg/d	
流入下水	144	109	98.1	25.5	74.0	1820 (2410)	1350 (1780)	470 (630)	28.3 (37.4)
沈砂池流出水	212	109	98.1	25.1	74.4				27.9 (54.3)
エアタン流入水	120	91.8	82.6	23.5	71.6				26.1 (34.1)
終沈流出水	44.9	39.2	-	-	-	660 (750)			

解試験法に規定されている状況と異なるためではないかと推察される。

第1の相違点として、CODの生物分解反応の時間があげられる。試験法では1バッチ24時間としているが、実際の曝気槽内では5.4時間程度であった。流入下水中に含まれるCODが易分解性であれば、ある程度の反応時間が確保されれば問題はないが、HB-CODが多く含まれる場合には反応時間がその除去効率を左右する大きな要因のひとつとなる可能性がある。

A処理場の流入下水水量の変動パターンを図－3.2.2に示す。休日のパターンとの比較から、平日の日中における工場排水の影響は明確であり、また、この高水量負荷となる時間帯に生分解されにくいCOD成分が多量に曝気槽に流入するため、処理条件としてはかなり厳しい状況にあるといえる。すなわち、反応時間が確保されれば、本来、除去可能であるCODが十分に処理されないまま処理水中に出てくる可能性がある。



図－3.2.2 流入水量の時間変動パターン

この点を明らかにするために、エアタン流入水と終沈流出水を同時刻にスポットで採水し、それぞれの生分解度を測定した(表－3.2.6)。HB-COD濃度には、約6mg/lの差が見られるが、これはスポットサンプルであるために工場排水の影響の程度が異なったからであると考えられる。こうした問題点はあるものの、

表－3.2.6 曝気槽流入水と終沈流出水との生分解度の比較

	原水COD濃度		生分解度	HB-COD濃度
	原水 mg/l	汙過水 mg/l		
エアタン流入水	82.6	52.9	61.4	20.4 (38.9)
終沈流出水	45.0	35.3	25.7	26.2 (33.4)

() SS性のCOD成分を含めた値

評価を行うには生分解

度試験において分解過程を経時的に追跡する必要がある。

また、A処理場は曝気装置に粗気泡のものを用いていることもあって高負荷時に曝気槽流出端で数

時間 $DO = 0 \text{ mg/l}$ の状態が続き、このことも COD の除去が生分解度試験で予測されるレベルまで進まない原因のひとつと考えられる。さらに、活性汚泥に対する基質の負荷状況が曝気槽内と試験法とで異なるなど、今回の調査において、生分解試験法では実際の分解の挙動を表示し得ない面のあることが示唆された。

3) 工場排水の処理水 COD に及ぼす影響

表-3.2.7 に工場排水の生分解度から推定した処理水 COD 濃度を示す。ここで、(1) 調査対象外工場排水の HB-COD 量については、生分解度を調査対象と同じとして COD 負荷量に関する既存データから比例配分、

表-3.2.7 処理水 COD の推定

(2) 家庭下水および

その他の排水

については、河

川水の伏流水分

($4000 \text{ m}^3/\text{d}$)

を考慮し、家庭

下水の HB-

COD 濃度は 10 mg/l 、伏流水の COD は、 0 mg/l とした。

	工場排水		家庭下水	終沈流出水	
	調査分	調査外		推定値	実測値
水 量 m^3/d	6653	781	9294	16728	16828
HB-COD 濃度 mg/l	92.5	23.6	10	43.4	44.9
HB-COD 負荷量 kg/d	615.3	18.4	92.9	726.6	751.1

推定 COD 濃度は、約 33 mg/l と処理場流入水の生分解度試験から推定される到達可能レベル 28 mg/l より幾分高くなっているが、これは上述したように、工場排水の採取が難しく代表的な値を促えきれないこと、処理場調査日と工場排水の採取日とが必ずしも一致していないこと、生分解度試験において活性汚泥に負荷される基質の構成がそれぞれの場合によって異なることなどがその原因となっていると推察される。これらの点を勘案しても、表-3.2.6 の場合と同じく、曝気槽内での COD 除去が十分に行われていなかったことが伺われる。

今回の調査を通じて、A 処理場の処理水 COD レベルは改善可能であり、そのためには、(1) 水量、水質の負荷変動をできるだけ抑え、曝気槽における反応時間、汚泥に対する有機物質負荷を適正に保つ、(2) 酸素の供給が律速とならないように、より酸素の移動に優れた散気装置とすること、(3) 汚泥処理系の運転管理を適正化し、水処理系への過度の返流負荷を回避するなどの対策が有効であると判断される。しかしながら、これらの対策を実施した場合でも、生分解度試験結果からは、 $26-28 \text{ mg/l}$ がひとつの限界であると予想され、将来、C 値が 30 mg/l とされた時点で何らかの抜本的な対応を迫られるかもしれない。

3.2.2 HB-COD と C 値との関係

昨年度の工場排水の生分解度試験結果から、水質汚濁防止法に定める業種区分では、とくに生分解性に問題のあると考えられる業種に対しては、生分解度のバラツキが大きく、処理に及ぼす影響の推定などを行う場合に少なからぬ混乱をきたすことが判明した。そこで今年度は、環境庁告示第 19 号（昭和 54 年）の業種区分に従って生分解度を再整理し、さらに HB-COD と C 値との関係について検討を行うこととした。

図-3.2.3 に環告 19 号の業種ごとの生分解度を、図-3.2.4 に HB-COD 濃度と C 値との関係を

示す。生分解度は、業種 57, 58, 61 とも 50-80% の範囲に分布しており、明確な相違は認められないが、相対的に 57 の業種の生分解度は劣るようである。このことから、同じ染色整理工程でも扱う原材料によって排水の性状が異なってくるのがわかる。しかし、昨年度調査を行った紡績・繊維製造業のうち、業種 58 に属する 13 事業所について見た場合、その生分解度は 3-74%, 平均 40% と、今回の調査結果とは大きく食い違っており、生分解度という指標で捉えることの困難さが伺われる。

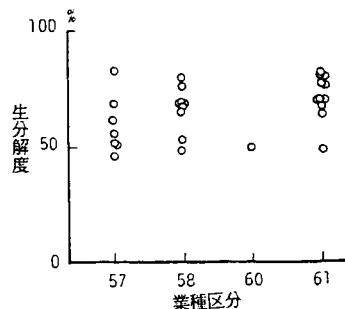


図-3.2.3 業種ごとの生分解度

一方、生分解度試験から推定される HB-COD 濃度は、おおむね対応する業種の C 値以下となっているが、生分解度自体に限度があるため、排水中の COD 濃度が高くなると C 値を越えるようになる。今回の調査では、推定 HB-COD 濃度は C 値を満足している場合が多く、COD に代わるものとして HB-COD の概念を規制に導入しても現状では発生源対策は実施しがたいといえる。この意味からも、当面、処理場の運転管理の改善が COD 除去効率を高める手だてとなろう。

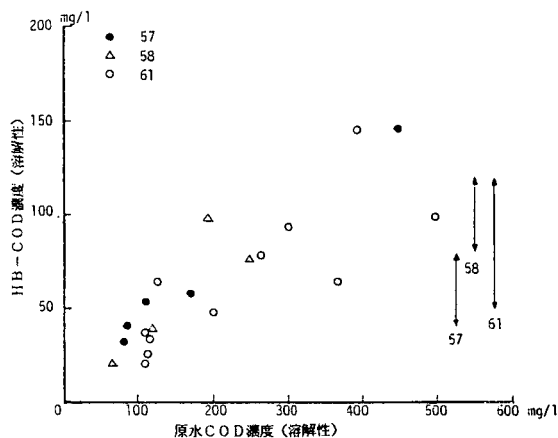


図-3.2.4 HB-COD と C 値との関係

5. リンの除去に関する調査

三次処理研究室 室長 小堀和夫

研究員 小越真佐司

研究員 清水俊昭

小泉秀一

1. 調査の目的と必要性

今日、瀬戸内海や琵琶湖などの停滞水域における富栄養化が社会的な問題となっている。富栄養化の原因物質としては窒素、リンの寄与する所が大きいといわれている。下水道の整備に伴ない停滞水域へ流入する窒素、リンのうち下水処理水に由来するものの割合が高くなることが予想され、水域によっては下水処理水中の窒素、リンの濃度をより低く抑える必要性が指摘されており、栄養塩類の除去技術の確立が期待されている。本調査は栄養塩類のうちリンを対象とし、その除去手法の確立、設計及び維持管理上の問題点を解明することを目的としている。

2. 56年度までの調査結果

55年度までの調査結果は、石灰凝集沈殿法および金属塩凝集沈殿法による除去に大別される。

石灰凝集沈殿法では主として有機物、リン等の除去状況を明らかにするとともに、凝集沈殿により生じた石灰汚泥からの生石灰回収法の調査を行った。また処理系へのリンの負荷の回帰が大きい汚泥系循環水や生下水への適用についての調査を行った。金属塩凝集沈殿では主として各種金属塩凝集剤の性能比較を行い、硫酸バン土が最も優れていることを明らかにするとともに、リン除去効率改善のためのモル比制御、pH制御の有効性、硫酸バン土汚泥の返送の有効性、固液分離方法等種々の因子を取り出しその効果を調査した。また再凝集法の実用性、および金属塩汚泥の脱水方法等についての調査も合わせて行った。

56年度は晶析（種晶）脱リン法の調査初年度として室内実験、パイロットプラント実験を行ない、操作因子、運転条件等を検討し、問題点の把握を行った。その結果、流入水のリン濃度が高い場合に石灰添加により生ずる凝集反応がリン除去にマイナス効果を及ぼすこと、種晶が目減りしたこと、石灰使用量が計算値の倍以上になったことなどの問題点が指摘された。室内実験では回分試験とカラム試験によって種晶の種類の違いとアルカリ度について検討を行った。その結果、種晶の比表面積が大きい方が脱リン性能が高く、アルカリ度低下の効果はpH低下によって相殺されることがわかった。

また、生物処理プラントでは、単段式硝化脱窒法と凝集剤添加法との組み合わせによる、窒素・リンの同時除去の可能性について調査を行った。その結果、SS流出量の増加、硫酸バン土添加に伴ない一時的な窒素除去の低下を招きうることなどの問題点が明らかとなった。

3. 昭和57年度の調査結果

3.1 種晶脱リン法の実用化に関する調査

3.1.1 京都パイロットプラントにおける実験

本年度も昨年度に引き続き原則として、鳥羽処理場E系列の二次処理水を対象にして実験を行った。本年度は1) Mアルカリ度 2) 設定pH 3) SV (空塔速度) の3項目について影響を把握することを目的とした。また、パイロットプラントの前処理後水(石灰添加後水)の一部を用いて、種晶の賦活処理の効果についてベンチ実験を行った。

表3-1-1 晶析脱リンプラント実験条件

パイロットプラントにおける実験条件を表3-1-1に示す。表3-1-1に記した項目以外の条件は昨年度の実験の場合と同一である。

昨年度は二次処理水のMアルカリ度が低い時期に石灰溶液の調整

実験区分	RAN No	実験期間	流入水	SV	設定pH	添加薬品	備考
V	123 ~135	4/3 ~ 5/7	生物プラント処理水	2	9.0	Ca(OH) ₂	
VI	136 ~158	5/8 ~ 7/1	"	2	9.2	"	
VII	159 ~168	7/1 ~ 7/26	"	2	9.1	CaCl ₂ , Ca(OH) ₂	CaCl ₂ はCaとして15mg/l添加
VIII	169 ~179	7/29 ~ 8/26	二次処理水	2	9.0	Ca(OH) ₂	
IX	180 ~196	8/26 ~ 10/4	"	1	9.0	"	
X	197 ~213	10/5 ~ 11/22	"	1	8.5	"	
XI	214 ~223	11/25 ~ 12/18	"	1	8.5	CaCl ₂ , Ca(OH) ₂	CaCl ₂ はCaとして30mg/l添加
XII	224 ~236	12/18 ~ 1/31	"	1	8.5	"	CaCl ₂ はCaとして40mg/l添加

法や凝集反応に関する検討を行ったため、Mアルカリ度の影響について十分検討することができなかった。そこで、今年度は京都パイロットプラント内の生物処理プラントの処理水を約4ヶ月間通水し、Mアルカリ度が低い状態でのリン除去状況を調査した。実験結果を表3-1-2、図3-1-1に示した。Mアルカリ度が低い生物処理プラントの処理水を通水した後、二次処理水に切り換え、SVと前処理時の設定pHの影響を検討するための実験を行った。実験結果を表3-1-3、図3-1-2に示した。また、参考のために前年度実施した実験Ⅱ~Ⅳの水温、アルカリ度等を表3-1-4に示した。

a. アルカリ度の影響について

生物処理水を流入水として用いた実験V~Ⅶと二次処理施設で硝化が進行していたと考えられる実験Ⅷでは、流入水のMアルカリ度が30~80mg/lと、それ以外の実験の60~140mg/lより低く平均するとその差は50mg/l程度になる。Fergusonによれば晶析脱リン反応の速度定数Kと炭酸濃度

表3-1-2 Mアルカリ度の低い流入水による実験結果

実験区分		流入水					前処理後水		脱リン処理水				
		水温 (℃)	pH	Mアルカリ度 (mg/ℓ)	Ca (mg/ℓ)	P-D (mg/ℓ)	Ca (mg/ℓ)	P-D (mg/ℓ)	水温 (℃)	pH	Mアルカリ度 (mg/ℓ)	Ca (mg/ℓ)	P-D (mg/ℓ)
V	平均値	19.1	7.1	5.47	27.5	1.97	39.8	1.83	19.0	8.5	81.2	3.77	1.23
	範囲	18.0	6.9	3.62	24.2	1.22	29.8	1.16	17.5	8.2	57.3	3.60	0.52
		20.6	7.2	7.13	30.8	2.19	46.2	2.12	20.8	8.9	101.4	3.96	1.60
VI	平均値	23.0	7.2	5.19	25.0	1.87	43.0	1.60	23.1	9.0	73.9	3.32	1.10
	範囲	22.3	7.0	3.36	18.6	1.44	35.0	1.31	22.2	8.8	54.2	2.60	0.87
		23.9	7.4	8.39	32.4	2.11	53.6	1.89	24.0	9.2	110.0	4.18	1.27
VII	平均値	24.4	7.1	6.41	24.4	1.64	62.7	1.11	24.5	9.3	92.6	4.81	0.52
	範囲	24.3	7.0	5.03	22.9	1.19	54.6	0.84	24.3	8.9	81.2	3.74	0.32
		24.6	7.3	7.83	26.2	1.90	71.9	1.46	24.7	9.7	101.4	5.67	0.85

との間には次式があると報告されている。

$$K = K / (\text{CO}_3)_n \dots\dots\dots (1)$$

[K : 溶液条件で決まる速度定数]
n は約 1 であるとされている。今、
下水中の M アルカリ度が近似的に炭酸濃度を表わすものとすれば(1)式は次の(2)式のように表わすことができる。

$$K = \frac{K}{(\text{M アルカリ度} / 60,000)} \dots\dots\dots (2)$$

(2)式によれば、M アルカリ度が 100 のときは 50 のときの K 値の半分の値になる (log K では 0.301 の差になる)。

晶析反応速度係数 $< K_0 \cdot a >$ が(3)式で表わされるものとして、log $K_0 \cdot a$ を計算した。その結果を表 3 - 1 - 5 および図 3 - 1 - 3 に示した。

$$K_0 \cdot a = \frac{C_0 - C}{\theta \cdot C_0 \cdot C} \dots\dots\dots (3)$$

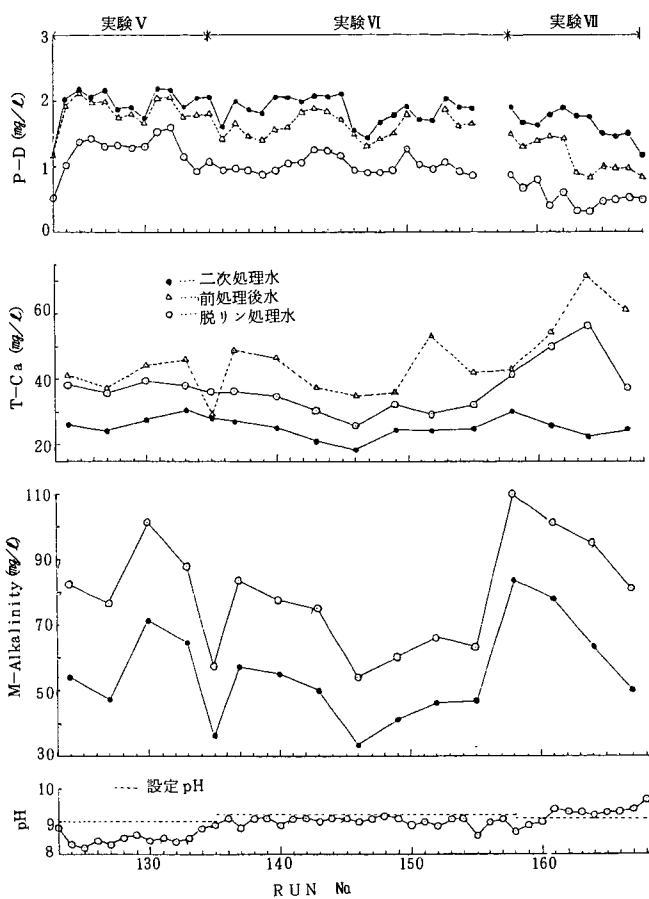


図 3 - 1 - 1 M アルカリ度の低い流入水による実験の結果

表 3 - 1 - 3 二次処理水による実験の結果

実験区分		流 入 水					前処理後水		脱リン処理水				
		水温 (°C)	pH	M アルカリ度 (mg/L)	Ca (mg/L)	P-D (mg/L)	Ca (mg/L)	P-D (mg/L)	水温 (°C)	pH	M アルカリ度 (mg/L)	Ca (mg/L)	P-D (mg/L)
Ⅷ	平均值	25.3	6.9	45.6	19.5	1.02	41.6	0.93	25.5	8.9	82.3	34.2	0.60
	範 囲	24.8	6.8	33.9	16.6	0.74	39.8	0.52	24.7	8.8	69.2	31.0	0.11
		25.9	7.0	59.8	21.0	1.22	44.8	1.09	26.3	9.0	100.1	35.7	0.70
Ⅸ	平均值	25.1	7.1	86.3	20.5	1.17	50.2	1.04	25.3	8.9	135.2	39.4	0.71
	範 囲	24.0	6.9	58.8	17.2	0.22	41.6	0.24	24.1	8.7	117.0	37.8	0.45
		26.4	7.5	112.1	23.7	2.85	57.0	2.32	26.7	9.0	156.4	46.6	1.39
Ⅹ	平均值	21.7	7.2	111.8	33.6	1.64	52.3	1.57	21.5	8.2	142.9	48.5	1.31
	範 囲	20.6	7.1	80.2	22.0	0.35	35.0	0.36	20.3	7.6	112.1	34.6	0.62
		23.3	7.4	136.5	74.2	2.76	110.2	2.96	23.3	8.6	168.3	101.4	2.67
Ⅺ	平均值	18.3	7.4	119.2	22.9	1.58	48.9	1.48	17.8	8.4	148.8	45.3	1.26
	範 囲	17.8	7.3	93.1	17.4	0.92	39.5	0.86	16.9	8.3	126.0	35.2	0.72
		19.0	7.5	131.0	25.0	2.62	53.4	2.33	18.6	8.5	158.4	51.5	1.64
Ⅻ	平均值	15.7	7.4	123.5	24.0	1.12	50.3	1.09	15.5	8.1	149.4	47.0	0.97
	範 囲	14.5	7.3	107.6	21.3	0.60	38.6	0.53	14.9	7.6	134.0	35.3	0.22
		17.8	7.5	139.9	26.2	2.56	57.8	2.36	16.5	8.4	168.3	54.8	1.86

C_0 : 溶液濃度,

C : 処理水濃度,

θ : 接触時間

$K_0 \cdot a$ は溶液条件(アルカリ度, カルシウム濃度, pH,

水温等)によって変動する。

したがって, アルカリ度のみの影響を知るためには,

カルシウム濃度, pH, 水温等の条件が等しい期間において比較しなければならない。表 3-1-1~4 の中

からこれらの条件に近いものとして実験ⅦとⅨを選び $\log K_0 \cdot a$ を比較した。実験Ⅸの方が約 10 mg/l Ca濃度

が高いが(Ca濃度は $K_0 \cdot a$ を高くする方向に作用する), $\log K_0 \cdot a$ は実験Ⅶの方が 0.42 高い結果となっている。一方, Mアルカリ度

は実験Ⅸの方が約 40 mg/l 高くなっており, Mアルカリ度の差によって $K_0 \cdot a$

が低下したものと考えることが出来る。ここで得られ

た $\log K_0 \cdot a$ の差は(2)式から推定される $\log K_0 \cdot a$ の差(0.28)より大きい値となっている。これをもとに(1)式の n を逆算して求めれば $n = 1.5$ となる。

b. 設定のpHの影響

晶析脱リン法では二次処理水のpHを消石灰によって 9.0 に調整しているが, ヒドロキシアパタイトの析出によって OH^- が消費されるため脱リン処理水のpHは低下し, 放流基準である 8.6 以下になるとされてきた。しかし, 昨年度および今年度の調査において, 晶析反応によるpHの低下は予期されたほどではなく, 処理水のpHは 8.6 を超えている場合がほとんどであった。この傾向は低アルカリ度の流入水を用いたときも変わらなかった。そこで, 昨年度とは異った観点から実験Ⅴ~Ⅶで設定pHを 8.5 に下げる実験を行った。昨年度の調査ではpH設定値の低下によって, pHとカルシウム濃度が同時に下がりヒドロキシアパタイトの過飽和度が著しく低下するためリン除去能が低下すると推定されてい

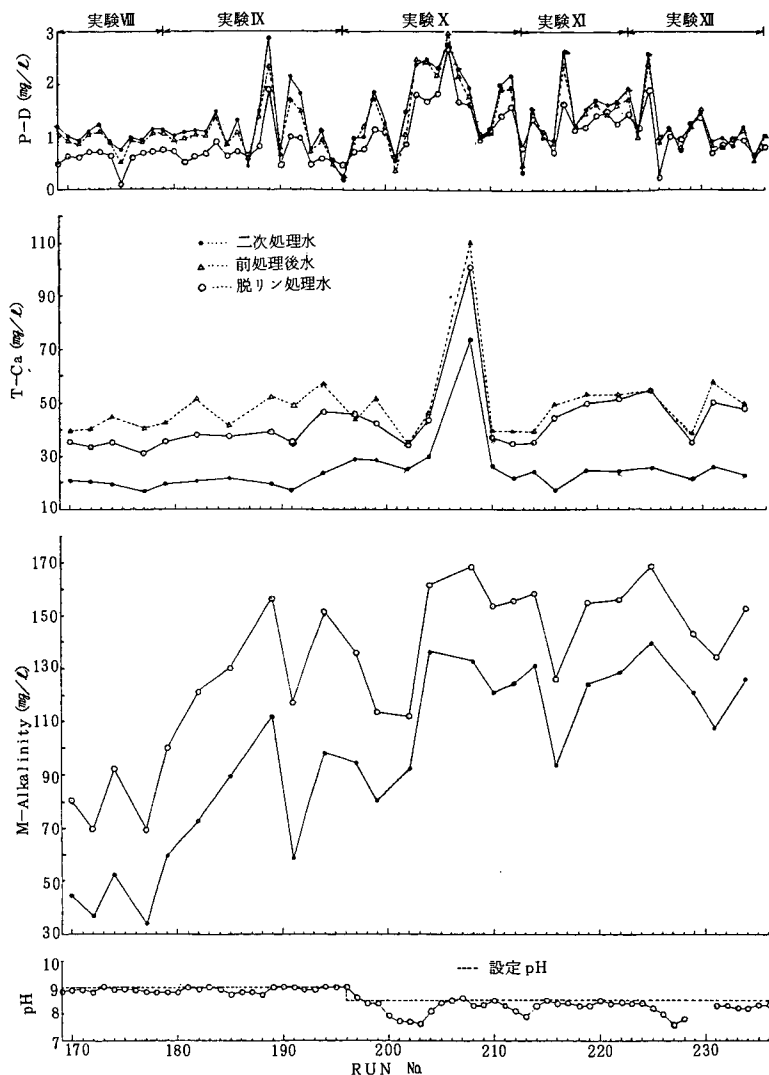


図 3-1-2 二次処理水による実験の結果

るので、実験Ⅺ、Ⅻではカルシウムを補給した。

実験Ⅹは実験Ⅸと同条件で設定pHを9から8.5に下げたものである。実験ⅨとⅩでは前処理後水中のT-Ca濃度にはほとんど差がないが、これはpHの低下とMアルカリ度の上昇とが相殺された結果と考えられる。また、実験Ⅹは実験Ⅸより水温が

低くMアルカリ度が高い。したがって、実験Ⅹでは実験ⅨよりpHを下げたこと以上にリン除去が悪化している可能性がある（Mアルカリ度の上昇による $\log K_0 \cdot a$ の低下分は、(2)式では約0.11となる）。

表3-1-5より実験Ⅸと実験Ⅹの $\log K_0 \cdot a$ の差は0.55である。昨年度のpH設定変更時のデータから $K_0 \cdot a$ を計算すると表3-1-6のようになる。この表からpH9とpH8.5の $\log K_0 \cdot a$ の差は0.47となる。

一方、実験Ⅺ～Ⅻは操作条件としては、Ⅹと同じとし、CaをCaCl₂で30mg/l, 40mg/l添加した場合である。しかしながら、前処理後のCa濃度は添加した量ほど増加していない。その原因はよくわからないが、このために実験Ⅹ～Ⅻでは、水温を除き晶析条件がほとんど同じになった。実験Ⅹ～Ⅻでは $\log K_0 \cdot a$ は3.59～3.55と大きな変化はなく、水温の影響は15～20℃ではほとんどないと考えられる。

他方、表3-1-4から前年度の実験Ⅱ、Ⅲでも水温を除き晶析条件の差はほとんどないと見せる。したがって、実験ⅡとⅢの $\log K_0 \cdot a$ の差0.11を20～25℃の水温変化によるものと考えることができる。

これらの結果から考えると、晶析反応時のpH低下が反応速度定数の低下に及ぼす影響は水温やカルシウム濃度の低下による影響より大きいと思われる。しかし、低アルカリ度の流入水で実験を行った実験Ⅴ～Ⅷの間に存在する $\log$

表3-1-4 前年度実験Ⅱ～Ⅳの水温、Mアルカリ度等

実験区分		流入水				前処理後水	脱リン処理水			
		水温(℃)	pH	Mアルカリ度(mg/l)	Ca(mg/l)	Ca(mg/l)	水温(℃)	pH	Mアルカリ度(mg/l)	Ca(mg/l)
Ⅱ	平均値	20.9	7.2	97.6	18.0	—	20.8	8.6	126.2	33.5
	範囲	18.6	7.1	85.9	16.8	—	18.4	8.5	111.0	29.0
		23.0	7.3	108.0	20.2		23.1	8.8	147.0	36.2
Ⅲ	平均値	25.0	—	99.0	20.1	—	25.1	8.8	139.3	37.2
	範囲	22.1	—	87.0	18.9	—	22.1	8.2	126.5	34.7
		26.9		113.0	21.2		27.0	9.0	156.0	40.0
Ⅳ	平均値	15.4	—	125.2	22.6	43.9	14.8	8.9	165.7	39.7
	範囲	14.6	—	106.0	20.2	35.6	13.8	8.4	150.1	37.2
		17.7		132.8	25.6	51.4	17.3	9.2	174.9	44.5

表3-1-5 二次反応を仮定したときの反応速度係数

実験区分	Ⅱ	Ⅲ	Ⅳ	Ⅴ	Ⅵ	Ⅶ	Ⅷ	Ⅸ	Ⅹ	Ⅺ	Ⅻ
$\log K_0 \cdot a$	4.91	5.02	4.25	4.22	4.25	4.80	4.56	4.14	3.59	3.56	3.55

・C₀として二次処理水中のP-Dの値を採用した。(他は前処理後水中のP-Dを採用)

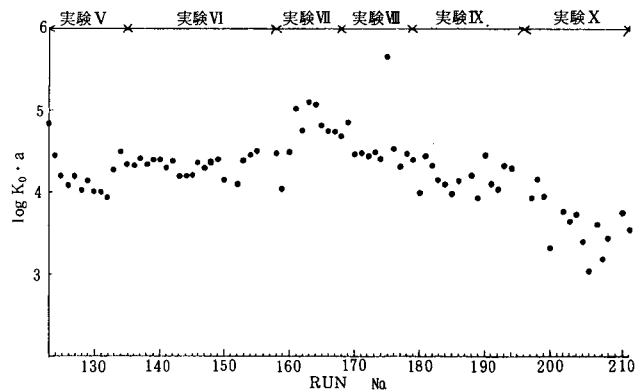


図3-1-3 反応速度係数の変化の例

表3-1-6 設定pHと $\log K_0 \cdot a$ (56年度の実験結果より)

設定pH	$\log K_0 \cdot a$
8.5	4.61
8.75	4.77
9.0	5.08

$K_0 \cdot a$ の差をこのような影響因子によって説明することはできない。

c. SV の影響

設定 pH を下げることによって晶析反応速度は低下する。そこでこれを補うために接触時間を延ばすことを試みた。しかし、既に表 3-1-3 から明らかなように、SV を 2 から 1 に接触時間を 2 倍にしても、その効果は全く認められなかった。また、設定 pH の低下に伴うカルシウム濃度の低下を防ぐため、塩化カルシウムを添加したが、その効果がなかったことも既に述べた通りである。

d. 長時間使用した種品の性能劣化

図 3-1-4 は P-D 除去率、 $\log K_0 \cdot a$ 、処理水の P-D を各実験区分の平均値で代表させ、横軸に BV (通水倍量) をとってプロットし、経時変化を示したものである。10,000 BV は SV 2 で連続処理した場合、210 日程度にあたる。

図 3-1-4 から $K_0 \cdot a$ 、P-D 除去率、処理水リン濃度のいずれもが、長期的に見た場合、悪化していくことがわかる。 $K_0 \cdot a$ の低下は、種品の性能が劣化していることを示すものと考えられるが、どのような機構によるものか、その原因は不明である。劣化の程度は晶析条件が類似した実験区の $K_0 \cdot a$ 同志を比較すれば明らかになる。表 3-1-3 および表 3-1-4 から実験Ⅲと実験Ⅹが、水温、M アルカリ度が類似していることがわかる。前処理後水中のカルシウムの濃度が不明であるが、脱リン処理水中のアルカリ度、pH、流入水中のカルシウム濃度が類似しており、設定 pH も同じであることから考え

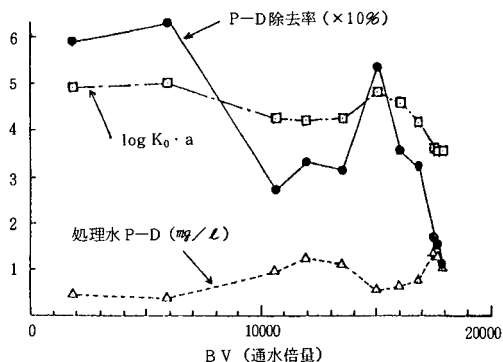


図 3-1-4 脱リン性能の経時変化

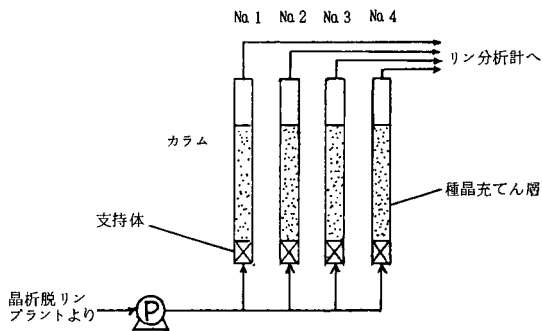


図 3-1-5 モニターカラム

表 3-1-7 モニターカラム操作条件および賦活条件

実験区分	RUN No	実験期間	流入水	SV	pH	賦活 (再 生) 条 件			
						Na 1	Na 2	Na 3	Na 4
a	156 ~168	6/24 ~7/26	脱リンプラント 処理水	2	脱リン 処理水 と同じ	賦活しない	NaOCl (1000mgCl ₂ /ℓ) 5日浸漬	Ca(OH) ₂ 0.5g/ℓ に5日浸漬	NaOClに2日 Ca(OH) ₂ に3日
d	169 ~180	7/29 ~8/28	"	"	"	"	賦活しない	賦活しない	賦活しない
b	182 ~196	8/31 ~10/4	脱リンプラント 前処理後水	"	9.0	"	NaOCl (1000mgCl ₂ /ℓ) に5日浸漬	Ca(OH) ₂ 5g/ℓ に5日浸漬	NaOClに2日 Ca(OH) ₂ に3日
c	199 ~225	10/12 ~12/23	"	"	8.5	"	"	"	"

て、さほど大きな差はないと考えられる。実験Ⅲでは平均の $\log K_0 \cdot a$ は 5.02 あり、実験Ⅳでは 4.23 (0。として二次処理水中の P-D を用いた場合の値) で、その差は 0.79 である。また、実験Ⅲと実験Ⅳの差はおよそ 11,000 BV である。その劣化が通水倍量に比例して生じたものと仮定すれば、 $K_0 \cdot a = K_0 \cdot a_i - 8 \cdot BV (K_0 \cdot a_i : \text{初期吸着終了時の反応速度係数})$ ということになる。

e. 賦活処理

本年度は、京都パイロットプラント内にモニターカラム (図 3-1-5) を設置し、性能が劣化した種晶の賦活効果について種晶表面のスライム除去を目的とした塩素処理とカルシウム添着により種晶の活性を増加させることを目的とした石灰処理とについて検討した。

モニターカラムは内径 46 mm、長さ 1 m の透明アクリル製カラムに、晶析脱リンプラントで約 1 年間使用した種晶を 67.5 cm の厚さに充填したものである。同じカラムを 4 本並列に設置し、賦活条件を変えて比較できるようにした。モニターカラムの操作条件と賦活処理の条件を表 3-1-7 に示した。また、モニターカラムによるリン除去の状況を図 3-1-5 に示した。

№1 カラムは賦活処理を行わない対照カラムとした。№2 カラムは塩素処理のみを行うカラム、№3 は石灰処理のみを行うカラム、№4 カラムは塩素処理と石灰処理を両方共行うカラムとした。RUN №156 開始前に第 1 回の賦活処理を行った。

実験区分 a, a' はパイロットプラントの脱リン処理水を流入水として用いた実験である。通水速度は $SV = 2$ であるが、パイロットプラントにおける晶析処理を一段目の処理と考えれば、全体としては $SV = 1$ で通水したのと同じ結果になる。処理の結果は良好であり、どのカラムでもリンがよく除去されており、カラム間の処理水リン濃度の差は少ない。しかし、対照カラムである №1 の処理水リン濃度が常に他のカラムより高くなっているため、賦活処理による効果は、わずかながら存在すると考えられる。

実験区分 b および c ではパイロットプラントの前処理後水を流入水として用いた。また、石灰処理時に使用する消石灰液の濃度を 500 mg/l から $5,000 \text{ mg/l}$ へ十倍に高めた。

石灰処理時に使用する消石灰液の濃度を高めた結果、種晶のリン除去能力が一時的に向上し、図に示すように RUN №182 ~ 190 において無処理のものおよび塩素処理のみによるものとの差が明らか

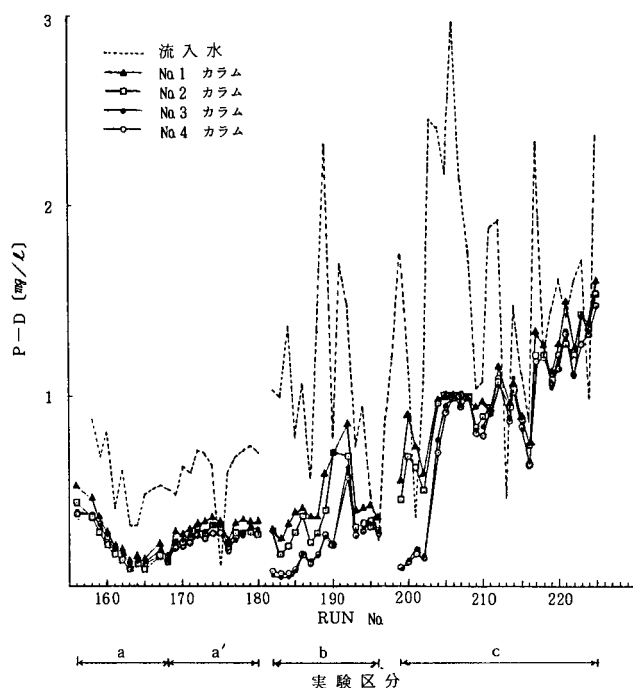


図 3-1-6 モニターカラム実験結果

であった。しかし、その後は次第に処理水リン濃度の差が小さくなり、RUN №196 では第 2 回目の賦活処理を行う前の状態とほぼ等しくなった。この時点で、石灰処理による効果はほぼ消失したものととして第 3 回目の賦活処理を行った。処理の方法は第 2 回目の時と同じである。その結果、石灰処理を行ったカラムについてはリン除去能力は再び回復した。RUN №199～202 において前回と同様に明らかに差が認められるが、その後、時間の経過と共に急速に処理水リン濃度のカラム間の差は縮まり、RUN №206 以後では 4 つのカラム共ほとんど差がない状態になった。実験区分 c では b より早く石灰賦活の効果がなくなったが、これは前処理時の設定 pH を 9 から 8.5 に下げた影響だと思われる。

以上の結果から塩素処理による賦活効果はわずかであり、高濃度の石灰処理は一時的な賦活効果のあることがわかった。また、塩素処理による賦活効果が小さいことは、種晶表面の有機物汚染がパイロットプラントの脱リン性能低下の大きな要因ではないことを示すものと考えられる。別の点から見れば、種晶の洗浄水に塩素を添加することによって、有機物汚染による脱リン性能の劣化を十分防ぐことができることを示すもの、と考えられる。

3.1.2 室内実験の結果

a. 種晶の粒径比較実験

種晶の粒径を小さくし、表面積が大きくなったことによる脱リン性能を比較検討する。種晶は未使用のリン鉱石系のもので、約 80 日間通水した骨炭系のを粒径 0.06～0.42 mm, 0.42～1.68 mm にふるい分けて、150 ml ずつカラムに充填した。通水方法は上向流式とした。流入水は、リン：2～2.5 mg/l, M アルカリ度：100

mg/l, Ca:40 mg/l の人工下水を用

い、pH を 9 に設定した。未使用のリン鉱石を用いたので、初期吸着期間が長くなることを避けるため、SV を通常の 4 倍の SV=8 からスタートし、順次 SV=4, SV=2 と低下させ、各 SV で連続通水実験を行った。各々の平均粒径はリン鉱石 0.18 mm・0.76 mm, 骨炭 0.23 mm・0.71 mm と 4 倍～3 倍の大きな差がある。表面積については、粒径の二乗に比例して大きくなるといわれており、その差は大きなものとなる。

表 3-1-8 水質分析結果

リン鉱石		SV=8		SV=4		SV=2	
		0.42mm未満	0.42mm以上	0.42mm未満	0.42mm以上	0.42mm未満	0.42mm以上
pH	In	8.85-9.16	(8.97)	8.37-9.40	(8.91)	8.02-9.28	(8.79)
	Eff	8.20-8.47	(8.33)	7.67-8.55	(8.23)	8.08-8.40	(8.23)
P-D	In	2.37-2.70	(2.44)	1.27-2.60	(1.93)	1.53-2.53	(2.24)
	Eff	0.42-1.21	(0.67)	0.34-1.58	(0.69)	0.60-1.77	(1.11)
M-Alk	In	99.2-121.7	(99.9)	71.9-143.4	(106.9)	89.0-173.4	(116.8)
	Eff	82.3-120.4	(97.2)	65.7-109.4	(94.1)	94.1-129.7	(108.9)
Ca	In	37.9-43.8	(40.3)	38.6-52.2	(47.1)	39.0-52.1	(41.2)
	Eff	34.9-41.3	(37.3)	33.9-48.5	(42.6)	28.6-51.3	(39.8)

骨炭		SV=8		SV=4		SV=2	
		0.42mm未満	0.42mm以上	0.42mm未満	0.42mm以上	0.42mm未満	0.42mm以上
pH	In	8.74-9.16	(8.92)	8.36-9.40	(8.91)	8.02-9.28	(8.79)
	Eff	—	8.09-8.48	7.70-8.42	(8.17)	8.04-8.45	(8.25)
P-D	In	1.84-2.70	(2.33)	1.39-2.59	(2.20)	1.53-2.53	(2.24)
	Eff	—	0.53-1.06	0.44-0.93	(0.79)	0.59-1.05	(0.81)
M-Alk	In	89.2-99.6	(95.7)	71.9-143.4	(106.9)	89.0-173.4	(116.8)
	Eff	—	82.3-95.5	89.2-108.3	(97.5)	93.1-122.6	(109.9)
Ca	In	38.2-40.5	(39.3)	38.6-52.2	(47.1)	39.0-52.1	(41.2)
	Eff	—	33.2-38.1	34.1-50.7	(43.1)	29.3-51.1	(39.1)

上段：流入水 (pH調整後) () : 平均値 単位: mg/l (pHを除く)
下段：処理水

水質分析結果を表 3-1-8 に、通水結果を図 3-1-7 に示す。リン鉱石の初期吸着期間は、粒径 0.42 mm 未満で約 25 日、0.42 mm 以上で約 12 日であった。骨炭については実験途中から始めるようになったため、リン鉱石の実験条件に準じた。リン鉱石、骨炭の処理水の P-D の差は粒径によって、SV=8 のとき 0.36 mg/l SV=4 のとき 0.41 mg/l, 0.40 mg/l, SV=2 のとき 0.52 mg/l, 0.56 mg/l の違いがあり、粒径を小さくすることによってリン除去性能は向上している。

しかし、SVを下げた効果は、この実験ではあまりなく、SVの低い処理水の方が高くなってしまった。この原因としてpH調整槽の容量(500ml)が大きく、攪拌時間がSVの低下とともに25分、50分、100分と長くなったため、pH調整槽内で大気中のCO₂の溶解が起こり、CaCO₃が生成され、カラム中の種晶表面がCaCO₃に覆われる等のマイナスの影響が出たためと考えられる。骨炭の処理水のpHおよびP-Dは流入水の変動が大きいにもかかわらずリン鉱石に比べ、安定しており、P-Dは平均で0.07~0.36mg/l低い。洗浄間隔は2日または3日に1回の割合で行った。粒径0.42mmの種晶は上層部の膨張率が大きいため下層部の洗浄が十分に行えなかった。

b. 流入水のpHの影響

リン鉱石の種晶(有効径0.59mm)を充填したカラムを使用した。流入水はT団地処理場の二次処理水を沝過した水を原水とし、CaおよびpHの調整はパイロットプラント実験で使用している工業用石灰を0.075%に希釈して用いた。流入水のpHは9.0と8.5、SVは2と1の計4ケースについて比較検討した。水質分析結果を表3-1-9に示す。

処理水のpHは、流入水のpHが9でSV=2のとき、8.6を多少越えることが多く、SV=1についても流入水のpHが9以上になったことがあった。流入水のpHが8.5の場合には、処理水のpHはSV=2、1でそれぞれpH7.70、7.54であり、最大でも8.11、7.79と、共に8.6以下となっていた。

人工下水を用いたaの実験では、流入水のpHを9にした場合も処理水のpHが8.5以下になっていたが、二次処理水の沝過水を用いた実験では、処理水のpHが8.6を越えることがあり、人工下水を用いて得られた結果を一般論とすることはできないと考えられる。

処理水のpHを8.6以下にすることは重要で、その対

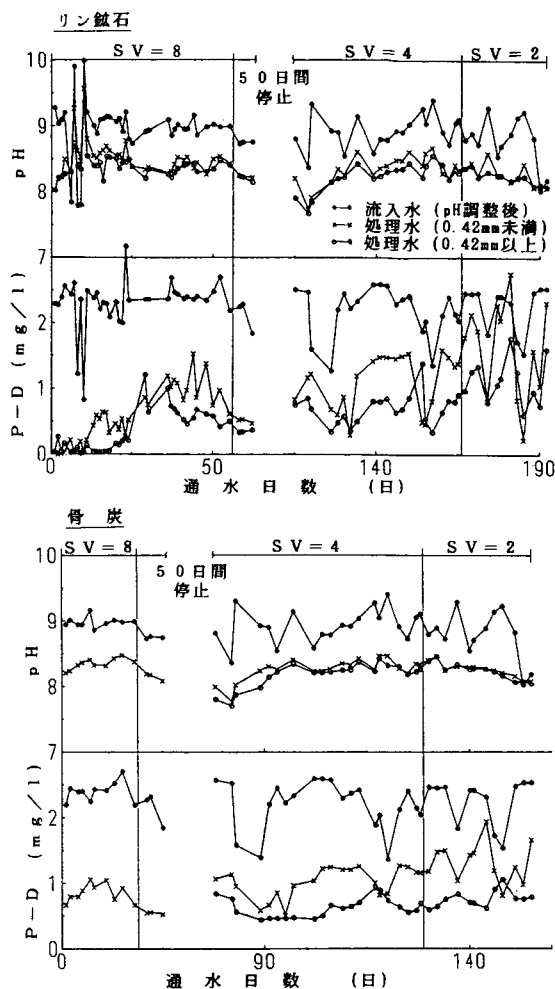


図3-1-7 通水結果

表3-1-9 流入水のpH, SVの比較

	pH 9.0		pH 8.5	
	SV=2	SV=1	SV=2	SV=1
pH	8.68-9.15 (8.87)		8.10-8.74 (8.45)	
	8.28-9.45 (8.83)	8.05-9.16 (8.38)	7.47-8.11 (7.70)	7.43-7.79 (7.54)
M- アルカリ度	62.1-99.2 (84.4)	83.2 (84.1)	50.0-83.9 (74.7)	66.6-99.2 (83.2)
カル シウム	23.3-48.2 (37.0)	38.5 (36.3)	22.2-44.7 (35.4)	36.9 (35.7)
P-D	1.23-1.54 (0.76)	1.39 (0.48)	1.41-1.59 (0.99)	1.50 (0.51)

上段: 流入水 (pH調整後) (): 平均値
下段: 処理水 単位: mg/l (pHを除く)

策として、流入水のアルカリ度を低下させると、流入水のpHを晶析範囲内で下げること等が考えられる。

pH調整後のP-Dは、pHを9に設定した場合の方が0.1mg/l程度低く、多少、凝集沈殿が起きていると考えられる。処理水のP-Dは設定pHの差の影響を表わしているが、その差より、SVによる差の方が大きく、設定pHの差がSV=2で0.23mg/l、SV=1で0.05mg/lであるのに対し、SVの差はpH9で0.3mg/l、pH8.5で0.48mg/lとなっている。この結果はパイロットプラント実験において得られた結果と少し異っているが、その原因については、今後検討して行く予定である。

二次処理水の汚過水を流入水としたが、カラムの目詰まりは人工下水の時より多く見られた。その原因として、aの人工下水を用いた実験ではカルシウム添加量を塩化カルシウムで調整したのに対し、本実験では工業用石灰を用いたため、不純物等の未溶解物が見うけられたこと、および、凝集反応によるフロックがpH調整槽において発生し、流入したことが考えられる。

3.2 凝集剤添加硝化脱窒法によるリンの除去

近い将来に予想される窒素、リンの排水基準設定に関する動向から、下水処理場においても、今後、窒素、リンの除去に対する要請が高まってくるものと考えられる。下水処理を取り巻く状況から判断して、生物学的脱窒脱リン法の実用化が望まれようが、現状ではまだまだ検討を要する部分が多く、少なくとも、その実用化までの過度期にあっては、何らかの代替法の開発、適用が必要である。

こうした観点から、最少限の改造、増設で既存の処理施設を有効に利用した窒素、リンの同時除去法のひとつであるバン土添加硝化脱窒法について、パイロットプラント規模での調査を、昨年度に引き続き行った。

3.2.1 運転条件

バン土添加硝化脱窒法の処理フローを図3-2-1に示す。曝気槽は4槽に分割されており、流入端の第1槽を脱窒槽に、残りの3槽を硝化槽とし、硫酸バン土は最終の第4槽に定量注入した。脱窒槽は水中攪拌機によって攪拌した。酸化態窒素（NO_x-N）を含んだ混合液の一部は循環ポンプによって、第4槽から第1槽へと循環した。

運転条件を表3-2-1に示す。

実験区分Ⅰは、いわゆる循環法での運転を行い、これ以降の実験のコントロールとして位置付けた。

区分Ⅱ～Ⅳは、バン土添加硝化脱窒法におけるAl添加濃度の処理に及ぼす効果の把握を通じて最適Al添加濃度を見出すことを目的として、Al添加濃度を2から6mgAl/lへと段階的に増加させた。他の条件は全て区分Ⅰと同じとした。

区分Ⅴでは、実際の処理状況を模して、区分Ⅱ～Ⅳで判明した最適と思われるAl添加濃度で、図3-2-2に示す流量変動パターンを与えた場合の処理性能を調査した。

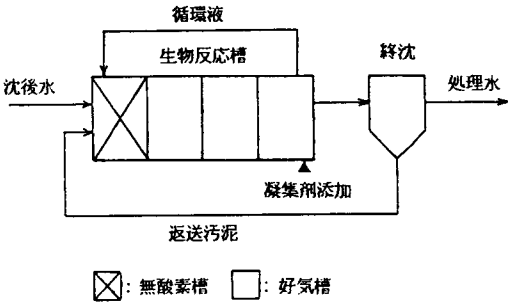


図3-2-1 処理フロー

表 3 - 2 - 1 運 転 条 件

	I 6/24-7/25	II 7/26-8/26	III 8/27-9/23	IV 10/28-11/18	V 11/19-12/25
Influent Flow (m ³ /d)	300	300	300	300	300
Detention Time (hr)	8	8	8	8	8
Anoxic	2	2	2	2	2
Aerobic	6	6	6	6	6
Sludge Return Rate (%)	50	50	50	50	50
Recirculation Rate (%)	100	100	100	100	100
Ratio of Air Flow to Influent Flow	8.6	6.2	6.8	8.4	9.6
Excess Sludge Rate (%)	0.50	0.40	0.45	0.86	1.01
Alum Dosage (mg-Al/l)	0	2	4	6	4
Temp. (No.4)	25.1 (26.6-24.1)	25.9 (27.0-24.5)	25.7 (27.7-24.0)	21.0 (21.7-19.9)	17.3 (20.6-15.0)
pH (No.1/No.4)	7.01/6.69	7.02/6.77	6.88/6.56	6.78/6.27	6.85/6.44
SVI (No.4)	108	94	91	101	97
MLSS/MLVSS	2218/1499	1960/1182	2914/1810	3354/2242	2434/1710
BOD-SS Loading	0.073	0.084	0.064	0.071	0.109
N-SS Loading	0.024	0.023	0.020	0.021	0.031
SRT	10.3	9.1	13.2	11.7	8.8
Overflow Rate	15	15	15	15	15

3. 2. 2 運 転 結 果

各実験区分における沈後水ならびに生物処理水の主要な水質項目の平均値を表 3 - 2 - 2 に示す。

硫酸バン土の添加に伴って影響の現われた項目として、まずSSが挙げられる。今回の調査結果を見る限りでは、Al濃度が低い程処理水SSレベルが高くなる傾向が認められ、

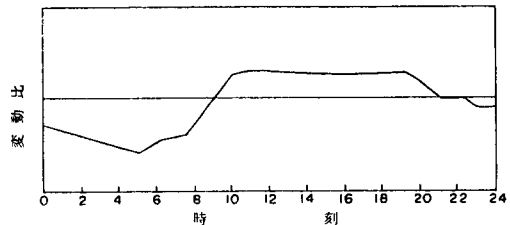


図 3 - 2 - 2 流 量 変 動 パ タ ー ン

SSの面からは、添加Al濃度はある程度高い方(約4-6mgAl/l)が有利である。これは、Al添加濃度が低いと、活性汚泥の凝集、フロック形成を阻害するのかもしれない。こうした終沈から越流するSSの増加は、バン土添加の本来の目的であるリン除去に大きく影響し、特に区分Ⅱ、Ⅲでは顕著であった。T-P・Dで見ると、いずれの添加濃度でも平均的に0.2mgP/l以下となっており、

表 3 - 2 - 2 水 質 分 析 結 果

	I		II		III		IV		V	
BOD	52.5	9.3	54.6	10.4	57.5	8.2	81.0	7.5	87.7	13.7
ATU-BOD		5.5		6.3		4.6		4.7		5.1
COD _{mn}	52.3	19.4	41.2	22.1	45.2	17.6	54.9	12.2	62.9	17.0
COD _{mn} /D	29.7	9.4	23.3	5.8	27.6	6.9	29.9	8.3	39.3	9.6
SS	60.1	39.6	57.4	55.5	55.8	33.3	55.7	15.0	62.4	19.2
K-N	17.34	3.05	14.95	2.82	17.68	2.47	24.20	2.30	24.81	3.46
K-N/D		1.09		0.62		1.09		1.47		2.10
NH ₄ -N	12.7	0.0	11.2	0.2	14.5	0.6	13.7	1.7	16.8	1.0
NO--N		5.6		6.4		4.4		5.1		5.2
T-P	2.57	2.49	2.07	1.43	2.67	1.45	3.11	0.52	3.00	0.67
T-P/D		1.95		0.20		0.16		0.03		0.16
Alkalinity	118.2	47.7	104.2	28.8	122.8	42.2	133.3	24.4	132.4	34.3

そのリン含率が3%前後と高いSSの流出量の多寡が処理水のリンレベルを左右することが知られる。有機物除去に対する影響について見ると、処理水COD_{Mn}は明らかに流出SSの増加によって押し上げられる傾向があるが、BODはSS濃度に依らず全期間を通じてほぼ同じ値を示した。いずれにしても、バン土添加硝化脱窒法ではAl添加濃度、運転条件によって生物処理水のSS濃度が高くなり、結果として他の水質項目に影響を及ぼすため、改めてSS対策の必要性が認識された。

曝気槽へのバン土添加によって懸念される問題のひとつとして、アルカリ度消費とpH低下があるが、循環法のような硝化反応を含む処理法との併用にあっては特に重要な事項である。図3-2-3に実測したアルカリ度減少量と硝化、脱窒反応に伴う窒素形態の変化から推定したアルカリ度減少量との関係を示す。バン土添加によって、明らかに硝化・脱窒反応以外でアルカリ度が消費されることが伺われる。図3-2-4はこの結果を整理してAl濃度と窒素除去以外で消費されたと推定されるアルカリ度との関係を示したものであるが、添加されたAlは殆どAl(OH)₃となっていたと推定される。したがって、汚泥中にAlが蓄積した状態にあっては、沈後水中のリンの殆どは曝気槽流入部で吸着あるいは化学的に固定

されてしまい、流出端で添加されたAlが直接的にリンと反応する部分は少なく、一旦、汚泥中に水酸化物等の形で蓄積された後にリン除去に関与すると考えられる。この結果に基づいてバン土添加硝化脱窒法におけるアルカリ度消費量を、バン土添加濃度4 mg Al/l、流入NH₄-N濃度20 mg N/l、循環比

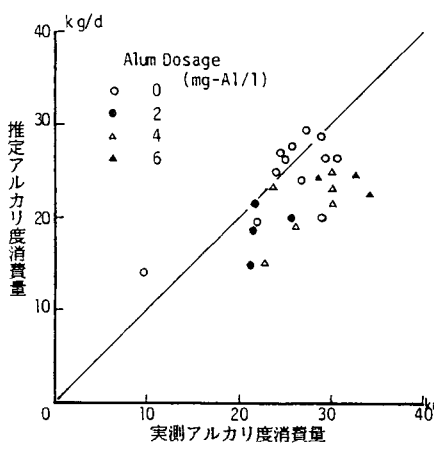


図3-2-3 バン土添加硝化脱窒法におけるアルカリ度の減少

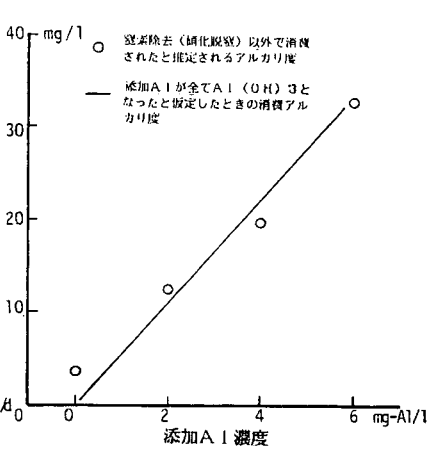


図3-2-4 バン土添加濃度とアルカリ度消費との関係

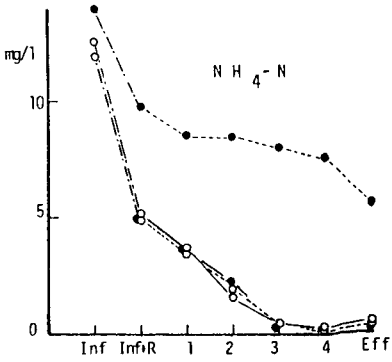
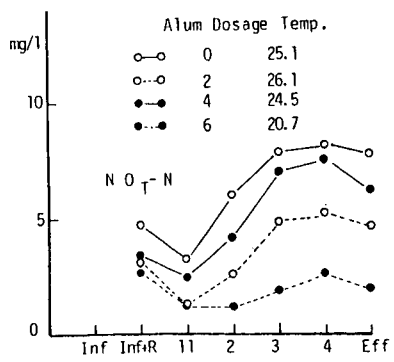


図3-2-5 生物反応槽内における窒素の挙動

1 : 5, 除去された窒素の19

%は汚泥側に移行, 硝化は完全に進む, との条件下で試算すると, 118 mg/l となる。

したがって, 場合によってはアルカリ度が不足し, 緩衝能がなくなるためにpHが低下するような事態が危惧される。

さらに, バン土添加法では硝化, 脱窒反応に対する影響の有無が大きな問題である。

図3-2-5は曝気槽内のNH₄-N, NO₃-Nの挙動を示

したものであるが, Al=0-

4 mg/l の範囲では大きな相違は認められないが, Al=6 mg/l では硝化反応に影響がでていることがわかる。図3-2-6に各区分で測定した硝化速度と水温との関係を示す。この結果からも, Alで4 mg/l 以下では硝化に問題のないことが示される。Alとして6 mg/l 添加すると硝化速度は無添加時の40%程度にまで落ちる。ここで注意を要するのはバン土添加方法である。今回の調査では, バン土を2 mg Al/l から処理水の状況を見ながら徐々に上げていったが, 昨年度に行った予備的な調査では当初からバ

ン土を4 mg Al/l 添加した。

図3-2

-6の▲

はその際

に測定し

た硝化速

度を示し

ている。

この結果

から, バ

ン土で4

mg Al/l

までは硝

化反応に

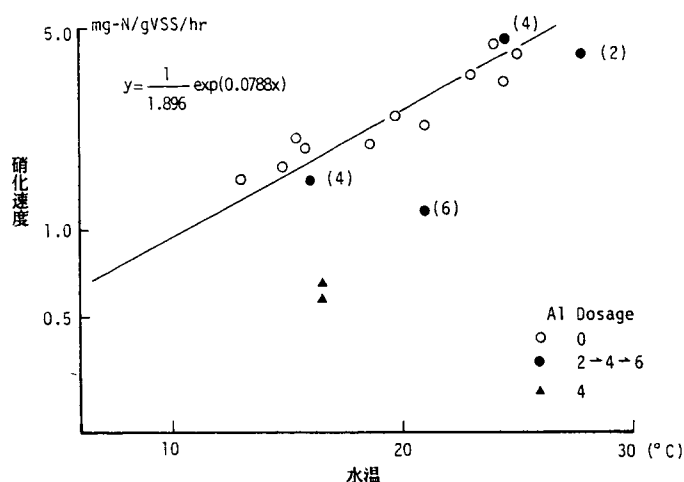


図3-2-6 硝化速度と水温の関係

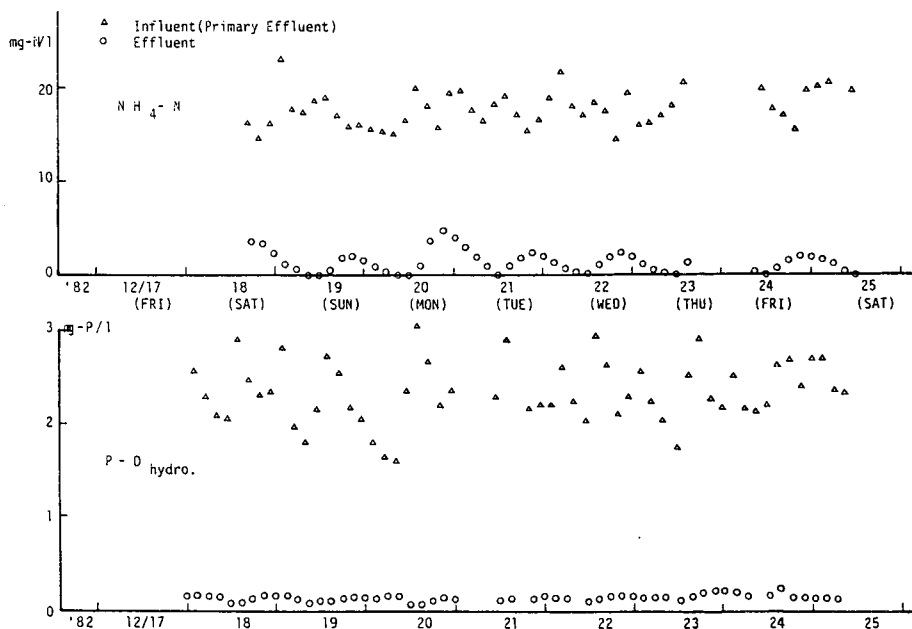


図3-2-7 流量変動を与えたときのNH₄-N, P-D hydroの経時変化 (821218-1225)

影響がないといっても、実際の運転操作では、低濃度域からパン土に対する馴致を図りながら設定値まで上げていく必要がある。脱窒速度には、硝化速度と異なり、はっきりとした温度依存性が認められなかった。これは、脱窒反応が、BOD/N比等に大きく左右されるからであり、こうした要因を勘案しながら脱窒反応に対するパン土の影響を見ると、これまでの調査範囲内では添加濃度、添加方法により特に問題はなかったといえる。

実験区分Ⅴでは、区分Ⅱ～Ⅳで得られたバンド添加濃度の処理水SS、T-Pなどの各水質レベルおよび窒素除去に及ぼす影響に関する結果から、添加濃度を4 mgAl/lとして流量変動を与えた。図3-2-7は流入水と処理水のNH₄-N、Phydro-Dの経時変化を表わしている。流入する溶解性リン濃度は1日に2回ピークを示し、平

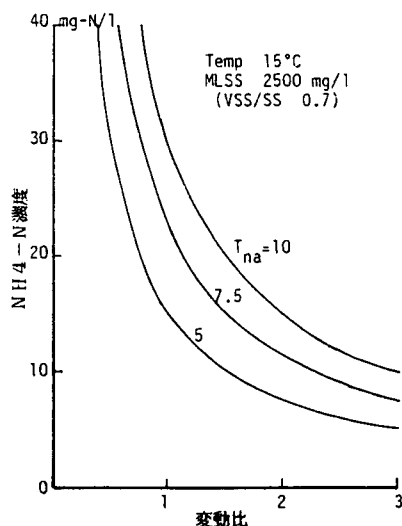


図3-2-8 硝化可能NH₄-N濃度と変動比との関係

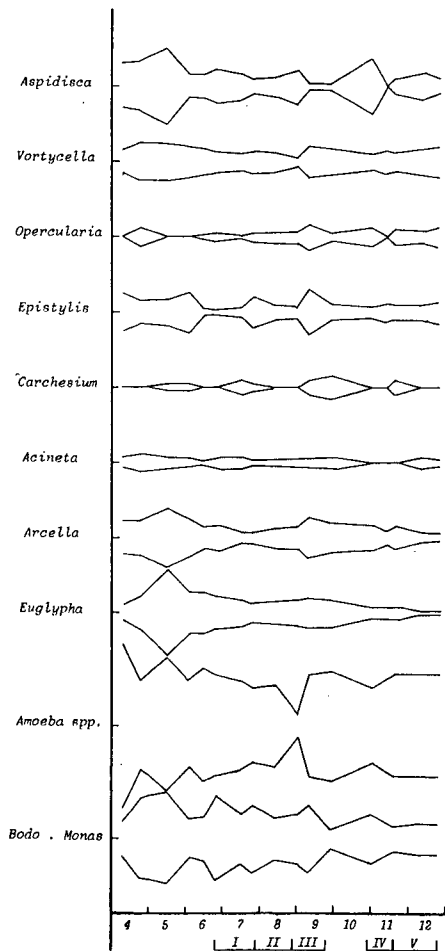


図3-2-9 パン土添加法における活性汚泥中の原生動物の消長

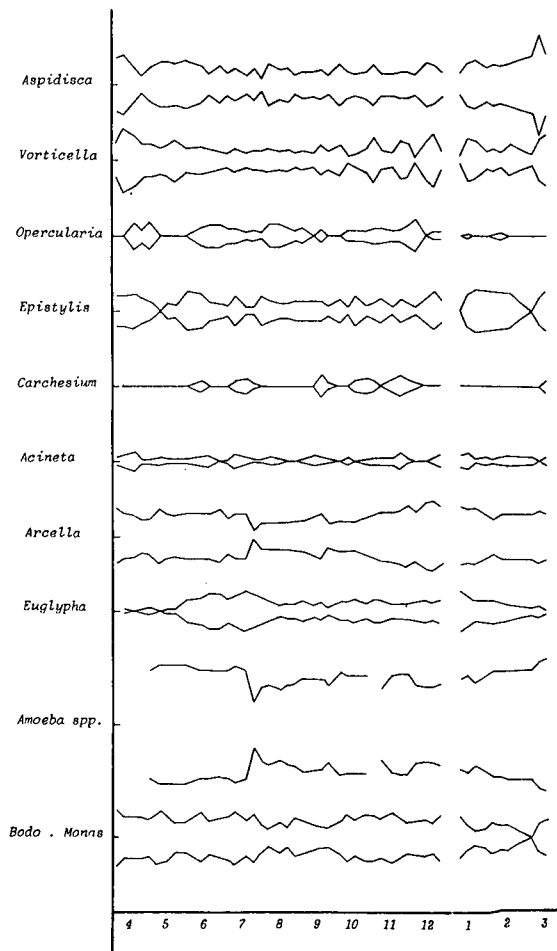


図3-2-10 循環法における活性汚泥中の原生動物の消長

日でほぼ $2 \sim 3 \text{ mg P/l}$ の範囲で変動するが、処理水は $0.1 \sim 0.2 \text{ mg P/l}$ で極めて安定している。一方、流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、この時期においては、 $16 \sim 20 \text{ mg N/l}$ と濃度的には比較の変動が小さいが、処理水中への $\text{NH}_4\text{-N}$ のリークが見られ、ピーク時には $2 \sim 4 \text{ mg N/l}$ に達する。流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷量で見ると14時前後にピークが見られる。曝気槽および終沈での14時～20時での実滞留時間は5.2時間程度と推定されるので、処理水中に現われる $\text{NH}_4\text{-N}$ のピークは、この負荷ピークに対応することがわかる。

この運転条件下で、どの程度までの $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度に対処できるかを推定するために、(1) $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は脱窒槽、終沈では変わらない、(2) 硝化は0次反応である、(3) 流量変動パターンは比較的ゆるやかである、と仮定して、硝化可能 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と変動比との関係を求めた。図3-2-8は、水温 15°C $\text{MLSS} 2500 \text{ mg/l}$ の場合の計算である。たとえば、最大変動比を1.5とすると、硝化槽の滞留時間 (T_{na}) を10時間で設定しておけば、流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度で 20 mg N/l まで対処できることがわかる。この関係から、12月20日の $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷ピークに対する必要滞留時間を求めると、 $T_{na} = 7.2$ となり、今回の運転条件 ($T_{na} = 5$ 時間) では処理水中に $\text{NH}_4\text{-N}$ が 6 mg N/l 残留することが示される。この値は、実測値 5 mg N/l とよく一致している。以上のことから判断して、ある程度の流量変動に対して硫酸バン土を一定流量の運転条件下で最適と認められた濃度に設定し、これを定量注入しても、リン除去および硝化活性に対する影響はないと結論できる。

図3-2-9は、今回の調査期間およびこれに先立つ馴養運転期間の主な原生動物の観察結果である。比較の意味で、昨年度1年間の原生動物の観察結果を図3-2-10に示す。昨年度は、主として循環法での運転を行ったが、11～12月にはバン土を 4 mg Al/l 添加しているため単純な比較はできないが、全般的に見て、 $\text{Al} = 0 \sim 6 \text{ mg/l}$ の添加では原生動物の質的量的な構成を大きく変えるほどの影響はないといえる。全原生動物に占める肉質虫類、べん毛虫類の割合がかなり高いが、この傾向は、程度の差こそあれ、同じ下水を処理している標準活性汚泥法においても認められており、必ずしも循環法あるいはバン土添加硝化脱窒法の特長とはいえない。

6. 窒素の除去に関する調査

三次処理研究室 室長 小堀 和夫

研究員 清水 俊昭

稲山 孝一

小泉 秀一

1. 調査の目的と必要性

下水の一次処理，二次処理により流入下水中の窒素は20～40%除去されるがそれ以上の除去率を得るのは困難とされている。下水処理水に残留する窒素化合物は閉鎖性水域では富栄養化の原因物質となる可能性を有している。また窒素化合物のうちアンモニア性窒素は放流先での溶存酸素の消費，魚類に対する毒性，下流の浄水場における塩素消費量の増加を招くという問題点を有している。このため放流先の水域の状況によっては放流水中の窒素濃度に厳しい基準が課せられる下水処理場が増えるものと予想される。また，下水道の普及にともない農山村部に下水処理場が建設されつつあるなかで，二次処理水が直接あるいは間接的に利用されるケースも多くなるであろう。本調査はこのような現状をふまえて，窒素の物理化学的および生物学的除去法の確立と設計，維持管理上の問題点の解明および処理水の農業利用等を目的としている。

2. 56年までの調査成果

2.1 不連続点塩素処理によるアンモニア性窒素の除去

(1) 下水の不連続点塩素処理について室内実験及びパイロットプラント実験を行い，比色式アンモニア連続分析計を用いて塩素添加量をフィードフォワード制御することにより $\text{NH}_4\text{-N}$ 除去率を90%以上に保持できることを明らかにした。

(2) 塩素添加量により生成する有機塩素化合物について同定及び定量方法を検討した。

(3) 初沈流出水，二次処理水，急速汚過水，活性炭処理水を用いて塩素添加量と低級塩素化有機物の生成量との関係について検討した。また活性炭によるクロロホルムの除去について調査した。

2.2 選択的イオン交換によるアンモニア性窒素の除去

(1) わが国で産出する9種類の天然ゼオライトを用いて実用化のための一般性状確認試験を行い，その結果，秋田県F鉱山で産出するクリノブチロライトが最も優れていることが分かった。

(2) 下水中に含まれる陽イオンの実測を行い，ゼオライトによるアンモニアの除去に及ぼす妨害について調査した。この結果特に問題となるのは Ca^{2+} であることがわかった。

(3) ゼオライトの再生について基礎実験を行い再生方式，再生液量の減少，回収再生液の再生能力および再生ゼオライトの吸着特性について調査した。

(4) パイロットプラントによる機能調査では，全窒素の高率除去を行うには，二次処理や急速汚過等の前処理の過程で硝化を抑制することが重要であること，および，窒素以外でTOC，オルトリンが

20～30%除去できたが、物理吸着であるため継続的除去は期待できないであろう。

2.3 生物学的窒素除去法

(1) 京都三次処理パイロットプラントによる結果は、①効果的に脱窒を行うにはMLSSを高くする必要がある。夏期2,000 mg/ℓ、冬期3,000 mg/ℓが1つの目安となる。②エアレーションタンク滞留時間8時間、返送率50%、循環比2、流入BOD/N3.3～4.5で窒素除去率60～66%であった。冬期は滞留時間を9～10時間とし、空気倍率を少し上げることが望ましい。③ステップ法の運転により60%以上の窒素除去率を得ることができたが、処理水にSSの流出が多くなった。④混合液循環法の運転に流量変動を与えた結果、滞留時間8時間では $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の流出する時間帯があり、実用化に際しては滞留時間をより長く設定する必要性が認められた。また、本法は冬期にSVIが300近くまで増大し、最終沈殿池の管理も重要なポイントである。⑤脱窒槽を空気量を絞って攪拌した場合の窒素除去性能は、機械攪拌と比較して、大きな違いは認められなかった。⑥硝化槽と脱窒槽との間の開口部は、運転に支障が生じない限り小さくし、backmixingを抑制することが望ましい。⑦返送汚泥率を高めた運転方式にあっては、最終における脱窒は無視しうる程度のものではあった。

(2) 小規模単段式硝化脱窒法による結果は、①濃度負荷1.5～2.4倍でも生物槽への阻害はなかった。②水量負荷も大きい場合は反応時間が短縮され、硝化率が低下するため、脱窒系にも悪影響をおよぼす。③最終からこまかいフロクの流出があり、沈殿池の改善も必要であろう。(土研資料1588号)

2.4 下水処理水中の窒素が稲作に与える影響

(1) ポットおよびライシメーター試験では灌漑水中の窒素濃度が高いほど収量面では増収となることが確認された。

(2) 圃場規模試験から、灌漑水中の窒素濃度が $\text{NO}_3\text{-N}$ 10 mg/ℓの条件下では、施肥方法に関して、基肥を通常の半量とすることで、通常の稲作と同程度の成績を上げることが確認された。

3. 57年度の調査結果

3.1 生物学的窒素除去

生物反応を利用した下水中からの窒素除去法は、原理的には下水中の有機物を脱窒に利用する方式(Bringmann法)と内生脱窒を主体とする方式(Wuhrmann法)とに分類される。現在、窒素除去法として最も検討され実処理への適用性が高いとされているBringmann法に立脚した硝化液循環法(循環法)は、既存施設に幾分余裕があれば、十分にこれを活用して安定した処理を期待できるが、循環法のみでは窒素除去に自と限界があり、さらに高率の除去を必要とする場合にはより大きな施設と複雑な操作が求められる。一方、Wuhrmann法では本質的に脱窒速度が小さいために大きな槽容量を要し、このことが最大の難点となってさほど関心が得られなかった。しかし、Bringmann法と比較して運転管理が容易であり、また基本フローを変えずに高率の窒素除去を期待できるため、新設の施設用地が十分に確保できる処理場では考慮に値する方式であると考えられる。事実、いくつかの下水処理場ではこの内生脱窒を組込んだ処理フローで窒素除去が行われている。

そこで、今年度は、内生脱窒法による窒素除去の可能性について京都三次処理パイロットプラントの活性汚泥処理施設を用いて検討を行った。

3.1.1 運転条件

内生脱窒法の処理フローを図-3.1.1に示す。

生物反応槽は4槽に分割(1槽25 m^3)されており、流入端の第1槽を好気槽に、続く第2, 3槽を脱窒槽とした。脱窒槽は空気の供給を止め、水中攪拌機によって攪拌を行った。

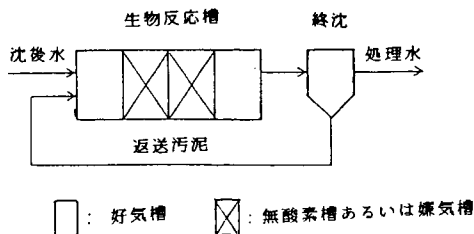


図-3.1.1 処理フロー

運転条件を表-3.1.1

に示す。調査は区分Ⅰ～

Vより成っている。区分Ⅰでは、それ以後の内生脱窒法との比較の意味で循環法による運転を行った。運転条件は、滞留時間8時間(脱窒槽2時間、硝化槽6時間)、返送汚泥率150%に設定した。

区分Ⅱからは図-3.1.

1に示す内生脱窒法の処理フローに切替えた。返送汚泥率は50%に設定し、区分Ⅱ～Vでは滞留時間(Qベース)を8-24時間の範囲で変え、反応時間と処理成績との関係について調査を行った。

表-3.1.1 運転条件

	Ⅰ 5/22~6/23	Ⅱ 6/24~7/25	Ⅲ 7/26~9/9	Ⅳ 9/10~9/30	V 10/1~11/18
流入水量 m^3/d	300	300	200	100	200
滞留時間 h	8	8	12	24	12
嫌気槽	2	4	6	12	6
好気槽	6	4	6	12	6
汚泥返送率 %	150	50	50	50	50
循環率 %	0	0	0	0	0
空気倍率 嫌気	0	0	0	0	0
好気	12.0	6.7	9.5	11.5	10.0
余剰汚泥引拔率 %	1.20	0.48	0.39	0	0.46
Temp (No.4)	23.4 (25.3-19.8)	25.1 (26.8-23.5)	26.1 (27.6-24.5)	24.6 (25.4-22.7)	22.1 (24.1-20.0)
pH (No.1/No.4)	7.32/6.93	7.03/6.90	6.89/6.84	6.79/6.68	6.83/6.72
SV ₃₀ (No.4)	36	48	27	15	32
SVI (No.4)	155	222	122	131	144
MLSS	2209	2524	2048	1463	2077
MLVSS	1577	1775	1317	947	1490
BOD-SS負荷	0.093	0.062	0.089	0.129	0.110
N-SS負荷	0.030	0.021	0.025	0.037	0.031
SRT	10	13	22	97	65
終沈沈殿時間	4	4	6	12	6
終沈水面積負荷	17	17	11	6	11
汚泥リン含有率(%)	1.97	2.13	1.71	1.96	2.36

3.1.2 運転結果

水質分析結果を表-3.1.2, 窒素・リンの経日変化を図-3.1.2に示す。区分Ⅱの処理水BOD濃度がかなり高くなっているが、ATU-BODの測定結果から明らかなように、N-BODの影響によるものである。図-3.1.3は処理水TKNとN-BODとの関係を示したものである。 NH_4-N 1 mg が NO_3-N に酸化されるに要する理論的酸素必要量は4.57 mg であるが、今回の調査ではTKN1 mg に対し消費される酸素量はその約3倍であった。いずれにしても、滞留時間8時間の条件では硝化が不完全であった。図-3.1.4は、生物反応槽の状況が安定したと考えられる時点で行った槽内の追跡調査の結果を表わしている。この図からも、第1槽での硝化が十分に進んでいないことがわかる。しかし、第1槽の混合液について測定した硝化速度(図-3.1.5)から試算すると、ここで10.5 $mg N/l$ の NH_4-N を酸化することが可能であり、反応時間の不足が硝化の進まないことの直接的な原因ではないことが示される。そこで考えられるのは、酸素供給量の不足である。本施設に設置している多孔質散気板と同タイ

ブのものの酸素溶解効率を実施設で測定した結果として6%（散気水深3.75m）という値が報告されているが、この値から区分Ⅱの条件で供給される酸素量を推定すると、 $23 \text{ kg-O}_2/\text{d}$ となる。BOD除去および内生呼吸に要する酸素量を $0.5 \text{ kg-O}_2/\text{kg-BOD}$ 、 $2 \text{ mg-O}_2/\text{gss/hr}$ とすると、これによって合計 $20 \text{ kg-O}_2/\text{d}$ の酸素が消費される。

さらに $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化に必要な酸素量がこれに加わることであり、明らかに酸素の供給が追いついていなかったことが知られる。

図-3.1.6は槽内 $\text{NH}_4\text{-N}$ およびDO濃度の経時変化を示したものである。これからもDO不足が硝化反応を抑制していたことがわかる。

実験区分Ⅲでは、区分ⅡでのDO不足の問題を解消するために流入水量を $200 \text{ m}^3/\text{d}$ とした。これによって、硝化は完全に進み、処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ は0となった。また図-3.1.4に見られるように、第1槽で硝化が完了していた。なお、区分Ⅲにおける第1槽のDO濃度は平均で

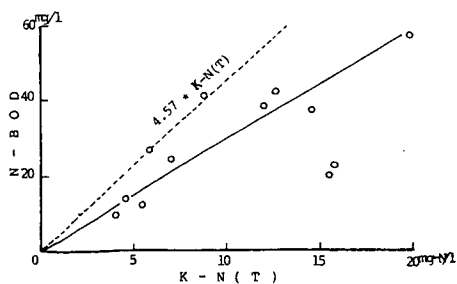


図-3.1.3 処理水TKNとN-BODとの関係

表-3.1.2 水質分析結果

	I	II	III	IV	V
BOD	68.2	54.3	57.6	66.8	77.2
ATU-BOD	10.6	35.6	3.9	4.1	10.3
CODMn	6.3	6.1	3.1	2.8	4.1
CODMn	54.5	52.0	43.4	50.3	55.3
CODMn-D	18.5	17.2	12.1	12.7	15.7
S-S	36.3	8.4	6.4	7.9	8.1
S-S	63.2	64.0	60.4	58.8	58.3
K-N	12.3	21.2	22.3	15.4	17.9
K-N-D	22.05	16.95	16.13	17.46	22.14
K-N-D	2.30	9.32	1.57	1.75	2.61
K-N-D	0.92	7.70	0.71	0.84	1.33
NH ₄ -N	15.6	13.2	12.2	15.5	14.1
NO ₃ -N	0.0	5.8	0.0	0.0	0.2
NO ₃ -N	5.8	2.0	6.4	5.5	4.1
T-P	2.99	2.48	2.30	3.16	3.14
T-P-D	2.18	2.19	1.75	2.47	2.22
T-P-D	1.72	1.48	1.58	2.32	2.09
Alkalinity	142.3	109.4	108.9	127.5	127.8
	45.4	88.4	42.8	54.3	58.1

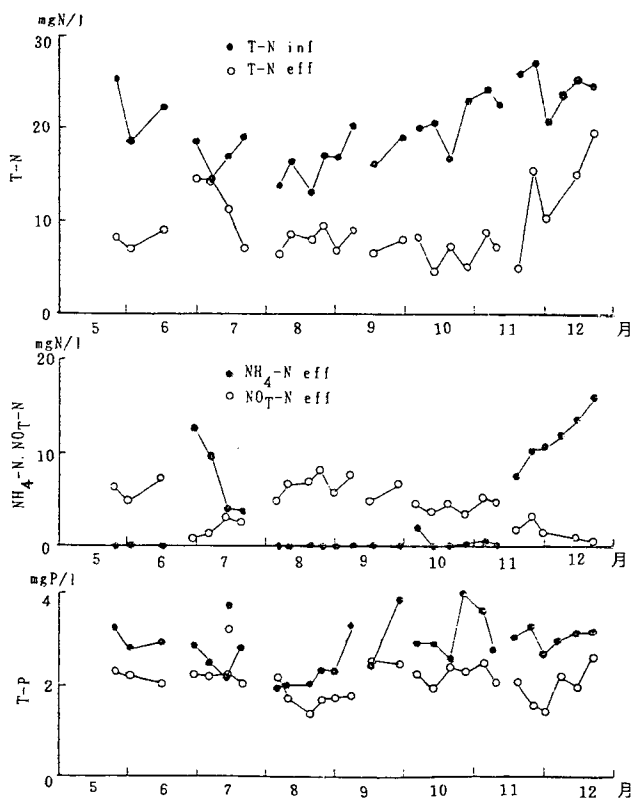


図-3.1.2 窒素・リンの経日変化

1.4 mg/l であった。このときの第2、3槽での脱窒推定量は、終沈での脱窒を無視できると仮定すると 6.9 mg N/l 、トータルの窒素除去率は51%と、この結果からでは

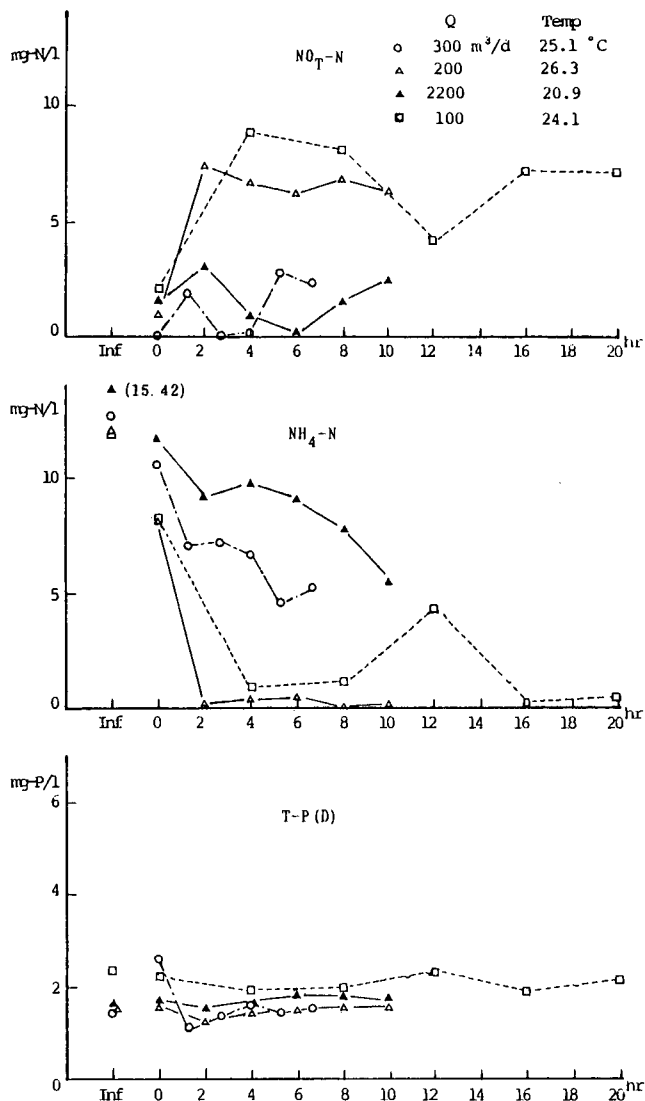


図-3.1.4 生物反応槽内における
N、Pの除去

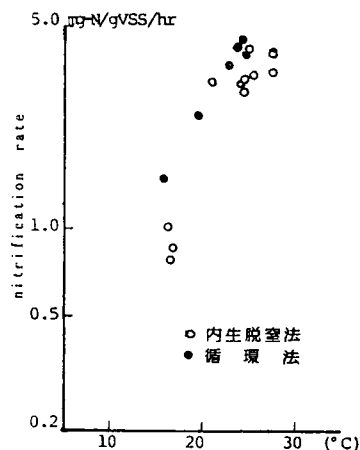


図-3.1.5 硝化速度と
水温との関係

循環法 (区分 I, 窒素除去率 63%)
に比較して有利な点が見出せなかつた。

このような状況であったので、内
生活窒法でどの程度までの窒素除去
を期待しうるかを簡単なモデルで推
定してみた。内生活窒法を利用する方
法にあっては、基本的に反応時間を
十分に確保することが必要であるが、
他方において、脱窒に先立つ硝化時
間を過度に長びかせることは、脱窒
速度を大きく低下させる可能性があ
るため、滞留時間の設定、配分が極
めて重要な操作因子となる。脱窒速
度 v (mg N/gVSS/hr) は初期曝気

時間 t (hr) とともに、 $v(t) = v(0) * \exp(-\beta t)$ (β : 定数) の関係に従って減衰すると仮定すると、
脱窒素量 ΔN (mg N/l) は次式で推定される:

$$\Delta N = \frac{24 V_d v(0) X}{1,000 Q (1+r)} \exp \left[-\frac{24 V_a \beta}{Q (1+r)} \right] \quad \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 V_a , V_d : 硝化槽, 脱窒槽容量 (m³), r : 返送汚泥率 (-), Q : 流入水量 (m³/d), X : MLVSS
濃度 (mg/l) を示す。

図-3.1.7 は流入水量に対する脱窒可能量を表わしたものである。 β は実際には汚泥の履歴, 基質
濃度, 水温等によって変わるものと考えられるが、ここでは、初期溶解性 BOD 濃度 1.0 mg/l 以下、

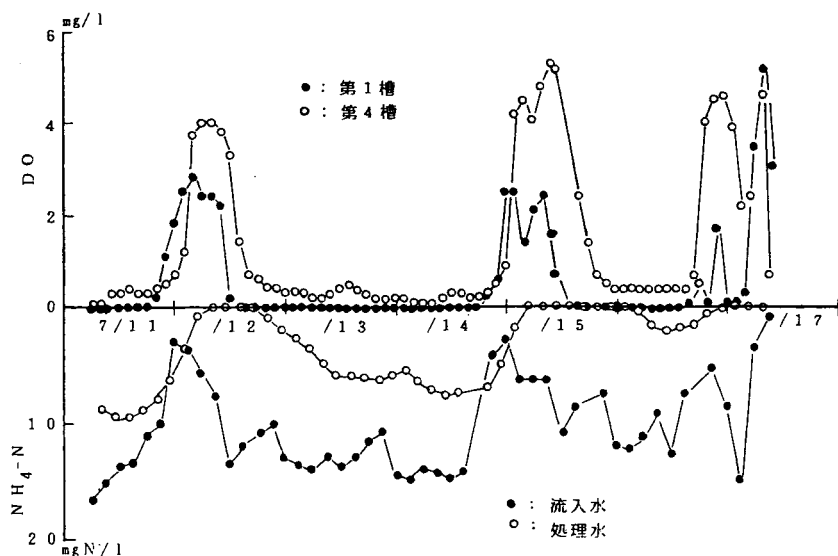


図-3.1.6 $\text{NH}_4\text{-N}$ と槽内DOとの関係

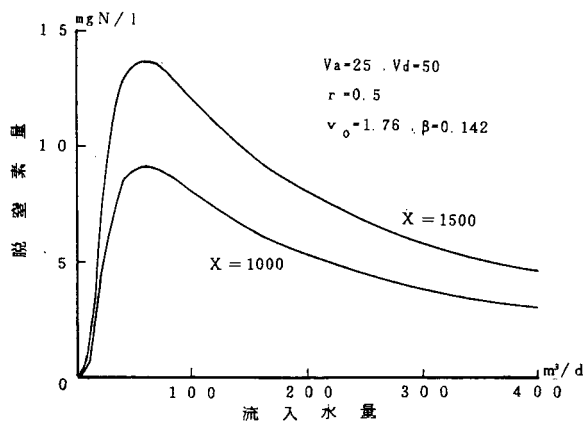


図-3.1.7. 流入水量と内生脱窒により
除去される窒素量との関係

水温 24.5°C , $\text{MLVSS } 1.010 \text{ mg/l}$ の条件下で行ったバッチ実験から得られた結果を用いた。この図から区分Ⅲでの ΔN を読取ると 6.9 mg N/l となり、脱窒はほぼ予想されるレベルまで進んでいたといえる。

図-3.1.7 より、今回の運転条件下では、 $Q=60 \text{ m}^3/\text{d}$ を限度としてさらに流量を減少させることによって窒素除去効率を高めうることが予想されたので、区分Ⅳでは $Q=100 \text{ m}^3/\text{d}$ とした。しかし、この期間の窒素除去率は 58% とわずかの改善しか得られず、反応時間を増大させた効果は殆ど認められなかった。その最大の原因と考えられるの

は、脱窒槽（第2, 3槽）に出現したスカムである。このスカムは、区分Ⅲでもすでに見られていたが、流量を減少させた時点から急速に厚くなり（ $15\text{--}20 \text{ cm}$ ）、余剰汚泥引抜率を0としても槽内 MLSS は漸減し、所定の濃度を維持できない状態であった。このような状況にあっても、硝化速度、脱窒速度は他の区分の測定結果と比較して遜色なく、スカムの生成がなければ、所期の処理成績を上げることが可能であったと考えられる。

区分Ⅴでは、スカムの問題を解消するために、流量を再び $200 \text{ m}^3/\text{d}$ に戻した。一度生成されたスカムは消滅しなかったが、槽内 MLSS をある程度制御できる状態まで回復した。区分Ⅴの運転条件は区分Ⅲと同じであったが、窒素除去率は 70% に達した。

式(1)によれば、 $4N$ は $Q=24 V_a \beta / (1+r)$ のときに最大値 $V_d v(0) X / 1,000 V_a \beta e$ をとることがわかる。これから、脱窒素量は硝化槽と脱窒槽での滞留時間の配分、MLSS 濃度に左右されるが、 $v(0)$ 、 β を介して水温、有機物負荷の影響を受けることが知られる。このことから見て、区分 V で高率の窒素除去が達成されたのは、内生脱窒法とはいうものの流入水 BOD 濃度がかかなり寄与していたと考えられる。

また、図-3.1.4 の追跡調査結果から明らかなように、 $Q=200 \text{ m}^3/\text{d}$ としても流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高い場合には、区分 II と同様の理由で硝化反応が抑制されることがあった。したがって、実験プラントにおいて酸素供給能力が律速とならなければ、内生脱窒法によってさらに高率の窒素除去が得られたと思われる。

3.2 下水処理水中の窒素が稲作に与える影響に関する調査

下水道の普及率の向上に伴い、下水処理水が直接あるいは間接的に農業利用される機会が今後増加すると予想されている。この場合で最も問題となるのは、下水処理水中に存在する窒素化合物によって農業用水中の窒素濃度が増加し、これを水稻の灌漑水に用いた際窒素過剰のため、青立ち、過繁茂、倒伏などにより収量減の原因となることである。このため、灌漑水中の窒素が通常の稲作に影響を与えない濃度、および施肥法、水管理等栽培方法の改良により窒素の影響を低減しうる濃度を明らかにすることが重要であり、本実験は直接再利用を想定し、灌漑水中の窒素の影響及び施肥方法による影響の低減についての検討を目的として実施したものである。

3.2.1 実験条件

表-3.2.1 施肥条件

実験は1試験区 50 m^2 (0.5 a)、

試験区数10の圃場規模で行った。灌漑水としては水道水(対照区)、茨城県霞ヶ浦湖北処理場処理水、(二次処理水を急速砂汙過処理したもの)、および処理水に硝酸ナトリウムを添加して硝酸性窒素濃度

を調整したものを用いた。水管理は中干し期間(7月24日~8月6日)を除いてほぼ一定の水深(3cm前後)が得られるよう補給を行った。

各試験区の施肥条件を表-3.2.1に示す。栽培品種はコシヒカリとし、4月15日に播種した3葉期の苗を5月18日に移植した。栽植密度は $73.3 \text{ 株}/3.3 \text{ m}^2$ 、1株4本とした。

3.2.2 灌漑水質・総給水量および窒素流入量

下水処理水質を表-3.2.2に示す。本実験では対照区を除く全区で灌漑水を全量処理水に依存しており、窒素以外の有機物、SS、T-Pなどにも注意を払う必要があるが、COD、SSとも農業用水基準を満たしており、T-Pも低い値であることから、ここで得られた結果については、窒素の影響のみが表われていると判断して整理している。

表-3.2.3に灌漑水窒素濃度、総給水量、窒素流入量を示す。一般の水田での用水量は1作当り、 $1,200 \sim 1,500 \text{ m}^3/10 \text{ a}$ 程度とされている。各試験区の総給水量は $1,900 \sim 10,000 \text{ m}^3/10 \text{ a}$ とばらつき

試験区 項目			1	2	3	4	5	6	7 (対照区)	8	9	10
施 肥 量	窒素 (kg/10a)	基肥	2.5	2.5	2.5	5.0	5.0	2.5	5.0	2.5	0.0	2.5
		追肥	1.5	1.5	1.5	3.0	3.0	1.5	3.0	0.0	0.0	1.5
	リン (kg/10a)	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0
		追肥	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	カリ (kg/10a)	基肥	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0
		追肥	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0

(注)基肥は5月17日に植代施肥の形で、追肥は8月6日に表層施肥の形で施用

が大きく、量的にも多いものであった。このため、灌漑水中の窒素濃度が高いことと合いまって、10a当り12.6～105.3kgの窒素が流入しており、ここでの標準窒素施肥量8kg/10aの1.6～13.2倍の窒素が灌漑水によってもたらされている。なお、灌漑水によってもたらされた窒素の大部分は硝酸性窒素である。

3.2.3 生育過程

水稻においては基肥由来の窒素の吸収は出穂前25日頃までに、追肥においては1週間程度で終了する事例が多いとされている。このため葉色においては移植後まもない頃（移植後30日程度まで）は濃く、その後退色してゆき、追

肥直後は濃くなり、再び退色してゆくのが一般的である。図-3.2.1に代表的試験区の葉色の推移を示す。同図に示すように処理水を用いた試験区では対照区と比較して葉色の濃い状態で推移しており、灌漑水中の窒素をかなり吸収していることを示している。

窒素の吸収量が多いと稲の栄養生長が促進され、成熟が遅れるとされている。表-3.3.4に各試験区の出穂日を示すが、出穂始、出穂日とも処理水を用いた試験区が遅れる傾向が見られるものの、その差は1～2日程度であり、それほど大きくないようである。

3.2.4 生育結果

表-3.2.5に収穫時における生育項目の調査結果を示す。草丈、稈長、および上位三葉長等長さに

関する項目については全試験区とも良好であり、対照区と較べて大差はない。茎数については特異的に悪い1区を除けば、施肥窒素無しとした9区が65%、基肥窒素半量とした2, 3, 6, 8, 10区が76～91%、基肥窒素慣行量とした4, 5区が90, 104%（対照区と比較して）の茎数となっており、基肥窒素量の影響が大といえよう。なお、収穫時においては出穂までにいたらなかった遅発分けつはほぼ

表-3.2.2 下水処理水質

項目	平均濃度%	範 囲
BOD	0.0	(0.2 - 1.2)
COD	1.0	(3.5 - 5.7)
SS	0.3	(0.1 - 1.2)
T-N	7.4	(5.1 - 9.7)
NO ₃ -N	6.8	(4.5 - 9.7)
T-P	0.46	(0.39 - 0.65)

(注) 57年5月～57年9月の平均値

単位はmg/l

表-3.2.3 灌漑水窒素濃度、総給水量、窒素流入量

試験区	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
項目	(対照区)									
i-N (mg/l)	6.7	15.3	21.0	10.9	7.1	11.9	1.2	6.6	12.2	7.1
NO-N (mg/l)	6.4	14.5	20.0	10.4	6.7	11.3	1.2	6.3	11.6	6.7
総給水量 m ³ /10a	3,228	2,186	5,018	4,464	2,792	5,312	3,548	1,908	3,292	10,168
窒素流入量 kg/10a	22.1	33.4	105.3	48.6	19.8	63.3	4.1	12.6	40.1	72.5

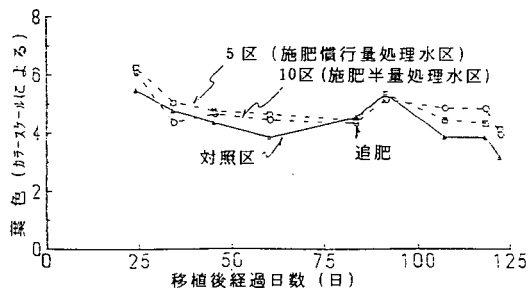


図-3.2.1 葉色の推移

表-3.2.4 各試験区の出穂日

試験区	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
項目	(対照区)									
1) 出穂始	8A12B (88B)	8A12B (88B)	8A11B (85B)	8A11B (85B)	8A10B (84B)	8A10B (84B)	8A10B (84B)	8A10B (84B)	8A11B (85B)	8A12B (88B)
2) 出穂日	8A14B (88B)	8A15B (88B)	8A14B (88B)	8A14B (88B)	8A13B (87B)	8A13B (87B)	8A13B (87B)	8A13B (87B)	8A14B (88B)	8A15B (89B)
3) 穂ぞろい期	8A17B (81B)	8A21B (85B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A17B (81B)	8A18B (82B)

(注) 1) 全茎数の10%～20%が出穂した日

2) 40%～50%

3) 80%以上

4) ()内は移植後経過日数

枯れ上がった状態となるため、茎数はほぼ全穂数と一致する。したがって穂数確保という面では基肥窒素は重要であり、灌漑水に窒素が含まれていても、ある程度の施用は必要といえよう。

全穂数の中には選発分けつによる遅れ穂も含まれるため、有効穂数と比較すると、対照区では有効穂数率が77%なのに対し、その他の区では全穂が大部分有効穂となっており、基肥窒素を半量以上施用した区では対照区と同等か、それ以上の有効穂数が確保できており、灌漑水中の窒素が有効穂の確保に役立っていると推察できる。

3.2.5 収 量

一般に窒素過多となった場合、稔実不良等により、収量減となることがあるとされている。表一

表一 3.2.5 収穫時の生育項目調査結果

試験区		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
項目		対照区									
刈り	(CM)	89.8	95.4	90.1	100.4	99.1	101.4	95.8	93.4	93.4	98.8
	(%)	(94)	(100)	(94)	(105)	(103)	(108)	-	(103)	(97)	(103)
かんた	(CM)	70.8	78.1	78.1	83.7	79.3	84.3	77.3	78.9	73.1	79.3
	(%)	(92)	(98)	(98)	(108)	(103)	(109)	-	(99)	(95)	(103)
つ	(CM)	10.5	14.8	15.3	18.8	19.4	17.1	18.7	14.3	12.1	17.0
	(%)	(58)	(79)	(82)	(90)	(104)	(91)	-	(78)	(85)	(91)
3-7	(CM)	22.1	23.4	23.7	20.3	26.0	23.3	24.8	28.8	30.5	25.7
	(%)	(90)	(95)	(98)	(83)	(108)	(95)	-	(109)	(124)	(104)
	(CM)	33.4	34.2	38.8	33.8	35.2	33.9	33.2	35.3	37.7	37.9
	(%)	(101)	(103)	(110)	(102)	(108)	(102)	-	(108)	(114)	(114)
	(CM)	35.2	35.8	35.8	37.5	38.0	38.2	38.2	35.8	38.7	38.7
	(%)	(97)	(104)	(98)	(104)	(99)	(108)	-	(99)	(101)	(107)
1737	(CM)	14.8	15.1	14.9	15.5	14.2	15.8	14.8	16.2	15.7	16.0
	(%)	(101)	(103)	(102)	(108)	(97)	(108)	-	(110)	(108)	(110)
ス	(CM)	10.5	14.8	15.2	18.7	19.3	18.7	18.8	14.3	12.2	16.1
	(%)	(58)	(79)	(82)	(90)	(104)	(90)	-	(77)	(85)	(87)
	(CM)	10.4	13.9	14.4	15.8	17.7	18.5	14.4	14.1	11.8	15.2
	(%)	(72)	(87)	(90)	(110)	(123)	(115)	-	(98)	(81)	(108)
ヒト	(CM)	47.9	64.4	67.7	59.2	58.7	60.3	65.2	66.3	63.0	68.0
	(%)	(74)	(99)	(104)	(91)	(87)	(102)	-	(102)	(97)	(101)

(注) 1) *は対照区(7区)を100としたときの割合

2) 数値は3ヶ所(水口・中央・水時)、27株(9株×3ヶ所)の平均値

表一 3.2.6 収量構成要素調査結果

試験区		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
項目		対照区									
刈り	(G/H ²)	278.8	437.8	474.0	488.4	518.0	518.8	477.8	478.9	382.3	480.3
	(%)	57.9	91.8	99.2	101.8	114.8	114.8	100.0	99.8	80.0	99.3
かんた	(G/H ²)	220.3	361.3	381.9	392.7	443.0	454.9	385.4	383.5	307.8	370.9
	(%)	57.2	91.2	99.1	101.9	114.9	118.0	100.0	99.5	79.9	98.2
つ	(%)	90.5	92.4	90.2	92.6	92.5	93.0	90.3	95.0	94.8	88.9
	(%)	100.2	102.3	99.9	102.5	102.4	103.0	100.0	105.2	104.9	99.4
3-7	(%)	92.8	94.4	96.7	95.3	95.1	98.8	92.5	95.8	98.9	91.0
	(%)	100.3	102.1	104.5	103.0	102.8	104.4	100.0	103.4	104.8	99.4
ヒト	(G)	28.3	25.4	25.3	25.8	25.8	25.9	25.7	25.5	25.9	24.8
	(%)	102.3	98.9	98.4	100.4	100.4	100.8	100.0	99.2	100.8	98.5
ヒト	(%)	57.0	88.0	71.0	89.0	70.0	72.0	75.0	78.0	78.0	70.0
	(%)	78.0	90.7	94.7	92.0	93.3	98.0	100.0	104.0	104.0	93.3

(注) 1) *は対照区(7区)を100としたときの割合

2) 収量は3ヶ所の平均値

3) その他の数値は3ヶ所、27株の平均値

3.2.6 に収量構成要素の調査結果を示す。稔実不良については稔実歩合、登熟歩合、精もみ千粒重が参考となると思われるが、この項目については全区とも大差のないことから、ここでの灌漑水条件では稔実不良に与える影響はほとんどないと判断できる。

収量に関しては、精もみ収量、玄米収量とも、特異的に悪い1区を除き、施用窒素無しとした9区で対照区の80%、基肥窒素半量とした2, 3, 6, 8, 10区の平均値が101%、基肥窒素慣行量とした4, 5区の平均値が108%となっており、灌漑水中の窒素は基肥慣行量区ではある程度の収量増に、基肥半量区では減肥分を補なえる程度の収量増に役立っているといえる。なお、基肥条件を同一とした8区(追肥無し)、10区(追肥有り)における収量等の比較から、追肥窒素の有無による灌漑水窒素の影響は、ないものといえよう。

3. 2. 6 倒伏への影響

一般に窒素過多による倒伏は草丈、稈長の徒長ならびに水稻細胞へのアミノアの過剰蓄積による生理的障害、呼吸作用の増加による澱粉、糖の消費に起因する組織の軟弱化によってもたらされるとされている。倒伏関連要素の調査結果を表一

表一 3. 2. 7 倒伏関連要素調査結果

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ヒヨウ	(KG/10A)	4.0	4.0	4.0	8.0	8.0	4.0	()	2.5	0.0	4.0
カンキイ	T-N / 10A	6.7	15.3	21.0	10.9	7.1	11.9	1.2	6.6	12.2	7.1
カンキイ	T-N / 10A	22.1	33.4	105.3	48.6	19.8	83.3	4.1	12.6	40.1	72.5
チヨウ	チヨウ / 10A	26.1	37.4	109.3	56.8	27.8	88.3	12.1	15.1	40.1	78.5
カンキイ	チヨウ / 10A	184.4	207.6	178.9	234.4	235.6	201.1	152.8	205.5	145.6	318.0
チヨウ	(GR)	195.6	295.6	323.3	224.4	235.6	226.7	173.3	173.9	211.7	282.2
チヨウ	チヨウ / 10A	384.0	308.9	382.0	345.6	235.6	198.9	196.7	285.8	271.1	280.0
チヨウ	A V E.	254.7	270.8	288.1	288.2	235.6	208.9	174.3	221.7	209.5	280.4
INDEX	チヨウ / 10A	183.6	289.1	333.0	234.8	207.3	343.7	232.5	251.0	325.9	191.3
OF LODGING	チヨウ / 10A	136.7	115.3	105.4	183.6	104.1	219.1	224.5	200.7	103.9	91.7
(A)	チヨウ / 10A	36.1	86.7	82.0	119.4	198.0	237.0	240.3	123.8	86.0	188.7
(x 10)	A V E.	92.0	146.8	139.3	173.2	189.7	258.7	232.6	181.9	145.0	155.7
INDEX	チヨウ / 10A	11.6	16.1	15.9	14.8	9.5	19.0	19.1	15.7	20.8	11.1
OF LODGING	チヨウ / 10A	11.0	8.1	8.1	10.6	10.7	14.3	8.8	15.3	11.5	5.6
(B)	チヨウ / 10A	7.2	7.3	6.8	7.3	11.0	13.3	13.5	9.0	7.9	10.9
(x 10)	A V E.	8.8	9.9	9.1	10.3	10.3	15.1	12.3	12.7	12.2	9.2

(注)

1) の座折荷重 (gr) : 第 3 節間を中心に 10cm 幅で固定し、中央に載荷時の座折荷重

2) 倒伏指数: $A = \frac{\text{地上部総重量 (g)} \times \text{長 (cm)}}{\text{の座折荷重 (g)}} \times 100$ (坪井氏の例)

(Index of Lodging)

$B = A \div \text{穂数}$

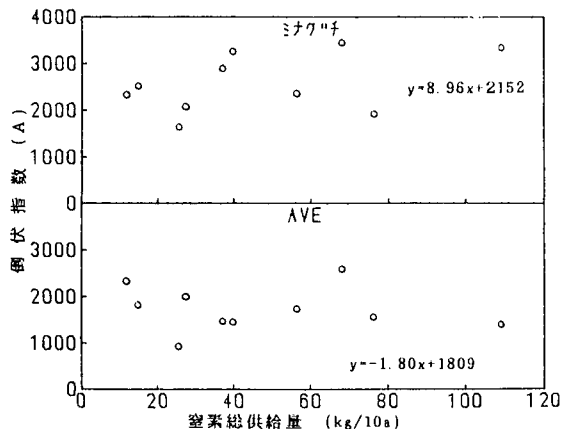
3. 2. 7 に示す。

コシヒカリの場合、倒伏発生の目安は稈長 90 cm 程度以上とされている。

ここでの結果 (表一 3. 2. 5 参照) では 6 区の 84 cm が最大であり、稈長については特に問題はないと考えられる。組織の軟弱化については稈の座折荷重が参考となると思われるが、ここで最も低い (弱い) 値は対照区であり、窒素を含む灌漑水を用いた方がむしろ良好であるという結果が得られた。

一般に倒伏のしやすさを数値で表わすものとして、倒伏指数がよく用いられる。倒伏指数についていえば、対照区を除く全区で、水口が最も高い値となり (A の場合)、水口部分が灌漑水中の窒素の影響を受けやすいことを示している。

また、図一 3. 2. 2 に倒伏指数と窒素総供給量の相関を示すが、水口での倒伏指数は窒素総供給量に比例する傾向が見られており、窒素供給量の影響も受けやすいことを示している。但し、明らかに影響を受けている部分は水口のみであり、その面積は目視する限りにおいては 2 ~ 5 % 程度と小さく、また、区平均では上述の傾向は見られず、全区とも大差がないものとなっている。



図一 3. 2. 2 倒伏指数と窒素総供給量との相関

3. 2. 7 稲体の窒素含有量

稲体に窒素が過剰蓄積すると、前述した徒長、組織の軟弱化等倒伏への影響もあるが、稔実期には同化産物の移行障害をももたらすとされている。稔実期の光合成量は窒素の多い場合ほど大であるが、葉身中の窒素が多すぎると、糖の移行は最初の間妨げられ、後期に入ってようやく盛んとなるが、稲は出穂後ほぼ一定日数を経過すると胚乳はかたくなり、葉が同化力を保持していても、葉から移行し

てくる糖を受け入れることが困難となり、十分受け入れないうちに老熟するとされており、この結果として窒素のもみへの移行率も低下するとされており、このような現象は出穂後のわらの窒素含有率が1.3～1.5%を上まわる場合におこる可能性があるとされている。なお、全国の水稲わらの窒素含有率の平均値は0.6%程度（風乾物当り）とされている。

表－3.2.8に稲体各部位の窒素含有率を示す。わらに関していえば、全区の含有率は0.7～1.09%と全国の平均値に較べてやや高く、窒素を含む灌漑水を用いた区が高くなる傾向が見られるものの、同化産物の移行障害が問題となるような高含有率とはなっていないようである。

もみに関しては全区とも1.1%前後に分布しており、差異は認められない。
もみへの窒素の移行率は対照区が最

表－3.2.8 稲体の窒素含有率

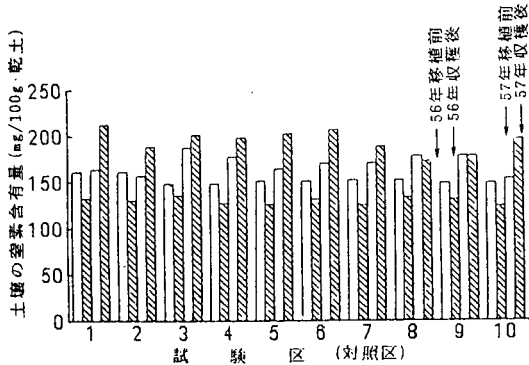
試験区	T - P			T - N			T - N
	もみ	わら	ハキ	もみ	わら	ハキ	
1	0.289	0.093	0.108	1.08	0.70	1.33	47.0
2	0.254	0.089	0.097	1.12	0.78	1.12	50.2
3	0.254	0.088	0.099	1.17	1.00	1.82	45.9
4	0.157	0.088	0.103	1.19	1.05	1.81	44.0
5	0.287	0.109	0.118	1.18	1.08	1.67	43.7
6	0.221	0.090	0.088	1.17	1.00	1.58	45.7
7 (対照区)	0.257	0.095	0.104	1.12	0.81	1.33	50.8
8	0.288	0.098	0.112	1.09	1.10	1.53	43.8
9	0.255	0.081	0.117	1.09	1.02	1.53	45.3
10	0.255	0.084	0.089	1.18	1.09	1.60	43.4

(注) 1) * 上位3葉
2) 全て風乾物当り
3) T - N 移行率 = (もみの窒素含有量) / (地上部総含有量) × 100
4) 単位は全て%

も高く、他の試験区は低い。この結果についてはわらの窒素含有率の差がきいているものであり、1、9区を除けば対照区と同等以上の収量を確保しているわけであり、移行量としてはむしろ優っていることも多く、特に問題となるような差異ではないようである。

3.2.8 土壌の窒素含有量

図－3.2.3に昨年度からの土壌中の窒素含有量の推移を示す。ここで見られた特徴としては、昨年度収穫後以降、窒素の供給がないにもかかわらず、全区とも本年度移植前の土壌窒素含有量は増加していることと、昨年度は全区で収穫後の含有量は移植前に較べて減少していたのに対し、本年度は8、9区を除いて収穫後の含有量が高いという異なった傾向を示したことである。前者については昨年



図－3.2.3 土壌の窒素含有量の推移

年度の切り株の窒素が加算された結果と考えられる。後者の理由としては明確なものは得られていないが、本圃場は昨年度に畑地土壌を客土して造成したものであり、耕作2年目のものであることから、水田土壌として安定化しているとはいいがたく、これに起因する所が多いと考えられる。

一般に窒素を含む灌漑水を用いると土壌中に窒素が蓄積されてゆき、長期的には窒素過剰障害を助長するとされている。本結果においては窒素灌漑水を用いた区の土壌窒素含有量が対照区に較べて必ずしも高くなるわけではなく、蓄積を抑えることは十分可能と考えられるが、さらに長期的な検討が必要であろう。

3.2.9 ま と め

本年度は灌漑水中の硝酸性窒素濃度を変えて濃度の影響の確認と、施肥方法の改良による影響の低減については昨年度提案した基肥にのみ半量窒素を施用する方法を中心に検討した。窒素濃度を変えたものについては、水口部分においては窒素の供給量が多いほど倒伏指数が増加するなど、一部その影響は認められるものの、区平均で見ると特にマイナス要因は認められず、むしろ収量面では増収につながるという良好な結果が得られている。施肥方法の改良については基肥にのみ半量窒素を施用した試験区が収量は対照区と同等で（収量比 99.8%）あり、稔実不良や倒伏指数の増加といった影響はまったく認められなかったことから、この施用方法は有用なものと評価できよう。

7. 浮遊性物質の除去および再利用に関する調査

三次処理研究室 室長 小堀 和夫

研究員 小越 真佐司

小泉 秀一

1. 調査の目的と必要性

生活環境の保全に係る水質環境基準は、現在、主として水域の溶存酸素不足をまねくBOD、およびCODによって定められている。環境基準を維持達成するためには下水処理場からの放流水中の有機物濃度を低く保持することが必要である。しかし従来の生物処理を中心とする二次処理ではその有機物除去能力に限界があり、放流水域によっては付加的な処理が必要とされる。生下水、二次処理水等に含まれる汚濁物質は、浮遊性および溶解性到大別されるが、本調査は、浮遊性物質の除去技術を開発することを目的として、汙過池による二次処理水中の浮遊物除去技術の開発について、主に京都パイロットプラントの急速汙過池を用いて行ったものである。

2. 56年度までの調査結果

二次処理水の急速汙過池による汙過にあたって、汙材構成、汙過方向、流量変動の影響、汙過速度、洗浄方法、洗浄用水等、浄水の汙過とは異った視点で設計、運転されるべき因子に関する調査を行った。また、二次処理水の汙過によって得られる水質を明らかにした。これらの成果の大部分は、土木研究所資料第1521号の「下水二次処理水の急速汙過に関する設計資料」にまとめられている。

二次処理水の汙過とともに、凝集沈殿処理水、硫酸アルミニウム添加活性汚泥処理水の汙過池による汙過に関する実験も行い、二次処理水の汙過との相違点を明らかにした。

昨年度は下向流式汙過池における塩素添加洗浄用水による洗浄効果の向上、硝化脱窒処理水の汙過およびウィルスに関する文献調査を行った。

塩素添加は下水二次処理水の二層汙過池における汙過において、特にアンスラサイト表面に発生する微生物の抑制手段として実験的に検討した。その結果、洗浄ごとに塩素を添加すれば微生物の発生と初期損失水頭の増加をほぼ防止できることが見い出された。

最も実用性の高い下水中の窒素除去法の一つである硝化脱窒法の処理水の二層汙過池による汙過性について調査した。その結果、硝化脱窒処理水中の浮遊物は、通常の活性汚泥処理による処理水に含まれる浮遊物より汙過池では除去され易いことが確認された。また、汙過によってNBODがほぼ100%除去されることも判明した。

下水道に関連したウィルスに関する文献を水中のウィルス、浮遊物への吸着性、生物処理による除去、塩素、オゾンによる不活化、ウィルスの採取法、エアロゾル中の濃度等に分類してレビューした。

3. 57年度の調査結果

3.1 長毛汙過法と急速汙過法の比較

急速汙過法は、砂、アンスラサイト（無煙炭）ガーネット等の粒状汙材からなる汙層に比較的高速で水を流し、主として汙材への付着や汙材でのふり分けによって浮遊物を除去する手法で汙層の浮遊物補捉量が限界に達した時点で洗浄を行うのが一般的である。

長毛汙過法は、長毛汙布を張ったドラムを水没させ水をドラムの外から内に向かって流す装置で汙過水はドラムのシャフトから流出する（図-1）、長毛汙布は、合成繊維の長い毛が毛皮状に織り込まれている布で、毛の長さは5～10 cmである。汙過および洗浄時における汙布の状態を示すと、図-2のようになり、汙過時には、汙布の長毛が重なりあって浮遊物を補捉し、洗浄時には、ドラム内側からの汙過水によってバ

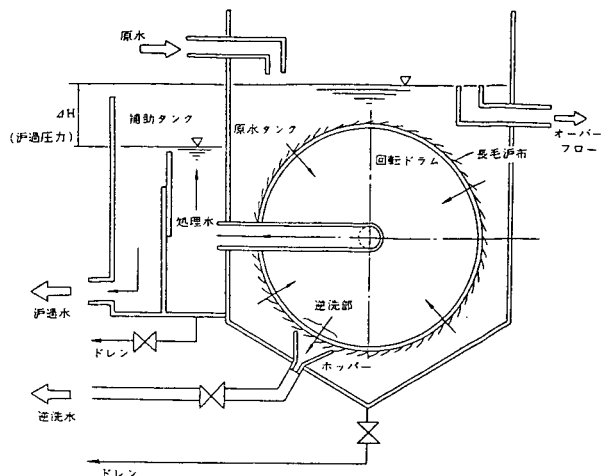


図-1 処理フロー

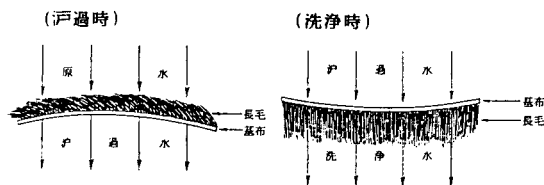


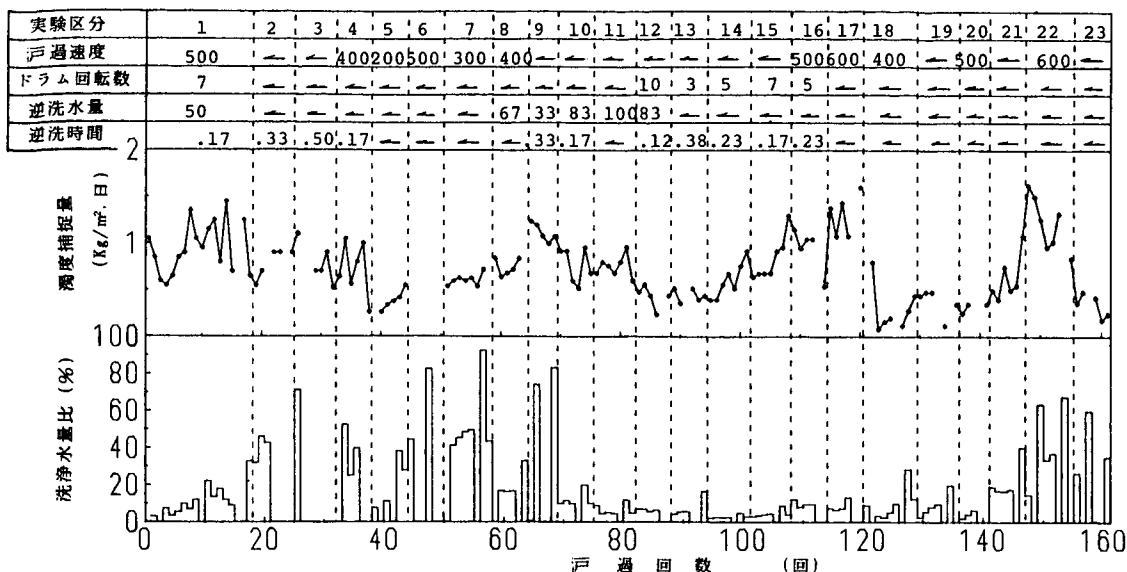
図-2 汙過及び洗浄時における長毛汙布の状態

ラバラの状態になり洗い流される。本年度は、京都三次処理パイロットプラントに設置している急速汙過池（下向流式汙過池、 ϕ 2池）と長毛汙過機との比較実験を行った。

3.1.1 長毛汙過機の運転条件の検討

汙過機流入水は、鳥羽処理場二次処理水とし、運転条件の項目として、汙過速度、ドラム回転数、逆洗水量、逆洗時間について検討した。図-3に濁度補捉量と洗浄水量比を実験区分の運転条件とともに示す。濁度補捉量は流入水の濁度とほぼ同様に变化しており、洗浄水量比の高い実験区分は2～9, 21～23の区分である。2～9の区分は、10～20の区分と比べて、洗浄水量が33, 57, 67 l/min と83, 100 l/min に比し少ないことから洗浄が十分行えず洗浄水量を増加させたものと思われる。この期間には、汙過速度を200～500 $\text{m}/\text{日}$ と変化させているが、洗浄水量比が高いために汙過速度の遅い200, 300 $\text{m}/\text{日}$ 汙過水量の減少が大きくなる。21～23の場合は、汙過速度が500 $\text{m}/\text{日}$ の変動と600 $\text{m}/\text{日}$ の定量と変動で、500 $\text{m}/\text{日}$ の変動では最高655 $\text{m}/\text{日}$ となっている。また、この期間中の流入水の濁度が比較的高かった。これらにより洗浄水量比が増加したものと思われる。

ドラム回転数が汙過能力や洗浄水量比に与える影響は少ないと思われるが、運転時間が短いと汙布の一部しか洗浄できなかつたり、長いと洗浄した汙布をもう一度洗浄することになって洗浄水量が増加した（実験区分1～3）。逆洗時間は汙布全体を洗浄する時間でドラム1回転分の時間が必要となる。この場合、ドラム回転数によって逆洗時間が決定されるが、ドラム回転数が多いと逆洗時間が短くなって洗浄が不十分となり洗浄水量の増加を招いたり、逆にドラム回転数が少いと逆洗水量にもよるが、



図－3 運転条件，濁度捕捉量，洗浄水量比の結果

洗浄水量が増加することが予想される。

鳥羽処理場の二次処理水を用いた場合の長毛汙過の最適条件として，汙過速度 500 m/日，ドラム回転数 7 rpm，逆洗水量 50 l/min，逆洗時間 0.23 min を選定した。

3.1.2 長毛汙過－急速汙過の比較

運転条件 長毛汙布は交換し，急速汙過池（下向流式汙過池， $\#2$ 池）は，昨年度塩素添加を 1 回毎の洗浄時に行った汙過池とし，汙材は昨年度使用したのを用いた，汙過池流入水は，鳥羽処理場二次処理水とし，運転条件を表－1 に示す。洗浄に当たって，下向流式汙過池（以下， $\#2$ 池）は逆流洗浄用水への塩素添加を洗浄毎に行い，長毛汙過では塩素添加なしとした。

実験は 10 月より開始し，長毛汙過は 10 月から 12 月までは汙過速度 500 m/日の定速汙過を行い，1 月から 3 月までは 500 m/日の変動汙過で運転した。 $\#2$ 池は一年間 300 m/日の定量汙過で運転したが，ここでは 10 月からの結果を示す。

洗浄水量比－初期損失水頭の変化 長毛汙過の場合，連続的に運転が行われるために，汙過池内の SS の詰まり等は，洗浄回数や洗浄水量比に反映される。図－4 に洗浄水量比，初期損失水頭の変化を示す。 $\#2$ 池は 4 月より運転しているが，56 年度以前のように 10 月中旬ごろからの初期損失水頭の増加はなくほぼ一定で，汙材への生物の付着も少なくなり，塩素添加の効果によるものと思われる。さらに，汙材への SS の付着量も昨年度に比較して少なく汙過池内はきれいに保たれている。

長毛汙過は，汙過回数を重ねるにしたがい，洗浄水量比

表－1 運転条件

		長毛汙過	下向流式汙過
汙過池の大きさ		長毛汙布 0.1m ²	汙過面積 1.2m ²
汙過速度		500m/日	300m/日
洗 浄	用水	設定損失に達した時点 汙過水 NaOCl 添加	
	速度	8.3 l/min	空気洗浄 1.15m/min－ 1.6, 1.7 min
	時間	0.23 min	逆流洗浄 膨張比 2.5% 得られる水量 9.0 min オーバーラップ 0.6, 0.7 min
	その他	ドラム回転数 7 rpm	汙材 アンスラサイトー ES 1.47mm 砂 — ES 0.64mm

は徐々に増加し、汙過回数100回ごろから20%付近ではほぼ安定している。

SS, BODの除去

表-2にSS, BODの除去効率を示す。長毛汙過の場合、変動汙過を行った時に、SSで μ 2池より劣り、BODでは多少良いが、SS,

BODどちらの除去効果もそれほど差はなく同等といえる。しかし、この場合の汙過速度は長毛汙過が500 m/日、 μ 2池が300 m/日で汙過水量では長毛汙過の方が多い。

まとめ 汙過水の水質は、長毛汙過、下向流式汙過共に差がない。しかし、長毛汙過の場合、洗浄水量比が約20%と大きいため、この比を小さくする必要がある。下向流式汙過の場合、洗浄時に塩素添加をすることによって初期損失水頭の増加もほとんどなく、汙材への生物の付着も少なくなっていた。

3.2 バンド添加硝化脱窒処理水の汙過

現時点において、最も実用性の高い下水中の窒素、リン同時除去法のひとつは、バンド添加硝化脱窒素法である。そこで、京都三次処理パイロットプラントに設置された生物処理プラントで行っている同法の処理水の汙過特性を検討することにした。

実験に用いた汙過池と運転条件は、流入水と汙過速度を除いて3.1.2で述べた下向流式汙過池の場合と同一で使用した汙過池は μ 1池である。汙過速度は140, 180 m/日の定量とした。また、対照とした鳥羽処理場二次処理水の汙過は μ 2で行い、その汙過速度は300 m/日の定量とした。実験は57年7月から58年3月末まで行った。

バンド添加硝化脱窒処理水と汙過水の水質分析結果の平均を表-3に示す。除去率の高い水質項目はBODとSS, T-Pでそれぞれ75%, 91%, 64%であった。また、流入水のSSの増加とCOD除去率が昨年度21%であったものが40%と向上したのは、共にバンド添加の効果と考えられる。

図-5より汙過水のSSは、バンド添加硝化脱窒処理水で汙過速度が遅いこともあるが、約40 mg/Lの流入水にもかかわらず、二次処理水と同等のレベルになっている。

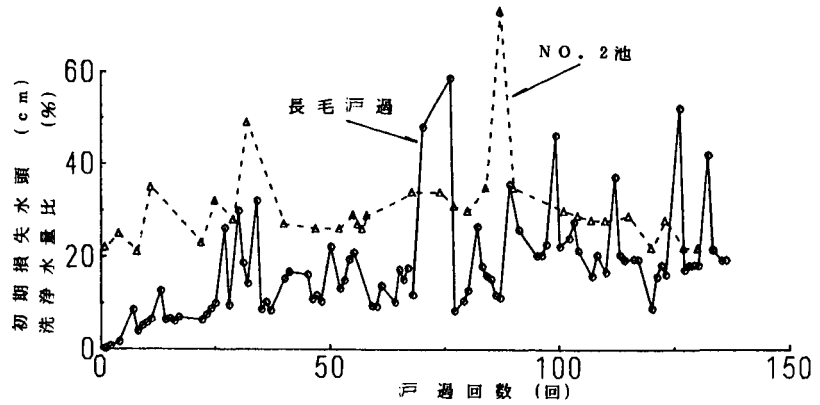


図-4 洗浄水量比、初期損失水頭の変化

表-2 SS, BODの除去結果

		10月~12月			1月~3月		
		流入水	過水	除去率	流入水	過水	除去率
S	NO. 2 池	7.5	2.6	57.7	8.1	2.9	59.7
	長毛汙過	7.9	3.1	56.2	8.1	3.4	54.2
BOD	NO. 2 池	11.1	6.4	39.9	11.5	7.5	33.2
	長毛汙過	11.9	6.6	44.0	11.5	7.0	35.3

単位: mg/l (除去率%)

表-3 バンド添加硝化脱窒処理水の汙過結果

	流入水	汙過水	除去率
BOD	18.60	2.60	75
ATU-BOD	6.10	2.00	60
T-COD	15.90	9.50	40
O-COD	10.50	8.60	16
SS	20.50	1.70	91
K-N	4.05	2.33	45
T-P	1.07	0.40	64

単位: mg/l (除去率%)

表-4 汚過継続時間

	汚過継続時間	hr
バンド添加硝化脱窒処理水	10.75-70.00	(49.06)
2次処理水	45.75-94.00	(66.12)

表-4に汚過継続時間を示す。バンド添加硝化脱窒処理水の汚過継続時間の平均は49時間、二次処理水は66時間で17時間の違いがある。これは、昨年と同様汚過速度が遅く、表層汚過になっていたためであると思われる。SSの補捉量、昨年と同レベルにあることから判断してバンド添加硝化脱窒処理水中の浮遊物は、通常の活性汚泥処理水中の浮遊物より汚過池で除去されやすいものと思われる。また、凝集沈殿処理水の時のように、汚材の粒径を小さくする必要もないと思われる。

3.3 下水処理水再利用の実用化に関する調査

経済の成長と特定地域への人口と産業の集中とによって、水の需給関係が不安定な地域が増加している。これらの地域では水資源確保の方策の1つとして、下水処理水を再利用し、水の循環利用率を高めることが検討されている。

下水処理水の再利用は我が国でも一部ですでに実施されているが、諸外国では実施例が相当数にのぼる。また、最近建築されるビルでは雑排水等の再利用システムを用いる場合が多くなっているが、適切な技術基準がないために、再利用の目的に合致しない過剰な施設となっている例が少なくない。

そこで、下水の再利用について、その実状を調査し、今後、積極的に実用化を図って行くための基礎的な資料を収集することにした。

本年度は最近の下水再利用に関して文献等により資料を収集し、再利用に関連する問題等を調べた。なお、参考までに表-5に再利用方式の例を示した。

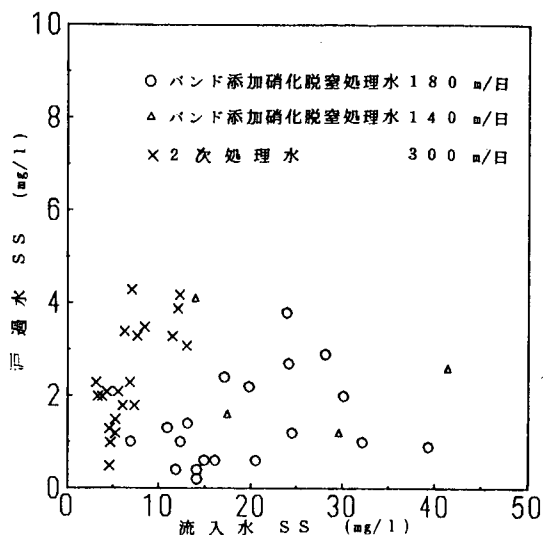


図-5 流入水と汚過水のSS

表-5 下水処理水の循環利用の形態

閉鎖循環方式	(1) 同一用途内循環(中水道方式、雑用水利用方式) a. 上水道 → 水使用者 → 下水道 → 排水 個別循環、地区循環 本指針の適用範囲 b. 上水道 → 水使用者 → 下水道 → 排水 広域循環 (2) 他用途供給 上水道 → 水使用者 → 下水道 → 排水 他用途へ(工業用水、農業用水)	下水処理水を河川等の公共用水域を介さずに、直接的に利用するものであり、同一用途内循環方式と他用途供給方式とがある。なか、これらを併用する場合もある。
開放循環方式	(1) 自然流下方式(従前方式) 上水道 → 水使用者 → 下水道 → 取水 (2) 流況調整方式(渇水時のみ稼働) 上水道 → 水使用者 → 下水道 → 取水 工業用水 農業用水 生活用水	下水を処理して河川等に放流し、その後、下流で取水利用するものであり、自然流下方式と流況調整方式とがある。

3.3.1 再利用の目的・効果について

再利用の目的は言うまでもなく限られた資源である水を有効にかつ高度に利用しようとする点にあるが、水使用者（例えばビル）が個別に再利用した場合には上水の節約になるだけでなく、排水を受け入れる下水道側にとっても処理水量を減少させる利点がある。また、閉鎖系で循環再利用すると総利用水量が増加しても系外に排出される水量が増大しないので総量規制対策として有効であると言われている。その他、海外では農業に利用して肥料の節約効果も指摘されている。

これらは副次的な効果とされているが、下水道管の立場から考えると個別再利用によってもたらされる下水道システムへの流入水量削減が最も好ましい効果であろう。

3.3.2 下水処理水の用途

現在考えられている処理水の用途は水洗便所用、清掃用、撒水用が一般的である。しかし、綾⁽¹⁾によれば、節水機器の導入が進んだため雑用水の比重は期待された程増大しておらず、再利用による節水の実を上げるためには冷却用にも用途を拡げる必要があるとされている。また、都市用水の他、農業用水や工業用水に利用することも可能であると言われている。実際に海外では農業用、撒水用に多く用いられている他、養殖用に用いられている例もあり、更に、一部では飲料用についても検討がなされている。これらは主として乾燥～半乾燥地域においての例である。

3.3.3 再利用に関する問題点

再利用を実用化するに際し問題とされている点を列挙すると大略以下のようである。

- 1) 一部を除き用途別の水質基準が明確にされていない。
- 2) 1)とも関連するが、再利用用途に適応した経済的なシステムが基準化されていない。
- 3) 個別あるいは地区循環方式では汚泥処理処分のために費用が一層かかることになる。したがって、再利用施設の汚泥処理についての適切な施策が必要である。
- 4) 広域循環方式は再生水の輸送距離が長くなり、下水管と二重配管となるため建設費、維持費が高くなる。また、この方式の場合、再利用水質の設定は困難が伴ない、その設定手法は明確にされていない。水需給計画の方から一方的に水量と水質を割り付けられた場合、少量必要な高度処理水のために再生水コストを高いものにしてしまう可能性がある。
- 5) 流況調整方式による開放循環利用は渇水時のみ稼動するシステムであるが、処理水を上流に返送することにより河川水質が悪化することと、渇水時のみのために多額の投資をすることに対する評価が必要である。
- 6) 再利用事業の執行体制が不明確（法も含めて）である。

3.3.4 今後の調査方針

下水処理水の再利用実用化については以上に述べたような問題点がある。このうち、1)は水使用者が、2)は再利用方式で異なるが再生水を供給する者が、6)は行政側が、各々対応すべき問題であると思われる。したがって、今後の調査は4)、5)を解決するための手法の開発と3)を解決する方法についての総合的な検討を中心に行うべきであると思われる。

(1)綾日出教「下水処理水利用をめぐる最近の動向」公害と対策 Vol.17 №8 696～704

8. 汚泥消化によるエネルギーの回収に関する調査

汚泥研究室 室 長 京 才 俊 則

主任研究員 佐 藤 和 明

館 山 祐 清

榎 山 孝 一

1. 研究の目的と必要性

下水処理場の消化タンクより発生する消化ガスは、メタンガスを主成分とし有効な熱源となるものである。わが国では、消化タンクは汚泥の減量と安定化を主目的として運転されてきているが、動力費の漸増が予想される現在、発生する消化ガスの有効利用に関する一層の技術的検討が必要となってきた。

消化ガスの最も積極的な有効利用の方法として、ガスエンジンを運転し、動力または電力を回収する技術が提案されているが、本調査では、このガスエンジン技術の有効性を明らかにすると共に、技術の適用にあたって問題となる点を解明し、その解決策を見出していくものである。

また、十分かつ安定した消化ガス量を得るため、既存の消化プロセスの改良すべき点を明らかにし、ガス発生量を増大する新しい消化プロセスの開発を行うものである。

2. 昭和56年度までの研究成果

本調査は昭和50年度より行っているが、以下にその調査結果の概要を述べる。

室内実験においては、多数の処理場発生汚泥を対象として、そのガス発生量を測定した結果、わが国の下水汚泥の最終ガス発生量は、投入有機物当り、 $0.35 \sim 0.55 \text{ m}^3/\text{kg VS}$ の範囲にあることが示された。又、 30°C 付近の中温消化では、消化日数20日でほぼ最大のガス発生量を示し、それ以上消化日数を長くしてもガス発生量の増加は期待できないこと、および投入汚泥濃度を6%程度まで上げても大体通常の消化条件により消化できることがわかった。

ガスエンジンシステム条件に関するシミュレーションモデルにより、ガスエンジンシステムの適用条件を種々算出したが、投入汚泥濃度が3%程度の現状では冬期において加温熱量が不足するものと予想された。下水処理場における消費電力原単位は、 $0.2 \sim 0.3 \text{ kWh}/\text{m}^3$ の範囲にあることが実態調査の結果明らかとなり、又、発生消化ガスのエネルギー量は消費電力量をカロリー換算した値に匹敵するので、消化ガスの有効利用により、処理場内電力の約3分の1が補填できることがわかった。

余剰汚泥に前熱処理を加えることにより、汚泥の分解性が高まり、ガス発生量が50%程度、増大することが明らかとなり、熱処理プロセスと消化プロセスが有利な熱収支条件で組合せうることがわかった。

3. 昭和 57 年度の調査結果

3. 1 消化ガス有効利用に関する現地調査

3. 1. 1 調査の概要

本調査は、ガスエンジンに関するデモンストレーション実験を行ってきた北九州市、横浜市の下水処理場を対象として、消化ガス発生量など現場計測データをS 55 年 9 月より S 57 年 8 月までの 2 年間、収集・解析したものである。調査の内容は、消化ガスの発生量およびその変動に検討を加えると共にガスエンジンシステムを含めた消化プロセスの熱管理の実態を把握するものであり、消化ガス量、成分、関連する水質データ、熱管理データの収集を行った。

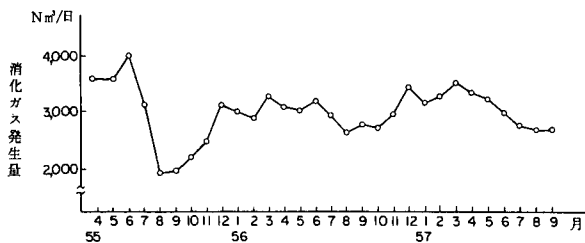
北九州市において、土木研究所は科学技術庁と共同してガスエンジンの実証実験「メタトピア計画」をすすめてきたが、57 年度で終了し、実験結果は次の報告書にまとめられた。

下水汚泥消化ガス発電システム「メタトピア計画」調査結果報告書、昭和 58 年 3 月
よって、本報告書では、横浜市中部処理場における 2 ケ年に亘るデータを解析した結果を報告する。

3. 1. 2 調査結果

図－1 は、横浜市中部処理場における 55 年度より 57 年度にかけての日ガス発生量の月間変動をグラフにしたものである。55 年度においては、夏期に顕著なガス発生量の低下が認められるが、56 年度・57 年度においては、その程度は比較的少ない。この関係を表－2 の投入汚泥条件より検討すると、55 年度夏期には、投入汚泥濃度の低下と投入汚泥中の有機物含有率の低下が相乗して、消化タンクへの投入有機物量がかなり小さくなっていたことがわかる。当処理場においては、56 年度以降重力濃縮タンクの管理の改善、とくに夏期の腐敗防止に力を入れていたという経緯もあり、いわゆる消化ガス発生量の季節変動も、汚泥管理の如何によっては、ある程度平滑化できるといった実例を示しているものと思われる。但し、冬期に高く、夏期に低いといった傾向は保持されており、その変動幅は、後期の 1 年間でみると 3,200 ± 400 m³/日といった範囲となっている。

表－1 は、ガス成分の変動を示したものである。メタン成分および炭酸ガス成分は、それぞれ 60～65%、30～35% となっており、ほぼ一定の値を示している。硫化水素成分は、50～1,000 ppm といった範囲で、かなりランダムな数値の出かたとなっている。



図－1 日ガス発生量の月間変動

表－1 ガス成分データ

年 月	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
55 年 9 月	65	30	85
10 月	61	33	270
11 月	62	32	300
12 月	61	35	120
56 年 1 月	60	33	400
2 月	61	35	300
3 月	63	34	66
4 月	61	33	100
5 月	64	34	215
6 月	64	33	35
7 月	63	32	75
8 月	62	31	930
9 月	65	31	300
10 月	63	32	200
11 月	62	33	700
12 月	64	33	1,050
57 年 1 月	61	34	700
2 月	62	35	1,700
3 月	62	31	450
4 月	64	35	575
5 月	62	32	225
6 月	63	33	1,000
7 月	63	33	425
8 月	63	32	290

図-2は、処理場に流入してくるBODおよびSSの日負荷量と、晴天時の水質データをもとに、晴天日流入水量を乗ずる方法により求めたものである。BOD、SS共に冬期に高く、夏期に低いといった関係は出ておらず、消化ガスの季節変動と流入負荷の相関は殆んどないと考えることができる。

次にガス発生量と発生汚泥量との関係を検討するため、表-3に示すとおり、発生汚泥量とその換算ガス量を求めた。最初沈澱池汚泥量は、流入水SS値と初沈流出SS値の差に晴天時流入水量を乗ずることで求め、余剰汚泥量は日報データの平均値を用いた。また初沈汚泥の有機物含有率は、汚泥処理施設からの脱離液などの影響を受けていない処理場より得られた値を使用した。¹⁾ これらの汚泥量に対応したガス発生量は、初沈汚泥 $0.70\text{m}^3/\text{kg VS}$ 、余剰汚泥 $0.42\text{m}^3/\text{kg VS}$ のそれぞれの投入有機物当たりガス発生量の数値を用いて算出した。²⁾

以上により計算した値を、実際のガス発生量と対照してみると、年間平均としては、その数値は一致するものの、各月毎のガス発生量は、計算値と実測値でかなりの差のあることが明らかとなった。この理由としては種々のことが考えられるが、初沈汚泥発生量の計算値が、月によってかなりかけ離れた数値が出ていることが大きく影響しているようである。この原因は、汚泥処理等からの返流固形物が、処理条件によっては最初沈澱池から流出し、初沈汚泥発生量の計算を難しくするといった事項によっているものと推察された。

以上、消化ガスの季節変動を発生汚泥量と関係づける試みは、うまくいかなかったが、流入負荷の除去によって発生した汚泥が、水処理系で分解、安定化する機構が、消化ガスの季節変動と結びつくといった図式は存在するようである。

表-2 中部処理場における月別ガス発生量

年 月	発生ガス 量 $\text{Nm}^3/\text{日}$	投入汚泥 量 $\text{kg}/\text{日}$	TS %	固形物 量 $\text{kg}/\text{日}$	VS/TS %	有機物 量 $\text{kg}/\text{日}$	ガス 発生 係数 $\text{m}^3/\text{kg VS}$	VS当り ガス発生量 $\text{m}^3/\text{kg VS}$
55年 9月	2,120	354	2.2	7.79	66	5.14	6.0	0.41
10月	2,330	339	2.5	8.48	63	5.34	6.9	0.44
11月	2,560	331	2.2	7.28	70	5.10	7.7	0.50
12月	3,136	363	2.2	7.99	72	5.75	8.7	0.55
56年 1月	3,030	365	2.7	9.86	78	7.39	8.3	0.41
2月	3,360	374	3.0	11.22	73	8.19	9.0	0.41
3月	3,370	339	3.1	10.51	69	7.25	9.9	0.46
4月	3,200	342	3.1	10.60	65	6.89	9.4	0.45
5月	3,120	349	2.6	9.07	70	6.35	8.9	0.49
6月	3,290	348	2.8	9.74	67	6.53	9.5	0.50
7月	3,050	366	2.3	8.42	67	5.64	8.3	0.54
8月	2,790	355	2.2	7.81	67	5.23	7.9	0.53
9月	2,920	361	2.4	8.66	68	5.89	8.1	0.50
10月	2,860	358	2.6	9.31	66	6.14	8.0	0.47
11月	3,080	353	2.6	9.18	70	6.43	8.7	0.48
12月	3,500	370	2.9	10.73	71	7.62	9.5	0.45
57年 1月	3,260	360	3.2	11.52	69	7.95	9.1	0.41
2月	3,380	365	3.2	11.68	70	8.55	9.3	0.40
3月	3,580	382	3.3	12.61	67	8.45	9.4	0.42
4月	3,420	338	2.9	9.83	68	6.63	10.2	0.52
5月	3,310	319	3.4	10.85	64	6.94	10.4	0.48
6月	3,070	348	3.2	11.14	63	7.02	8.8	0.44
7月	2,880	344	2.9	9.98	66	6.58	8.4	0.44
8月	2,800	339	2.7	9.15	67	6.13	8.3	0.46

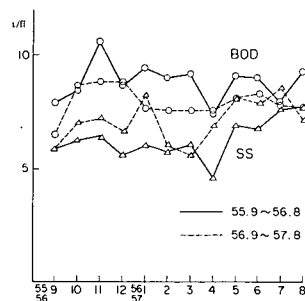


図-2 BODおよびSSの流入負荷変動

表-3 発生汚泥量の計算と換算ガス量

年 月	晴天時 流量 $\text{m}^3/\text{日}$	流入水 SS mg/L	沈後水 SS mg/L	初沈汚 泥固形 物量 $\text{t}/\text{日}$	VS/ TS %	VS 発生量 $\text{t}/\text{日}$	ガス量 換 算 $\text{Nm}^3/\text{日}$	余 剰 汚泥量 $\text{m}^3/\text{日}$	TS %	余剰汚 泥固形 物量 $\text{t}/\text{日}$	VS/ TS %	VS 発生量 $\text{t}/\text{日}$	ガス量 換 算 $\text{Nm}^3/\text{日}$	ガス量 換算 TOTAL $\text{Nm}^3/\text{日}$	実ガス 発生量 $\text{Nm}^3/\text{日}$
55年 9月	78,600	74	47	2.12	75	1.59	1,110	460	0.74	3.40	77	7.62	1,100	2,210	2,120
10月	77,450	81	51	2.32	80	1.86	1,300	210	0.55	1.16	78	0.90	380	1,680	2,330
11月	69,950	92	49	3.01	85	2.56	1,790	550	0.59	3.25	78	2.54	1,070	2,860	2,560
12月	70,750	80	51	2.05	86	1.78	1,230	830	0.61	5.06	80	4.05	1,700	2,930	3,160
56年 1月	60,600	100	57	2.61	88	2.30	1,610	810	0.55	4.46	84	3.75	1,580	3,190	3,030
2月	60,930	95	74	1.28	88	1.13	790	800	0.62	4.96	82	4.07	1,710	2,500	3,360
3月	68,640	89	57	2.20	87	1.91	1,340	580	0.79	4.58	73	3.34	1,400	2,740	3,370
4月	80,130	58	53	0.40	84	0.34	240	640	0.69	4.41	76	3.35	1,410	1,650	3,200
5月	72,880	96	54	3.06	79	2.42	1,690	750	0.52	3.90	77	3.00	1,260	2,950	3,120
6月	69,840	98	51	3.28	73	2.39	1,670	930	0.36	3.35	80	2.68	1,130	2,800	3,290
7月	74,830	103	52	3.44	77	2.65	1,860	930	0.45	4.19	77	3.23	1,360	3,220	3,050
8月	69,700	113	52	4.25	78	3.32	2,320	920	0.41	3.77	79	2.98	1,250	3,570	2,790
9月	69,000	85	47	2.62	75	1.97	1,380	920	0.35	3.22	76	2.45	1,030	2,410	2,920
10月	73,000	96	52	3.21	80	2.57	1,800	870	0.43	3.70	81	3.00	1,260	3,060	2,860
11月	68,300	106	65	2.80	85	2.38	1,670	830	0.44	3.65	82	2.99	1,260	2,930	3,080
12月	60,800	109	67	2.55	86	2.19	1,530	1,340	0.48	6.43	81	5.21	2,190	3,710	3,500
57年 1月	57,200	146	66	4.58	88	4.03	2,820	1,250	0.43	5.38	80	4.30	1,810	4,630	3,260
2月	56,900	107	84	1.31	88	1.15	810	820	0.48	3.94	82	3.23	1,360	2,170	3,380
3月	59,300	94	71	1.36	87	1.18	830	880	0.51	4.49	79	3.55	1,490	2,320	3,580
4月	63,700	109	50	3.76	84	3.16	2,210	950	0.49	4.66	77	3.59	1,510	3,720	3,420
5月	67,200	121	57	4.30	79	3.40	2,380	*1,230	0.37	4.54	81	3.68	1,550	3,930	3,310
6月	69,500	115	67	3.34	73	2.44	1,710	*1,190	0.33	3.94	81	3.19	1,340	3,050	3,070
7月	70,700	121	66	3.89	77	3.00	2,100	*1,010	0.41	4.13	78	3.22	1,350	3,450	2,880
8月	78,100	93	46	3.67	78	2.86	2,000	950	0.38	3.56	81	2.88	1,210	3,210	2,800

* バルキング対策として消化脱離液をエアレーションタンクに投入していたため、数値に適当な補正をした。

3.2 トレーサーによる実タンクの滞留日数に関する調査

3.2.1 調査の概要

消化の第一段、1次タンクにおいてはガス化反応を促進するため、加温と攪拌が行われているが、その攪拌の度合については必ずしも一定の基準がなく、またタンク内にはかなりのデッドスペースがあるものと推測されている。元来、密閉された構造をもつ消化タンクについて、実滞留日数の測定などはあまり行われてこなかったが、昨今、消化技術の見直しまたは効率化という観点から、トレーサー調査の例が若干紹介されている⁸⁾。また、攪拌に対して合理的な形状を有するということで、ドイツの卵形消化タンクの技術が紹介されるようになったが、これらのものと既存の消化タンクにどの程度の差が出るのかという視点が出てきた。以上の観点から今回、タンクの攪拌技術およびタンク形状に関する基礎的検討を目的として、トレーサーによる実タンクの滞留日数に関する調査を行ったものである。

3.2.2 予備的検討

最初にトレーサー物質の選定を行うため、10ℓの実験タンクを用いて、トレーサー物質を加えた消化実験を行った。検討の対象としたトレーサーは、弗化ナトリウム (NaF) および塩化リチウム (LiCl) である。タンクは対照の1基を加え3基用意し、消化温度35℃、20日消化の条件で、1日1回汚泥の投入引き抜きを行った。トレーサーは、順調にガスが出ている時点で、それぞれ3段階の濃度 (40mg/ℓ, 100mg/ℓ, 200mg/ℓ, FまたはLiとして) で順次加えていった。各タンクのガス発生量および消化汚泥中のトレーサー濃度の分析結果を図-3に示す。

ガス発生量は、フッ素のケースで100mg/ℓを超えると影響が出始め、200mg/ℓでは消化の阻害が明らかとなった。しかし、リチウムのケースでは、全濃度段階でガス発生量に影響がなかった。

消化汚泥中のトレーサー濃度の分析結果では、リチウムに関しては、ほぼ計算どおりの値が得られ、汚泥粒子への吸着などの懸念は殆んどないことが明らかとなった。しかし、フッ素については、計算値よりかなり低い濃度となっており、なんらか

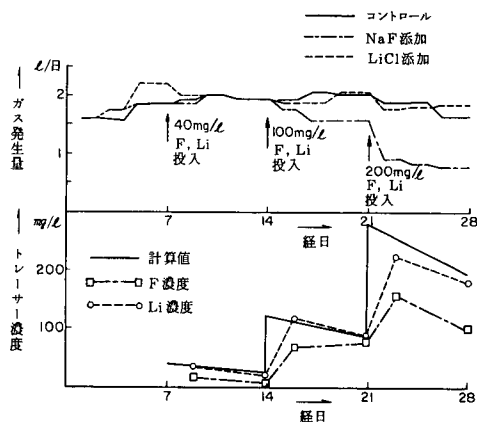


図-3 消化に及ぼすトレーサー濃度の影響とトレーサー回収率

のサンプルの前処理が必要であるものと考察された。トレーサー濃度の分析方法は、消化汚泥混合液を遠心分離し、上澄液をろ過 (GFB) したものを分析サンプルとした。濃度の測定は、本予備実験では、イオンクロマトグラフを用いたが、測定に時間がかかるため後の実タンクのトレーサー調査では、蛍光分析法 (Li, 6708Å) を光分析法によるLiの検出限界濃度は0.05mg/ℓ程度である。

以上の結果、多少費用は嵩むという難点はあるものの（工業用塩化リチウム、40%溶液、25Kg, 約2万円）、消化プロセスへの阻害およびトレーサー濃度分析に殆んど問題のないリチウムを、トレーサー物質として用いることとした。

3.2.3 実タンクにおけるトレーサー調査

実タンクにおけるトレーサー調査は3箇所の施設で行い、いずれも1次タンクを対象とした。タンクの概形を図-4、5、6に示し、諸元を表-4に示す。トレーサーの塩化リチウム溶液は、タンクⅠでは、汚泥投入時に投入ピットから直接、タンクⅡ、Ⅲでは、汚泥投入管付近に試料採取口からホースで圧入した。トレーサー投入量は、タンク全容積に対してLiとして、10mg/l程度とした。トレーサー流出濃度曲線を得るため、1次タンクから2次タンクの移送液のサンプリングを、投入後約2ヶ月間行った。サンプリングの頻度は投入後1週間は毎日、その後は週2回程度とした。

消化タンクの攪拌方式は、いずれもガス攪拌であり、Ⅰでは底部センターディフューザー方式、24時間連続攪拌、Ⅱでは4点ガス吹込方式、22時間/日、Ⅲではドラフトチューブ方式、15.5時間/日であった。なおタンクⅢでは、1次タンクより移送液の他、タンク底部より週3回の頻度で、一部消化汚泥が引き抜かれていた（投入量に対し5%程度）。

トレーサー投入時に、試料採取口直下の汚泥濃度分布を調査した結果、Ⅰでは堆積層は認められず、Ⅱでは1.5m程度、Ⅲでは0.8m程度の厚さの堆積層が、底版上に認められた。

表-4 各タンクの諸元、攪拌方式等

タンク	一次タンク 容積V	平均投入 汚泥量	平均滞留 日数t	投入汚泥 性状	攪拌方式	攪拌ガス量 ガス量/容積・時間	備考
Ⅰ	3,350 m ³	152 m ³ /日	22日	TS 2.7%	ガス攪拌 底部センター ディフューザー方式	2.1 m ³ /分・千m ³ 24時間/日	汚粉後運転 5ヶ月 消化温度 35.5℃
Ⅱ	3,050 m ³	145 m ³ /日	21日	TS 2.9%	ガス攪拌 4点ガス 吹込方式	1.4 m ³ /分・千m ³ 22時間/日	汚粉後運転 6年 消化温度 38℃
Ⅲ	1,197 m ³	50 m ³ /日	24日	下水汚泥 4.5% し尿3% 構成 1:1	ガス攪拌 センタードラフト チューブ方式	4.6 m ³ /分・千m ³ 15.5時間/日	運転開始後 8年 消化温度 37℃

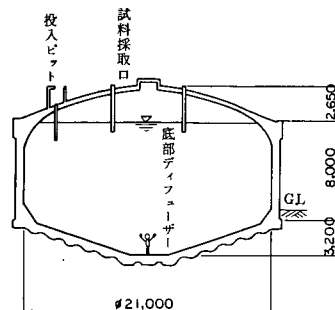


図-4 タンクⅠの概形

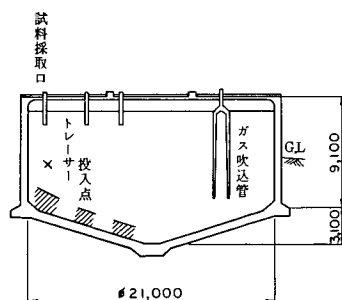


図-5 タンクⅡの概形

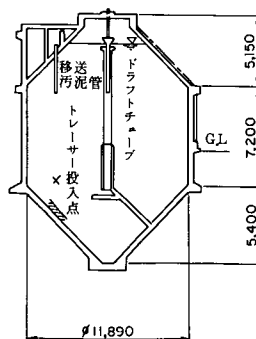


図-6 タンクⅢの概形

3.2.4 トレーサー調査の結果と解析

各タンクのトレーサー濃度流出曲線を、図-7, 8, 9に示す。この流出曲線は、濃度を完全混合下の初期濃度 C_0 で示す。また滞留日数を理論的平均滞留日数 τ で除して基準化した座標上に描いたものである。

消化タンク容量 V のうち、攪拌が良好に行われている部分を V_a 、デッドスペースとみなせる部分を V_d とすると ($V_d = V - V_a$)、パルス投入時のトレーサー流出曲線は次のような式で表現される。

$$\frac{C}{C_0} = \frac{V}{V_a} e^{-\frac{V}{V_a} \theta} \quad (\theta = \frac{T}{\tau}, T: \text{経過日数})$$

よって、トレーサー流出曲線を、 $ae^{-b\theta}$ の式に近似し、最小自乗法により、 a 、 b の係数を決定した。その結果はグラフ中の式に示した。

消化タンクⅠに関しては、 a 、 b 係数ともに1に近い数値となっており、ほぼ完全混合モデルに近い状態となっていることがわかる。このタンクは、清掃後、運転数ヶ月のものである。但し、曲線の傾きを表わす b 係数の値から、約1割がデッドスペースとなっていると解釈できる。

消化タンクⅡに関しては、デッドスペースがかなりあるトレーサー流出曲線となっており、 b 係数の評価から、攪拌の十分なタンクの有効容積は、全容積に対し55%程度のものであると判断される。

消化タンクⅢのケースは、1次タンク底部から引き抜かれる消化汚泥中に、かなり高濃度のリチウムが検出されたことにより、トレーサーの一部が槽内に混合されずに底部に留っていたことが明らかとなった。このことは、トレーサーの投入に当たって、できれば投入汚泥ラインに注入することが、最適であることを示すものである。係数 b の評価により、本タンクでは、約2割の容積がデッドスペースとなっていることが推察された。

以上、密閉系の消化タンクに対し、トレーサー手法により、その有効容積の評価ができるということを示した。今後、消化プロセスの改善、効率化にあたって、本手法が十分応用できるものとする。

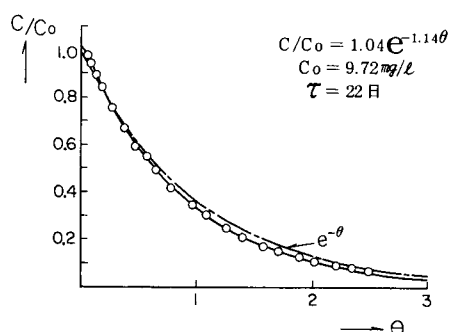


図-7 タンクⅠのトレーサー流出濃度曲線

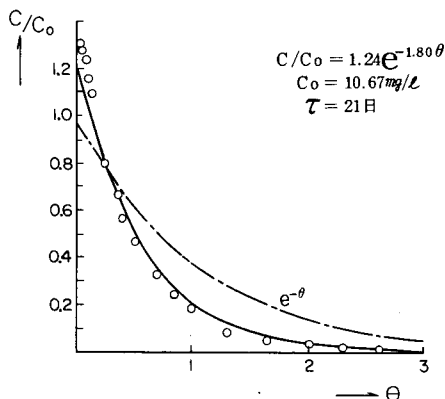


図-8 タンクⅡのトレーサー流出濃度曲線

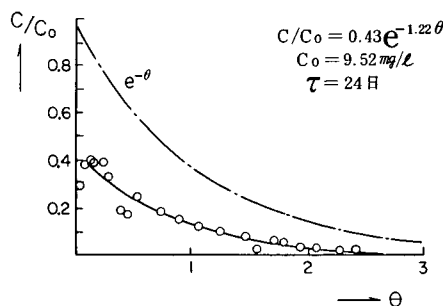


図-9 タンクⅢのトレーサー流出濃度曲線

ている。円筒形では、表層と下部ドラフトチューブ入口に流速はみられるものの、他の部分では流速が出ていなかった。

また、各溶液間で、流速の出方を比較すると、流速の絶対値が、清水→45%グリセリン溶液→55%グリセリン溶液の順に低下していることが認められた。1%の消化汚泥に対する流速は、かなり低く出ており、表層の流速はグリセリン55%のものと比較しても低下している。

以上により、同一の攪拌回数においても、粘性の高い程、流線が拡散されてしまうことがわかった。また消化汚泥については、見かけ上の粘性係数よりも大きく、この流線の拡散がおきることがわかった。

いずれの形状においても中心部では、流線が表れないゾーンが出ているが、滞留時間のスケールが日以上なので、これをデッドスペースと評価することは、疑問である。円筒形外側下部は、砂粒子などの堆積の場となることにより、デッドスペースとなることが予測される。

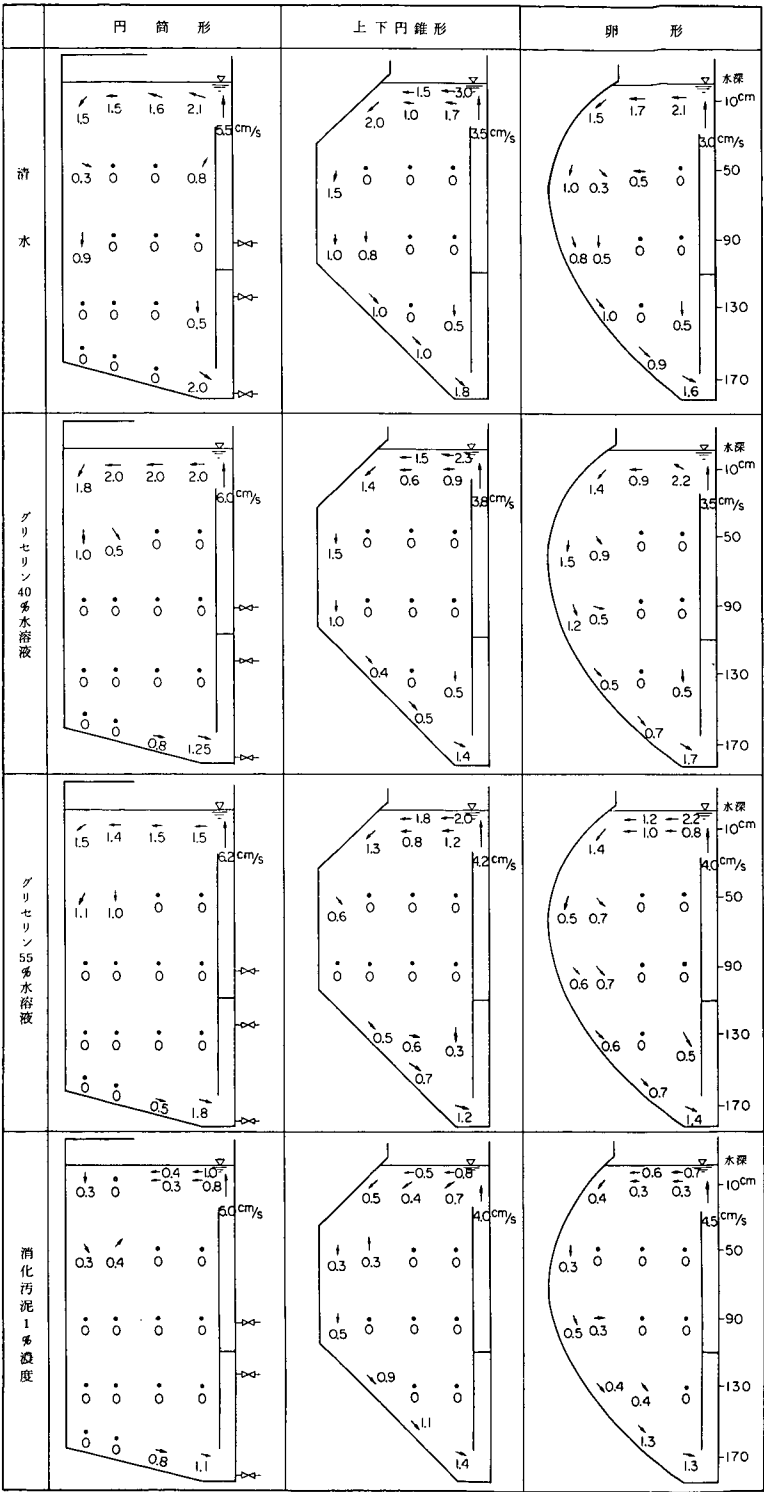


図-11 槽内流向流速に関する実験結果の比較(循環回数5回)

3.4 熱処理汚泥の消化実験

3.4.1 実験の概要

下水汚泥を嫌気性消化することによって発生する消化ガスの有効利用の観点から、55年度より嫌気性消化プロセスに前熱処理プロセスを組み合わせた消化方式の検討を行ってきた。本年度は、まず最初沈澱池汚泥を対象とし、バッチ実験により前熱処理効果があるかどうかを検討した。次に混合汚泥を対象とし、その全量を熱処理したもの、また余剰汚泥のみを熱処理したものについて、連続実験により検討を行った。連続実験における熱処理温度は150℃と200℃、よって実験ケースとしては4ケースのものをを行った。消化条件は、35℃、20日、その他実験装置や熱処理条件については前年度の実験と同一である。

3.4.2 実験結果

図-12に最初沈澱池汚泥を対象としたバッチ実験のガス発生量の累積グラフを示す。ガス発生が早く起きるのが、120℃熱処理汚泥であり、続いて無処理(コントロール)、150℃熱処理となっており、200℃熱処理ではかなり遅れている。また、実験12週後の最終的な累積ガス発生量は、無処理で65.6ℓ、120℃処理で66.1ℓ、150℃処理で64.0ℓ、200℃処理で56.2ℓとなった。200℃の熱処理では、かえってガス発生に阻害が現れることが明らかとなり、また最初沈澱池汚泥に対しては、前熱処理によるガス発生増大効果がほとんど表れないという結果となった。

図-13は、混合汚泥4ケースの、連続実験における毎日のガス発生量をプロットしたものである。当初、№1が、150℃全熱処理、№2が200℃全熱処理、№3は余剰汚泥のみ150℃処理、№4が200℃処理とケース分けをしたが、200℃の処理条件で消化の阻害が顕著となったため、実験3週目で、№4の余剰汚泥の熱処理温度を180℃に下げた。また、№2の混合汚泥200℃熱処理のケースは、これを対照コントロールとして、熱処理を行わない汚泥を3週目から投入したものである。

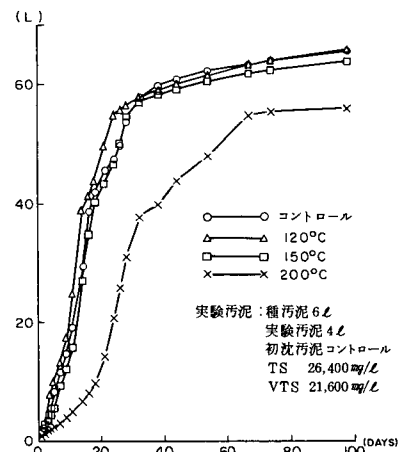


図-12 ガス発生累積グラフ

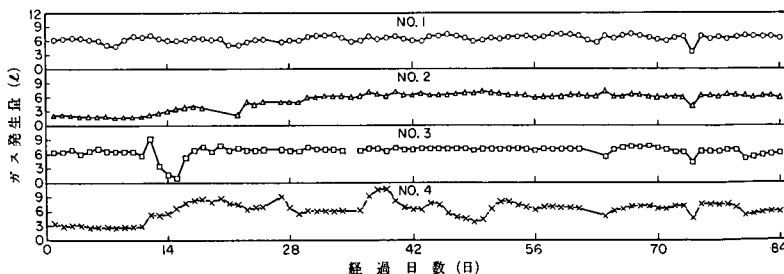


図-13 消化ガス発生量の経日変化

表-6は、実験週最後の4週間のガス発生量データを平均してもとめた数値である。これより熱処理によるガス発生増大効果は顕著ではないものの5~10%のガス発生の増量が認められた。しかし、150℃、180℃の熱処理温度間で、その差異は殆んど現れていない。また、余剰汚泥のみ熱処理したものと混合汚泥を熱処理したものの間でも明確な差は現れていない。

ガス成分に関しては、各ケース共、メタン成分が60~63%の範囲となっており、ケース間の差異はない。

以上の実験結果より、200℃の熱処理条件では、消化が非常に不安定なものになることがわかり、とくに混合汚泥全量を熱処理した場合、殆んど正常な消化が行われないということがわかった。また今回の実験供試汚泥に対しては、熱処理効果が顕著には出ず、ガス発生増大率は10%以内に留まり、前年度行った余剰汚泥に対する前熱処理実験の結果からは相当予想の外れたものとなった。この理由としては、①最初沈澱池汚泥に対しては、パッチ実験で示されたように、殆んど前熱処理効果が期待できない。②余剰汚泥でもガス発生が比較的高い場合は、熱処理効果が低い。ということが考察された。

4. まとめと今後の課題

消化ガスの有効利用に関する現場調査は、一応本年度で終了するものとし、これらの調査より得られた結果をもとに、ガスエンジンシステムに関するマニュアル案を作成した。(土木研究所資料1934号、ガスエンジンシステムのシミュレーションモデルに関する報告書)。既存の消化タンクに関する攪拌および形状の技術的検討に関しては、本報告書で示したトレーサー手法をより多くの箇所で行い、その結果を比較することが重要であると考えられる。熱処理によるガス発生量の増大技術に関しては、本技術を実施に適用する際の問題点を整理すると共に、熱処理以外の前処理技術に関しても検討の対象とする予定である。

<参考文献>

- 1) 下水処理場における汚泥発生収支に関する研究, S52.12 科技庁特別研究促進研究費研究報告書
- 2) 最初沈澱池汚泥および余剰汚泥のガス発生量について, 第15回下水道研究発表会, S53.5
- 3) "Mixing Efficiencies in Full-Scale Anaerobic Digesters by Tracer Methods" Journal WPCF, 1981 46.1

表-6 各ケース間のガス発生量の比較

消化槽 No	熱処理条件	週間ガス 発生量 (L)	日ガス発生量 (L/日)	投入VS当り ガス発生量** (L/日VS)
1	(初+余)150℃	45.62	6.52	0.462
2	初+余コントロール	42.21	6.03	0.427
3	初+(余150℃)	44.82	6.10	0.453
4	初+(余180℃)	45.50	6.50	0.460

*: 1, 2に対しては最後の4週の平均値

3, 4に対しては最後の3週の平均値

** : 対照汚泥(2)のVS値(14.125mg/L)より計算

表-7 投入汚泥成分

	PH	アルカリ度 (mg/L)	酸度 (mg/L)	TS (mg/L)	VTS (mg/L)	COOcr (mg/L)	T-C (mg/L)	T-N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	T-P (mg/L)
1	4.88	—	2,640	31,200	24,700	42,500 (19,900)	14,000 (7,370)	2,530	367	723 (391)
2	5.21	184	1,790	35,500	26,600	41,000 (4,720)	12,100 (999)	2,530	214	708 (309)
3	5.08	84	2,230	32,900	25,900	37,000 (14,200)	11,700 (4,430)	2,500	227	695 (365)
4	4.98	—	2,560	32,200	25,400	48,700 (15,200)	12,600 (5,060)	2,500	294	711 (380)

()は遠心分離上澄液

表-8 消化汚泥成分(最終週)

	PH	アルカリ度 (mg/L)	酸度 (mg/L)	TS (mg/L)	VTS (mg/L)	COOcr (mg/L)	T-C (mg/L)	T-N (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	T-P (mg/L)
1	7.60	5,270	1,610	17,200	11,600	18,100 (4,170)	6,840 (1,670)	2,540	1,560	6,270 (286)
2	7.27	3,640	1,370	14,900	14,100	20,400 (1,940)	6,610 (796)	2,360	1,180	637 (213)
3	7.33	4,770	1,680	18,700	12,500	18,200 (3,180)	6,540 (1,370)	2,500	1,150	671 (289)
4	7.49	5,230	1,670	17,500	11,700	18,600 (4,120)	6,440 (1,670)	2,540	1,550	640 (292)

()は遠心分離上澄液

9. 下水汚泥の海洋還元に関する調査

汚泥研究室 室長 京才 俊則

研究員 岡澤 邦明

1. 調査の目的と必要性

下水道の普及率の向上と浄化程度の高度化にともなって、下水処理場から発生する汚泥は年々増加しており、この汚泥を如何に処分するかは、現在および将来の下水道事業における大きな課題である。

汚泥の最終処分としては、陸上埋立、海域埋立、海洋還元、緑農地還元、資源化などがあるが、平地部が狭少で四方海に囲まれ、海岸沿に大都市が発達した我国では、海洋に還元する方法は有力と考えられる。しかし、下水汚泥を海洋還元する場合、汚泥中に含まれる有害成分の混入による海洋の汚染が問題とされ、特に、海洋生物によって営まれる食物連鎖サイクル中に有害物質を含む下水汚泥が投入されたときに、食物連鎖サイクルの各レベルの生物に対して、急性毒、有害重金属等の蓄積による慢性毒、産卵増殖や生長に対する影響、魚病の発生やウィルス等病原菌の消長など多くの問題があるが、今日まで、これらの問題に関する調査研究はほとんど行われていない。本調査は、これらの海洋生態系に及ぼす下水汚泥の影響を明らかにすることを目的としている。

2. 昭和56年度までの調査結果

① 海洋生物の食物連鎖系において高位にある魚類を対象として、海洋還元した汚泥の影響を実験調査した結果、魚類によっては直接汚泥を摂取する、汚泥による魚病の発生・有害物質の蓄積は認められない事が判明した。② 魚類等に対する汚泥の毒性試験の結果、毒性が発現するのは海水に対する汚泥の容量比で5%以上添加した場合であり、この毒性は汚泥中のアンモニア性窒素と推察される。また、汚泥の種類としては、消化汚泥の毒性が一番強く、初沈生汚泥、余剰汚泥の順で毒性は弱くなる。③ アサリ・ナマコを用いた底生動物に対する汚泥の影響は、魚と同様に餌としての効果はあまりなく、重金属の異常蓄積も認められなかった。④ 動物プランクトンの一種であるアルテミアに対する汚泥の影響を調べた結果、汚泥を10~25%（容量比）添加した状態において、アルテミアは汚泥を捕食して生命活動を維持していることを確認した。また重金属の異常蓄積は見られなかった。⑤ 植物プランクトンである藻類のフェオダクテリウムとクラミドモナスに対する汚泥の影響を調べた結果、両プランクトンの増殖に適した汚泥濃度は5~25%程度であることを確認した。また、増殖量および重金属の蓄積は、プランクトンにより異なっているが、重金属の異常蓄積は見られなかった。⑥ 汚泥と海水との混合液中における大腸菌の消長を調べると、大腸菌は増・減を繰り返しながら減少する傾向を示すが、7日以上生存が可能であった。

3. 57年度の調査結果

3.1 下水汚泥投入による大腸菌および一般細菌の海水中での消長

3.1.1 実験の目的

前年度の調査において、汚泥投入後の海水中での大腸菌の消長を調べたところ、大腸菌は汚泥と海水との混合比にはそれ程影響されず、ほぼすべてのケースで減少と増加を繰り返しながら徐々に減少していく傾向にあるが、7日程度では消滅することはなかった。しかし、JHB Christian¹⁾によると、大腸菌は非好塩菌であり、海水中においては4～5日で消滅するとの見解もあり、今年度は、大腸菌だけでなく一般細菌も含めて実験を行い、その挙動を調べることを目的としている。

3.1.2 実験方法および実験条件

供試汚泥は、八王子市北野処理場の余剰汚泥、初沈生汚泥、嫌気性消化汚泥の3種類で、供試汚泥中の大腸菌数および一般細菌数は、それぞれ余剰汚泥で 1.2×10^5 (個/ml)、 2.5×10^6 (個/ml)、初沈生汚泥で 3.4×10^5 (個/ml)、 2.2×10^8 (個/ml)、消化汚泥で 1.4×10^5 (個/ml)、 3.7×10^6 (個/ml)であった。また、海水との混合比は0.1, 1.0, 0.5, 10, 100%の5段階としたが、前年度の試験結果より、汚泥を海水に投入した場合の大腸菌の消長は、海水の塩分補正をした場合としない場合とで大きな変化はないことが分っているので、今年度は塩分の調節は行わなかった。なお、測定は前年度とほぼ同じの、実験開始後1, 3, 6, 10, 24, 72, 96, 168時間目とした。

3.1.3 実験結果

混合比1%の場合の結果を、図-1、及び図-2に示す。この両図を見てわかるように大腸菌数、一般細菌数共に、完全な減少傾向であるとは言い難い。この増加・減少を繰り返しながら全体としてやや減少というパターンは、他の実験ケースでも言え、また、前年度の結果ともほぼ一致している。このことより、汚泥を海洋に還元した場合には、汚泥自体が栄養源となるため、一週間程度では、大腸菌数および一般細菌数に顕著な減少が見られない事が確認できた。

3.2 堆積汚泥の底生生物に対する影響

3.2.1 実験の目的

下水汚泥を海洋還元した場合、何らかの形で汚泥は海底に堆積するが、この堆積汚泥が底生生物にいかなる影響を与えるかを調べる

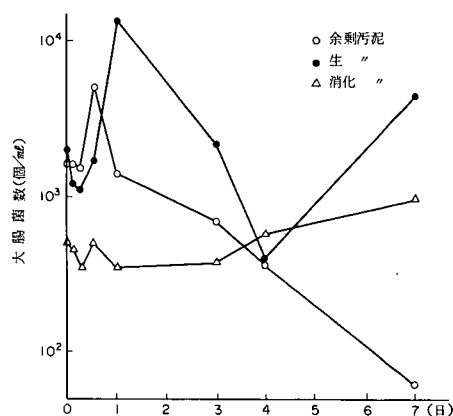


図-1 汚泥海水混合中の大腸菌の消長 (混合比1%)

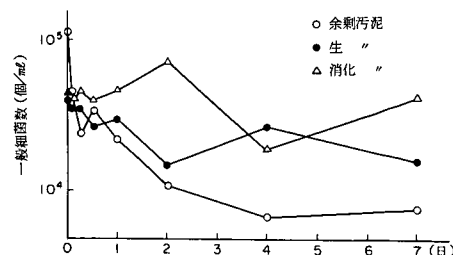


図-2 汚泥海水混合中の一般細菌の消長 (混合比1%)

ことを目的とする。

3.2.2 実験装置および実験方法

実験には、図-3のようなプラスチック製容器を使用し、この容器を3個ずつ2組合計6個用い、この容器に、蒲郡市下水道浄化センターの余剰汚泥、消化汚泥およびコントロールとして海岸より採取した砂泥を約20ℓずつ入れて、海岸に図-4で示すように設置した。なお、各容器は大潮の干潮時に汚泥面が半分程度露出する深さになるように傾けて設置した。また風の影響で汚泥が流出するのを防ぐため防波板を設置し、容器を安定させるため容器の中に重しとして海岸の石を数個ずつ入れた。

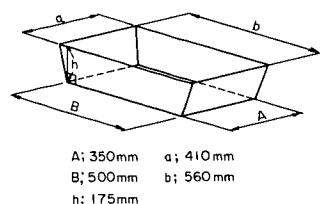


図-3 実験容器

実験は、昭和58年1月25日より開始し、第1回目のケンブリングを46日後の3月12日に行った。サンプリングは各容器の縦方向に1/2だけ仕切り、この汚泥を採取した。採取汚泥は1%のフ

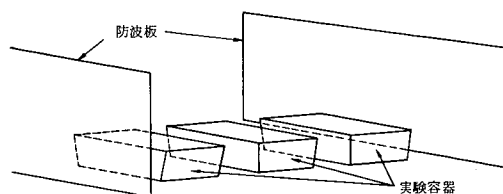


図-4 実験装置設置状況

表-1 出現生物の個体数および湿重量(カッコ内, g); +は少量存在

学 名	和 名	コントロール (A)	余剰汚泥 (A)	消化汚泥 (A)	コントロール (B)	余剰汚泥 (B)	消化汚泥 (B)	備 考
ANNELIDA	環形動物門							
POLYCHAETA	多毛綱							汚泥中に存在した もの
Errantia	遊在目							
1. Nereidae gen sp	ゴカイ科	1(0.05)						
Sedentaria	定在目							
2. Cupitellidae gen sp	イトゴカイ科	46(0.78)			54(1.20)			
MOLLUSCA	軟体動物門							
GASTROPODA	腹足綱							重しの石に付着し ていたもの
Archaeogastropoda	原始腹足目							
3. Littorinidae gen sp	タマキビガイ科		1(0.32)				1(0.34)	
ARTHOPODA	節足動物門							
CRUSTACEA	甲殻綱							サンプリング時に 容器壁などについ ていたもの
Tanaidacea	タナイス目							
4. Anatanais normani	ノルマンタナイス	1(+)						
5. Tanaidae gen sp	タナイス科	1(+)				2(+)		
Isopoda	等脚目							
6. Spairomatidae gen sp	コツブムシ科					1(+)		
Amphipoda	端脚目							
7. Melita detata	トグメリタヨコエビ		1(+)			1(+)	2(0.02)	
8. Ampithoe gen sp	ヒゲナガヨコエビ科	2(0.010)	1(+)	6(0.11)	11(0.20)	19(0.36)	6(0.10)	
9. Corophium uenoi gen sp	ウエノドロクダムシ科	6(0.017)	2(+)	2(0.01)	3(0.02)	1(+)	1(0.01)	
10. Corophiidae gen sp	ドロクダムシ科	4(0.044)	2(0.02)	2(0.04)	1(+)	3(0.03)	3(0.07)	
Decapoda	十脚目							
Macyura	長尾重目							
11. Palaemonidae gen sp	テナガエビ科							
合 計		61(0.90)	7(0.34)	10(0.16)	69(1.42)	28(0.51)	13(0.54)	

ルイを通し、フルイ上に残った生物についての同定および重量測定を行った。なお、フルイを通過した汚泥は、各容器の採取位置に再収容した。2回目のサンプリングは実験開始後25ヶ月後に行っている。

3.2.3 実験結果

第1回目のサンプリングの同定および重量測定結果を表-1に示す。汚泥中に生物の出現が見られたのはコントロールだけで、出現したものの大部分はイトゴカイであった。しかし、汚泥の上に繁殖した藻や容器壁などには、コントロール、余剰汚泥、消化汚泥とも主に端脚目の生物がいくつか見られた。また、余剰汚泥(A)および消化汚泥(B)では重しとして入れた石にタマキビガイが生息していた。これらを総合した合計をA、Bで平均すると、コントロールの出現個体数は65、湿重量は1.16g、余剰汚泥の出現個体数は17、湿重量は0.42g、消化汚泥の出現個体数は11、湿重量は0.35gであった。この実験期間中、常時、藻の繁殖が観察され、藻は増加減少を約半月のサイクルで繰り返していた。

このように、15ヶ月経過後の結果では、汚泥を入れた容器の壁面にヨコエビ類等は見出されたものの、汚泥中には生物は棲息していなかったが、25ヶ月経過後の第2回目のサンプリングの結果においては、イトゴカイ、ヨコエビ類などの種類も多く棲息しているのが観察された。また、汚泥の容器中には、魚類(ハゼ科のチチブ)およびカニ(ヒメアシハラガニ)が見つかっており、このことから汚泥の入っている容器に餌となる生物が棲息していたことが考えられる。

以上より、実験は海底というより海辺であったが、汚泥のような有機物がある状態にもかかわらず生物が棲息することが確認できた。

3.3 海水中での汚泥の沈降実験

3.3.1 実験の目的

下水汚泥の海洋還元を考える上で海水中での汚泥の挙動、すなわち拡散・沈降・堆積などの物理的諸過程の特性を把握することは重要なことであり、沈降速度及びその粒径を知ることにより、食物連鎖等の生物学的諸過程とのかかわりをも検討することが可能となる。従って今年度は、汚泥を海洋に還元した場合を想定し、還元された余剰汚泥および消化汚泥が、いかなる粒径をもち、どの程度の沈降速度をもつかを調べることを目的として実験を行った。

3.3.2 実験装置および実験方法

実験に用いた沈降筒を図-5に示すが、沈降筒は直径30cm、高さ200cmの亚克力製で5ヶ所に採水口を設置してある。実験に用いた海水は海辺付近の地下より汲み上げた地下浸透海水であり、塩素イオン濃度は、1.65%程度、比重は1.022で付近の海水と概ね同じであった。実験に用いた汚泥は、八王子市北野処理場の余剰汚泥と消化汚泥である。

供試汚泥は、海水を貯めた沈降筒に、投入による攪乱が極力小さくなるように均等に静かに投入し、この後の汚泥の沈降状況などを随時観察し、粒径別沈降速度の測定を行った。なお、余剰汚泥および消化汚泥以

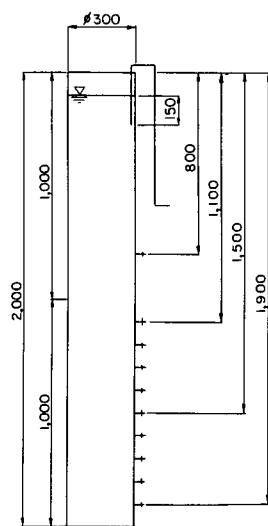


図-5 沈降実験筒の概略
(単位 mm)

外に、あらかじめ海水中に沈澱させた
 余剰汚泥やジャーテスターで脱気した
 消化汚泥についても同様の実験を行っ
 た。

3. 3. 3 実験結果

汚泥の沈降実験における汚泥層の変
 化について、余剰汚泥の場合を例にと
 り図-6に示した。添加汚泥は海水に
 較べ比重が小さいので（海水 1.022 に

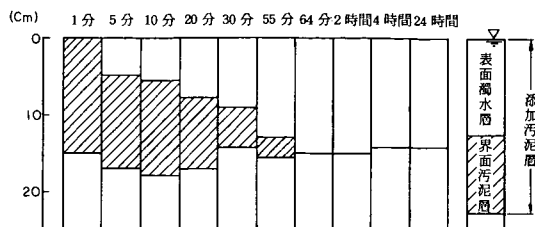


図-6 余剰汚泥を使用した沈降実験における汚泥層の変化

対し汚泥 1.002) 図-6 に示すように汚泥投入当初においては汚泥層が上層に成層して残在するが、
 この上層は時間経過とともに汚泥層と濁水層の 2 層に分離し、汚泥層は海水と添加汚泥の境界面に集
 積している。界面汚泥層の減少に伴って 1 ~ 2 cm の汚泥フロックの沈降が見られた。

次に、この 1 ~ 2 cm の汚泥フロックがいかなる沈降速度を持つかを、余剰汚泥・消化汚泥・沈澱余
 剰汚泥・脱気消化汚泥別に測定した結果を図-7, 図-8 に示す。この図より、各汚泥とも、粒径が
 大きい程沈降速度が大きく、同粒径の汚泥の場合の沈降速度の大きさは、脱気消化汚泥 > 消化汚泥

> 沈澱余剰汚泥 > 余剰汚泥
 の順であることがわかる。この
 順位について精査すると、脱気
 消化汚泥と消化汚泥との沈降速
 度の差は約 1 割程度であり、沈
 澱余剰汚泥と余剰汚泥との差は
 3 ~ 4 割程度であるが、消化汚
 泥と余剰汚泥とを較べると、消
 化汚泥の沈降速度は余剰汚泥の
 約 2 倍あることがわかる。

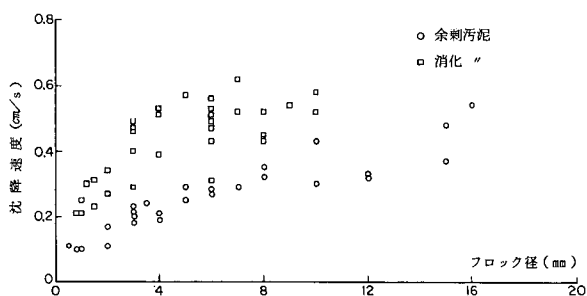


図-7 余剰汚泥および消化汚泥のブロック径と沈降速度

以上より、汚泥の海洋還元を
 沈降現象から見た場合、早期の
 沈降が有利と判断された時には
 余剰汚泥よりも消化汚泥の方が
 効果的であるが、消化汚泥を脱
 気までして海洋投入するメリッ
 トは少ないと思われる。また、
 余剰汚泥のままで海洋に投入す
 る場合は、投入前に一度海水と
 混合させると有利であると思わ
 れる。

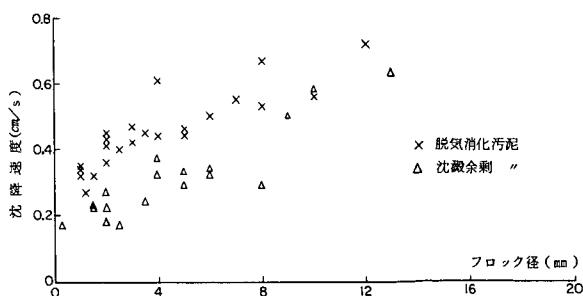


図-8 脱気消化汚泥および沈澱余剰汚泥のブロック径と沈降速度

この沈降実験の結果、沈降筒底部に沈澱した汚泥およびフロックの径を測定したところ、汚泥は、採取又は測定の際のショックで簡単に分散してしまうものであり、平均粒子径としては余剰汚泥・消化汚泥ともに、50～300 μm の範囲にあった。ここで海洋生物の餌となるプランクトン等の大きさを調べてみると、植食性プランクトンの餌となる植物プランクトンの大きさは一般に1～100 μm 程度と言われており、肉食性プランクトンの一種である *Sagitta nage* の捕食した動物プランクトンの大きさは200～1200 μm という報告がある²⁾。このように、海洋に住む比較的小型の生物の餌の大きさは概ね1 μm から数 μm の間にあり、汚泥およびフロックの分散しやすさや分散後の粒径を考えると、汚泥は十分これら生物によって利用される可能性があることがわかる。

4. まとめ

① 汚泥を海洋還元した場合の海水中での大腸菌および一般細菌の消長は、汚泥還元後1週間程度では消滅せず、若干の減少傾向が見られるだけであった。

② 実際の海域砂泥中には生物は当然生存しているが、海洋還元によって堆積した堆積汚泥中においても生物の棲息が可能であることを確認した。

③ 汚泥を種々の形態で海洋還元した場合の沈降速度の大きさは、脱気消化汚泥 > 消化汚泥 > 沈澱余剰汚泥 > 余剰汚泥の順であり、余剰汚泥の沈降速度を1とした場合の比率は、おおよそ2.2 : 2 : 1.4 : 1であった。

④ 海洋還元汚泥のフロックは分散されやすく、分散した場合50～300 μm の粒径範囲にあり、この粒径は海洋生物にとっての餌の粒径と同じ範囲に入っている。

5. 今後の課題

今年度までは、各ステージ毎の汚泥の影響を中心に調査を行ってきたが、次年度以降は、各ステージの現象把握だけでなく、food chainとして、汚泥がいかなる挙動を示すかを調査する予定である。

また、上記生物的關係だけでなく、汚泥の海洋還元の歴史的必然性を、日本および諸外国を例にとり、調査を行う予定である。

参考文献

- 1) R.Y. スタニエ他著 高橋甫他訳「微生物学(上)」P333
- 2) Nagasawa S and R. Marurne : Futher studies on the feeding habits of *Sagitta Nage*
Alvarinu in Suruga Bay, Central Japan, Jour. Oceanogr Soc Jap, 32, 209-218(1976)

10. 下水汚泥の海域埋立処分に関する調査

汚泥研究室 室長 京才 俊則

研究員 岡久 宏史

1. 調査の目的と必要性

現在、我が国では、下水汚泥の相当部分を海域埋立に頼らざるを得ない状況であり、首都圏、近畿圏において行われている広域汚泥処理処分事業の調査でも、海域埋立処分が中心課題となっている。本調査では、下水汚泥を埋立処分する場合に解決しなければならない問題点の中から主に下水汚泥の海域埋立に伴う周辺環境への影響について検討を行うものである。周辺環境に影響を及ぼす因子としては、埋立途上において生じる余水、埋立地からの浸出水、表面流出水、汚泥の分解に伴って発生するガス、臭気等がある。ここでは、特に、BOD、CODが非常に高く、重金属等を含んだ汚濁水であると思われる浸出水、および、埋立途上において重大な問題となる余水について、それぞれの水質特性等を把握するものである。

2. 昭和56年度までの調査結果

54年度には、海面埋立を行う場合の問題点を整理し、今後の検討課題を明らかにするための文献調査および埋立地のボーリング調査を行った。

55年度には、まず、浸出水をとりあげ、浸出水の水質特性を調べるための室内埋立実験を開始した。初期の浸出水の特性については、焼却灰を除く各種汚泥からの浸出水のBOD濃度は、 1000 mg/l を超えるかなり高濃度なものもあること。重金属については、排水基準値より低いものの、わずかな浸出がみられることがわかった。

56年度には、浸出水の水質特性を調べるための室内埋立実験を引き続き行うとともに、余水の水質特性を調べるための室内実験を開始した。その結果、浸出水については、(1)生脱水汚泥からの浸出水は、BOD、K-N、T-P等かなり高濃度であること。(2)下部に砂層、シルト層があれば、PHの中和作用、有機物の浄化作用、T-Pの吸着作用がみられること。余水については、コンポストが他の供試汚泥（混練固化汚泥、消化脱水汚泥、焼却灰）にくらべて、COD_{Mn}、T-P、K-Nなど高濃度な水質であることがわかった。

3. 昭和57年度の調査結果

昭和57年度は、(1)室内実験による浸出水、余水の水質特性調査（室内埋立実験）の継続、(2)屋外で自然条件下における埋立実験（屋外埋立実験）、(3)実際の埋立地における浸出水調査（埋立地現場調査）の3調査を行った。この報告書では、屋外埋立実験の結果を中心に報告する。

3.1 屋外埋立実験

3.1.1 実験の目的と方法

1) 実験装置

図-1に示すような埋立槽Ⅰと埋立槽Ⅱとを製作した。

埋立槽Ⅰは、浸出水の浸出率および浸出水と表面流出水の水質特性を把握するためのものである。ここでは、埋立地における水収支の基本的なモデルを図-2のように考え、浸出水、表面流出水、雨量、蒸発量を測定した。ここで浸出水とは、図-1中の埋立槽Ⅰ平面図に示してある集水マスaに流れ込むものであり、表面流出水とは、集水マスbに流れ込むものである。つまり、浸出水とは、一度埋立物中に浸透した後、流出してくるものであり、表面流出水とは、覆土表面もしくは覆土と埋立物との境界面にそって流出してくる水である。

埋立槽Ⅱは、海水と汚泥とが接触したときの、海水への汚泥成分の溶出効果を見るためのものであり、海面埋立を行う際に生じる余水の水質変化を調査するためのものである。埋立槽の中心に仕切板を設け、一方に供試汚泥、もう一方に海水を入れる。仕切板には、直径10mmの孔を、約100mm間隔で開けてある。また、潮汐による洗い出し効果を考えて、変動幅1mで1日2回、海水の上下運動をくり返した。なお、実験期間中、海水の交換は行っていない。また、供試汚泥を充填した側の下部には、有孔管を設置し、汚泥中の間げき水(1種の浸出水)を採取できるようにした。

2) 供試汚泥

供試汚泥としては、混練固化汚泥(脱水汚泥と焼却灰とセメントを重量比で約8:1:1で混練したもの)、消化脱水汚泥、コンポスト汚泥の3種類をもちいた。これら供試汚泥と埋立槽との組合せおよび水質分析のためにサンプリングした検水の種類は、表-1の通りである。また、各供試汚泥の性状を表-2に示す。

3.1.2 実験結果

1) 浸出率

今回考察する実験結果は、昭和57年4月から昭和58年2月までの11ヶ月間のものである。ま

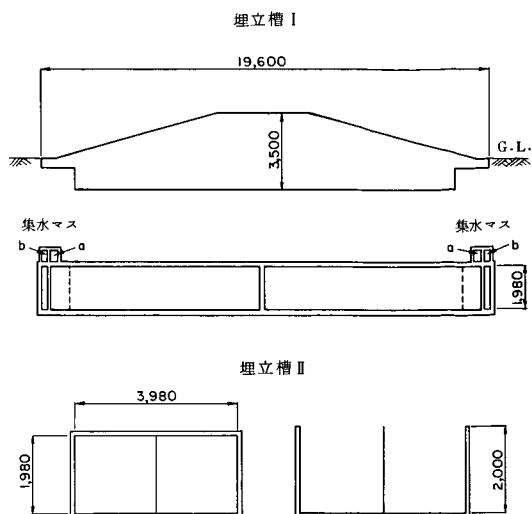


図-1 屋外埋立実験槽

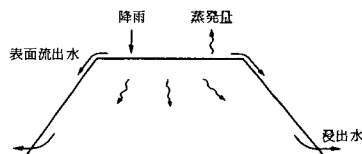


図-2 埋立地モデル

表-1 埋立槽と供試汚泥

埋立槽	供試汚泥	検水名	記号
Ⅰ	消化脱水	浸出水	L _D
		表面流出水	S _D
	混練固化	浸出水	L _M
		表面流出水	S _M
Ⅱ	コンポスト	余水	E _C
		間げき水	I _C
	混練固化	余水	E _M
		間げき水	I _M

た、供試汚泥の積入方法はショベルカーによって汚泥を槽内に投入し、人力によって斜面を槽の形状に合わせて整形した。ただし、消化脱水汚泥は、高含水率であったため槽に合わせた整形はできず、埋立槽の最上部から約1 m下がった地点から埋立槽の下端部に向かってなだらかな斜面を形成した。これら斜面の表面積は、埋立槽Ⅰ-1で約18.4 m²、埋立槽Ⅰ-2で約18.9 m²である。

この実験期間中の降雨量は約1250 mm、蒸発量は約420 mmであった。図-3に埋立槽Ⅰ-1、図-4に埋立槽Ⅰ-2における浸出水および表面流出水の累積量を示す。埋立槽Ⅰ-1における浸出水量(L_D)、表面流出水量(S_D)はそれぞれ、約128 mm、約164 mmであった。また、埋立槽Ⅰ-2では、浸出水量(L_M)、表面流出水量(S_M)はそれぞれ、約92 mm、約71 mmであった。ここでは、単純に降雨量に対する浸出量を浸出率として計算すると L_D は約10%、 L_M は約7%となる。

2) 降雨量と浸出水量

降雨量と浸出水量(L_M 、 L_D)とを図-5に示す。この図より浸出水の流出形態をみると、埋立槽Ⅰ-1では、供試汚泥を埋立槽内に充填した直後から浸出水の流出が見られた。これは、汚泥中の水分が流出したためである。それ以後は、埋立槽Ⅰ-2とは異な

表-2 供試汚泥の成分

項目 供試汚泥	含水率 (%)	強熱減量 (%)	T-C (%/krday)	T-N (%/krday)	T-P (%/krday)	Cd (%/krday)	Pb (%/krday)	Cr (%/krday)	As (%/krday)
混練固化	51.4	16.4	82000	16700	6770	5.99	53.9	231.5	1.12
消化脱水	60.1	37.3	192000	16500	13200	9.99	110.5	99.2	0.508
コンポスト	37.5	32.9	183000	22000	16500	4.50	45.4	42.4	1.56

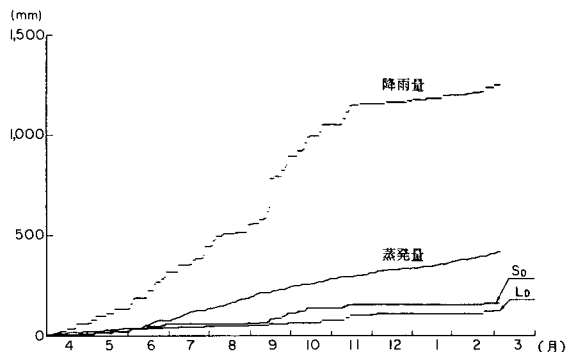


図-3 埋立槽Ⅰ-1

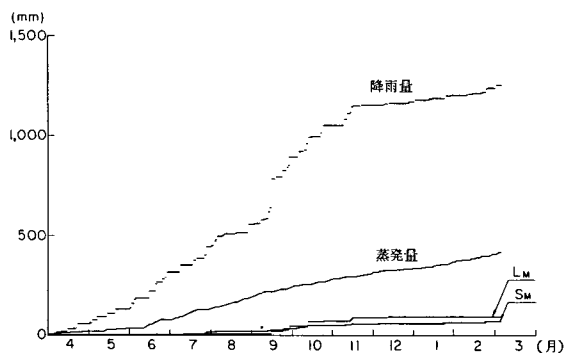


図-4 埋立槽Ⅰ-2

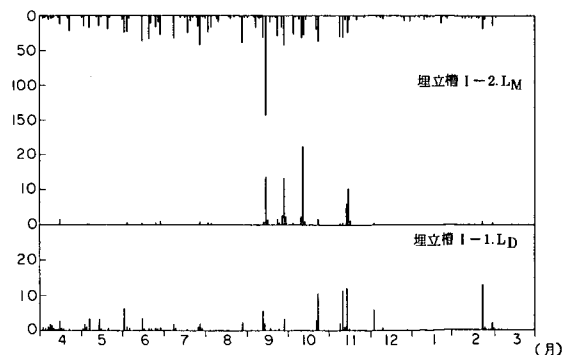


図-5 降雨量と浸出水量

り、10月、11月に多量の流出がみられる。埋立槽Ⅰ-2では、初期にはほとんど浸出水の流出がみられず、9月から10月にかけて、多い時で20~30^{mm}/日の流出がみられた。その後は、降雨量の減少に伴い、浸出水もほとんど流出しなくなっている。

3) 水質特性

ここでは、埋立槽Ⅰでの各浸出水 (L_M , L_D) 埋立槽Ⅱでの各余水 (E_M , E_C) についてその結果を報告する。

(1) 埋立槽Ⅰ-1 (供試汚泥…消化脱水汚泥, L_D)

まず、BOD, COD_{Mn} については、図-6に示すように埋立初期において、汚泥中の水分が流出したため最高の値を示した。その後、BOD, COD_{Mn} ともに減少している。減少速度は、 COD_{Mn} に比べてBODの方が速く、実験開始後6ヶ月目(9月末)でみると5月での濃度に対して、BODは約 $3/100$, COD_{Mn} は約 $1/5$ になっている。また、9月以降は、BOD, COD_{Mn} ともそれ程大きな変化を示していない。

窒素とリンについては、図-7に示すように、初期濃度が高い値を示し、その後、減少している。しかしながら、窒素、リンについては、BOD, COD_{Mn} ほどの変化はみられない。また、 $TOC/K-N$ 比は、0.6~3.1, $TOC/T-P$ 比は、50~570であり、一般に汚泥の $T-C/T-N$ 比が5~10, $T-C/T-P$ 比が30~60程度であることを考えると、窒素の割合が高く、リンの割合が低い特性となっている。

重金属については、全実験期間にわたって、排水基準以下、つまり、 $Cd < 0.1 \text{ mg/l}$, $Pb < 1 \text{ mg/l}$, $Cr < 0.5 \text{ mg/l}$, $As < 0.5 \text{ mg/l}$, $Hg < 0.05 \text{ mg/l}$ であった。

(2) 埋立槽Ⅰ-2 (供試汚泥…混練固化汚泥, L_M)

まず、BOD, COD_{Mn} については、図-8に示すように、ほぼ同一のパターンであった。つまり、8月から9月にかけて急激な濃度の上昇を示し、それ以降減少している。また、8月末までは、 $COD_{Mn} > BOD$ であったものが、9月末には、 $BOD 7220 \text{ mg/l}$, $COD_{Mn} 1960 \text{ mg/l}$ と大きく逆転し、その後、それぞれの濃度が減少するとともに、 BOD/COD_{Mn} 比も減少し、3月には、再び $COD_{Mn} > BOD$ となった。8月から9月にかけての急

激な濃度の上昇は、図-9から判かるように、浸出水量が増加したこと、および、夏場であったための温度上昇によるものと思われる。つまり、温度の上昇(汚泥中の温度は深さ約2m地点で、5月19℃, 8月、9月は25℃であった)により有機物の分解が進み、それらが浸出水量の増加時期と重なり、

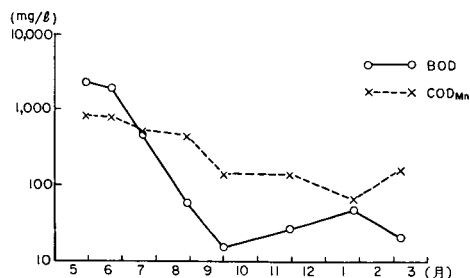


図-6 埋立槽Ⅰ-1 L_D

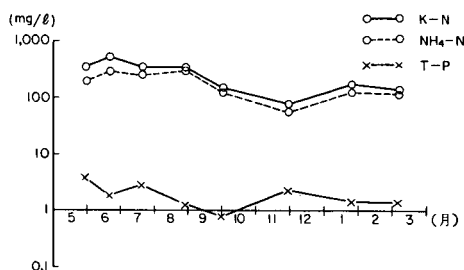


図-7 埋立槽Ⅰ-1 L_D

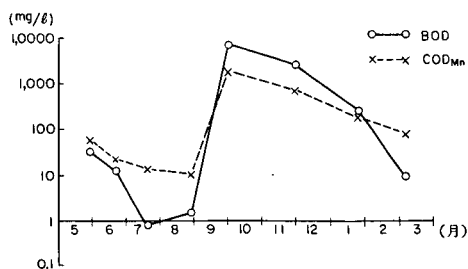


図-8 埋立槽Ⅰ-2 L_M

流出する負荷が増大したためであろう。また、浸出時期に相異はあるが浸出水 L_M と浸出水 L_D との最高値を比べてみると、 L_D の方が低い値を示し、BOD で約 $3/10$ COD_{Mn} で約 $2/5$ であった。

窒素とリンについては、BOD、 COD_{Mn} と全く同様の傾向を示し、図-9 に示すように、8月から9月にかけて急激に増加している。このときの各項目の濃度は、

K-N 904 mg/l 、 NH_4-N 624 mg/l 、T-P 2.28 mg/l であった。また、 L_D と同様に $TOC/K-N$ 比は、0.8 ~ 3.7、 $TOC/T-P$ 比は、24 ~ 960 であり、やはり、窒素の割合が高く、リンの割合が低い水質となっている。

重金属については、 L_D と同様、Cd、Pb、Cr、As、Hgとも排水基準以下であった。

(3) 埋立槽 II-1 (供試汚泥…コンポスト, Ec)

COD_{Mn} と TOC の経時変化を図-10 に示す。 COD_{Mn} は、実験開始後1日目には、約 100 mg/l の濃度となり、その後、漸増し、9ヶ月後にはほぼ2倍の濃度になった。また、TOCの増加は、 COD_{Mn} の増加に比べてやや小さく、2ヶ月後の8月以降はほぼ一定濃度となった。ここで、 COD_{Mn} と TOC との比を求めてみると、11月までは、1.5 前後であったものが、それ以降は、2.3 程度となっている。

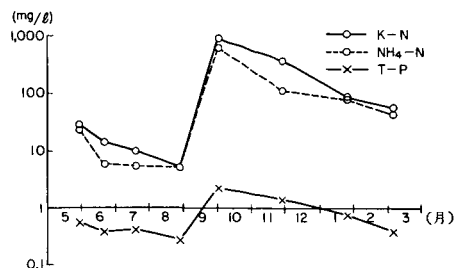


図-9 埋立槽 I-2 L_M

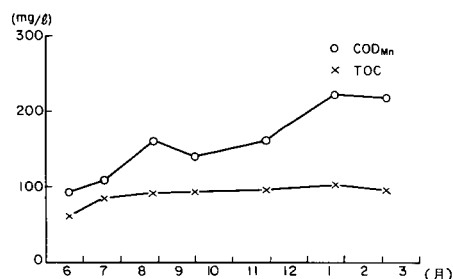


図-10 埋立槽 II-1 Ec

K-Nと NH_4-N は、経時的に減少傾向にあるものの、K-Nは、60 mg/l 前後、 NH_4-N は、40 mg/l であった。また、T-Pは、0.5 mg/l 前後であった。

重金属については、Cd、Pb、Cr、As、Hgとも、それぞれ排水基準以下であった。

(4) 埋立槽 II-2 (供試汚泥…混練固化, E_M)

COD_{Mn} と TOC の経時変化を図-11 に示す。 E_C とは異なり、実験開始後1日目の濃度は、 COD_{Mn} 、TOCとも約 10 mg/l とあまり溶出しなかったが、約2週間後には、どちらも約 200 mg/l まで増加した。その後、9月末までに、約半分まで減少し、さらに、徐々にではあるが減少を続けている。

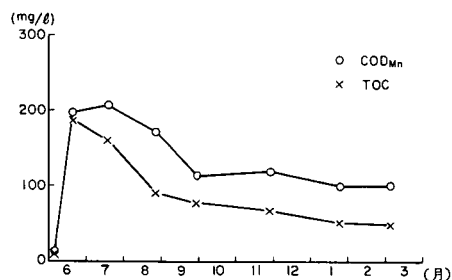


図-11 埋立槽 II-2 E_M

K-Nと NH_4-N に関しては、8月末で、K-N 308 mg/l 、 NH_4-N 242 mg/l となるまで増加し、その後減少しはじめ、3月には、それぞれ 172 mg/l 、139 mg/l となった。T-Pは、7月に 1.04 mg/l を示した後、減少しており、3月には、0.25 mg/l になった。

重金属については、 E_C と同様、Cd、Pb、Cr、As、Hgとも排水基準以下であった。

3.3.2 屋外埋立実験と室内埋立実験との比較（余水について）

ここで、コンポスト、混練について室内で行った余水実験（実験方法については、昭和56年度報告書を参照のこと）の結果と比較する。室内埋立実験では、10℃、20℃の恒温状態で実験を行っている。

COD_{Mn}の濃度は、実験開始後448日目、10℃で、コンポストが1710 mg/ℓ、混練133 mg/ℓ、20℃で、コンポスト1280 mg/ℓ、混練257 mg/ℓであった。これは、屋外埋立実験で得られた結果の2～8倍程度になっている。

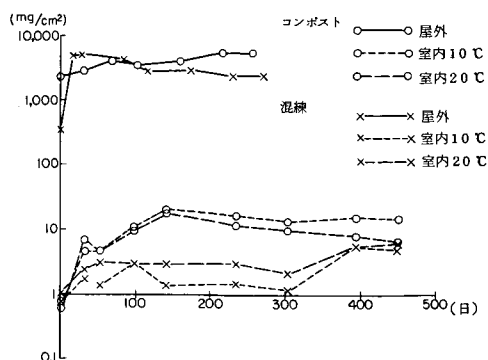


図-12 余水溶出量

次に、濃度ではなく、汚泥と海水との接触面積当りの溶出量に換算し比較してみる。（図-12）

この結果を、例えば、実験開始後約240日目のデータでみると、屋外埋立実験の場合は、室内埋立実験に比べて、コンポストで約500倍、混練固化汚泥で約1500倍の接触単位面積当りの溶出量がある。これは、海面の上下運動による洗い出し効果によるものであると考えられる。特に、混練固化においてその差が大きいのは、室内埋立実験では、汚泥をかなり密に充填しており、汚泥と海水間の物質移動は、それらの接触面だけに限られるが、屋外埋立実験では、汚泥が埋立槽内でそれ程密に詰まっておらず、海水が汚泥内部に浸透することにより、海水との接触面積がかなり増加しているためと思われる。

3.3 室内埋立実験（浸出水水質）

最後に、室内埋立実験による浸出水の水質特性について述べる。今年度は、約700日目までのデータが得られた。

図-13にA型、20℃におけるCOD_{Mn}の経時変化を示す。（実験方法については昭和55年度報告書を参照のこと。ただし、A型とは、供試汚泥のみをカラムに充填したものである。）生脱水汚泥は、703日目に低下しているものの、混合脱水汚泥、コンポストともに約10000 mg/ℓ程度の値を示している。消化脱水汚泥、混練

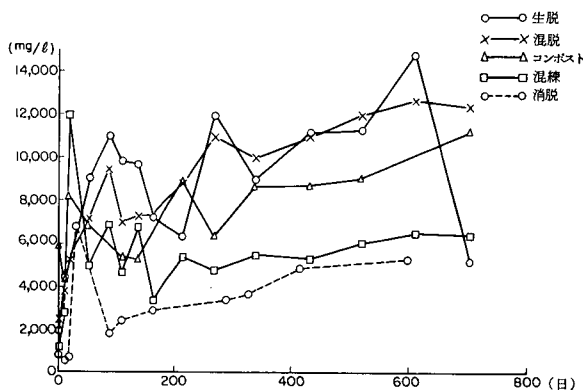


図-13 浸出水水質 (COD_{Mn})

固化（ただし、30℃のデータ：20℃のデータは浸出水が採取できなく欠損が多いため）は、依然増加傾向にあり、それぞれ、6400 mg/ℓ、5300 mg/ℓ程度の値を示している。

また、先年度に報告した、砂層によるpHの中和作用、リンの吸着作用、有機物等の浄化作用は、依然続いている。

11. 汚泥性状の改善に関する調査

汚泥研究室 室 長 京 才 俊 則
主任研究員 佐 藤 和 明
研 究 員 岡 久 宏 史
館 山 祐 清

1. 調査の目的と必要性

近年、多くの下水処理場において、下水汚泥の濃縮性および脱水性が悪くなってきている。このため、消化プロセスにおいては加温量が増大し、また、脱水プロセスにおいては薬品添加量が増加するなど、多くの不都合・問題点が指摘されている。このような汚泥性状が変化してきた原因は、汚泥中の無機物濃度が上がったこと、SVIの高い余剰汚泥が混合されることなどに求められているが、汚泥性状を決める因子は数多く、また、それぞれが複雑に関連するものと理解されている。このような現状から、本調査では、下水汚泥の特性因子を整理し、その因子の制御の可能性を探ることにより、各汚泥処理プロセスに適合した汚泥性状の維持・改善を図るために行うものである。

2. 昭和56年度までの調査結果

昭和55年度は、汚泥性状を表わす指標を、物理的、化学的、生物的な3つの範ちゅうに分類し、どのような因子がその指標となり得るかを考察した。次に、物理内指標のうち、汚泥粒子の比重、汚泥の粒度、ゼーター電位の測定法を検討した。また、簡易な沈降筒を用いて界面沈降実験を行い、以上の物理的因子と汚泥の沈降濃縮性との関係を解析した。

昭和56年度は、①統計調査により、合流式と分流式の違いによる汚泥濃縮性状の差が年々少なくなりつつあり、両方式とも、濃縮性状が悪化していることがわかった。②硝化脱窒運転を行っているパイロットプラントから発生する汚泥の濃縮性は、ばっ気槽混合液のSVIやVSと強い相関性があった。また、③室内実験からは、濃縮汚泥濃度を支配する因子として $\log \mu / TS$ が考えられた。

3. 昭和57年度の調査結果

本年度は、以下の2つの事項について調査した。

(1) 可搬式汚泥濃縮実験装置を、4ヶ所の処理場に持ち込み、余剰汚泥の重力濃縮実験を行った。それと同時に、同一試料を用いて室内で沈降筒による沈降濃縮実験を行い、各種因子（比重、粒度、ゼーター電位、粒度分布等）と濃縮性との関係を調べた。

(2) 各種の水処理プロセスから発生する汚泥の性状を把握し、水処理プロセスの相異による汚泥の沈降濃縮性を調べるために、本年度は、オキシデーションディッチの汚泥を取り上げ、室内実験に

より沈降濃縮性および各種因子を測定した。以下に、これらの調査結果を報告する。

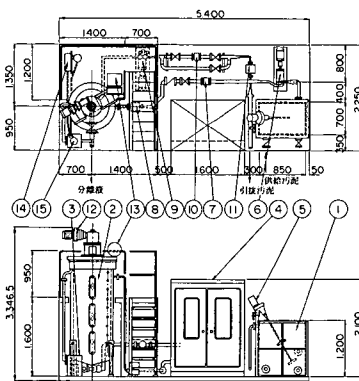
3.1 現場濃縮実験

3.1.1 実験方法

1) 実験装置

可搬式汚泥濃縮実験装置の全体図を図-1に示す。

汚泥は、移送ポンプによって処理場の返送汚泥ピットより汚泥貯留槽①に送られる。貯留槽は攪拌機によって攪拌されており、汚泥は投入汚泥ポンプ⑥によって、途中、汚泥濃度計⑦で濃度が、電磁流量計⑧で流量が測定され汚泥濃縮槽②に投入さ



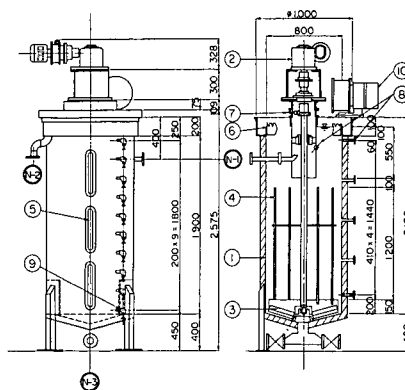
番号	名 称
1	汚 泥 貯 留 槽
2	汚 泥 濃 縮 槽
3	分 離 液 貯 留 槽
4	制 御 盤
5	攪 拌 機
6	投 入 汚 泥 ポンプ
7	投 入 (供 給) 汚 泥 濃 度 計
8	投 入 (供 給) 汚 泥 濃 度 計
9	引 抜 汚 泥 ポンプ
10	引 抜 汚 泥 濃 度 計
11	引 抜 汚 泥 濃 度 計
12	汚 泥 濃 度 計 減 速 機
13	汚 泥 濃 度 計
14	濁 度 計
15	濁 度 計 用 水 中 ポンプ

図-1 実験装置(可搬式汚泥濃縮実験装置)

れる。分離液は越流して分離液貯留槽③に留まり、濁度計用水中ポンプ⑮によって濁度計⑭に流入し、濁度が測定される。濃縮汚泥は濃縮槽下部より引抜汚泥ポンプ⑨により、投入汚泥同様、濃度と流量が測定された後、排出される。投入・引抜ポンプは、制御盤内のインテリジェントプログラマーによって運転時間を設定することができる。

濃縮槽上部には、かき寄機との連動によって作動する汚泥濃度計がある。かき寄機は、制御盤内のタイマー(T_1)の設定時間だけ作動し、これがタイムアップすると、かき寄機と槽本体に取付けた近接スイッチが作動し、かき寄機が所定の位置まで回転して停止する。かき寄機が停止すると同時に、汚泥濃度計のセンサーが下降を開始し、予め設定しておいた下限に達すると上昇し、元の位置(上限)まで上がり、停止する。かき寄機はタイマー(T_2)の設定時間だけ停止し、これがタイムアップするとタイマー(T_1)によって動き出す。以上の方式で試運転を行ったところ、停電時に誤作動が生じ、濃度計のセンサーとかき寄機とがからまる事故が発生したため、タイマー制御に加えて、センサーがかき寄機部分にあるときは、かき寄機が作動しないように安全装置的な制御回路を新しく設置した。

次に、濃縮槽は、図-2に示す様になっている。濃縮槽の大きさは、高さ2,000mm、内径800mmである。また、槽のセンサー頂部と側面(5点、⑧)に温度センサーが入っており、槽内の温度分布が測定できる。また、PH計、ORP計、濁度計があり、分離液および槽内の状態を測定することができる。



記 号	名 称
N-1	投 入 (供 給) 汚 泥 入 口
N-2	分 離 液 出 口
N-3	引 抜 (濃 縮) 汚 泥 出 口

番号	名 称
1	濃 縮 槽
2	減 速 機
3	プ レ ード
4	攪 拌 棒
5	点 検 窓
6	越 流 堰
7	近 接 ス イ ッ チ
8	温 度 計 (5)
9	サンプリング・コック 00
10	汚 泥 濃 度 計

図-2 濃 縮 槽

2) 実験条件

可搬式汚泥濃縮実験装置を4処理場に運び込み濃縮実験を行った。実験期間および各種運転条件を表-1に示す。A処理場では、この装置の試運転をかねて実験を行い、実験装置全体の作動状況の確認を行った。

B処理場では、滞留時間を一定とし、引抜量を変化させた。8月5日より汚泥の投入方法を変化させた理由は、夜間に汚泥投入が停止するという事故が発生したためである。つまり、連続投入で滞留時間を12時間とするためには、投入流量が、 $1.4\text{L}/\text{分}$ と小さくなり、停止の事態となった。したがって、このような事故を防ぐため投入流量を2倍とした。

C処理場では、滞留時間を12時間と8時間とした。12時間滞留では、界面高さが $0.7\sim 1\text{m}$ で定常となる引抜量を見つかることを目標とした。その後、滞留時間を8時間とし、引抜量を1.5倍として実験を行った。

D処理場では、まず、12時間滞留で界面高さが、 $0.7\sim 1\text{m}$ となるような引抜量を見つけ、その後、投入汚泥濃度が低かったので、水量を2倍(6時間滞留)にして実験を行った。

かき寄機回転数は、B,C,D処理場で 0.75rpm とした。

3) 各処理場の概要と供試汚泥

各処理場の概要を表-2に示す。各項目の値は、実験期間中に得られたデータの平均値である。また、下水の排除方式は、A、C処理場が合流式、B,D処理場が分流式である。

供試汚泥は、余剰汚泥とした。各供試汚泥の化学的、物理的性状は、室内濃縮実験のところに示してある。(表-5, 6)

3.1.2 実験結果

1) 各処理場での実験結果の平均値と標準偏差を表-3に示す。また、投入汚泥濃度と引抜汚泥濃度の経時変化を図-3, 4, 5, 6に示す。

表-1 現場実験条件

処理場	Case	実験期間	滞留時間 (hr)	汚泥投入方法	汚泥引抜方法
A	1	1982. 6.22~6.28	12	連続	5分/2時間
B	1	1982. 7.25~7.30	12	連続	5分/2時間
	2	7.30~8.5	12	連続	8分/2時間
	3	8.5~8.11	12	間欠(10分投入 10分停止)	9分/ 1.5時間
	4	8.11~8.14	12	間欠(10分投入 10分停止)	12分/ 1.5時間
C	1	1982. 9.16~9.29	12	間欠(10分投入 10分停止)	適宜
	2	9.29~10.3	8	間欠(10分投入 5分停止)	3分/1時間
		10.3~10.6	8	間欠(5分投入 7分停止)	3分/1時間
D	1	1982. 10.11~10.25	12	間欠(10分投入 10分停止)	適宜
	2	10.25~10.31	6	流量を2倍にする。	流量を2倍にする。

表-2 各処理場諸元

処 理 場	A	B	C	D
水 処 理 方 式	標準 活性汚泥	ステップ エアレーション	標準 活性汚泥	標準 活性汚泥
流 入 水 量 ($\text{m}^3/\text{日}$)	20,600	113,000	124,000	30,100
流 入 水 温 ($^{\circ}\text{C}$)	22.0	22.9	20.7	18.8
流入水質 (mg/L)	BOD	169	170	61
	SS	138	131	65
放流水質 (mg/L)	BOD	0.6	4.3	5.4
	SS	0.1	2.9	3.7
MLSS (mg/L)	750	2,400	760	1,000
SV ($\%$)	7	58.5	9.06	15.3
SVI	94	201	103	125
SRT (ばっ気槽)(日)	47	7.9	3.7	11.8

表-3 現場実験結果

処 理 場	A	B				C				D	
Case	1	1	2	3	4	1	2	1	2		
投 入 T S (%)	$\bar{X}$	0.81	1.01	0.92	1.01	0.80	0.46	0.63	0.34	0.35	
	σ_x	0.10	0.11	0.09	0.11	0.11	0.09	0.14	0.04	0.04	
投入VTS/TS (%)	$\bar{X}$	53	69	71	70	66	58	58	80	78	
	σ_x	0.97	0.41	0.95	0.19	6.5	5.0	5.4	0.88	1.5	
固 形 物 負 荷 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{日}$)	$\bar{X}$	32.8	36.0	37.7	41.4	32.7	18.5	37.6	13.8	27.6	
	σ_x	4.8	13.0	2.7	5.1	5.0	3.7	8.3	1.7	3.0	
水 面 積 負 荷 ($\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{日}$)	$\bar{X}$	4.0	3.8	4.1	4.1	4.1	4.0	6.0	4.0	8.0	
	σ_x	0	1.1	0.09	0.09	0.09	0	0	0	0	
滞 留 時 間 (hr)	$\bar{X}$	12	14.8	11.7	11.7	11.7	12	8	12	6	
	σ_x	0	8.2	0.5	0.5	0.5	0	0	0	0	
引 抜 T S (%)	$\bar{X}$	4.17	2.22	1.77	1.97	1.51	2.60	1.91	2.33	2.46	
	σ_x	0.41	0.13	0.25	0.23	0.12	0.51	0.40	0.27	0.04	
引抜VTS/TS (%)	$\bar{X}$	54	72	73	72	69	67	72	85	86	
	σ_x	0.48	0.33	0.5	0.34	1.7	2.1	2.0	0.31	0.42	
濃 縮 率	$\bar{X}$	5.2	2.2	1.9	2.0	1.9	5.9	3.1	6.8	7.2	
	σ_x	0.84	0.21	0.28	0.29	0.18	1.7	0.64	1.0	0.73	
分 離 液 S S (mg/L)	$\bar{X}$	51	2.61	95.5	13.3	41	342	186	196	194	
	σ_x	31	1.50	14.5	5.5	4.0	172	20	98	57	

(1) A 処理場

試運転的な意味もあって、1週間だけの連続運転であった。投入汚泥濃度は、0.7~1.0%で、引抜汚泥濃度は、3.7~4.7%となり、5倍程度の濃縮汚泥が得られた。この間の水面積負荷は、 $4.0\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、固形物負荷は、 $30\sim40\text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{日}$ であった。投入汚泥のVTS/TSは50~55%であった。

(2) B 処理場

投入汚泥濃度は、0.9~1.1%で、固形物負荷は、 $35\sim50\text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、水面積負荷は、約 $4.0\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、投入汚泥のVTS/TSは、70%前後であった。Case-1では、汚泥の浮上、越流があったが、引抜汚泥は、2.2~2.5%と2倍以上に濃縮された。Case-2, 3, 4とそれぞれ引抜量を大きくしていくと界面高さは低下していくとともに、汚泥の越流、浮上はなくなり、引抜汚泥濃度も1.8~1.5%と2倍以下に下がった。

(3) C 処理場

滞留時間を12時間に設定したCase-1では、投入汚泥濃度は0.3~0.6%、固形物負荷は、 $12\sim24\text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{日}$ であった。また、水面積負荷は約 $4.0\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、投入汚泥のVTS/TSは50~60

%であった。ここでは、流入汚泥濃度の変化に対して引抜汚泥量の設定が対応できず、界面高さが、120cmまで上昇してしまった。このとき、引抜汚泥濃度は、2.1~3.5%で、5~6倍程度まで濃縮されている。しかしながな、酸度、アルカリ度が上昇し、PHが低下していることから腐敗が進んでいたと思われる。界面高さが1.7mまで上昇したところで、引抜を一度に行い、さらに、引抜量を大きく設定して2.2~2.4%と5倍程度の濃縮汚泥を得た。

滞留時間を8時間に設定したCase-2では、投入汚泥濃度は0.5~0.7%と若干高くなり、固形物負荷は $30\sim40\text{ kg}/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、水面積負荷は約 $6.0\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ であった。このとき、引抜汚泥濃度の変化と投入汚泥濃度の変化とが明らかに対応した。また界面高さを1mに保つと約3倍程度の濃縮汚泥が得られた。

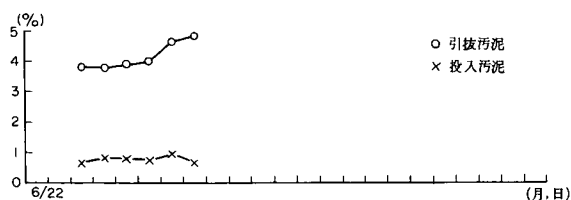


図-3 A 処理場

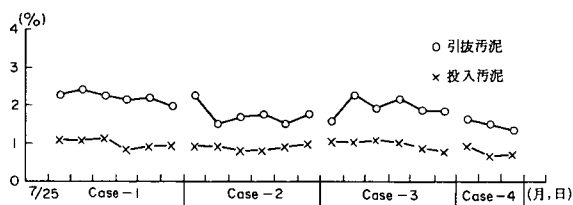


図-4 B 処理場

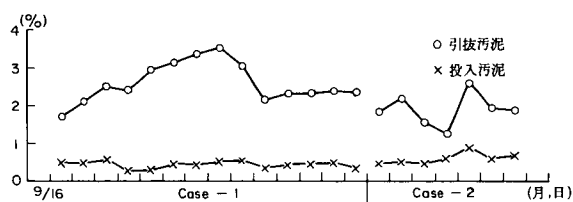


図-5 C 処理場

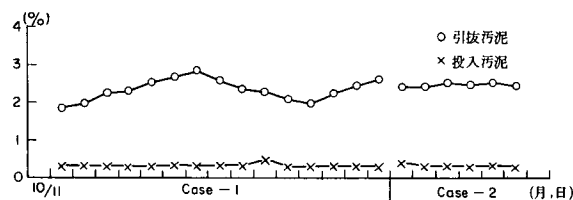


図-6 D 処理場

(4) D 処理場

滞留時間を 12 時間とした Case-1 と滞留時間を 6 時間とした Case-2 との実験を行った。両 Case を通じて、投入汚泥濃度は、0.3% 前後とほとんど変化なく、また、投入汚泥の VTS/VS は、80% 前後であった。

Case-1 では、固形物負荷は $13 \sim 14 \text{ Kg/m}^2 \cdot \text{日}$ 、水面積負荷は約 $4.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ であった。ここでも、界面高さが上昇した。引抜汚泥濃度は、界面が 0.35 m から 1 m まで上昇するに従い、2.0% から 2.8% まで上昇した。さらに界面が 1.7 m まで上昇すると、濃度は低下し 2.0% となった。引抜量を大きくし、界面を 0.65 m まで下げると、引抜汚泥濃度は再び 26% まで上がり、約 8 倍の濃縮汚泥が得られた。この時、分離液の濁度、浮遊物質は、界面高さの上昇とともに大きくなった。

2) 各指標間の相関

(1) 界面高さ

今回の実験では、界面の高さを一定にすることに苦勞した。図-7 に界面高さと引抜汚泥濃度との関係を示す。D 処理場では、上述した通りある程度の相関を示したが、全処理場でみると明確な相関はない。ただし、図中に直線で示したように、界面高さに対する引抜汚泥濃度の上限が存在するようだ。また、界面高さと上澄水の濁度との間には、相関はみられなかった。

(2) 濃縮率

濃縮率（引抜汚泥濃度／投入汚泥濃度）と投入汚泥濃度との関係を図-8 に示す。全体として、投入汚泥濃度が高くなるにしたがって、濃縮率は低下する傾向がある。また、固形物負荷との関係でも、固形物負荷量が増加すると濃縮率は低下する傾向がみられた。ただし、各処理場別にみると、これらの傾向は、C 処理場を除くとあまり顕著ではない。また、投入汚泥濃度と引抜汚泥濃度との間には相関はみられなかった。

(3) SRT

SRT（汚泥滞留時間）は、汚泥界面より下部の汚泥の滞留時間であり、汚泥の圧密沈降等と関係する。しかし、図-9 に示すように、SRT と引抜汚泥濃度との間には相関がみられなかった。ただし、今回の実験では、SRT のデータが少なかったため、今後の検討が必要である。

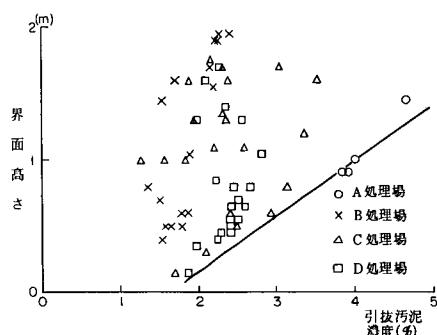


図-7 引抜汚泥濃度と界面高さ

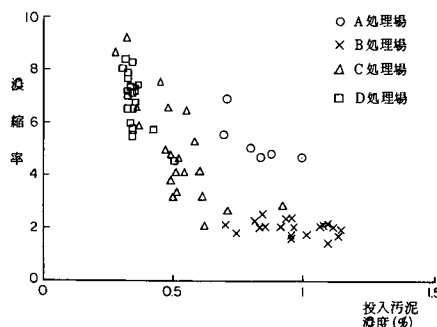


図-8 投入汚泥濃度と濃縮率

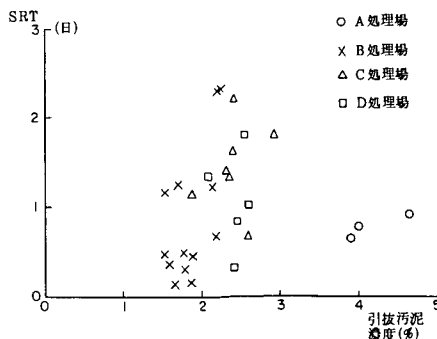


図-9 引抜汚泥濃度と SRT

3.2 室内濃縮実験

3.2.1 実験方法

供試体汚泥としては、前述の現場実験を行った4処理場（A, B, C, D 処理場）のもの、および、水処理法としてオキシデーションディッチ法を採用しているE, F処理場の汚泥を用いた。

E, F処理場の供試汚泥採取時の水処理状況は、表-4に示すとおりである。また、供試汚泥の化学性状を表-5に示す。

実験に使用した沈降筒は、直径20cm、深さ1mのものである。また、沈降筒内には、ピケットフェンス、かき寄機を設けてある。今回の実験時には、ピケットフェンスの回転数は3rpmとした。（沈降筒については、昭和56年度報告書を参照）

3.2.2 実験結果

表-6に沈降実験結果と供試汚泥の物理的性状を示す。ここでは、水処理方法の相違が、汚泥の濃縮性に与える影響をみる。

初期粘度、および、コールターカウンターまたは検鏡法により測定した粘度には、明確な相違はみられなかった。汚泥粒子の比重（重液法による）は、E, F処理場汚泥が、少し軽い。

濃縮率をみると、A～D処理場では、3.9～5.9であるのに対して、E～F処理場汚泥は、それぞれ、2.5～3.7であり、少し低い値となっている。しかしながら、24時間到達濃度をみると、A～D処理場汚泥とE, F処理場汚泥との間には、それ程差はみられなかった。今回の結果では、どの供試汚泥も、24時間到達濃度で、2.5%程度の濃縮汚泥が期待できる。

3.3 今後の課題

- (1) 汚泥の濃縮性を規定すると思われる粘度、比重、ゼーター電位等と汚泥の濃縮性との相関をさらに明確にする。
- (2) 酸素活性汚泥法、生物学的脱リン法など特殊な水処理条件から発生する汚泥の濃縮性を調べる。
- (3) 可搬式汚泥濃縮実験装置を用いて、現場での運転管理方法を検討する。
- (4) 汚泥の脱水性と各種因子との関連を検討する。

表-4 処理諸元

処 理 場	E	F
BOD-SS負荷 (kg/100kg・SS日)	1.4	2.3
BOD容積負荷 (kg/m ³ ・日)	0.06	0.10
MLSS (mg/L)	4,100	4,300
汚泥日令 (日)	116	67
エアレーション時間 (日)	7.3	2.0
SRT (日)	286	86
SVI (-)	24.0	22.0
流入水温 (℃)	12.0	8.7

表-5 供試汚泥の化学性状

処 理 場	A	B	C	D	E	F
酸 度 (mg/L)	123	149	235	89	129	112
Mアルカリ度 (mg/L)	267	258	213	151	220	119
PH (-)	6.83	7.03	6.99	6.90	6.77	6.55
VS (‰TS)	52.4	71.2	57.6	80.6	70.5	70.4
T-C (mg/g・TS)	-	-	-	-	61.4	406
T-N (")	-	-	-	-	81.4	57.8
Mn (")	-	0.28	0.35	1.74	-	-
Ca (")	-	8.00	8.47	7.25	2.27	5.61
Fe (")	-	14.5	6.89	31.8	10.6	14.1
Al (")	-	11.0	2.78	28.2	21.8	10.7
土 砂 (")	-	76.5	133	104	123	137

表-6 物理性状と沈降実験結果

処 理 場	A	B	C	D	E	F
初期濃度 (‰)	0.90	0.63	0.52	0.35	0.93	0.74
24hr到達濃度 (‰)	3.48	2.43	2.49	2.05	2.30	2.77
濃 縮 率 (-)	3.9	3.9	4.8	5.9	2.5	3.7
初期粘度 (Cp)	<	20.5	4.2	1.1	5.3	3.4
粒子比重 (-)	-	1.025	1.034	1.018	1.016	1.016
コールターD ₁₀ (μ)	13.9	11.9	11.6	10.5	5.2	16.2
" D ₅₀ (μ)	38.4	20.0	21.0	16.5	12.3	32.9
検 鏡 D ₁₀ (μ)	-	150	83	79.4	137	146
" D ₅₀ (μ)	-	310	179	145	295	253
ゼーター電位 (mV)	-	-4.6	-27.1	-9.8	-	-

12. 下水汚泥と都市ごみの混焼に関する調査

汚泥研究室 室長 京才 俊則

研究員 岡久 宏史

1. 調査の目的と必要性

わが国における下水汚泥発生量は、濃縮汚泥の固形物換算で約93.5万トン/年であり、そのうち約55%は焼却されている(昭和55年度、下水道普及率30%)¹⁾。脱水汚泥の焼却には一般に補助燃料を必要とするが、その量は重油換算で50~70ℓ/トン・脱水汚泥程度である。下水道普及率の増加、下水処理の高度化に伴って汚泥発生量は、今後増々、増加する。また汚泥の減容化、無害化の必要性から、焼却される汚泥量もまた今後増えていく。このため、汚泥焼却のための補助燃料使用量は増加の一途をたどることとなる。

しかし、昨今のエネルギー資源の逼迫、高騰化を考えると、将来に亘って安定的に重油等の補助燃料を大量に確保できるという保証はない。このため、補助燃料を削減するとともに、補助燃料費の低減を目的とした汚泥焼却の省エネルギー化が種々の観点から進められている。補助燃料の代替物となる他の廃棄物とともに汚泥を焼却する混合焼却(混焼, Co-Combustion)も有力な省エネルギー型の汚泥焼却法である。汚泥と混焼する廃棄物として、廃木材、おが屑、種々の産業廃棄物、農業廃棄物等とともに都市ごみが考えられている。このうち、都市ごみは下水汚泥と同様に全国的に発生し焼却されていることから、最も有望の廃棄物のひとつである。

下水汚泥と都市ごみの混焼とは、エネルギー供給型である都市ごみの焼却と、エネルギー消費型の下水汚泥の焼却を同時に行うことにより、2つの都市系廃棄物を効率的に自然焼却するものである。この混焼には、補助燃料の削減の他、維持管理の安定化、排煙処理、焼却灰処理の一元化などの焼却施設の集中化によってもたらされる利点がある。反面、下水汚泥と都市ごみでは行政上の所管が異なること、産業廃棄物と一般廃棄物と廃棄物としての法制上の扱いが異なること、またわが国では実施例がほとんどないこと、そのため地域にあったシステムを選択するための混焼技術の代替案が確立していないことなど、行政上、技術上の問題点も残されている。

本調査は、上に述べた下水汚泥と都市ごみの混焼の問題点のうち、技術上の問題点を解決することを目的として実施しているもので、57年度分を初年度として、59年度までの3か年で行う予定である。

2. 57年度調査の概要

57年度は本調査の初年度として、下水汚泥と都市ごみの混焼の現状と課題を明らかにするために以下のような基礎的調査を行った。

- 下水汚泥と都市ごみの混焼の位置づけ
- 脱水汚泥と都市ごみの混焼における自然下水汚泥と都市ごみの混焼技術の分類
- 今後の課題

3. 57年度の調査の結果

3.1 下水汚泥と都市ごみの混焼の位置づけ

3.1.1 下水汚泥の新しい焼却技術

汚泥処理技術の中でも、汚泥焼却技術の革新は目覚ましく、種々の新技術が検討、実施されている。

表－1は代表的新技术をまとめたものである。ほとんどの新技术は省エネルギー化を図っている他、それぞれの技術に固有の特徴を有している。

都市ごみとの混焼は、表－1に示す新技术の中でも、都市廃棄物焼却の一体化という特徴のある技術である。

3.1.2 下水処理場とごみ焼却施設の結合

図－1に示すように、下水処理場とごみ焼却施設の有機的結合によって、両施設は相互に補完し合うことができる。下水汚泥と都市ごみの混焼はこれらの結合方法のひとつとなる。これらの結合の実績はそれ程多くはないが、図－1に示す方法のほとんどは実施されている。

3.2 脱水汚泥と都市ごみの混焼における自然

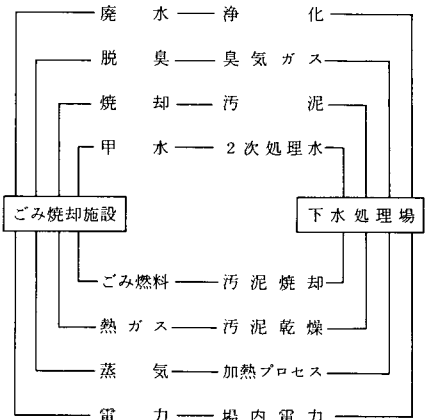
脱水汚泥の低位発熱量は、おおよそ水分および可燃分の割合によって決まる。これらは流入水の特性、水処理・汚泥処理方式、脱水剤、脱水方法などによって変動する(表－2)²⁾。

都市ごみの低位発熱量も水分、可燃分の熱量と割合によって決まる。これらは季節、地域、収集法などの因子に影響される。このため、低位発熱量はかなりの変動があるが、農村部で1,000kcal/Kg、小都市で1,200～1,400kcal/Kg、大都市で1,500～2,000kcal/Kg程度と考えるのが妥当である。

一般にストーカ炉で廃棄物を焼却する場合、良好な自然状態の維持に必要な低位発熱量は1,000～

表－1 下水汚泥焼却に関する新しい技術

新しい技術		目的，特徴	実施箇所例
代替エネルギー利用	自然	●補助燃料削減 ●排ガス中の有害成分の減少	●高岡市(多段炉，30t/日) ●名古屋市(多段炉，150t/日)
	都市ごみとの混焼	●補助燃料削減 ●都市廃棄物処理の一体化	●金沢市(ストーカ炉，150t/日×2，ごみと汚泥の混合比約6:1)
	微粉炭脱水焼却	●脱水汚泥の自然に ●排ガス中の有害成分の減少 ●6価クロム生成防止	●横浜市(流動燃焼炉，100t/日)
	廃木材による乾燥自然	●廃木材の有効利用 ●焼却炉維持管理費削減	●札幌市(ストーカ炉，150t/日)
	バイロリンス	●排ガス量の減少 ●6価クロム生成防止 ●燃料消費量の減少	●堺市(多段炉，60t/日) ●愛知県(多段炉，60t/日)
溶融	汚泥蒸発乾燥	●脱水工程の省略 ●廃油の有効利用	●福知山市(8t/日，含水率95%の濃縮汚泥ベース)
		●有害物質の固化，無害化 ●細骨材，粗骨材の製造	●川崎市(アーク炉，16t/日，含水率20%の乾燥汚泥ベース)



図－1 下水処理場と清掃工場の結合可能性

1,200kcal/Kgと

いわれている。このため平均的には都市ごみは自然可能（エネルギー供給型）であり、脱水汚泥は不可能（エ

ネルギー消費型）となる。いま、脱水汚泥と都市ごみの混焼において、自然させるために混合物の低位発熱量を1,000kcal/Kgとするのに必要な、脱水汚泥と都市ごみの混焼比をそれぞれの低位発熱量をパラメータにして求めると図-2のようである。

なお、1人1日当たりの発生量は脱水汚泥、都市ごみそれぞれ200～300g、1,000g程度であるから、これらの値から混焼比をみると、0.2～0.3となる。

表-2 脱水ケーキの燃料的価値の比較

脱水方式	真空	加圧	遠心	圧搾
薬注条件	Ca(OH) ₂ 40% FeCl ₃ 7%	Ca(OH) ₂ 40% FeCl ₃ 7%	Polymer	Polymer
ケーキ水分(%)	75～82	60～70	78～85	70～80
固形物中の可燃分率(%)	57	57	70	70
発熱量* (kcal/Kg)	qol 2,850 qesh 2,650 qesl 2,650 qel 15～242	4,600 2,850 2,650 375～700	5,500 4,200 3,850 68～279	5,500 4,200 3,850 290～735

* 発熱量qの添字はそれぞれ、oは可燃分、eはケーキ、sは固形物、hは高位、lは低位をあらわす。

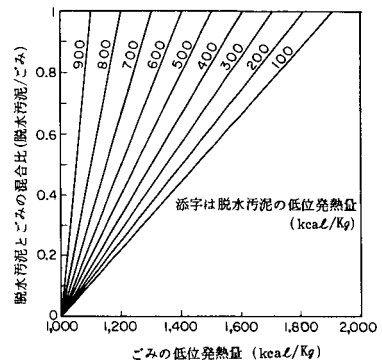


図-2 脱水汚泥とごみの混合物の低位発熱量を1,000kcal/Kgとする条件

3.3 下水汚泥と都市ごみの混焼技術の分類

下水汚泥と都市ごみの混焼技術はほぼ確立していると言われることがある。これは、ある混焼システムが決定された場合、そのシステムを構成する要素技術のほとんどは完成された既存技術であるという意味では正しい。しかし、いくつかある混焼の代替技術の中から、いかに特定の技術を決めるのかという点では必ずしも正しくない。このため、本調査では、下水汚泥と都市ごみの混焼に関する代替技術を比較検討し、混焼システムを決定するための資料を作成することを大きな目的のひとつとしている。その第一段階として、本年度は混焼技術の分類を行った。結果を表-3に示すが、この分類はまだ完成されたものではなく、今後さらに検討されなくてはならない。

以下に分類された技術の概略を述べる。

3.3.1 焼却炉の形式

下水汚泥の炉としては、多段炉が最も多く用いられている（表-4）¹⁾。ほとんどの多段炉は焼却炉であるが、一部は熱分解炉として使われている。

ごみの焼却炉としては、ストーカ炉が最も多く用いられている。ストーカには種々のものがあり、例えば指針³⁾には7種のストーカが示されている。

流動層炉は、汚泥、ごみの焼却のどちらにおいても、近年その設置基数が増えてきている。

下水汚泥と都市ごみの混焼は次の2つに大きく分類される。

- 1) ごみ主体混焼：ごみ焼却炉でごみとともに下水汚泥を焼却する。
- 2) 汚泥主体混焼：汚泥焼却炉で都市ごみ由来の燃料*を補助燃料として汚泥を焼却する。

先に述べた焼却炉の設置実績から
1) の場合はストーカ炉, 2) の場
合は多段炉が多く用いられようが,
流動炉は, 1), 2) どちらのケース
にも使われる。

3.3.2 汚泥の前処理

汚泥主体混焼で焼却される汚泥は
脱水汚泥となる。乾燥汚泥にまです
ると RDF を補助燃料として用いなく
ても, 自然可能となるためである。

ごみ主体混焼では脱水汚泥ないし
は乾燥汚泥となる。脱水汚泥と都市
ごみの低位発熱量と混焼比から求ま
る混合物の低位発熱量が自燃限界の
それより大きければ, 熱量的には脱
水汚泥の形態で受け入れてもよい。

しかし, 実際にはこれらの値が時
間変動する他, 脱水汚泥のハンドリ
ングの問題, 脱水汚泥と都市ごみの
燃焼速度の相違などを考慮すると,
平均値を用いた熱量計算によって脱
水汚泥と都市ごみの混焼が可能かど
うかを判断することはできない。

汚泥を乾燥させると, 熱量があが
るとともに, 燃焼時間も短縮される
のでより安定な混焼が可能となる。
しかし, 乾燥機の設備費, 維持管理
費が必要となる。さらに乾燥程度な
どによっては, 乾燥汚泥の発熱量は
都市ごみを上廻ることも考えられる。

このような場合には, 焼却炉の冷却装置の負荷を増大させることになる。

乾燥方式にはガス乾燥方式と蒸気乾燥方式がある。さらにそれぞれの方式は直接受熱型と間接加熱
型に分類される。

表-3 下水汚泥と都市ごみの混焼方式の分類(案)

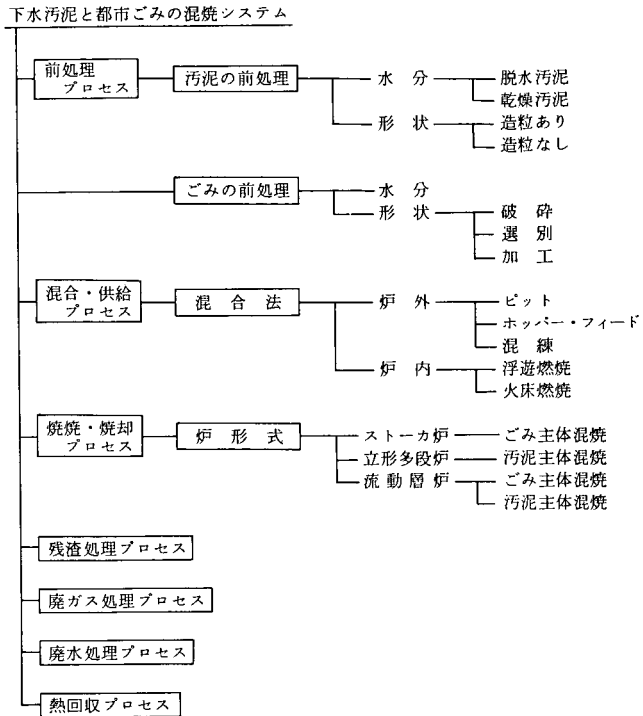


表-4 下水汚泥焼却炉設置状況

年度	焼 却 炉	基 数	合計焼却能力* (t/日)	設置処理場数
51	立 形 多 段 炉	74	5,831	47
	流 動 層 炉	9	305	8
	回転乾燥焼却炉	14	253	8
	ス ト ー カ 炉	6	159	4
	合 計	103	6,548	67
55	立 形 多 段 炉	81	7,859	44
	流 動 層 炉	21	835	16
	回転乾燥焼却炉	10	164	4
	ス ト ー カ 炉	7	215	5
	そ の 他	8	254	8
	合 計	127	9,327	77**

* 脱水汚泥換算

** 立形多段炉と回転乾燥焼却炉を同時に持つ処理場が1つあり, その処理場はダブルカウントしている。

* RDF (Refuse Derived Fuel, ごみ燃料)といわれる。都市ごみを破砕した後, 可燃物と不燃物に分離する。分離されたごみのうち, 可燃分を取り出して RDF とする。

ストーカ炉で乾燥汚泥を火床燃焼（後述）させる場合は、ストーカから汚泥が落下しないように、乾燥汚泥を一定の大きさに造粒する場合がある。造粒の必要性、造粒物の大きさはストーカの種類、燃焼方式によって異なる。

3.3.3 ごみの前処理

ごみの低位発熱量を全国平均値で見ると、昭和35～38年頃は自然の限界ぎりぎりの850 kcal/kg程度であったが、生活水準の向上とともにその値も急速に上昇し、現在では自然の下限値を大幅に上廻っていることが多い。このため、焼却前のごみの乾燥は通常行われていない。

ストーカ燃焼方式は、収集ごみを選別で大量に効率よく完全焼却し、無機化、減容化することを目的として開発されてきているため、とくに粗大なゴミを除いて破碎、選別等を必要としない。

流動層燃焼方式では、その投入ごみは10～15 cm程度に破碎される。ごみを均質化して燃焼の安定を図るとともに、ごみに混入してくる不燃物による炉廻りでのトラブルを避けるためである。流動層内に沈降する不燃物を円滑に排除するため、ごみ焼却用の流動層炉には不燃物排出設備が設けられている。

RDFと汚泥の多段炉ないしは流動層炉における混焼では、補助燃料としてのRDFを安定的に供給するため、ごみは破碎される。さらに、汚泥焼却炉では不燃物排出設備が備っていないので、ごみは破碎工程のみでなく、磁選、風選、スクリーニング等の工程を通して、不燃物を取り除かれた後にRDFとなる。

3.3.4 汚泥とごみの混合・供給法

汚泥とごみをどれ程混合、平均化して焼却炉に供給するかは、混焼の成否を分かつ最大の問題点である。混合法、供給法は汚泥の前処理程度、混焼方式、混焼率等により異なる。混合法のうち、混合位置は、焼却炉外と炉内に大別される。

ごみ主体混焼における汚泥とごみの混合法は次のようである。

1) 脱水汚泥で混焼する場合

施設面から見て最も簡単な混合・供給法は、ごみピットに汚泥を投入し、クレーン・バケットによって攪拌混合を繰り返した後、混合物をクレーンでホッパへ供給する方法である。しかし、本法は次のような問題点を抱えている。a. 汚泥の方がごみより重いため、汚泥がピット底に沈降する。b. このため混合度が不十分となる。c. ピット内臭気がごみ単独の場合にくらべ異質のものとなり、作業員の不快感をおおることがある。

独立して設けた汚泥ピットから、混焼率をコントロールしながらごみ投入ホッパへ汚泥を供給する方法もある。この方法では前方法の問題点が軽減される。

汚泥とごみの混合位置の他、両者を混練するかどうか也十分検討しなくてはならない。混練の目的は、焼却炉への負荷を平均化すること、換言すれば、燃焼速度の遅い脱水汚泥を分散供給することにある。混練装置は投入ホッパ前に独立して設ける場合と、投入ホッパ下部にスクリー式のを設けフィーダーと兼用する場合とがある。これらの混練装置は、混練率が高い場合に特に有効な装置となる。

以上は炉外で混合する方法であるが、汚泥を直接、炉に投入することも考えられる。この場合は汚

泥の炉内滞留時間をなるべく長くとれる位置に、ごみ投入量に比例した量の汚泥を投入することが必要となろう。

2) 乾燥汚泥で混焼する場合

汚泥を乾燥してから混焼する場合の混合・供給法は脱水汚泥にくらべかなり容易となる。乾燥汚泥は脱水汚泥にくらべ、熱量が高い、比重が小さい、粒度が小さい、性状に大きな変動がないなどの特性を有し、それ自体に安定した燃焼を期待できるからである。

汚泥の投入位置は、ごみ投入ホッパ、ないしは炉内となる。

ストーカ炉に乾燥汚泥を直接投入する場合は、投入位置によって浮遊（空間）燃焼と火床燃焼に分けられる。水分 10%以下に乾燥した汚泥は、微粉となり着火性が良く、燃焼時間が短いため、炉内に直接吹込むことが可能となる。この場合、汚泥は炉内空間に浮遊して燃焼するとともに、一部は火床上に降下して、火床燃焼する。

浮遊燃焼を行うと排ガス中の粉じん量が増加する。これを避けるため、乾燥汚泥を火床上に供給する方法もある。ロストルの間隙から汚泥が落下することを防ぐため、乾燥汚泥を造粒する場合があることは先に述べた通りである。

汚泥主体混焼における汚泥とごみの混合法・供給法は次のようである。

多段炉では通常、汚泥を 1 段目に供給するが RDF は汚泥と同位置に投入する場合と、重油等の補助燃料供給の場合と同様に、燃焼段に供給する場合とがある。

流動層炉では、汚泥と RDF を十分に攪拌混合して供給することが必要となる。別々に供給すると、脱水汚泥と RDF では比重が異なるため、汚泥は流動層下部へ、RDF は上部へと分離し、汚泥を流動層中で燃焼させるための燃料としての RDF の効果が十分発揮されないからである。

3.4 今後の課題

- a. 本年度は下水汚泥と都市ごみの混焼の技術的現状を定性的に把握してきた。この結果を基に必要な事項についてはさらに議論を深めるとともに、シミュレーションを行う。
- b. 内外の混焼の実施状況を調査する。
- c. 表－3の下水汚泥と都市ごみの混焼方式の分類（案）を改訂して行く。
- d. 混焼システムの選択、単位プロセスの設計の考え方を提示する。

〈参考文献〉

- 1) 下水道統計(日本下水道協会)より集計
- 2) 平岡, 笠倉, 下水汚泥脱水ケーキの燃料的価値, 月刊下水道, Vol.4, 頁 12. 1981. 11
- 3) 厚生省監修, 廃棄物処理施設構造指針解説, (社)全国都市清掃会議, 昭 53. 10

13. 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

水質研究室 室 長 村上 健

主任研究員 渡部 春樹

小森 行也

1. 調査の目的

富栄養化した閉鎖的な水域では栄養塩による水域内での有機物の生産、いわゆる内部生産によって有機性汚濁が進行している場合が多く、これらの水域では栄養塩負荷の削減が必要とされている。内部生産の機構についてはある程度明らかになりつつあり、これらを含めた水質のシミュレーションもいくつか実施されているが、下水道建設などの諸対策の効果の評価という観点からすれば、モデルの検証は極めて不十分である。このため、削減を実施した水域での観測も含めて効果の評価手法の調査を行い、手法を確立する必要がある。

そこで、本調査では既に富栄養化している千葉県の手賀沼をとりあげて、その周辺で進められている下水道及び終末処理場の建設に伴って、栄養塩負荷がどの程度削減されるかを明らかにし、その削減によって閉鎖的な水域の水質がどのように改善されていくかを評価する。さらに、既に富栄養化している、あるいは進行している閉鎖的な水域の水質改善対策、及び富栄養化の防止対策の合理的な策定に結びつけていく予定である。

2. 調査方法

2.1 下水道整備の進捗状況

千葉県では手賀沼の水質保全を図るため流域下水道計画を立て、昭和46年度から手賀沼流域下水道事業に着手し、昭和55年度末から一部供用を開始している。手賀沼流域下水道計画の概要は、事業費1,500億円、計画面積11,187ha、計画人口89万人であり、関係市町村は我孫子市、鎌ヶ谷市、柏市、流山市、松戸市、沼南町、印西町、白井町の5市3町である。

調査を実施している我孫子市宿排水区、我孫子市常盤排水区、柏市大堀川右岸第2排水区の概要及び下水道整備の進捗状況は以下のようである。

地点No.1 我孫子市宿排水区

この排水区は、面積27.7ha、人口2,200人（56年度末）、世帯数740世帯で、我孫子駅の南側に位置し、商業及び住居地区である。土地利用形態をみると、一般住宅地区51%、中高層住宅地区4%、商業地区22%、公園、森林、畑地、空地の合計1%、道路21%、その他1%である。

56年4月より下水道の供用が開始されており、56年度中におけるつなぎ込みの割合は36%（270世帯）、57年度中では7%（50世帯）、合計43%である。

地点No.2 我孫子市常盤排水区

この排水区は面積 21.3 ha, 人口 1,900 人 (57年 3月1日現在), 630 世帯である。土地利用形をみると, 一般住宅地区 48%, 中高層住宅地区 6%, 文教地区 9%, 公園森林, 畑地, 空地の合計 24%, 道路

Tab. 1 Specific Pollutant Loads (g/ha/day) and Specific Flow (m³/ha/day) of Each Station in Dry Weather Days

	NO. 1			NO. 2		NO. 4		
	1980(2)	1981(2)	1982(3)	1981(4)	1982(3)	1980(3)	1981(2)	1982(3)
Flow	78.6	88.4	79.3	20.5	44.6	45.1	32.3	32.2
BOD	3,340.0	3,890.0	2,500.0	1,210.0	1,800.0	1,970.0	2,330.0	2,050.0
COD	2,190.0	2,300.0	1,480.0	586.0	1,090.0	1,370.0	1,380.0	928.0
D-COD	1,380.0	1,520.0	972.0	380.0	878.0	832.0	779.0	541.0
TOC	2,190.0	2,870.0	1,540.0	875.0	1,050.0	1,480.0	1,840.0	755.0
D-TOC	1,350.0	-	859.0	575.0	518.0	832.0	894.0	422.0
SS	5,090.0	3,810.0	1,550.0	1,080.0	1,500.0	1,730.0	1,790.0	1,410.0
TS	22,700.0	27,300.0	22,800.0	7,400.0	13,900.0	18,700.0	12,000.0	11,500.0
TP	188.0	150.0	108.0	45.9	84.5	124.0	71.8	57.4
D-TP	120.0	112.0	82.4	39.3	62.6	86.8	80.0	34.5
D-OP	84.3	92.1	72.0	33.1	55.7	89.7	47.8	27.2
TN	1,080.0	908.0	712.0	322.0	908.0	694.0	499.0	441.0
D-TN	851.0	745.0	571.0	288.0	782.0	535.0	468.0	342.0
NH4-N	538.0	574.0	412.0	180.0	458.0	343.0	321.0	235.0
NO3-N	151.0	89.5	21.4	80.9	186.0	91.3	54.7	28.4
NO2-N	44.4	40.3	23.8	10.3	42.7	22.7	20.3	27.9

* The Number of Observations

13%である。この地区では大規模団地の開発が行われ, 56年度に220世帯, 770人, 57年度に30世帯, 100人が入居している。この団地で発生する汚水はすべて下水道へ取り込まれており, 下水道の普及率は40%になる。しかし, この団地以外では下水道へのつなぎ込みが行われていない。

地点No. 4 柏市大堀川右岸第2排水区

この排水区については前年度までの報告書に面積12.2 ha, 人口約1,020人として記していたが, その後の集計から90ha, 人口8,500人, 世帯数2,800世帯であることが判明したので, このように訂正する。土地利用形態は一般住宅地区42%, 中高層住宅地区3%, 商業地区4%, 文教地区4%, 公園, 森林, 畑地, 空地の合計33%, 道路11%, その他3%である。

56年度におけるつなぎ込み世帯数670世帯, 人口2,400人(28%), 57年度ではつなぎ込み世帯数470世帯, 1,500人(18%)であり, 合計46%の普及率になる。

柏市全体の下水道及び浄化槽などの普及率は57年4月1日現在, 下水道16.8%, 浄化槽41.3%, 汲み取り41.9%である。柏市, 我孫子市では浄化槽が非常に普及しており, 下水道以外の浄化槽と汲み取りの割合はほぼ1:1といえよう。

2.2 晴天時及び雨天時の汚濁負荷量調査

本年度もこれまでと同様, 地点No. 1, No. 2, No. 4の3ヶ所で晴天時及び雨天時汚濁負荷量調査を実施した。晴天時調査は3地点で各3回, 雨天時調査は地点No. 2を中心として延べ7回実施した。

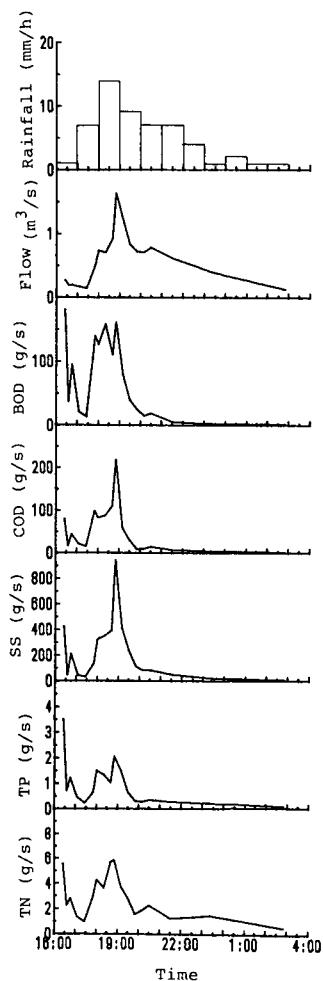


Fig. 1
Polluto-Graph of
Station No. 4 on Oct. 14, 1980

3. 調査結果

3.1 晴天時汚濁負荷量

表1は過去3ケ年の晴天時汚濁負荷量調査の結果をまとめたものである。同表は比流量 ($\text{m}^3/\text{ha}/\text{d}$) と比汚濁負荷量 ($\text{g}/\text{ha}/\text{d}$) として算出している。

地点No.1は56年度からつなぎ込みが開始され、その割合は56年度が36%, 57年度までで43%である。55年度と56年度の値を比較すると有機物に関する指標では56年度の方がやや高目の値を示しており、TNとTPは10%程度減少しているものの、下水道へのつなぎ込みの効果ははっきりと現われていない。しかし、57年度ではその効果が顕著になり、55年度の負荷量に比べるとBOD 25.1%, COD 32.4%, TOC 29.7%, TP 34.3%, TN 34.1%減少している。

地点No.2は新たに開発された大規模団地の排水のみが下水道へ取り込まれている。このため、56年度と57年度の汚濁負荷量は同程度になる筈であるが、両者を比較すると57年度の負荷量が1.5~2倍程度増大している。この原因は明らかでないが、団地開発に伴って流路変更などがあったものと考えられる。

地点No.4は56年度からつなぎ込みが開始され、その割合は56年度が28%, 57年度までで46%である。55年度と56年度の負荷量を比較すると、有機物に関する項目はほぼ同等か、むしろ56年度の方が大きくなっている。しかし、TPとTNはそれぞれ42.1%, 28.1%減少している。このことは下水道の普及によってまず窒素とリンの削減が先行するものといえよう。57年度になると、負荷量削減効果は一層顕著になり、BODはほとんど減少しないものの、COD 32.3%, TOC 48.3%, TP 53.7%, TN 36.5%減少している。BODだけ減少傾向がみられなかった原因は明らかではないが、BOD成分は他の項目に比べて分解され易く、浄化槽や水路内で分解されるため、その削減効果は相対的に小さくなるためと考えられる。

下水道へのつなぎ込みが始まる以前の比汚濁負荷量を地点No.1 (55年度), No.2 (56年度, 57年度の平均と考える。), No.4 (55年度) で比較すると、地点No.1の比汚濁負荷量を100とした場合、No.2のBODの比負荷量は45%, No.4は59%になる。同様に、CODの比負荷量はNo.2が38%, No.4が63%, TOCではそれぞれ39%と67%, TPではそれぞれ39%と75%, TNではそれぞれ57%と64%である。地点No.1, No.2, No.4の排水区の人口はそれぞれ1ha当り79人, 89人, 94人であり、晴天時の比汚濁負荷量はその人口とあまり関

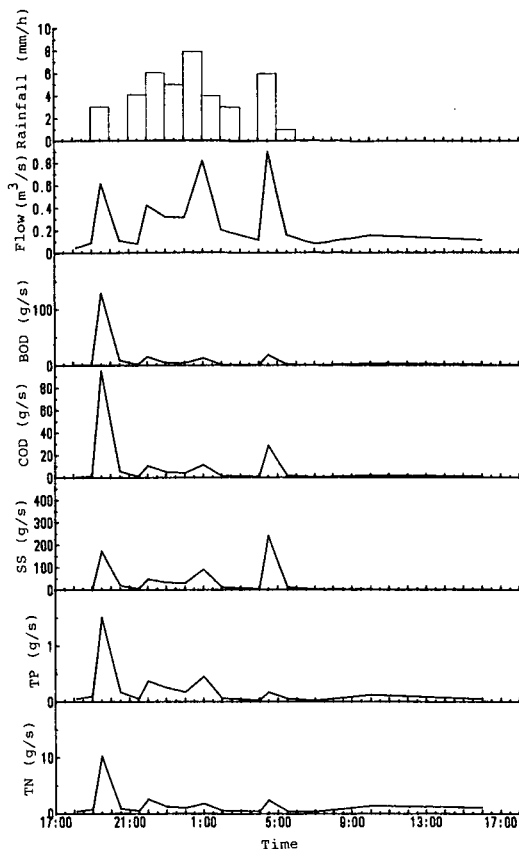


Fig. 2 Polluto-Graph of Station No.4 on Oct. 19, 1982

係ないように見受けられるが、排水区の土地利用形態や流路内での蓄積量（すなわち、雨天時の流出負荷量に關係する。）から評価していく必要がある。

3.2 雨天時の流出特性

3.2.1 雨天時の流出特性

市街化区域から雨天時に流出する流量と汚濁負荷量の關係は55年度の本報告書¹⁾にも示したように、出水時における増水時と減水時では異なっている。すなわち、横軸に流量、縦軸に負荷量をとると、兩者の關係は時計廻りのループを描くことが知られている。図1はポリュートグラフの1例を示したものであるが、横軸に流量、縦軸に負荷量の關係をとったならば、時計廻りのループを描く図が得られるであろう。しかし、図1からも明らかなように、汚濁物の種類によって、その流出特性が異なることは容易に想像される。増水時のパターンを比べると、流量のパターンによく似ているのがCODとSSである。BOD、TP、TNは出水時初期にかなり流出し、ピーク流量時でも、著しく負荷量ピークは認められない。減水時には、流量に比べていずれの汚濁物質も急速に減少するが、TPとTNの減少傾向は他の物質に比べて緩やかである。

流出流量と流出汚濁負荷量の關係について、山口ら²⁾は汚濁負荷を流送する能力に着目した「流送能力」型モデルと汚濁負荷量のポテンシャルをも考慮した「流送能力・供給関数」型モデルとを用いて検討し、電気伝導度、濁度、KMnO₄消費量は「流送

能力」型モデルで十分にシュレーションできるが、人為的な排出源に主として依存すると考えられる項目については「流送能力・供給関数」モデルの方が適合性が良いとしている。

また、海老瀬³⁾は有効雨量から流出負荷量を推定する方法よりさらに精度を上げるために、有効雨量を実質的な降雨継続時間で徐した平均有効降雨強度による流出負荷量の推定方法を提案している。

このように、有効雨量と流出負荷量の間にはかなり相関があることは知られているが、必ずしも十分な精度が得られているとは言い難い。その1つの理由としては、流量ピークが1雨に何回かある場合に、その流量ピークにそれほど差がない場合には最初の流量ピーク時に汚濁物がほとんど流出する傾向が認められるためである。この傾向はSSについてはあまり顕著でないが、BOD、COD、TP、TNにみられる。図2はその1例を示したものである。この時の降雨量は

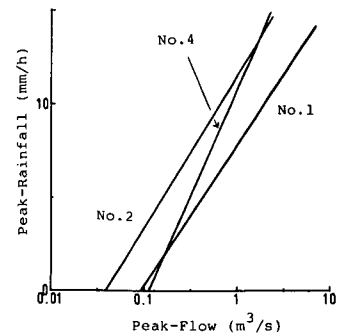


Fig. 3 Relationship between Peak-Flow and Peak-Rainfall Intensity

$$\begin{aligned} \text{No.1} \quad & Y = 7.57 \log X + 7.85 \\ & r = 0.9424 \\ \text{No.2} \quad & Y = 8.16 \log X + 11.52 \\ & r = 0.9522 \\ \text{No.4} \quad & Y = 11.38 \log X + 10.81 \\ & r = 0.9381 \end{aligned}$$

Tab. 2 Relationship between Flow and Pollutant Loads at Station No.1

	T-Flow (m ³)	P-Flow (m ³ /s)
800 (kg)	3.00 × Q (0.500) [*]	245.0 × Q (0.541)
COD (kg)	0.26 × Q (0.832)	338.0 × Q (0.921)
SS (kg)	0.040 × Q (0.877)	2,860.0 × Q (0.933)
TP (kg)	0.000009 × Q (0.842)	13.4 × Q (0.852)
TN (kg)	0.115 × Q (0.948)	51.0 × Q (0.977)
NO ₃ -N (kg)	0.00020 × Q (0.903)	13.7 × Q (0.816)

* Correlation Coefficient

5.1 mmで、先行晴天日数は16日であった。先行晴天日数からみると、汚濁物の流路内蓄積は十分にあったものと推定されるが、最初の流量ピーク（0.62 m³/S）でBOD、COD、TP、TN負荷量の大部分は流出しており、それに続く0.82 m³/S、0.90 m³/Sのピークではあまり流出していない。しかし、最初の流量ピークに比べて、それよりもかなり大きいピークが続く場合には、そこでさらに汚濁物が流出する傾向が認められる。以上のことから考えると、1雨当りのピーク流量と流出負荷量には相関があることが推定される。

1雨当りのピーク流量はその時の最大降雨強度と相関のあることは当然予想される。図3は最大降雨強度15 mm/hr程度ま

での降雨について、3地点におけるピーク流量との関係を示したものである。同図からも明らかなように、非常に高い相関係数が得られている。また、この回帰式はその排水区の特性も表現している。すなわち、地点No.1とNo.2の排水区面積は、それぞれ27.7 haと21.3 haで、面積はいずれも狭く、また互いに隣接しており地形も似ている。しかし、同じ降雨強度で比較するとNo.1の方がはるかに大きいピーク流量になり、小さい降雨でも流出し易いことを示している。これは恐らく両地区の土地利用形態の差によるものと考えられる。すなわち、地点No.1の排水区は商業地区が22%、公園等1%、道路21%であるのに対して、地点No.2の排水区には商業地区はなく、公園等24%、道路13%であり、雨水が流出しにくいものと考えられる。また、地点No.4の排水区は90 haで、No.1やNo.2の排水区に比べると広いため、降雨強度が大きくなってもピーク流量の増大は緩やかである。これは似たような地形であれば当然の結果であるが、いずれにしてもピーク降雨強度とピーク流量との間には高い相関があり、両者の関係はその区域の地形や土地利用形態をも間接的に表現していると考えることができよう。

3.2.2 ピーク流量と流出汚濁負荷量との関係

表2は1雨における全流出流量と全流出負荷量及びピーク流出流量と全流出負荷量の回帰式と

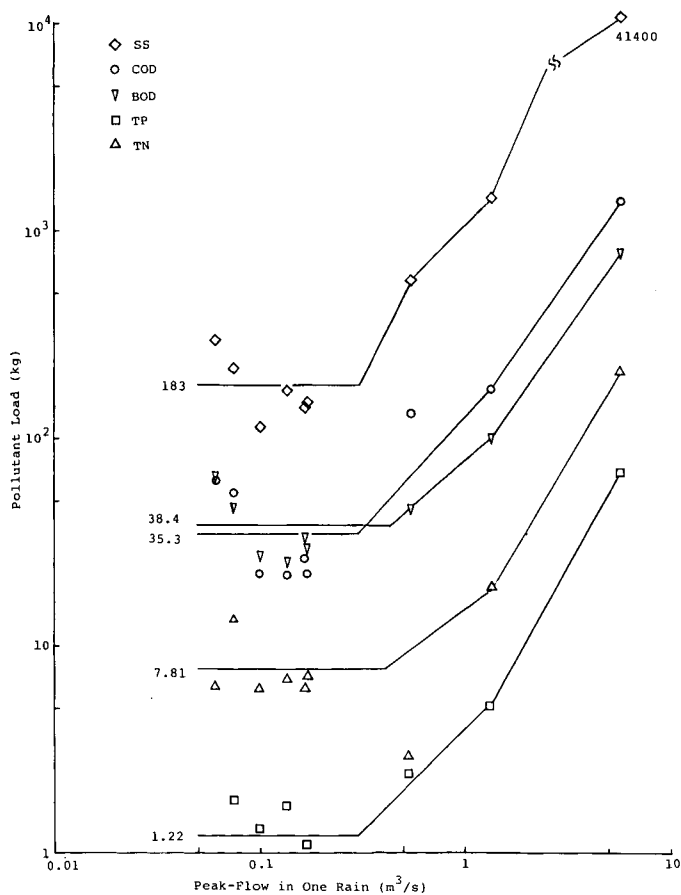


Fig. 4 Relationship between Peak-Flow and Pollutant Loads in One Rain at Station No.2

相関係数を地点No. 1について求めたものである。BODとはいずれの流量とも低い相関係数しか得られなかった。COD, SS, TP, TN, $\text{NO}_3\text{-N}$ とはいずれの流量とも高い相関係数が得られたが、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の例を除けば、ピーク流量との関係の方が高い相関を示している。ここで、溶解性成分である $\text{NO}_3\text{-N}$ が雨天時に流出してくることは注目しておく必要がある。

また、図4は地点No. 2におけるピーク流量と流出負荷量の関係を示したものである。尚、図面では晴天時の寄与分を差し引いてある。地点No. 1の場合と異なり、ピーク流量が $0.3 \sim 0.4 \text{ m}^3/\text{S}$ 程度までは流量と関係なく流出負荷量の増減する傾向がみられる。この傾向は地点No. 4についても認められた。このように排水区によって、ピーク流量と流出負荷量の間に異なる現象がみられる理由は明らかでないが、汚濁物の蓄積量等が関係しているものと考えられる。

3.3 地点No. 2における年間流出負荷量の推定

地点No. 4において、雨天時のピーク流量 $0.3 \sim 0.4 \text{ m}^3/\text{S}$ までの流出負荷量は一定と仮定すると、その平均流出負荷量は図4に示した値になる。ピーク流量 $0.3 \sim 0.4 \text{ m}^3/\text{S}$

に相当する1雨当りのピーク降雨強度は図3より約 8 mm/hr になる。図5は気象庁の我孫子自動観測所で観測した55年度から57年度の過去3ヶ年の1雨当りのピーク降雨強度の累積頻度を示したものである。同図よりピーク降雨強度 8 mm/hr 以下の年間累積頻度は年間降雨74回の内の89%にあたる。ここでは便宜的にピーク降雨強度 8 mm/hr 以下 $9 \sim 15 \text{ mm/hr}$ 、 15 mm/hr 以上の3段階に分けてそれぞれの流出負荷量を算出することにした。ピーク強度 8 mm/hr 以下では、図4に示した平均流出負荷量に年間平均頻度66回を乗じて算出した。ピーク強度 $9 \sim 15 \text{ mm/hr}$ については、その中央値である 11 mm/hr における流出流量を図3から読み取り、その流量における流出負荷量を図4から求めた。この流出負荷量に年間平均頻度5回を乗じて算出した。また、 15 mm/hr 以上の場合には、これまでの調査で観測された1回の流出負荷量データに、年間平均頻度3回を乗じて算出した。

晴天時の年間流出負荷量は、56, 57年度の平均流出負荷量に365を乗じて算出した。

表3はその結果をまとめて示したものである。同表からは次のことがいえる。

- 1) BOD, TP, TNの年間流出負荷量に占める晴天時負荷量(雨天時に流出する晴天時分の負荷量も含む。)の割合は大きく、60.7—78.4%を占めている。
- 2) SSは年平均3回の頻度で観測されたピーク降雨強度 15 mm/hr 以上の時に、年間流出負

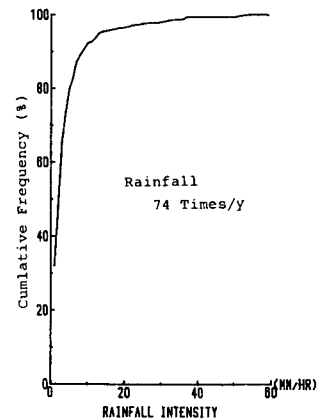


Fig. 5 Relation between Rainfall Intensity and Cumulative Frequency

Tab. 3 Annual Pollutant Loads Observed at Station No. 2 (kg/ha/y)

	Dry Weather	Wet Weather			Sum
		8 mm/hr*	9-15mm/hr	15mm/hr<	
BOD	482 (65.8%)	119 (16.2%)	17.5 (2.4%)	114 (15.6%)	732
COD	288 (45.3%)	109 (17.2%)	36.4 (5.7%)	202 (31.8%)	635
SS	456 (6.4%)	567 (8.0%)	242 (3.4%)	5830 (82.2%)	7095
TP	22.6 (60.7%)	3.78 (10.1%)	1.01 (2.7%)	9.87 (26.5%)	37.3
TN	208 (78.4%)	24.2 (9.1%)	2.73 (1.0%)	30.3 (11.4%)	265

* Peak Intensity of One Rain

荷量の 82.2% を占める。

3) COD の年間流出負荷量は晴天時と雨天時ではほぼ 1 : 1 の割合になる。

ここでは、1 雨当りのピーク流量をもとにして汚濁物の年間流出負荷量の推定方法について検討したが、今後は他の排水区についても適用し、その精度などについて検討していく予定である。

文 献

- 1) 建設省土木研究所, 「昭和55年度 下水道関係調査研究年次報告集」, P P 1 5 7 — 1 6 2 ,
昭和56年 8 月
- 2) 山口高志 他, 「河川の水質汚濁負荷量に関する研究(Ⅱ)」, 土木研究所報告 1 5 4 号の 1 ,
1 9 8 0 年 3 月
- 3) 海老瀬潜一, 「霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価」, 国立公害研究所研究報告, 第21
号, 昭和53~54年度

14. 二次処理水の土壌による高度処理に関する調査

水質研究室 室長 村上 健

研究員 長谷川 清

1 調査の目的

土壌を利用した下水の処理は古くから行われてきたが、1940年代以降①近代的な下水道技術の発達、②下水の散布による土壌、植生、地下水等への汚染に対する危惧などの理由により実施は増加していない。しかし、近年貯水池や湖沼での富栄養化が問題となってくるにつれ、小規模下水処理施設においても栄養塩類の除去が必要となっており、このような場合、三次処理として土壌処理を行うことが経済的かつ実施可能な方法に成り得る可能性があるため調査を開始した。

2 56年度までの調査結果

土壌中でのリンの吸着は土壌中に含まれている活性アルミナとの反応が主体で、反応によって形成するリン酸アルミニウムの溶解度がpH5～6の酸性側で最小となるために、日本のような酸性土壌が多いところではリン除去にとって都合がよい。但し、有機物含有量が増加すると、リンとの反応を阻害し、反応速度が遅くなることも明らかとなった。

窒素除去に関する各種の実験結果は除去率が10～40%と低い。一般的に窒素の最終的除去方法は脱窒反応まで完了させなければならず、その条件として①硝酸態窒素の存在、②脱窒菌の存在、③脱窒菌が利用できる有機炭素の存在、及び④嫌気性条件の維持などがあげられる。これらの条件を満たす一つの方法として、土壌層中に湛水面を形成させる湛水化装置を製作し、土壌表層部（酸化層）での硝化と、下層部（嫌気性層又は還元層）での脱窒について検討を行った。この結果は、硝化は砂よりも土壌の方が効率よく進み、酸化層の深さに従って増大する。しかし、窒素の除去率からみれば土壌の方が低くなった。なお、砂の方が目詰りが早く生じ、カラム内の空隙率の差によるものと考えられる。これらの実験結果は規模の小さい室内実験によるものであり、実験条件、装置上の問題などから、定量的評価を行う上でも限界があるので、大型ライシメータ（5×5×1.8m）4基を用いた実験についても開始した。

3. 昭和57年度の調査成果

3.1 室内実験による土壌処理の検討

毛管浸透法における止水板の巾を広げることによる脱窒効果について検討を行った。使用した装置は巾300、長さ800、高さ300mmで、その断面を図1に示す。使用した土壌は茨城県内の代表的な関東ロームで、耕作地（ジャガイモ）土壌である。供給水はT団地処理場の流入下水を実験室に搬出し、礫間接触曝気法により処理したもので、実験期間中の水質を表1に示す。供給方法は1時間当たり10分間の注入を微量定量ポンプで日に6回行う。Step1では2.06ℓ/d、Step2では0.85ℓ/dにして間欠運転を

行った。図2には流入水と流出水の流量と、流出水中の窒素濃度も示してある。窒素成分については、実験初期からかなりの長期にわたり、高濃度の硝酸塩が流出しており、土壤にあらかじめ含まれていた窒素成分の溶脱が影響した。この為、あらかじめ含まれていた窒素成分の溶脱が完了し、安定した処理水が得られるようになってからのデータを用いて、窒素の収支を求めると表2に示すような結果となった。

Step1では、脱窒菌増殖の不十分さ、土壤中にあらかじめ含まれていた窒素成分の影響が残っていたことなどが考えられ、除去率は負となった。Step2では、約40%の除去率が得られた。

しかし、全期間を通じて流入水よりも流出水の方が窒素濃度は高く、土壤表面からの蒸発現象が大きく寄与し、表層部での塩類の集積も考慮する必要があることを示している。

この為、土壌内の水の流れを明らかにする目的で、実験終了時に、装置中央部の断面について塩素イオン（非吸着性物質）と相関性の強い電気伝導度（E.C）を測定した。測定は土壌2gに水30mℓを加え、十分に振とうした後、ろ過した水について行った。この結果を図3に示す。

実験土壌の初期値は供給水（ $0.7\text{m}\Omega/\text{cm}$ ）よりも高く、約 $0.9\text{m}\Omega/\text{cm}$ で、表層部に於いては >0.9 以上の集積現象がみられた。また、汚水の流れは止水板にそって上昇し、ついで、止水板の裏側をつたわって全層に分散していく結果となった。この為、止水板の巾を十分に広げることは、側壁の無い現地での装置を想定すると、広く効果的に汚水を土壤に接触させうる可能性がある。ただし、本実験の場合は 20°C の無風、無植生の状態での結果であり、蒸発量が $7\sim 8\text{mm}/\text{d}$ に及ぶ夏期の現場においては、汚水の毛管現象とそれに伴う上層部での蒸発散・濃縮・集積現象を十分に考慮する必要がある。

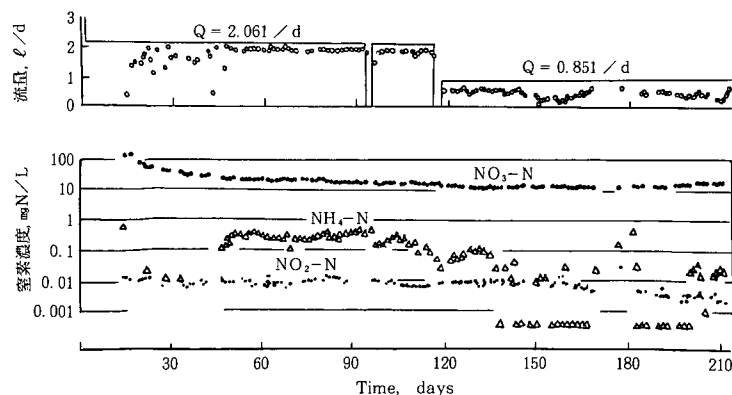


図2 止水板の巾を大きくしたトレンチの運転結果

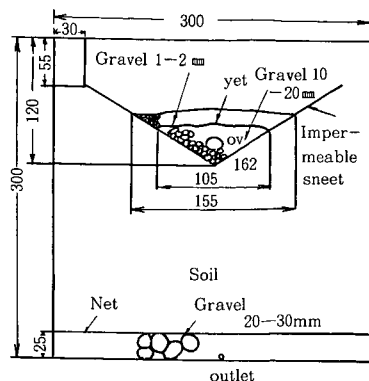


図1 実験装置の概要

表1 供給水の水質（二次処理水）

	T-N (mgN/L)	COD (mg/L)	T-P (mgP/L)	E-C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
STEP-1	15.6 ± 0.4	13.9 ± 0.4	2.1 ± 0.2	538 ± 24
STEP-2	17.0 ± 0.6	15.0 ± 0.3	2.2 ± 0.2	705 ± 27

表2 小型トレンチでの窒素の収支

	流入量 L/d	流出量 L/d	蒸発量 L/d (mm/d)	流入濃度 mg/L	流出濃度 mg/L	除去率 %
Sted 1	2.06	1.85	0.21 (0.9)	15.6	20.7	-19.2
Sted 2	0.85	0.50	0.35 (1.5)	17.0	18.3	36.7

$$* \text{除去率}(\%) = \left(1 - \frac{\sum \text{Cout} \times \text{Qout}}{\sum \text{Cin} \times \text{Qin}}\right) \times 100$$

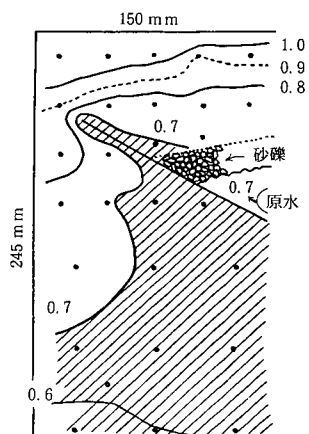


図3 土壌中の水の流れ ($\text{m}\Omega/\text{cm}$)

3.2 大型ライシメータを用いた実験結果

トレンチの構造を違えて比較実験を行うため、茨城県霞ヶ浦浄化センター内に設置した大型ライシメータ（ $5 \times 5 \times 1.8\text{m}$ ）4基を使用して昭和56年1月より運転を始めた。各トレンチの構造とその寸法を図4に示した。

図中の3型が毛管浸透法の最も一般的な構造であり、4型は夏期及び冬期の来客による利用者の増加に対処するため、貯留能力を高めた改良型である。2型はトレンチ構造の整形を簡単にするために考えたものである。

昭和57年度の運転結果のうち、ライシメータへの流入水と流出水の窒素濃度と外気の最高気温の結果を図5に示した。各ライシメータへの供給水は共通で、二次処理水を砂ろ過したものである。また、本浄化センターでは年間を通じて脱窒実験を行っているため、供給水中の窒素は少なく、特に夏期にはいちじるしく低下している。土壌を通過した流出水も夏期にいちじるしく低下し、窒素の除去量は2型>3型>4型の順であった。これらの結果から、窒素除去に温度の影響が強く働いていること、各ライシメータでの除去量の差は、トレンチの構造、特に地表面からの位置の違いによるものと考えられる。

温度の影響を明らかにするため、窒素除去の高い夏期のデータを用いて調査した。気温と除去量との相関が最も高いのは、流入水がライシメータ内を通過して流出するまでの滞留時間を2週間、外気の温度がトレンチ内に埋設した止水壁周辺の土壌に伝導するまでの時間的ズレを1週間の計3週間分をズラしたケースで、 $DN=1.097^{(T-20)} \times 2.81$ なる関係式が得られた。温度係数1.097は、炭素源として流入下水を用いた一段階硝化脱窒法の温度係数(1.094)とほぼ

同じ値である¹⁾。脱窒反応における温度の影響を正しく評価するためには、脱窒反応が生じている土壌中での場所の温度を使用すべきであるが、データがないため、上式の関係から予測される脱窒量と、Type3の実測値を比較した結果を図6に示す。夏期のデータを用いて得た相関式のため、温度の高い時期には良く一致するが、温度の低い2～4月の時期にはあまり良く一致しない結果となった。この理由として、計算に用いた外気の温度ほど土壌中の温度が低下しないことが考えられる。実際、供給する原水の温度は冬期でも11～15℃程度あり、外気中での温度変化と土壌中での温度変化が比例関係

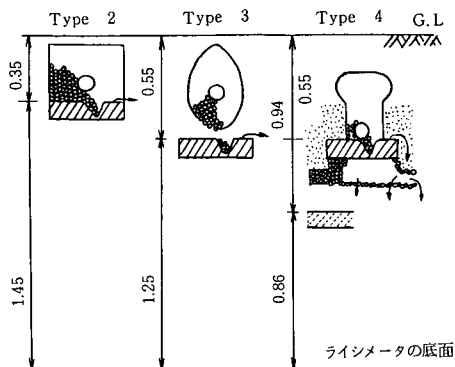


図4 大型ライシメータの概要（寸法はm）

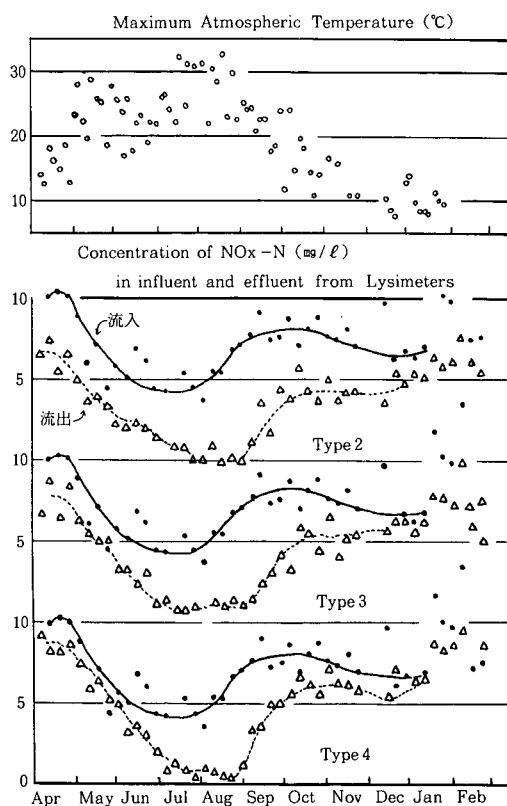


図5 流入水及び流出水中の窒素濃度

になっていないと予想される。

なお、これらの結果は供給水中の溶存酸素が $7 \sim 8 \text{ mg/l}$ 、有機炭素量が少ないなどと考えあわせると、土壌粒子内部が嫌気性状態に近く、硝酸塩が液相から土粒子の固相内部へ拡散し、粒子内部の土壌有機物を利用して脱窒されていると考えられる。

以上のように、窒素除去量は温度の影響を強く受けるが、各トレンチによる除去量の違いについては今後検討を加えていく予定である。なお、各トレンチでの単位面積当りの年間除去量は表3に示すように $25 \sim 43 \text{ g/m}^2 \text{ y}$ である。

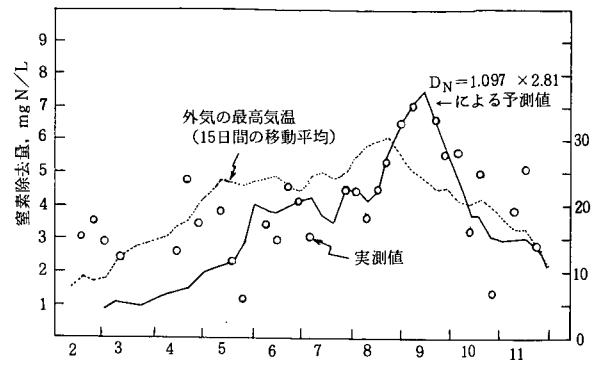


図6 窒素除去量と気温との関係

3.3. 豚舎排水の土壌処理について

東北地建北上川ダム統合管理事務所ではダム貯水池の富栄養化を防止するため、ダム上流域に散在する豚舎の廃液を有効に処理する方法として、土壌処理法を昭和53年1月より検討してきた。しかし、土壌処理法の機能、目盛り等の評価は長期間の調査が必要であり、昭和57年度より土研が引き続き処理実験を継続した。本施設の設計条件を表4に示す。また、処理フローとその諸元を図7に示した。調査目的は土壌処理装置内の物質収支と浄化能力の定量化に置いているため、流入、流出の流量および降水量の把握、流入水、流出水、植生及び土壌内への蓄積量のN、P等の測定が主体である。また、当施設には土壌中の0.3m、1.2m に温度センサーが埋設されており、反応温度の評価もできるものと期待している。現在までのデータでN、Pの年間収支を計算すると、Nの場合、流入負荷量 95 kg (100とする) は前処理段階で 28 kg (30%)、土壌処理段階で 32 kg (34%)、残り 35 kg (37%) が流出分となり、年間・土壌単位面積当りのN除去量は $213 \text{ g/m}^2 \text{ y}$ となった。Pの

表3 年間での窒素除去量 (S=25㎡)

	Type 2	Type 3	Type 4
流入量 (kg/y)	2.07	2.07	2.07
流出量 (kg/y)	1.00	1.15	1.43
除去量 (kg/y)	1.07	0.92	0.64
除去率 (%)	(51.7)	(44.4)	(30.9)
除去量 (g/㎡.y)	42.8	36.8	25.6

表4 豚舎排水の処理条件

設計諸元	設計値	備考
処理対象	豚100頭	
日汚水量	3 ㎡/日	30ℓ/日・頭(畜舎洗浄水含む) 30ℓ/日・頭×100頭=3 ㎡/日
BOD負荷量	20kg/日	200g/日・頭(糞180+尿20) 200g/日・頭×100頭=20kg/日
畜舎でのボロ出しによるBOD除去率	80%	既設処理施設での除去効果は考慮しない
処理BOD負荷量	4kg/日	20kg/日×(1-0.8)=4kg/日
処理BOD濃度	1,300ppm	4kg/日÷3㎡/日=1,300ppm

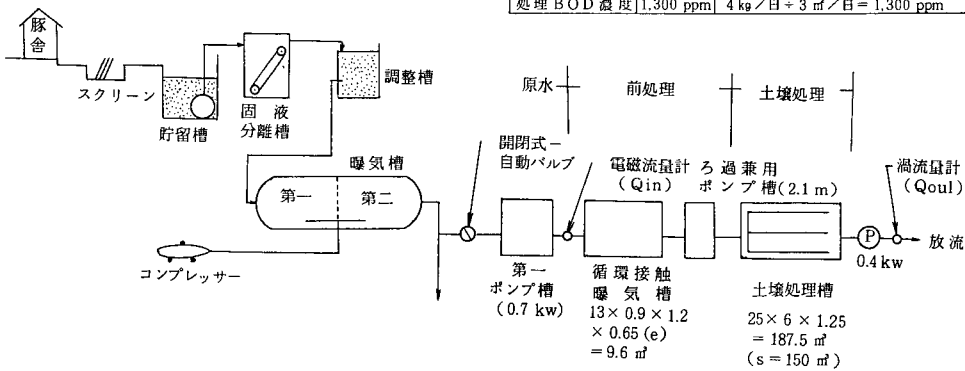


図7 豚舎排水の処理フロー

場合は、流入負荷量 18 kg に対し、ほぼ 100 %が土壌処理槽で除去されている。本施設は現在のところ、昭和53年1月以来5年間、目詰りも発生せず順調に運転されている。

3.4 広島県への委託による現地試験

1) 調査方法

試験に使用した施設は、建設省都市局下水道部が国土計画等関連調査費によって東広島市の広島大学構内に昭和53年度に設置した施設の一部であり、丘の頂上近くの斜面（林地）に設けられている。散布水の浸透は、斜面に平行に設けられた長さ約30mの溝6本（浸透面積： $30\text{ m} \times 10\text{ m} = 300\text{ m}^2$ ）によって行われ、その下流に浸透水を波みあげるための観測井が数本設けられている。施設の図面等については先年度の報告書を参照されたい。

散布実験に使用した水は、計画処理水量 $693\text{ m}^3/\text{d}$ の合併浄化槽の処理水（減菌前）であるが、水質が極めて良好なため、コーンスターチ液を添加してBODや窒素濃度を高めた。散布水の水質（コーンスターチ液添加後）の平均的な値を表5に示す。また、散布水と自然の地下水との区別をするためのトレーサーとして塩素イオンを添加し、試験の前半では約 85 mg/L 、後半では 310 mg/L に調整した。散布は57年7月10日から12月末までの約6ヶ月の間、3日に1回、1回当たり約 25 m^3 （浸透面積 300 m^2 で割って 83.75 mm ）でほぼ定期的を実施した。散水量の合計は 1207 m^3 （ 4025 mm ）であり、1日当たり平均では 23 mm となる。一方、降雨については、期間は多少異なるが、57年7月10日から58年2月8日の間で 1024 mm であり、降雨延べ日数は20.4日であった。浸透水の水質は、下流部にいくつか設けた観測井のうち、散水部分の末端から20m下流の井戸（NO.6）で主として観測した。

2) 調査結果

浸透地域内の地下水には散布水のほか、周辺地域からの地下水も含まれているので、塩素イオンをトレーサーとして井戸NO.6における水収支の解析を行った。散布水、降雨浸透水、降雨表面流出水、周辺地域からの地下水、蒸発、蒸散量、貯留量を因子とした水収支の解析を行ったところ、NO.6の井戸の断面を流下する総地下水流量のうちの散布水の割合は、7月10日から10月28日までの間で11.6%、10月29日より翌年1月2日までの間で18.5%、全期間平均で14.0%であった。このような水収支を考慮し、周辺の地下水等による希釈効果を除いて求めたBOD、TN、TPの除去率は表5のようになる。表からわかるように、BOD、りんはの除去率は非常によいが、窒素は硝酸態窒素に変換されるのみで殆んど除去されていない。これには、試験地域の土壌が風化花崗岩であり、有機物含量が極めて少ないことも関係していよう。なお、試験期間中の単位面積当たり散布BOD負荷量は平均 $0.7\text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ であったが、目詰りなどによる浸透能力不足は全く起らなかった。

また、浸透地域の植生に対する影響としては、赤松、ねずみさし等の高木類に対し、中低木類の積算優先度が相対的に上昇している。しかし、これは二次処理水の散布に起因するものではなく、観測井設置に伴う伐開による中低木類への日射量の増加によるものと考えられ、二次処理水中の栄養塩が当該地区の植物に移用され、その生育が強化される迄には至っていないと考えられる。

3.5 現地施設の調査活動について

表5 現地試験による除去率

項 目	散布水水質 (mg/L)	浸透水水質 (mg/L)	除去率 (%)
BOD	29.7	0.61	87.0
TN	18.6	1.78	6.8
TP	2.62	0.0038	98.4

昭和57年度から、住宅地等実際に設置されている土壌処理施設の調査を始めた。調査の目的はすでに処理機能を失っている施設の原因を明らかにすることにより、適切な設計条件を確立することにある。57年度の調査は長野県小諸市周辺と茨城県の霞ヶ浦周辺を中心に実施し、必要な調査項目表をもとに行った。また、本調査においては流入水、流出水（可能な限り）、土壌の採取及び浸透速度の測定なども実施した。主な調査項目とその結果の一部を表6に示す。失敗例の多くは①浸透性の悪い地質あるいは地下水位の高い場所に設置した施設であり、土壌処理へ導びく汚水の種類、濃度に関わりなく、土壌処理施設が適応できるかどうかの前提条件として誤ったものである。②汚水の透水性は悪くないが、土壌処理施設への負荷量が高すぎ、目詰りを起こす施設も有った。この種の施設は設置費を安くするために必要な前処理施設がない場合や汚泥の抜き取り等の維持管理がなされていないため浮遊物質、油類、BODなどが土壌の浄化能力を超えて負荷されている。

現在、一般的に言われている施設規模は一戸（4~5人）当り10mのトレンチが1本であり、安全を考えて、2本設置し、半年ごとの交互使用を採用している場合もある。施設への負荷量は、1人当りのトレンチ長さ約2m、左右に1mずつ浸透するとして、1人当り使用面積を4m²と仮定し、表6の結果を用いると2g/m²・dが負荷量の限度ともいえる。

4. まとめ

トレンチ内の止水板の巾を広くすると蒸発量の増大、塩類の集積が生ずる危惧はあるが、汚水を土壌全体に浸透させ、効率の良い処理ができる可能性が大であり、大型ライシメータで引続き検討する予定である。窒素の除去には温度の影響が強く作用し、温度係数1.097を得た。また、散布水中の溶存酸素素が7mg/l以上、脱窒に必要な有機性炭素がほとんどなくても、毛管浸透法での処理では年間25~43gN/m²・yとなった。一方、負荷量の高い豚舎排水処理施設での年間除去量は213gN/m²・yとなった。これらの除去量の差は炭素源（C）と窒素源（N）との比（C/N）が異なるためであると考えられる。

家庭下水、雑排水処理として土壌処理法を適用する場合は、日変動の激しい汚水の特性と、汚水を受ける土壌の特性を正しく評価する必要がある。地下水位の高いところ、不透水性地質での場所には設置できないが、SSの除去、盛土、客土など対策は考えられなければならない。

参考文献 1）土木研究所資料第1588号、一段階硝化脱窒法による污水处理プラントの調査報告書、昭和55年3月

表6 失敗した現地施設の現況調査結果

調査No.	利用者数		排水の種類		前処理の種類			推定負荷量 BOD ₅ g/d	トレンチ長さ m 本数使用法	トレンチ④ への 負荷量/m ²	⑤ 透水系 数 cm/sec	⑥ 地下水位⑦又は 不透水層⑧までの 距離、m	失敗の主な原因
	定住	宿舎	雑排	合併	洗殿	曝気	腐敗						
20-1	3	0	○		○	○		86.4	8-2-交	10.8	1.1×10 ⁻⁴	C ₁ =15	③+SS、⑤
20-3	79	0	○	○	○	○		375	25-3-平	5.3	1.2×10 ⁻⁴	C ₁ =1	⑤
20-4	10	15	○		○	○		567	20-6-交	9.5	1.1×10 ⁻⁴	C ₁ =0.2~0.3	③、⑤
20-7	4	20	○		○	○		605	10-3-平	20.2	~10 ⁻⁴	C ₁ =1.5	③、⑤、⑥
20-8	20	78		○	○		○	4000 0.1×100×100	25-4-平	40		C ₁ =1.5	③+SS、⑤、⑥
20-9	20	78		○	○	○		800 0.02×100×100	25-8-平	4		C ₁ =1.5	
20-16	5	30		○	○	○		150	20-9-平	1		C ₁ =0.3~0.6	⑤
08-3	6	0	○		○	○		170	10-1-平	17		C ₁ =2	③+SS
08-4	6	0	○		○	○		170	4-2-平	21.6		C ₁ =2	③+SS+油
08-6	10	50	○		○	○		130	25-4-平	1.3	~10 ⁻⁴	C ₁ =1.5	⑤

* 建設省編、流域別下水道整備総合計画調査指針と解説。（社）日本下水道協会（昭和55年）参照。

** トレンチの使用法は、交は半年間づつの交互使用、平は平行配置の同時使用を意味する。

15. 下水処理施設における微量化学物質の挙動に関する調査

水質研究室 室 長 村 上 健

主任研究員 渡 部 春 樹

小 森 行 也

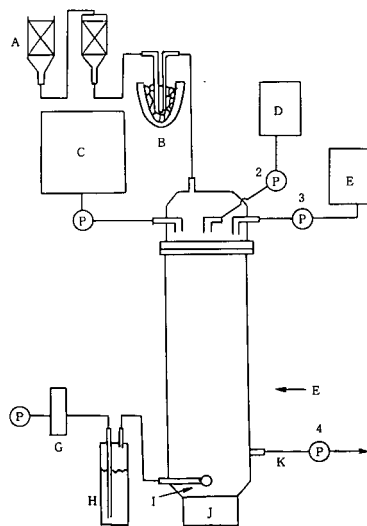
1. はじめに

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発ガン性で問題になり、厚生省から給水栓で年平均 0.1 mg/l 以下に抑える通達が出されるにおよび、下水処理施設においてもある種の化学物質がどのような挙動を示しているかが問題になりつつある。これまでの調査によれば微量であるが、多種類の化学物質（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）が検出されている。¹⁾このためこれら微量化学物質が活性汚泥処理プロセスで分解、吸着、揮散、流出などで減少し、それが処理プロセス、作業環境、放流先の水棲生物にどのような影響を与えているか解明する必要がある。今年度は、有機塩素化合物の一つである2,5-ジクロロアニリンを選び、室内モデル実験槽を用いた活性汚泥処理実験を試み2,5-ジクロロアニリンの処理プロセスでの物質収支と活性汚泥中の原生動物への影響について検討した。

2. 人工下水を用いた室内実験

2.1 実験装置

活性汚泥処理実験には、図-1に示す密閉型ガラス製曝気槽を用いた、曝気槽の有効容積は 10 l で、曝気槽下部には曝気用ボールフィルター、搅拌用スターラー、および処理水採取口が設けられている。上蓋には流入水注入管（蒸留水、人工下水、化学物質）があり、それぞれ貯留槽とシリコンチューブによって接続されている。さらに、上蓋にはXAD-2樹脂を充てんした排気吸着カラムが取付けてあり、槽内の排ガスはこのカラムを通過して外部へ放出される。このため、添加化学物質が曝気により揮散するとすれば、XAD-2樹脂に吸着される。また、1～4の各ポンプはプログラムタイマーに接続した微量定量シリンダーポンプを用いており、定量的操作が



A : XAD-2 resin column : B : Water trap :
C : Reservoir for distilled Water :
D : Reservoir for substance :
E : Reservoir for synthetic sewage :
F : Aeration glass vessel : G : Flow meter : H : Air cleaner :
I : Diffuser stone : J : Stirrer : K : Sampling port :
P : Pump

図-1 実験装置

可能である。表—1に1日当りの運転プログラムを示す。

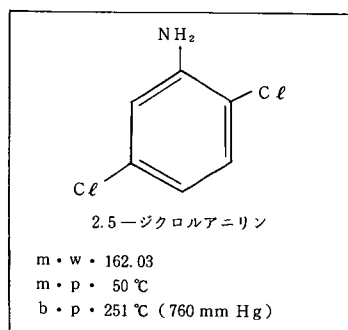
表—1 1日当りの運転プログラム

	1サイクル	2サイクル	3サイクル
基質添加時間	9:00～9:10	17:00～17:10	1:00～1:10
曝気時間	9:10～14:40	17:10～22:40	1:10～6:40
緩速搅拌時間	14:40～15:00	22:40～23:00	6:40～7:00
沈殿時間	15:00～16:30	23:00～0:30	7:00～8:30
処理水引抜時間	16:30～16:50	0:30～0:50	8:30～8:50

2.2 供試化学物質

本実験に使用した化学物質は、有機塩素化合物の一つである2,5—ジクロルアニリン（以下2,5—DCAと略称）である。2,5—DCAは、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」²⁾により分解性が悪い

物質として取扱われている。また、2,5—DCAは染料中間体として広く用いられており、下水処理水および公共用水域からそれぞれ検出された物質である。³⁾⁴⁾動物（マウス、モルモット、ウサギ）に対する急性毒性試験によれば、 LD_{50} が、2,500～3,750 mg/kgであり、慢性毒性試験では1日20 mg/kgの割合で6ヶ月間与えた結果、条件反射、腎臓機能、肝臓機能、血液濃度にも変化をきたした。⁵⁾以上、2,5—DCAは、分解性が悪く、環境中にもある程度存在し、かつ動物にも悪影響をおよぼす化学物質である。従って本実験では、添加化学物質として、2,5—DCAをとり上げ検討を行った。



2.3 実験方法

実験は化学物質添加量を0.75 mg/day, 1.50 mg/day, 15.00 mg/dayとした実験1（昭和57年6月3日～8月17日）と、化学物質添加量を15.00 mg/day, 150.00 mg/day, 750.00 mg/dayとした実験2（昭和57年9月17日～12月3日）であり、実験1、実験2、共に同一方法により実験を行った。

図—1に示したガラス製曝気槽を4基用意し、それぞれNo. 1～No. 4とした。No. 1を2,5—DCA無添加のコントロール

槽とし、No. 2～No. 4に所定の濃度で化学物質を添加した。実験はFill and Drawのバッチ式とし表—1のプログラムに従い運転した。

表—2に運転条件を示す。実験に供した活性汚泥は、茨城県湖北下水処理場の返送汚泥を採取したものである。実験はまず活性汚泥の人工下水に対する馴致培養を行った。馴致培養期間は2,5—DCAを添加せずNo. 1～No. 4ともすべて同一条件で培養操作を行った。約一ヶ月間馴致培養を行った後、表—2に示すような量の2,5—DCAを添加した。実験期間中No. 1～No. 4の実験槽について表—3に示す分析を行いその経時変化を調べた。原生動物の同定、定量は試料を採取

表—2 運転条件

・基質添加量	3.5 ℓ/サイクル	化学物質添加量	
蒸留水	2.5 ℓ/サイクル	・実験1	
人工下水	0.5 ℓ/サイクル	No. 1	0 mg/day
化学物質	0.5 ℓ/サイクル	No. 2	0.75 "
・MLSS	1500 mg/ℓ	No. 3	1.5 "
・曝気時間	5時間30分	No. 4	15.0 "
・沈殿時間	1時間30分	・実験2	
・BOD—SS負荷	0.3 g/g · day	No. 1	0 mg/day
		No. 2	15.0 "
		No. 3	150 "
		No. 4	750 "

した後ホルマリンで固定しておき顕微鏡で観察した。処理水中の2,5-DCAの分析はXAD-2樹脂による樹脂吸着法により行った。汚泥中の2,5-DCAの分析は、実験1ではエーテルによる横ゆれ振とう抽出法により行い、実験2では先ず、汚泥を水蒸気蒸留した後、その留出液をXAD-2樹脂による樹脂吸着法により行った。それぞれの回収率は、16%, 27%であり、本実験における結果はこの値により補正した。

表-3 分析項目

・PH	・SS
・BOD	・OUR
・COD	・2,5-DCA
・D-COD	・MLSS
・TOC	・SVI
・D-TOC	・原生動物

3. 結果と考察

3.1 2,5-DCA処理の検討

実験1の結果を表-4に示す。実験開始37日目より2,5-DCAを含んだ人工下水を連続的に加え2,5-DCAの処理を試みたところ、処理期間中、Na2~Na4とも、BOD除去率は90%以上、D-CODの除去率はほぼ90%となり、2,5-DCA無添加のNa1のBOD、COD除去率とほとんど変わらず、きわめて高い除去率を示した。これに対し、2,5-DCAの処理水残存濃度はNa2で、0.025mg/l、Na3で0.045mg/l、Na4で0.694mg/lであり、その除去率はそれぞれ64.0%, 68.7%, 51.4%であった。2,5-DCAの除去率は、BOD、CODの除去率に対し低いもののこの結果から見るかぎり、実験1で添加した2,5-DCAの量では活性汚泥処理に与える影

表-4 水質分析結果(実験1)

	Na 1		Na 2		Na 3		Na 4	
	馴致期間	2,5-DCA 添加期間	馴致期間	2,5-DCA 添加期間	馴致期間	2,5-DCA 添加期間	馴致期間	2,5-DCA 添加期間
PH	6.55~7.06	6.66~7.37	6.76~7.25	6.56~7.36	6.51~7.15	6.10~7.27	6.49~7.20	6.92~7.70
SS (mg/l)	33 ~ 47 39 (4)	22 ~ 43 29 (12)	21 ~ 39 29 (4)	15 ~ 55 28 (12)	31 ~ 39 33 (4)	10 ~ 36 25 (12)	20 ~ 39 28 (4)	16 ~ 46 27 (12)
BOD (mg/l)	10.3~13.9 12.0 (4)	5.6~9.8 7.6 (12)	8.6~11.4 9.8 (4)	5.8~12.0 7.2 (12)	10.1~15.9 12.2 (4)	6.3~11.8 7.8 (12)	6.5~12.7 8.4 (4)	3.7~10.9 7.3 (12)
COD (mg/l)	16.8~22.7 21.0 (4)	10.0~21.7 18.3 (12)	17.1~19.2 18.5 (4)	13.0~18.4 16.6 (12)	20.6~24.7 22.7 (4)	14.7~25.0 20.4 (12)	18.9~22.5 20.3 (4)	14.9~20.1 17.0 (12)
D-COD (mg/l)	8.4~9.1 8.9 (4)	4.2~10.2 7.2 (12)	7.6~8.0 7.8 (4)	6.1~9.5 7.6 (12)	9.2~11.1 10.2 (4)	6.0~12.8 9.3 (12)	9.0~9.7 9.4 (4)	5.4~9.2 6.3 (12)
TOC (mg/l)	15.3~19.6 18.2 (4)	7.1~17.5 12.4 (12)	10.7~17.3 14.7 (4)	5.8~15.4 12.2 (12)	13.2~16.9 12.2 (12)	5.3~16.1 9.7 (12)	12.0~16.5 14.4 (4)	4.5~14.9 10.1 (12)
D-TOC (mg/l)	2.5~4.5 3.4 (4)	2.0~4.7 3.3 (12)	3.3~4.5 3.8 (4)	1.9~4.3 3.1 (12)	2.5~4.5 3.5 (4)	1.9~4.8 3.2 (12)	2.9~4.5 3.4 (4)	2.3~6.5 3.4 (12)
2,5-DCA (mg/l)	—	ND (3)	—	0.008~0.042 0.025 (13)	—	0.012~0.069 0.045 (13)	—	0.446~0.778 0.694 (13)
MLSS (mg/l)	1430~2060 1700 (11)	1460~1995 1680 (29)	1525~2015 1750 (11)	1465~2190 1730 (29)	1500~1975 1730 (11)	1400~2025 1720 (29)	1510~1965 1750 (11)	1440~2160 1740 (29)
SVI	53 ~ 71 62 (11)	56 ~ 104 74 (28)	52 ~ 69 58 (11)	53 ~ 289 91 (28)	48 ~ 70 56 (11)	51 ~ 277 84 (28)	49 ~ 68 56 (11)	49 ~ 120 81 (28)
2,5-DCA (mg/g)	—	ND (3)	—	0.009~0.048 0.024 (4)	—	0.006~0.039 0.024 (7)	—	0.174~0.439 0.370
原生動物 (個/mlSS)	1100 (1)	2470~5610 3640 (6)	1330 (1)	2340~5550 3440 (6)	1440 (1)	1880~5640 3470 (7)	1100 (11)	2200~5830 3520 (6)

上段-範囲 下段-平均値 () 内 データ数

表-5 水質分析結果(実験2)

	Na 1		Na 2		Na 3		Na 4	
	馴致期間	2,5-DCA 添加時間	馴致期間	2,5-DCA 添加時間	馴致期間	2,5-DCA 添加時間	馴致期間	2,5-DCA 添加時間
PH	6.71~7.30	7.20~7.45	6.76~7.27	7.25~7.45	6.17~7.37	7.25~7.45	6.86~7.27	7.39~7.60
SS (mg/l)	11 ~ 38 23 (10)	14 ~ 63 33 (10)	11 ~ 47 25 (10)	10 ~ 84 38 (7)	13 ~ 37 24 (10)	8 ~ 55 33 (9)	7 ~ 57 29 (10)	15 ~ 60 35 (9)
BOD (mg/l)	4.7~9.0 7.4 (8)	3.9~6.1 5.1 (6)	3.5~16.5 7.6 (8)	3.2~4.2 3.7 (2)	5.8~13.8 8.2 (8)	3.6~5.5 4.5 (2)	6.7~13.8 9.5 (8)	5.9~8.1 7.0 (2)
COD (mg/l)	11.6~17.5 15.2 (8)	—	12.2~19.4 16.3 (8)	—	12.3~18.8 15.5 (8)	—	12.9~21.4 17.5 (8)	—
D-COD (mg/l)	4.9~7.6 5.7 (8)	4.7~5.2 5.0 (3)	5.2~7.7 6.1 (8)	5.7~6.5 6.2 (3)	4.8~8.4 5.9 (8)	14.4~15.0 14.7 (3)	4.8~8.5 5.8 (8)	39.3~50.1 44.4 (3)
D-TOC (mg/l)	2.8~6.4 4.4 (16)	2.0~4.5 3.4 (16)	3.7~8.2 5.0 (8)	3.2~6.9 4.2 (15)	3.4~7.1 5.4 (18)	5.8~9.3 7.1 (16)	3.7~7.1 4.7 (18)	11.6~23.6 18.3 (16)
2,5-DCA (mg/l)	—	trace (2)	—	0.295~0.784 0.574 (15)	—	4.50~10.37 8.22 (15)	—	22.35~42.63 34.44 (15)
MLSS (mg/l)	1040~2075 1640 (21)	1300~2000 1680 (16)	1115~2040 1700 (21)	1340~2060 1790 (15)	1280~2140 1760 (21)	1500~2295 1970 (14)	1330~2110 1700 (21)	1290~2050 1700 (16)
SVI	54 ~ 144 92 (18)	58 ~ 100 76 (15)	62 ~ 123 89 (18)	145 ~ 627 400 (13)	54 ~ 197 91 (17)	125~505 328 (13)	49 ~ 227 99 (18)	53 ~ 78 65 (15)
2,5-DCA (mg/g)	—	—	—	0.221~0.594 0.428 (5)	—	2.43~4.09 2.99 (5)	—	6.48~13.44 9.57 (5)
原生動物 (個/mlSS)	2230 (1)	300~1610 1170 (10)	1800 (1)	910~2150 1450 (19)	1600 (1)	390~1560 1050 (19)	1970 (1)	20 ~ 2680 780 (19)

上段-範囲 下段-平均値 () 内 データ数

響は小さいといえる。

実験 2 の結果を表 5 に示す。実験開始 43 日目より 2,5-DCA を含んだ人工下水を連続的に加えた。実験 1 と同様に BOD 除去率は Na 1 ~ Na 4 とともに 90% 以上の除去率を示し、D-COD の除去率は Na 1・Na 2 は 90% 以上を示したが、Na 3 は 84.8%, Na 4 は 65.4% の除去率であった。これは 2,5-DCA が COD 分析において過マンガン酸カリウムによって酸化されたことを示すもので、COD を処理の指標として評価すれば処理水質は悪化しているといえるにもかかわらず、BOD 除去率は、90% 以上と高いことから活性汚泥処理において見かけ上処理が完了したことになる。井上⁶⁾によれば生分解性の低い物質は低 BOD、高 COD になると指摘しており、実験 2 の結果でも、2,5-DCA 添加後の処理水質は COD/BOD が Na 2 で 1.68, Na 3 が 3.27, Na 4 が 6.34 と 2,5-DCA の残存量が多くなるにつれて大きくなっている。

実験 2 の SVI の経日変化を図 2 に示す。実験期間をとうし Na 1, Na 4 は安定しているが Na 2, Na 3 については 2,5-DCA の連続添加を堺に急激に高くなっている。この現象の原因ははっきりしないが 2,5-DCA による何らかの影響と考えられるために今後の検討課題としたい。

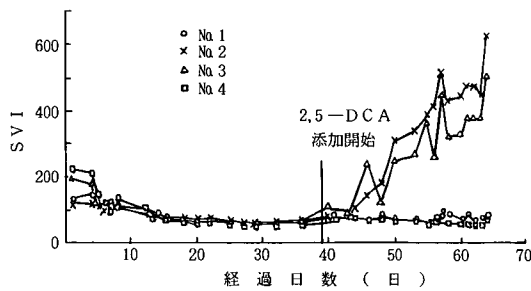


図 2 SVI の経日変化 (実験 2)

3.2 2,5-DCA の活性汚泥処理系内での物質収支

表 6 に各実験槽での 2,5-DCA 流出量と分解速度を示した。実験 1, 2 を通し、2,5-DCA 添加量の増大に対応して活性汚泥による分解速度が大きくなっていくことがわかる。ま

表 6 各実験槽における 2,5-DCA の流出量と分解速度 mg/day

		流入	流出			生分解
			処理水	汚泥	揮散	
実験 1	Na 2	0.75	0.27	0.03	N D	0.45
	Na 3	1.50	0.47	0.03	0.01	0.99
	Na 4	15.00	7.29	0.41	2.27	5.03
実験 2	Na 2	15.00	6.03	0.50	2.27	6.20
	Na 3	150.00	86.36	3.78	15.60	44.26
	Na 4	750.00	361.62	10.66	36.00	341.72

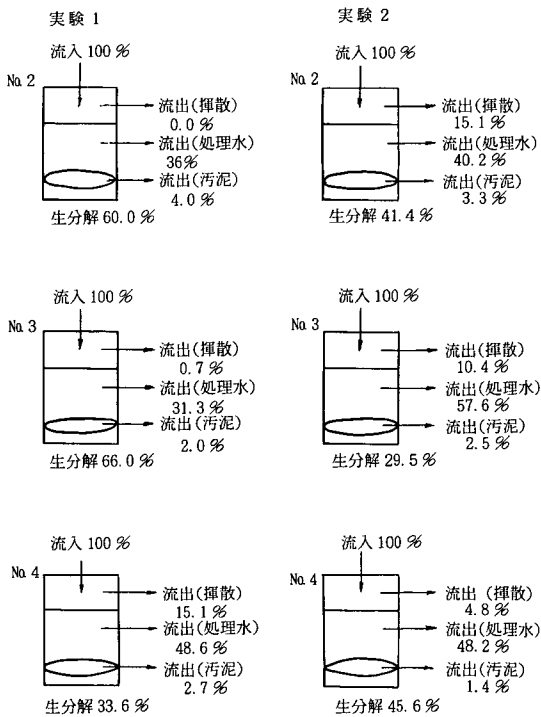


図 3 各実験槽における 2,5-DCA の物質収支

た、各実験槽への2,5-DCA添加量を100%として、その物質収支を求め図-3に示した。2,5-DCAが揮散する割合は、実験1のNo.2で検出されなかったのが他の実験槽では0.7~15.1% (平均9.2%)であった。2,5-DCAが活性汚泥に吸着されて系外に排出された割合は1.4~4.0% (平均2.7%)、処理水とともに未処理のまま系外へ排出された割合は31.3~57.6% (平均46.0%)となる。

添加する2,5-DCAを0.75mg/day から750mg/day まで変化させて2,5-DCAの物質収支を求めた結果、濃度による各収支の割合はほとんど同じであることが判明した。

3.3 活性汚泥中の原生動物への影響

2,5-DCAの原生動物への影響は、顕微鏡を用いて細胞数および出現属種数を観察し多様度指数と類似性指数でその評価を行った。なお、多様度指数はSimpson⁷⁾の式を、類似性指数は本元の⁷⁾式を用いてそれぞれ求めた。

$$\text{多様度指数 } (1/\Sigma \Pi^2) = \frac{1}{\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N}\right)^2}$$

$$\text{類似性指数 } (C_{\Pi}) = \frac{2 \sum_{i=1}^s n_{1i} \cdot n_{2i}}{(\Sigma \Pi_1^2 + \Sigma \Pi_2^2) N_1 \cdot N_2} \quad 0 \leq C_{\Pi} \leq 1$$

$$\Sigma \Pi_1^2 = \frac{\sum_{i=1}^s n_{1i}^2}{N_1^2}, \quad \Sigma \Pi_2^2 = \frac{\sum_{i=1}^s n_{2i}^2}{N_2^2}$$

多様度指数とは原生動物の群集構成の多様性を比べるものであって、その指数が大きければ大きいほど多様性に富むことを示す。また、類似性指数とは原生動物の群集間の類似性を示すもので1に近いほど類似性に富み、両群集が全く同一の場合には1となる。

実験1、2における各実験槽の多様度指数、出現属種数、総細胞数をそれぞれ表-7,8に示す。実際の下水を用いた同様の実験において、多様度指数は平均5.00であり出現属種数は31、総細胞数は9670個/mgであった。また通常の下水处理場における出現属種数は10~15、総細胞数は $10 \times 10^8 \sim 60 \times 10^8$ 個/g⁸⁾であり、これらの数値と比較すると実験1、2における活性汚泥中の原生動物は非常に限られた種類が出現しているといえる。2,5-DCA添加後の総細胞数の経日変化を図-4、5に示す。

表-7 原生動物の検鏡結果 (実験1)

		2,5-DCA 添加以前	2,5-DCA 添加後の経過日数					
			1日	8日	15日	22日	28日	35日
No.1	多様度指数	1.4564	1.1027	1.1349	1.0881	1.1243	1.1011	1.0905
	出現属種数	3	3	4	4	4	4	4
	総細胞数	1100	2470	2570	2880	3470	4840	5610
No.2	多様度指数	1.2440	1.1501	1.2769	1.0935	1.0229	1.0834	1.0706
	出現属種数	5	6	5	4	3	4	4
	総細胞数	1330	2340	2410	2490	3550	4300	5550
No.3	多様度指数	1.5362	1.3339	1.2715	1.1430	1.0651	1.0690	1.0588
	出現属種数	5	5	4	4	2	4	3
	総細胞数	1440	1880	2340	2890	3800	4240	5640
No.4	多様度指数	1.4898	1.1803	1.3959	1.1427	1.0462	1.0717	1.1022
	出現属種数	4	4	4	4	4	4	4
	総細胞数	1100	2200	2410	2450	3570	4670	5830

総細胞数の単位 Cells/mg . MLSS

実験1では2,5-DCAを添加後No.1~No.4とも徐々に増加しており特に2,5-DCAによる阻害はみとめられない。実験2の結果を見ると、No.2では

2,5-DCA

表-8 原生動物の検鏡結果 (実験2)

の影響はほとんどみられないが, No.3 では2,5-DCA添加2~5日で総細胞数が半分程度に減り, その後10~14日で添加前と同じ値に

		2,5-DCA 添加以前	2,5-DCA 添加後の経過日数									
			1日	2日	5日	9日	16日	18日	21日	23日	25日	
No.1	多様度指数	2.0682	1.7327	2.0084	—	1.3919	2.9982	—	—	1.5659	—	
	出現属種数	6	3	3	—	3	5	—	—	5	—	
	総細胞数	1610	1330	1240	—	800	990	—	—	2620	—	
No.2	外様度指数	1.6233	1.5995	1.8166	2.8578	1.9717	2.2673	2.0885	1.8567	1.4675	1.4739	
	出現属種数	4	4	3	4	4	6	5	5	4	5	
	総細胞数	1330	1330	1250	1100	1630	1690	1960	1640	1480	2150	
No.3	多様度指数	1.6936	1.1399	2.2075	2.1304	3.2787	2.2733	2.4933	2.2496	2.6019	2.4824	
	出現属種数	6	4	3	4	5	6	6	5	5	4	
	総細胞数	1230	1400	390	540	580	1120	1380	890	870	1240	
No.4	多様度指数	2.3379	3.6127	2.3902	1.9756	4.4275	3.0832	2.4249	3.3061	1.8000	2.0000	
	出現属種数	5	5	3	2	6	6	5	4	2	2	
	総細胞数	2680	250	140	90	1150	1280	760	180	30	20	

総細胞数の単位 Cells/mg. MLSS

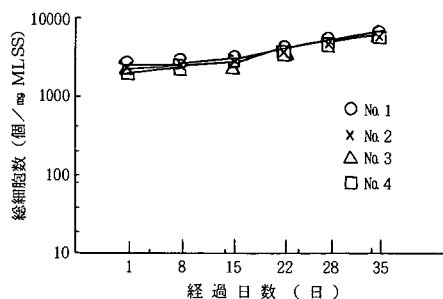


図-4 原生動物の経日変化 (実験1)

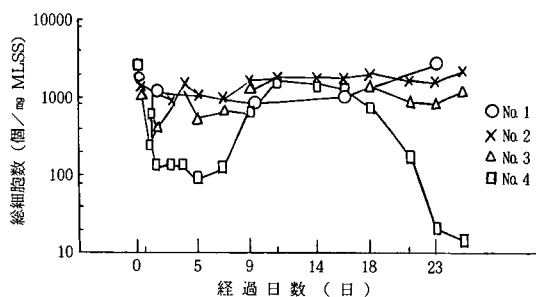


図-5 原生動物の経日変化 (実験2)

もどっている。No.4では添加1日後から大きな変化がみられる。添加1日後で、総細胞数が1/10程度に減り、5日後では2種類で細胞数も90個/mg. MLSSまで減っている。その後回復し添加前と同程度の1200個/mg. MLSS程度までもどったものの、添加から25日後では2種類で、細胞数も20個/mg. MLSSに減っている。

これらの結果から、原生動物に対する2,5-DCAの影響は添加量が150mg/dayで細胞数の減少が起こり、750mg/dayでは2,5-DCAの添加直後から総細胞数の著しい減少があり阻害がみとめられた。

4. まとめ

微量化学物質の活性汚泥処理に与える影響と処理系内での挙動について2,5-DCAを用いて実験を行った結果次のことが確認された。

- (1) 2,5-DCAの添加量を0.75mg/dayから750mg/dayまで変化させ検討を行った結果BOD除去率はすべて90%以上を示した。またD-COD除去率は0.75mg/dayから15mg/dayまでは90%以上を示したが150mg/day, 750mg/day添加ではそれぞれ84.8%, 65.4%と除去率は悪化した。これは処理水中に残存する2,5-DCAがそのままCODとして検出されたためであり、CODを処理の指標とする場合は問題となろう。

(2) 2,5-DCAの活性汚泥処理での物質収支は、低濃度、高濃度ともほぼ一定であり揮散する割合は平均9.2%、活性汚泥に吸着されて系外へ排出される割合は平均2.7%、処理水に残存し系外へ排出される割合は平均43.7%であった。また、生分解する割合は平均46.0%であった。

(3) 原生動物に対する2,5-DCAの影響は150 mg/dayの添加量で阻害の微候が現われ750 mg/dayの添加量では添加直後から総細胞数の著しい減少があった。

今年度は2,5-DCAについて検討を行ってきたが、まだ不明な点が多いため、今後更に検討を進めていく。また、これらの結果をふまえ、他の化学物質についても同様な実験を行っていく予定である。

文 献

1) 渡部, 小森「下水の有機物組成と分解過程」

土木技術資料 Vol.21, No.4, pp.12~17 (1979)

2) 化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律

昭和48年 法律第117号

3) 渡部他「下水処理場及び公共用水域における有機汚濁物質の分解過程に関する研究」

環境保全研究成果集(Ⅱ), pp.113の1~113の29, 環境庁企画調整局研究調査課編, 1979

4) 「昭和51年度化学物質環境調査結果とその概要」

環境庁環境保健部保健調査室

5) 「主要化学品1000種毒性データ特別調査レポート」

海外技術資料研究所

6) 井上「各種有機物の化学構造と生分解性」

用水と廃水 Vol.14, No.2, pp.10~34 (1972)

7) 木元新作「多様性と種類組成」

生態学研究法講座, 14, 共立出版

8) 斉藤「活性汚泥中の原生動物の構成」

土木技術資料 Vol.16, No.4, pp.17~20 (1974)

IV 河川事業調査費による研究

1. 洪水時汚濁負荷の停滞水域の水質 に及ぼす影響の調査

水質研究室 室長 村上 健

研究員 藤木 修

山田 幸男

1. まえがき

今日、全国の閉鎖性水域においてますます社会的関心の高まりつつある富（過）栄養化による水質汚濁の問題は、主としてこれらの水域に流入する窒素およびリンの負荷量の増大に起因することが定説となっている。琵琶湖、霞ヶ浦等大都市の近くに位置し、水資源としての価値の高い湖沼においては、富栄養化の原因となっている窒素、リン負荷量の削減による湖水質の改善計画が立案され、既に幾つかの行政的施策が実行に移されている。¹⁾そして、これら施策の効果は、それによる窒素又はリン負荷の削減率によって評価されるのが普通である。

一方、近年河川や下水管渠から排出される窒素、リン負荷の水文学的解析が進むにつれ、降雨によって自然地や農地、都市の地表面等から流送される汚濁負荷が、晴天時の負荷にほぼ匹敵することが明らかとなった。²⁾その意味では、洪水時汚濁負荷対策の相対的重要性が強調されることになるが、一方では晴天時と雨天時に流入する栄養塩類の形態がかなり異なっていることにも注意しなければならない。即ち、晴天時に流入する栄養塩類は溶解性が中心であるのに対して、雨天時の場合にはかなりの部分が粒子態であり、³⁾多くは河口や放流口の急転部で沈殿するか、たとえ浮遊状態でもそのままでは藻類にとって利用不可能と考えられるのである。閉鎖性水域の栄養レベルを決定するのは栄養塩の総体としての負荷か、溶解性のみの負荷かについては、生態学の分野でも意見の分れるところである。しかし公共用水域の富栄養化問題に対処する場合、晴天時負荷対策と洪水時負荷対策のどちらを優先すべきかを決定するためには、停滞水域に流入した粒子態栄養塩類の挙動と生物学的な役割を解明しなければならない。本調査は、生物学的利用可能性という観点から、洪水時に大量に流入する栄養塩負荷が停滞水域の水質に及ぼす影響について評価し、富栄養水域における水質改善施策の効率化を図ろうとするものである。

2. これまでの調査概要と本年度の調査目的

過去2年間の調査では、洪水時の河川水試料について藻類培養試験を行い、粒子態物質が藻類増殖に与える影響を調査してきた。接種藻類としては、*Microcystis aeruginosa* と *Chlorella vulgaris* を使用し、細菌との共存系と無菌系とを比較することによって、接種藻類種ごとの細菌の働きについても調べた。これまでの実験で明らかになった主要な点は、以下の通りである。

1) 粒子態栄養塩も、一般的に、藻類にとって利用可能である。ただし、溶解性栄養塩と比較した

場合の利用率は、細菌の有無によって異なる。

2) *C. vulgaris* の場合は、細菌との共存系の方が高いAGPを与える傾向にある。一方、

M. aeruginosa の場合は、細菌を接種した系には、接種藻類のほかに、細菌のフロックの発達や鞭毛虫類の増殖が見られることがあり、無菌培養と比較して、一般にAGPは小さくなる傾向にある。

3) 藻類培養試験とMBOD試験は、増殖制限栄養塩の推定に関しては、かなり結果が一致する。

しかし、AGPの値とMBODの値との間には、明確な相関は認められない。

ところで、洪水時に流出する土壌粒子に含まれる栄養塩の、藻類による利用可能性については、これまで、以下に示すような調査報告がなされている。

i) A. Sagher は、マイアミのシルトローム層から採取した土壌を、AAM培養液、およびリンを除いたAAM培養液〔P-free AAM〕に懸濁させ、30日間にわたって*S. capricornutum*を培養した。その結果、*S. capricornutum*は、NaOH溶液によって粒子から抽出される無機態リンの、73～87%を吸収することがわかった。⁴⁾

ii) R. A. Dorichらは、インディアナ州のBlack Creekで洪水時に採水した試水中の粒子性物質を用いて、A. Sagherと同様の実験を行い、粒子性全リンの20%、粒子性無機態リンの30%は、藻類に利用されたとした。⁵⁾

iii) W. F. Cowen らは、ウィスコンシン州マジソン市内の、種々の地域から流出する雨水流出水中の懸濁態粒子を用いて、やはり、i)、ii)と同様の藻類培養実験を行い、〔利用可能態リン〕
=〔溶解性全リン〕+ 0.3 × 〔粒子性全リン〕という関係を見出した。⁶⁾

iv) W. F. Cowen らは、iii)と同じ地域の雨水流出水試料を用いて、粒子性有機態窒素の無機化実験を行い、全窒素の57～82%は、藻類に利用可能であるとした。⁷⁾

以上の調査報告のうち、i)～iii)は、藻類培養試験を行ったものであるが、接種藻類は、1種類〔*S. capricornutum*〕であり、粒子性物質のみを分離して、AAM又はP-free AAMに懸濁させるという方法であって、本調査の結果と一括して比較することは困難である。

本年度は、文献に示されている結果と比較するため、接種藻類に*S. Capricornutum*を加えて、以下の観点から実験を行った。

1) 対象とする栄養塩としては窒素とリンを取り上げ、前年度と同様、栄養塩制限法によって、藻類に利用可能な窒素、リンを定量化する。また、藻類培養試験に供する試水については、MBODの測定も行うこととする。

2) 緑藻、藍藻、珪藻から1種ずつの接種藻類を選び、粒子性栄養塩の利用特性の違いを検討する。

3) 藻類の増殖特性に対する影響因子として、粒子性栄養塩だけでなく、細菌の有無や、粒子態物質が藻類と混存しているか否かについて考慮することとし、それらを別々に評価できるようにする。

3. 調査方法

3.1 試水の採水と分画

洪水時河川水試料は、昭和57年11月8日、茨城県の牛久沼に注ぐ小河川、東谷田川の房内橋にて採水した。分画試水は、次の3種類である。

- (a) 河川水原水 (b) 24時間静置後の上澄水
- (c) 0.45 μ メンブレンフィルタの汙過水

ただし、藻類培養試験に供したのは、(b)、(c)のみである。

3.2 藻類培養試験およびMBOD試験

藻類培養試験の手順フローを図-1に、培養条件の場合分けを表-1に示す。表-1の「隔離式」「混合式」は、試験藻類細胞と粒子性物質が、それぞれ隔離されているか混在しているかの違いを示す。隔離式の場合には、図-2に示すような特殊な培養フラスコを用い、粒子性物質と細菌から隔離された部分で試験藻類の培養を行う。粒子性物質の部分で試水中にもともと含まれていた藻類が増殖するのを防ぐため、この部分は、アルミ箔で覆い、遮光してある。

表-1 藻類培養条件の場合分け

培養法	試水	細菌の有無	記号	影響因子	添加培養液
隔離式	(b)	無	AGPs(b)-(α)	なし	
混合式	(b)	有	AGPb(b)-(α)+(β)	N-free AAM P-free AAM	
		無	AGP(b)-(r)		
	(c)	有	AGPb(c)-(β)		
		無	AGPp(c)-なし		

また、影響因子の欄にある記号(α)、(β)、(r)は、それぞれの実験条件の下で、藻類の増殖に影響するであろうと想定される。以下のような因子を表している。

(α) 細菌による粒子性栄養塩の無機化、可溶化。

(β) 栄養塩を介さない、細菌による藻類増殖の阻害又は促進、〔細菌の直接的な藻類攻撃、細菌と藻類との共生関係等〕

(r) 粒子による、藻類増殖の阻害又は促進。〔粒子による、藻類細胞構造の機械的破損等〕

試験藻類は、Selenastrum capricornutum(緑藻)、Microcystis aeruginosa(藍藻)、Nitzschla nalea(珪藻)の3種類で、接種量は、すべて 50×10^3 cells/mlである。添加する培養液の量は、N-free AAMについては10倍、P-free AAMについては1/2の濃度になるように設定した。培養器は、500 ml L型フラスコ用のモノ型振とう器と、300 ml 三角フラスコ用の往復

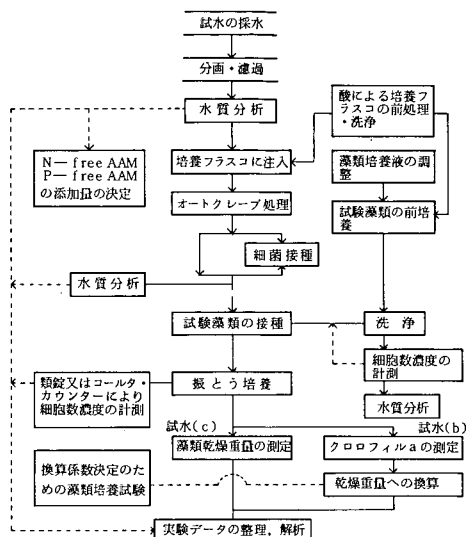


図-1 藻類培養試験フロー

実線は試水の流れ、破線データ情報の流れを示す。

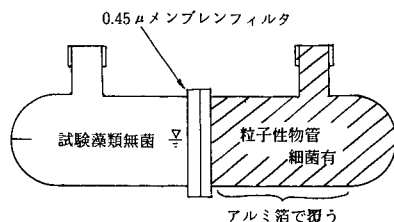


図-2 隔離式藻類培養フラスコ

振とう器を用いている。前者は、AGPs (b) とAGPb (b) に、後者は、その他のケースに用いた。藻類培養に関するその他の条件は、前年度と同様である。ただし、蒸留水による試水の希釈は、行わなかった。

藻類培養のあと、藻類細胞の濃度と非生命体の粒子と区別して測定する方法については、今回は、原則としてコールカウンタで測定される懸濁粒子数濃度の増加量を、藻類細胞乾燥重量濃度に換算する方法をとったが、クロロフィルa濃度からの換算値も参考にした。

藻類培養試験のほかに、試水 (a), (b), (c) について、MBOD試験も行っている。

4. 調査結果

4.1 水質分析結果

分画試水の水質分析結果を表-2に示す。藻類培養試験に供する試水(b), (c)は、すべて一旦オートクレーブ処理 (121℃, 15分間) を行っているため、表-2の試水(b), (c)については、蒸発残留物とpHを除いて、オートクレーブ処理後の値で示してある。

T-P濃度は、(a) > (b) > (c) の順に低下しているが、蒸発残留物とT-N濃度は、(a) > (b) = (c)

であって、結論的に言えば、(b)と(c)の藻類培養試験結果から、粒子性栄養塩の藻類による利用可能性を議論することは難しい。今回の試水の特徴は、窒素、リンの大部分が、それぞれ硝酸態、リン酸態で占められており、藻類に対する利用可能性が高いと想定される点にある。

4.2 藻類培養試験結果

図-3に、3種類の試験藻類に対するAGP, AGP-N, AGP-Pの値を示す。AGP-N, AGP-Pというのは、それぞれ、N-free AAMおよびP-free AAMを加えて培養した結果で、試水中にもともと含まれていた、藻類に利用可能な形態の窒素、リンに対応するAGP

表-2 分画試水の水質

水質項目	(a)	(b)	(c)
pH	7.7	7.4	7.9
蒸発残留物	205	164	158
NH ₄ -N	0.02	0.02	0.02
NO ₂ -N	0.288	0.060	0.062
NO ₃ -N	3.57	3.60	3.66
T-N	5.48	3.73	3.79
PO ₄ -P	0.121	0.047	0.026
T-P	0.154	0.052	0.027

(pHを除きmg/l)

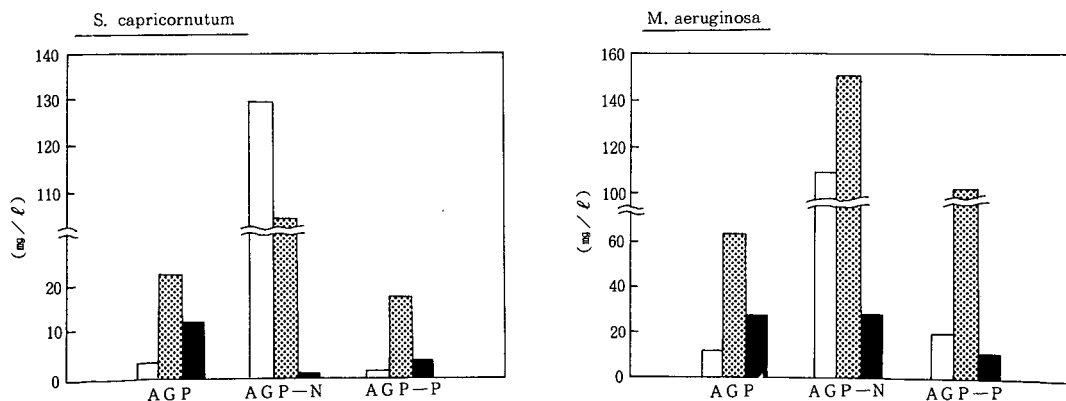
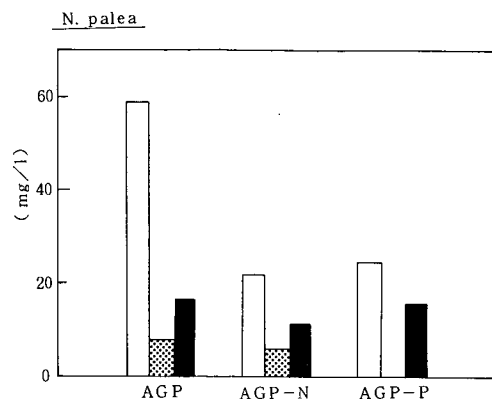


図-3 試水 (b) の藻類培養試験結果

(□ 隔離式培養, ▨ 混合式培養, ■ 無菌培養)

を表わしている。

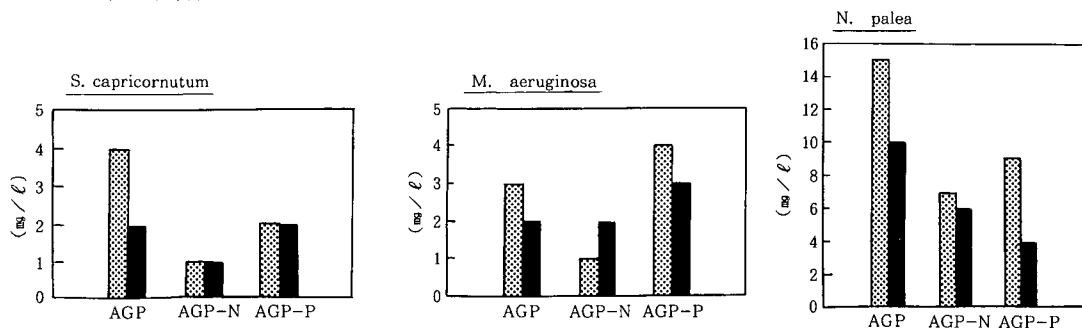
各試験藻類について、AGP, AGP-N, AGP-Pの値を大雑把に比較すると、S. capricornutum と M. aeruginosa については、 $AGP-N > AGP \approx AGP-P$ という関係が成立し、窒素とリンでは、リンの方が藻類の増殖にとってより強い制限となっていることがわかる。このことは、試水(b)の $T-N/T-P$ 比が72と非常に大きいことから裏づけられる。一方、N. palea については、隔離式培養によるAGPの値が特に大きいこと以外は、明確な関係が認められない。



図—3 試水(b)の藻類培養試験結果(続き)

次に、培養法の違いがAGPの値に及ぼす影響を見る。S. capricornutum と M. aeruginosa では、混合式培養が最も高いAGP値を与えるようである。前年度の調査では、粒子態物質の存在が、M. aeruginosa の増殖を阻害すると考えられる実験結果が得られており、今回の結果と矛盾するようにも思われるが、24時間静置上澄水である試水(b)は、懸濁粒子がほとんど除かれており、粒子そのものの増殖阻害作用より、細菌による増殖促進作用が卓越した結果とも考えられる。一方、N. palea に関するAGPについては、(隔離式) > (無菌) > (混合式) という関係式が成立する。細菌は、有機態栄養塩の無機化、溶解化作用等によって藻類の増殖を促進するが、混在すると悪影響を及ぼすこともあると考えれば、現象をうまく説明することができる。

図—4は、試水(c)についての藻類培養試験結果である。試水(c)は試水(b)と比べて、水質に著しい相異がない(表—2参照)にもかかわらず、AGPの値は総じてかなり低い。N. palea について、試水(b)と同様、(隔離式) > (無菌) > (混合式) という関係が成り立つが、それ以外の藻類種については、AGP値そのものが小さすぎるため、特徴が明確でない。



図—4 試水(c)の藻類培養試験結果

4.3 MBOD試験結果

図—5に、試水(a), (b), (c)のMBOD試験結果を示す。試水(b)については、 $MBOD-P > MBOD-N \approx MBOD$ であって、窒素の方がリンよりも細菌の増殖にとって制限となっており、藻類培養試験結果とは異なっている。しかし、MBOD, MBOD-N, MBOD-P

とも試水(b)の方が試水(c)より高い値を示しており、藻類培養試験の結果と同じ傾向にある。

5. まとめ

今年度の調査では、試水(b)中の粒子性物質濃度が低すぎたため、藻類の増殖に対する粒子性栄養塩の効果を明確に定量化することができなかった。しかし、藻類の栄養法によるAGPの違いは明らかにされ、細菌と粒子性物質の影響として、以下のような事実が浮び上がってきた。

1) 細菌の存在は、一般に、藻類の増殖にプラス

の効果をもたらすが、混在すると逆にマイナスとなる場合がある。

2) 粒子性物質が藻類細胞の間近に混在すると、藻類の増殖にマイナスの効果がある。

以上の観点から、懸濁粒子を含む試水のAGPを測定するには、今回の調査で用いた隔離式の藻類培養フラスコを用いるのが最も合理的であろうと思われる。

また、MBODは、原理的には有機態の窒素・リンが、どの程度細菌によって無機化されやすいかを示す1つの指標になり得ると考えられるが、懸濁粒子を含む試水のAGPとの間には、明瞭な関係は見られないようである。

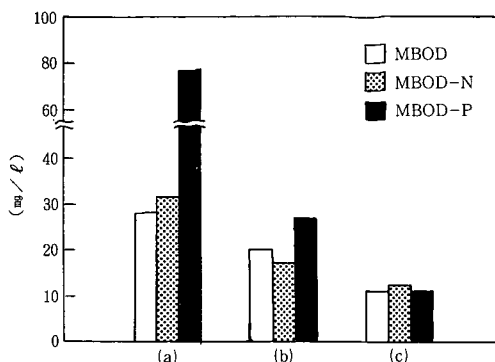


図-5 MBOD試験結果

参考文献

- 1) 琵琶湖については例えば、石川和秀：琵琶湖周辺下水道計画，下水道協会誌，Vol.18，No.202. 1981/3。霞ヶ浦については、茨城県水質審議会霞ヶ浦専門部会中間報告，1981.33参照。
- 2) 山口高志，吉川秀勝：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究(I),(II). 土木研究所報告 第151号 1978.7 第154号，1980.3.
- 3) 例えば，神戸市：非特定汚染源による汚染防止対策調査。昭和54年度環境庁委託業務結果報告書
- 4) Sagher Aga. : Availability of Soil Runoff Phosphorus to Algae, The University of Wisconsin Madison, Ph.D., 1976 Limnology.
- 5) R.A. Dorich et al. : Algal Availability of Sediment Phosphorus in Drainage Water of the Black Creek Watershed, J. Environ. Qual. Vol. 9, No. 4, 1980.
- 6) W.F. Cowen et al. : Phosphorus Availability in Particulate Materials. Transported by Urban Runoff, JWPCF, Vol. 48, No. 3, 1976
- 7) W.F. Cowen et al. : Nitrogen Availability in Urban Runoff, JWPCF, Vol. 48, No. 2, 1976

2. 河川水質分析精度の評価に関する調査

水質研究室 室 長 村上 健

研究員 長谷川 清

小森 行也

1. はじめに

昭和55年度より作業を進めていた河川水質試験方法の策定は、本年度をもってその作業を完了した。試水中に含まれている物質を定量あるいは定性する方法として、これまで多くの試験方法が確立され、採用されてきた。しかし、河川水そのものを対象に確立してきたものではないので河川管理者としての建設省職員が、独自の判断で用いる試験方法を選択したり、修正を加えたりして実施しているのが実状である。同様のことは、対象とする河川が同じ場合であっても、関わりのある各調査機関がそれぞれ異なる試験方法を採用している理由と同じであり、こうした実状はいくつかの不都合を生じさせる。それは、河川水質を全国的視野で評価する場合、水質試験経費の積算根拠の統一性あるいは、外部にデータを提供する場合の不統一性などで問題を生じる。

こうした問題を解決するには、建設省が採用する試験方法を全国の一級河川に適合した一つの方法に統一すれば良いのであるが、対象試水の成分は各々が異なり、最適な試験方法もおのずと数多くなると、一つの試験方法に限定すること自体分析化学の進歩・発展の立場から好ましくない。こうしたことから、本河川水質試験方法では、全国一級河川の全般に精度よく適用できる方法を標準法とした。また、汚濁の進んだ河川での試水、低濃度で極めて高感度を要する試水の場合、標準法よりも優れた方法があれば標準法2ないしは参考法として掲げ、これら複数の試験方法がある場合には、その選定のし方についても記述した。

2. 河川水質試験方法（案）の概要

本試験方法（案）は通則、試験方法及び資料編の三部から構成しており、一部は各試験方法に共通する用語、数値の取扱い方などの約束事、共通性の高い機器分析法、分析に供する器具等の洗浄、保管及び採水時点で必要な現場処理について通則として扱ったが、採水方法については各地建ごとに取り決めているため含めなかった。二部の試験方法で扱った項目は水質年表で扱っている項目すべてを含めるということにした。しかし、編集上、窒素化合物のような場合には個々の項目をグループ化し、概要等の記述など利用者の理解がより深まるように配慮した。三部の資料編には、分析に必要な最低限の数値、情報を記載し、本試験方法が使い易いように工夫してある。以下、本試験方法の概要について報告する。

通 則

I 用語の定義と数値の取り扱い

II 精度管理

III 試薬及び高圧ガス類

IV 機器分析法

A イオン電極法

B 吸光光度法

C 炎光光度法

D 原子吸光光度法

E ガスクロマトグラフ法

F 自動分析法

V 器具類の洗浄及び保管方法

VI 採水器具と現場処理

試験方法

1. 色度 標-白金コバルト法

2. 濁度 標1-積分球式測定法, 標2-散乱光式測定法

3. 導電率 標-白金黒電極法(零位法)

4. pH 標-ガラス電極法, 参-比色法

5. 酸化還元電位(ORP)

6. 溶存酸素(DO) 標-ウィンクラーアジ化ナトリウム変法, 参-隔膜電極法

7. BOD 標-一般希釈法

8. COD 標-COD_{Mn}, 参1-COD_{oH}, 参2-COD_{Cr}

9. 浮遊物質(SS) 標-GFPろ過法, 参-遠心分離法

10. 蒸発残留物

10.1 蒸発残留物 標-JIS K 0102 (1981) 準用

10.2 溶解性蒸発残留物 標-JIS K 0102 (1981)

10.3 強熱残留物 標-JIS K 0102 (1981)

10.4 強熱減量

11. シアン(CN) 標-吸光光度法, 参1-イオン電極法, 参2-自動分析法

12. 有機リン 標-ガスクロマトグラフ法, 参1-吸光光度法, 参2-薄層クロマト分離-モリブデン青法

13. PCB 標-ガスクロマトグラフ法

14. BHC 標—ガスクロマトグラフ法
15. フタル酸エステル (PAE) 標—ガスクロマトグラフ法
16. 油分
 - 16.1 ヘキサン抽出物質 標—重量法 (捕集濃縮—抽出), 参—重量法 (直接抽出)
 - 16.2 四塩化炭素抽出物質 標—赤外線分析法
17. フェノール類 標—吸光光度法 (4—アミノアンチピリン), 参—自動分析法 (4—アミノアンチピリン)
18. 陰イオン界面活性剤 (MBAS) 標—吸光光度法 (メチレンブルー)
19. カドミウム (Cd) 標—原子吸光法 (DDTC—MIBK抽出), 参1—原子吸光法 (直接), 参乙—原子吸光法 (ファーマス), 参3—吸光光度法 (ジチゾン—四塩化炭素)
20. 鉛 (Pb) 標—19と同じ, 参1—19と同じ, 参2—19と同じ, 参3—19と同じ
21. クロム (Cr)
 - 21.1 クロム 標1—吸光光度法 (ジフェニルカルバジド), 標2—原子吸光法 (TOMA—MIBK抽出), 参1—19と同じ, 参2—19と同じ
 - 21.2 クロム (VI) 標1—21.1と同じ, 標2—21.1と同じ, 参—吸光光度法 (りん酸トリブチル抽出)
22. ヒ素 (As) 標1—吸光光度法 (Ag DDTC), 標2—原子吸光法 (水素化物生成)
23. 水銀 (Hg)
 - 23.1 総水銀 (T—Hg) 標1—原子吸光法 (還元気化), 標2—原子吸光法 (加熱気化吸引), 参1—原子吸光法 (金アマルガム), 参2—原子吸光法 (有機・無機水銀分別定量)
 - 23.2 アルキル水銀 (R—Hg) 標—ガスクロマトグラフ法, 参—薄層クロマトグラフ分離—原子吸光法
24. 銅 (Cu) 標—19と同じ, 参1—19と同じ, 参2—19と同じ, 参3—吸光光度法 (DDTC—酢酸ブチル)
25. 亜鉛 (Zn) 標—19と同じ, 参1—19と同じ, 参2—19と同じ, 参3—19と同じ,
26. 鉄 (Fe) 標1—原子吸光法 (直接), 標2—原子吸光法 (DDTC—MIBK抽出), 標3—吸光光度法 (1,10—フェナントロリン法), 参—原子吸光法 (ファーマス)
27. マンガン (Mn) 標—26と同じ, 参1—19と同じ, 参2—19と同じ, 参3—吸光光度法 (過ヨウ素酸銀(III))
28. アルミニウム (Al) 標—吸光光度法 (8—キノリノール), 参1—19と同じ, 参2—19と同じ
29. ニッケル (Ni) 標—19と同じ, 参1—19と同じ, 参2—19と同じ, 参3—吸光光度法 (ジメチルグリオキシム)
30. スズ (Sn) 標—吸光光度法 (フェニルフルオロン), 参1—19と同じ, 参2—19と同じ

31. アンチモン (Sb) 標1-吸光光度法 (ローダミンB), 標2-原子吸光法 (水素化物生成法),
参-19と同じ
32. セレン (Se) 標-吸光光度法 (3,3'-ジアミノベンジジン), 参1-原子吸光法 (水素化物生成法), 参2-19と同じ,
33. ナトリウム (Na) 標-炎光光度法, 参1-イオン電極法, 参2-原子吸光法
34. カリウム (K) 標-炎光光度法, 参-原子吸光法
35. カルシウム (Ca) 標1-原子吸光法, 標2-キレート滴定法 (EDTA)
36. マグネシウム (Mg) 標1-35と同じ, 標2-35と同じ
37. 硬度 標1-キレート滴定法 (EDTA), 標2-原子吸光法, 参-自動分析法 (比色)
38. フッ素 (F) 標1-吸光光度法 (La-ALC), 標2-イオン電極法
39. 塩化物イオン (Cl) 標-滴定法 (硝酸銀), 参1-滴定法 (硝酸水銀III), 参2-イオン電極法
40. 硫化物イオン (S) 標1-吸光光度法 (メチレンブルー), 標2-ヨウ素滴定法
41. 硫酸イオン (SO₄) 標-クロム酸バリウム法, 参1-比濁法, 参2-重量法
42. シリカ (SiO₂) 標1-吸光光度法 (モリブデン黄), 標2-吸光光度法 (モリブデン青), 参-重量法
43. ヨウ素消費量 標-容量法 (チオ硫酸ナトリウム法)
44. アルカリ度 標-滴定法
45. 酸度 標-滴定法
46. 窒素化合物
 - 46.1 アンモニウム態窒素 標1-直接蒸留インドフェノール法, 標2-水蒸気蒸留インドフェノール法
 - 46.2 亜硝酸態窒素 標-吸光光度法 (スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン), 参1-吸光光度法 (GR), 参2-自動分析法 (スルファニルアミド・ナフチルエチレンジアミン)
 - 46.3 硝酸態窒素 標-吸光光度法 (Cd・Cuカラム還元), 参1-吸光光度法 (ブルシン・スルファニル酸), 参2-イオン電極法, 参3-自動分析法 (Cd・Cuカラム還元)
 - 46.4 有機態窒素 標1-ケルダール分解直接蒸留 (インドフェノール), 標2-ケルダール分解水蒸気蒸留 (インドフェノール), 参-ケルダール分解直接蒸留 (滴定法)
 - 46.5 総窒素 標1-計算による方法, 標2-ペルオキシニ硫酸カリウム分解・紫外線吸光光度法
47. リン化合物
 - 47.1 オルトリン酸態リン 標-吸光光度法 (アスコルビン酸), 参1-吸光光度法 (塩化スズIII), 参2-自動分析法
 - 47.2 総リン 標-ペルオキシニ硫酸カリウム分解-吸光光度法, 参-硫・硝酸分解-吸光光度法

48. TOC 標1－高温燃焼法，標2－UV酸化法，参－アンプル法
49. TOD
50. クロロフィル 標準1－吸光光度法（三波長），標2－吸光光度法（単波長），参1－蛍光光度法，
参2－直接蛍光法
51. 大腸菌群数 標－BGLB培地（MPN），参1－LB-BGLB培地（MPN），参2－デリキシコー
ル培地，参3－メンブレンフィルター
52. 一般細菌 標－普通寒天培地平板法

資料編

- | | |
|---------------|-------------------|
| 1. 原子量表 | 9. イオン化傾向と電気化学列 |
| 2. 元素の周期表 | 10. 溶解度積 |
| 3. pH 標準液と指示薬 | 11. ろ紙の種類 |
| 4. 乾燥剤 | 12. クラーク数 |
| 5. 寒 剤 | 13. 環境基準値等 |
| 6. 主な接頭語及び接頭辞 | 14. 湖沼の富栄養化度の判定 |
| 7. 単位換算表 | 15. 日本の主な河川（一級河川） |
| 8. スペクトル領域と波長 | 16. 日本の主な湖沼 |

3. 今後の課題

58年度に本試験方法（案）の見直し作業を実施し，必要な修正等を行って成案としていく予定である。見直し作業の重点は，従来から採用している試験方法（旧法）と本試験方法（新法）が異なる場合のデータの相関性，標準法と参考法の精度上の関連性などを確認していく必要がある。また，各機関が分担して作成したことによる不統一性，分析方法の進歩による改訂のルール作りなど検討しなければならない課題もある。いずれにしても，河川管理における水質管理の相対的な重要性が高まってくるにつれて，今後とも手段として水質調査を行う必要性が増々強まってくると考えられる。こうした意味からも，統一した考えに基づいて選択し，検討した本試験方法の意義は大きいと考えられる。

V 建設技術研究開発費による研究

1. 建設事業への廃棄物利用技術の開発

1. 調査の目的と必要性

近年、経済の成長に伴い、廃棄物の発生は量的に増大するとともに、質的にも複雑化してきている。建設廃棄物（土砂、コンクリート廃材、アスファルト廃材等）、下水汚泥、石炭灰についても、毎年大量に発生している。これらは従来、主として埋立、または、宅地造成等により処分されてきたが、最近では、埋立計画の減少や、環境汚染の防止等から、とくに大都市周辺においては適当な地域に処分地を得ることが年々困難となつてきている。このような状況を考慮すると、建設廃棄物、下水汚泥、石炭灰等の適切な処理加工を行うことにより、建設事業へ有効に利用することができれば、処分地の確保の問題と合わせ、省資源の観点からも極めて有意義である。

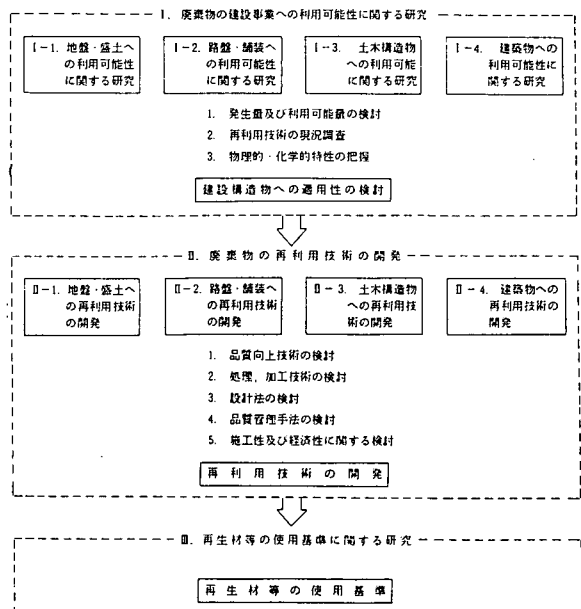
本調査では、上記のような事情をふまえ、資材を大量に使用する建設事業において、廃棄物の有効利用を図るための廃棄物の再利用技術の開発ならびに使用基準に関する研究を行うものである。

2. 調査の概要

本調査の調査期間は5か年（初年度は昭和56年）であり、全体計画は図-1のようである。この計画では、56年度と57年度に「廃棄物の建設事業への利用可能性に関する研究」を行い、その結果を踏まえて58年度と59年度に「廃棄物の再利用技術の開発」を、また60年度には「再生材等の使用基準に関する研究」を行うことにしている。

本報告書では、下水汚泥の地盤・盛土、路盤・舗装、土木構造物への利用可能性に関する昭和57年の調査結果を報告する。なお、本調査は、汚泥研究室、土質研究室、舗装研究室、コンクリート研究室の4研究室によって行われたものである。

図-1 研究開発計画フロー



3. 調査結果

3.1 改良汚泥の地盤・盛土への利用可能性に関する研究

本年度は、下水汚泥の中でも地盤・盛土への利用可能性が高いと思われる焼却灰について調査した。

3.1.1 調査方法

下水汚泥は、下水汚泥の脱水時に添加される凝集剤等によってその成分が異なる。国内の下水処理場において使用されている凝集剤は大別して、①消石灰と塩化第二鉄を使用するものと、②高分子を使用するものの2種類あり、この両者が占める割合は全体の90%以上に達している。この傾向は今後とも大きな変化はないものと予測できる。従って、この両者（以下、石灰系焼却灰と高分子系焼却灰と呼ぶ）を調査対象とした。調査は、焼却灰を土工材料として利用する際に必要となる基本的性質（物理的性質、化学的性質、力学的性質）を既存資料より整理し、取りまとめたものである。収集した資料を実験に供された焼却灰を表-1に示す。

3.1.2 結果と考察

1) 物理的性質（表-2）

(1) 比重：

比重は、2.51~3.75の範囲にあり、一般には石炭系焼却灰の方が高分子系焼却灰よりも大きい傾向にある。数値にばらつきがあるものの一般土($G_s = 2.3 \sim 2.8$)に比べて大きく、土工材料としては優れている方になるであろう。

(2) 粒度組成：

粒度組成は、礫分を主体とするものから砂、シルトを主体とするものまで多岐に渡っている。また、三角座標による分類でも砂、砂質ローム、

ローム、シルト質ローム、シルト質粘土とばらつきがある。焼却灰中の礫分は、粒子間の結合力が弱く、突固めなどによる力加われば容易に細粒化する傾向がみられる。

(3) コンシステンシー：

コンシステンシーは、液性限界、塑性限界、収縮限界の値が類似しており非塑性土であることを示している。つまり、砂質土の性質を有していると言える。同様に、塑性指数も4~13と低く、やはり砂質土の特性値となっている。

2) 化学的性質

焼却灰の主成分は、 CaO 、 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 (FeO)、 P_2O_5 である。石炭系焼却灰では当然、

表-1 供試焼却灰

試料番号	焼却灰の種類	凝集剤	脱水助剤	焼却炉機種
①		塩化第二鉄 42%	消石灰 48%	立型多段炉
②		" 42%	" 48%	"
③		" 9.2%	" 37.5%	"
④	石炭系	" 10%	" 35%	"
⑤	炭	" 12.4%	カーバイトスラリー 34.8%	"
⑥	系	硫酸鉄 5%	消石灰 20%	"
⑦	焼	" 5%	" 20%	"
⑧	却	" 5%	" 20%	"
⑨	灰	塩化第二鉄 11.7%	" 21.1%	"
⑩		" 10%	カーバイトスラリー 35%	"
⑪		" 10%	カーバイトスラリー 30%	流動床炉
⑫		アモニウム 0.4% カチオン 0.4%	消石灰 13%	立型多段炉
⑬	高	カチオン 0.97%		流動床炉
⑭	分子系	カチオン 0.7%		回転床炉

表-2 焼却灰の物理的性質

試料番号	含水比 Wc (%)	比 重 Gs	粒 度 組 成					三角座標 による分類	液性限界 L _L (%)	塑性限界 P _L (%)	収縮性限界 I.P.	収縮率 (%)	透心含水 比 (%)	日本統一 分類	
			礫分	砂分	シルト 分 (%)	粘土 分 (%)	P _u								
①	—	3.050	14	74	(10)	(2)	12.0	—	砂	—	—	—	—	SM	
② (加水)	2.764	66	29.5	5)	(0)	4.5	10.2	砂	—	—	—	—	—	GW	
③ (水30% 加可)	2.816	0	2.5	75.5	22	97.5	41.0	シルト質 ローム	55	42	13	—	25.9	MH	
④	2.958	7	63	(25)	(5)	32.0	—	砂質 ローム	63.1	56.3	6.8	—	—	SM	
⑤	2.756	0	7	80.5	12.5	93.4	2.1	シルト質 ローム	61.9	58.3	3.6	54.5	—	CH	
⑦	2.860	0	16.5	80.5	3	83.5	4.7	シルト質 ローム	66.7	61.1	5.7	54.7	—	MH	
⑧	2.882	0	16.5	81.5	2	83.8	6.7	シルト質 ローム	59.7	N. P.	—	53.2	—	MH	
⑨	2.970	5	71.0	(18)	(6)	25.0	—	砂質 ローム	50.6	N. P.	—	—	—	SM	
⑩	37.1	3.210	0	95	(5)	(0)	4.0	3.3	砂	N. P.	—	不能	40.1	SM	
⑪	0.3	3.725	1	40	46	13	57.0	—	ローム	N. P.	—	—	31.7	34.4	CL
⑫	0.4	3.080	0	7.5	79.5	13	93.0	3.3	シルト質 ローム	N. P.	—	不能	63.9	MH	
⑬	6.7	2.739	0	24	65	11	76.0	11.2	シルト質 ローム	N. P.	—	不能	64.1	MH	
⑭	0.4	2.517	0	83	(9)	(8)	12.0	37.0	砂	N. P.	—	—	28.8	32.7	SM

注：(1) ()内は測定値 (2) P_u : 74μm以下の通過率 (3) U_c = D₈₅/D₁₀

CaO, Fe₂O₃が多くなり、それぞれ約30%, 約13%含まれている。一方、高分子系焼却灰では、SiO₂が成分の約半分(44%)を占めている。また、一般の岩石に比べてP₂O₅が比較的多く(4~6%)含まれている。pHは、石炭系焼却灰が11~12程度の強アルカリ性であり、高分子系焼却灰は、ほぼ中性である。石炭系焼却灰には、CaOが多く含まれており、砂や粘土などと反応して土質工学的性質を良い方向に変化させる作用があり、土壌改良材としての利用も考えられる。

3) 力学的性質

(1) 締固め試験：

締固めの曲線を図-1に示す。これらの結果より最大乾燥密度は、0.78~1.12 g/cm³、最適含水比は、39.5~66.0%の範囲にある。焼却灰の物理的性質をみれば、比重が高く、砂質土系の粒度組成をしているが、そのわりには、最大乾燥密度は低く、最適含水比は高い傾向にある。これらの値は砂質ローム~シルト質ロームの締固め特性と類似している。この特性は、焼却灰の粒径、形状などが複雑な影響を与えているためであろう。

(2) 修正CBR：

95%修正CBR値は、25~165%と大きな値が得られており、山砂と比べて大きな修正CBR値が期待できる。この修正CBR値のみから判断すると焼却灰単体で路盤材としての使用が可能である。

(3) 透水係数：

最適含水比で締固めた場合の透水係数は、 $1.60 \times 10^{-3} \sim 6.09 \times 10^{-6}$ cm/secであり、透水性は低い~非常に低いことになる。また、粒度組成から透水係数を求めるHazen, Creagerの経験式との対応性は、非常に悪い。

(4) 強度の経時変化：

一軸圧縮強度の経日変化を図-2に示す。図-2より明らかのように、石炭系焼却灰の場合は、初期強度(養生日数0日、 $q_u = 2.0 \sim 16.0$ Kg/cm²)の3~7倍程度の強度増加がみられる。また、強度増加が著しいのは0~28日の間である。

それに比べて高分子系焼却灰の場合は、初期強度 $q_u = 1.5$ Kg/cm²からほとんど強度の増加はみられない。石灰系焼却灰の強度増加には、石灰分の化学的反応が大きく関与していると思われる。

(5) 設計CBR：

事例がひとつのみのため明解な判断は下せないが、湿気養生による強度増加量は一軸圧縮強さと同様に大きな値となっている。一方、水中養生をした場合は、一度強度が増加した後、養生日数100日目では強度が低下し、初期強度よりも低い値となっている。しかし、設計CBRの値としては、20~110%と非常に大きな値が得られていることからすると、土工材料としての性質は十分に具備していると考えられる。

(6) 添加剤として使用した場合の特性：

高含水比の関東ローム(自然含水比92.0~98.9%)に石灰系焼却灰(塩化第二鉄42%, 消石灰42%,

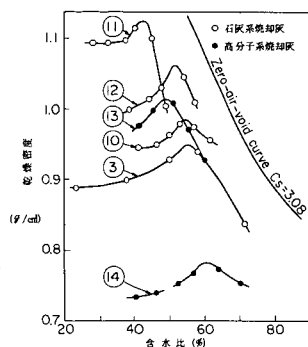


図-1 焼却灰の締固め曲線

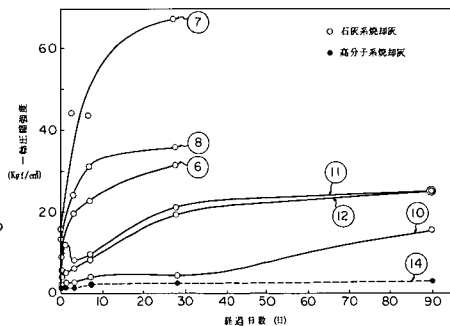


図-2 焼却灰の一軸圧縮強度の経日変化

脱水時に添加), 生石灰, 消石灰を5〜50%添加した場合の特性を設計CBR値と比較した。それぞれの添加剤を約30%添加した場合のCBR値は, 石灰系焼却灰39.6%, 生石灰46.8%, 消石灰21.8%であり, 石灰系焼却灰は, 生石灰と消石灰との中間的な効果があることが判明した。

3.1.3 まとめ

焼却灰は粒度組成にばらつきがあるものの, 比重も大きくコンシステンシーは砂質土の特性を有し強度的にも十分に期待できる材料であり, 道路盛工の路体・路床の材料あるいは造成盛土材として優れている。また, 石灰系焼却灰であれば, 締固め後相当の強度が期待でき, しかもその単体体積重量が軽いということは, 軟弱地盤工の高盛土や橋台, 擁壁などの裏込材料としても有利である。一方, 石灰系焼却灰に多量に含まれている生石灰の効果を考慮すれば, 土質改良材としての利用も可能である。しかし, 土質試験結果では, 自然土と同様には解釈できない部分もあり, 今後の調査が必要である。また, 運搬や施工時における粉塵の問題等解決すべき点もある。

3.2 下水汚泥焼却灰及び石炭灰の溶出試験

3.2.2 目的と方法

下水汚泥焼却灰(以下焼却灰)及び石炭灰, 排脱石コウを建設事業へ有効利用する場合には, それらの安全性を確かめる必要がある。ここでは, 安全性を確かめるために, 「有害な産業廃棄物等に係る判定基準」(環境庁告示13号)にもとづく溶出実験を行った。また, これらの廃棄物を盛土等へ利用する場合には, 施工時に締固めが行なわれることを考慮し, 溶出試験は, 締固め無しの原試料と, 締固めを行った後の試料について行った。同時に, 締固めによる微細化の程度を測定するために粒度試験を行った。尚, 締固めは最適含水比の状態で行った。

3.2.2 結果と考察

試料の締固め前後の溶出試験結果を表-3に示した。表-3内の判定基準は, 「有害な産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令」における埋立処分に対する数値である。これらの結果より, 焼却灰, 石炭灰排脱石コウとも, 締固め前, 締固め後のすべての試料が判定基準値以下であることが

表-3 溶出試験結果

試料	締固め	アルキル水銀	総水銀	カドミウム	鉛	有機リン	六価クロム	ひ素	シアノ	PCB
焼却灰	石灰系(Ⅰ)	前	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	石灰系(Ⅱ)	前	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	高分子系	前	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.28	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
石炭灰	国内炭(Ⅰ)	前	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	国内炭(Ⅱ)	前	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.06	N.D.	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	0.05	N.D.	N.D.	N.D.
	国外炭	前	N.D.	N.D.	0.005	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
		後	N.D.	N.D.	0.006	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
排脱石コウ	前	N.D.	N.D.	0.009	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	後	N.D.	N.D.	0.009	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
判定基準		不検出	0.005以下	0.3以下	3以下	1以下	1.5以下	1.5以下	1以下	0.003以下

(1) 各項目の単位はmg/L。 (2) N.D. は不検出のこと

表-4 締固め試験による粒度変化

試 料	締固め前粒度分布				締固め後粒度分布				
	粗砂・粗 砂分(%)	シルト分 (%)	粘土分 (%)	均等係数	粗砂・粗 砂分(%)	シルト分 (%)	粘土分 (%)	均等係数	
焼 却 灰	石灰系 (Ⅰ)	37	37	26	—	37	40	24	—
	石灰系 (Ⅱ)	32	58	10	7.5	29	61	10	7.7
	高分子系	30	57	13	9.2	26	63	11	8.8
石 炭 灰 等	国内炭 (Ⅰ)	21	68	11	9.5	22	68	10	11.5
	国内炭 (Ⅱ)	50	43	7	4.4	43	46	11	2.9
	国外炭	8	79	13	5.9	5	81	14	8.7
	排石コ 脱ウ	0	30	70	2.3	0	30	70	2.3

確かめられた。また, 粒度試験については, 表-4に示すように, 焼却灰, 石炭灰のいずれもやや細くなる傾向を示した程度であり, 変化はほとんどなかった。排脱石コウについても締固め前後で変化はみられなかった。

3.3 路盤・舗装への利用可能性に関する研究

本年度は、下水汚泥焼却灰、石炭灰、コンクリート廃材の路盤材としての利用可能性について検討した。

3.3.1 研究内容

1) 室内試験

廃棄物のうち、舗装への利用がすでに可能と判断されるもの、又は発生量等の理由から新たな検討を要しないものを除き、下水汚泥焼却灰、石炭灰、コンクリート廃材を路盤材として利用することが可能か否かについて、図-3に示すフローにより検討した。

供試材料は確認のため溶出試験を行い、単体については路盤材料の一般試験である含水量、比重、粒度、修正CBR試験等を行った。また、各廃材を従来使用されている粒度調整材料の部分的な置換え材（以下配合材という）としての使い方、およびセメントや乳剤で安定処理した使い方についても検討した。

試験に使用した材料を表-5に示す。下水汚泥焼却灰は、脱水時に添加する凝集剤や凝集助剤により石灰系と高分子系の2種類があるので、それぞれの代表をサンプリングした。石炭灰は、クリンカーアッシュ、シンダーアッシュ、フライアッシュの3種類に大別されるが、発生量等を勘案し表-5の3種類を選定した。また、コンクリート廃材はC-40相当品を1種類選んだ。

2) 試験施工

下水汚泥焼却灰と石炭灰の路盤への利用可能性の検討の一つとして、路上再生路盤工法（セメント系、セメント、アスファルト乳剤系）への適用性等を検討するため図-4に示すフローに従った試験施工を実施した。

室内試験により路盤材への利用に適する

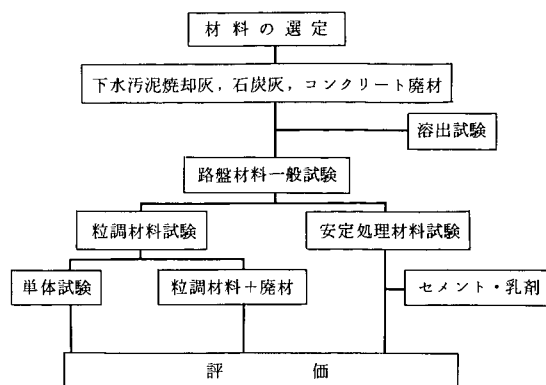


図-3 室内試験フローチャート

表-5 室内試験供試材料

	種 類
下水汚泥焼却灰	石灰系焼却灰
	高分子系焼却灰
石 炭 灰	クリンカーアッシュ
	シンダー + アッシュ
	シンダーアッシュ
コンクリート廃材	C-40 相 当 品

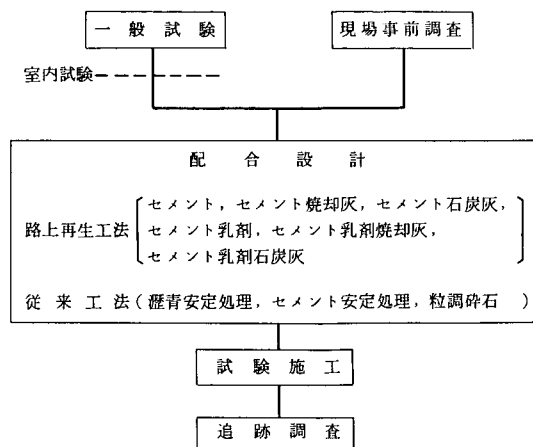


図-4 試験施工フローチャート

と判断された石灰系焼却灰とシンダー+フライアッシュを路上再生工法における安定材としての使用方法検討のため、従来工法との比較ができるように舗装厚を同一にして行った。

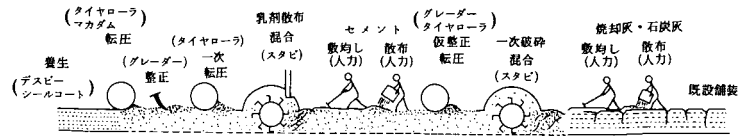


図-5 再生路盤工法の施工手順

なお、路上再生工法とは、

図-5に示すように、散布、一次破碎、混合、転圧という工程からなる工法である。

3.3.2 研究成果

1) 室内試験

図-6は各供試材料の素材単体と、配合材の修正CBR値を示したものである。

図-7, 8は各供試材料を安定処理した場合の一軸圧縮強度等を示したものである。

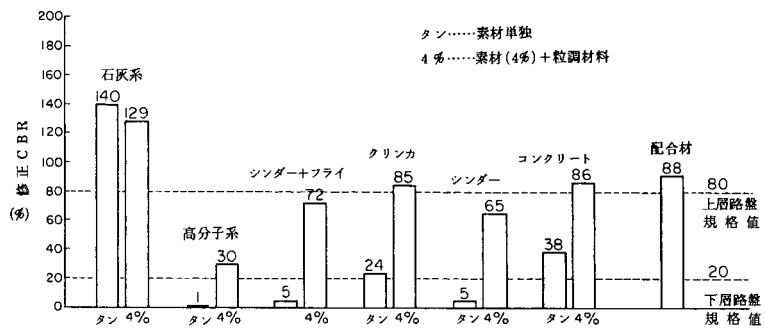


図-6 素材、配合材(4%)の修正CBR

これらの結果から材料別にみると以下のようなことが判明した。

(1) 下水汚泥焼却灰

- 自硬性が認められる。
- 石灰系焼却灰は、路盤材料としての利用が単体、配合材、安定処理のいずれの形態でも可能と考えられる。
- 高分子系焼却灰は、路盤材料としての利用は配合材の下層路盤以外は難しい。

(2) 石炭灰

- 自硬性は7日~28日の強度の伸びはあまり期待できない。
- クリンカは、配合材、セメント・乳剤安定処理の形態では路盤材料としての利用が考えられる。
- シンダー、フライアッシュは、配合材とする以外は難しい。

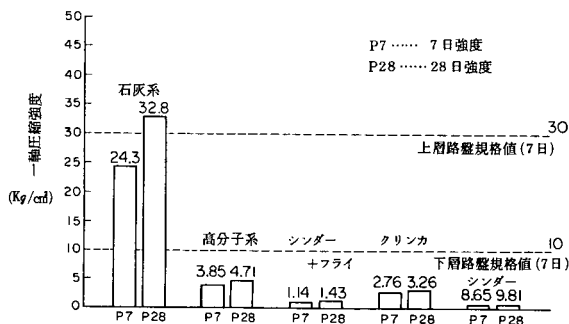


図-7 養生日数と一軸圧縮強度 (Kg/cm²)
(セメント安定処理)

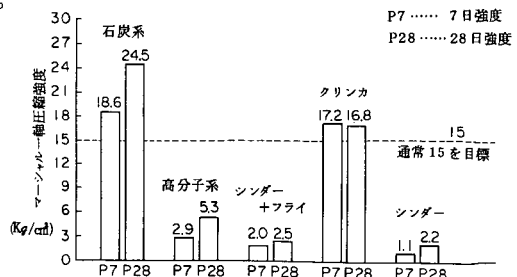


図-8 養生日数とマーシャル一軸圧縮強度
(セメント・乳剤安定処理)

(3) コンクリート廃材

- 。単独では下層路盤へ、配合材とすれば上層路盤への利用が考えられる。

2) 試験施工

今回の試験施工の施工段階までの評価を以下に示す。

- 。焼却灰、石炭灰ともスモーキングを改善するためには袋詰めが望ましい。また、バラものの使用に際しては特殊運搬車両の開発が望まれる。
- 。二種の粉体（セメントと焼却灰、石炭灰）を二重に敷均すことは、敷均し量の確認、均一な混入という点で困難である。したがって、敷均し、混合、転圧等が2回となり、従来の方法より割高となる。
- 。散布、敷均しに当たっては、風が吹くと飛散しやすいので、粉じん対策は十分行わなくてはならない。
- 。粉じんの発生や経済性などから、焼却灰の使用料は2%、石炭灰は3%が限度と思われる。

3.4 土木構造物への利用可能性に関する調査

3.4.1 方法

今年度は、(1)既存の下水汚泥熔融技術、下水汚泥熔融スラグの調査、(2)下水道施設に使用されているコンクリート製品の調査の2調査を行った。

(1)では、熔融技術の現状と下水汚泥熔融スラグ（以下、熔融スラグという）の種類、熔融スラグの物性を決定する基本的な因子について、文献及びヒアリング調査を行い、熔融技術の今後の課題をまとめた。

(2)では、下水道工事で使用されているコンクリート製品を集計した後、ヒューム管として使用されている骨材量を概算した。また、熔融スラグを細骨材として利用したヒューム管を製造した調査、結晶化を十分行った熔融スラグの物性を提示するとともに、本研究所でも熔融スラグを用いたコンクリートについて各種の試験を行った。

3.4.2 結果

1) 既存の下水汚泥熔融技術、下水汚泥熔融スラグの調査

現在、熔融技術としては、反射炉式、アーク放電炉式、旋回流炉式、マイクロ波照射炉式、コークスベッド炉式の5種類あり、熔融対象物としては、焼却灰、乾燥汚泥の2種類ある。主な熔融条件としては、熔融温度と流動化率とがある。これらの条件を支配する因子としては、塩基度(CaO/SiO_2)があり、石灰分(CaO)が多いと熔融温度は高くなり粘性が下がる。一方、珪酸分(SiO_2)が多いと熔融温度は低くなり粘性が増す。実務的には、熔融温度を下げ融液の粘性を下げる必要があり、最適な熔融条件を見つけなければならない。塩基度の最適範囲としては、0.6~1.3という値が報告されている。次に、熔融スラグの物性は、融液の冷却方法により大きく左右される。冷却方法には、急冷と徐冷があり、急冷するとガラス状スラグ、徐冷すると岩石状スラグとなる。徐冷した方が、急冷する場合より熔融スラグの結晶化率が高くなり強度が増加する。例えば、保温容器で30~40分間保温した場合、70~80%の結晶化が得られる。また、最近の結晶化技術として、急冷した熔融スラグを再び1,000℃から1,150℃の中で30分程度処理する方法がある。

2) 下水道施設に使用されているコンクリート製品の調査

下水道工事で使用されているコンクリート製品としては、管材、マス、側溝、マンホール等がある。管材では、ヒューム管が42.9%のシェアを占め、総施工延長は、約3,200kmとなっている。(昭和56年度)。このヒューム管に使用されている骨材料を概算すると、組骨材、細骨材合わせて約60万tonとなる。昭和55年度における濃縮汚泥量は、固形物量で約94万tonであり、濃縮後の汚泥処理による汚泥量の増減を考慮し、熔融スラグ化による重量減少率を1/2であると考ええると、約47万tonの熔融スラグが生成されることになる。ヒューム管のみでの骨材使用量が60万tonであること。また、昭和56年度における下水道普及率が31%で下水道普及率の伸び率がほぼ1~2%であることを考えると、将来においてもかなりの量のコンクリート製品が下水道工事で使われるものと思われる。次に、急冷による熔融スラグをコンクリート用細骨材としてヒューム管を製造した調査では、ひびわれ強度及び破壊強度ともJIS規格値を十分満足していることが示されており、熔融スラグを用いたヒューム管の製造が可能であることが判明している。本研究所では、徐冷による熔融スラグ(砕石状、大気中で徐冷のため結晶化は不完全)2種類、急冷による熔融スラグ(砕砂状)1種類について、前者は、骨材試験とコンクリート試験、後者は骨材試験のみを行った。徐冷熔融スラグは、比重、吸水率、単位容積重量は規格値を満足し、実績率も良好な値を示した。しかし、破碎値や安定性ではその規格値に近い、あるいは上回る値を示しており、熔融スラグの強度や塑性が天然石に比べて少し劣ると考えられた。また、コンクリート試験では、圧縮強度、曲げ強度の値が砂岩砕石より低くなった。これは、熔融スラグ自体の強さの影響と熔融スラグ表面がガラス質のためモルタルとの付着力が弱いと思われる。凍結融解試験では、熔融スラグを用いたコンクリートの効弾性係数比の低下が、砂岩砕石を用いたものより大きい結果が得られたものの、凍結融解作用に対しては耐久であると判断される。急冷熔融スラグは、比重が小さく、吸水率は大きく、また、手でも容易に割ることができるものであり、品質は、一般の細骨材に比べて劣るようであった。一方、十分に結晶化した熔融スラグの骨材試験を行った報告によると、JIS規格値(比重、吸水率、すりへり減量、安定性)を十分に満足するものであることが示されている。これらの結果より、熔融スラグの物性に大きな影響を与える因子は、熔融スラグの結晶化の程度であると思われる。

今後の課題としては、熔融スラグの結晶化プロセスの解明、結晶化を促進するための冷却方法の改良、汚泥性状の相違による熔融スラグ物性の変化等の把握が重要である。これらの課題について調査研究を行い、今後、品質の良い熔融スラグを製造することが肝要である。また、熔融スラグの規格値を定める必要があり、今後、JIS規格値を参考にしながら、熔融スラグに適した規格値を決定して行かなければならない。

VI 下水道事業調査費による他部の研究

1. 下水道管路施設の耐震性に関する調査

耐震研究室 室 長 岩崎敏男

主任研究員 中島威夫

後藤勝志

水庭健一

1 まえがき

下水道管路施設は1923年関東地震をはじめ、1964年新潟地震、1968年十勝沖地震、1978年宮城県沖地震などによって被害を受けているが、これらの被害を通して特徴的にいえることは、下水道管路施設は大部分が地中構造物であるために被災箇所の把握が極めて困難であり、被害の発見と復旧に長時間要する場合が多いことである。このため、下水道管路の設計にあたっては適切な対策を構じ、耐震性向上を図る必要がある。前年度の調査によって、地震時の下水道管路施設被害は地盤急変部やマンホールとの接続部に集中することが明らかとなった。本年度は、地盤急変部に埋設された下水道管路を対象に、地震時挙動、耐震計算法について検討した。

2 研究目的

下水道管路施設の耐震性向上を図るためには、耐震上問題となる要因をあらかじめ知り、所要の対策を構ずる必要がある。本調査は、地震時における下水道管路施設の挙動を把握し、これを通して下水道管路施設の合理的設計法の確立に資することを目的とする。

3 研究方法

3.1 地盤急変部に埋設された下水道管路の地震応答解析

前年度の地震被害調査より、下水道管路施設の地震時被害は、マンホール接続部のほか地盤急変部に集中していることが明らかとなった。ここでは、地盤急変部の地震時挙動を解明するために、以下のような手順で解析を行った。

- 1) 解析用急変地盤モデルの設定
- 2) 急変地盤に埋設された下水道管路の地震応答解析
- 3) 解析結果の整理
- 4) 地盤急変度の定義づけ

3.2 継手相対変位量の算定

下水道管路に継手を設置した場合の、地盤急変度と継手相対変位量との関係について、以下の手順で検討を行った。

- 1) モデル地盤の設定
- 2) 地震応答解析による継手相対変位量の算定
- 3) 解析結果の整理

3.3 地盤急変部に埋設された下水道管路の耐震計算法

ここでは、継手の効果に着目した、地盤急変部の下水道管路の耐震計算法についての基本的な考え方を示した。

4 研究内容

4.1 地盤急変部に埋設された下水道管路の地震応答解析

4.1.1 解析モデルの設定

地震応答解析に用いた解析モデルは図-1の如く、表層地盤厚、地盤せん断波速度、基盤勾配を適宜変化させた全24ケースとする。

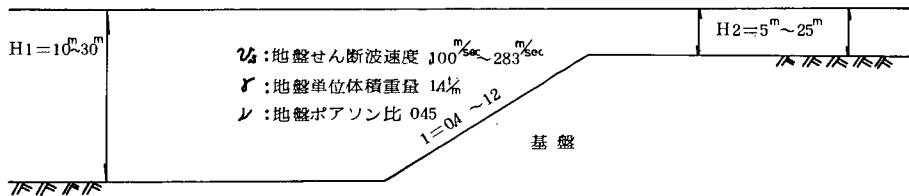


図-1 解析に用いたモデル地盤

埋設管は2,000mmの鉄筋コンクリート管(断面積 $A=1.196\text{ m}^2$ 、断面二次モーメント $I=0.712\text{ m}^4$ 、ヤング率 $E=2\times 10^4\text{ t/m}^2$)とし、土被り厚は2.0mとした。

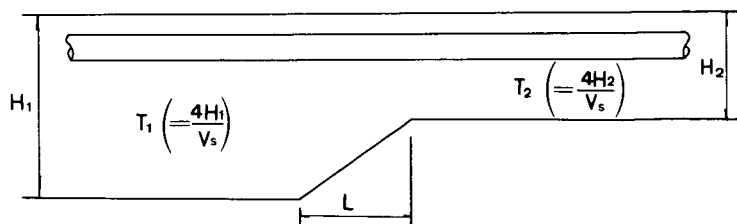
4.1.2 地震応答解析

前節で作成された急変地盤モデルを用いて地震応答解析を行った。解析に使用したプログラムは当研究室で開発した「地中構造物応答解析プログラムDAST-1」である。同プログラムの仕様及び内容については、文献1)2)に詳しく記されてあるので、ここでは省略する。入力地震動は、1978年宮城県沖地震($M=7.4$)の際に樽水ダム(震央距離:119km)の基礎岩盤上ダム軸方向で記録された地震波(最大加速度 236 gal)を用いた。入力加速度の最大値は基盤面で 100 gal とした。また地震動の入力方向は管軸方向と管軸直角方向の2方向を考慮した。地盤の減衰定数は0.2とした。

解析結果を表-1に示す。

表-1 地震応答解析結果

ケースNo.	H ₁ (m)	H ₂ (m)	L (m)	V _s ($\frac{m}{s}$)	T ₁ (sec)	T ₂ (sec)	T ₁ -T ₂ (sec)	N _{max} (t)	M _{max} (tm)	軸ひずみ ($\times 10^{-5}$)	曲げひずみ ($\times 10^{-6}$)
1	10.0	5.0	10.0	100	0.40	0.20	0.20	181	21	76	18
2	25.0	5.0	10.0	100	1.00	0.20	0.80	692	82	288	68
3	12.5	10.0	10.0	100	0.50	0.40	0.10	166	16	69	13
4	15.0	10.0	10.0	100	0.60	0.40	0.20	307	31	128	26
5	20.0	10.0	10.0	100	0.80	0.40	0.40	548	54	229	45
6	25.0	10.0	10.0	100	1.00	0.40	0.60	690	66	288	55
7	25.0	15.0	10.0	100	1.00	0.60	0.40	517	42	216	35
8	30.0	15.0	10.0	100	1.20	0.60	0.60	650	54	271	45
9	25.0	20.0	10.0	100	1.00	0.80	0.20	247	19	103	16
10	30.0	25.0	10.0	100	1.20	1.00	0.20	192	13	80	11
11	15.0	5.0	10.0	141	0.42	0.14	0.28	295	33	123	27
12	15.0	5.0	10.0	200	0.30	0.10	0.20	163	19	68	16
13	15.0	5.0	10.0	283	0.21	0.07	0.14	82	10	34	9
14	30.0	5.0	10.0	100	1.20	0.20	1.00	738	87	308	72
15	30.0	5.0	10.0	141	0.85	0.14	0.71	781	84	326	70
16	30.0	5.0	10.0	200	0.60	0.10	0.50	639	67	267	56
17	30.0	5.0	10.0	283	0.42	0.07	0.35	416	47	174	39
18	15.0	5.0	3.0	100	0.60	0.20	0.40	425	45	177	37
19	15.0	5.0	5.0	100	0.60	0.20	0.40	462	48	178	40
20	15.0	5.0	10.0	100	0.60	0.20	0.40	426	49	176	41
21	15.0	5.0	20.0	100	0.60	0.20	0.40	401	39	167	32
22	15.0	5.0	40.0	100	0.60	0.20	0.40	364	29	152	24
23	15.0	5.0	60.0	100	0.60	0.20	0.40	339	26	141	21
24	10.0	5.0	120.0	100	0.40	0.20	0.20	87	2	36	2



4.1.3 地盤急変度の定義づけ

地盤条件の変化の度合い（以下「地盤急変度」と称す）を表わすパラメーターとして、表層地盤厚の変化、基盤の傾斜角、地盤性状の変化等が考えられる。ここでは、それらすべての変化を同時に考慮しうるものとして表層地盤の固有周期の変化をとりあげ、前節で計算された埋設管ひずみとの対比を行ってみた。表層地盤の固有周期の変化を表示する方法としては、深い方の表層地盤の固有周期（ T_1 ）と浅い方の表層地盤（ T_2 ）との比 $R (= T_1 / T_2)$ をとる方法、あるいは差 $D (= T_1 - T_2)$ をとる方法が考えられるが、図-2、図-3より明らかなように、地盤急変度として固有周期差 D を用いることによって、埋設管ひずみとの相関性を見出すことができた。

以上より、地盤急変度は表層地盤の固有周期の差 D によって表示することが可能と考えられる。

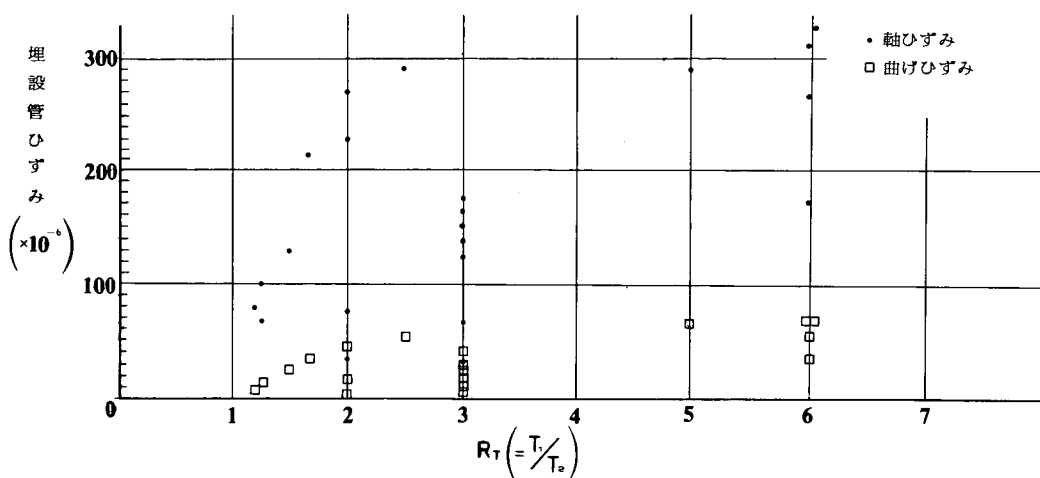


図-2 表層地盤固有周期比と埋設管ひずみとの関係

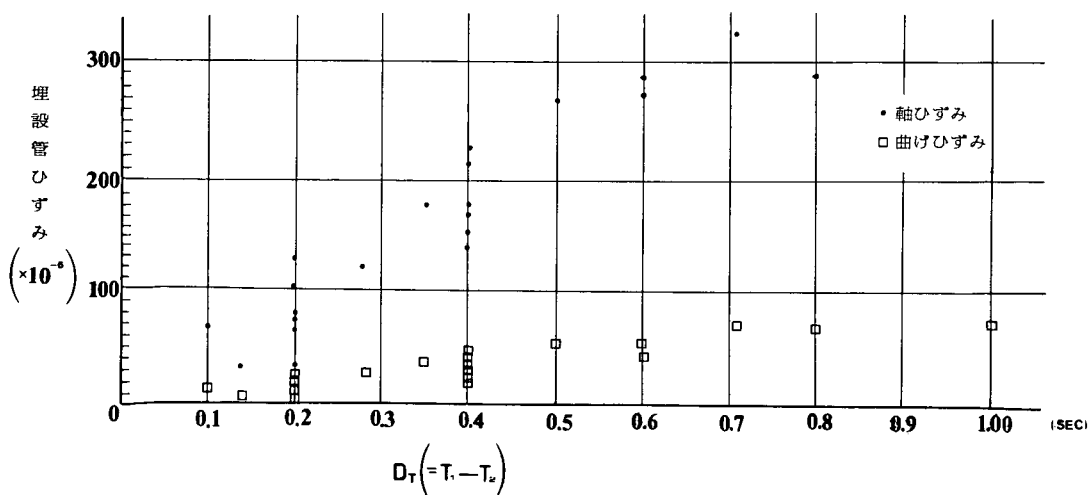


図-3 表層地盤固有周期差と埋設管ひずみとの関係

4.2 継手相対変位置の算定

地盤急変部に埋設された下水道管路の耐震性を向上させる方法として、伸縮性能を有する継手の設置、管本体の補強、基礎の補強、地盤改良等が考えられるが、効果・工費・施工性からみて継手の設置による方法が最適と考えられる。ここでは、地盤急変度と地震時継手相対位置との関係を明確にするために、引続き地震応答解析を行った。

4.2.1 解析モデルの設定

解析モデルの設定にあたって

図-4の如く基盤傾斜角と埋設管ひずみとの関係を図示してみた。図より基盤傾斜角が 45° 以上にて、ひずみは一定値を示すことが明らかとなった。つまり、基盤傾斜角を 45° に設定すれば、最大ひずみを得ることができるといえる。そこで、解析モデルの基盤傾斜角は 45° に固定した。表層地盤厚は深い

方で $7.5\text{ m} \sim 60\text{ m}$ 、浅い方で $5\text{ m} \sim 37.5\text{ m}$ 、その他の条件は4.1.1の解析モデルと同様とした。ただし埋設管はヒューム管長 2.43 m 間隔で設けられた継手位置にて完全に切り離された不連続の線状構造物と仮定した。

4.2.2 地震応答解析による継手吸収変位置の算定

解析で使用した入力地震波は4.1.2で使用した樽水ダム地震波の他に下記2地震波を使用した。

地震名	発生年月日	観測地	方向	マグニチュード	震央距離	最大加速度
十勝沖	1968、5、16	八戸湾	NS	7.9	190 km	145 gal
根室半島沖	1973、6、17	静内橋(GL-4D ⁰)	橋軸	7.4	305 km	45 gal

解析結果は図-5の通りである。

図より、固有周期差で表示される地盤急変が大きい程、地震時継手相対変位が大きくなることわかる。

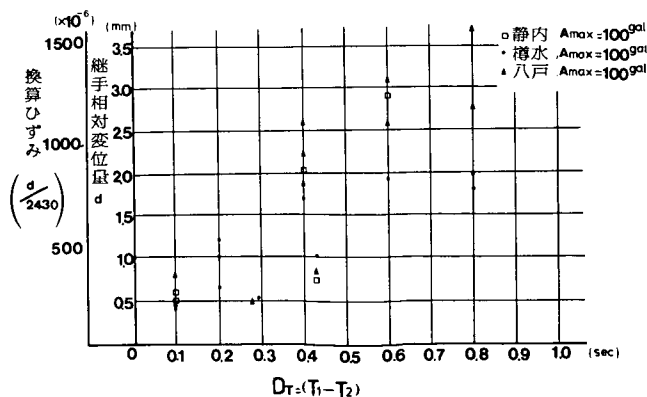
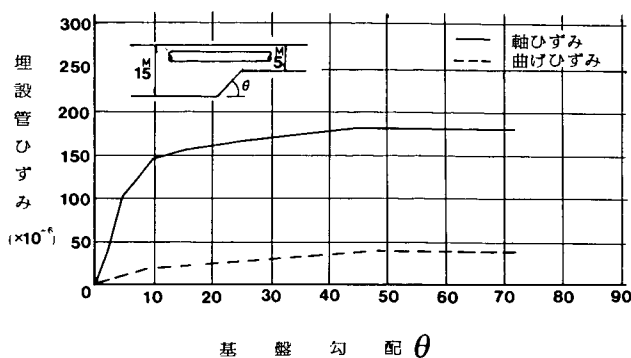


図-5 地盤急変度と継手相対変位置

4.3 地盤急変部に埋設された下水道管路の耐震計算法

図-6 は地盤急変部に埋設された下水道管路の耐震計算に関して基本的な考え方を示したものである。

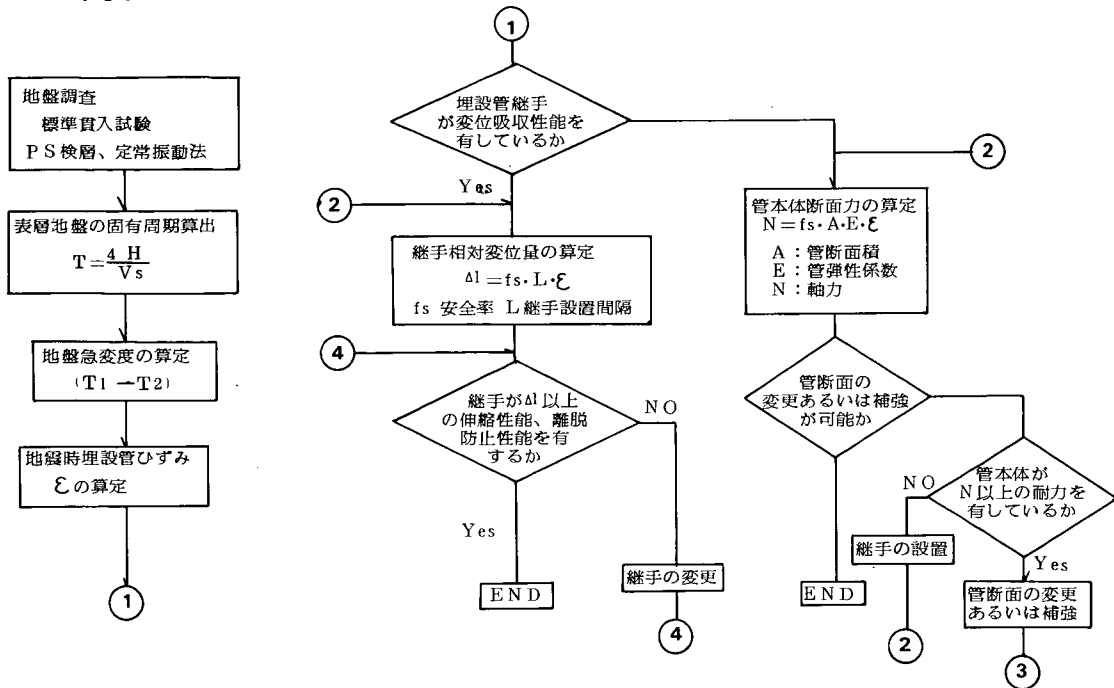


図-6 地盤急変部の下水道管路耐震計算流れ図

4 4 ま と め

以上の解析により明らかとなった地盤急変部に埋設された下水道管路の地震時挙動を要約すると以下になる。

- 1) 地盤急変部に埋設された下水道管路の地震時ひずみ及び継手相対位置は、表層地盤差固有周期差 (D_r) で表示される地盤急変度の関数として表示される。一般に D が大きい程、ひずみと相対変位量が大きくなる。
- 2) 地震時埋設管ひずみは、曲げひずみよりも軸ひずみが卓越する。
- 3) 地震時埋設管ひずみは基盤傾斜角が 10° 付近までは急増し、 10° を越すと増加の勾配は緩やかとなり、 45° 付近にて最大値に達する。

5 今後の問題点

本解析によって、地盤急変部に埋設された下水道管路の地震時挙動の一部を知ることができたわけであるが、今後は管本体、継手、ならびにマンホールとの接続部の地震時挙動に関して動的実験をも含めた詳細な検討を行い、それをもとに下水道管路施設の耐震設計法の確立を進めてゆく必要がある。また管路のみならず、ポンプ場・処理場等の各種の拠点施設についても耐震性の検討が必要である。

- 参考文献 1) 栗林他「沈埋トンネルの軸線上の断面力及び変位の地震応答解析法に関する研究」

土研資料第 1 1 9 3 号 5 2.3

- 2) 栗林・他「地中構造物の地震応答解析プログラムDAST-1仕様書(その2)」

土研資料第 1312 号 533

2. 低地排水計画手法に関する調査

総合治水研究室 室 長 山本晃一

研究員 金木 誠

中島輝雄

1. はじめに

低平な市街地においては、雨水排除機能を持つ下水道敷設区域においても、地形特性により浸水被害を受けることがある。また、下水道整備後の市街地においては、雨水排水路網の整備による流達時間の短縮、流出量の増大、排除先河川の流下能力不足に起因した浸水の発生も見受けられる。

治水計画の基本的な対策は河川改修であるが、このような地域においては、河道沿いまで住宅が建ち並んでいるため、用地取得難、工事費の増大、財政的制約等から河川改修の相対的な遅れがみられ治水安全度は年々低下しており、効率的な治水対策（流出抑制対策）を講ずることが必要不可欠となっている。

2. 調査目的

本調査は、総合的な治水対策あるいは、雨水排除における総合的な対策の一環として、東京都の目黒河流域を対象とした浸水実態調査により、下水道整備経過と浸水状況の変遷、浸水被害状況、現地浸水対策等について調査・検討を行ない、河川計画と下水道計画との整合性に関する基礎資料とした。

また、昭和55年度調査を行なったN市内のS河流域を対象として、浸透型施設による流出抑制効果の検討も行なった。

3. 調査結果

3.1 浸水実態調査

1) 目黒川流域の概要

目黒川は、玉川上水の分水路であった烏山、北沢両用水が流域の開発、宅地化に伴って排水幹線となり、さらに下水道幹線となったものを合した河川である。この目黒川は、青葉台、東山を流下し、右支川蛇崩川を上目黒一丁目（東横線中目黒駅付近）で合流し、目黒区、品川区内を東流し、東京湾に

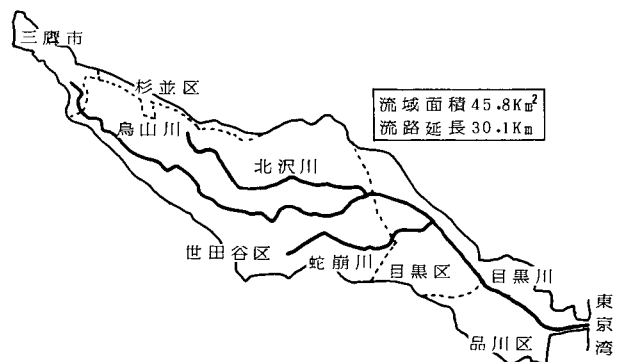


図-1 目黒川水系流域概要図

流入する二級河川である(図-1参照)。二級河川の指定区間の延長は、目黒川7.82Km、蛇崩川5.11Km、北沢川5.50Km、烏山川11.70Kmの合計30.13Kmであり、流域面積は45.8Kmである。

流域の地形は、北沢川、烏山川の両排水路に沿って100~200mぐらいが低地部となっており、この低地部の左右岸側が台地となるU字型の浅い谷を形勢している。また、土地利用は、低地部では昭和20年代頃までは水田として利用されてきたが、昭和40年代の経済成長時期に盛土による宅地化が進展してきた。下流部においては、昭和初期から市街地が形成されており、商工業の発展に伴い、貨物の集散上における水運に利用され、河口より5.5Km付近に船入場が設置されたこともあり、昭和初期に、すでに流域の約60%程度が宅地化され、昭和45年までに約93%程度宅地化が進んだ。その後は、宅地化の傾向は、横ばい状態にあり、ほとんど流域の開発は終了したものと思われる(図-2参照)。

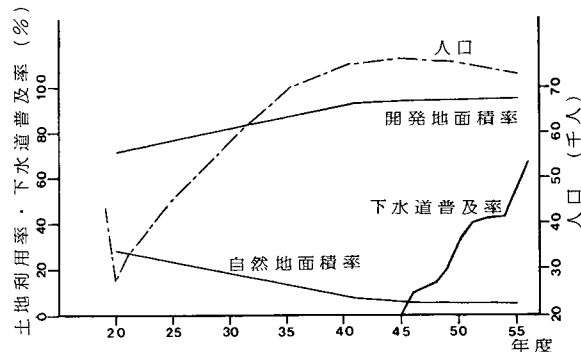


図-2 目黒川流域下水道普及・開発面積・人口経年変化図

目黒川の改修経過は、大正12年に目黒川改修事業と称し、都市計画河川事業として着手され、昭和14年度に烏山川、北沢川の合流点まで完成した。その後、昭和40年代後半に目黒川上流域の公共下水道事業が始まり、それと同時に河道の疎通能力を高めるための河床掘削工事が行なわれ、現在では50mm/hr計画河道の整備が行なわれている。

2) 下水道整備経過と浸水状況の変遷

目黒川流域における下水道整備は、昭和43年度から始められ、昭和45年度末に約10%であったものが、昭和50年度末で約33%、昭和56年度末で約70%と近年になって急激に整備されてきている(図-3参照)。また、流域の大半を占める品川区、目黒区、世田谷区の下水道整備経年変化を図-3に示す。

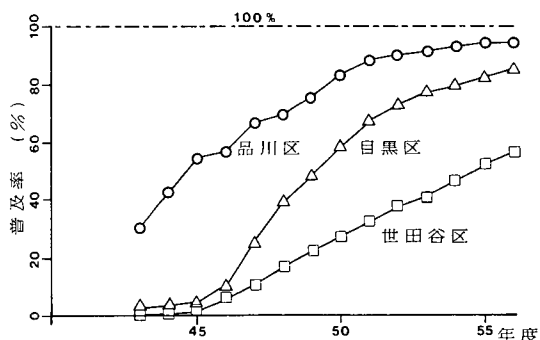


図-3 区別下水道普及率変化図

品川区の下水道整備は、昭和40年頃から始められ、現在では、約94%程度整備が終了している。目黒区では、羅漢寺川幹線が昭和36年に工事着工されたのを始め、目黒川幹線、蛇崩川幹線と続き、現在では約85%程度の整備率となっている。一方、世田谷区においては、昭和46年に烏山幹線、昭和47年に北沢川幹線が工事着工され、ようやく最近完成したが、上流部はほとんど未整備であり、下流部でも幹線に沿った部分のみが面整備されている程度で、整備率は約56%程度となっている。

図-4に目黒川流域における浸水実績を示す。同図は、下水道整備状況を考慮して、昭和45年

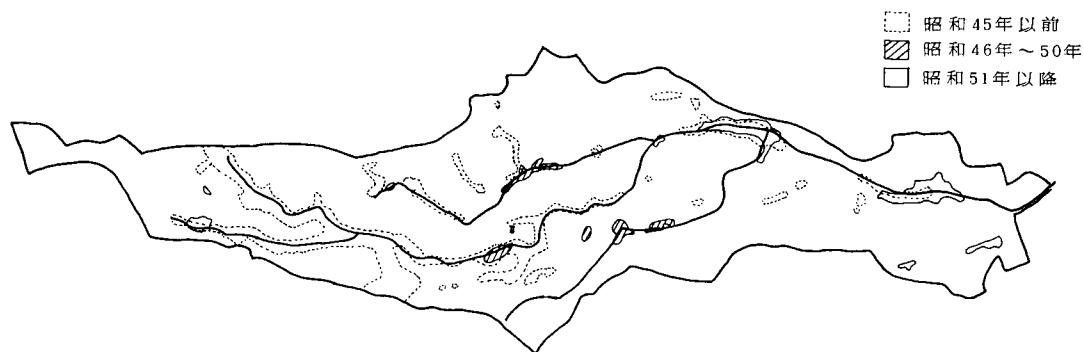


図-4 目黒川流域浸水実績図

以前、昭和46～50年、昭和51年以降の三年代に区分して、その期間内に発生した浸水区域を重ね合わせて図化している。図より、各洪水の降雨規模がそれぞれ異なるため、一概には言えないが、次のような傾向が伺える。

- 昭和45年度以前の浸水区域は、河川改修、下水道幹線が未整備であったため、流下能力の小さい部分において氾濫し、特に上流部の氾濫が激しい。
- 昭和46～50年にかけては、あまり大きな洪水が発生しておらず、浸水区域としては比較的小さいが、下水道の未整備区域での氾濫が見受けられる。
- 昭和51年以降の浸水区域は、下水道幹線部においてはあまり見受けられないが、目黒川との合流地点で浸水が多発している。

次に、浸水区域と下水道整備、土地利用の状況の関係をみると、図-5のようになる。同図より、下水道整備により上・中流部の浸水は解消して来たが、これに伴い洪水の流達時間を短くし、本川への合流時間が短時間になったため、目黒川へ集まる流水が瞬時となり、河川の流下能力不足のため、河川水位の上昇を誘発させることとなり、河川よりの溢水あるいは下水道よりの逆流に伴う浸水区域が、下流部において集中してくる様相が認められる。

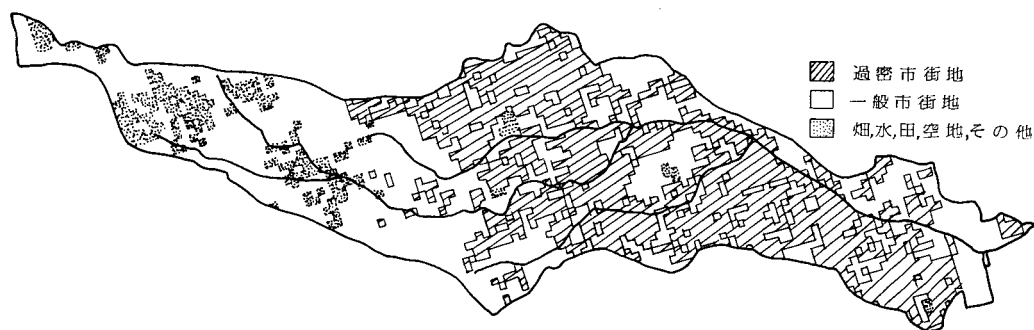
3) 浸水被害状況及び現地浸水対策

目黒川流域の浸水被害地区は、商店、事業所が多い地域のため、商店、製品などにかんがりの被害を出している。特に、昭和56年7月22日洪水では上流部において、また昭和57年9月12日洪水では下流部の被害が大きく、両洪水とも浸水時間は短いが、急に水位が上昇したため対策がとれなかったことが大きく影響している。表-1に目黒川流域での過去10ヶ年の水害状況を示す。

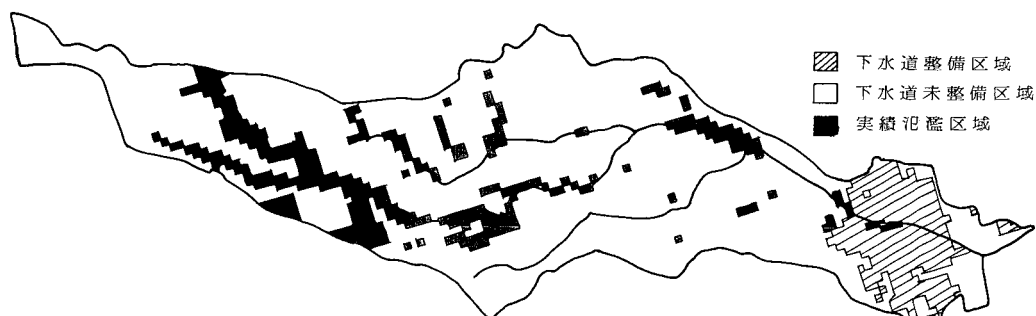
次に、流域での現地浸水対策を浸水区域の広い上下流の二地域において調査した結果、浸水対策として個人的に商店、事業所では、

- 商品、製品を棚の下の方に置かない。
- 防水扉、防水壁(写真1)及び地下室がある場合にはポンプの設置(写真2)。
- 土のうなどで防水対策を行ない(写真3)、器具の移動を行なう。
- 保険に加入。

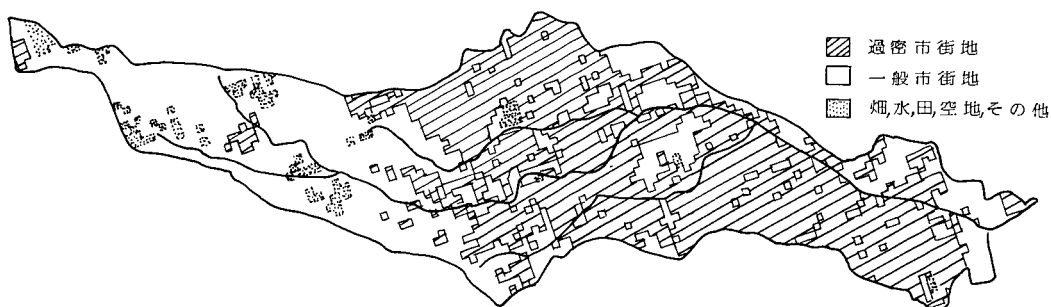
というような対策を行なっている。



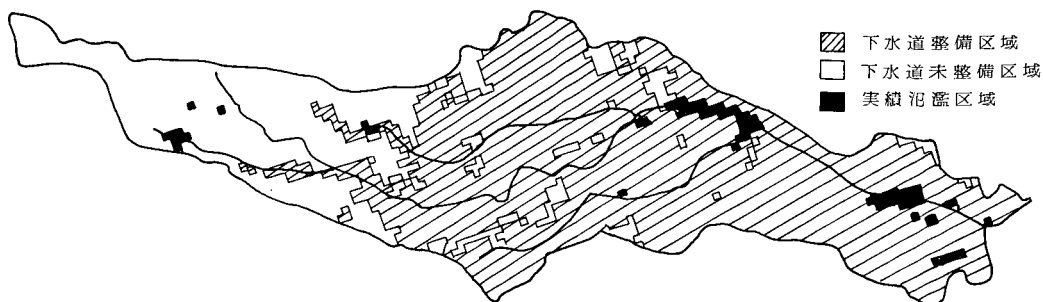
a) 昭和41年 土地利用図



b) 昭和40年 下水道整備, 浸水区域図



c) 昭和51年 土地利用図



d) 昭和56年 下水道整備, 浸水区域図

図-5 目黒川流域土地利用、下水道整備、浸水区域図

また、自治体においては、

・土のうを浸水区域に設置（写真４）。

・水位上昇を河道に設置した警報機によって住民に知らせる。

などの他、水防活動、見舞金の支給、税の猶予、減免等を行っているが、どちらかという、住民自身による浸水対策が大きなウエートを占めている。

表－１ 目黒川流域における水害状況

昭和 年度	48	49	50			51	53	54
月 日	10月13日	7月7日	9月23日	10月5日	11月7日	9月9日	4月6日	3月24日
事 象 名	集中豪雨	台風8号	集中豪雨	台風13号	集中豪雨	台風17号	集中豪雨	集中豪雨
浸水面積 (ha)	4.7 (1.7)	0.9 (0)	0.1 (0)	0.1 (0)	0.1 (0)	7.4 (7.4)	1.8 (1.8)	4.1 (4.0)
浸水棟数	床下 (棟)	5 (0)	15 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	100 (100)	11 (11)
	床上 (棟)	2 (1)	2 (0)	7 (0)	1 (0)	7 (0)	55 (55)	11 (11)
	計 (棟)	7 (1)	17 (0)	7 (0)	1 (0)	7 (0)	155 (155)	22 (22)
降雨記録	観測所名	品川	品川	品川	池尻	池尻	池尻	池尻
	時間最大雨量 (mm)	50.0	42.0	20.5	32.0	24.0	26.5	28.0
	日雨量 (mm)	67.0	98.0	71.0	88.0	30.0	63.5	63.0
被災区名	河川溢水の有無	有	無	無	無	無	有	有
	世田谷						池尻3・4丁目 ほか3町	池尻3丁目
	目黒						青葉合1丁目 上目黒1丁目	青葉合1丁目 上目黒1・2・3丁目
被災区名	品川	東五反田2丁目 東品川3丁目	小山1丁目 南品川3丁目 南品川5丁目	南品川5丁目	南品川5丁目	南品川5丁目		西五反田1丁目 北品川4・5丁目

昭和 年度	54		56	56
月 日	5月15日	10月19日	7月21日	10月22日
災 害 名	集中豪雨	台風20号	集中豪雨	台風24号
浸水面積 (ha)	6.6 (6.6)	0.6 (0.4)	65.2 (50.6)	1.8 (0.7)
浸水棟数	床下 (棟)	144 (144)	30 (28)	1090 (976)
	床上 (棟)	18 (18)	4 (4)	1057 (880)
	計 (棟)	162 (162)	34 (32)	2147 (1856)
降雨記録	観測所名	池尻	池尻	世田谷
	時間最大雨量 (mm)	27.0	29.0	63.0
	日雨量 (mm)	102.0	147.0	67.0
被災区名	河川溢水の有無	有	有	有
	世田谷			池尻3丁目 三宿 中目黒1丁目
	目黒	青葉合1・2丁目 上目黒1丁目		上目黒1・2・3丁目 青葉合1・2・3丁目 東山1・2・3丁目 大橋1・2丁目
被災区名	品川	北品川2・5丁目 東品川1丁目 大橋1丁目 西五反田1丁目	西五反田1丁目 北品川5丁目	北品川2・5丁目 大橋1丁目 東五反田2丁目 西五反田1丁目

注) 1.この資料は、水害統計調査により目黒川における主な水害を記載した。

2.浸水面積および浸水棟数は、流域内における内水氾濫によるものを含む。()内は、河川の溢水によるもの。

3.降雨記録は、流域内観測所(都建設局)のものを記載。

4.被災区名の□は、溢水のあったものである。

3.2 浸水対策手法の検討

ここでは、S川流域の湛水容量軽減対策として昭和55年度に検討を行なった貯留型施設以外の対策、特に浸透型施設による湛水容量軽減効果を検討した。

調査地区の概要及び浸水モデルは、昭和55年度下水道事業調査費報告を参照されたい。また、浸水モデルには、浸透型施設の効果を組み込むように改良を加えた。浸透型施設の設置条件とし

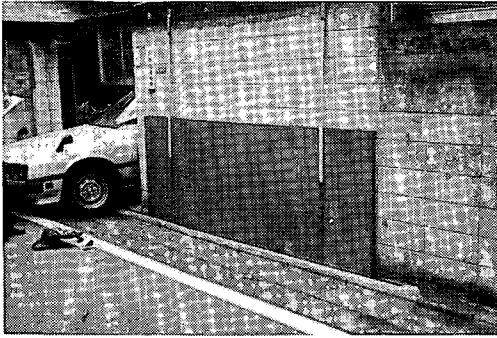


写真1 防水壁の設置

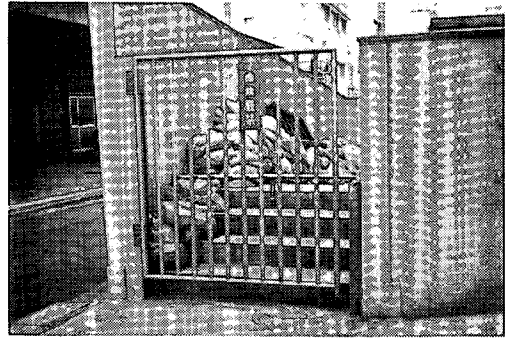


写真3 土のうによる浸水対策

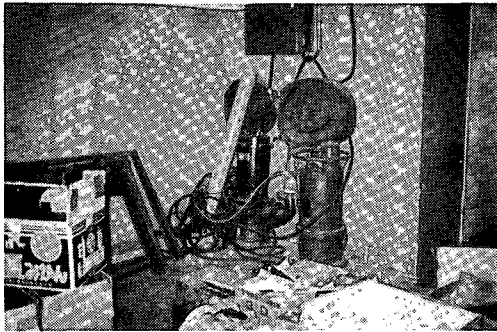


写真2 ポンプの設置

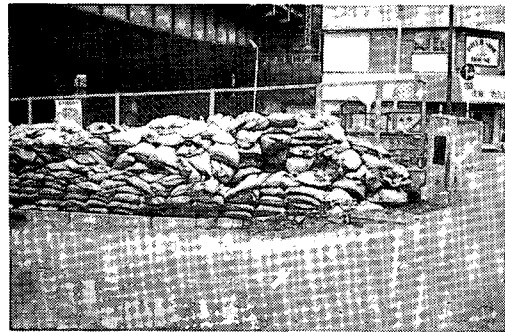


写真4 自治体による土のうの設置

ては、学校、公園および市街地の不浸透域に設置するものとし、能力は、学校、公園等は60mm/hr、市街地では34mm/hrとした。これは、それぞれの地域でのオンサイト貯留施設に相当する浸透型施設を設けるものと仮定した結果である。検討結果を表-2に示す。これより、浸透型施設を設置した場合、貯留型施設よりも湛水面積・容量ともに軽減できることがわかる。特に、A通りについては、湛水深が57cmで床上浸水となるものが、浸透型施設により44cmの湛水深となり、床下浸水でおさまることができ被害も大きく軽減できるものと思われる。

表-2 湛水容量比較表

(R=50^{mm}/hr 中央集中型降雨)

		対 策 後		
		対 策 前	雨 水 貯 留	浸 透 施 設
H 通 り	最大湛水深h(m)	1.20	0.96	0.83
	湛水面積F(m ²)	26000	124000	80000
	湛水容量V(m ³)	50320	47510	37000
A 通 り	最大湛水深h(m)	0.57	0.57	0.44
	湛水面積F(m ²)	20500	20500	16500
	湛水容量V(m ³)	6640	6570	4000

4. まとめ

下水道整備地区における浸水対策としては、河川改修による河道疎通能力を高めることが一番であるが、現状における種々の制約から困難な場合が多いため、他の対策(耐水性建築の奨励・補助、水害保険制度の整備、貯留型・浸透型施設の設置等)を用いる必要があろう。

3. 臭気と脱臭方法に関する調査 (2)

化学研究室 室 長 森 芳徳

主任研究員 片脇 清

守屋 進

1. まえがき

終末処理場等、下水道施設における臭気対策の充実が求められているが、従来から行なわれている薬液洗浄法、燃焼法、酸化法や吸着法等の脱臭方法では十分な脱臭が行なえないため、近年これら従来の脱臭方法に新たに開発された気相用の活性炭を組合せて低濃度臭気の脱臭が行なわれるようになって来た。しかしながら、処理場毎に発生する臭気の成分や組成、濃度や量が異なっているにもかかわらず脱臭用活性炭の品質規格がなく脱臭性能の把握が十分に行われていないため、かならずしも適切な活性炭の使用がなされていないのが現状である。

2. 調査目的

以上のような観点より、本調査では近年開発された各種脱臭用活性炭の脱臭性能を評価するための試験法を定め、これを用いて各種活性炭の脱臭性能を明らかにし、さらに脱臭用活性炭の品質規格を作成し、脱臭用活性炭の合理的な利用をはかることを目的とする。

前年度までに、代表的な臭気成分である硫化水素、硫化メチル、二硫化メチル及びメチルメルカプタンのF P Dガスクロマトグラフによる低濃度域の分析精度の検討及び市販されている気相用活性炭の脱臭性能評価の為の硫化水素ガスによる吸着特性に関する基礎実験を行なった。本年度は、前年度に引き続き硫化水素ガスによる吸着特性に関する実験を各種酸性ガス用活性炭で行ない、酸性ガス用活性炭の脱臭性能評価試験法(案)を提案すると共に市販されている各種酸性ガス用活性炭の吸着特性の解明及び脱臭性能の評価を行なった。

3. 調査方法

3.1 硫化水素ガスによる吸着特性に関する実験

活性炭をある任意の温度に一定に保つことができるガラスカラムに均一につめ、硫化水素ガスを定圧定流量で流し、カラム出口にオートガスサンプラーを付けて一定時間ごとに自動的にF P Dガスクロマトグラフに送り込むことによってカラム出口濃度を測り、活性炭の破過特性及び吸着量を求めた。なお、硫化水素ガスは高千穂化学工業(株)製の標準硫化水素ガス(窒素ガスバランス) 200 ppm を使用した。

3.2 活性炭の添着成分に関する検討

現在市販されている活性炭をその吸着機構で分けると、物理吸着を行なう一般的な無添着炭と

物理吸着に加えて化学吸着も行なうように化学的な処理が施こされている添着炭とがある。添着炭はさらに酸性ガス（例えば硫化水素や硫化メチルなど）を選択的に吸着する酸性ガス用と、塩基性ガス（例えばアンモニアなど）を選択的に吸着する塩基性ガス用に分けられる。

添着炭の吸着特性を評価するには、添着炭と無添着炭との化学成分の違いから添着成分の推定や添着成分のガスとの反応性を知ることが重要である。そこで、添着成分を推定するために、活性炭のアルカリ度（酸消費量）と酸度（アルカリ消費量）及び活性炭の元素成分をケイ光X線分析装置で半定量分析を行なった。

3.2.1 活性炭のアルカリ度と酸度に関する実験

活性炭を振動ミルで微粉碎し、その0.5gを100mlのイオン交換水に懸濁させ、マグネチックスダーラーで攪拌しながら、その酸消費量あるいはアルカリ消費量をJIS-K0102に従って測定した。

3.2.2 ケイ光X線分析による活性炭の元素分析

活性炭を振動ミルで微粉碎し、これをイオン交換水に懸濁させてから吸引ろ過でミリポアフィルター上に沈殿させ、乾燥後これをケイ光X線分析装置で13元素について元素の半定量分析を行った。測定条件は、管球Cr、管電圧40Kv、管電流40mAである。

4. 調査結果

4.1 酸性ガス用活性炭の吸着特性

現在市販されている各種活性炭の諸性状を表-1に示す。また、吸着実験より得られた酸性ガス用活性炭の破過曲線を図-1に、破過曲線より求めた破過時間（ $C/C_0 = 0.05$ ）と吸着量を表-2に示す。活性炭の材料（石炭やヤシガラ）や形状（破碎炭や造粒成型炭）や粒度さらに化学的処理（添着）有無にかかわらずいずれの破過曲線もその形状は非常によく似ている。すなわち、吸着性能はほぼ同等であると考えられる。一方、活性炭の吸着量は吸着性能がほぼ同じであるに

表-1 市販活性炭の諸性能

活性炭	適用ガス	原料	添着の有無	比表面積(m^2/g)	形状	粒度	乾燥減量	充填密度(g/l)	硬さ(%)	強熱成分(%)
A-1		石炭	無	≥ 900	破碎状粒状炭	3~8メッシュ				≤ 5
B-1	酸性ガス		有		円柱状造粒炭	4~6メッシュ	<5%	360~430	≥ 90	
B-2	"		"		"	"	<40%	450~510	≥ 95	
B-3	"		"		"	"	<25%	460~520	"	
B-4	両性ガス		"		"	"	<25%	"	"	
B-5	塩基性ガス		"		"	"	<40%	"	"	
B-6	塩基性ガス		"		"	"	<5%	400~470	"	
C-1	酸性ガス		有	1,000	ペレット状	4~6メッシュ		430	95	
C-2	塩基性ガス		"	1,000	"	"		730	"	
D-1		ヤシガラ	無		粒状破碎炭	4~8メッシュ	$\leq 5\%$	350~470	≥ 90	≤ 5
E-1		ヤシガラ	無	1,000~1,300		4~10メッシュ		460~520	≥ 98	
F-1	悪臭分子ガス	石炭	無	1,000~1,100	球状成型炭	3~7メッシュ		550~650		≤ 7
F-2	塩基性ガス	ヤシガラ	有	$\geq 1,100$	"	4~8メッシュ		400~450		≤ 2
F-3	酸性ガス	"	"	"	破碎状	"		550~650		
F-4	硫酸	"	"	"	"	"		600~700		
F-5	硫化水素	"	無	"	"	"		450~550		
G-1	悪臭					4~8メッシュ		450	96	
G-2	アンモニア・アミン					"		600		
H-1	硫化水素		有					540	≥ 90	
I-1	悪臭	石炭	無	1,100	破碎状粒状炭	0.59~2.38mm	2.0%	430	81	8.0
J-1			無	1,000~1,100						
J-2			"	"						

もかわらず大きく異なっている。すなわち、添着炭の方が無添着炭より最大で10倍以上も吸着量が多い。また、添着炭のなかでも無添炭の最も吸着量の大きいものとはほぼ同程度の吸着量しかないものから、そのほぼ2倍の吸着量（最小のもののはば10倍の吸着量）を持つものまである。

一般に物理吸着においては吸着量は温度が低いほど大きいとされるが添着の有無にかかわらず、50℃の方が30℃より吸着量の大きいものが多かった。これは、

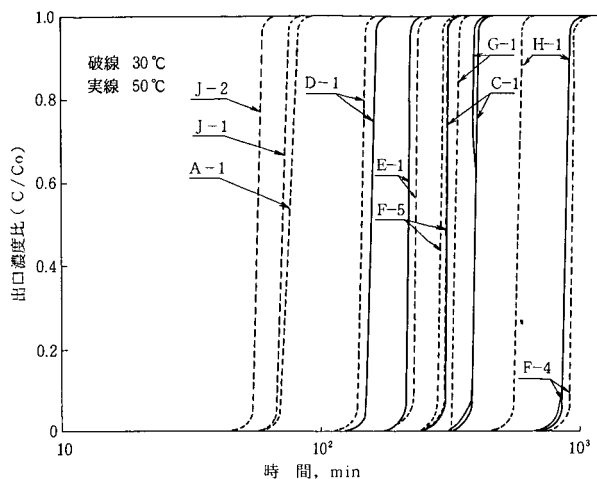


図-1 酸性ガス用活性炭の破過曲線

前年度の吸着量と温度との関係でも吸着量が最大となる温度は活性炭によって異なり20～40℃で最大吸着量となっていることから、吸着量が最大となる温度が活性炭によって異なるためと考えられる。よって、活性炭の吸着特性を評価するためにはその温度依存性を十分に把握する必要があることが明らかとなった。

4.2 添着成分の検討

4.2.1 活性炭のアルカリ度

各種活性炭のアルカリ度と酸度を表-3に、吸着量と4.8アルカリ度から8.3アルカリ度を引いた値の関係を図-2

活性炭	特性温度	破過時間 (min)		吸着量 (ml/g)	
		30℃	50℃	30℃	50℃
A-1		72	-	1.52	-
C-1		290	378	4.54	6.17
D-1		142	153	2.85	3.12
E-1		230	218	3.65	3.32
F-4		920	880	11.2	11.0
F-5		283	302	4.06	4.40
G-1		333	381	4.88	5.51
H-1		580	870	7.32	10.5
J-1		70	-	1.23	-
J-2		56	-	0.82	-

表-3 各種活性炭のアルカリ度と酸性

に示す。図-2において破線で示したように酸性ガス用添着炭は吸着量とアルカリ度がほぼ1：1の関係にあることから、添着炭の吸着は活性炭に添着されているアルカリ成分の量のみに関係していることが明らかとなった。すなわち、酸性ガス

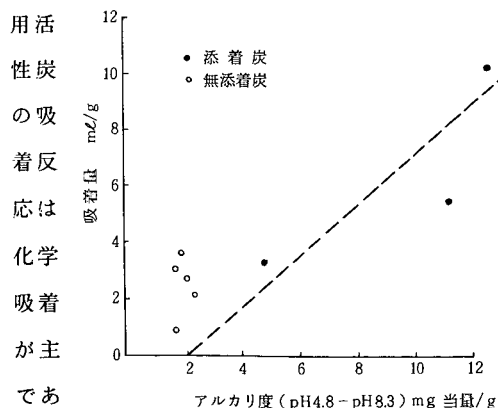


図-2 酸性ガス用活性炭の吸着量とアルカリ度

活性炭	pH	アルカリ度 (酸消費量 mg 当量/g)			酸度 (アルカリ消費量 mg 当量/g)			備考
		pH 8.3	pH 4.8	pH 4.8 - pH 8.3	pH 4.8	pH 8.3	pH 8.3 - pH 4.8	
A-1*	9.30	0.576	4.48	3.90	-	-	-	
B-3	5.58	-	0.0416	-	-	0.103	-	酸性ガス用添着炭
C-1*	9.74	2.30	7.52	5.22	-	-	-	"
C-2	2.42	-	-	-	1.68	1.92	0.240	塩基性ガス用添着炭
D-1*	9.72	1.20	3.66	2.46	-	-	-	
E-1*	9.64	1.15	3.18	2.03	-	-	-	
F-1	3.64	-	-	-	0.0536	0.172	0.118	
F-2	9.58	0.104	0.369	0.265	-	-	-	
F-3	2.66	-	-	-	1.05	2.44	1.39	塩基性ガス用添着炭
F-4*	10.46	9.36	21.8	12.4	-	-	-	酸性ガス用添着炭
F-5*	9.42	0.74	2.30	1.55	-	-	-	
G-1*	9.58	0.97	2.79	1.82	-	-	-	
G-2	2.85	-	-	-	0.880	1.07	0.188	
H-1*	10.38	7.00	17.8	10.8	-	-	-	酸性ガス用添着炭
I-1	7.40	-	0.0920	-	-	0.0762	-	
J-1*	7.57	-	0.692	-	-	0.0153	-	
J-2*	8.97	0.230	1.84	1.61	-	-	-	

*印は吸着特性実験を行った活性炭

考えられる。

一方、無添着炭にはこのような関係は見られないことから、化学吸着はほとんどなく細孔の量に依存する物理吸着が主であると考えられる。よって、酸性ガス用添着炭はアルカリ度からおおよその吸着性能が推定できることが明らかとなった。

4.2.2 活性炭の成分元素

各種活性炭の成分元素の

表-4 活性炭の成分元素

活性炭 元素	酸性ガス用活性炭										塩素性ガス用活性炭							その他		ミリボ ア・フ イルグ
	A-1	C-1	D-1	E-1	F-2	F-4	F-5	G-1	H-1	J-2	C-2	F-1	F-3	G-2	B-3	I-1	J-1			
Na	10	12	12	16	22	22	14	14	20	20	12	12	11	19	38	15	13	16		
Mg	56	79	48	55	58	57	59	59	55	71	75	47	41	69	135	51	35	33		
Al	48	87	14	11	27	27	18	18	235	110	451	37	59	36	24	245	23	23		
Si	251	853	43	56	253	86	87	87	565	468	4,709	7,455	311	263	144	1,029	40	18		
P	46	187	103	53	129	86	93	93	87	345	156	108	4,456	261	57	92	100	46		
S	3,261	2,253	521	298	950	3,253	488	488	6,517	2,111	4,813	1,068	723	466	2,144	5,057	193	45		
Cl	319	247	331	214	454	325	352	352	261	303	221	1,202	502	14,269	260	326	436	312		
K	275	5,818	2,422	4,531	5,873	5,592	4,199	4,199	1,527	12,973	5,265	234	2,847	2,886	430	1,573	179	123		
Ca	3,977	14,024	2,869	2,683	3,596	2,725	3,919	3,919	3,755	5,154	4,852	1,114	3,890	2,079	1,005	2,516	2,217	807		
Ti	392	1,131	105	90	304	159	189	150	1,175	827	1,511	358	585	240	2,874	1,228	90	153		
Mn	561	775	648	666	686	663	664	673	616	709	559	534	643	663	504	563	613	481		
Fe	5,100	3,825	801	729	1,448	2,827	1,627	1,116	3,059	4,764	4,587	2,233	2,317	18,103	647	2,715	732	942		
Ni	168	167	165	187	147	158	207	190	190	192	165	172	195	153	189	214	178	152		

ケイ光X線分析による測定結果を表-4に示す。酸性ガス用活性炭はカリウム（K）、カルシウム（Ca）、鉄（Fe）が比較的多く、活性炭によってチタン（Ti）やイオウ（S）が多く含まれているものがある。一方、塩素性ガス用活性炭では鉄（Fe）、ケイ素（Si）、塩素（Cl）、カルシウム（Ca）、カリウム（K）などが比較的多く、活性炭によってはリン（P）、イオウ（S）やチタン（Ti）が多く含まれているものがある。しかしながら、これらの元素がどのような形で吸着反応に関与しているかは不明である。

4.3 まとめ

以上の結果から酸性ガス用活性炭について次のことが明らかとなった。

- (1) 活性炭の吸着特性は添着の有無にかかわらずほぼ同じである。（破過曲線）
- (2) 活性炭の吸着性能は添着の有無により異なり、添着炭の方が良い。（吸着量）
- (3) 添着炭のなかでも吸着性能の違いは大きい。（吸着量）
- (4) 添着炭は化学吸着が主で無添着炭は物理吸着が主である。（吸着量とアルカリ度）
- (5) 添着炭の吸着性能はアルカリ度でおおよそ推定できる。
- (6) 成分元素の吸着反応への関与機構は不明である。

これらの結果より、酸性ガス用活性炭脱臭性能評価試験法（案）を提案する。

5. 酸性ガス用活性炭脱臭性能評価試験法（案）

1. 適用

本試験法は、終末処理場等下水道施設における臭気対策として使用される気相用活性炭のうち酸性ガス用の活性炭についてその脱臭性能を評価する際に適用する。

2. 概要

下水道施設で発生する酸性の臭気のうちもっとも代表的な臭気である硫化水素ガスを定圧、定流量で活性炭に吸着させ、実際の処理場における臭気ガスの温度ないしはその前後の温度における破過曲線を求め、これより破過時間を求め活性炭の脱臭性能を評価する。

3. 装 置

脱臭性能評価試験装置の概略図を図-1に示す。

- 3.1 FPDガスクロマトグラフ（分析カラム及び分析条件は表-1に示す。）
- 3.2 オートガスサンプラー
- 3.3 記録計又はクロマトグラフデータ処理装置
- 3.4 活性炭カラム（ジャケット付内径10mm長さ50～300mm）
- 3.5 恒温循環水槽
- 3.6 標準ガス発生装置
- 3.7 硫化水素ガス（窒素ガスバランス 200ppm 程度）

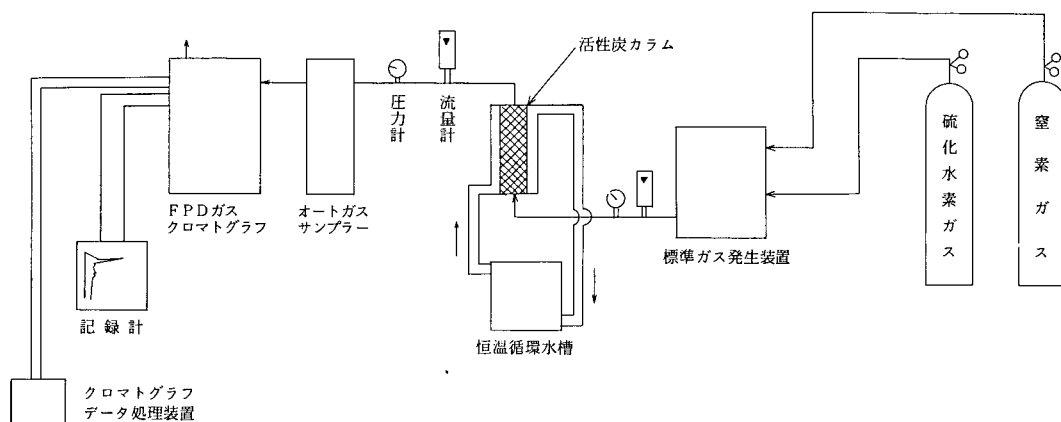


図-1 吸着実験概略図

表-1 ガスクロマトグラフ分析条件

分 析 カ ラ ム				測 定 条 件						
固 定 液 相	担 体	粒 度 (mesh)	内 径 × 長 さ	キャリヤ ガス (kg/cm ²)	H ₂ ガス (ml/min)	O ₂ ガス (ml/min)	N ₂ ガス (ml/min)	恒温槽温度 (℃)	インジェク ション温度 (℃)	ディテクト 温度 (℃)
Polyphenylether 5ring 5%	Uniport HP	80/100	Teflon 3mm φ×6m	2	80	20	20	70	140	140

4. 操 作

I 活性炭カラム出口硫化水素濃度の測定

- (1) 活性炭カラムに供試活性炭を入れながらカラムの周囲を軽く指でたたいて充填する。
- (2) 活性炭の温度を一定にするため恒温循環水槽の温度を設定する。
- (3) 活性炭が設定温度になったら、硫化水素ガスを活性炭との接触時間が1秒以上になるようにガス圧力を調整して定圧、定流量で流す。
- (4) 硫化水素ガスを流すと同時に記録計あるいはクロマトグラフデータ処理装置を起動する。
- (5) 一定時間15分程度ごとにオートガスサンプラーにより活性炭カラムを通った硫化水素ガスを自動的にガスクロマトグラフに注入する。
- (6) ガスクロマトグラフによる分析結果は、ピーク高さ又はピーク面積を求め、あらかじめ求め

ておいた検量線から硫化水素ガスの活性炭カラム出口濃度を求める。

II データの整理

(1) 破過曲線

硫化水素ガスの活性炭カラム出口濃度 C と C_0 の比を縦軸に、横軸に時間を対数目盛でとり時間ごとの濃度比 C/C_0 をプロットして破過曲線を描く。

(2) 破過時間

破過曲線より $C/C_0 = 0.05$ のときの時間を破過時間とする。

(3) 吸着量

吸着量 q_0 (ml/g) は次式で求める。

$$q_0 = \frac{Q C_0}{W} \int_0^{\infty} \left(1 - \frac{C}{C_0}\right) dt$$

ここで Q はガス流量 (ml)

C_0 はガラスカラム入口の濃度 (ppm)

W は活性炭充填量 (g)

III 検量線

- (1) カラムに活性炭を充填せずに標準ガス発生装置で硫化水素ガスを段階的に希釈し、以下 I の操作を繰り返す。
- (2) 濃度とピーク高さあるいはピーク面積の関係より検量線を求める。
- (3) 標準ガス発生装置より発生させたガスの濃度は 1 年に 1 回検定する。

酸性ガス用活性炭脱臭性能評価試験法（案）解説

(A) FPD ガスクロマトグラフ

分析カラム及び分析条件は表 1 にかかわらず他のイオウ化合物用カラムを使用してもよい。

(B) オートガスサンプラー

オートガスサンプラーの替りに手動切換コックでもよい。ただし連続 2 昼夜にわたることもあるのでオートガスサンプラーを取り付けた方が便利である。

(C) 硫化水素ガス

硫化水素ガスの濃度は低くすると時間がかかるだけであり、高すぎると破過曲線が得られないことがある。

(D) 活性炭カラム温度

活性炭カラムの温度は、活性炭の最適温度を求めるため段階的に設定する。しかし、実際の下水道処理施設での臭気ガスの温度範囲で実験を行なうことも望ましい。

6. 今後の問題点

酸性ガス用活性炭の脱臭性能評価試験法（案）に続いて、次年度以降は、塩基性ガス用活性炭の脱臭性能評価試験法（案）の提案及び添着炭の添着成分の吸着反応への関与機構についてさらに化学的な検討を加える予定である。

4. 下水汚泥の都市緑化への利用に関する調査

緑化研究室 室長 芹沢 誠

研究員 田代順孝

研究員 藤原宣夫

まえがき

本調査は昭和55年度より継続して実施しているものである。本年度は下水汚泥の施用効果について、イチヨウ、トウカエデを対象とした実験、コウライシバを対象とした実験を継続するとともに、砂質土壌の改良効果についてのヤマモミジを対象としたポット実験を行なった。本稿はそれらの結果についてとりまとめたものである。

1. 調査の方法

実験1. 前年度と同じ、但し枯損木の補植をイチヨウ、トウカエデともに8本ずつ行なった。

実験2. 前年度と同じ

実験3. 1) 対象樹種 ヤマモミジ

2) 使用土壌 武蔵丘陵森林公園内の工事残土としての心土系砂土

3) 供試汚泥 脱水汚泥（東松山市下水処理場で発生したもの）

4) 実験方法 発泡スチロール製の植栽ポットを使用し、表-1に示すような汚泥の混入率を設定し、活着後の生長量及び活力についての測定を行なった。

2. 調査の結果

2. 1. 樹木に対する施用効果

前年度に設定した実験区において、イチヨウ、トウカエデのそれぞれについて経時的な計測を行なった。その結果を示せば以下のようである。

2. 1. 1 トウカエデ及びイチヨウの活力

昭和56年度植栽木と57年度補植木の活力度については表-2のような結果が得られた。この結果より、活着後の期間が長いものについては、活力は汚泥の施用量が多い程良いことがわかる。主に枝葉の茂り具合と葉色による評価が高かったことによるものだが、これは汚泥中に含まれる窒素の効果と考えられる。一方汚泥を施用した土壌には窒素量に比してカリが著しく少ないことからみて、葉の黄変、部分欠損などのいわゆるカリ欠乏症がみられることがあるが、対照区に比してその程度は弱いものとみなしてさしつかえないと思われる。

2. 1. 2 トウカエデの生長促進効果

汚泥の施用による生長の促進効果はトウカエデにおいて顕著にみられた。図-1は56年度からのトウカエデの樹高及び根元直径の経時変化を示したものである。これによればいずれも、植栽2年目以降において対照区との生長量の差が顕著になっていることがわかる。つまり施用試験1年目では樹木そのものが活着して間もないので、対照区及び施用区ともに生長量はわずかであったものが、完

全に活着したものについて、その後の生長が汚泥の施用によって著しく促されるということである。このことは、汚泥の施用効果が発現するのは活着後一定期間を経た後になるという事実を示すものであり、施用時期を決定する際の有力な手がかりとなると言える。このとき施用量の差は生長量の差と有意な関係をもたないので、最小限15%の混入であれば効果は大きいと言えよう。

表-1 ポット実験区の構成

(混合物)	(混合量)
・脱水土泥	5% (体積割合)
	10%
	20%
	40%
・脱水土泥+カリ肥料	5% + 8g/pot
	(カリ成分にして)
	10% + 15g/pot
	20% + 30g/pot
	40% + 63g/pot
・化学肥料 (緩行効)	16g/pot (5%)
	(窒素成分にして)
	31g/pot (10%)
	60g/pot (20%)
	127g/pot (40%)
・腐葉土	40%
・無 (対照区)	

※ 汚泥中のN分と等価量を示す

図-1 トウカエデの生長促進効果

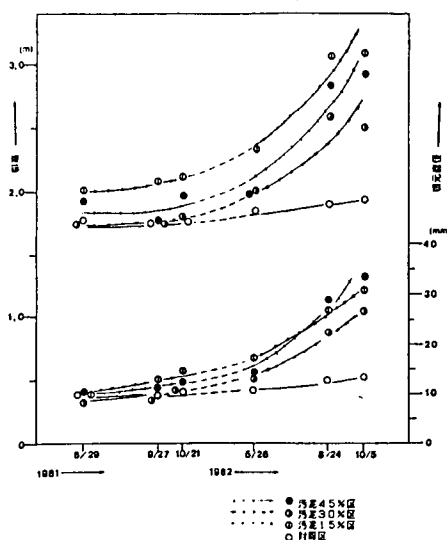


表-2 活力評価値 (数字の小さい方が良好)

	対照区	15%区	30%区	45%区
梢端の枯損	1.6	1.4	1.0	1.0
枝の伸長量	2.3	1.0	1.0	1.0
枝葉の密度	2.3	1.3	1.5	1.0
葉形、葉の大きさ	2.6	1.0	1.0	1.0
葉色	2.0	1.4	1.3	1.0
合計	10.8	6.1	5.8	5.0

(81.5植栽木) トウカエデ

	対照区	15%区	30%区	45%区
梢端の枯損	3.0	3.0	2.0	2.0
枝の伸長量	2.3	2.0	2.0	1.2
枝葉の密度	3.4	3.0	2.0	1.2
葉形、葉の大きさ	1.7	2.0	1.7	1.0
葉色	1.7	2.0	2.0	1.2
合計	12.1	12.0	9.7	6.6

(82.6植栽木) トウカエデ

	対照区	15%区	30%区	45%区
梢端の枯損	3.6	3.9	3.4	4.0
枝の伸長量	3.2	3.4	4.0	3.0
枝葉の密度	4.0	4.0	4.0	3.8
葉形、葉の大きさ	3.0	3.3	3.6	2.0
葉色	2.6	3.0	3.0	2.0
合計	16.4	17.6	18.0	14.8

(82.8植栽木) トウカエデ

	対照区	15%区	30%区	45%区
梢端の枯損	3.0	3.1	2.9	3.0
枝の伸長量	3.9	3.9	3.5	3.9
枝葉の密度	3.9	4.0	3.9	3.9
葉形、葉の大きさ	1.8	2.4	2.0	1.8
葉色	2.3	3.3	2.4	2.3
合計	14.9	16.7	14.7	14.9

イチヨウ

	対照区	15%区	30%区	45%区
梢端の枯損	3.1	3.1	3.0	2.9
枝の伸長量	3.9	4.0	3.6	3.6
枝葉の密度	3.8	4.0	4.0	4.0
葉形、葉の大きさ	2.0	2.8	2.3	2.0
葉色	3.8	2.1	2.4	2.4
合計	16.6	16.0	15.3	14.9

イチヨウ

2. 1. 3 土壌成分の変化

実験における土壌の成分変化については物理性よりもむしろ化学性の変化において顕著にみられた。

表-3は物理性について、表-4は化学性についてそれぞれ分析結果を示したものである。表-3からは、三相分布、圃場容水量、透水係数、団粒化度のいずれも対照区と施用区との差が殆んどないことがわかる。

一方化学性については、表-4から明らかなように対照区に比して土壌酸度が高くなっておりPH7.5以上のアルカリ性を示している。昨年度の分析値と比べても殆んど変化がみられない。一方土壌中のイオン量を反映するECについては対照区、施用区の間差は大きい、値そのものは植物の生育上問題となる値ではないと言えよう。

また、窒素、炭素の量は施用量が多い程多くなっているが、C/N比は施用量のちがいによる差は殆んどみられない。これに対して置換性カリウムは対照区に比して施用区では一様に少なくなっておりカリ欠乏の傾向がみられる。実験土壌そのものがカリ分の少ない土壌であるのは事実であるが、施用区における減少はPHが高いことにより、置換性カリへの移行が少ないためと思われる。

全体としてみると、汚泥の施用によって、植物の生育にとってプラスとなるような成分の増加がもたらされたとみなせるのは窒素、有機物、炭素、及び置換性カルシウムであり、マイナスの影響と考えられるものにPH増大、置換性カリウム減少、及びリン酸吸収係数の低下がある。

これらのことから、樹木植栽地において汚泥を施用する場合に留意すべき事項は概ね次のようにまとめることができる。

- 1) PHが高くなる傾向が強いので、中和剤を併用すること。
- 2) カリ欠乏の傾向がみられるので、化学肥料等によって補うこと。

2. 2 芝生への施用効果

2. 2. 1 実験の概要

コウライシバを対照とし、前年度植栽部分において除草、刈込み、ローラーがけ等の通常管理を行なったあとで、生長量の計測を行なった。汚泥の種類は脱水汚泥及び乾燥汚泥の2種類とし、土壌は

表-3 土壌の物理性

	三相分布			圃場容水量 (g/100ml)	透水係数 (cm/sec)	団粒化度 (%)
	液相%	固相%	気相%			
対照区	42.6	40.2	17.2	48.1	1.2×10^3	34.2
汚泥15%区	39.2	40.5	20.3	46.6	3.1×10^3	34.8
汚泥30%区	29.5	35.9	34.6	40.1	1.4×10^3	33.4
汚泥45%区	36.9	39.3	23.8	44.5	1.7×10^3	37.8

表-4 土壌の化学性 (1) '82.8 測定

	PH	EC	水分	有機物	窒素	炭素	C/N比	置換性(mg/100g)			リン酸
	H ₂ O		(%)	(%)	(%)	(%)		マンガン	カルシウム	カリウム	吸収係数
対照区	5.73	0.120	15.84	3.600	0.0354	0.60	16.95	0.55	80.48	11.8	1611
汚泥15%区	7.93	0.223	15.25	1.970	0.0649	1.04	16.02	0.632	19.85	7.05	1702
汚泥30%区	8.04	0.261	15.69	2.480	0.0755	1.46	19.34	0.432	24.14	58.27	3621
汚泥45%区	8.10	0.298	17.15	4.720	0.1251	1.86	14.87	0.533	60.03	7.50	3886

表-4 土壌の化学性 (2) '82.10測定

	PH	EC	水分	有機物	窒素	炭素	C/N比	置換性(mg/100g)			リン酸
	H ₂ O		(%)	(%)	(%)	(%)		マンガン	カルシウム	カリウム	吸収係数
対照区	5.74	0.039	24.28	5.770	0.0413	0.72	17.43	0.95	126	18.5	448
汚泥15%区	7.65	0.205	23.02	6.600	0.1062	1.81	17.04	0.66	300	12.7	661
汚泥30%区	7.89	0.274	26.82	7.080	0.1664	2.59	15.56	0.63	307	9.1	4403
汚泥45%区	7.81	0.252	29.78	7.070	0.1723	2.49	14.45	0.63	315	14.0	4347

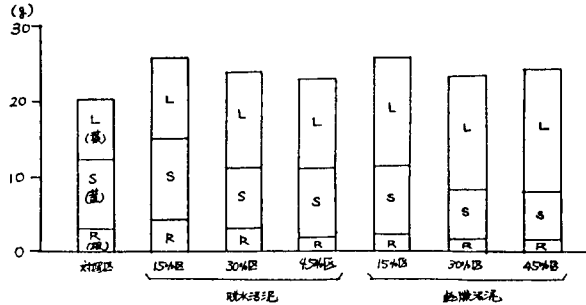
工事残土である心土（壤土－微砂質壤土）を用い、対照区、混入量15%区、同30%区、同45%区を設定した。

2. 2. 2 コウライシバの生長促進

1) 重量からみた生長度合

各実験区3か所をホールカッターで切り取って、生重量及び乾燥重量を計測した。その結果は図－2及び図－3のようである。生

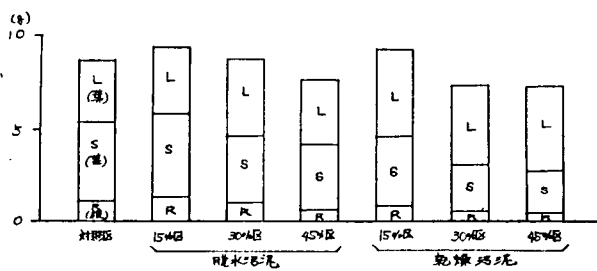
重量についてみると対照区よりも施用区のほうがいずれも上回っていることがわかる。葉、茎、根のそれぞれについてみると、施用量が多い程葉量の占める割合が大きく、特に乾燥汚泥の場合にその傾向が著しい。一方乾燥重量でみると対照区に比して施用区が良好な生長をしているという傾向はみられない。しかし、葉量の占める割合は施用区



図－2 コウライシバの生産量

において著しく大きくなっていることがわかる。

これらのことを施用量との関連でみると、次のような傾向が読みとれる。即ち、



図－3 コウライシバの乾燥重量

a. 葉重の増加は施用量が多

いほど顕著である。

b. 施用量が十分多い場合、

ここでは乾燥汚泥30%区及び45%区、にあっては茎の発達が抑制される傾向がある。

c. 根重でみると、脱水45%、乾燥30%、45%のときには非施用に比べ小さくなっている。

2) 被覆のスピードからみた生長量

各実験区におおよそ50cm×50cm(2500cm²)の大きさに芝を切り取って裸地部分をつくり、その後の被覆量を計測した。裸地率は、7月13日に造成し、計測は7月27日、8月18日、9月7日、9月21日、10月5日、10月19日に行なった。実験区ごとの被覆面積の増加傾向及び裸地率の減少傾向を示せば図－4及び図－5のようである。

この結果からみると、対照区に比して施用区での被覆の速度が著しく速くなる傾向のあることがわかる。被覆面積が最も大きくなったのは乾燥15%区、次いで脱水45%区、乾燥15%区の順で、裸地率減少が最も著しかったのは脱水30%区、次いで脱水45%区、乾燥15%区であった。従っ

て裸地化した部分への被覆の度合は汚泥の施用量が多い程大きいとみなすことが出来る。

一方、被覆の速さについてみると、対照区では9月7日以降は殆んど伸びがとまるのに対して、乾燥15%区、同30%区では8月18日から9月21日までの間に急速な伸びを示すことが読みとれる。これを500cmを越すのに要する時間でみると、対照区に比して、脱水45%区を除いて約2週間早いことがわかる。一般に9月中旬からの伸びは停止する傾向にあるが、施用区においてはそれ以前の成長が旺盛なために、より早く、被覆が進みその状態を長く持続する傾向がみられる。この点が汚泥の施用効果の重要な点である。

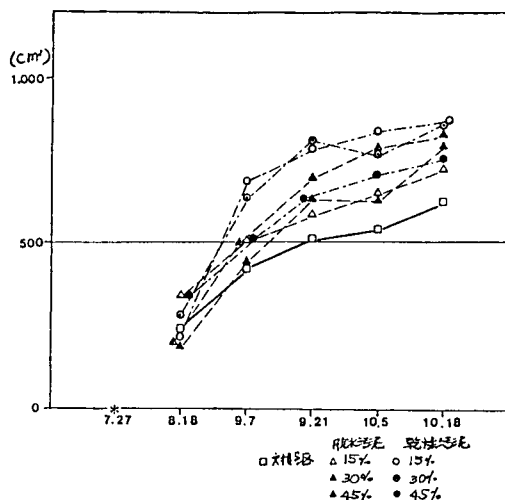


図-4 被覆面積の増加

3) 葉色からみた活力

8月24日にグリーンメーターで計測した値を昨年同日の計測値とくらべてみると、対照区、乾燥汚泥区では両者の差は殆んどないが、脱水汚泥区では一様に低下している。このことから乾燥汚泥と脱水汚泥では緑量化の効果発現及び持続期間にちがいがみられ、脱水の早期発現、乾燥の長期持続という傾向のあることがわかる。

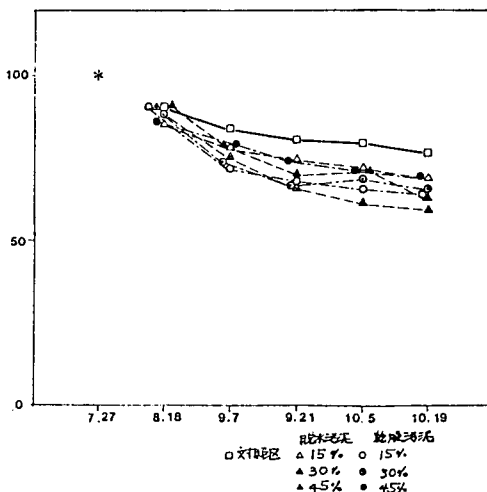


図-5 裸地率の減少

4) 土壌断面

各実験区についてホールカッターで切り取った部分における土壌断面を分析した。その結果を示せば表-3のようである。この結果をみると

いずれの区においてもA層、B層の2層構造が

表-3 芝生実験区の土壌断面

みられA層は概ね3~3.5 cmの深さであった。土色でみると対照区ではやや明るい褐色を示したが、施用区はいずれも濃い茶褐色(7.5YR2/2)を示しており、汚泥施用による旺盛な生長の結果、大量の有機物が土壌に供給され、より腐植に富んだA層が形成されたものと思われる。

項目 \ 実験区対照区		脱水汚泥			乾燥汚泥		
		15%	30%	45%	15%	30%	45%
A層	土色	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR
		2/3	2/2	2/2	2/2	2/2	2/2
	深さ (cm)	3.5	2.5	3.0	3.0	3.5	3.5
B層			—3.0	—3.5	—3.5		
	土色	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR	7.5YR
		4/6	4/6	4/6	4/6	4/6	4/6

以上のことから、コウライシバに対する汚泥の施用効果は、主として葉の部分の旺盛な生長を促が

し、被覆の速度をはやめ、緑色の時期を長期間持続させ、腐植にとんだA層の形成が促進されるという点において著しいことが認められる。

2. 3 劣悪土壌への施用試験（ヤマモミジを対象として）

汚泥の土壌改良効果を検討するための前提として、劣悪な心土を用いた実験を行なった。実験区はポット区とし、内径37cm、深さ31cmの発泡スチロール製のものを用いた。供試土壌は混入汚泥を含めて20区とした。混入物は脱水汚泥のみのもの（5%、10%、20%、40%）、脱水汚泥と緩効性カリ肥料を混ぜたもの、科学肥料のみのもの、腐葉土45%混入、及び対照区の合計65ポットを設定した（表1参照）供試樹木は当初ブラタナスを予定したが、古い根の苗を使ったために活着が極めて悪かったのでポット苗のヤマモミジを使った。ポット中の土壌と汚泥の重量は表-4のようである。

2. 3. 1 結果

表-4 ポット中の汚泥と土壌の重量

ヤマモミジの植栽は7月26日に行ない、活力度を9月21日に測定し、8月18日から10月5日までの樹高伸長及び根元直径の伸長を計測した。また土壌の物理性及び化学性の分析を12月に行なった。

	汚泥重量	土壌重量	汚泥中の窒素成分*
汚泥5%区	0.6kg	21.2kg	16g
10%区	1.2	19.8	31
20%区	2.4	17.3	60
40%区	5.1	13.8	127

*汚泥中に2.5%含有されるとする

生長量については、生育期間が短く顕著な伸びはみられなかったので継続調査をすることにした。

土壌の物理性についてみると、40%混入区で圃場容水量、団粒化度、透水係数が対照区より生育に対して良好な状態を示し、改良効果が認められた。しかし20%以下の混入では効果ははっきりしなかった。化学性についてみると、汚泥の施用によってPH、EC、C、N、C/N比、置換性カルシウム及びリン酸吸収係数のいずれにおいても増大がみられた。一方置換性カリウムの減少が著しかった。樹木の生育との関連でプラスに作用するのはC及びNの増加であり、マイナスに作用するのはPH、EC、リン酸吸収係数の増大と置換性カリの減少であるが、PH、ECは発酵期間を長くすることによって軽減されることがわかっているので特に問題はないが、置換性カリの減少はカリ欠乏をきたすおそれがあるので別に補う必要がある。又リン酸吸収係数の増大は、リン酸が水溶性のCaH₄(PO₄)₂として存在するので除去対策が必要とされる。これらは汚泥が石灰凝集汚泥であることによってもたらされるものであり、高分子凝集剤使用汚泥を用いることによってある程度解決し得ると思われる。

3. まとめ

本年度調査の結果から、汚泥は樹木の生長に対し上長生長及び根元の肥大生長を促進し、枝葉の密度の増大による活力度の増大をもたらすことがわかった。又植栽にあたっては施用後十分な発酵期間おく必要のあることがわかった。一方芝生に対しては主として葉の生長が旺盛になり、体重の増大と被覆のはやきの増大が認められ、施用によって早期被覆が可能となることがわかった。ただし根系については窒素が多いことによって発達がおとる傾向がみられた。今後はこれらの知見を踏まえて、施用についての適性量、適期などについて具体的な水準の検討を行なうことを課題としている。

5. 薬液注入工法の設計法に関する調査

施工研究室 室 長 嶋津 晃臣

研究員 塚田 幸広

佐々木 審

1. まえがき

薬液注入工法は、薬液を地盤に注入して地盤を固結させることにより地盤の透水性を減少させ、または、地盤の強度を増加させる地盤改良工法であり、トンネルやシールドなどの掘削における湧水防止および切羽の安定などの仮設的な目的で使われている。特に最近では、他の工法と比べて簡便に施工できることから下水道管路設置におけるシールド工事の増大に伴って、その使用件数が年々増加しており、都市土木工事には欠くことのできない工法となっている。

しかし、薬液注入工法は、昭和48年頃から薬液による井戸水の汚染が問題となり、昭和49年7月には、「薬液注入工法による建設工事施工に関する暫定指針」（以下暫定指針と呼ぶ）が建設事務次官通達の形で出されるにいたり、環境保全の立場からその使用に厳しい制約が加えられている。また、薬液注入工法の設計法に関しても、本工法が粘性土から砂礫にいたる様々な土質を対象とすることや、近年各種の注入薬液、注入工法が数多く開発、実用化されていることなど様々な要因が複雑に絡み合っているため、注入条件などの設定が困難とされている。そのため、実際の注入工事に際しては、注入技術者の経験が重視されているとともに、薬液、工法の選定においては、その工事実績などが評価の対象とされており、明確な設計法がないのが現状である。

そこで、当研究室ではこれらの現状を踏まえ、過年度の研究成果や現状の技術レベルを検討し、本年度「薬液注入工法技術指針（案）」（施工研究室資料No.1）を作成した。

2. 調査目的

本年度は、本調査の最終年度であることから、薬液注入工法を適用するにあたっての必要な調査、設計、施工および環境保全上の留意点などに関する現状の標準的な考え方を検討し、その成果として、「薬液注入工法技術指針（案）」を作成することを目的とした。

3. 調査方法

本調査では「薬液注入工法技術指針（案）」を作成するにあたって、特に暫定指針を基本として考え、その上で過去に当研究室で行った各種薬液注入実験データおよび表―1に示す他機関の指針・基準などの調査を行い、比較検討した。なお、本調査において検討した項目は次のとおりである。

① 薬液注入工法の適用範囲に関する項目

- ② 土質，地下水位および地下埋設物などの事前調査に関する項目
- ③ 改良範囲，注入工法の選択，配合，注入量などの設計に関する項目
- ④ 試験工事方法および効果確認方法に関する項目
- ⑤ 工程計画，管理計画など施工に関する項目
- ⑥ 環境保全に関する項目

表－1 参考指針等

文 献 名	機 関 名
薬液注入工法による建設工事の施行に関する暫定指針	建 設 省
注入の設計施工指針（案）	日本国 鉄道建設局
薬液注入工法 （基準 標準）第2版	日本電信 電話公社
薬液注入技士 資格検定試験講習テキスト	(社)日本薬液 注入協会
薬液注入工設計資料	(社)日本薬液 注入協会

4. 調査結果

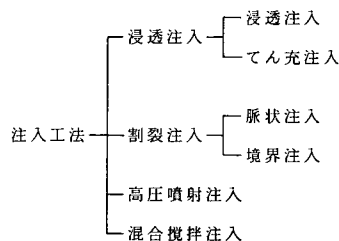
ここでは，本調査における検討結果および「薬液注入工法技術指針（案）」の主な項目の概要について報告する。

4.1 薬液注入工法の適用範囲に関する検討

4.1.1 注入形態

薬液注入工法を注入形態で分類すると，一般的には表－2に示すとおりであるが，本指針（案）に適用する注入工法を検討した結果，砂層および砂礫層などの透水性地盤に薬液を浸透固結させ，地盤を不透水化あるいは強化する工法を薬液注入工法とし，高圧噴射注入，混合攪拌注入などの浸透注入とは改良原理が全く異なる注入形態は適用範囲外とした。また，割裂注入，圧密注入についても現象的に捉えられているだけで，工学的に評価するためには，研究の余地が多く残されており，その適用にあたっては，慎重に対処する必要があると考えられる。

表－2 注入形態による分類



4.1.2 注入対象地盤

薬液注入工法の適用可能地盤は，高い透水性を有する必要があるが，水ガラス系の薬液を主剤とした場合，現場の実例や，当研究室での各種薬液注入実験データから判断すると，溶液型注入材では透水係数が $10^{-3} \sim 10^{-4} \text{ cm/sec}$ 以上，またセメントなどを含む懸濁液型注入材の場合（例えばLW）は透水係数が 10^{-1} cm/sec 以上の透水性地盤でないと信頼性のある注入が極めて困難であると考えられる。

4.2 事前調査に関する検討

4.2.1 土質および地下水調査

土質，地下水などの調査において，特に，①土の成層状態，②土の間隙率，③透水係数，④地下水脈について十分把握する必要があると考えられる。本指針（案）において，土質調査については，ボーリング調査をすることを原則とし，ボーリング孔の深さについては，次の目安を定めた。

- ① 改良範囲より深く，その下端より5 m程度とする。
- ② 連結した不透水層が1 m以上存在する深さまでとする。

また，土質調査，試験項目については，他機関で各々提案されているが，本指針（案）では，

最小限表－3に示す11項目が必要であるとし、そのうち、特に④の土の密度（間隙率）の測定に関しては注入量を算定する一つの重要な指標であることから、緩い砂質地盤においてはサンドサンプラーなどの新しい技術を応用する必要もあると考えられる。

4.2.2 地下埋設物などの調査

地下埋設物として、①上下水道管、②ガス管、③電話線、電力線、④石油パイプ、⑤歴史的遺物、⑥産業廃棄物などがあげられるが、注入工事がこれら埋設物（①～⑤）に与える損傷として次の事項が考えられる。

- ① 削孔作業により埋設物に穴をあける。
- ② 薬液が埋設物の側面や継手を選択的に走り、大きな圧力を作用させてそれらを破損、変形させる。

また、⑥産業廃棄物については、薬液の固結障害や逸出の原因となるので、その種類や性質については十分な調査をし対策を検討する必要があると考えられる。

4.3 設計に関する検討

4.3.1 設計一般

薬液注入工法の設計において最も重要なことは、工事による環境への影響が少ないことであり、特に、工事現場周辺に井戸などの用水源や河川、湖沼などの公有水面がある場合は薬液注入工法の適否も含めて十分な検討を行う必要がある。

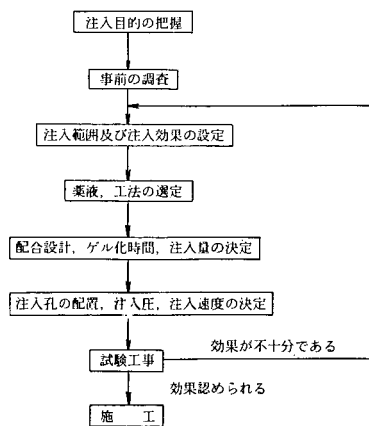
図－1に設計の順序の大略を示す。この図において、設計は、4.2に示した事前調査結果を整理し、設計に必要な事項をすべて明確にした上で、まず、注入工事の目的と注入条件から必要な注入効果を求めるとしている。例えば、湧水量をいくりに減ずるか、改良地盤の強さをいくりにするかなどを検討することであり、これらは事故防止であったり、構造物の安全確保であったりするが、いずれも土質工学的に検討する必要がある。次に、注入条件（地盤、作業環境、経済性など）に適した注入工法や薬液を選択する。この場合、注入量や注入速度などの項目は、土質調査結果や注入工法、薬液の特性から二次的に決まることが多いと考えられる。なお、本指針（案）においては注入工事に先立って、設計により定めた事項の妥当性を検討する目的で、後述する試験工事を行う必要があり、またその結果によっては、設計事項の見直しが必要になることもあるとした。

4.3.2 注入工法の選定

注入効果に影響する注入条件は多岐にわたっており、条件も相互に絡み合っていることから一般に、注入工法の選定基準を示すことは難しいとされているが、注入条件のうち、地盤条件が特

表－3 事前の調査項目

項 目	方 法
①標準貫入試験	JIS A 1219
②現場透水試験	透水係数、水脈、水頭、流量、流向
③土粒子の比重	JIS A 1202
④土の密度	
⑤自然含水比	JIS A 1203
⑥粒度分析	JIS A 1204-80
⑦強度減量	JSF T 6-68
⑧地下水のpH	
⑨地下水の電気伝導度	
⑩力学試験	一軸圧縮試験、三軸圧縮試験
⑪その他各種 サウンディング	オランダ式 コーン貫入試験など



(5-1 参照)

図－1 設計の順序

に重要であると考えられる。そこで、地盤条件に対する注入工法・薬液の関係を、実物大実験の成果などから検討して表—4を作成した。表—4の選定表に示す注入工法は、現在一般に認められる分類に従っており、また、薬液は、モニター構造や注入方式により表示する以外

表—4 地盤条件から決まる注入工法と薬液

(左欄：適否、 右欄：薬液)

の組合せも考えられるので、注入工法の特徴と薬液の特性を十分把握した上で最適な選定を行うことが望ましいと考えられる。

以下に注入工法の選定にあたっての留意点を列挙すると次のようになる。(表—4参照)

① 単管ロッド工法

単管ロッド工法は、大きな間隙のてん充以外の地盤条件では薬液の逸出などの事故が多いことが施工実績や実験により明らか

にされているので、限定的または補助的に用いる必要がある。

② 二重管ロッド工法

二重管ロッド工法は、限定注入工法として開発され現在広く用いられているが、注入材料が3～10秒といった瞬結材料を使用するため、脈状注入が卓越し均質な固結土が生じないことが多い。

③ 特殊二重管工法

特殊二重管工法は、別名複合注入工法とも呼ばれ、ゲル化時間の異なる薬液の組合せや懸濁型と溶液型の組合せなど、目的に併せていろいろな組合せが可能である。しかし本工法は、比較的最近開発されたことから施工実績が少なく、またその設計法が明確にされていない。

④ ストレーナ工法

ストレーナ工法は、作業工程が多く改良できる深さが小さい。

⑤ ダブルパッカー工法

ダブルパッカー工法は、緩結性の注入材料を低圧で、土の骨格構造を破壊することなく浸透固結させるため透水係数の比較的小さい地盤にも浸透可能である。しかし本工法は、施工手順が多く、長い工期を必要とすることから、比較的高価な工法となっている。

4.3.3 注入量

本指針(案)において、注入量は次式で算出するものとした。

$$Q = 0.6 \cdot n \cdot V \quad \text{①}$$

ここで、 Q ：設計注入量 (m^3)

V ：改良範囲の土量

n ：改良地盤の平均間隙率 ($\times 100\%$)

従来の設計法では、注入量の設定は $Q = \alpha \cdot (1 + \beta) \cdot n \cdot V$ を用いて求めるとしているが、

地 盤 条 件			目 的 止：止水 強：地盤 強化	単管ロッ ド工法	二重管 ロッド 工法	特殊二重 管工法	ストレー ナ工法	ダブルパ ッカー工 法						
	D (mm)	K (cm/ sec)												
粒徑が均一な緩い地盤	砂 礫	—	$>10^0$	止、強	△	C	△	S	○	S+C	△	C	△	C+L
	粗 砂	>0.6	$>10^{-1}$	止、強	△	C, M	○	S	○	S+L	○	C	○	C+L
	中 砂	>0.2	$>10^{-2}$	止、強	△	C, M	○	S	○	S+L	△	L	○	C+L
	細 砂	>0.074	$>10^{-3}$	止、強	×	—	△	S	○	S+L	△	L	○	C+L
	微細砂	74 μ アンダー <25%	$<10^{-3}$	止、強	×	—	△	S	○	S+L	×	—	○	C+L
	粘土	同>25%	$<10^{-4}$	強	×	—	△	C	△	S+L	×	—	×	—
	大きな間隙を有する地盤			止、強	○	C	×	—	×	—	×	×	×	—
互層状の砂層			止、強	×	—	○	S	○	S+L	△	L	○	C+L	
良い粒度分布の締まった砂層			止	×	—	△	S	△	S+L	△	L	○	C+L	
地下水が豊富な地盤			止、強	×	—	○	S	○	S+L	×	—	△	C+L	

(注) 1. 工法の適否

○：適当である。

△：効果に問題があるが、条件により適用できる。

×

2. 薬液

懸濁型

C

ゲル化時間が10秒程度以下：S

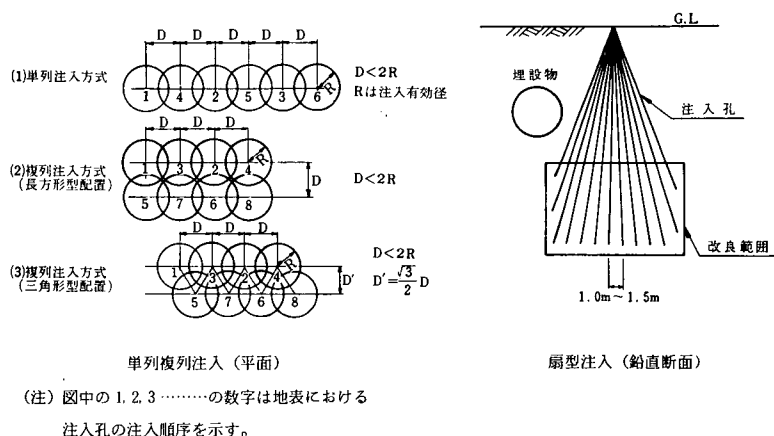
ゲル化時間が数分程度：M

ゲル化時間が20分程度以上：L

各種の実験データから、注入率（ α ）は粒度組成（細砂から砂礫）に関係せず一律に55%程度であることが過年度の研究により明らかになった。そこで、本指針（案）では損失係数（ β ）を10%とし、 $\alpha \cdot (1 + \beta) = 0.6$ とした。しかし、注入量の設定には地盤条件のみならず薬液・注入工法も大きな影響を与えるものと考えられるため、今後は、地盤、薬液、工法の3者の組合せを考慮した注入量算定法の検討が必要であると思われる。

4.3.4 注入孔の配置

図一2に注入孔の配置例を示す。本指針（案）では、注入孔の間隔は、止水を目的とする場合には0.8～1.0m、強度増加を目的とする場合には1.0～1.5mを一つの目安として設定した。また、同図に示すように隣接する注入孔の注入範囲は、互いに重なるように配置し、特に止水を目的とする場合には配列数2列以上、三角型配置とした。



図一2 注入孔の配置（例）

4.4 試験工事方法および効果確認方法に関する検討

4.4.1 試験工事

一般に注入対象地盤は、注入場所ごとに地盤条件が異なり、過去の施工実績を参考とすることはできても、そのまま設計・施工に適用するのは困難である。そこで、本指針（案）では特に①地盤の構造が不均質で特殊な場合、②付近に飲用水源などがある場合、③大規模な注入工事を施工する場合においては必ず本工事に先立って現地注入試験を実施して最終的な注入設計・施工方法を決定するものとした。なお、試験工事において、主に①注入工法の種類と注入孔配置、間隔②薬液の種類と配合、ゲル化時間、③注入量、注入圧、注入速度、④注入方式（ステップ長など）を検討項目とした。

4.4.2 効果確認方法

注入効果の確認は、原則として掘削により薬液の浸透固結範囲、固結状態、脈状注入の状況を観察し、必要に応じて固結物のサンプルを用いた強度特性試験、透水試験、サウンディングを実施することとした。

4.5 施工に関する検討

施工に関しては、主に工程計画、管理計画、機械計画について検討を行った。その一例として、

表一５に注入工事における管理計画項目を示す。

表一５ 管理計画項目

注 入 前	注 入 中	注 入 後
- 薬液の品質、数量および保管法 - 設計配合によるゲル化時間管理方法（使用水および地下水の水質、水温、対象地盤の目録や有機物） - 機械・器具の整備・点検方法 - その他	- 注入作業管理規程（注入圧、注入量、注入速度） - 注入現場周辺の環境監視方法（地盤の性状、地下水監視など） - 事故対策 - その他	- 効果確認方法（現場透水試験、貫入試験など） - 長期監視体制、（地下水、公共水域などの定期的監視など） - 廃液、洗浄水、残土・残材の処理方法（公共水域への排水監視など） - その他

4.6 環境保全に関する検討

4.6.1 環境保全一般

薬液注入工事における地下水および公共用水域などの環境汚染防止のためには、水質の監視が最も重要である。図一３には、本指針（案）における環境監視のフローを示す。このフローは、主に暫定指針に基づいて作成し

たものであり、工事前、工事中、工事後の調

査、監視を原則としている。特に工事中環境への異常（pH値、KMnO₄消費量など）が認められる場合には、工事を停止し、代替工法の検討を行うことが必要であるとした。また、本指針

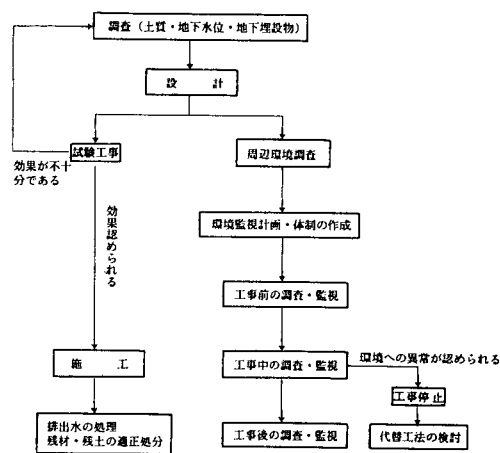
（案）では、環境監視および環境対策の処理・処

分に関する内容として、①周辺環境の監視、②地下水（井戸水）の水質監視、③周辺河川・養魚池の水質監視、④排水水の処理、⑤残土および残材の適正処分、⑥その他社会環境などの監視を取り上げた。

4.6.2 水質その他の監視

本指針（案）では、地下水などの水質に関しては、暫定指針の定める採水回数、試験項目および基準値を用いることとした。しかし、注入材については最近開発されている中性薬液のpHが地下水のpHとほぼ同じであるので検出することが出来ない場合が考えられる。そこで、pH、KMnO₄

消費量の測定項目に加えて、電気伝導度の測定を取入れた。なお、電気伝導度は水中の電解質のおおよその値を知る指標で比較的簡単に測定でき再現性もよいとされている。



図一３ 環境監視のフロー

5. あとがき

薬液注入工法は、暫定指針以後安全性はもちろんのこと、高い注入技術を目指して現在まで研究開発が進められ、その成果には目覚ましいものがあり、例えば注入工法に関しては、土木研究所で開発したバイモード工法がある。しかし、薬液注入工法は、各種地盤条件、注入材および注入工法などが複雑に絡み合い、その設計および施工法を画一的に定めるものは困難であり、また注入メカニズム、耐久性の解明、注入効果確認手法の確立といった薬液注入工法の基礎的な問題がいまだに未解決のまま残されているのも事実である。

今後は、これらの問題についても取組み、今回提案した「薬液注入工法技術指針（案）」の充実を図っていきたいと考えている。

昭和57年度
下水道関係調査研究年次報告書集

ISSN 0386-5878
土研資料第2010号
昭和58年7月
下水道部

キーワード：下水道計画，雨天時汚濁流出，下水処理，三次処理，
再利用，汚泥処理，汚泥処分，水質汚濁，水質分析

要 旨

昭和57年度に土木研究所下水道部に所属する研究室が実施した調査研究
成果の概要及び下水道部に所属しない他部の研究室が下水道事業調査
費により実施した調査研究成果の概要を集録したものである。



郵便はがき

305-□□

40円切手
をはいて
下さい。

茨城県筑波郡豊里町大字旭一番地

建設省土木研究所

下水道部 御中

No. _____

配布先氏名

配布先住所

No. _____





土木研究所資料第2010号 部

上記のとおり受領しました。

所 属（住所）

氏 名

印

