

論文 / 著書情報
Article / Book Information

題目(和文)	生活排水の処理過程における水質特性の評価および精密ろ過膜を用いた高度処理装置の開発に関する研究
Title(English)	
著者(和文)	矢橋毅
Author(English)	
出典(和文)	学位:博士(工学), 学位授与機関:東京工業大学, 報告番号:甲第4728号, 授与年月日:2001年3月26日, 学位の種別:課程博士, 審査員:井上 義夫
Citation(English)	Degree:Doctor (Engineering), Conferring organization: Tokyo Institute of Technology, Report number:甲第4728号, Conferred date:2001/3/26, Degree Type:Course doctor, Examiner:
学位種別(和文)	博士論文
Type(English)	Doctoral Thesis

平成 1 2 年度博士論文

生活排水の処理過程における水質特性の評価および
精密ろ過膜を用いた高度処理装置の開発に関する研究

東京工業大学大学院生命理工学研究科
バイオテクノロジー専攻

矢 橋 毅

目次

第 1 章 序論	1
1 . 1 生活排水処理システムの概要	2
1 . 1 . 1 し尿処理の歴史	2
1 . 1 . 2 生活排水処理システムの概要	3
1 . 2 浄化槽の概要	4
1 . 2 . 1 浄化槽における汚水処理の方法	4
1 . 2 . 2 構造基準の変遷	5
1 . 2 . 3 浄化槽の構造の概要	6
1 . 3 生活排水処理システムの課題	11
1 . 3 . 1 下水道	11
1 . 3 . 2 浄化槽	11
1 . 4 研究の背景および目的	12
1 . 4 . 1 研究の背景	12
1 . 4 . 2 研究の目的 , 概要	13
参考文献	16
第 2 章 生活排水の水量および水質特性の解析	19
2 . 1 概論	20
2 . 2 戸建て住宅の排水の水量および水質の特性	22
2 . 2 . 1 目的	22
2 . 2 . 2 調査方法	23
(1) 調査施設	23
(2) 調査方法	23
(3) 解析方法	23
2 . 2 . 3 結果および考察	24
(1) 1 日の流入汚水量	24
(2) 流入汚水の時間変動	26
(3) 小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定	28

(4) 負荷原単位	31
2 . 2 . 4 まとめ	32
2 . 3 中規模施設における流入汚水量および水質の特性	33
2 . 3 . 1 目的	33
2 . 3 . 2 調査方法	33
(1) 調査施設	33
(2) 調査方法	33
2 . 3 . 3 解析方法	34
(1) 生活排水の性状	34
(2) 生活排水の水質特性	34
2 . 3 . 4 結果および考察	37
(1) 生活排水の性状	37
(2) 生活排水の水質特性	43
2 . 3 . 5 まとめ	50
参考文献	52
 第 3 章 接触ばっ気方式と活性汚泥方式の水質特性の比較	 56
3 . 1 目的	57
3 . 2 接触ばっ気方式と活性汚泥方式の特徴	57
3 . 3 調査施設の概要および調査方法	59
3 . 3 . 1 調査施設の概要	59
3 . 3 . 2 調査方法	61
3 . 4 結果および考察	62
3 . 4 . 1 一次処理装置流出水における水質特性	62
3 . 4 . 2 二次処理装置流出水（処理水）における水質特性	66
3 . 4 . 3 処理過程における水質特性の変化	72
3 . 5 まとめ	74
参考文献	76

第 4 章	ゲルクロマトグラフィーを用いた汚水処理過程における	
	溶解性有機物質の評価	78
4 . 1	概論	79
4 . 2	試料の前処理における有機物質の変化	81
4 . 2 . 1	目的	81
4 . 2 . 2	実験方法	81
(1)	前処理における物質収支の考え方	81
(2)	試料のろ過における有機物質の変化	83
(3)	試料の濃縮における有機物質の変化	85
4 . 2 . 3	結果および考察	86
(1)	試料のろ過における有機物質の変化	86
(2)	試料の濃縮における有機物質の変化	88
4 . 2 . 4	まとめ	90
4 . 3	前処理における損失量を考慮した溶解性有機物質の評価	91
4 . 3 . 1	目的	91
4 . 3 . 2	ゲルクロマトグラフィーの原理	92
4 . 3 . 3	実験方法	93
(1)	試薬および試料	93
(2)	合併処理浄化槽流出水の前処理	97
(3)	ゲルクロマトグラフィー	97
4 . 3 . 4	結果および考察	99
(1)	試料の前処理における TOC の変化	99
(2)	標準物質の分子量と K_{av} 値との関係	100
(3)	ゲルクロマトグラフィーにおける有機物質の回収率	101
(4)	流入水の溶解性物質の特性	101
(5)	処理過程における溶解性有機物質の特性変化	104
4 . 3 . 5	まとめ	111
	参考文献	113

第 5 章	膜分離装置を導入した小型生活排水処理装置の開発	116
5 . 1	概論	117
5 . 2	膜分離活性汚泥方式の生活排水処理分野における適用状況	119
5 . 2 . 1	膜の種類と分離対象物質	119
5 . 2 . 2	排水処理に用いられる膜の形状	119
5 . 2 . 3	膜分離活性汚泥方式を用いた生活排水の処理	121
(1)	し尿処理施設への適用	121
(2)	下水道への適用	122
(3)	浄化槽への適用	122
5 . 3	膜分離型小型合併処理浄化槽の開発	124
5 . 3 . 1	目的	124
5 . 3 . 2	膜分離型浄化槽の概要	124
(1)	装置の構成	124
(2)	膜の種類と透過方法	125
(3)	実験装置の設計緒元	127
(4)	実験装置の構造およびフロー	127
5 . 3 . 3	実験方法	131
(1)	装置の運転条件	131
(2)	調査方法	132
5 . 3 . 4	結果および考察	133
(1)	一次処理装置流出水の水質	133
(2)	膜透過水（処理水）の水質	134
(3)	最大膜間差圧および処理水量	139
(4)	間欠ばっ気槽および硝化槽の MLSS	142
5 . 3 . 5	まとめ	144
5 . 4	膜分離型浄化槽の運転方法に関する検討	145
5 . 4 . 1	目的	145
(1)	使用可能な種汚泥の検討	145
(2)	活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験	145
(3)	膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響	145

5 . 4 . 2	実験方法	146
(1)	使用可能な種汚泥の検討	146
(2)	活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験	147
(3)	膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響	148
5 . 4 . 3	結果および考察	149
(1)	使用可能な種汚泥の検討	149
(2)	活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験	150
(3)	膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響	154
5 . 4 . 4	まとめ	156
5 . 5	膜分離装置を用いた既設単独処理浄化槽の合併化手法の検討	157
5 . 5 . 1	目的	157
5 . 5 . 2	実験方法	157
(1)	合併化手法の検討	157
(2)	既設単独処理浄化槽の改造実験方法	158
5 . 5 . 3	結果および考察	160
(1)	合併化手法の検討結果	160
(2)	既設単独処理浄化槽の改造実験結果	163
5 . 5 . 4	まとめ	167
参考文献		168
第 6 章	総括	173
6 . 1	本研究の成果	174
6 . 2	今後の課題	178
謝辞		180

記号および略語

A	: 住宅の延べ面積 (m^2)
BOD	: 生物化学的酸素要求量 (Biochemical Oxygen Demand)(mg/l)
C-BOD	: 硝化を抑制した BOD (mg/l)
Cl^-	: 塩化物イオン (mg/l)
COD	: 化学的酸素要求量 (Chemical Oxygen Demand)(mg/l)
D-BOD	: 溶解性 BOD (孔径 $1\mu\text{m}$ のろ紙でろ過したる液中の BOD)(mg/l)
D-COD	: 溶解性 COD (孔径 $1\mu\text{m}$ のろ紙でろ過したる液中の COD)(mg/l)
DEG	: ジエチレングリコール (Diethylene Glycol)
D-TOC	: 溶解性 TOC (孔径 $1\mu\text{m}$ のろ紙でろ過したる液中の TOC)(mg/l)
EG	: エチレングリコール (Ethylene Glycol)
HWL	: 高水位 (High Water Level)
Kav	: 分配係数
LWL	: 低水位 (Low Water Level)
MLSS	: 混合液浮遊物質 (Mixed Liquor Suspended Solids)(mg/l)
n	: 処理対象人員 (人)
N-BOD	: 窒素由来の BOD ($[\text{BOD}] - [\text{C-BOD}]$)(mg/l)
n-Hex	: n-ヘキサン抽出物質 (mg/l)
$\text{NH}_4^+ - \text{N}$	: アンモニア性窒素 (mg/l)
$\text{NO}_x^- - \text{N}$	: 亜硝酸性窒素 ($\text{NO}_2^- - \text{N}$) と硝酸性窒素 ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) の合計 (mg/l)
OD	: 光学密度 (Optical Density)
P-BOD	: SS 性 BOD ($[\text{BOD}] - [\text{D-BOD}]$)(mg/l)
P-COD	: SS 性 COD ($[\text{COD}] - [\text{D-COD}]$)(mg/l)
P-CBOD	: SS 性 C-BOD ($[\text{C-BOD}] - [\text{D-BOD}]$)(mg/l)
PEG	: ポリエチレングリコール (Polyethylene Glycol)
pH	: 水素イオン濃度指数
$\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$	: リン酸態リン (mg/l)
P-TN	: SS 性窒素 ($[\text{T-N}] - [\text{NH}_4 - \text{N}] - [\text{NO}_x^- - \text{N}]$)(mg/l)
P-TOC	: SS 性 TOC ($[\text{TOC}] - [\text{D-TOC}]$)(mg/l)

P-TP	: SS 性リン ([T-P] - [PO ₄ ³⁻ -P])(mg/ l)
SS	: 浮遊物質 (Suspended Solids)(mg/ l)
T-N	: 全窒素 (Total Nitrogen)(mg/ l)
TOC	: 全有機炭素 (Total Organic Carbon)(mg/ l)
T-P	: 全リン (Total Phosphorus)(mg/ l)
Ve	: 溶出容量 (ml)
Vo	: 排除体積 (ml)
Vt	: ベッド体積 (ml)

第 1 章

序 論

1.1 生活排水処理システムの概要

1.1.1 し尿処理の歴史

日本では、古くから稲作中心の農業が発達し、汲み取り便所に貯留されたし尿は長い間貴重な肥料として利用されてきた。しかし、第2次大戦後、工業を中心とした産業構造の変革が急激に進行し、都市部への人口集中および化学肥料の普及によりし尿の肥料としての需要が減少し、特に都市地域ではし尿の衛生的処理が必要となってきた。このため、汲み取りし尿を収集してし尿処理施設で処理するという日本特有のし尿処理システムが発達してきた。

一方、明治の終わり頃から先進国の生活様式の導入にともなって水洗便所が普及し始め、この水洗便所汚水を処理するために浄化槽が導入された。日本で最初に浄化槽が設置されたのは1911年といわれている¹⁾。当時、下水道の整備も進められていたが、終末処理場を持たない不完全なものであった。そのため、下水道へのし尿の投入は禁止され、下水道は雨水と生活排水のみを受け入れる施設であり、この状況は1940年代まで続いたとされている²⁾。浄化槽という言葉が初めて使われたのは、1944年の建築敷地内衛生施設標準においてであり、その定義として「水を使用して屎尿を浄化放流する施設」と定められた。

1960年代に高度経済成長期に突入し、人々が豊かな生活を求めて便所の水洗化の要求が高まり、それを機に、大量生産に適するガラス繊維強化プラスチック製の浄化槽が急速に普及した。1969年に全国一律の「屎尿浄化槽の構造基準」(以下、「構造基準」と表示する)¹⁾が制定された時点では、浄化槽利用人口と下水道利用人口がほぼ半々であった。しかし、当時設置された浄化槽は水洗便所汚水しか処理できない単独処理浄化槽がほとんどであり、雑排水も処理する合併処理浄化槽は少なかった。これは、その後の生活雑排水処理に大きな課題を残した。

1970年以降、産業廃水に対する水質規制が厳しくなっても、河川や湖沼など公用水域の水質に改善が認められなかった³⁾。その原因の一つは未処理生活雑排水の流入の影響と考えられた。そこで、水洗便所汚水と生活雑排水を同時に処理できる合併処理浄化槽が注目され、1980年⁴⁾と1988年⁵⁾の構造基準の改正において、合併処理浄化槽の基準が整備された。

1.1.2 生活排水処理システムの概要

家庭から排出される生活排水はし尿（水洗便所汚水）と生活雑排水（台所，風呂，洗濯などの排水）に分けられ，これらの排水を処理するシステムは図1-1のように分類される^{6), 7)}。し尿のみを処理するシステムとしてし尿処理施設，単独処理浄化槽があり，生活雑排水とそれに由来する汚泥のみを処理するシステムとして生活排水処理施設がある。一方，し尿と生活雑排水を併せて処理するシステムには公共下水道，コミュニティ・プラント，合併処理浄化槽，農業集落排水処理施設などがある。

住宅，工場，事業所が密集している都市部では下水道が有効で，工場排水や雨水も集めて処理できる。下水道は一般的に受け入れる排水量が多く，その処理水が放流水域に与える影響は大きい。住宅が集合しており，工場排水がないかあっても排出源で処理されている地域ではコミュニティ・プラントが有効で，生活排水を排出源である地区単位にまとめて集中処理することができる。

一方，住宅が散在している地域では合併処理浄化槽が有効である。特に戸建て住宅用の合併処理浄化槽については，地形の制約を受けることなくどこにでも設置でき，処理された水がその場で放流できることなどの利点を持っている。

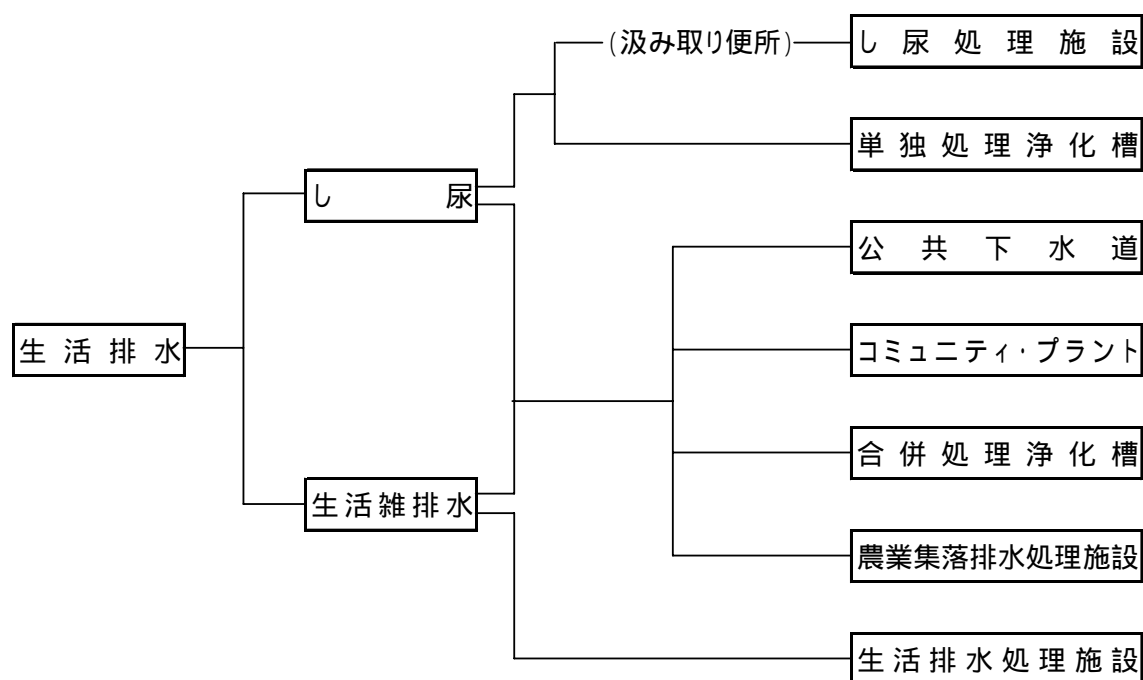


図1-1 生活排水処理システムの概要

農業集落排水処理施設は農村地域で用いられるシステムであり、コミュニティ・プラントや中・大規模の合併処理浄化槽と同様な処理特性を持っている。

1997年3月現在、日本の総人口1億2千614万人のうち水洗化人口は9千953万人であり、他は汲み取り便所を使用している。水洗化人口のうち、公共下水道は6千443万人（64.7%）、コミュニティ・プラントは38万人（0.4%）、浄化槽（農業集落排水処理施設を含む）は3千472万人（34.9%）であり⁸⁾、公共下水道と浄化槽はほぼ役割を二分している。

1.2 浄化槽の概要

1.2.1 浄化槽における汚水処理の方法

一般的に汚水処理とは汚濁物質を水（放流水）から分離、除去する操作⁹⁾をいう。浄化槽が処理の対象とする生活排水中の汚濁物質としては、有機物質、窒素、リンなどがある。

一方、汚水に含まれる汚濁物質をその形態から分類すると、固形物と水に溶けている物質すなわち溶解性物質に分けられる。固形物は比重が水より重いあるいは軽い場合が多いので、主に沈殿させたり浮上させたりして除去することができる（物理処理）。これに対し、溶解性物質や水との比重差が小さい固形物は沈殿や浮上による除去が困難であるため、好気性微生物の代謝作用を利用して分解する（生物処理）。最終的に有機物質は二酸化炭素や水などの無機物質まで分解され、その際、微生物の増殖が起こり、微生物の集合体である目に見える大きな固形物へ変換される。生物代謝過程で生じた生物代謝産物は、フミン物質に代表される^{10) - 13)}生物分解が困難な物質であり、生物処理が進行した処理水中にはこの生物代謝産物が大部分を占めている¹⁴⁾。

浄化槽はこれらの物理処理と生物処理の組み合わせで構成される（図1 - 2）¹⁵⁾。浄化槽に流入した汚水中の固形物は、スクリーン、沈殿分離槽、嫌気ろ床槽などの単位装置において固形物が分離（物理処理）され、その後生物処理される。生物処理は、生物膜法（接触ばっ気槽、回転板接触槽など）と活性汚泥法（ばっ気槽）に大別され、前者はプラスチック製の充填物の表面に微生物が薄い膜状に存在し、後者は微生物が浮遊した状態で存在する。生物処理により生じた固形物は再び沈殿分離（物理処理）

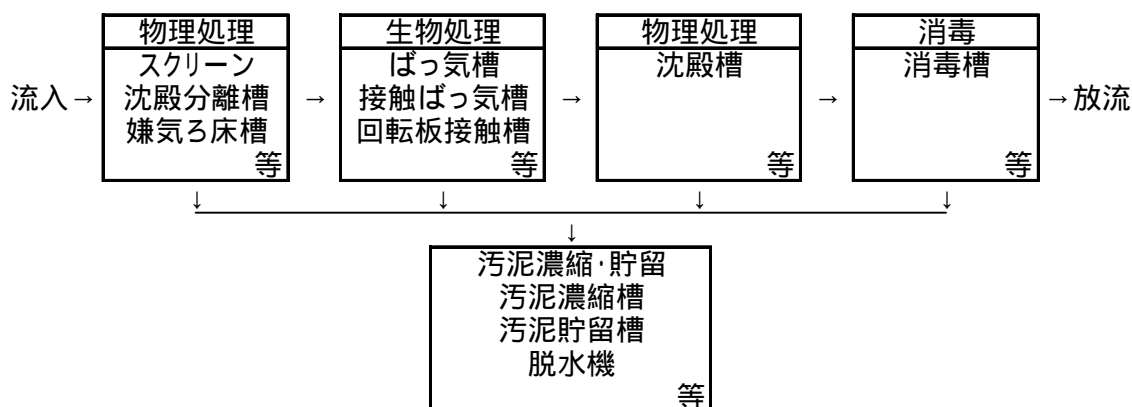


図1 - 2 汚水処理のフロー

され、上澄水は衛生的安全性を確保するため、消毒後放流される。最初の物理処理を一次処理、次の生物処理と物理処理の組み合わせを二次処理とよぶ。

一方、分離または生成した固形物は、一次処理装置内または専用に設けられた汚泥濃縮槽、汚泥貯留槽、脱水機などの汚泥処理設備で濃縮、貯留され、貯留能力が限界に達した場合には余剰汚泥として系外へ搬出し、し尿処理施設などで処理される。

1.2.2 構造基準の変遷

浄化槽の処理性能ごとの構造および容量は構造基準で規定され、1969年の建設省告示1726号により全国一律の浄化槽の構造基準が初めて制定された¹⁾。1980年に浄化槽の構造基準が全面的に改正され、新たに生物膜法を採用した処理対象人員51人以上の合併処理浄化槽の基準⁴⁾が制定された。さらに、1988年には処理対象人員50人以下の合併処理浄化槽(以下、「小型合併処理浄化槽」と表示する)の基準⁵⁾が追加され、従来、処理対象人員51人以上においてのみ規定されていた合併処理浄化槽の基準が、すべての処理対象人員において規定されることとなった。なお、処理対象人員とは、建築物から排出される汚濁負荷量を1人1日あたりの汚濁負荷量(汚水量200 l/人・日、生物化学的酸素要求量(BOD)40g/人・日)に換算した人員であり、「建築物の用途別による屎尿浄化槽の処理対象人員算定基準」(JIS A 3302-1988)¹⁶⁾によって定められている。

小型合併処理浄化槽の構造基準が追加された時点では、生活環境項目にかかる水質環境基準の達成率は横ばい状態であり、特に、湖沼などの閉鎖性水域の達成率が低い状況にあった³⁾。その原因の一つは未処理生活雑排水の影響と考えられ、小型合併処理浄化槽のうち特に戸建て住宅用の浄化槽（処理対象人員 5～10 人）の普及が推進された。

一方、構造基準には BOD 除去型の浄化槽（最も処理性能のよいもので処理水の BOD 濃度が 20mg/l 以下）しか規定されていなかったため、有機物質の除去性能がより高い浄化槽や全窒素（T-N）、全リン（T-P）の除去機能を有する浄化槽（「高度処理型浄化槽」とよばれている）については個別に建設大臣の認定を取得する必要がある、ほとんど普及しなかった。

このような状況から 1995 年に構造基準が改正され、これまでの装置の後に接触ばっ気、砂ろ過、活性炭吸着、凝集沈殿を付加した方式や硝化液循環活性汚泥方式が採用された¹⁷⁾。

戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽が普及する一方で、1992 年度には新規に約 30 万基の単独処理浄化槽が設置¹⁸⁾されており、以後新規に設置される単独処理浄化槽の数は減少する傾向が認められず、未処理生活雑排水対策は進まなかった。小型合併処理浄化槽の普及をより一層推進するために、2000 年 6 月に浄化槽の構造基準が「建設大臣が定める構造方法」¹⁹⁾として改正され、従来の単独処理浄化槽の基準が削除された。

1.2.3 浄化槽の構造の概要

2000 年 6 月に改正される以前の構造基準は、表 1 - 1 に示すとおり第 1 から第 13 まで処理性能に応じて 13 に区分されている¹⁷⁾。浄化槽は単独処理浄化槽と合併処理浄化槽に大別され、前者はし尿のみを処理（生活雑排水は未処理放流）する施設であり、処理水の BOD 濃度が 90mg/l 以下の性能を有する。これに対し、後者はし尿と併せて生活雑排水を処理する施設で、処理水の BOD 濃度は構造基準の区分によって異なり、10～60mg/l 以下の性能を有する。単独処理浄化槽は第 1 の 1～3、第 4 および第 5、合併処理浄化槽は第 1 の 4～6、第 2、第 3 および第 6～第 11 の区分に該当する。このうち、第 1 の 4～6 に区分されるものは処理対象人員 5～50 人の小型合併処理浄化槽である。

表 1 - 1 し尿浄化槽一覧（1995 年改正）

告示区分		処 理 性 能						処 理 方 式	処 理 対 象 人 員						
		BOD除去率 (%)以上	BOD濃度 (1リットルにつきミ)	COD濃度 (1リットルにつきミ)	TIN濃度 (1リットルにつきミ)	TIP濃度 (1リットルにつきミ)	リグラム(以下)		5	50	100	200	500	2,000	5,000
第1	単独	65	90	—	—	—	リグラム(以下)	分離接触ばっ気 分離ばっ気床 散水濾							
	合併	90	20	— — —	— — 20	— — —	リグラム(以下)	分離接触ばっ気 嫌気濾床接触ばっ気 脱窒濾床接触ばっ気							
第2	合併	70	60	60	—	—	リグラム(以下)	回転板接触 接触ばっ気床 散水濾							
								長時間ばっ気							
第3	合併	85	30	45	—	—	リグラム(以下)	回転板接触 接触ばっ気床 散水濾							
								長時間ばっ気 標準活性汚泥							
第4	単独	55	120	—	—	—	リグラム(以下)	腐敗槽							
第5	単独	SS除去率 55%	SS濃度 250(1リットルにつきミ)	リグラム(以下)	—	—	リグラム(以下)	地下浸透							
第6	合併	90	20	30	—	—	リグラム(以下)	回転板接触 接触ばっ気床 散水濾							
								長時間ばっ気 標準活性汚泥							
第7	合併	—	10	15	—	—	リグラム(以下)	接触ばっ気・砂濾過 凝集分離							
第8	合併	—	10	10	—	—	リグラム(以下)	接触ばっ気・活性炭吸着 凝集分離・活性炭吸着							
第9	合併	—	10	15	20	1	リグラム(以下)	硝化液循環活性汚泥 三次処理脱窒・脱磷							
第10	合併	—	10	15	15	1	リグラム(以下)	硝化液循環活性汚泥 三次処理脱窒・脱磷							
第11	合併	—	10	15	10	1	リグラム(以下)	硝化液循環活性汚泥 三次処理脱窒・脱磷							

第12の区分は水質汚濁防止法の規定により、化学的酸素要求量(COD)、浮遊物質(SS)、n-ヘキサン抽出物質、pHおよび大腸菌群数についての排水基準が定められている場合の構造を示したものであり、第13の区分は建設大臣が第1～11の区分と同等以上の性能を有すると認めたものに該当する。なお、現在は、1.2.2に示したように2000年6月の改正において、単独処理浄化槽の基準である第1の1～3が削除されている。

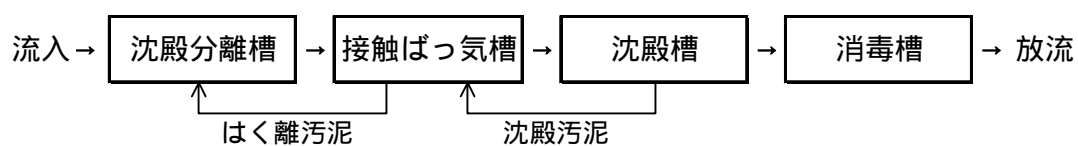
第1の4～6に区分される小型合併処理浄化槽は、分離接触ばっ気方式、嫌気ろ床接触ばっ気方式および脱窒ろ床接触ばっ気方式の3方式のものが規定されており、各処理方式のフローシートと有効容量は図1-3と表1-2に示すとおりである。小型合併処理浄化槽の3方式のうち約92%²⁰⁾を占める嫌気ろ床接触ばっ気方式の構造図を図1-4に示す。汚水はプラスチック製のろ材が充填された嫌気ろ床槽に流入し、流入水中の固形物が分離された後、接触ばっ気槽に流入する。接触ばっ気槽ではブローから空気が供給され、酸素を必要とする好気性微生物により、汚水中の有機物質の分解やアンモニアの酸化が進行する。内部にプラスチック製の接触材が充填され、微生物はその表面に付着している。処理された水は、次の沈殿槽においてSSが沈殿分離され、上澄みが塩素消毒後、放流される。

一方、処理対象人員51人以上の浄化槽の処理方式は、生物膜法として回転板接触方式、接触ばっ気方式および散水ろ床方式、活性汚泥法として長時間ばっ気方式、標準活性汚泥方式、硝化液循環活性汚泥方式にそれぞれ分類される。

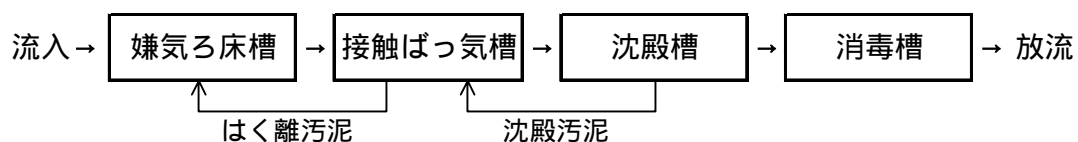
1999年3月現在の浄化槽の設置基数を処理方式別に整理し、表1-3に示す。設置基数は浄化槽全体で約840.9万基であり、内訳は単独処理浄化槽が727.1万基(86.5%)、合併処理浄化槽が113.8万基(13.5%)である²⁰⁾。合併処理浄化槽のうち小型合併処理浄化槽の嫌気ろ床接触ばっ気方式の設置基数が最も多く、全体の75%を占めている。また、二次処理に接触ばっ気方式を採用している施設が全体の93%を占めている。一方、処理対象人員別にみると、浄化槽全体の87%が処理対象人員20人以下であり、そのほとんどが戸建て住宅用の処理対象人員5～10人と推定される。

なお、諸外国で単独処理浄化槽を使用している国は少なく、日本を始めとして韓国、台湾などである¹⁷⁾。韓国では単独処理浄化槽の設置基数が173万基あまりと浄化槽全体の98%を占めている²¹⁾。一方、欧米諸国では合併処理が中心であり、日本のように下水道、浄化槽などの区分はなくすべて集合処理として取り扱われている。このう

分離接触ばっ気方式



嫌気ろ床接触ばっ気方式



脱窒ろ床接触ばっ気方式

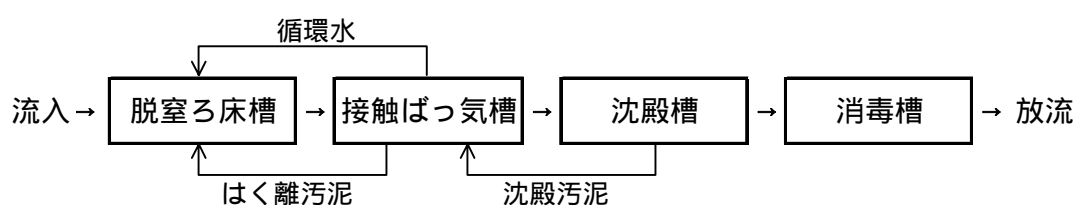


図1-3 小型合併処理浄化槽のフロ-シート

表1-2 小型合併処理浄化槽の有効容量

処理対象人員	分離 接触ばっ気方式	嫌気ろ床 接触ばっ気方式	脱窒ろ床 接触ばっ気方式
5 n 10	沈殿分離槽 $2.5 + 0.5 (n-5)$	嫌気ろ床槽 $1.5 + 0.4 (n-5)$	脱窒ろ床槽 $2.5 + 0.5 (n-5)$
11 n 50	$5.0 + 0.25 (n-10)$	$3.5 + 0.2 (n-10)$	$5.0 + 0.3 (n-10)$
5 n 10	接触ばっ気槽 $1.0 + 0.2 (n-5)$	接触ばっ気槽	接触ばっ気槽
11 n 50	$2.0 + 0.16 (n-10)$	同左	$1.5 + 0.3 (n-5)$ $3.0 + 0.26 (n-10)$
5 n 10	沈殿槽 $0.3 + 0.08 (n-5)$	沈殿槽	沈殿槽
11 n 50	$0.7 + 0.04 (n-10)$	同左	同左
5	総容量 3.8	総容量 2.8	総容量 4.3
10	7.7	6.2	8.7
50	25.7	22.2	32.7

単位： m^3 ，n：処理対象人員



図1 - 4 戸建て住宅用小型合併処理浄化槽（嫌気ろ床接触ばっ気方式）の構造図

表1 - 3 浄化槽の処理方式別の設置基数

		設置基数 (千基)	処理対象人員 (人)
単独処理浄化槽		7,271.0	5 ~ 500
合併処理浄化槽		1,137.7	-
旧 構 造 基 準	散水ろ床方式	0.4	101 ~
	活性汚泥方式	20.9	101 ~
	その他	2.4	-
	小計	23.7	
新 構 造 基 準	分離接触ばっ気方式	73.7	5 ~ 50
	嫌気ろ床接触ばっ気方式	857.0	5 ~ 50
	脱窒ろ床接触ばっ気方式	1.5	5 ~ 50
	回転板接触方式	1.8	51 ~
	接触ばっ気方式	125.5	51 ~
	散水ろ床方式	0.2	51 ~
	長時間ばっ気方式	8.5	101 ~
	標準活性汚泥方式	0.3	5001 ~
	高度処理型	1.0	51 ~
	その他	44.5	-
小計		1,114.0	-

旧構造基準：1969年制定された構造基準に該当するもの

新構造基準：1980年以降に制定された構造基準に該当するもの

高度処理型：第7～11区分に該当するもの

ち数百人以下の集合処理が多く，日本の合併処理浄化槽のような高度な処理施設の割合は高くない^{22), 23)}。

1.3 生活排水処理システムの課題

1.3.1 下水道

生活排水を処理するシステムとして下水道の整備が進められているが，その普及率は1999年度末全国平均で60%²⁴⁾にとどまっている。普及率を都市の人口別にみると，人口50万人以上の大都市では93%であるのに対し，人口10万人以下の中小市町村では32%と大きな格差がある²⁴⁾。これは，住宅が分散していることなど下水道の整備が困難な地域が残っていることを示しており，今後，普及率の大幅な上昇は見込めない状況である。

一方，污水处理にかかる経費（処理原価：単位処理水量あたり経費）は都市の規模が小さくなるにしたがって高くなるのに対し，使用者から徴収する料金は都市の規模に関係なくほぼ一定となっている²⁵⁾。そのため，人口が少ない市町村ほど処理原価に対して使用料収入が不足するため，その不足分を一般会計から負担しており，財政を圧迫している。

すなわち，大都市のように家屋密度が高く，事務所ビルなど住宅用途以外の建物が多い地域においては下水道のような大規模な集合処理施設が効率的であるが，中小市町村において人口密集地区以外に下水道を整備することは，市町村の財政，住民の負担からみても著しく困難となっている²⁶⁾。

1.3.2 浄化槽

合併処理浄化槽は，戸建て住宅規模から千人程度の規模の集合処理施設まで幅広い規模に対応できるため，下水道のような大規模な集合処理システムの整備が困難な地域においては合併処理浄化槽が有効である。

合併処理浄化槽は下水道と比較して，建設費が安価である，効果が迅速に発揮される，複雑な地形に対応できる，耐震性があるなどの利点があると言われている^{26) - 29)}。これに対し，合併処理浄化槽は処理性能が不安定である，維持管理が不十分な場合が

生じる，利用者の負担が大きいなどの問題点^{26), 28) - 31)}がある。

特に，戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽は設置面積が大きく，各戸の敷地が狭いと設置が困難であること²⁶⁾，所期の性能が発揮されていないものの割合が高いことが欠点として指摘されている^{32) - 34)}。

一方，し尿のみを処理する単独処理浄化槽の設置基数が700万基あまりと浄化槽全体の約85%を占めているのが現状である²⁰⁾。2000年12月より，単独処理浄化槽の新設が一部の地域を除いて原則として禁止され，現在，既設単独処理浄化槽を合併処理化するための技術の確立が緊急の課題となっている。

1.4 研究の背景および目的

1.4.1 研究の背景

生活排水を処理するシステムとして浄化槽が重要な地位を占めていることは，その有効性や普及状況から見ても明らかである。しかし，浄化槽においても先に示した問題点があり，小型で安定した処理機能が発揮できる浄化槽の開発や既設単独処理浄化槽の合併処理化技術の確立が求められている。

一方，近年，過剰な栄養塩類による富栄養化，トリハロメタン前駆物質，クリプトスポリジウムなどによる水系感染症問題など，従来の有機物汚染対策に加え解決しなければならない新たな問題が広がってきており，より高度で安全な処理水が得られる浄化槽が求められている。

現在，処理対象人員51人以上の規模の浄化槽については，流入水の変動を緩和する流量調整槽を前置することにより処理の安定化を図っている。また，従来の二次処理装置の後に砂ろ過，活性炭吸着，凝集沈殿などを付加した方式や硝化液循環活性汚泥方式による高度処理が行われている。これらの高度処理を採用するにあたり，目標処理水質に応じて最適な処理方法を選択するには，生物処理プロセスや高度処理プロセスの有機物質除去特性を明らかにする必要がある，従来のBOD，COD，全有機炭素（TOC）に加え他の新たな評価手法の導入が必要と考えられる。

一方，戸建て住宅用の処理対象人員5～10人の小型合併処理浄化槽については，生物ろ過法を用いた小型の浄化槽^{35), 36)}や有機物の除去性能が高く，かつ窒素の除去機

能を有する浄化槽の開発が進められ、現在、いくつかの装置が実用化^{37) -39)}されている。しかし、生物ろ過法を用いた小型の浄化槽は流量調整機能を持っていないことから、処理水質が不安定で所期の性能が発揮されていないものの割合が高いとの報告⁴⁰⁾がある。そこで、装置の小型化および処理水質の高度化、安定化という相反する 2 つの目的を同時に満たす新しい処理システムの開発が必要となる。

また、単独処理浄化槽を合併処理化する場合、経済的、敷地的な制限により既設単独処理浄化槽を撤去して合併処理浄化槽を設置することが困難な場合があるため、既設浄化槽を利用した合併化手法の検討^{41) -43)}が行われおり、その実用化が望まれている。

1.4.2 研究の目的、概要

浄化槽における現状を踏まえ、本研究では、設置されている浄化槽が目的の処理性能を発揮し、生活排水に起因する公共用水域の水質汚濁の低減化を図ることを目的として、流入条件に適合した合併処理浄化槽を設計するために必要な生活排水の水量および水質の特性を明らかにした。次に、生活排水処理に広く用いられている接触曝気方式と活性汚泥方式の処理過程における水質特性を、BOD などの従来から用いられている水質項目とゲルクロマトグラフィーにより得られる分子量分布を用いて評価した。

一方、戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽において、装置の小型化および処理水質の高度化、安定化という相反する 2 つの目的を同時に満たす新しい処理装置の開発を目的として、処理過程の最終段階で用いられている沈殿による SS 除去に代わり、精密ろ過膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽を開発し、その処理機能を評価した。また、この装置を応用した既設単独処理浄化槽の合併化手法を検討した。

本論文は 6 章から構成され、研究のフローを図 1 - 5 に示す。各章の内容を以下に示す。

第 1 章「序論」では、生活排水処理システムの概要と浄化槽の現状、問題点を整理するとともに、本研究の背景および目的について示した。

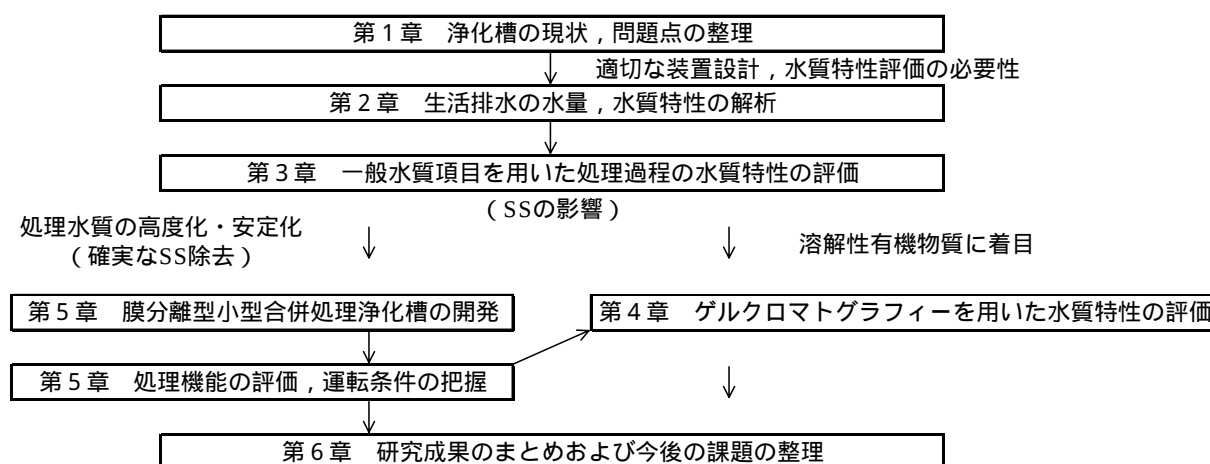


図1 - 5 研究のフロー

第2章「生活排水の水量および水質の特性の解析」では，浄化槽の設計に必要な生活排水の1人1日あたりの汚濁負荷量（以下「負荷原単位」と表示する）の算出および水量，水質特性の把握を目的として，戸建て住宅に設置された小型合併処理浄化槽と処理対象人員51人以上の中規模施設（以下「中規模施設」と表示する）に分けて検討した。戸建て住宅では，流入汚水量の変動，実使用人員の違いによる1人1日あたりの流入汚水量の違いを検討し，小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定について考察した。

戸建て住宅に比べて水量，水質の変動が少ない中規模施設については，生活排水の負荷原単位を算出するとともに，水量，水質の特性について相関分析，主成分分析などの統計的手法を用いて解析した。

第3章「接触ばっ気方式と活性汚泥方式の水質特性の比較」では，中規模施設の処理過程の水質変化および処理水質の特性の把握を目的として，代表的な生物処理方式である接触ばっ気方式と活性汚泥方式の処理過程の水質特性について，SS，BOD，T-Nなどの従来から用いられている水質項目を用いて比較し，その違いを明らかにした。

第4章「ゲルクロマトグラフィーを用いた汚水処理過程における溶解性有機物質の評価」では、第2章および第3章の結果から、生活排水の水質はSSにより大きく変動することが明らかとなったことから、処理機能を的確に評価するため、SSを除いた溶解性有機物質に着目し、ゲルクロマトグラフィーにより得られる分子量分布を用いて評価した。

ゲルクロマトグラフィーを行う際の試料のろ過および濃縮における有機物質の損失量を明らかにし、分子量分布を解析する際、これらの損失量を考慮することの必要性を示した。この結果を踏まえ、活性汚泥方式と接触ばっ気方式の汚水処理過程における溶解性有機物質の分子量分布および生物分解性の変化を明らかにするとともに、BOD、TOC、T-Nなどの水質項目との関係を解析した。

第5章「膜分離装置を導入した小型生活排水処理装置の開発」では、小型の生活排水処理装置において、処理水質に大きな影響を及ぼすSSを完全に除去し、処理水質の高度化、安定化を図るため、処理過程の最終段階で用いられている沈殿によるSS除去に代わり、精密ろ過膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽を開発した。実排水を用いて開発した装置の処理機能を評価し、膜透過水（処理水）の水質および安定した透過水量を得るための透過流束（単位膜面積あたりのろ過水量）、混合液浮遊物質濃度を明らかにした。さらに、活性汚泥のろ過特性の把握方法、膜の薬品洗浄の頻度および方法を検討した。

これらの結果を踏まえ、既設単独処理浄化槽の合併化装置の開発を目的として、合併化の手法を検討するとともに、実際の戸建て住宅において、既設単独処理浄化槽に膜分離装置を付加しその処理機能を追跡することにより、膜分離装置が既設単独処理浄化槽の合併化装置として適用可能であるか検討した。

第6章「総括」では、各章で得られた成果をまとめるとともに、今後の課題について示した。

参考文献

- 1) (財)日本建築センター(1976) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 2) 北尾高嶺編著(1996) 浄化槽の基礎知識. (財)日本環境整備教育センター.
- 3) 環境庁(1988) 環境白書. 8-13.
- 4) (財)日本建築センター(1980) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 5) (財)日本建築センター(1988) 小規模合併処理浄化槽の構造基準・同解説.
- 6) Yahashi T. Hisakawa K. Ohmori H. Shibayama D. and Sakurai M. (1990) The present situation of measures to domestic wastewater in Japan and the role of small gappei Johkasou. (small scale wastewater treatment systems for sanitary wastewater), Water Pollution Research and Control (Kyoto), 771-774.
- 7) (財)日本環境整備教育センター(1999) 生活排水処理施設としての浄化槽.
- 8) 厚生省(1999) 日本の廃棄物処理. 1997 年版.
- 9) 河村清史(1995) 浄化槽技術者の生活排水処理工学. (財)日本環境整備教育センター, 11-24.
- 10) 伊藤尚夫, 本多淳裕(1981) 活性汚泥の産出する呼吸抑制物質に関する研究(第 1 報) - 呼吸抑制物質の確認. 大阪市環境科学研究所報告, 調査・研究年報, 28.
- 11) 川本克也(1984) 好気性生物処理と処理水質. 水処理技術, 25, 319-324.
- 12) 丹保憲仁, 亀井翼(1993) 水処理における処理性評価マトリックス. 水道協会雑誌, 62(9), 28-40.
- 13) 筒木潔(1995) フミン物質(腐植物質)の生成機構とその性質. 水環境学会誌, 18, 252-256.
- 14) Namkung E. and Rittmann B. E. (1988) Soluble microbial products (SMP) formation kinetics by biofilms. Wat. Res., 20, 795-806.
- 15) (財)日本環境整備教育センター(1985) 浄化槽の維持管理(第 2 編). 4.
- 16) JIS A 3302(1988).
- 17) (財)日本建築センター(1996) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 18) 厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課浄化槽対策室(1997) 平成 8 年度浄化槽行政組織等調査結果.

- 19) 石原光倫(2000) 浄化槽法および構造基準改正による単独処理浄化槽の設置について. 月刊浄化槽, 295, 48-49.
- 20) 厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課浄化槽対策室(2000) 平成 11 年度浄化槽行政組織等調査結果.
- 21) Bae W. (1996) Past, present, and future of septic tank system in Korea. International Symposium on the Johkasou System (Tokyo), 93-94.
- 22) Paulsrud B. and Haraldsen S. (1993) Experience with the Norwegian approval system for small wastewater treatment plants. Wat. Sci. Tech., 28(10), 25-32.
- 23) 加藤三郎, 河村清史, 中島淳, 山本昌宏(1996) ヨーロッパにおける生活排水処理 7 - イギリス, フランス, ドイツ編 - . 月刊浄化槽, 238, 26-38.
- 24) 建設省都市局下水道部公共下水道課(2000) 平成 11 年度末の下水道普及率について. 下水道協会誌, 456, 53-57.
- 25) 小田垣正則(1998) 下水道事業の基本的課題について - 21 世紀に向けた下水道事業の展開 - (その 1). 下水道協会誌, 429, 34-46.
- 26) 国安克彦(1999) 生物膜法を活用した生活排水処理システムの機能改善と高度化に関する研究. 東北大学学位論文, 2-3.
- 27) 安田八十五, 明石達郎(1995) 小型合併処理浄化槽整備に関する公共施策の評価. 浄化槽研究, 7(1), 35-43.
- 28) 北尾高嶺, 石原光倫, 国安克彦, 中澤貴生, 皆川和男著(1996) 浄化槽を知る - 地球環境時代の排水処理 - . 月刊生活排水社, 23-34.
- 29) 金子光美, 河村清史, 中島淳編著(1998) 生活排水処理システム. 技報堂出版.
- 30) 小林定教(1995) 使用者から見た合併処理浄化槽の評価. 浄化槽研究, 7(1), 23-33.
- 31) 和田和彦, 三浦浩之(1994) 下水道整備と浄化槽整備の水環境への影響の比較研究. 浄化槽研究, 6(2), 17-25.
- 32) 比沢忠男, 田嶋勝広, 石田誠良, 井上誠一, 辻精一郎, 山本康次, 中野仁(1991) 小型合併処理浄化槽の実態調査について. 第 5 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 52-56.
- 33) 堀尾明宏, 田中義勝, 小林敦司, 鈴木巖, 青木堯, 南部敏博(1995) 放流水質からみた小型合併処理浄化槽の実態. 第 9 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集,

56-62.

- 34) 国安克彦，楊新泌，矢橋毅，久川和彦，大森英昭(1996) 小型合併処理浄化槽に影響を及ぼす因子. 浄化槽研究，8(2)，41-55.
- 35) 山本泰弘，北浜弘幸，尾西正治，稲森悠平(1991) 流調式嫌気ろ床・生物ろ過法による有機物，窒素の高度処理. 公害と対策，29(9)，35-40.
- 36) 山本泰弘，北浜弘幸，長屋利郎(1992) 生物ろ過プロセスによる高度処理. 用水と廃水，34(11)，18-26.
- 37) (財)日本環境整備教育センター(1995～1997) 登録小型合併処理浄化槽要覧. 平成7～9年版.
- 38) 月刊生活排水社編集部(1998) 特集・高度処理型合併処理浄化槽. 月刊生活排水，18.
- 39) (財)日本環境整備教育センター(1997) 特集・高度処理型小型合併処理浄化槽の開発動向. 月刊浄化槽，254，11-60.
- 40) 国安克彦(2000) 実地調査結果等について. 第14回全国浄化槽技術研究集会浄化槽検査員研究会(分科会)要旨集，59-68.
- 41) (財)日本環境整備教育センター(1997) 平成8年度感染症発生のおそれがある地域における既存浄化槽の膜処理型への緊急改造のための研究報告書.
- 42) 矢橋毅(2000) 膜分離型小型合併処理浄化槽の実用化 - 単独処理浄化槽製造中止に向けて -. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム 2000 講演集，日本膜学会，(社)日本能率協会，3.2.1-3.2.8.
- 43) 渡辺賢治、高橋登(1998) 膜分離装置を導入した既設単独処理浄化槽の合併処理への改善に関する研究. 月刊浄化槽，268，11-19.

第 2 章

生活排水の水量および水質特性の解析

2.1 概論

生活排水を処理するシステムとして公共下水道のような大規模な集合処理システムと並んで合併処理浄化槽が急速に普及している¹⁾。この合併処理浄化槽を設計する際、生活排水の汚濁負荷量として通常、「屎尿浄化槽構造基準」²⁾（以下、「構造基準」と表示する）に示されている値（汚水量 200 l/人・日、生物化学的酸素要求量（BOD）40g/人・日、全窒素（T-N）10g/人・日、全リン（T-P）1g/人・日）が用いられる。

しかし、構造基準に採用されている 1 人 1 日あたりの汚濁負荷量（以下、「負荷原単位」と表示する）は 1980 年以前に設定されたものである。最近の研究^{3) -5)}によれば、無リン洗剤の普及により減少したリンを除いて、生活様式の変化による水の使用量の増加にともない、負荷原単位も増大していると報告されている。このことから、施設の設計に必要な負荷原単位を把握するとともに、その水質特性を解析する必要があると考えられる。

生活排水の水質特性は、戸建て住宅に設置される処理対象人数 5～10 人の小型合併処理浄化槽（以下、「小型合併処理浄化槽」と表示する）と処理対象人数 51 人以上の中規模施設（以下、「中規模施設」と表示する）とは大きく異なる。

すなわち、戸建て住宅の排水では、個々の住宅間、季節間、さらには 1 日のうちでも時間帯により汚水量や水質が変動するため、これらの変動を考慮した浄化槽の設計が必要である。一方、中規模施設の場合、個々の排出源の汚水量や水質が平均化された状態で施設に流入するため、施設の設計にあたっては、平均流入水質を把握する必要がある。

本章では浄化槽の設計に必要な生活排水の水質特性を明らかにする目的で、戸建て住宅に設置された小型合併処理浄化槽と中規模施設について実態調査を行い、その結果を解析した。

2.2 節では、戸建て住宅に設置された小型合併処理浄化槽の流入水について実態調査を行い、戸建て住宅からの排水の汚水量および水質特性を明らかにし、既存文献と比較するとともに、小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定について考察した。

2 . 3 節では , 数十 ~ 数百の戸建て住宅からの排水が流入する流入管渠が長い中規模施設において流入水を 24 時間にわたり採取し , 生活排水の負荷原単位を算出するとともに , 水量 , 水質の特性について相関分析 , 主成分分析などの統計的手法を用いて解析した ⁶⁾。

2.2 戸建て住宅の排水の水量および水質の特性

2.2.1 目的

戸建て住宅の排水では、浴槽水や洗濯のすすぎ排水の排出時などに短時間で多量の汚水が排出されるため、汚水量の変動が非常に大きくなる。一方、生活様式の違い、たとえば、油脂類、洗剤、トイレ洗浄剤などの使用量により流入水質が変動する。このため、小型合併処理浄化槽はこれらの変動に対応した構造、容量とする必要がある。しかし、これまで設置された小型合併処理浄化槽には処理水質が不安定で所期の性能が発揮されていないものも認められる^{7) - 9)}。

国安らは約 1000 基の小型合併処理浄化槽を調査し、放流水が処理性能を満足していない施設が全体の約 20% 認められ、家族構成人員、すなわち実際に浄化槽を使用している人員（以下、「実使用人員」と表示する）を処理対象人員で除した値（人員比）が高い施設では放流水が処理性能を満足しない施設の割合が高くなると報告している⁹⁾。すなわち、流入汚水量の増加にともない処理水質が悪化することが示されている^{8) - 11)}。

一方、放流水が処理性能を満足していないことの一因に流入汚水量の変動を緩和する流量調整機能を有していないことが考えられ、流量調整機能の必要性が指摘されている^{12) - 14)}。

したがって、小型合併処理浄化槽の設計は、1 日の流入汚水量や流入汚水の時間変動を明らかにした上で行う必要がある。これまで、戸建て住宅の排水特性を明らかにする目的で、多くの研究^{3) - 5), 15) - 25)}が行われてきたが、その研究結果には大きなばらつきが認められる。そこで、より実態を把握するため、できるだけ多くの戸建て住宅についてその排水特性を明らかにし、既存文献との比較を行うとともに、小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定について考察した。

2.2.2 調査方法

(1) 調査施設

調査施設は戸建て住宅に設置されている小型合併処理浄化槽を選定した。1976年から1991年の16年間に126施設で、延べ318回の実態調査を行った²⁵⁾。各調査時の実使用人員は、2人が4回、3人が39回、4人が128回、5人が87回、6人が49回、7人が10回および8人が1回であり、その平均値は4.5人、標準偏差1.1人であった。

(2) 調査方法

調査は汚水の排出開始時刻から終了時刻までとし、深夜の時間帯(0時～6時)については流入汚水量のみを測定した。戸建て住宅からの排出水は浄化槽の流入管渠途中あるいは流入管の直下部において、ひしゃくを用いて流入水の一部をバケツに採取し、1時間ごとに1～2lを分取して直ちに氷冷した。また、消毒槽に水中ポンプを設置し、浄化槽の放流水を全量汲み上げることにより、時間あたりの流入汚水量を測定した。1時間ごとに採取した試料をそれぞれの時間帯ごとの水量に応じて混合し、コンポジット試料を作成した。

水質分析はすべて下水試験方法²⁶⁾に準拠し、溶解性物質(以下、「D-」を付けて表示する)については、ガラスフィルター(Whatman社製GF/B、孔径1μm)でろ過したろ液を用いた。

(3) 解析方法

流入汚水量については1日の流入汚水量、時間最大汚水量、3時間最大汚水量を実使用人員で除してそれぞれ1人あたりの水量を算出し、実使用人員ごとに整理した。また、この結果を用いて小型合併処理浄化槽を設計する際の汚水量の設定について考察した。

一方、流入水の各コンポジット試料の水質を加重平均し、日間平均値を算出した。その日間平均値に1日の流入汚水量を乗じて計算した汚濁負荷量を実使用人員で除して負荷原単位を算出した。

2.2.3 結果および考察

(1) 1日の流入汚水量

1日の流入汚水量は調査施設や調査日によって236～3,714 l/日と幅広い分布を示すとともに、実使用人員の増加にともない流入汚水量が増加する傾向が認められた。

次に、各調査について流入汚水量を実使用人員で除して1人1日あたりの汚水量を算出した結果を表2-1に示す。全データでは73～651 l/人・日の範囲であり、その分布はほぼ正規分布を示した。平均値は254 l/人・日、非超過確率75%値は308 l/人・日、非超過確率84%値は333 l/人・日であった。他の調査事例では、1人1日あたりの汚水量の平均値は264 l/人・日⁵⁾、260 l/人・日¹⁶⁾、287 l/人・日²⁰⁾などと報告されている。

これらの結果から、小川も報告⁴⁾しているとおり、戸建て住宅における1人1日あたりの汚水量は250 l/人・日程度となる。ただし、ばらつきが非常に大きいということを考慮する必要がある、小型合併処理浄化槽の設計には平均値ではなく、非超過確率75%値を用いる方が望ましいと考えられる。

表2-1 1人1日あたりの汚水量

実使用人員(人)	試料数	範囲 l/人・日	平均値 l/人・日	標準偏差 l/人・日	非超過確率 (l/人・日)	
					75%値	84%値
2	4	240 ~ 465	340	95		
3	39	79 ~ 548	292	119	376	420
4	128	73 ~ 651	265	94	319	346
5	87	87 ~ 506	230	77	278	300
6	49	107 ~ 619	236	100	282	304
7	10	129 ~ 464	245	98		
8	1		198			
全体	318	73 ~ 651	254	96	308	333

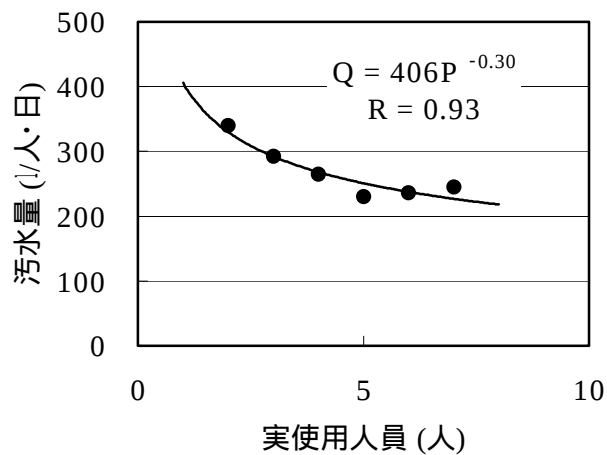


図2 - 1 実使用人員数別の1人1日あたりの汚水量

1人1日あたりの汚水量を実使用人員数別に整理すると、図2 - 1に示したように、その平均値は人員数の増加にともない減少する傾向が認められ、その関係は(1)式で表される。

$$Q = 406P^{-0.30} \quad (R = -0.93) \quad (1)$$

ここで、Q：1人1日あたりの汚水量 (l/人・日)、P：実使用人員数 (人)

生活排水の排出源の中で、汚水量が人員の増加率と同じ割合で増加するのは水洗便所や洗面などであり、これらの合計汚水量が全汚水量中に占める割合は20～30%程度である。その他の風呂、台所などの用途では、それぞれの汚水量の増加率は人員数の増加率よりも低いため、実使用人員数と1人1日あたりの汚水量の関係は(1)式で表されたものと考えられる。このような傾向は小川⁴⁾や井村⁵⁾も報告しており、生活排水の65%程度⁴⁾を占める入浴や洗濯などの用途の汚水量が人員数の多少に関わらず大きく異なることに起因するとしている。

(2) 流入汚水の時間変動

戸建て住宅における汚水の排出パターンは、図2-2に示したように午前と夕方から夜にかけての1日2回のピークが認められる²⁷⁾。午前中のピークは主に浴槽水や洗濯排水、夕方から夜にかけてのピークは主に厨房排水や入浴排水などである。

このような汚水量の時間変動は、固液分離や分離された固形物の貯留を目的とした単位装置の処理機能に大きな影響を及ぼすため、小規模な生活排水処理施設の設計に際し最も留意すべき事項である。

この流入汚水量の時間変動の大きさを表す指標として、時間最大汚水量とピーク係がある。時間最大汚水量は81～1,091 l/時（平均319 l/時）であり、その分布は左にかたよった形（最頻値<平均値）である。時間最大汚水量となるのは、そのほとんどが浴槽水あるいは洗濯排水の排出時であり、たとえば、浴槽水の場合は150～200 l程度排出されるため、このような分布を示すものと考えられる。

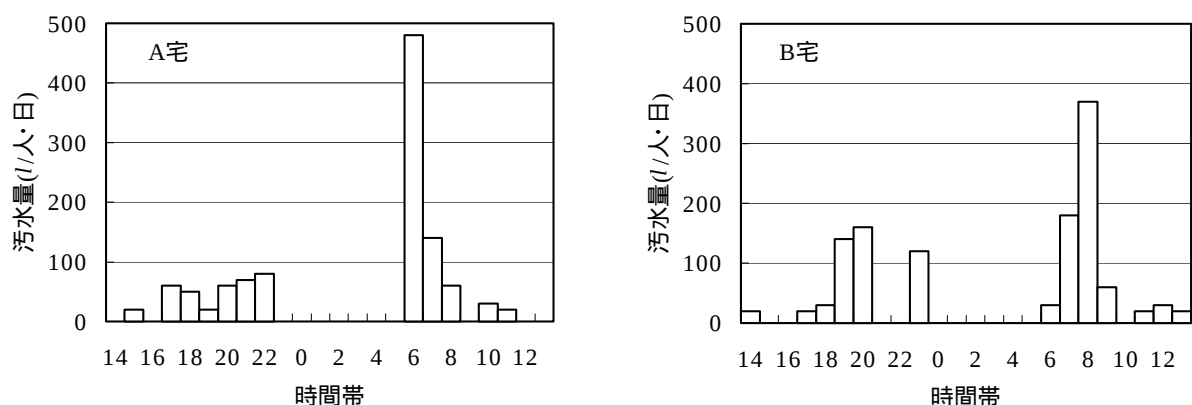


図2-2 戸建て住宅における汚水の排出パターン

1人あたりの時間最大汚水量の平均値を実使用人員別に算出すると、図2-3に示したとおり人員数の増加にともない逆に減少する傾向が認められ、その関係は(2)式で表される。

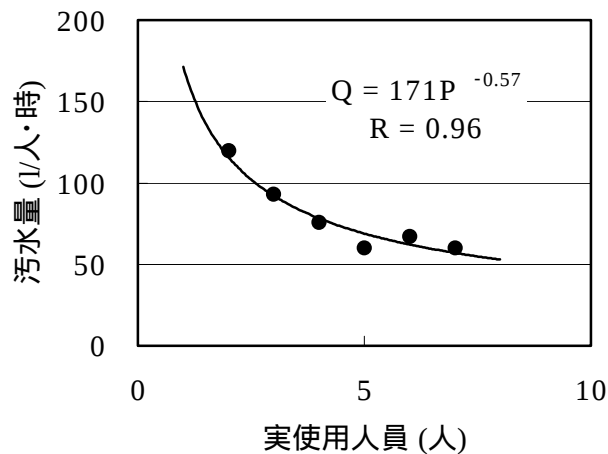


図2-3 実使用人員数別の時間最大汚水量

$$Q = 171P^{-0.57} \quad (R = -0.96) \quad (2)$$

ここで、Q：1人あたりの時間最大汚水量（l/人・時）、P：実使用人員数（人）

一方、ピーク係数とは時間最大汚水量を24時間平均汚水量で除して求めた値であり、戸建て住宅では2.8～15.2（平均値では7.0）と報告²⁸⁾されている。なお、小型合併処理浄化槽の設計にはピーク係数6.0が用いられている²⁹⁾。

汚水量が最大となる連続した3時間の汚水量を3時間最大汚水量という³⁰⁾。汚水の集中度は、固液分離や固形物の貯留機能から考えると単に1時間における最大汚水量（時間最大汚水量）だけでなく、もっと長い時間帯について考えることも必要であり、3時間最大汚水量はそうした指標である。

3時間最大汚水量は112～2,217 l/人・3時間（平均524 l/人・3時間）であり、実使用人員3～6人の範囲では1日の汚水量の45～50%程度を占めていた。1人あたりの3時間最大汚水量の平均値を実使用人員別に算出すると、3人が139 l/人・3時間、4人が129 l/人・3時間、5人が100 l/人・3時間および6人が108 l/人・3時間であり、1人

1日あたりの汚水量や1人あたりの時間最大汚水量と同様に，人員数の増加にともない減少する傾向が認められた。

(3) 小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定

1) 1日の流入汚水量

浄化槽の1日の流入汚水量は処理対象人員に1人1日あたりの汚水量(200 l/人・日)を乗じて算出する³¹⁾。処理対象人員の算定方法は，「建築物の用途別による尿尿浄化槽の処理対象人員算定基準(JIS A 3302)」(以下，「処理対象人員算定基準」と表示する)によって規定されている。小型合併処理浄化槽の場合，(3)式のような算定式が示され，居住者数(実使用人員)に関係なく住宅の延べ面積で処理対象人員が定まる。

$$n = 5 + ((A - 100) / 30) \quad (3)$$

ここで，n：処理対象人員(人)，A：住宅の延べ面積(m²)

なお，100m²以下はn = 5，220m²超過はn = 10とする。

渡辺らの報告³²⁾によると，各都道府県の住宅の平均延べ面積と1住宅あたりの平均世帯人員数の関係は(4)式により表され，延べ面積が増加しても世帯人員数の増加はわずかであり，処理対象人員を住宅の延べ面積で算定する現在の方法では実使用人員とは大きく異なるとしている。

$$P = 0.0083A + 2.234 \quad (4)$$

ここで，P：世帯人員数(人)，A：住宅の延べ面積(m²)

また，小型合併処理浄化槽約1000基についての調査結果では，人員比は0.10～1.60と広い分布を示したが，0.25～0.75が全体の76%を占め，平均値は0.56，標準偏差は0.23と報告⁹⁾されている。すなわち，実際に設置されている浄化槽においても人員

比が低くなっていることが示された。

処理対象人員が実使用人員と適合しないことから，2000 年 3 月に処理対象人員算定基準が改正され³³⁾，処理対象人員は住宅の延べ面積が 130m²以下は 5 人（汚水量 1.0m³/日），130m²を超える場合は 7 人（汚水量 1.4m³/日），浴室および台所が 2 カ所以上ある住宅（二世帯または大家族住宅用）は 10 人（汚水量 2.0m³/日）とすることとなった。

一方，1 人 1 日あたりの汚水量は，(1) に示したように平均値 250 l/人・日，非超過確率 75% 値 308 l/人・日であり，設計値よりかなり多くなっている。そこで，1 人 1 日あたりの汚水量の平均値および非超過確率 75% 値，84% 値から 1 日の流入汚水量を計算し，表 2 - 2 に示す。各都道府県の 1 住宅あたりの平均世帯人員数は 3～4 人の範囲であり³²⁾，この場合，1 日の流入汚水量の平均値は約 1.0m³/日となり，改正された処理対象人員算定基準では 130m²以下の住宅（処理対象人員 5 人）に相当する。同様に，非超過確率 75% 値では約 1.2～1.3m³/日，非超過確率 84% 値では約 1.3～1.4m³/日となり，130m²を超える住宅（処理対象人員 7 人）に相当する。

表 2 - 2 1 人 1 日あたりの汚水量から求めた 1 日の流入汚水量

実使用人員(人)	1人1日あたりの汚水量 (l/人・日)			1日あたりの総汚水量 (l/日)		
	平均値	非超過確率		平均値	非超過確率	
		75%値	84%値		75%値	84%値
3	292	376	420	876	1128	1260
4	265	319	346	1060	1276	1384
5	230	278	300	1150	1390	1500
平均	254	308	333	1016*	1232*	1332*

*:実使用人員4人で計算

このことより，改正された処理対象人員算定基準は 1 日の流入汚水量の実態に適合していることが示された。ただし，処理対象人員が多く算出され，1 人 1 日あたりの汚水量を少なく設定しているため，結果的に適合したものであった。したがって，1 日の流入汚水量の算定については，処理対象人員に代わり世帯人員数（実使用人員）を用い，1 人 1 日あたりの汚水量についてもこれまでの研究結果を基に設定することが望ましいと考えられる。

2) 流入汚水の時間変動

流入水の時間変動の大きさを表す指標として時間最大汚水量とピーク係数があり、これらはいずれも1時間あたりの最大流入汚水量に基づいている。しかし、戸建て住宅では、浴槽水や洗濯のすすぎ排水の排出時などにごく短時間で多量の汚水が排出されるため、より短い時間の水量変動についても考慮する必要がある。小川は5分間あたりのピーク係数を算出し、洗濯のすすぎ排水の排出時が55(排水の継続時間10分)、浴槽水の排出時が45(排水の継続時間5分)と非常に高かったと報告している⁴⁾。このようにごく短時間のピーク係数が高いことにより、短絡水流の形成や汚泥の流出が生じる危険性がある。

この対応方法として流量調整機能を持たせることが有効である^{12) - 14)}。小型合併処理浄化槽に流量調整機能を持たせる場合、流入汚水量に応じて一次処理装置や二次処理装置の水位を変動させ、高水位と低水位の間を流量調整部分の容量として設定する。

流量調整部分の容量の設定においては、短時間の汚水の排出が2～3時間にわたって何回か認められることから、時間最大流入時を含む連続した3時間程度の汚水量を考える必要がある。すなわち、3時間最大汚水量に対応した流量調整容量を持つ必要があると考えられる。

そこで、(2)に示した1人あたりの3時間最大汚水量の平均値および非超過確率75%値、84%値から3時間最大汚水量を計算し、表2-3に示す。3人と4人の場合、3時間最大汚水量の平均値は約400 l/3時間、同様に、非超過確率75%値では約500 l/3時間、非超過確率84%値では約540 l/3時間となり、流量調整容量は約500 l程度が必要である。

表2-3 1人あたりの3時間最大汚水量から求めた3時間の汚水量

実使用 人員 (人)	1人あたりの3時間最大汚水量 (l/人・3時間)			3時間最大汚水量 (l/3時間)		
	平均値	非超過確率		平均値	非超過確率	
		75%値	84%値		75%値	84%値
3	139	170	185	417	510	555
4	129	160	176	387	480	528
5	100	130	144	300	390	432
平均	119	145	159	476*	580*	636*

*: 実使用人員4人で計算

(4) 負荷原単位

戸建て住宅からの排水の負荷原単位を表2-4に示す。負荷原単位は戸建て住宅では大きなばらつきが認められ、平均値で浮遊物質(SS)量 31g/人・日、BOD量 50g/人・日、T-N量 8.2g/人・日および T-P量 1.0g/人・日であり、合併処理浄化槽の設計時に用いられている値に比べ SS と T-N が少し低い値であった。これは、流入污水採取時には糞塊やトイレットペーパーがほとんど粉碎されていないことから、大便排水の代表的な試料が採取できず、流入污水の全量採取に比べ、大便由来の汚濁物質の値が低くなったことが一因と考えられる。

また、各項目の変動係数(標準偏差/平均値)を比べると n-ヘキサン抽出物質(n-Hex)量が120%と最も高く、ついで SS 量と T-P 量が 80~90%であった。溶解性物質の変動係数は 50%程度と低く、SS の影響が大きいことが示された。ばらつきが大きい n-Hex 量や T-P 量は食用油の後始末の方法や洗濯用洗剤のリン含有量の違いによるものと考えられる。

井村の報告⁵⁾では、負荷原単位は平均値で BOD 量 50g/人・日、T-N 量 10g/人・日および T-P 量 1.0g/人・日であり、無リン洗剤の普及により減少したリンを除いて、生活様式の変化による水の使用量の増加にともない汚濁負荷量が増加する傾向にあるとしている。一方、これまでの実態調査報告例を整理した結果では、BOD、T-N および T-P 量について、河村(47g/人・日、8.5g/人・日および 1.0g/人・日)³⁾、小川(46g/人・日、6.6g/人・日および 0.8g/人・日)⁴⁾と報告されている。

表2-4 戸建て住宅からの排水の負荷原単位

項目	試料数	範囲 g/人・日	平均値 g/人・日	標準偏差 g/人・日	非超過確率 (g/人・日)	
					75%値	84%値
SS	92	4.1 ~ 177	31.4	28.7	40	50
BOD	92	8.5 ~ 193	49.5	31.0	62	76
D-BOD	42	8.0 ~ 51.2	22.7	11.2	29	34
COD	92	46.0 ~ 78.7	23.4	14.7	29	36
D-COD	42	4.6 ~ 29.7	13.2	6.1	17	20
T-N	91	1.5 ~ 29.2	8.2	5.1	10.5	12.8
T-P	63	0.19 ~ 3.1	1.0	0.8	1.3	3.2
n-Hex	29	0.48 ~ 41.7	6.7	8.2	8.6	12.0

2.2.4 まとめ

戸建て住宅に設置された小型合併処理浄化槽の流入水について実態調査を行い、汚水量と水質の特性を解析するとともに、小型合併処理浄化槽を設計する際の流入汚水量の設定について検討した。その結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 1人1日あたりの汚水量はばらつきが非常に大きく、平均値は254 l/人・日、非超過確率75%値は308 l/人・日、非超過確率84%値は333 l/人・日であった。実使用人員が増加するにともない減少する傾向が認められ、その関係は次式で表された。

$$Q = 406P^{-0.30} \quad (R = -0.93)$$

Q：1人1日あたりの汚水量 (l/人・日), P：実使用人員数 (人)

- (2) 時間最大汚水量は81～1,091 l/時 (平均319 l/時) であり、その分布は左にかたよった形 (最頻値 < 平均値) であった。実使用人員が増加するにともない減少する傾向が認められ、その関係は次式で表された。

$$Q = 171P^{-0.57} \quad (R = -0.96)$$

Q：1人あたりの時間最大汚水量 (l/人・時), P：実使用人員数 (人)

- (3) 1日の流入汚水量の算定は、処理対象人員に代わり世帯人員数 (実使用人員) を用い、1人1日あたりの汚水量についてもこれまでの研究結果を基に設定することが望ましいと考えられた。一方、小型合併処理浄化槽の流量調整部分は、3時間最大汚水量に対応した容量を持つ必要があり、約500 l程度と考えられた。

- (4) 負荷原単位には大きなばらつきが認められ、平均値でSS量31g/人・日、BOD量50g/人・日、T-N量8.2g/人・日およびT-P量1.0g/人・日であり、合併処理浄化槽の設計に用いられている値に比べSSとT-Nが少し低い値であった。

各項目の変動係数 (標準偏差 / 平均値) はn-ヘキサン抽出物質 (n-Hex) 量が最も高く、ついでSS量とT-P量であった。一方、溶解性物質の変動係数は低く、SSの影響が大きいことが示された。

2.3 中規模施設における流入汚水量および水質の特性

2.3.1 目的

中規模施設の場合，個々の排出源の汚水量，水質が平均化された状態で施設に流入するため，戸建て住宅に比べて汚水量，水質の変動が小さく，平均流入水質の把握が容易となる。一方，流入汚水量，水質の変動を緩和する流量調整槽が設置されることが多く，平均流入水質を用いた設計が可能となる。

これまで，中規模施設についての調査報告^{5), 20), 34) - 37)}は比較的少なく，特に流入管渠が長い中規模施設については，十分な解析が行われているとは言い難い。今後，設置基数が増加すると考えられる中規模施設において，設計に必要な汚濁負荷量を把握するとともに，その水質特性を解析する必要があると考えられる。

そこで，数十～数百の戸建て住宅からの排水が流入する流入管渠が長い中規模施設において流入水を 24 時間にわたり採取し，生活排水の負荷原単位を算出するとともに，水量，水質の特性について相関分析，主成分分析などの統計的手法を用いて解析した。

2.3.2 調査方法

(1) 調査施設

調査施設として 11 県に設置されている，分散した住宅などを処理対象とする処理対象人員 51 人以上の生活排水処理施設（農業集落排水処理施設 24 施設，コミュニティ・プラント 5 施設）を選定した。その内訳は，処理対象人員 1,000 人以下が 14 施設，1,001 人以上が 15 施設である。処理方式は，接触ばっ気方式が 15 施設（沈殿分離槽前置型 3 施設，嫌気性ろ床槽前置型 12 施設），活性汚泥方式が 14 施設（回分式活性汚泥方式 6 施設，長時間ばっ気方式 8 施設）である。

(2) 調査方法

1986～1998 年の間，各施設において季節ごとに 3 カ月に 1 回の頻度で年 4 回（6 施設については年 1 回）の 24 時間調査を実施した。試料は施設の流入部または流入ポンプの吐出口において，汚水の流出状況に応じてひしゃくを用いてバケツに採取し，

1 時間ごとに 1～2 l を分取して直ちに氷冷した。また，流入ポンプ吐出配管内に設けられた電磁流量計の出力値または流入ポンプの稼動時間から，時間あたりの流入汚水量を算出した。

1 時間ごとに採取した試料を，朝のピーク流入を含む時間帯（試料 1；6～12 時），午後の時間帯（試料 2；12～18 時），夜のピーク流入を含む時間帯（試料 3；18～24 時），深夜の時間帯（試料 4；0～6 時）に 4 区分し，それぞれの時間帯ごとに汚水量に応じて混合したコンポジット試料を作成した。水質分析は 2.2 と同様な方法で行った。また，各施設における流入汚水量と降水量のデータを 1 年間にわたり収集した。

2.3.3 解析方法

（1）生活排水の性状

各コンポジット試料の水質を比較し，1 日における水質変化を検討した。

次に，流入水の各コンポジット試料の水質を加重平均し，日間平均値を算出した。その日間平均値に流入汚水量を乗じて計算した汚濁負荷量を実使用人員で除して 1 人 1 日あたりの汚濁負荷量（負荷原単位）を算出した。日間平均値と負荷原単位については，その範囲，平均値，標準偏差および非超過確率値を計算するとともに，その季節変化と経年変化を検討した。

（2）生活排水の水質特性

生活排水の水質特性の解析には日間平均値を用い，次に示す分析を行った。

1）単相関および重相関分析

SS，BOD，化学的酸素要求量（COD），全有機炭素（TOC），T-N，T-P および塩化物イオン（ Cl^- ）の各水質項目間の単相関分析を行うとともに， Cl^- を除く項目を目的変数とし，他の二項目を説明変数として重相関分析を行った。

2） Cl^- による補正值の算出およびその結果を用いた各水質項目間の相関分析

流入水質は，洗濯排水，入浴排水などの水量が多い排水の流入の程度により影響される。また，本研究の対象施設は，流入管渠が長いことにより雨水，地下水などが浸

入する可能性がある。そこで，流入汚水量の時間変化を検討するとともに，流入汚水量の経日変化および流入汚水量と降水量の関係を解析した結果，雨水，地下水などが混入している可能性が考えられた。

雨水の水質は地域，季節，大気汚染状況によって異なるが一般に清澄であり，その Cl^- 濃度は全国平均で 1.45 mg/l である³⁸⁾。一方，し尿の Cl^- 濃度は約 $5,500 \text{ mg/l}$ ³⁹⁾，単独処理浄化槽および合併処理浄化槽の流入水の Cl^- 濃度はそれぞれ 140 mg/l ⁴⁰⁾， 50 mg/l ⁶⁾ 程度であり，雨水に比べて高い値となっている。これらのことから，雨水，地下水が混入すると Cl^- 濃度が低下するものと考えられる。そこで，雨水，地下水などの外的要因を排除するため次のような補正を行った。

各日間平均値の Cl^- (Cl_{data}) を平均し，平均値 ($\text{Cl}_{\text{av.}} : 49.5 \text{ mg/l}$) を算出した。

各日間平均値の Cl^- 濃度が 49.5 mg/l より低い場合は希釈倍率が高く，逆に高い場合には希釈倍率が低いと仮定した。

49.5 mg/l を各日間平均値の Cl^- で除した値を，各水質項目の日間平均値に乗じた(式 5)

$$Y = X \times (\text{Cl}_{\text{av.}} / \text{Cl}_{\text{data}}) \quad (5)$$

ここで，Y：各水質項目の日間平均値の補正值 (mg/l)，X：各水質項目の日間平均値 (mg/l)

このようにして算出した日間平均水質について，その範囲，平均値，標準偏差および非超過確率値を計算するとともに，各水質項目間の相関分析を行った。

3) 主成分分析

生活排水の水質特性を総合的に評価するため，主成分分析^{41) - 43)}を用いて水質データの解析を行った。主成分分析は，互いに相関のある多数の項目を互いに無関係な少数個の主要な成分に要約するための統計的手法であり，水質データの解析手法として

用いられている^{36), 44) - 46)}。

主成分分析の概念として2変量から1変量への要約を示す。相関のある2変量(X_1 , X_2)について、図2-4のような楕円の散布図が得られたとする。この楕円の長軸と短軸の交点は、各平均値の座標($X_{1av.}$, $X_{2av.}$)に相当する。この点を原点として各軸を座標とする新たな変量(Z_1 , Z_2)に変換すると、(X_1 , X_2)から(Z_1 , Z_2)への座標変換は、原点の平均値座標への平行移動と平均値座標を中心とした座標軸の回転の組み合わせとなる。データの散らばりの状況は、 Z_2 軸方向と比べて Z_1 軸方向に大きく、このデータのほとんどが一つの変量(Z_1)で表現されることになる。すなわち、 Z_1 は最も分散(情報量)が大きく、 Z_2 は Z_1 と直交して2番目に分散の大きい軸である。軸の回転方向(固有ベクトル)を求めれば、代表軸(主成分軸)を求めることができる。

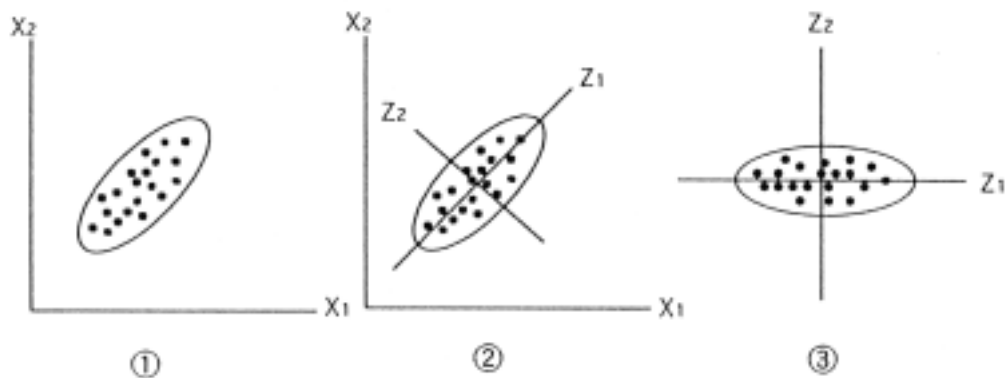


図2-4 主成分分析におけるデータ要約の概念

主成分分析には、水質項目として pH, SS, BOD, 溶解性 BOD (D-BOD), T-N, アンモニア性窒素($\text{NH}_4^+\text{-N}$), T-P, リン酸態リン($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$), Cl^- , SS 性 BOD ([BOD] - [D-BOD], 以下、「P-BOD」と表示する), SS 性 COD ([COD] - [溶解性 COD (D-COD)], 以下、「P-COD」と表示する), SS 性 TOC ([TOC] - [溶解性 TOC (D-TOC)], 以下、「P-TOC」と表示する), SS 性窒素 ([T-N] - [$\text{NH}_4^+\text{-N}$] - [亜硝酸性窒素と硝酸性窒素の合計量 ($\text{NO}_x^-\text{-N}$)] , 以下「P-TN」と表示する), SS 性リ

ン ($[T-P] - [PO_4^{3-}-P]$, 以下「P-TP」と表示する) の12項目を選定した。

まず, 各項目間の相関行列を求め, この相関行列の固有値と固有ベクトルを乗べき法によって3番目(第1～第3主成分)まで求めた。なお, 1つの固有値に対して各水質項目の数(12)の固有ベクトルが算出される。

次に, 各主成分と各水質項目間の相関係数(因子負荷量)を(6)式にしたがってそれぞれ求めた。また, 各主成分の寄与率は(7)式にしたがって求めた。

$$\text{因子負荷量} = \text{固有値} \times (\text{各水質項目の固有ベクトル})^{1/2} \quad (6)$$

$$\text{固有値} / \text{選定した水質項目数}(12) \quad (7)$$

2.3.4 結果および考察

(1) 生活排水の性状

1) 各時間帯の水質

各コンポジット試料の水質の範囲と平均値を図2-5に示す。朝のピーク流入を含む時間帯(試料1; 6～12時)は, Cl^- を除いて最も平均値が高く, 変動幅も大きかった。これは, 洗濯排水などの水量変動が大きい排水の流入割合が高いためと考えられる。

これに対し, 深夜の時間帯(試料4; 0～6時)の場合, SS, BOD および Cl^- の平均値が最も低く, T-N, T-Pの平均値は午後の時間帯(試料2; 12～18時)や夜のピーク流入を含む時間帯(試料3; 18～24時)と近似した値を示した。この時間帯は雑排水が少なく, し尿(水洗便所汚水)の混入割合が高いと考えられるが, 今回の結果では Cl^- が低かったことから, 地下水などの浸入により希釈されているものと推測される。

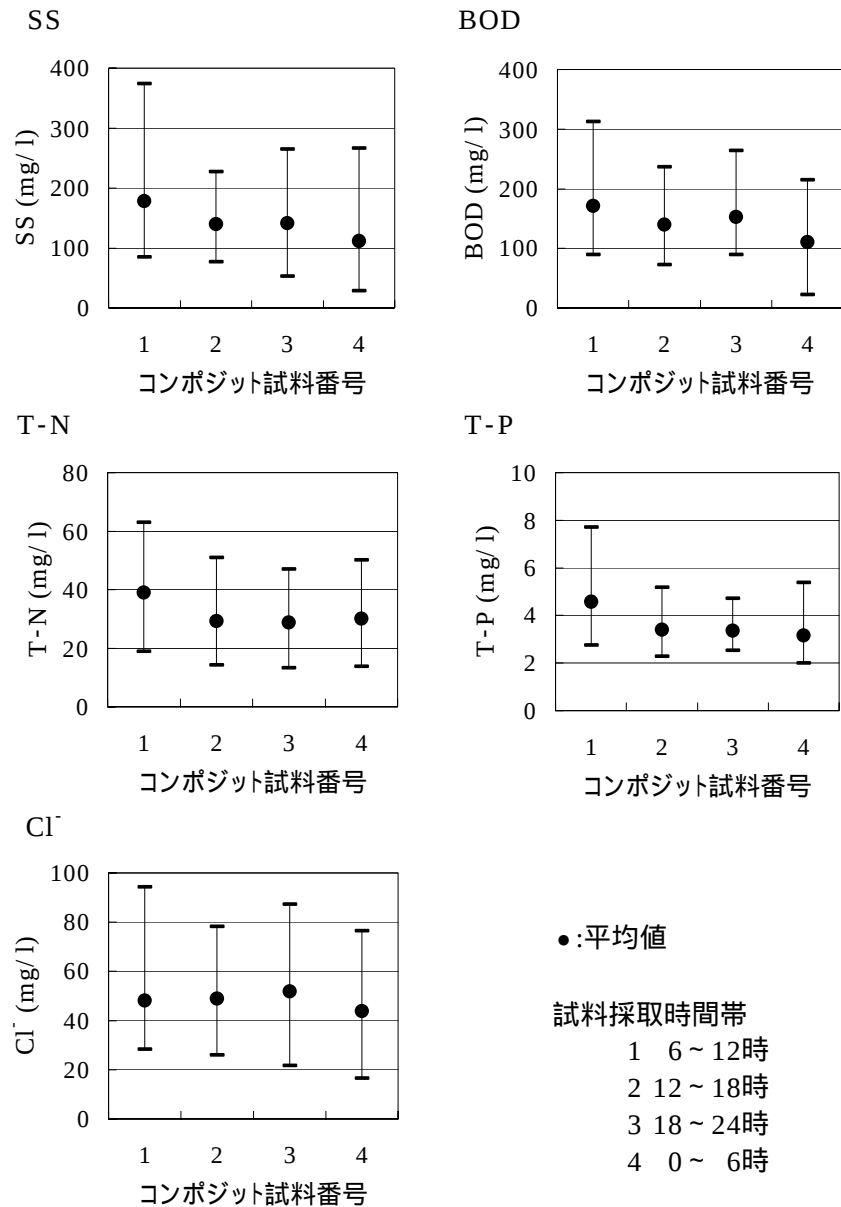


図 2 - 5 各時間帯の水質の範囲と平均値

2) 日間平均値

流入水の SS , BOD , T-N および T-P のヒストグラムを図 2 - 6 に , 日間平均値を表 2 - 5 に示す。流入管渠が比較的長い中規模施設における流入水質は正規分布に近い分布を示した。その平均値は SS 157mg/ l , BOD 157mg/ l , T-N 33.2mg/ l , T-P 4.0mg/ l , 非超過確率 75% 値は SS 176mg/ l , BOD 171mg/ l , T-N 37.1mg/ l , T-P

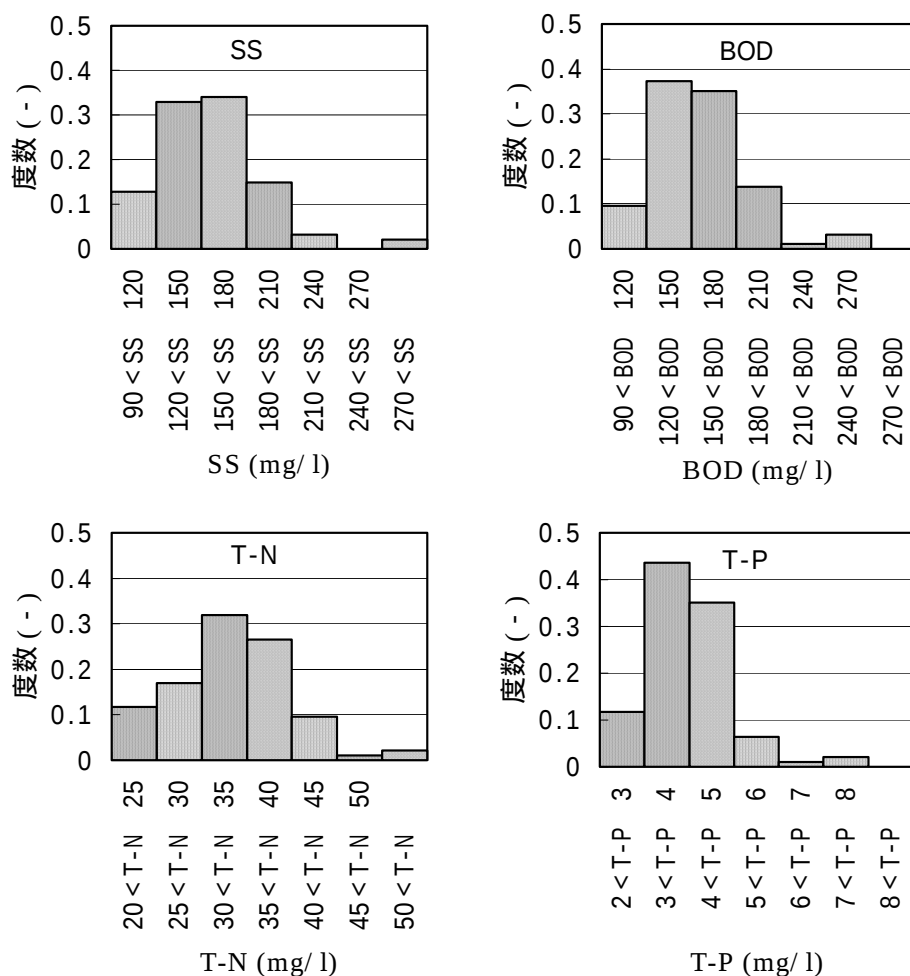


図2 - 6 流入水のSS, BOD, T-NおよびT-Pのヒストグラム

表2 - 5 流入水の日間平均水質

項目	範囲	平均値	標準偏差	非超過確率75%値
SS	90.6 ~ 299	157	35.9	176
BOD	100 ~ 253	157	31	171
D-BOD	24 ~ 129	60	21	74
T-N	20.2 ~ 52.0	33.2	6.4	37.1
NH ₄ ⁺ -N	9.9 ~ 33.5	19.4	4.3	-
T-P	2.1 ~ 7.8	4.0	0.9	4.4
PO ₄ ³⁻ -P	0.8 ~ 4.4	2.0	0.6	2.3
Cl ⁻	24.0 ~ 84.7	49.5	11.5	-
P-BOD	48 ~ 200	97	24	-
P-TN	7.2 ~ 21.9	13.2	2.9	-
P-TP	0.3 ~ 4.8	2.0	0.6	-

試料数: 94, 単位: mg/l

4.4mg/lを示し、構造基準に示されている生活排水の平均水質（BOD 200mg/l，T-N 50mg/l，T-P 5mg/l）より低い値であった。この理由として流入管渠が長いことによる雨水、地下水などの浸入が考えられる。

3) 負荷原単位の変化

負荷原単位を解析するにあたり、まずその季節変化と経年変化を検討した。

3-1) 季節変化

調査月のうち3～5月を春、6～8月を夏、9～11月を秋、12～2月を冬と区分し、各施設について季節ごとの負荷原単位を比較した。その結果、負荷原単位が1年を通じてほとんど変動しない施設が認められる反面、季節により変動する施設が認められ、施設ごとの特徴があることがわかった。その変動係数の最大値は、汚水量 24.6%，SS 37.5%，BOD 28.8%，T-N 31.9%，T-P 37.6%であった。

一方、それぞれの施設について負荷原単位の季節変化を比較すると、その傾向は施設ごとに異なり、共通した特徴は認められなかった。そこで、すべての施設における各季節の負荷原単位を表2-6に示す。平均値で比較すると季節間の負荷原単位の差は小さく、さらに、このデータの分散分析を行った結果、有意水準 1%で有意差は認められなかった。

したがって、それぞれの施設においては各季節の負荷原単位に差が認められるものの、施設全体では季節ごとに明確な傾向は認められず、季節ごとの変動よりも施設間の変動の方が大きいことが明らかとなった。

表2-6 各季節の負荷原単位の比較

	春(3～5月)		夏(6～8月)		秋(9～11月)		冬(12～2月)	
	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差	平均値	標準偏差
水量 (l/人・日)	244	49	251	53	247	61	251	53
SS (g/人・日)	37.6	7.7	40.6	8.9	37.1	10.4	38.1	11.1
BOD (g/人・日)	37.2	6.7	37.8	10.1	38.8	7.7	41.0	8.0
T-N (g/人・日)	8.0	0.9	7.6	1.6	8.0	1.1	9.1	2.2
T-P (g/人・日)	1.00	0.30	0.98	0.14	0.94	0.21	0.94	0.18

3 - 2) 経年変化

負荷原単位の経年変化について河村が報告³⁾した既往の研究結果に本研究結果を加え図2-7に示す。その結果、流入汚水量とSSは明確な傾向は認められなかった。BODは70年代半ばまで、わずかではあるが上昇する傾向が認められ、それ以降はほぼ一定である。また、T-NとT-Pは80年代半ばまではやや減少する傾向を示し、それ以降はほぼ一定である。したがって、本研究を実施した1980年半ば以降については、負荷原単位の変動が少ないものと判断できる。

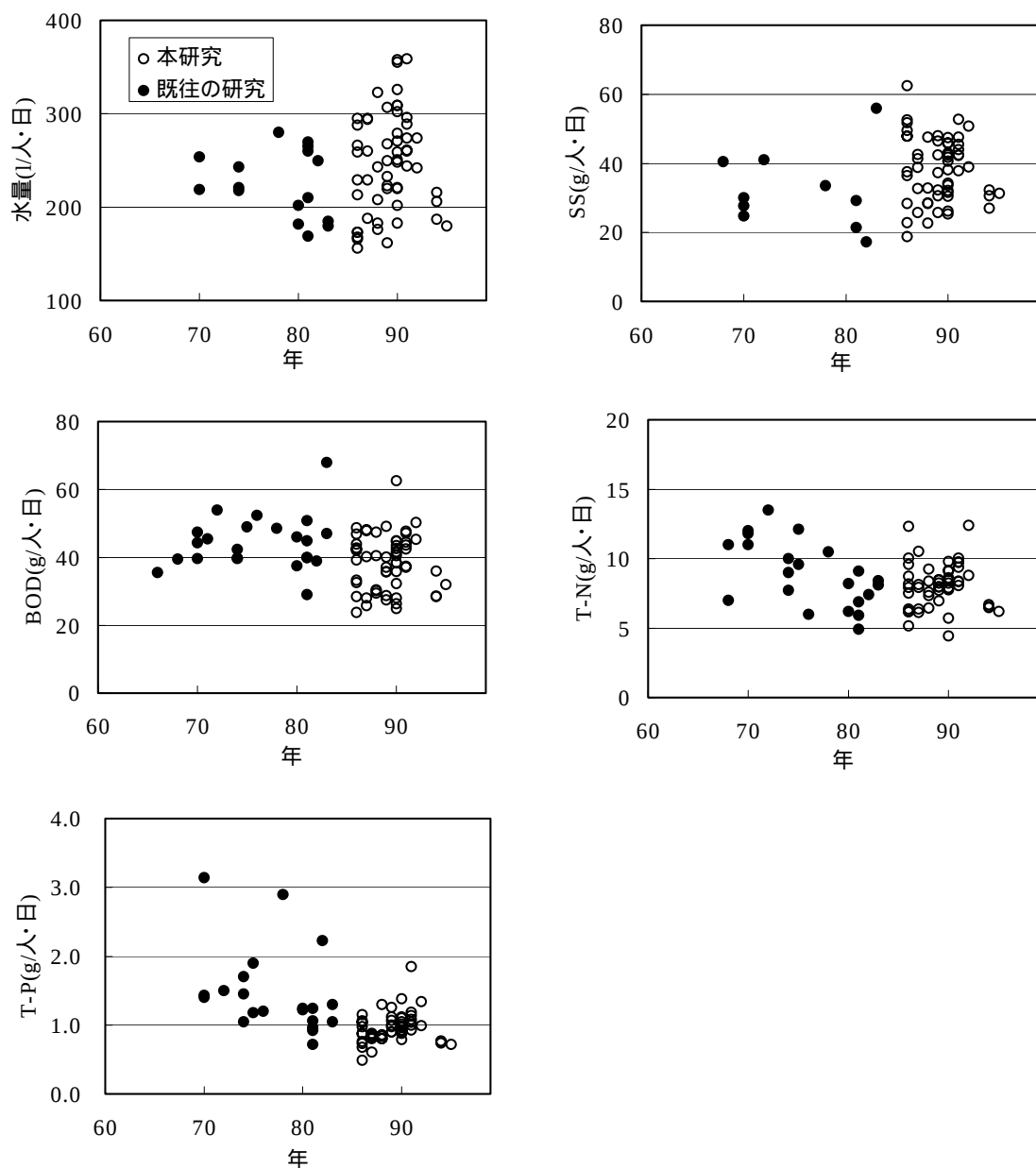


図2-7 既往の研究および本研究における負荷原単位の経年変化

季節変化と経年変化の検討結果より，これらの変動よりも施設ごとの変動の方が大きいことが明らかとなったことから，負荷原単位の解析はデータの分布を明らかにするとともに，全データを用いた平均値，非超過確率 75% 値による評価を行った。

4) 負荷原単位

負荷原単位は表 2 - 7 に示すとおり，平均値は汚水量 247 l，SS 量 38.3g，BOD 量 38.4g，T-N 量 8.1g，T-P 量 1.0g，非超過確率 75% 値は，汚水量 286 l，SS 量 45.0g，BOD 量 44.2g，T-N 量 9.1g，T-P 量 1.1g であった。構造基準に示されている生活排水の負荷原単位と比較すると，平均値では汚水量を除いて低い値を示したのに対し，非超過確率 75% 値では，T-N を除いて高い値を示した。

これまでの報告^{4), 5), 15) -20), 34) -36)}によると，1 人 1 日あたりの流入汚水量は戸建て住宅が 250 l/人・日，集合住宅が 200 l/人・日程度であり，集合住宅の方が少ない傾向が示されている。今回の調査対象とした施設の場合，分散した住宅などを処理対象とし，流入管渠が比較的長いことから，戸建て住宅と同程度の値を示したものと考えられる。これに対し，BOD 負荷量と T-N 負荷量はこれまでの報告^{4), 5), 15), 16), 18), 19)}に比べてやや低い値を示した。

これらの結果から考えると，構造基準で規定されている 1 人 1 日あたりの BOD 負荷量を増加させる必要がある。なお，ヨーロッパ諸国では，食生活が日本とやや異なることもあるが，BOD 負荷量として 60g/人・日程度の値が設定されている^{47) -49)}。

表 2 - 7 1 人 1 日あたりの流入汚濁負荷量

項目	範囲	平均値	標準偏差	非超過確率 75% 値
水量 (l/人・日)	156 ~ 359	247	53.1	286
SS (g/人・日)	18.8 ~ 62.5	38.3	9.3	45.0
BOD (g/人・日)	23.4 ~ 62.6	38.4	8.1	44.2
T-N (g/人・日)	4.4 ~ 12.4	8.1	1.5	9.1
T-P (g/人・日)	0.5 ~ 1.9	1.0	0.2	1.1

試料数: 56

(2) 生活排水の水質特性

1) 水質項目間の相関分析

各水質項目間の相関係数を表2-8に示す。SS, BOD, COD, TOC, T-Nの各項目間およびT-PとT-N間に, 相関係数0.5~0.7の正の相関が認められた。また, Cl^- と各項目間の相関係数は0.3~0.5を示し, Cl^- の低い洗濯排水, 入浴排水などの流入による希釈の程度に影響されているものと考えられる。

表2-8 各水質項目間の相関係数

	SS	BOD	COD	TOC	T-N	T-P	Cl^-
SS	1.000						
BOD	0.583	1.000					
COD	0.754	0.654	1.000				
TOC	0.645	0.603	0.655	1.000			
T-N	0.543	0.593	0.711	0.580	1.000		
T-P	0.444	0.351	0.428	0.444	0.567	1.000	
Cl^-	0.378	0.346	0.260	0.458	0.418	0.254	1.000

次に, Cl^- を除く各項目を目的変数とし, 他の二項目を説明変数とした重相関分析を行った結果, いずれも有意な関係が認められたが, 重相関係数は単相関の場合と近似した値であった。

一方, 各コンポジット試料におけるSS, BOD, T-N, T-P, Cl^- の各水質間の相関係数を表2-9に示す。いずれの試料においても, Cl^- を除く各項目間は正の相関を示した。相関係数は朝のピーク流入を含む時間帯(試料1; 6~12時)と夜のピーク流入を含む時間帯(試料3; 18~24時)が低く, 他の時間帯(試料2; 12~18時, 試料4; 0~6時)は高い傾向が認められた。ピーク流入を含む時間帯の相関係数が低いのは, 汚水量, 水質の変動が大きい排水の流入による影響と考えられる。また, Cl^- と各項目間との相関係数は, 深夜の時間帯(試料4; 0~6時)が0.6~0.8と最も高い値であった。これはし尿の Cl^- 濃度が約5,500mg/l³⁹⁾であることから, し尿(水洗便所汚水)の混入割合が高い汚水の流入によるものと考えられる。

表2-9 各コンポジット試料における各水質間の相関係数

項目	試料番号	SS	BOD	T-N	T-P	Cl ⁻
S S	1	1.000				
	2	1.000				
	3	1.000				
	4	1.000				
BOD	1	0.603	1.000			
	2	0.738	1.000			
	3	0.551	1.000			
	4	0.704	1.000			
T-N	1	0.455	0.478	1.000		
	2	0.668	0.676	1.000		
	3	0.514	0.554	1.000		
	4	0.556	0.645	1.000		
T-P	1	0.417	0.388	0.552	1.000	
	2	0.638	0.754	0.720	1.000	
	3	0.499	0.529	0.818	1.000	
	4	0.598	0.587	0.862	1.000	
Cl ⁻	1	0.225	0.242	0.350	0.211	1.000
	2	-0.006	-0.143	0.196	-0.171	1.000
	3	0.362	0.358	0.310	0.188	1.000
	4	0.644	0.700	0.738	0.844	1.000

採取時間帯：試料1； 6～12時，試料2；12～18時，
：試料3；18～24時，試料4； 0～ 6時

2) 雨水，地下水などの混入の影響

雨水，地下水などの混入の影響を調べるため，流入汚水量の時間変化および流入汚水量の経日変化，流入汚水量と降水量の関係を解析した。

2-1) 流入汚水の時間変化

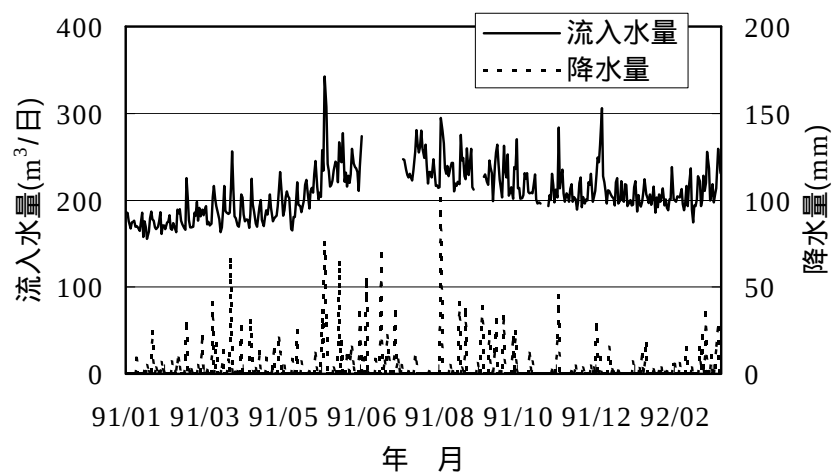
流入汚水の排出パターンは図2-2に示した戸建て住宅の場合と同様，午前と夕方から夜にかけての1日2回のピークが認められた。ただし，そのピーク係数は戸建て住宅の場合に比べて低く，2～3の範囲であった。

一方，0～6時の間も汚水の流入が認められ，その汚水量は1日の10%程度に達している。2.3.4の(1)1)および(2)1)に示したとおり，この時間帯はし尿が中心であるにもかかわらず，Cl⁻が低いことから，地下水の浸入が考えられる。

2 - 2) 流入汚水量と降水量の関係

流入汚水量と降水量の経日変化の一例を図2 - 8に示す。季節によって流入汚水量の変化する施設が認められた。これは、調査した施設が農村地域に設置されているため、農業集落地域という調査地域の特性すなわち、農繁期、農閑期における各家庭の使用水量の違い、あるいは農業用水の導入による地下水位の上昇のために生じる流入管内への浸入の影響と考えられる。

施設A



施設A(拡大)

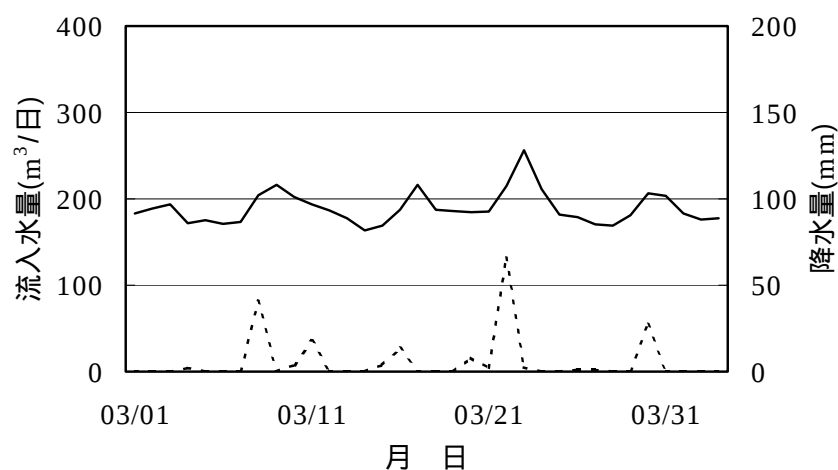


図2 - 8 流入汚水量と降水量の経日変化

一方、降水量が多い場合、流入汚水量が増加する傾向が認められ、流入管内へ雨水が浸入していることが示された。しかし、降雨があった翌日以降に流入汚水量が増加する場合も認められ、地下に浸透した後に影響を及ぼしている可能性が考えられる。これらの流入汚水量の変化から雨水、地下水などの影響が認められたため、生活排水の性状解析にあたっては、これらの外的要因を排除する手法として Cl^- による補正を行った。

2 - 3) 補正した水質データを用いた日間平均値

補正した水質データの日間平均値、およびその結果を用いた相関行列をそれぞれ表 2 - 10 と表 2 - 11 に示す。水質の平均値は SS 162mg/l、BOD 162mg/l、T-N 34.3mg/l、T-P 4.1mg/l となり、いずれの項目も補正しない場合に比べてやや高い値を示した。

表 2 - 10 流入水の日間平均水質（ Cl^- による補正值）

項目	範囲	平均値	標準偏差	非超過確率75%値
SS	91.1 ~ 285	162	41.7	184
BOD	83 ~ 276	162	39	189
D-BOD	26 ~ 149	62	24	76
T-N	20.2 ~ 74.0	34.3	8.3	39.2
NH_4^+ -N	9.9 ~ 33.5	19.4	4.3	-
T-P	2.2 ~ 9.3	4.1	1.2	4.6
PO_4^{3-} -P	0.6 ~ 4.7	2.0	0.7	2.4

試料数: 94, 単位: mg/l

表 2 - 11 Cl^- で補正した水質データを用いた各水質項目間の相関係数

	SS	BOD	COD	TOC	T-N	T-P
SS	1.000					
BOD	0.683	1.000				
COD	0.792	0.795	1.000			
TOC	0.676	0.668	0.729	1.000		
T-N	0.611	0.732	0.837	0.615	1.000	
T-P	0.634	0.599	0.677	0.581	0.709	1.000

一方、標準偏差は大きな値となったが、SS と COD、BOD と COD および COD と T-N 間の相関係数は約 0.8 を示し、補正しない場合に比べて上昇した。このように Cl⁻による補正の結果、相関係数が上昇したのは、本来の流入水が持っている水質の分布に近づいたためと考えられる。

3) 生活排水の主成分分析

生活排水の水質データを主成分分析し、得られた各主成分に対する因子負荷量を表 2 - 12 に示す。第 1 主成分は pH を除いて正の相関を示した。各成分とも高い相関を示したことは、生活排水を評価する水質項目全般に関わる変量と考えられる。これに対し、第 2 主成分は SS、P-BOD、P-TP の SS 由来の項目が負に高く、逆に D-BOD、NH₄⁺-N、PO₄³⁻-P の溶解性物質が正に高い値を示した。一方、SS 性物質の比である P-BOD/BOD、P-TP/T-P および P-TN/T-N を算出すると、それぞれ約 0.6、0.5、0.4 を示し、SS 性物質の比が高い方が第 2 主成分における因子負荷量が負に高くなる傾向を示した。これらのことから、第 2 主成分は溶解性物質を表現する変量と考えられる。したがって、第 1 主成分と第 2 主成分の傾向から、生活排水の水質を左右する要因として、SS の影響が大きいことが示された。第 1 主成分の寄与率は 43.1%、第 2 主成分までの累積寄与率は 59.4%であった。

表 2 - 12 流入水の主成分分析結果

主成分		1	2	3
固有値		5.17	1.96	1.45
累積寄与率(%)		43.1	59.4	71.5
因子負荷量	pH	0.012	0.450	0.476
	SS	0.703	-0.519	0.154
	BOD	0.763	-0.173	0.446
	D-BOD	0.547	0.513	0.111
	T-N	0.904	0.213	0.079
	NH ₄ ⁺ -N	0.741	0.409	-0.070
	T-P	0.754	0.061	-0.543
	PO ₄ ³⁻ -P	0.701	0.535	-0.129
	Cl ⁻	0.510	-0.228	-0.039
	P-BOD	0.491	-0.659	0.464
	P-TN	0.827	-0.093	0.047
	P-TP	0.422	-0.449	-0.669

既往の研究^{36), 44)}のなかで，生活排水の主成分分析を行った結果をそれぞれ表2 - 13と表2 - 14に示す。そのデータ解析は，同一施設における水質データを用いた解析であること，溶解性物質は考慮していないことの特徴がある。本研究の結果と比較すると，第1主成分の変量の傾向は一致しているが，寄与率と各水質項目の因子負荷量は本研究の方が低い値であった。この理由として，本研究の場合，24施設における94回のデータを用いているために施設ごとのばらつきがあること，雨水，地下水などの影響があることが考えられる。

表2 - 13 既往に研究における流入水の主成分分析結果（1）³⁶⁾

主成分		1	2
累積寄与率(%)		55.5	79.6
因子負荷量	pH	0.483	0.583
	SS	0.922	-0.310
	BOD	0.909	-0.162
	T-N	0.930	0.128
	T-P	0.802	-0.156
	T-P	0.802	-0.156

表2 - 14 既往に研究における流入水の主成分分析結果（2）⁴⁴⁾

主成分		1	2
固有値		9.1	0.95
累積寄与率(%)		76	84
因子負荷量	SS	-0.87	0.32
	BOD	-0.94	0.14
	T-N	-0.98	0.07
	NH ₄ ⁺ -N	-0.92	-0.16
	T-P	-0.93	0.04
	PO ₄ ³⁻ -P	-0.84	-0.11
	Cl ⁻	-0.79	-0.41

溶解性物質を除いて主成分分析を行った結果，各水質項目の因子負荷量が高い値となったが，寄与率はあまり上昇しなかった。そこで，CIで補正した水質データについても同様に主成分分析を行い，表2 - 15に示す。その結果，各主成分の傾向は変わらなかったものの，第1主成分の因子負荷量が高くなり，第2主成分までの累積寄与率は71.0%に上昇した。このことより，流入管渠が比較的長く，雨水，地下水の影響を受けた中規模施設における流入水の特徴は，CIで補正した水質データを用いることによって，2成分で大略把握できることが明らかとなった。

表2 - 15 CIで補正した水質データを用いた流入水の主成分分析結果

主成分		1	2	3
固有値		6.12	1.69	1.14
累積寄与率(%)		55.7	71.0	81.4
因子負荷量	pH	0.273	0.380	0.602
	SS	0.763	-0.513	0.175
	BOD	0.862	-0.098	0.305
	D-BOD	0.676	0.514	-0.003
	T-N	0.925	0.188	0.008
	NH ₄ ⁺ -N	0.838	0.305	-0.113
	T-P	0.869	-0.044	-0.382
	PO ₄ ³⁻ -P	0.751	0.491	-0.205
	P-BOD	0.608	-0.592	0.434
	P-TN	0.851	-0.107	0.037
	P-TP	0.544	-0.524	-0.516

2.3.5 まとめ

数十～数百の戸建て住宅からの排水が流入する流入管渠が長い中規模施設において流入水を24時間にわたり採取し、負荷原単位を算出するとともに流入特性を解析した。その結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 流入汚水の濃度は朝のピーク流入を含む時間帯が最も高かった。また、深夜の時間帯の Cl^- が低く、地下水などの浸入により希釈されているものと推測された。生活排水の日間平均水質は、SS 157mg/l, BOD 157mg/l, T-N 33.2mg/l, T-P 4.0mg/l であった。
- (2) 負荷原単位は、各施設においては季節ごとの差が認められるものの施設全体では明確な傾向は認められず、季節間の変動よりも施設ごとの変動の方が大きいことが明らかとなった。一方、1980 年半ば以降の負荷原単位の経年変化は少なかった。
- (3) 負荷原単位の平均値は1人1日あたり、汚水量 247 l, SS 量 38.3g, BOD 量 38.4g, T-N 量 8.1g, T-P 量 1.0g, 非超過確率 75% 値は汚水量 286 l, SS 量 45.0g, BOD 量 44.2g, T-N 量 9.1g, T-P 量 1.1g を示した。流入汚水量が戸建て住宅の場合と同程度の値を示したのは、流入管渠が比較的長いことによる雨水、地下水の影響と考えられた。一方、BOD 負荷量は構造基準の負荷原単位より高く、構造基準の設定値を増加させることの必要性が示唆された。
- (4) 生活排水の SS, BOD, COD, TOC, T-N の各項目間および T-P と T-N 間に、相関係数 0.5～0.7 の正の相関が認められた。また、 Cl^- により各水質項目の補正を行い、そのデータを用いて相関分析を行った結果、各項目間の相関係数が上昇した。

- (5) 生活排水の主成分分析の結果，第 1 主成分は生活排水を評価する水質項目全般に関わる変量，第 2 主成分は溶解性物質を表現する変量であった。Cl⁻により補正した水質データを用いた結果，第 2 主成分までの寄与率が 59.4% から 71.0% に上昇し，その補正は水質項目間の数値解析に有効であることが明らかとなった。

参考文献

- 1) 厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課浄化槽対策室(1999) 平成 10 年度浄化槽行政組織等調査結果.
- 2) (財)日本建築センター(1996) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説. 449.
- 3) 河村清史(1995) 浄化槽技術者の生活排水処理工学. (財)日本環境整備教育センター, 11-24.
- 4) 小川雄比古(1998) 小規模生活排水処理システムの高度化とその実証に関する研究. 千葉大学学位論文, 2-1-2-28.
- 5) 井村正博(1995) 小規模生活排水の高度処理システムに関する研究. 東北大学工学部学位論文.
- 6) 矢橋毅, 古川溶介, 渡辺孝雄, 大森英昭, 井上義夫(2000) 生活排水の水質特性の解析と処理水における水質変化. 水環境学会誌, 23, 584-589.
- 7) 比沢忠男, 田嶋勝広, 石田誠良, 井上誠一, 辻精一郎, 山本康次, 中野仁(1991) 小型合併処理浄化槽の実態調査について. 第 5 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 52-56. .
- 8) 堀尾明宏, 田中義勝, 小林敦司, 鈴木巖, 青木堯, 南部敏博(1995) 放流水質からみた小型合併処理浄化槽の実態. 第 9 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 56-62.
- 9) 国安克彦, 楊新泌, 矢橋毅, 久川和彦, 大森英昭(1996) 小型合併処理浄化槽に影響を及ぼす因子. 浄化槽研究, 8(2), 41-55.
- 10) 由田秀人(1992) 小型合併処理浄化槽の 7 条検査結果について. 第 6 回全国浄化槽技術研究集会浄化槽検査員研究会(分科会)要旨集, 38-41.
- 11) 木本修二, 真木信介, 松尾康弘(1992) 処理対象人員と実使用人員の実態調査について. 第 6 回全国浄化槽技術研究集会浄化槽検査員研究会(分科会)要旨集, 14-17.
- 12) 小川雄比古, 田所正晴, 大野茂(1995) 小型合併処理浄化槽の処理機能の高度化. 用水と廃水, 37(11), 10-15.
- 13) 稲森悠平, 須藤隆一(1991) 小規模合併処理浄化槽における流量調整の重要性について. 月刊生活排水, 11(1), 1-7.
- 14) 建設省土木研究所下水道部水質研究室(1989) 浄化槽等分散型処理装置の機能評

価に関する調査. 1-8.

- 15) (財)日本環境整備教育センター(1992) 水質環境を確保するための生活排水等の高度化処理技術の確立に関する研究報告書. 5-6.
- 16) 小川雄比古, 田所正晴, 桜井敏郎(1994) 戸建て住宅における排水特性. 環境技術, 23, 549-552.
- 17) 上原義昭, 中沢貴生, 荒幡実, 中勉(1982) 学校排水等における汚濁負荷量の調査. 用水と廃水, 24, 916-923.
- 18) 稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一(1988) 嫌気性条件を組み込んだ小規模合併処理浄化槽における脱窒・脱リン. 用水と廃水, 30, 358-364.
- 19) 小川雄比古, 大野茂, 立本英機(1996) 生活雑排水の用途別汚濁負荷原単位. 下水道協会誌論文集, 33(16), 19-28.
- 20) 型式浄化槽協会(1997) 水量水質小委員会報告書.
- 21) 松重一夫, 水落元之, 稲森悠平(1990) 生活排水の汚濁成分および原単位. 用水と廃水, 32, 386-390.
- 22) 山田一裕, 鹿野信宏, 佐々木久雄, 須藤隆一(1996) 生活排水に含まれる洗剤の汚濁負荷量. 下水道協会誌論文集, 33(399), 42-50.
- 23) 鹿野信宏, 山田一裕, 佐々木久雄, 須藤隆一(1997) 下水道整備地域の汚濁負荷原単位と発生源対策. 下水道協会誌, 34(416), 72-78.
- 24) 細見正明, 原沢英夫, 須藤隆一(1988) 生活雑排水の汚濁負荷原単位と発生源対策. 用水と廃水, 30, 549-555.
- 25) 厚生省生活衛生局水道環境部(1991) 地域し尿適正処理調査報告書平成2年度版. 25-34.
- 26) 日本下水道協会(1997) 下水試験方法.
- 27) (財)日本環境整備教育センター(1982) 生活系排水の高度処理の実用化に関する調査報告書.
- 28) 国安克彦, 大森英昭, 石原光倫, 久川和彦, 楠本正康(1983) 生物膜法による小型污水处理施設の設計上の要因, 第3回生物膜法研究会講演要旨集, 50-55.
- 29) 北尾高嶺(1990) 小型合併処理浄化槽の構造および維持管理. (財)日本環境整備教育センター.
- 30) (財)日本環境整備教育センター発行(1985) 小型合併処理浄化槽維持管理技術特別

講習会テキスト , 23-26.

- 31) JIS A 3302(1988).
- 32) 渡辺孝雄, 櫛田陽明(2000) 国勢調査および建築着工統計調査結果からみた浄化槽の人員算定に関する考察. 月刊浄化槽, 287, 33-39.
- 33) JIS A 3302(2000).
- 34) 小川雄比古, 田所正晴, 桜井敏郎, 大野茂, 稲葉章(1996) 独身寮排水の水量・水質および負荷量. 用水と排水, 38, 138-142.
- 35) 桜井敏郎, 小川雄比古, 田所正晴, 高橋一三(1979) 家庭廃水の汚濁負荷量原単位調査. 神奈川県衛生研究所研究報告, 9, 55-56.
- 36) 山田一裕, 須藤隆一, 斎藤英夫, 鴫謙一, 鹿野信宏, 佐々木久雄(1997) 主成分分析を用いた生活排水の水質解析. 浄化槽研究, 9(1), 3-12.
- 37) 金木亮一, 本影一郎, 国松孝男(1995) 農業集落排水処理施設への流入負荷原単位. 滋賀県立短期大学学術雑誌, 47, 41-47.
- 38) 建設大臣官房官庁営繕部監修(1998) 排水再利用・雨水利用システム計画基準・同解説. 平成9年版. 60.
- 39) 環境技術研究会(1981) 生活排水処理ガイドブック. 21.
- 40) 山本康次, 桐山晴光, 北角彰(1986) 単独処理浄化槽の実態調査 - 現行構造基準による浄化槽(その1) -. 月刊浄化槽, 128, 16-22.
- 41) 奥野忠一他(1971) 多変量解析法. 日科技連.
- 42) 中島淳(1998) 浄化槽技術者のための統計解析入門 15. 月刊浄化槽, 262, 25-30.
- 43) 中島淳(1998) 浄化槽技術者のための統計解析入門 16. 月刊浄化槽, 263, 33-41.
- 44) 宇佐見義博(1995) 多変量解析手法の下水道分野への応用. 水処理技術, 10, 517-524.
- 45) Rosen C. and Olsson G. (1998) Disturbance detection in wastewater treatment plants. Wat. Sci. Tech., 37(12), 197-205.
- 46) Vega M. Pardo R. Barrado E. and Deban L. (1998) Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. Wat. Res., 32, 3581-3592.
- 47) 加藤三郎, 河村清史, 中島淳, 山本昌宏(1996) ヨーロッパにおける生活排水処理 7 - イギリス, フランス, ドイツ編 -. 月刊浄化槽, 238, 26-38.

- 48) Henze M. (1996) Wastewater design for households. International Symposium on the Johkasou System (Tokyo), 103-110.
- 49) Orhon D. (1996) Small wastewater treatment systems in sensitive coastal areas. International Symposium on the Johkasou System (Tokyo), 151-160.

第 3 章

接触ばっ気方式と活性汚泥方式の水質特性の比較

3.1 目的

合併処理浄化槽の二次処理装置には、接触ばっ気方式や活性汚泥方式に代表される好気性生物処理法が広く用いられている。接触ばっ気方式は流入汚水量が変動する場合や有機物質の負荷が低い場合において、少ない維持管理頻度で安定した処理水質が得られるという特徴を持っている¹⁾。これに対し、活性汚泥方式は、流入負荷量に対して空気量や混合液浮遊物質（MLSS）濃度などを調整することにより、接触ばっ気方式に比べ有機物質や窒素の除去率を高く維持することが可能である^{2) - 4)}。しかし、活性汚泥の沈降性の悪化にともない沈殿槽から汚泥の流出が生じ、処理水質が悪化する場合がある⁵⁾。この汚泥の流出を防止するため、不織布^{6) - 8)}や精密ろ過膜^{9) - 11)}による活性汚泥の分離も行われている。

一方、生物処理と組み合わせる一次処理装置は、接触ばっ気方式では沈殿分離槽、嫌気性ろ床槽および流量調整槽の3種類、活性汚泥方式は流量調整槽がある¹²⁾。これらの一次処理装置の浮遊物質（SS）や生物化学的酸素要求量（BOD）の除去特性の違いにより、二次処理装置に流入する水質が変化し生物処理機能に影響が生じる。特に、二次処理装置の後に接触ばっ気、砂ろ過、活性炭吸着、凝集沈殿などの高度処理装置を付加する場合には、一次処理装置および二次処理装置の水質特性を明らかにし、適切な単位装置を組み合わせることが重要と考えられる。

そこで、第2章において流入特性を明らかにした、処理対象人員51人以上の接触ばっ気方式と活性汚泥方式の施設について、一次処理装置の水質特性を明らかにするとともに、処理水の水質特性を比較した^{13), 14)}。

3.2 接触ばっ気方式と活性汚泥方式の特徴^{1), 15)}

浄化槽の二次処理装置において行われている生物処理は、接触ばっ気方式に代表される生物膜法と活性汚泥法に大別され、表3-1に示す特徴を持っている。両者の違いは生物の存在状態にあり、前者はプラスチック製の充填物（接触材とよばれる）の表面に微生物が薄い膜状に存在し、後者は微生物が浮遊した状態で存在する。すなわち、接触ばっ気方式では微生物が接触材に付着して固定されているのに対し、活性汚泥方式では固定されていないという違いがある。

表3-1 接触ばっ気方式と活性汚泥方式の比較

	接触ばっ気方式	活性汚泥方式
長所	1. 生物の保持量が多く、かつ多様な生物相となる。 2. 水量変動に強い。 3. 低負荷に対して有効である。 4. 少ない管理頻度で比較的安定した処理水質が得られる。	1. 高負荷に耐える。 2. 生物量の調整が容易である。
短所	1. 生物量を任意に調整できない。 2. 生物膜が肥厚すると接触材の閉塞や生物膜のはく離が生じる。	1. 活性汚泥の沈降性の悪化により汚泥の流出が生じる。 2. 余剰汚泥の生成量が多い。

この微生物の固定の有無により出現する生物の種類が異なる。汚水を微生物により処理する場合、有機物質→細菌→原生動物→微小後生動物といった食物連鎖が存在する。活性汚泥方式では、流入水によって微生物の集合体である活性汚泥が次の沈殿槽に流出するため、増殖速度の遅い微生物は洗い流されて生息するのが困難となる。これに対し、接触ばっ気方式では水の滞留時間に関係なく、接触材に付着した生物膜内においては増殖速度の遅い微生物でも生息可能となる。そのため、活性汚泥方式に比べて生物の種類が多くなる。

生物処理装置からの流出水は、次の沈殿槽において微生物が沈殿し、処理水から分離される。接触ばっ気方式の場合、沈殿槽で沈殿分離されるのは接触材からはく離した微生物であり、活性汚泥方式に比べてその量は少なく、余剰汚泥として汚泥を貯留する単位装置に移送する。一方、活性汚泥方式では活性汚泥が沈殿槽に流出するため、分離される固形物が接触ばっ気方式に比べて多く、すべてを余剰汚泥として移送すると、汚水を処理するために必要な生物量が減少することになる。そこで、沈殿槽で分離された固形物は再び生物反応槽に移送（返送とよばれる）し、一部を余剰汚泥として汚泥を貯留する単位装置に移送している。

活性汚泥方式の場合、沈殿槽で分離される固形物量が多いため、固形物の分離機能の良否が処理水質に大きく影響を及ぼす。流入汚水量が多いと固形物の分離が十分に行われず、活性汚泥が処理水に混入する危険性があるため、生物反応槽の前に流量を調整する単位装置（流量調整槽）が設けられる。また、活性汚泥の沈降性を良好に保つため、流入負荷量に対して生物反応槽へ供給する空気量や MLSS 濃度などを調整す

ることが必須条件となる。ただし，これらの運転管理を十分に実施することにより，接触ばっ気方式に比べ高度な処理水質を得ることが可能である¹³⁾。

これに対し，接触ばっ気方式では，流入汚水量が変動した場合でも比較的安定した処理水質が得られる¹³⁾。しかし，生物量の調整が困難であり，生物量の調整の手段である逆洗やはく離汚泥の移送操作が十分に行われないと，接触材の閉塞や過剰蓄積した生物膜が微細化して流出し処理水質が悪化することがある。

これらのことから，接触ばっ気方式は，戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽を始めとする小規模の施設に採用されることが多く，活性汚泥方式は比較的大規模な施設に採用される傾向がある。

3.3 調査施設の概要および調査方法

3.3.1 調査施設の概要

選定した施設は処理対象人員 51 人以上の接触ばっ気方式 15 施設と活性汚泥方式 14 施設である。接触ばっ気方式は農業集落排水処理施設として普及している日本農業集落排水協会型施設¹⁶⁾であり，活性汚泥方式は，農業集落排水処理施設が 9 施設とコミュニティ・プラント¹⁷⁾が 5 施設である。調査施設の処理フローを図 3 - 1 に示す。

接触ばっ気方式は，一次処理装置として沈殿分離槽を前置する方式（フロー1）と嫌気性ろ床槽を前置する方式（フロー2）の2タイプである。フロー2には嫌気性ろ床槽の前段に流量調整槽が設けられる場合と設けられない場合がある。二次処理装置はすべて接触ばっ気槽と沈殿槽の組み合わせである。

一方，活性汚泥方式の場合，一次処理装置はすべて流量調整槽であり，二次処理装置がばっ気槽と沈殿槽の組み合わせ（フロー3；長時間ばっ気方式）と回分槽（フロー4；回分式活性汚泥方式）の2タイプである。回分式活性汚泥方式は，回分槽において汚水の流入および好気性生物処理（ばっ気工程）活性汚泥の沈殿分離（沈殿工程），上澄水の排出（排出工程）の各工程を繰り返し行い，沈殿槽を省略した方式である。

なお，いずれの方式においても，余剰汚泥は専用の汚泥処理設備（汚泥濃縮貯留槽または汚泥濃縮槽）に移送され，重力濃縮される。濃縮により生じた分離液（脱離液）は沈殿分離槽（フロー1），嫌気性ろ床槽（フロー2の流量調整槽を設けないタイプ），流量調整槽（フロー2の流量調整槽を設けるタイプおよびフロー3，4）へ，濃縮汚泥は汚泥貯留槽へそれぞれ移送される。

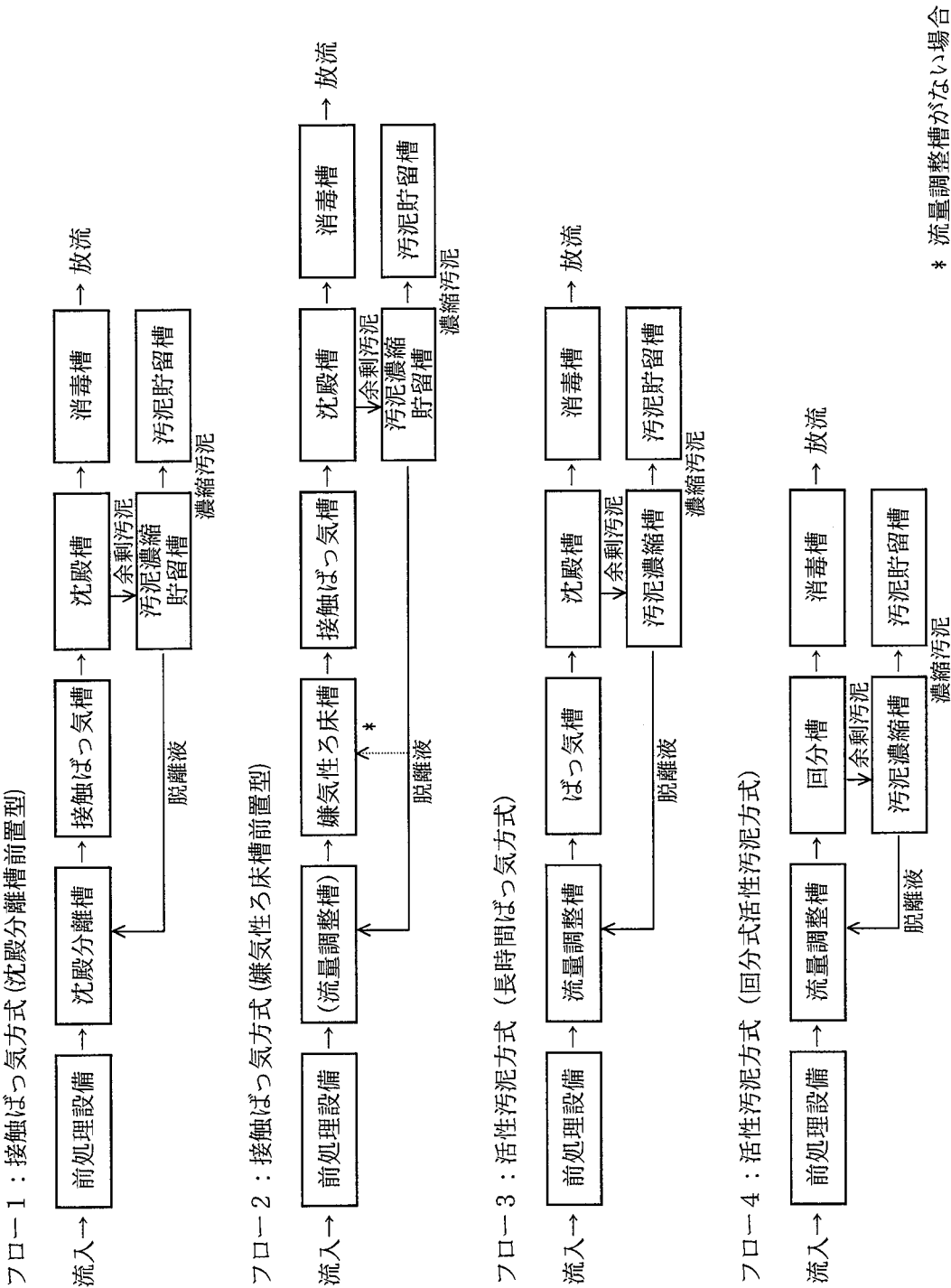


図 3-1 調査施設のフローシート

目標処理水質はいずれの施設も BOD 20mg/l 以下である。また、農業集落排水処理施設には窒素除去を目的とした施設がある。この場合、接触ばっ気方式では接触ばっ気槽流出水の一部を嫌気性ろ床槽の流入部へ循環する硝化液循環法、活性汚泥方式ではばっ気槽または回分槽を間欠的ばっ気する間欠ばっ気法により処理が行われ、それぞれ全窒素 (T-N) 20mg/l, 15mg/l 以下を目標処理水質としている。なお、いずれの施設もリン除去は目的としていない。

接触ばっ気方式の一次処理装置として設けられている沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽は、いずれも流入水中に含まれる固形物の分離と分離された固形物の貯留を目的としている。ただし、嫌気性ろ床槽にはプラスチック製のろ材が充填されているため、固形物がろ材に捕捉されやすく、また、嫌気性微生物が増殖する。このため、嫌気性ろ床槽は沈殿分離槽に比べて固形物の分離機能が強く、有機物質の嫌気性分解による BOD の除去が期待できる。このことより、嫌気性ろ床槽では流入水に対して 50% の BOD 除去を見込んで設計されている。滞留時間は沈殿分離槽が 20 時間、嫌気性ろ床槽が 24 時間である。

流量調整槽は流入水を一旦貯留し、ポンプを用いて一定量移送することにより流入汚水量の変動を緩和する単位装置であり、固形物の分離、貯留機能はない。流入水中に含まれる固形物の沈殿を防止するため、槽内の攪拌が行われている。滞留時間は流入汚水量の変動度合いによって異なるが、接触ばっ気方式では 6 時間、活性汚泥方式では農業集落排水処理施設が 7 時間、コミュニティ・プラントが 5～11 時間で設計されている。

生物反応槽の BOD 容積負荷(生物反応槽 1m³ あたり 1 日に流入する BOD 量(kg), 単位: kg/m³・日)は、接触ばっ気槽においては 0.15kg/m³・日または 0.3kg/m³・日、農業集落排水処理施設のばっ気槽と回分槽においては 0.2kg/m³・日または 0.24kg/m³・日であり、窒素除去機能を有する施設では、低く設定されている。これに対し、コミュニティ・プラントでは 0.2～0.3kg/m³・日である。

3.3.2 調査方法

1986～1998 年の間、各施設において季節ごとに 3 カ月に 1 回の頻度で年 4 回(6 施設については年 1 回)の 24 時間調査を実施した。各単位装置流出水を汚水の流出状況に応じて採取し、水量に応じて 1 日を 2～3 区分のコンポジット試料とした。水

質分析はすべて下水試験方法¹⁸⁾に準拠し、溶解性物質（以下 D-を付けて示す）については、ガラスフィルター（Whatman 社製 GF/B，孔径 1 μ m）でろ過したる液を用いた。なお、各コンポジット試料の水質の差がほとんど認められなかったため、解析には、各コンポジット試料の水質を加重平均して算出した日間平均値を用いた。

3.4 結果および考察

3.4.1 一次処理装置流出水における水質特性

(1) 流量調整槽

流量調整槽の流入水と流出水の SS，BOD，SS 性 BOD（[BOD] - [溶解性 BOD（D-BOD）]，以下「P-BOD」と表示する）および D-BOD の変化を、接触ばっ気方式と活性汚泥方式に分けて図 3 - 2 に示す。活性汚泥方式の場合、流量調整槽流入水に比べ流出水は、SS，BOD および P-BOD が上昇し D-BOD は低下する傾向を示した。これに対し、接触ばっ気方式の場合、D-BOD がやや低下する傾向を示したが、他の水質項目はほとんど変化が認められなかった。すなわち、活性汚泥方式の流量調整槽では、SS の上昇にともなう P-BOD の上昇と D-BOD の低下が認められた。

これは、流量調整槽に流入する汚泥濃縮貯留槽または汚泥濃縮槽の脱離液の影響と考えられる。そこで、脱離液の SS，BOD，D-BOD のヒストグラムを図 3 - 3 に示す。脱離液の D-BOD は両方式とも近似した傾向を示したが、SS，BOD は活性汚泥方式の方が接触ばっ気方式に比べて高い値を示し、活性汚泥方式では余剰汚泥の固液分離性が悪く、脱離液中に汚泥が混入するケースが多いことが認められた¹⁹⁾。この汚泥中には好気性微生物が多量に存在しているため、流量調整槽において汚泥の沈殿防止の目的で行われている槽内のばっ気・攪拌にともなう酸素の供給により好気性生物分解が生じ、D-BOD が低下したものと考えられる。

このことは、次の生物反応槽に流入する有機物質の負荷量が低下することを示し、空気量や MLSS 濃度の調整が必要になるとともに、脱室に必要な有機炭素源が不足する可能性が生じる。

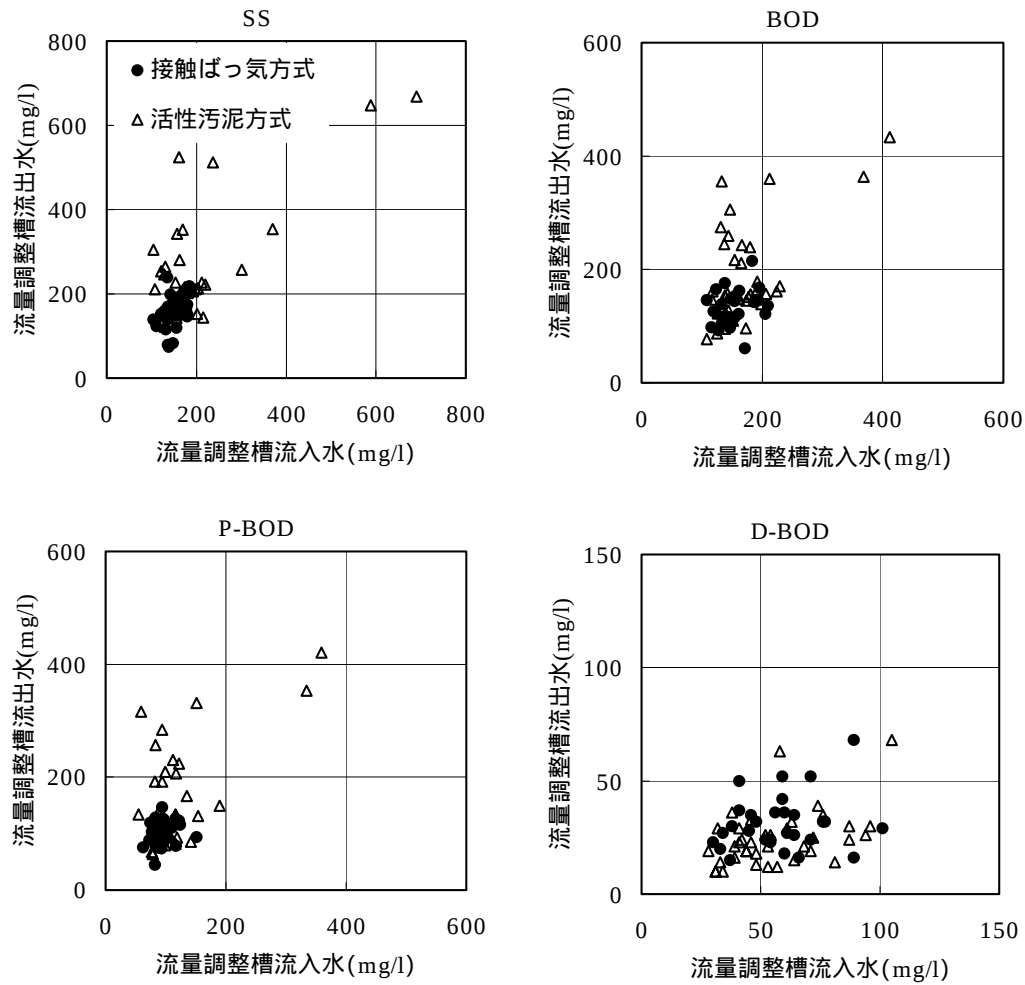


図3 - 2 流量調整槽の流入水と流出水のSS, BOD, P-BOD および D-BOD の関係

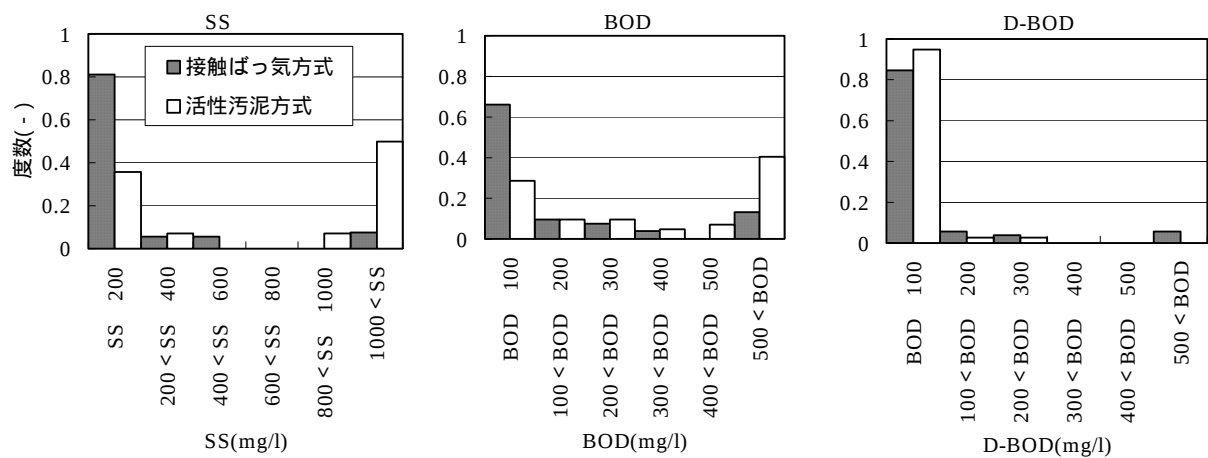


図3 - 3 脱離液のSS, BOD および D-BOD のヒストグラム

(2) 沈殿分離槽および嫌気性ろ床槽

沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽はいずれも接触ばっ気方式の一次処理として設けられる単位装置である。沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽の流入水と流出水の水質および各水質の平均値を用いて計算した除去率を表3-2に示す。なお、嫌気性ろ床槽において、窒素除去の目的で、接触ばっ気槽流出水の一部を嫌気性ろ床槽の流入部へ循環している施設は除外した。

表3-2 沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽における流入水と流出水の水質および除去率

	項目	流入水			流出水			平均除去率 %
		範囲	平均値	標準偏差	範囲	平均値	標準偏差	
沈 殿 分 離 槽	SS	117 ~ 299	188	59.4	32.2 ~ 213	91.6	49.8	51.4
	BOD	112 ~ 253	173	44.1	60 ~ 143	98.9	21.4	42.8
	P-BOD	52 ~ 200	111	39.5	24 ~ 92	53.1	23.5	52.0
	D-BOD	34 ~ 108	62.5	20.7	24 ~ 75	44.5	16.2	28.7
	COD	61.9 ~ 157.2	102	29.6	43.1 ~ 86	61.8	12.9	39.2
	TOC	84.6 ~ 179.7	118	29.6	47.1 ~ 100	68.8	17.8	41.7
嫌 気 性 ろ 床 槽	SS	74.2 ~ 239	144	53.9	8.4 ~ 67.3	25.9	16.1	82.0
	BOD	61 ~ 165	121	28.9	24 ~ 81	44.9	15.7	62.8
	P-BOD	45 ~ 128	85.2	24.2	7 ~ 44	19.5	8.9	77.2
	D-BOD	16 ~ 74	35.5	15.6	11 ~ 49	25.5	10.1	28.2
	COD	47.9 ~ 109	79.1	18.9	26.4 ~ 57.9	38.8	8.7	51.0
	TOC	55.2 ~ 144	95.3	28.7	28.6 ~ 61.1	39.5	9.7	58.5

沈殿分離槽流出水の平均値はSS 91.6mg/l, BOD 98.9mg/l, D-BOD 44.5mg/l, 化学的酸素要求量(COD) 61.8mg/l, 全有機炭素(TOC) 68.8mg/lであり, 嫌気性ろ床槽流出水の平均値はSS 25.9mg/l, BOD 44.9mg/l, D-BOD 25.5mg/l, COD 38.8mg/l, TOC 39.5mg/lであった。沈殿分離槽流出水に比べ嫌気性ろ床槽流出水は, いずれの水質項目も低く, 除去率はD-BODを除いて高い値を示した。この結果から, 嫌気性ろ床槽ではSSが除去されるにともない有機物質が除去されることが示された^{20) - 22)}。嫌気性ろ床槽においてSSの除去性能が高いのは, 槽内にプラスチック製の充填物(ろ材)が充填されているためである。

一方, D-BODの除去率には一次処理装置による差が認められなかったため, 沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽の流入水と流出水のD-BODの変化を図3-4に示す。流出水は流入水に比べてD-BODが低下するケースが多いが, 逆に上昇するケースも認められる。

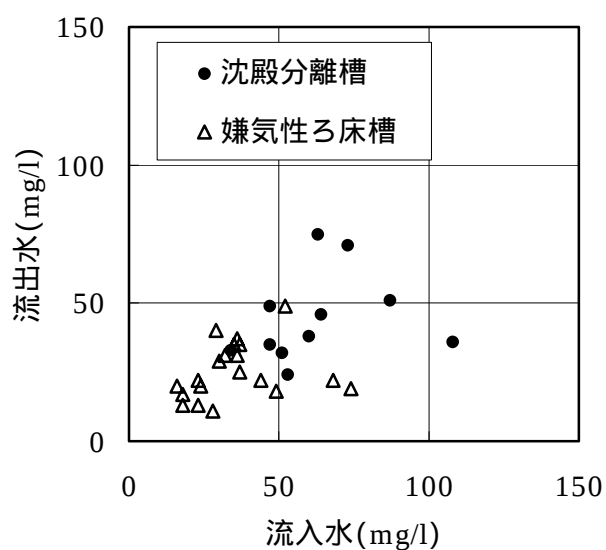


図3 - 4 沈殿分離槽と嫌気性ろ床槽における流入水と流出水の D-BOD の変化

沈殿分離槽や嫌気性ろ床槽においては，嫌気性微生物の作用で SS 性の有機物質が分解されて溶解性有機物質が生成し，これが最終的にはメタンガス，炭酸ガスまで分解される。このため，嫌気性分解の過程では一時的に D-BOD が上昇する場合がある。一方，沈殿分離槽や嫌気性ろ床槽の流入水には溶存酸素や好気性微生物が存在するため¹⁹⁾，好気性分解による D-BOD の低下が生じる。したがって，これらの作用により D-BOD が変化したものと考えられる。

これらの D-BOD の変化を検討するため，滞留時間と D-BOD の関係を図3 - 5に示す。沈殿分離槽流出水では滞留時間と D-BOD に明確な傾向は認められなかった。これに対し，嫌気性ろ床槽流出水では滞留時間が長くなると D-BOD が低くなる傾向が認められ，嫌気性分解の進行にともない D-BOD が低下することが示された。なお，嫌気性ろ床槽の D-BOD の除去には限界が存在すると報告²³⁾され，今回，対象とした施設の嫌気性ろ床槽流出水では，20mg/ l 程度の D-BOD 残存することが明らかとなった。

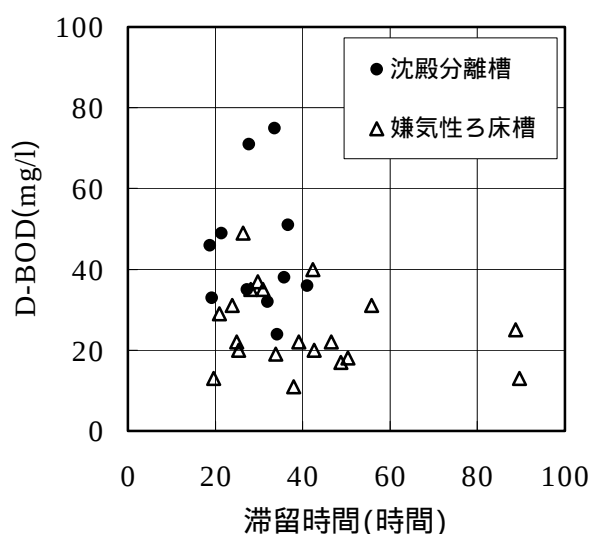


図3 - 5 滞留時間と D-BOD の関係

3 . 4 . 2 二次処理装置流出水（処理水）における水質特性

（ 1 ） 日間平均値

1) 有機物質

処理水質の日間平均値を処理方式ごとに整理し表3 - 3に、SS、BOD および硝化を抑制した BOD (C-BOD) のヒストグラムを図3 - 6に示す。SS はいずれの処理方式も平均が 10mg/ l 以下、全体の 95% が 20mg/ l 以下と低い値を示した。ただし、活性汚泥方式の方がばらつきは大きく、汚泥界面の上昇にともなう SS の流出現象が生じていることが示された。

BOD の場合、活性汚泥方式では全体の 95% が目標処理水質の 20mg/ l 以下、85% が 10mg/ l 以下を示したのに対し、接触ばっ気方式では約 30% が 20mg/ l を超えていた。ただし、C-BOD は接触ばっ気方式の 1 施設を除き 20mg/ l 以下を示したことから、窒素由来の BOD (N-BOD) による BOD の上昇^{24) -26)}が原因であった。COD や TOC についても BOD と同様な傾向が認められ、BOD の低下にともない COD や TOC 成分も除去されることが示された。

表3-3 接触ばっ気方式と活性汚泥方式の処理水質（日間平均値）

	接触ばっ気方式 (データ数72)			活性汚泥方式 (データ数42)		
	範囲	平均値	標準偏差	範囲	平均値	標準偏差
SS	2.4 ~ 26.6	7.9	5.2	0.9 ~ 36.8	6.9	7.5
BOD	3 ~ 60	17	12	2 ~ 48	7	10
C-BOD	2 ~ 21	8	4	2 ~ 27	4	5
N-BOD	0 ~ 54	10	12	0 ~ 28	3	5
D-BOD	2 ~ 18	5	3	2 ~ 6	2	1
COD	10.5 ~ 27.4	16.9	4.1	4.6 ~ 25.2	10.3	4.9
D-COD	4.1 ~ 21.9	13.1	3.3	4.3 ~ 12.5	7.4	2.1
TOC	4.7 ~ 37.7	16.8	5.6	4.0 ~ 21.0	10.0	4.0
D-TOC	3.1 ~ 30.5	13.1	4.4	2.4 ~ 11.8	7.0	2.5
T-N(窒素除去型)	10.0 ~ 35.6	18.8	5.9	1.7 ~ 15.2	6.6	3.5
T-N(その他)	17.2 ~ 42.8	26.9	5.0	1.5 ~ 29.4	10.3	6.8
T-P	1.8 ~ 6.8	3.2	1.0	0.4 ~ 3.4	1.7	0.7

単位：mg/l, N-BOD:BOD - C-BOD

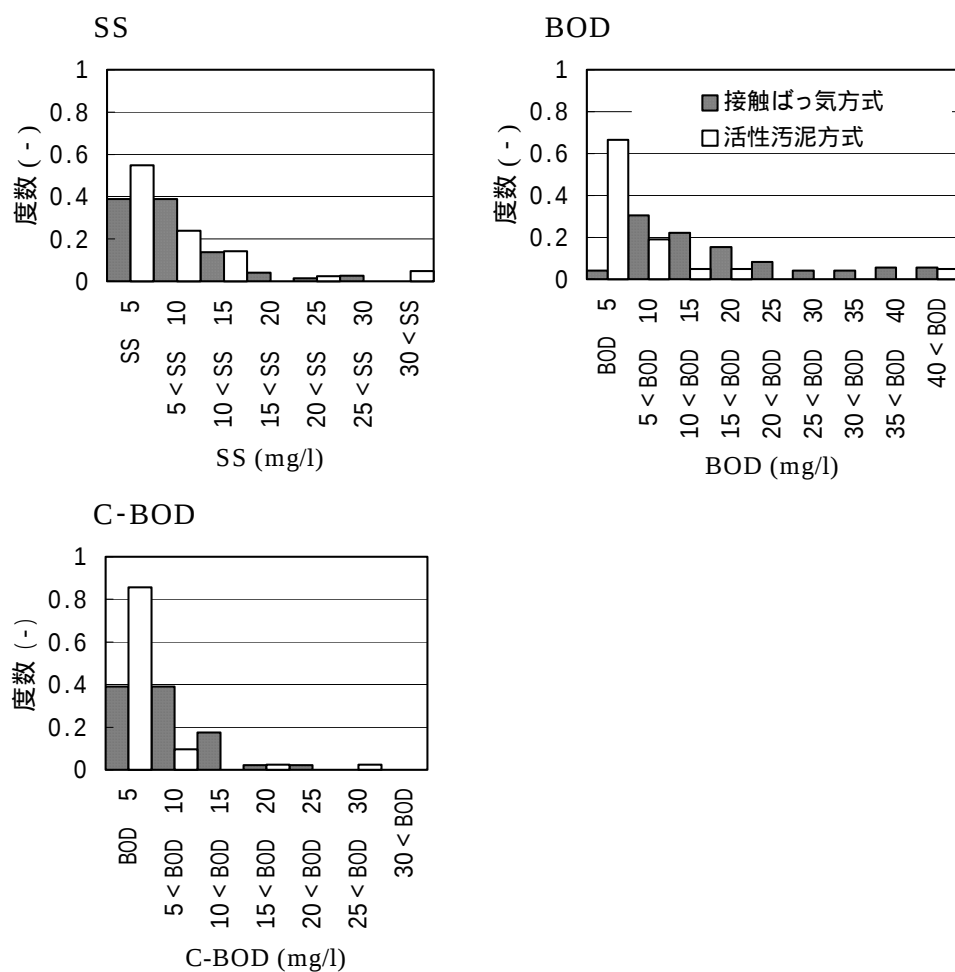


図3-6 処理水のSS, BODおよびC-BODのヒストグラム

一方、処理水の溶解性物質は、いずれの処理方式も BOD の平均値が 5mg/l 以下の低い値を示したのに対し、接触ばっ気方式と活性汚泥方式の COD の平均値はそれぞれ 13.1mg/l と 7.4mg/l、TOC の平均値はそれぞれ 13.1mg/l と 7.0mg/l であり、BOD に比べて高い値を示した。

次に、接触ばっ気方式と活性汚泥方式の BOD 除去性能の違いを検討するため、BOD 容積負荷（生物反応槽 1m³ あたり 1 日に流入する BOD 量（kg）、単位：kg/m³・日）と処理水の BOD、および生物反応槽の滞留時間と処理水の BOD の関係をそれぞれ図 3 - 7 と図 3 - 8 に示す。

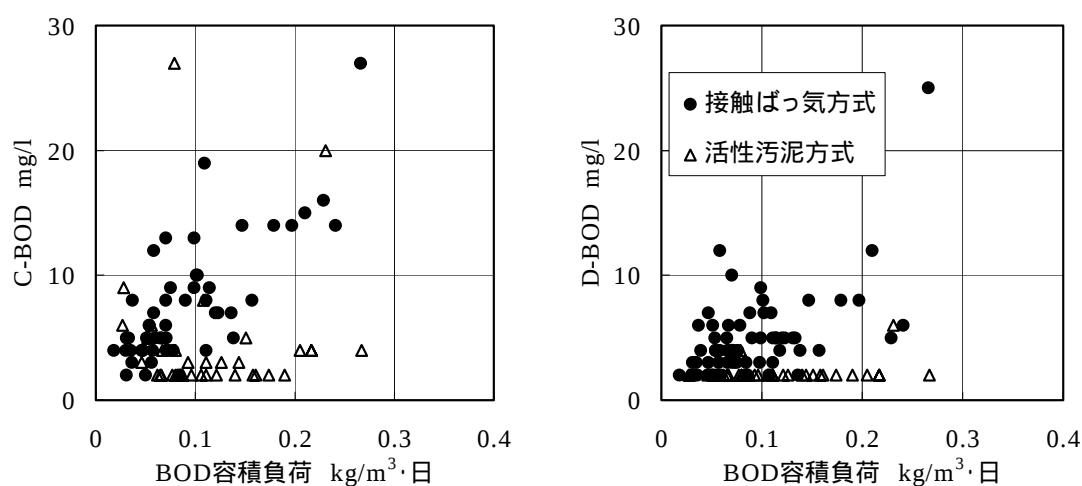


図 3 - 7 BOD 容積負荷と処理水の C-BOD および D-BOD の関係

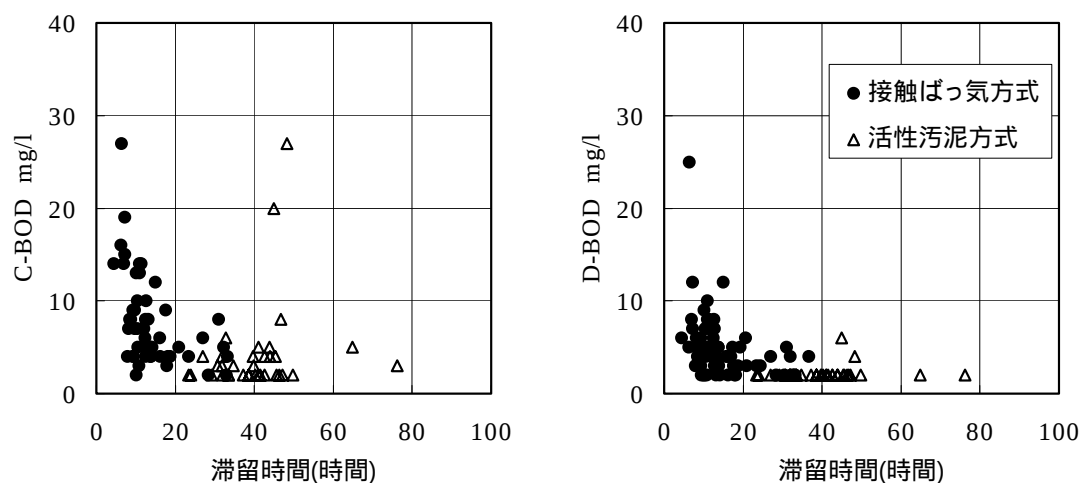


図 3 - 8 滞留時間と処理水の C-BOD および D-BOD の関係

活性汚泥方式では、BOD 容積負荷や滞留時間に関係なく C-BOD が 10mg/ l 以下、D-BOD が 5mg/ l 以下と低い値を示した。これに対し、接触ばっ気方式では BOD 容積負荷が高い場合や滞留時間が短い場合に、C-BOD や D-BOD がやや高くなる傾向を示した。したがって、接触ばっ気方式は活性汚泥方式に比べ、BOD 除去機能に及ぼす BOD 容積負荷や滞留時間の影響が大きいことが明らかとなった。

2) 窒素

窒素除去を目的とした施設の場合、接触ばっ気方式では T-N が 10.0 ~ 35.6mg/ l (平均 18.8mg/ l) と平均値では目標処理水質を満足しているが、最大値が 35.6mg/ l を示し、除去性能が不安定であった。処理水の T-N に対する亜硝酸性窒素と硝酸性窒素の合計量 (以下「 $\text{NO}_x\text{-N}$ 」と表示する) の割合が低いことから、T-N が高いのは硝化が十分に進行していないことが原因であった。これに対し、活性汚泥方式の T-N は 1.7 ~ 15.2mg/ l (平均 6.6mg/ l) と接触ばっ気方式に比べて低い濃度で安定していた。

窒素除去を目的としていない施設においても活性汚泥方式の場合、T-N が 1.5 ~ 29.4 mg/ l (平均 10.3mg/ l) と低い値を示した。これは、活性汚泥方式では流量調整槽で有機物質が除去され、ばっ気槽の有機物質負荷が低下することの対策として、間欠ばっ気を実施している施設があることが一因である。

次に、接触ばっ気方式と活性汚泥方式の窒素除去性能の違いを検討するため、窒素除去型の施設における処理水の T-N と T-N 容積負荷 (生物反応槽 1m³ あたり 1 日に流入する T-N 量 (kg), 単位: kg/m³・日) の関係を図 3 - 9 に示す。T-N 容積負荷が高くなるにともない処理水 T-N が上昇する傾向を示し、処理水 T-N が 20mg/ l 以下を確保するためには、少なくとも T-N 容積負荷を 0.05kg/m³・日以下にする必要があることが示された。

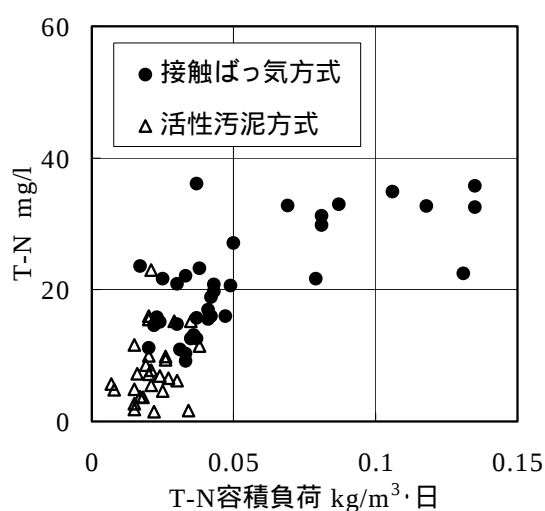


図3 - 9 T-N 容積負荷と処理水 T-N の関係

3) リン

全リン (T-P) は平均値で接触ばっ気方式が 3.2mg/l, 活性汚泥方式が 1.7mg/l であり, 活性汚泥方式の方が低い値を示した。いずれの施設もリン除去は目的としていないが, 活性汚泥方式の場合, 間欠ばっ気により嫌気好気を繰り返したため生物にリンが取り込まれ, 結果的にリンが除去されたものである²⁷⁾。

これらの結果より, 今回調査対象とした施設の場合, 有機物質, 窒素, リンの除去性能は活性汚泥方式の方が高いことが明らかとなった。

(2) 水質項目間の関係

各水質項目間の相関係数を接触ばっ気方式と活性汚泥方式に分けて表3 - 4に示す。SSと有機物質の相関係数は, 活性汚泥方式の方が接触ばっ気方式に比べて高く, 活性汚泥方式の処理水の有機物質濃度はSSに影響されていることが示された。一方, 各有機物質間の相関係数は, SSの場合と同様に, 活性汚泥方式では接触ばっ気方式に比べて高い値を示した。これに対し, 接触ばっ気方式の場合, BODとN-BODおよびC-BODとD-BOD, COD, TOCの各項目間の相関係数は0.7以上を示したが, 他の項目間の相関係数は0.5以下であった。

表3 - 4 各水質項目間の相関係数

接触ばっ気方式

	SS	BOD	C-BOD	N-BOD	D-BOD	COD	TOC	T-N	NH ₄ ⁺ -N	NO _x ⁻ -N
SS	1.000									
BOD	0.535	1.000								
C-BOD	0.642	0.388	1.000							
N-BOD	0.272	0.940	0.050	1.000						
D-BOD	0.290	0.303	0.852	0.029	1.000					
COD	0.700	0.462	0.866	0.037	0.685	1.000				
TOC	0.600	0.341	0.709	-0.024	0.458	0.650	1.000			
T-N	0.168	0.095	0.461	-0.025	0.296	0.296	0.316	1.000		
NH ₄ ⁺ -N	0.144	0.129	0.633	-0.040	0.548	0.384	0.360	0.617	1.000	
NO _x ⁻ -N	-0.123	-0.135	-0.514	0.007	-0.498	-0.327	-0.237	0.101	-0.704	1.000

活性汚泥方式

	SS	BOD	C-BOD	N-BOD	D-BOD	COD	TOC	T-N	NH ₄ ⁺ -N	NO _x ⁻ -N
SS	1.000									
BOD	0.917	1.000								
C-BOD	0.942	0.943	1.000							
N-BOD	0.802	0.953	0.797	1.000						
D-BOD	0.735	0.881	0.818	0.850	1.000					
COD	0.935	0.874	0.862	0.798	0.645	1.000				
TOC	0.698	0.571	0.612	0.477	0.320	0.760	1.000			
T-N	0.093	0.083	0.081	0.077	0.150	0.129	-0.002	1.000		
NH ₄ ⁺ -N	0.215	0.283	0.216	0.316	0.260	0.393	0.135	0.401	1.000	
NO _x ⁻ -N	-0.198	-0.250	-0.201	-0.270	-0.140	-0.286	-0.174	0.711	-0.345	1.000

したがって、接触ばっ気方式の処理水の BOD は N-BOD の影響が大きいことが確認され、処理水の有機物質の評価には BOD よりも C-BOD を用いることの必要性が認められた。

一方、T-N とアンモニア性窒素 (NH₄⁺-N) の相関係数は、活性汚泥方式に比べ接触ばっ気方式の方が高く、T-N と NO_x⁻-N 間の相関係数は、逆に活性汚泥方式の方が高い値を示した。すなわち、処理水の T-N は接触ばっ気方式では NH₄⁺-N に依存し、活性汚泥方式では NO_x⁻-N に依存していることが明らかとなった。

次に、処理水 T-N と有機物質の関係を検討するため、T-N と溶解性 COD (D-COD) および T-N と溶解性 TOC (D-TOC) の関係を図 3 - 10 に示す。処理水 T-N が 20mg/l 以下に低下すると D-COD や D-TOC も 10mg/l 以下に低下する傾向が認められ、D-COD や D-TOC が窒素除去の際の有機炭素源として消費されている可能性が示唆された。

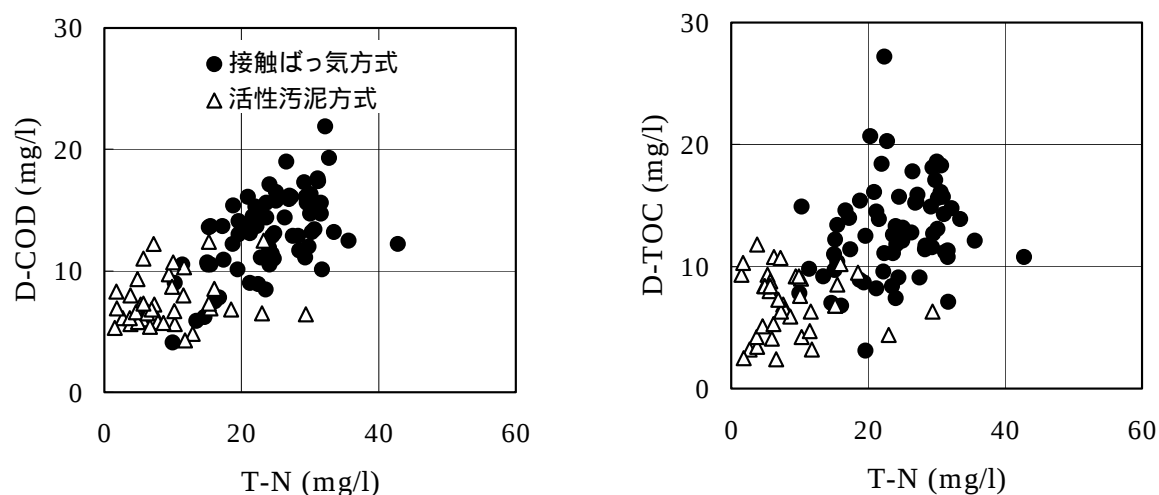


図3 - 10 T-N と D-COD および T-N と D-TOC の関係

3.4.3 処理過程における水質特性の変化

(1) 単位 SS あたりの有機物質量

SS 1mg あたりの SS 性の有機物質量 (mg) について、P-BOD (処理水は SS 性 C-BOD (PC-BOD)), SS 性 COD ($[COD] - [D-COD]$, 以下「P-COD」と表示する) および SS 性 TOC ($[TOC] - [D-TOC]$, 以下「P-TOC」と表示する) に分けて算出した。その結果について単位装置ごとに表 3 - 5 に示す。

表 3 - 5 各単位装置における単位 SS あたりの SS 性の有機物質量

	P-BOD/SS		P-COD/SS		P-TOC/SS	
	接触ばっ気	活性汚泥	接触ばっ気	活性汚泥	接触ばっ気	活性汚泥
流入水	0.61	0.61	0.33	0.33	0.38	0.38
流量調整槽流出水	0.62	0.63	0.36	0.35	0.40	0.34
沈殿分離槽流出水	0.64		0.32		0.38	
嫌気性ろ床槽流出水	0.68		0.43		0.45	
処理水	0.44*	0.53*	0.44	0.41	0.40	0.36

単位: mg/mg, *: P-CBOD/SS

流入水の P-BOD/SS は 0.61 と P-COD/SS (0.33) の 1.8 倍であり , SS あたりの P-BOD が高い傾向を示し , 一次処理装置の流出水においてもほとんど変化が認められなかった。これに対し処理水の場合 , P-BOD/SS は低下し , P-COD/SS は上昇する傾向が認められた。処理方式で P-BOD/SS を比較すると , 接触ばっ気方式の 0.44 に対し活性汚泥方式は 0.53 と高い値を示し , SS が流出した場合の処理水 BOD の上昇は , 活性汚泥方式の方が大きいことが明らかとなった。

(2) 単位 TOC あたりの BOD 量および COD 量

有機物質の性状を比較するため BOD/TOC (処理水の場合は C-BOD/TOC) , COD/TOC , D-BOD/D-TOC および D-COD/D-TOC について単位装置ごとに表 3 - 6 に示す。流入水の BOD/TOC と D-BOD/D-TOC はそれぞれ 1.52 と 1.43 であり , COD/TOC (0.91) や D-COD/D-TOC (0.96) に比べて高く , 生物分解可能な有機物質が多く含まれていた。

流量調整槽の場合 , 活性汚泥方式は接触ばっ気方式に比べ BOD/TOC が高く , D-BOD/D-TOC が低い傾向を示し , 3 . 4 . 1 (1) に示したように処理方式による違いが確認された。嫌気性ろ床槽では BOD/TOC , D-BOD/D-TOC のいずれも低下する傾向を示し , 生物分解可能な有機物質が除去されたことが示された。

一方 , 処理水の場合 , COD/TOC と D-COD/D-TOC はほとんど変化していないのに対し , BOD/TOC と D-BOD/D-TOC は大きく低下する傾向を示し , 処理水では生物分解可能な有機物質が減少したことが示された。この有機物質の変化は溶解性物質の方が大きく , 処理水中に残存する溶解性物質は BOD として検出されない有機物質が多く含まれていることが明らかとなった。したがって , 処理水の溶解性有機物質の評価は COD または TOC で行う必要があると考えられる。

表 3 - 6 各単位装置の BOD / TOC と COD / TOC

	BOD/TOC		COD/TOC		D-BOD/D-TOC		D-COD/D-TOC	
	接触ばっ気	活性汚泥	接触ばっ気	活性汚泥	接触ばっ気	活性汚泥	接触ばっ気	活性汚泥
流入水	1.52	1.52	0.91	0.91	1.43	1.43	0.96	0.96
流量調整槽流出水	1.41	1.58	0.91	0.99	1.16	0.94	0.99	1.04
沈殿分離槽流出水	1.40		0.84		1.20		0.80	
嫌気性ろ床槽流出水	1.16		0.97		0.95		0.93	
処理水	0.46*	0.41*	1.01	1.02	0.37	0.36	1.00	1.05

単位 : mg/mg , * : C-BOD/TOC

3.5 まとめ

接触ばっ気方式と活性汚泥方式について，一次処理装置の水質特性から，生物処理装置に流入する水質の特性を明らかにするとともに，処理水の水質特性を比較した。その結果，次のことが明らかとなった。

- (1) 活性汚泥方式の場合，脱離液に含まれる汚泥の影響により流量調整槽内でSSが増加し，それにとまってSS由来のBODが上昇する傾向が認められた。一方，この汚泥中には好気性微生物が多量に存在しているため，好気性生物分解によりD-BODが低下した。

また，嫌気性ろ床槽流出水は沈殿分離槽流出水に比べSS，有機物質の除去性能が高い傾向を示した。

- (2) 処理水のSSの平均値はいずれの処理方式も10mg/l以下と低い値を示したが，活性汚泥方式の方がばらつきは大きかった。BODの平均値は接触ばっ気方式と活性汚泥方式でそれぞれ17mg/lと7mg/lであり，接触ばっ気方式においては窒素由来のBOD(N-BOD)の影響でやや高い値を示した。また，接触ばっ気方式ではBOD容積負荷が高い場合や滞留時間が短い場合にC-BODやD-BODが高くなる傾向を示した。

- (3) SS1mgあたりのP-BODは接触ばっ気方式の0.44に対し，活性汚泥方式では0.53と高い値を示し，SSが流出した場合の処理水BODの上昇は，活性汚泥方式の方が大きいことが明らかとなった。

- (4) 処理水の溶解性物質は，いずれの処理方式もBODの平均値が5mg/l以下を示したのに対し，接触ばっ気方式と活性汚泥方式のCODの平均値はそれぞれ13.1mg/lと7.4mg/l，TOCの平均値はそれぞれ13.1mg/lと7.0mg/lを示したことから，CODまたはTOCで評価する必要性が認められた。

- (5) 処理水の T-N は活性汚泥方式の方が低い値を示した。この処理水の T-N は T-N 容積負荷が高くなるにともない上昇する傾向を示した。一方，処理水の T-N が 20mg/ l 以下のとき D-COD や D-TOC が 10mg/ l 以下に低下する傾向を示し，窒素除去の際の有機炭素源として D-COD や D-TOC が消費されている可能性が示唆された。

参考文献

- 1) 河村清史(1995) 浄化槽技術者の生活排水処理工学. (財)日本環境整備教育センター, 87-90.
- 2) (財)日本環境整備教育センター(1989～1990) 水質環境を確保するための生活排水等の高度処理技術の確立に関する研究報告書.
- 3) 矢橋毅, 渡辺孝雄, 大森英昭, 藤野欣一(1994) 流入人口の季節変動に伴う回分式ばっ気槽の処理機能と運転管理手法. 第28回日本水環境学会年会講演集, 800-801.
- 4) 古川溶介, 矢橋毅, 渡辺孝雄, 大森英昭, 藤野欣一(1994) 回分式ばっ気槽における処理機能の回復例. 第28回日本水環境学会年会講演集, 534-535.
- 5) 石田耕一, 桜井敏郎, 須藤隆一, 平井正直, 真柄泰基, 渡部勇(1980) 活性汚泥法. 思考社.
- 6) 北尾高嶺, 木曾祥秋, 西田耕治, 細谷宅也(1996) 不織布モジュールろ過分離を利用した間欠ばっ気による生物学的高度処理に関する研究. 浄化槽研究, 8(1), 27-35.
- 7) 浜田豊三, 中塚修志, 井上洋司, 阿瀬智暢(1999) 不織布膜を用いた汚泥分離. 第33回日本水環境学会年会講演集, 271.
- 8) 大同均, 麻生栄治(1998) 活性汚泥法の固液分離プロセスの開発. 東京都下水道局技術調査年報, 245-255.
- 9) 矢橋毅(1997) 膜利用合併処理浄化槽の開発と展望. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム'97 講演集, 日本膜学会, (社)日本能率協会, 6-1-1-6-1-6.
- 10) 矢橋毅, 古川溶介, 大森英昭, 山本康次, 河村清史(1998) 膜分離活性汚泥法を用いた小型合併処理浄化槽の開発(第1報). 月刊浄化槽, 263(3), 13-25.
- 11) Ohmori H. Yahashi T. Furukawa Y. Kawamura K. and Yamamoto Y. (1999) Treatment performance of newly developed Jhokasous with membrane separation. Int. Specialized Conf. on Membrane Technology in Environment Management (Tokyo), 38-45.
- 12) (財)日本建築センター(1996) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 13) 矢橋毅, 渡辺孝雄, 大森英昭(1995) 生物膜法と活性汚泥法の処理水質の評価, 第

29 回日本水環境学会年会講演集. 404.

14) 矢橋毅, 古川溶介, 渡辺孝雄, 大森英昭, 井上義夫(2000) 生活排水の水質特性の解析と処理水における水質変化. 水環境学会誌, 23, 584-589.

15) (財)日本環境整備教育センター(1985) 浄化槽の維持管理.

16) (社)日本農業集落排水協会(1998) 日本農業集落排水協会型施設設計指針.

17) (社)全国都市清掃会議(1993) コミニティ・プラント構造指針.

18) 日本下水道協会(1997) 下水試験方法.

19) (財)日本環境整備教育センター(1989~1992) JARUS 型污水处理施設性能調査報告書.

20) 高橋強, 治多伸介(1996) 嫌気性ろ床併用接触曝気方式による処理の高率化に関する研究(I) 嫌気性ろ床併用接触曝気方式における運転管理方式の実験的検討. 農業土木学会論文集, 182, 319-327.

21) Watanabe T. Yahashi T. Kuniyasu K. and Ohmori H. (1990) Anaerobic filter and contact aeration system for domestic wastewater treatment. Water Pollution Research and Control(Kyoto), 743-746.

22) Watanabe T. Kuniyasu K. and Ohmori H. (1993) Anaerobic and aerobic submerged bio-filter system for small scale domestic sewage treatment. Wat. Sci. Tech., 27(1), 51-57.

23) 中野拓治, 北尾高嶺, 糸井徳彰, 堀込英司(2000) 嫌気ろ床と接触ばっ気方式を組み合わせた農業集落排水施設の BOD 除去性能に関する一考察. 水環境学会誌, 23, 495-502.

24) 渡辺孝雄, 矢橋毅, 大森英昭, 北尾高嶺(1991) 接触ばっ気槽からの硝化細菌の流出現象と N-BOD への影響. 浄化槽研究, 3(1), 47-54.

25) 矢橋毅, 渡辺孝雄, 大森英昭(1992) 接触ばっ気槽の処理機能に及ぼす硝化菌流出の影響. 第 26 回日本水環境学会年会講演集, 536-537.

26) 渡辺孝雄(1998) 浄化槽処理機能の評価手法および改善対策に関する研究. 豊橋技術科学大学学位論文, 65-72.

27) 明賀春樹(1995) 生物学的リン除去技術の発展の歴史. 水環境学会誌, 18, 167-180.

第 4 章

ゲルクロマトグラフィーを用いた汚水処理過程 における溶解性有機物質の評価

4.1 概論

浄化槽の処理性能は、建築基準法の「尿尿浄化槽の構造基準」(以下、「構造基準」と表示する)で規定されている¹⁾。1996年3月までは処理水の生物化学的酸素要求量(BOD)とBOD除去率で示される浄化槽が規定されており、そのうち最も処理性能のよいものは処理水のBOD濃度が20mg/l以下であった。

一方、生活排水に起因する公共用水域の水質汚濁や過剰な栄養塩類による閉鎖性水域の富栄養化が進行し、浄化槽を含めた生活排水処理システムにおいても、より高度でより安全な処理水が求められてきた²⁾。

このような状況から1996年に構造基準が改正され、これまでの装置の後に接触ばっ気、砂ろ過、活性炭吸着、凝集沈殿を付加した方式や硝化液循環活性汚泥方式が採用され、有機物の除去性能がより高い浄化槽や富栄養化の原因物質である窒素、リンの除去機能を有するいわゆる高度処理型浄化槽が基準化された³⁾。また、好気性生物処理法における固液分離性能の安定化を図るため、ポリエチレンなどの高分子膜を用いて固液分離を行う膜分離活性汚泥方式が浄化槽にも採用され始めている⁴⁾⁻⁶⁾。

高度処理型浄化槽などにおいて、生物処理が進行し処理水のBOD濃度が10mg/l以下を示すようになると、処理水中に残存するのは微生物分解が困難な生物代謝産物が大部分を占めるようになる⁷⁾。この生物処理過程で生じた生物代謝産物による微生物活性の低下、トリハロメタン前駆物質の生成などの影響が指摘されている⁸⁾⁻¹⁰⁾。

これらの生物代謝産物の除去には生物処理の後に吸着、凝集などの高度処理を付加する必要がある。この場合、目標処理水質に応じて最適な処理方法を選択するには、生物処理プロセスや高度処理プロセスの有機物質除去特性を明らかにする必要がある。一方、生活排水の水質には浮遊物質(SS)が大きな影響を及ぼす¹¹⁾ことから、有機物質の除去特性の評価に溶解性有機物質を用いることが有効と考えられる。

これまで、その処理機能の評価はBOD、化学的酸素要求量(COD)、全有機炭素(TOC)などで行われてきたが、これに代わる有機物質の評価方法の一つとして、ゲルクロマトグラフィーを用いた分子量分画¹²⁾⁻¹⁸⁾が行われており、溶解性有機物質を評価するための有効な手法とされている。

本章では、生活排水処理施設の処理過程における溶解性有機物質の変化を解析する目的で、ゲルクロマトグラフィーにより得られる分子量分布を用いて評価した。その際、前処理による有機物質の変化を検討するとともに、その結果を踏まえ、各単位装置流出水の分子量分布と一般水質項目との関係を検討した。

4.2節では、ゲルクロマトグラフィーを行う際の試料の前処理について検討した。標準溶液と合併処理浄化槽流出水についてろ過および減圧濃縮を行い、それぞれのTOCの変化を明らかにした。

4.3節では、合併処理浄化槽の実施設から採取した試料を用い、SephadexG-15ゲルを用いたゲルクロマトグラフィーを行い、処理過程における溶解性有機物質の分子量分布および生物分解性の変化を明らかにするとともに、TOC、全窒素（T-N）などの水質項目との関係を解析した。

4.2 試料の前処理における有機物質の変化

4.2.1 目的

ゲルクロマトグラフィーを行う場合、試料の前処理としてろ過や濃縮を行う。通常、ろ過には孔径 $0.45\ \mu\text{m}$ のろ紙（以下、「 $0.45\ \mu\text{m}$ ろ紙」と表示する）を用い、ろ液に含まれる物質は溶解性物質と定義される。しかし、一般的に溶解性物質は孔径 $1\ \mu\text{m}$ のガラスフィルター（以下、「 $1\ \mu\text{m}$ ろ紙」と表示する）のろ液に含まれる物質とされる¹²⁾ため、溶解性物質の評価においてはこの差を明らかにしておく必要がある。

一方、ろ液の濃縮過程において有機物質の揮発や析出が起こる。Crozes らは濃縮による有機物質の損失量は $7.5 \sim 10\%$ とわずかであるが、発生した沈殿物に含まれる TOC 量は濃縮前の TOC 量に対して、流入水で 45% 、処理水で 30% 程度と報告している¹⁹⁾。

したがって、ゲルクロマトグラフィーにおいては試料のろ過および濃縮過程で除去された溶解性有機物質は測定されないため、その損失量を明らかにしたうえで評価する必要があると考えられる。しかし、その損失量を明らかにした報告は少ないため¹⁹⁾、試料のろ過と濃縮における有機物質の変化について、標準溶液と実施設から採取した合併処理浄化槽の流出水を用いて検討した。

4.2.2 実験方法

（1） 前処理における物質収支の考え方

ろ過と濃縮における TOC の収支を標準溶液、合併処理浄化槽流出水に分けてそれぞれ図 4 - 1 と図 4 - 2 に示す。各操作における TOC 収支は次に示す方法で把握できる。

1) 標準溶液

標準溶液を減圧ろ過すると有機物質が揮発する可能性がある。揮発した有機物質量はろ過前後の TOC の差から求め、揮発した成分は吸引ポンプの排気口に設置した蒸留水に吸収させる（以下、「吸収液」と表示する）。

有機物質 (TOC) 収支 (標準溶液)

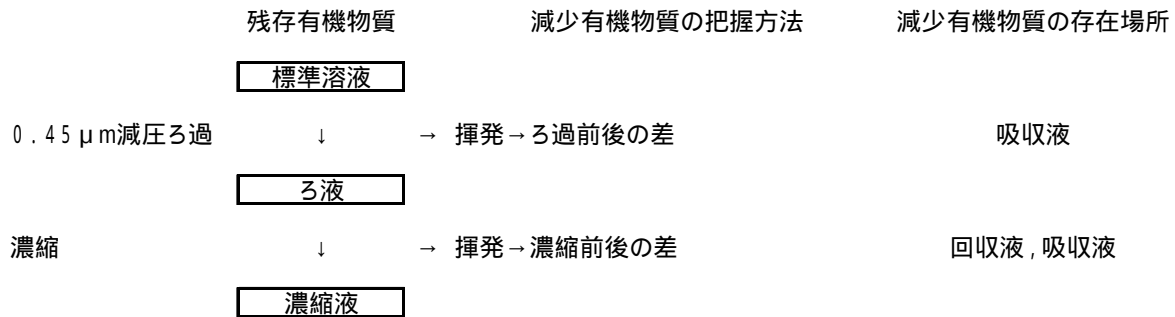


図 4 - 1 ろ過および濃縮における TOC 収支 (標準溶液)

一方、濃縮における TOC 収支は濃縮前の溶液、濃縮液および蒸発成分を冷却し回収した溶液 (以下、「回収液」と表示する) の TOC から求める。また、回収液に回収されない有機物質はろ過と同様に吸引ポンプの排気口に設置した蒸留水に吸収させる。

2) 合併処理浄化槽流出水

試料のろ液を作成する場合、1 μ m ろ紙を用いて減圧ろ過した後、0.45 μ m ろ紙を用いて減圧ろ過する。最初に行う 1 μ m ろ紙による減圧ろ過において、試料中の SS が分離されると同時に有機物質が揮発することが考えられる。そこで、試料中の SS は注射器を用いてできるだけ有機物質が揮発しない条件でろ過 (以下、「加圧ろ過」と表示する) を行い、ろ過前後の TOC の差から求める。ろ過により揮発する有機物質は、加圧ろ過と減圧ろ過におけるろ液の TOC の差から求める。また、揮発した有機物質は吸収液に吸収させる。

次に、1 μ m ろ紙を用いて減圧ろ過したろ液を 0.45 μ m ろ紙でさらに減圧ろ過することにより、1 μ m ろ紙を通過し 0.45 μ m ろ紙に捕捉される有機物質が分離される。また、この減圧ろ過においてさらに有機物質が揮発する可能性がある。

1 μ m ろ紙を通過し 0.45 μ m ろ紙で捕捉される有機物質は、1 μ m のろ液を 0.45 μ m ろ紙を用いて加圧ろ過し、ろ過前後の TOC の差から求める。また、1 μ m ろ紙によるろ過の場合と同様に、ろ過により揮発する有機物質は加圧ろ過と減圧ろ過におけるろ液の TOC の差から求め、揮発した有機物質は吸収液に吸収させる。

有機物質(TOC)収支(合併処理浄化槽流出水)

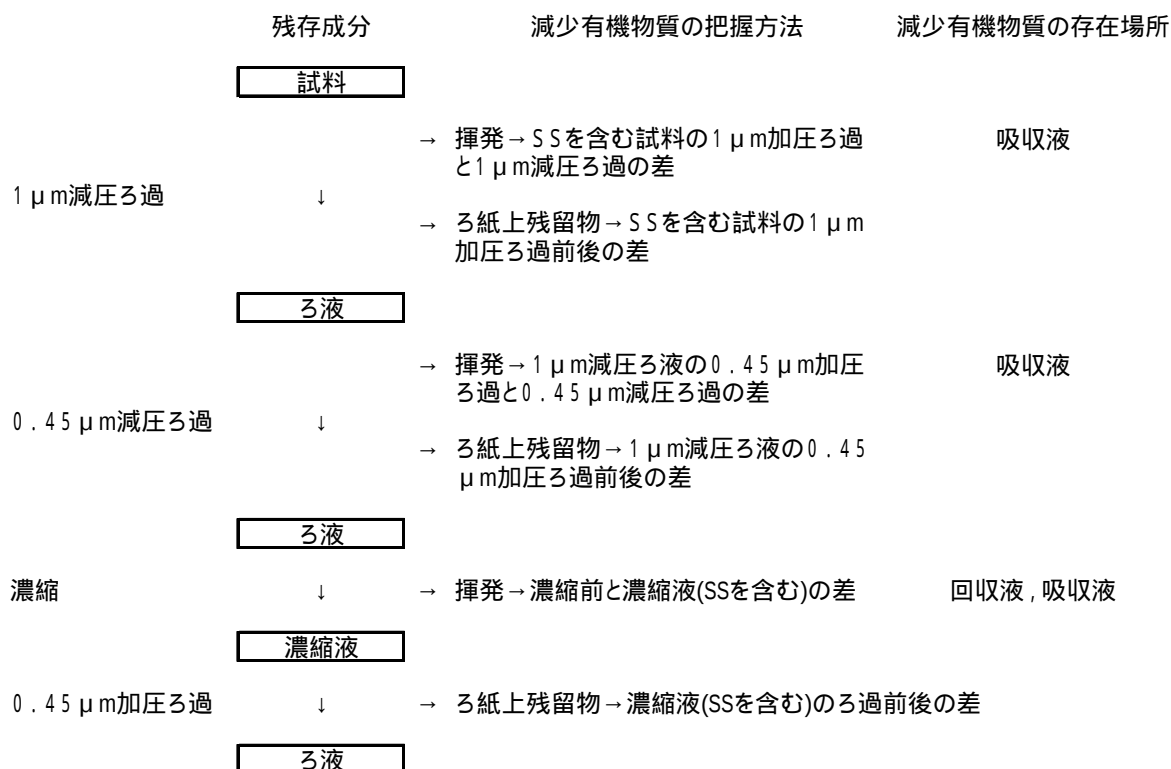


図4-2 ろ過および濃縮における TOC 収支 (合併処理浄化槽流出水)

一方、濃縮における TOC 収支は標準溶液の場合と同様に求められる。ただし、試料の濃縮の場合、濃縮過程において沈殿物が生じるため、濃縮前の溶液、沈殿物を含んだ濃縮液（以下、「濃縮試料」と表示する）および回収液の TOC から求める。回収液に回収されない有機物質は吸収液に吸収させる。また、濃縮過程において沈殿物中に移行した有機物質量は、濃縮試料を 0.45 μm ろ紙でろ過し（以下、「濃縮ろ液」と表示する）、ろ過前後の TOC の差から求める。

(2) 試料のろ過における有機物質の変化

1) 試料

1-1) 標準溶液

沸点の異なる標準溶液として、メチルアルコール、酢酸およびシュウ酸を用いた。

1 - 2) 合併処理浄化槽流出水

処理対象人員 1,150 人の回分式活性汚泥方式の流量調整槽流出水および処理水を用いた。

2) ろ過実験の方法

2 - 1) 標準溶液

TOC として約 50mg/l の水溶液を作成し , その 1 l を 0.45 μ m ろ紙(Millipore 社製 , HA) を用いてろ過した。真空ポンプの排気口に蒸留水 500ml を入れた試薬瓶を設置し , 揮発した有機物質を吸収させた。ろ過は室温 (約 20 ~ 25) , 4kPa の減圧状態でを行い , ろ過終了後 , 約 2 時間減圧状態を維持した。各標準溶液についてろ過前後および吸収液の TOC を TOC 計 (島津社製 , TOC-5000) を用いて測定した。

2 - 2) 合併処理浄化槽流出水

合併処理浄化槽流出水のろ過試験は試料採取後 , 直ちに実施した。図 4 - 3 に示すように , 試料を 1 μ m のガラス繊維ろ紙 (Whatman 社製 , GF/B) を用いて加圧ろ過または減圧ろ過し , さらに , それぞれのろ液を 0.45 μ m ろ紙を用いて加圧ろ過または減圧ろ過した。得られた各ろ液の TOC を測定した。加圧ろ過は注射器を用いてを行い , 減圧ろ過は室温 (約 25) , 4kPa の減圧状態で , 約 30 分間かけて行った。なお , 標準液の場合と同様に , 揮発した有機物質を蒸留水に吸収させた。

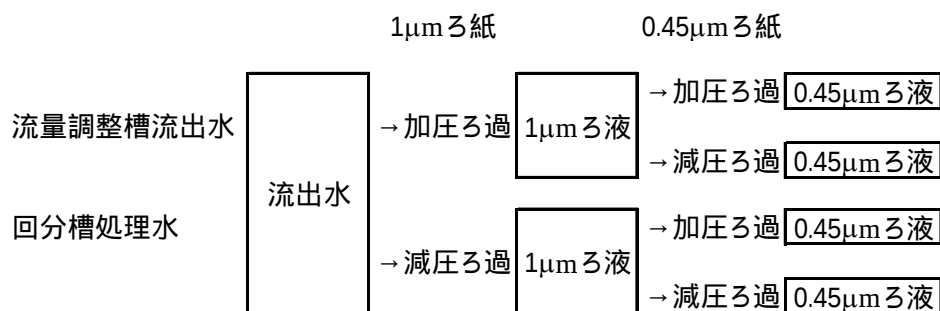


図 4 - 3 合併処理浄化槽流出水のろ過試験方法

(3) 試料の濃縮における有機物質の変化

1) 試料

1-1) 標準溶液

(2)と同じ標準溶液を用いた。

1-2) 合併処理浄化槽流出水

(2)で用いた試料に加え、処理対象人員5人の膜分離活性汚泥方式の一次処理装置流出水(固形物分離槽流出水)および膜透過水を用いた。

2) 濃縮実験の方法

2-1) 標準溶液

TOCとして約50~80mg/lの標準溶液を作成し、その1lをロータリーバキュームエバポレーター(Eyela社製、N-1N)を用いて4kPaの減圧状態で、40℃で50mlまで濃縮した。真空ポンプの排気口に蒸留水に1lを入れた試薬瓶を設置し、揮発した有機物質を吸収させた。なお、1lを50mlまで濃縮するのに約3時間を要した。各標準溶液について濃縮前の溶液、濃縮液、回収液および吸収液のTOCを測定した。

2-2) 合併処理浄化槽流出水

試料の0.45μmろ液1lを2-1)の標準溶液と同一条件で濃縮した。濃縮前の0.45μmろ液、濃縮試料(沈殿物を含んだもの)、濃縮ろ液、回収液および吸収液のTOCを測定した。なお、濃縮試料は超音波ホモジナイザーを用いて沈殿物を粉碎させた後、TOCを測定した。

4.2.3 結果および考察

(1) 試料のろ過における有機物質の変化

1) 標準溶液

いずれの標準溶液も減圧ろ過による TOC の低下は認められなかった。また，吸収液の TOC は 0mg/l であった。すなわち，メチルアルコール，酢酸およびシュウ酸の水溶液は，室温（約 20～25℃），4kPa の減圧条件を約 2 時間維持しても揮発しないことが示された。

2) 合併処理浄化槽流出水

各ろ過条件におけるろ液の TOC を図 4 - 4 に示す。流量調整槽流出水を 1 μ m ろ紙でろ過した場合，減圧ろ過の TOC は加圧ろ過の TOC の 92% であった（図 4 - 4 左上）。また，吸収液の TOC が 1mg/l 検出された。このことから，流量調整槽流出水には，減圧ろ過により揮発するような非常に揮発しやすい有機物質が含まれ，揮発した有機物質は吸収液に移行したことが確認された。

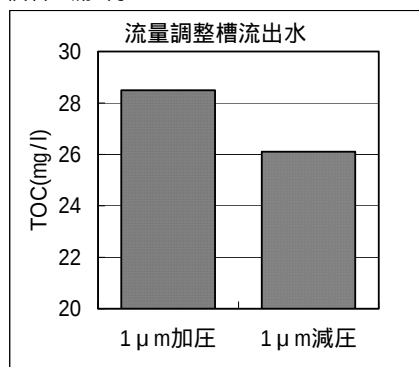
次に，1 μ m ろ紙で加圧ろ過したろ液を 0.45 μ m ろ紙で加圧ろ過した場合，1 μ m と 0.45 μ m ろ紙のろ液の TOC に差が認められた。加圧ろ過では有機物質はほとんど揮発しないとすると，この差は 0.45 μ m ろ紙上に捕捉される有機物質である。また，1 μ m ろ紙で加圧ろ過したろ液を 0.45 μ m ろ紙で加圧ろ過した場合と減圧ろ過した場合，それぞれのろ液の TOC に差が認められた。これは減圧ろ過により揮発する有機物質と考えられる（図 4 - 4 左中）。

一方，1 μ m ろ紙で減圧ろ過したろ液を 0.45 μ m ろ紙を用いてろ過した場合，加圧ろ過と減圧ろ過におけるろ液の TOC の差は認められなかった。このことから，1 μ m ろ紙で減圧ろ過したろ液中には，ろ過により揮発する有機物質は存在していないことが確認された。

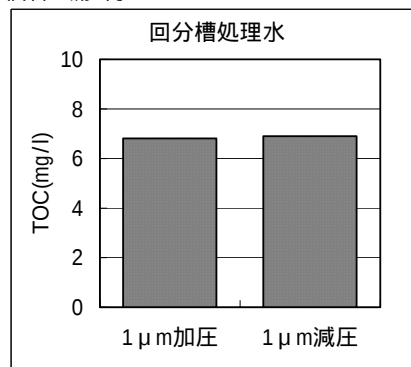
これらのことから，流量調整槽流出水中には非常に揮発しやすい有機物質が存在しており，これらは，減圧ろ過によりほとんど揮発してしまうことが示された。

これに対し，回分槽処理水においては，流量調整槽流出水のろ過実験で得られたような TOC の違いは認められなかった。これは，好気性生物処理過程で揮発性の高い有機物質の分解や揮発が起こり，処理水中にはほとんど残存していないためと考えられる。

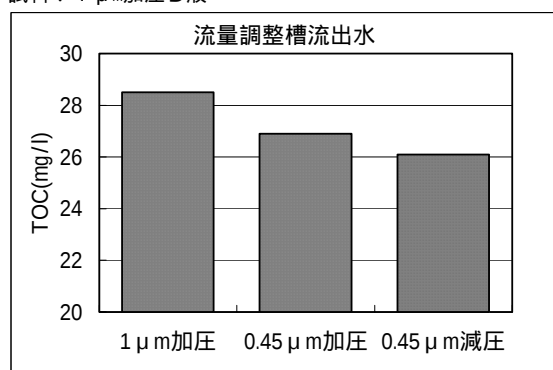
試料：流出水



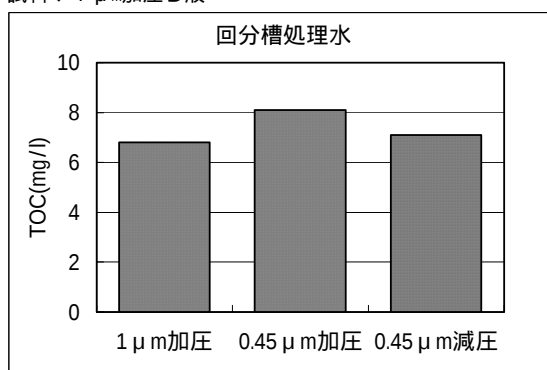
試料：流出水



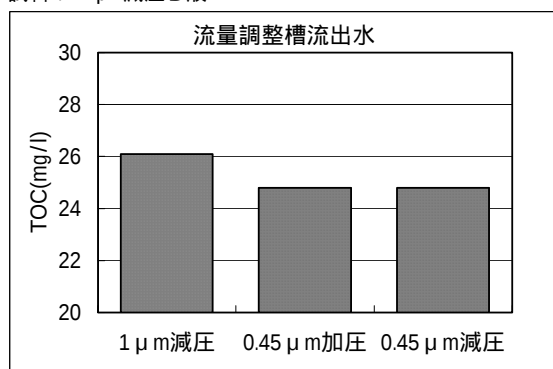
試料：1 μm加圧ろ液



試料：1 μm加圧ろ液



試料：1 μm減圧ろ液



試料：1 μm減圧ろ液

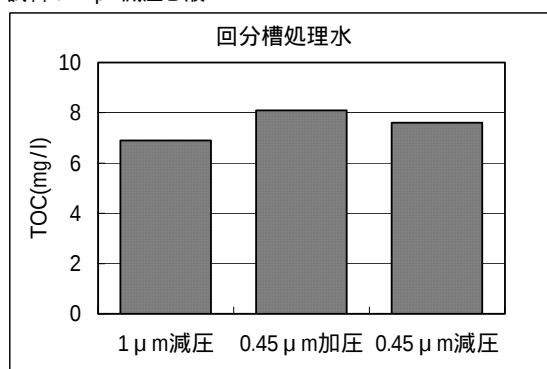


図4 - 4 各ろ過条件におけるろ液の TOC

(2) 試料の濃縮における有機物質の変化

1) 標準溶液

濃縮による有機物質の変化を TOC により調べた結果を表 4 - 1 に示す。1 気圧 (101kPa) における沸点はメチルアルコールが 65℃、酢酸が 118℃、シュウ酸が 190℃である。濃縮液と回収液に含まれる TOC の割合は、メチルアルコールでは回収液中に 100%、酢酸では回収液中に 74%、濃縮液中に 26%、シュウ酸では濃縮液中に 100%であり、沸点が低いメチルアルコールはほとんどが、また、酢酸の大部分が濃縮過程で揮発することが示された。すなわち、室温で行った減圧過程において揮発しなかった有機物質が、40℃で行った濃縮において揮発する場合があることが確認された。

表 4 - 1 標準液の濃縮における TOC の存在割合

試料名	存在割合(%)			
	回収液	濃縮液	吸収液	合計
メチルアルコール	97	0	0	97
酢酸	72	25	0	97
シュウ酸	0	98	0	98

濃縮液と回収液の TOC 量を合計すると濃縮前の TOC 量の 97~98%となった。また、吸収液の TOC が 0mg/l であったことから、濃縮過程で揮発した有機物質のほぼ 100%が回収液中に存在していることが明らかとなった。したがって、濃縮操作において揮発する有機物質量は回収液の TOC を測定することにより把握できるものと考えられ、回収液の TOC が 0mg/l であれば濃縮による有機物質の揮発は生じていないと判断できる。

2) 合併処理浄化槽流出水

濃縮における TOC の存在割合を表 4 - 2 に示す。固形物分離槽流出水を除いて回収液と吸収液の TOC は 0mg/ l であり，濃縮試料（沈殿物を含む）の TOC 量は濃縮前の TOC 量の約 93～100%であった。したがって，試料の 0.45 μ m る液の中には，濃縮において揮発する有機物質はほとんど存在しなかったと考えられる。これは，先に示したとおり流出水中に揮発しやすい有機物質が存在しても，これらが減圧ろ過においてほとんど揮発した結果といえる。

これに対し，固形物分離槽流出水では回収液中に濃縮前の 3%の TOC が存在していた。すなわち，減圧ろ過により揮発せず，濃縮において揮発する有機物質が含まれてことになる。これは，有機物質の嫌気性分解において生成したアルコール，有機酸などと考えられ，沈殿分離槽や嫌気ろ床槽などの一次処理装置流出水において，これらの有機物質が含まれる場合，同様の傾向になるものと考えられる。

濃縮ろ液の TOC 量の割合は濃縮前に比べて 69～86%であった。濃縮ろ液における減少分は濃縮において沈殿物となる有機物質であり，これらは比較的水に溶けにくく，主に分子量が高い物質と推察される。

表 4 - 2 合併処理浄化槽流出水の濃縮における TOC の存在割合

試料名	存在割合(%)			
	回収液	濃縮試料	濃縮ろ液	吸収液
流量調整槽流出水	0	97	79	0
回分槽処理水	0	100	86	0
固形物分離槽流出水	3	92	76	0
膜透過水	0	93	69	0

4.2.4 まとめ

ゲルクロマトグラフィーにおける前処理について検討するため、標準溶液と合併処理浄化槽流出水について、ろ過および濃縮における TOC の変化を測定した。その結果、次のことが明らかとなった。

- (1) 標準溶液の場合、室温で行った減圧ろ過において揮発しなかった有機物質が、40℃で行った濃縮において揮発する場合があることが確認された。この濃縮過程で揮発した有機物質のほぼ 100% が回収液中に存在しており、回収液の TOC 量から揮発量が把握できることがわかった。
- (2) 流量調整槽流出水中には非常に揮発しやすい有機物質が存在しており、これらは、減圧ろ過によりほとんど揮発してしまうことが示された。これに対し、処理水中には揮発性の高い有機物質はほとんど残存していないことがわかった。
- (3) 固形物分離槽流出水を除いて、試料の 0.45 μ m のろ液中には、濃縮において揮発する有機物質はほとんど存在しなかった。これに対し、固形物分離槽流出水では減圧ろ過により揮発せず、濃縮において揮発する有機物質が含まれていた。これは、有機物質の嫌気性分解において生成したアルコール、有機酸などと考えられた。
- (4) 濃縮ろ液の TOC 量の割合は濃縮前に比べて 69～86% であり、濃縮ろ液における減少分は濃縮において沈殿物中に移行する有機物質であった。これらの物質は比較的水に溶けにくく、主に分子量が高い物質と推察された。
- (5) 以上の結果より、ゲルクロマトグラフィーによる溶解性有機物質の分子量分布は、前処理における損失量を考慮して解析する必要性が認められた。

4.3 前処理における損失量を考慮した溶解性有機物質の評価

4.3.1 目的

各処理プロセスにおける有機物質の把握方法として、ゲルクロマトグラフィーによる評価は、分子量分画を行うことにより成分の変化を明らかにすることができる点で有効な方法である²⁰⁾。

ゲルクロマトグラフィーによる溶解性有機物質の評価は、1980年頃から活性汚泥方式の施設において行われている^{15) - 18)}。一方、1980年代後半から普及し始めた接触ばっ気方式や嫌気性ろ床方式については研究例が少ない¹³⁾。

活性汚泥方式の場合、処理水中の有機物質の50～70%は分子量1,000D以下であり、そのうち分子量500D以下の成分がかなりの割合を占めていると報告されている^{15) - 18)}。これに対し、接触ばっ気方式の処理水の場合、活性汚泥方式に比べて分子量1,500D以上の有機物質が多く残存している。この高分子量物質について、富士元らは人工下水を用いた実験により、生物処理によって生成した多糖類であると報告している²¹⁾。これに対し、杉浦らは、実施設における高分子量物質が多糖類とするのは困難としている¹³⁾。また、嫌気性ろ床槽流出水では分子量1,500D以上の有機物質が増加し、その後、好気処理しても減少しないなどと報告されている¹³⁾。これまで活性汚泥方式以外の研究例は少なく、また、分離条件が異なる場合には実験結果の正確な比較はできないものと考えられる。

一方、ゲルクロマトグラフィーにおいてはろ過や濃縮により除去された溶解性有機物質は測定されないため、この損失量を考慮した解析が必要となる。しかし、その除去量を明らかにした報告は少なく¹⁹⁾、また、解析にあたっても十分考慮されているとは言い難い。

そこで、本節では4.2節の結果を踏まえ、試料のろ過および濃縮におけるTOCの変化から、ゲルクロマトグラフィーにより測定可能な溶解性有機物質量を明らかにした。この結果を考慮して、活性汚泥方式と接触ばっ気方式の処理過程における溶解性有機物質の分子量分布および生物分解性の変化を解析するとともに、TOC、T-Nなどの水質項目との関係を検討した。

4.3.2 ゲルクロマトグラフィーの原理^{19), 20), 22)}

ゲルクロマトグラフィーでは、溶液中の分子がゲルの充填されたカラムを移動する際、その大きさの違いによって分離される。ゲル用のカラムにはビーズ状のゲル粒子が充填されていて、溶出液が通り抜けられるようになっている。試料溶液をゲルが充填されたカラムに添加すると、溶液に含まれる様々な分子は溶出液とともにカラム内を移動する。このとき、ゲルのマトリックス内部に入り込めるほどの小さな分子はマトリックスの内部に浸透しながら移動するため、カラムを通過するのに時間がかかる。一方、ゲルのマトリックスに入り込めない大きな分子はゲルに浸透せず溶出液とともに移動する。したがって、分子量の大きさの順にカラムから溶出してくることになる。

ある物質が溶出するまでに要した溶出液の量を溶出容量（ V_e ）といい、分配係数（ K_{av} ）を次のように定義する。

$$K_{av} = (V_e - V_0) / (V_t - V_0) \quad (1)$$

ここで、 V_e ：それぞれの物質の溶出容量（ml）、 V_0 ：排除体積（ml）、 V_t ：ベッド体積（ml）

V_0 は排除体積とよばれ、ゲルのマトリックスに入り込めない分子量の大きな標準物質の溶出容量である（図4-5）。

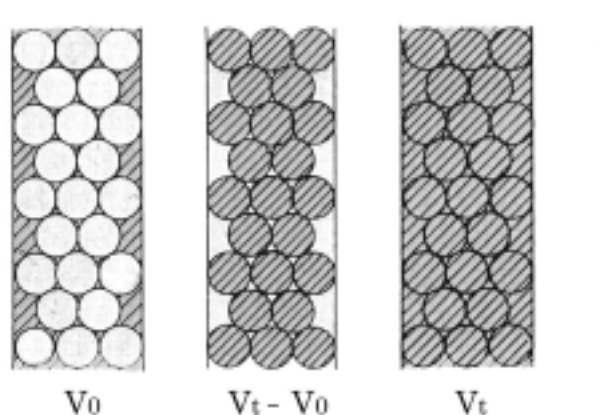


図4-5 V_0 と V_t の関係図

K_{av} はベッド体積またはゲル構造のような操作条件とは無関係であり、0～1の範囲をもつ。 K_{av} が1より大きいということは添加した有機物質がゲルに吸着していることを表す。

4.3.3 実験方法

(1) 試薬および試料

1) ゲルクロマトグラフィー用試薬

1-1) ゲル担体

ゲル担体は Amersham Pharmacia Biotech 社製の Sephadex G-15 を用いた。Sephadex G ゲルはデキストランをエピクロロヒドリンで架橋したビーズ状のゲルであり、分子量 1,500D 以下の物質を分画することができる^{20), 22)}。

まず、粉末状のゲル担体約 120g に蒸留水を約 300ml 加え、オートクレーブ(121℃)で 15 分間膨潤させた。次に、ゲル懸濁液を室温まで冷却させた後、減圧状態で脱気した。

1-2) ブルーデキストラン 2000

カラムの排除体積の測定には Amersham Pharmacia Biotech 社製のブルーデキストラン 2000 (MW 2×10^6) の 2000mg/l の水溶液を用いた。

2) 標準物質

エチレングリコール (EG)、ジエチレングリコール (DEG)、ポリエチレングリコール (PEG200, 600, 1000, 2000)、グルコース、ラクトース、ラフィノース、メチルアルコール、イソプロピルアルコール、イソアミルアルコール、酢酸、シュウ酸およびマレイン酸を用いた。それぞれの物質について TOC として 500mg/l の溶液を作成した。

3) 合併処理浄化槽流出水

3-1) 調査施設の概要

試料を採取した3種類の合併処理浄化槽は農業集落排水処理施設として普及している日本農業集落排水協会型施設²³⁾とよばれるものである。そのフローシートを図4-6に、設計緒元を表4-3にそれぞれ示す。

施設Aは沈殿分離槽を前置した接触ばっ気方式、施設Bは流量調整槽と嫌気性ろ床槽を前置した接触ばっ気方式、施設Cは活性汚泥方式である。なお、活性汚泥方式では一次処理として流量調整槽が前置される。処理対象人員はそれぞれ440人、510人、380人であり、計画流入汚水量は1人1日あたり270lで計算され、それぞれ119m³/日、138m³/日、103m³/日となる。いずれの施設も計画流入水質はBOD 200mg/l、目標処理水質はBOD 20mg/lである。さらに、施設Cの場合、窒素除去を目的として間欠ばっ気法により処理が行われ、流入T-N 43mg/lに対し、T-N 15mg/lを目標処理水質としている。

各施設の滞留時間は、施設Aでは沈殿分離槽が20時間、接触ばっ気槽が18時間、沈殿槽が3時間、施設Bでは流量調整槽が6時間、嫌気性ろ床槽が24時間、接触ばっ気槽が9時間、沈殿槽が3時間、施設Cでは流量調整槽が7時間、ばっ気槽が27時間、沈殿槽が4時間で設計されている。なお、沈殿分離槽と接触ばっ気槽は有効容量の比2:1で2室に区分され、嫌気性ろ床槽とばっ気槽は同一容量でそれぞれ3室と2室に区分されている。

表4-3 調査施設の設計緒元

施設番号	A	B	C
処理方式	接触ばっ気	接触ばっ気	活性汚泥
処理対象人員(人)	440	510	380
計画汚水量(m ³ /日)	119	138	103
計画流入水質(mg/l)			
BOD	200	200	200
T-N	-	-	43
目標処理水質(mg/l)			
BOD	20	20	20
T-N	-	-	15

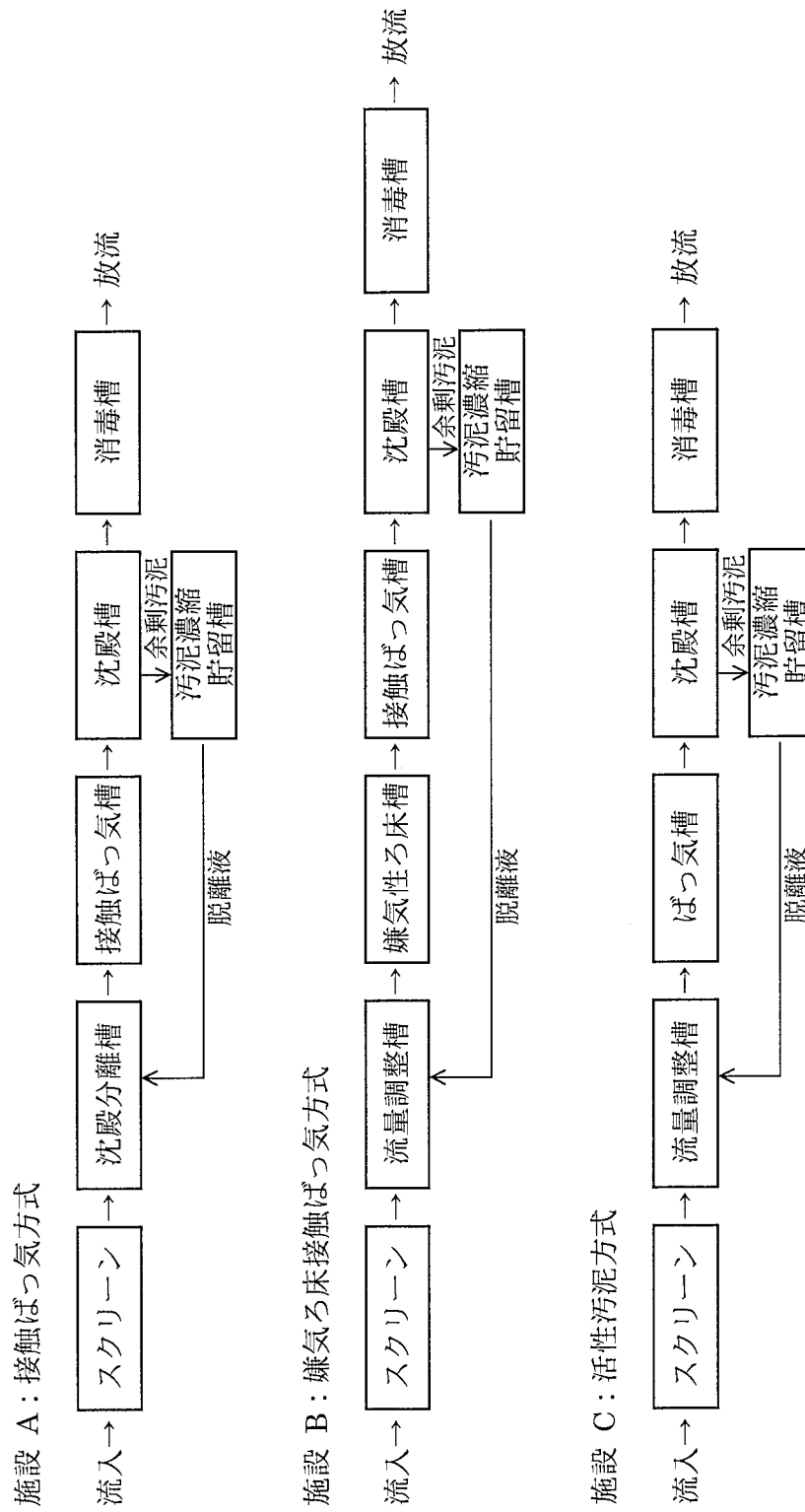


図 4-6 試料を採取した合併処理浄化槽のフローシート

3 - 2) 施設の運転状況

施設の運転状況を表4 - 4に示す。流入汚水量の実測値は施設 A , B , C でそれぞれ $115\text{m}^3/\text{日}$, $129\text{m}^3/\text{日}$, $91\text{m}^3/\text{日}$ ²⁴⁾であり , 計画流入汚水量に近似した水量であった。一方 , 生物反応槽の BOD 容積負荷 (生物反応槽 1m^3 あたり 1 日に流入する BOD 量 (kg) , 単位 : $\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$) は設計の 50 % 程度の低い値であった。これは , 一次処理装置における BOD 除去量が多く , 生物反応槽へ流入する BOD が低下したことが原因であった。

表 4 - 4 調査施設の運転状況

施設番号	A	B	C
流入汚水量			
設計値 ($\text{m}^3/\text{日}$)	119	138	103
実測値 ($\text{m}^3/\text{日}$)	115	129	91
実測値 / 設計値 (%)	97	93	88
生物反応槽のBOD容積負荷			
設計値 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$)	0.3	0.3	0.2
実測値 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$)	0.12	0.18	0.10
実測値 / 設計値 (%)	40	60	50
ばっ気強度 ($\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{時}$)	1.5	2.4	2.2

3 - 3) 調査方法

調査は午前中の最大流入時間帯を含んだ数時間にわたり実施し , 施設の運転状況の確認 , 流入汚水量の測定および各単位装置流出水の採取を行った。流入水の採取は施設の流入部または流入ポンプの吐出口で行い , 他の試料の採取は各単位装置の流出部で行った。汚水の流出状況に応じて試料を採取し , 1 時間ごとに 1 ~ 2 l を分取して直ちに氷冷した。各単位装置における時間あたりの水量は , 流入ポンプ吐出配管内に設けられた電磁流量計の出力値または流入ポンプ , 流量調整ポンプの稼動時間から算出した。1 時間ごとに採取した試料を水量に応じて混合し , コンポジット試料を作成した。

試料の採取場所は , 施設 A は流入水 , 沈殿分離槽流出水および沈殿槽流出水 (以下 , 「処理水」と表示する) , 施設 B は流入水 , 流量調整槽流出水 , 嫌気性ろ床槽流出水

および処理水，施設 C は流入水，流量調整槽流出水および処理水である。

水質分析は 1 μm のガラス繊維ろ紙で減圧ろ過したろ液を用い，下水試験方法²⁵⁾に準拠して行った。分析項目は，BOD，COD，TOC，T-N，アンモニア性窒素(NH_4^+-N)，亜硝酸性窒素と硝酸性窒素の合計量（以下「 NO_x^--N 」と表示する）および塩化物イオン(Cl^-)である。

（2） 合併処理浄化槽流出水の前処理

試料を 1 μm のガラス繊維ろ紙でろ過した後，0.45 μm ろ紙でろ過した。ろ過は室温（約 20～25℃）で，減圧状態で行った。

次に，試料を 0.45 μm ろ紙によりろ過して得たろ液（以下「0.45 μm ろ液」と表示する）の 500ml～4 l を減圧下，40℃で 50ml まで濃縮した。濃縮過程において発生した沈殿物を再び 0.45 μm ろ紙でろ過した。また，各濃縮ろ液の Cl^- ，硫酸イオン(SO_4^{2-})および硝酸イオン(NO_3^-)を同一濃度に調整した。これは，ゲルベッドにおける有機化合物の分離の間に起こる吸着，イオン交換など分子排除以外の現象の影響をできるだけ小さくするためである^{26) - 28)}。

（3） ゲルクロマトグラフィー

1） ゲルクロマトグラフィーの条件

ゲルクロマトグラフィーの条件を表 4 - 5 に示す。ゲルの懸濁液をガラスカラム（内径 26mm）に高さ 570mm まで充填した。ガラスカラムは分光光度計（島津社製，UV-160）およびフラクションコレクター（Advantec 社製，SF-2120）に接続した。

溶出液には蒸留水を使用し，ペリスタポンプを用いてカラムに供給した。ペリスタポンプの流量は 1ml/min にセットした。なお，溶出液の水温は 20℃に調節した。

カラムのベッド体積は 302ml であり，ブルーデキストラン 2000（MW 2×10^6 ）を用いて測定した排除体積は 112.5ml であった。なお，ブルーデキストラン 2000 の溶出容量は 630nm の吸光度より決定した。

表 4 - 5 ゲルクロマトグラフィーの条件

項目	実験条件
ゲル	Sehadex G-15
ゲル ベッド	D 26mm , L 570mm
ベッド体積(V_t)	302ml
排除体積(V_o)	112.5ml
溶出液	蒸留水
流量	1ml/min
試料注入量	5ml
検出	OD _{260nm} , TOC

2) 操作方法

2 - 1) 標準物質

カラムを溶出液で十分に洗浄した後 ,TOC として 500mg/ l に調整した標準溶液 5ml を三方バルブからカラムに注入し , 溶出液を 1ml/min で供給した。カラムからの溶出液は 5ml ずつ分画して TOC を測定した。溶出液の TOC の測定結果から溶出容量を求め , K_{av} 値を算出した。なお , 同一物質についてそれぞれ 2 ~ 3 回行った。

2 - 2) 合併処理浄化槽流出水

試料の濃縮ろ液 5ml について標準溶液と同様な方法でゲルクロマトグラフィー分析を行った。カラムからの溶出液は 2ml (2 分) ごとに 260nm の吸光度 (以下 , 「OD_{260nm}」 と表示する) を測定し , 5ml ずつ分画して TOC を測定した。なお , 250 ~ 260nm の紫外吸光度は COD と相関があり ^{25), 29)} , 芳香環や不飽和結合を有する有機物質のみを示す指標である ¹⁰⁾。なお , 丹保らは溶解性有機物質の OD_{260nm} 発現成分を生物難分解性 , OD_{260nm} 非発現成分を生物分解性としており ³⁰⁾ , 溶出液の生物分解性を表す指標として TOC/OD_{260nm} を使用した。

4.3.4 結果および考察

(1) 試料の前処理における TOC の変化

試料のろ過および濃縮における TOC の変化を表 4 - 6 に示す。1 μm の液中には 0.45 μm の紙で分離される有機物質が 18 ~ 40% 含まれていた。ゲルクロマトグラフィーによる溶解性有機物質の評価は、通常 0.45 μm の液が用いられるが、一般に溶解性物質と定義される 1 μm の液中に 0.45 μm の紙で分離される有機物質が多く含まれていることが確認された。以後の議論では、0.45 μm の液に含まれる物質を溶解性物質と定義する。

一方、0.45 μm の液を濃縮した後、発生した沈殿物を 0.45 μm の紙でろ過したところ、濃縮ろ液の TOC 量は濃縮前の 0.45 μm の液の TOC 量に比べて低下する傾向を示した。

濃縮ろ液の TOC 量は濃縮前の 0.45 μm の液の TOC 量に対し、流入水では約 80%、沈殿分離槽流出水では約 74% と比較的高かったが、他の単位装置では 55 ~ 65% 程度と低い値であった。

すべての試料において回収液の TOC が 0mg/l であったことから、濃縮において揮発する有機物質は 0.45 μm の液中には含まれていなかったものと考えられ、ろ液中に回収されなかった TOC は濃縮過程において沈殿物となった有機物質と判断した。

表 4 - 6 試料のろ過および濃縮における TOC の変化

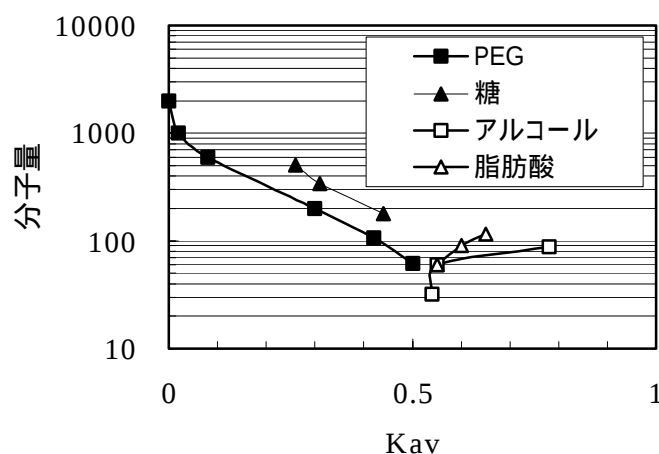
施設	単位装置	TOC(mg/l)		濃縮倍率	濃縮液の TOC(mg/l)	回収率(%)
		1 μm ろ液	0.45 μm ろ液			
A	原水ポンプ槽	69.0	54.5	10	438	80.4
	沈殿分離槽第 2 室	50.8	31.0	15	345	74.2
	沈殿槽	12.0	9.8	70	423	61.7
B	原水ポンプ槽	62.7	51.3	15	611	79.4
	流量調整槽	39.2	30.3	20	333	55.0
	嫌気性ろ床槽第 3 室	32.9	22.2	25	357	64.3
	沈殿槽	19.1	13.3	50	367	55.2
C	流入水	50.9	35.5	15	437	82.1
	流量調整槽	37.3	22.4	17	241	63.3
	沈殿槽	8.5	5.5	80	264	60.0

(2) 標準物質の分子量と K_{av} 値との関係

標準物質の分子量と K_{av} 値との関係を図4-7に示す。EG, DEG, PEG および糖の K_{av} 値は, 分子量が大きくなるにしたがって低くなる傾向を示した。これらの化合物は単位構造が繰り返されてできている親水性の高い化合物であり, 主として分子ふるいの効果で分離されており, 吸着の影響は相対的に小さいと考えられる。

これに対し, アルコールと脂肪酸の K_{av} 値は, 分子量が大きくなるにしたがって高くなる傾向を示した。これらの物質は分子量に対して K_{av} 値が大きく, 分離には分子ふるい効果以外の吸着効果などが働いているものと考えられる。

また, 注入した標準溶液の TOC の回収率は, アルコールが 89~94%, 酢酸が 94% で他の標準溶液に比べてやや低かった。したがって, 浄化槽流出水に含まれる有機物質の分子量を評価する際の標準物質としては, アルコールや脂肪酸は適していないと判断し, ゲルクロマトグラフィーによる分子量の推定には, EG, DEG および PEG の分子量と K_{av} 値の関係を用いた。

図4-7 標準物質の分子量と K_{av} 値との関係

(3) ゲルクロマトグラフィーにおける有機物質の回収率

カラムに注入した試料の TOC 量とカラムからの溶出液の TOC 量から、ゲルクロマトグラフィーにおける TOC の回収率を計算した。その結果、施設 A の沈殿分離槽流出水が 78%、施設 B の流量調整槽流出水が 85%とやや低い回収率であり、ゲルに吸着する有機物質がやや多かった。これに対し、他の試料の回収率は 90%以上と高い値を示した。

したがって、試料の濃縮において沈殿物となった有機物質およびゲルクロマトグラフィーにおいて回収されなかった有機物質から、 $0.45\mu\text{m}$ の液中に含まれる有機物質のうちゲルクロマトグラフィーにより測定された割合は、流入水では 72~77%、他の単位装置では 47~62%となった。

(4) 流入水の溶解性物質の特性

1) 流入水質

調査した 3 施設の流入水質 ($1\mu\text{m}$ 液) を表 4 - 7 に示す。BOD は $60\sim 97\text{mg/l}$ 、COD は $59.9\sim 105\text{mg/l}$ 、TOC は $50.9\sim 69.0\text{mg/l}$ の範囲であり、BOD と COD は施設 B が最も高かったのに対し、TOC は施設 A が最も高い値を示した。また、T-N も施設 C が最も低い値であった。すなわち、3 施設の中では、各水質項目とも施設 C が最も低い値を示した。これは、施設 C は Cl^- も他の施設に比べて低い値を示していることから、希釈されているものと考えられる¹¹⁾。

一方、施設 A の BOD/COD が最も高かったことから、施設 A は他の施設に比べて生物分解可能な有機物質が多く含まれていることが示された。

表 4 - 7 調査施設の流入水質 ($1\mu\text{m}$ 液)

施設	BOD mg/l	COD mg/l	TOC mg/l	T-N mg/l	$\text{NH}_4^+ \text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_x^- \text{-N}$ mg/l	Cl^- mg/l
A	81	60.3	69.0	32.4	20.4	0.1	42.9
B	97	105.0	62.7	30.6	21.5	1.0	43.8
C	60	59.9	50.9	22.5	16.8	0.1	35.9

2) 溶解性有機物質の分子量分布

流入水のゲルクロマトグラムを図4-8に、ピークの特性を表4-8に示す。ゲルクロマトグラフィーにより溶解性有機物質の72~77%を測定することができた。流入水では OD_{260nm} による4つのピークが認められた。一方、TOCは4~5のピークを示したが、吸光度のピークとは完全には一致しなかった。

各施設とも $K_{av}=0$ すなわち、分子量1,500D以上の物質の割合は回収されたTOCの10~15%と低かった。これに対し、 $K_{av}=0.23\sim0.28$ (分子量200~300D)および $K_{av}=0.43\sim0.46$ (分子量100D程度)の物質の割合は、それぞれ回収されたTOCの18~43%と27~46%を占めた。また、 $K_{av}>0.62$ (分子量100D以下)の物質も16~26%認められた。

したがって、ゲルクロマトグラフィーにより回収されたTOCから算出した場合、Crozesらの報告¹⁹⁾のように、流入水中には高分子量有機物質の割合は低く、分子量300D以下の物質が大部分を占めていた。しかし、 $0.45\mu m$ ろ液中には濃縮により沈殿物中に移行する有機物質が約20%程度存在することから、流入水中には先に示したよりも高い割合の高分子量有機物質が含まれているものと推察される。

各ピークの TOC/OD_{260nm} は全体的に高い値を示した。特に $K_{av}=0.43\sim0.46$ (分子量100D程度)においては OD_{260nm} が低い値を示したため、このピークの TOC/OD_{260nm} が非常に大きな値となった。すなわち OD_{260nm} を示す芳香環や不飽和結合を有する有機物質が少なく、生物分解しやすい有機物質が大部分を占めていたものと推察される。この分子量100D程度の物質の割合は施設Aが高く、かつ4.3.4の(4)1)で示したようにBOD/CODも高い値を示したことから、施設Aの流入水には生物分解性の高い有機物質が多く含まれていることが確認された。

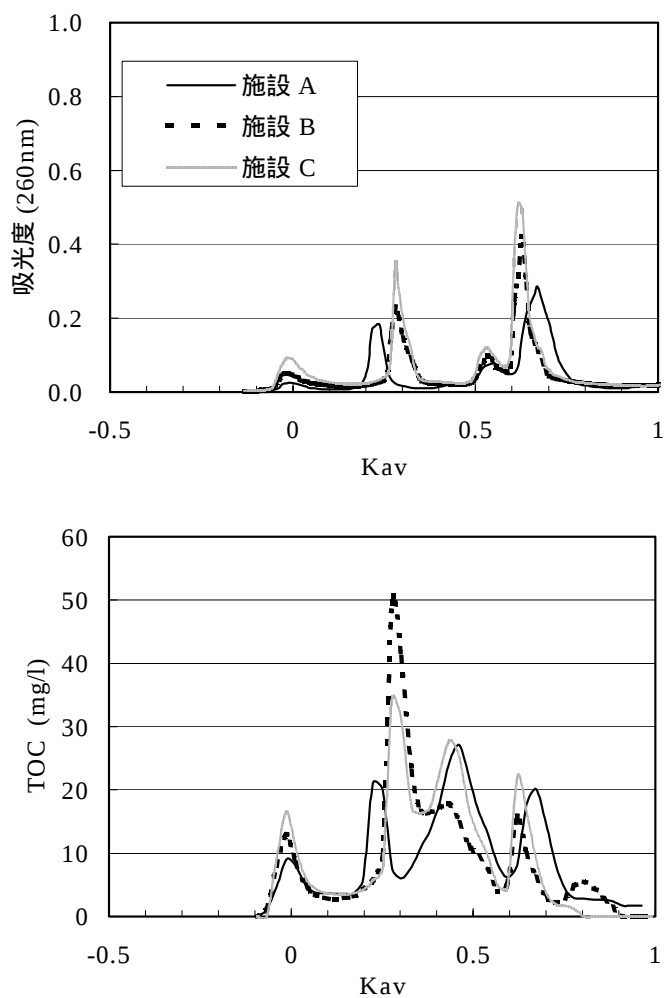


図4 - 8 流入水のゲルクロマトグラム

表4 - 8 流入水のピークの特徴

施設	ピーク番号	ピーク由来	K_{av}	TOC(%)	TOC/OD _{260nm}
A	1	OD + TOC	0.00	10.1	378
	2	OD + TOC	0.23	18.2	147
	3	TOC	0.46	45.9	1290
	4	OD	0.54		
	5	OD + TOC	0.67	25.8	76
B	1	OD + TOC	0.00	12.3	267
	2	OD + TOC	0.28	42.8	272
	3	TOC	0.43	26.6	779
	4	OD	0.53		
	5	OD + TOC	0.63	12.0	46
	6	TOC	0.80	6.3	236
C	1	OD + TOC	0.00	14.9	173
	2	OD + TOC	0.28	30.2	142
	3	TOC	0.44	38.7	997
	4	OD	0.53		
	5	OD + TOC	0.62	16.2	43

(5) 処理過程における溶解性有機物質の特性変化

1) 一次処理装置流出水

流入水の分子量分布の結果から、溶解性有機物質の分子量を 1,500D 以上、200 ~ 300D、100D 程度および 100D 以下の 4 つのグループに分類した。さらに、濃縮およびゲルクロマトグラフィーにおいて回収されなかった有機物質を加え、一次処理装置における変化を図 4 - 9 に示す。

調査対象とした浄化槽には一次処理として、沈殿分離槽（施設 A）、流量調整槽 + 嫌気性ろ床槽（施設 B）、流量調整槽（施設 C）の 3 タイプがある。

施設 A の沈殿分離槽流出水ではゲルクロマトグラフィーにおいて回収されなかった有機物質が多く認められ、ゲルに吸着する成分が含まれていたことが示唆された。ま

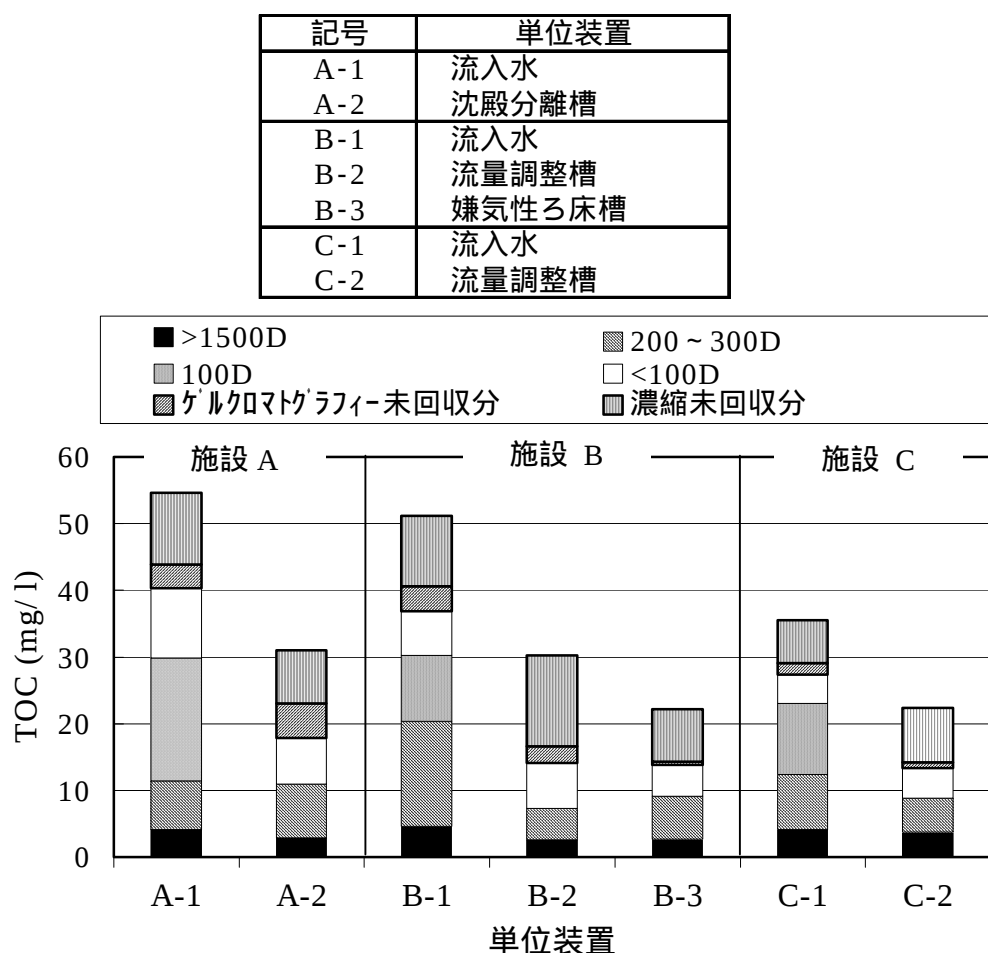


図 4 - 9 一次処理装置における溶解性有機物質の分子量分布の変化

た，分子量 100D 程度の物質が認められなくなり，分子量 100D 以下の物質も減少していた。沈殿分離槽における溶解性 TOC の除去率は 43%であり，主に分子量 100D 程度の物質の除去によるものであった。

これに対し，施設 B と施設 C の流量調整槽流出水の場合，分子量 100D 程度の物質が除去されたのは沈殿分離槽と同様であったが，分子量 200～300D の物質も減少していた。流量調整槽における溶解性 TOC の除去率は施設 B と施設 C でそれぞれ 41%と 37%であり，これらの物質の除去量が流量調整槽の TOC 除去量の 90%以上を占めていた。いずれの場合も分子量 100D 程度の物質が認められなかったことから，流入水中に含まれる生物分解性の高い物質が除去されたことが示された。

一方，施設 B では流量調整槽流出水が次の嫌気性ろ床槽において嫌気性処理される。嫌気性ろ床槽流出水では流量調整槽流出水に比べて，濃縮により沈殿物中に移行する有機物質が減少した以外は，大きな変化は認められなかった。嫌気性ろ床槽における TOC の減少のほとんどをこの物質が占めていた。嫌気性ろ床槽においては，嫌気性微生物により SS が分解，代謝されて溶解性有機物質が生成し，分子量 1,500D 以上の有機物質が増加すると報告¹³⁾されている。しかし，本施設のように，嫌気性ろ床槽流出水の TOC が低下する場合には，このような傾向を示さないものと考えられる。

次に，ゲルクロマトグラフィーにより回収された有機物質の生物分解性を TOC/OD_{260nm} を用いて評価した。すなわち，5ml ずつ分画されたカラムからの溶出液についてそれぞれの TOC/OD_{260nm} を計算し，計算された各分画の TOC/OD_{260nm} を TOC/OD_{260nm} < 100，100 < TOC/OD_{260nm} < 200，200 < TOC/OD_{260nm} < 300 および 300 < TOC/OD_{260nm} の 4 つのグループに分類した。その TOC/OD_{260nm} の一次処理装置における変化を図 4 - 10 に示す。

流入水では TOC/OD_{260nm} < 100 の成分は少なく，TOC/OD_{260nm} が高い成分が多く存在した。特に，TOC が高い施設ほど TOC/OD_{260nm} が高い成分が多く存在し，生物分解性が高いことが示された。

沈殿分離槽流出水では TOC/OD_{260nm} > 300 の成分が減少し，他の成分はほとんど変化していない。これに対し，流量調整槽流出水では TOC/OD_{260nm} < 300 の成分も減少し，沈殿分離槽に比べ生物分解性の低い有機物質も除去されていた。これは，流量調整槽では汚泥の沈殿防止の目的で槽内をばっ気・攪拌しているため酸素が供給されていること，および汚泥処理設備から移送される脱離液中に好気性微生物が混入してい

記号	単位装置
A-1	流入水
A-2	沈殿分離槽
B-1	流入水
B-2	流量調整槽
B-3	嫌気性ろ床槽
C-1	流入水
C-2	流量調整槽

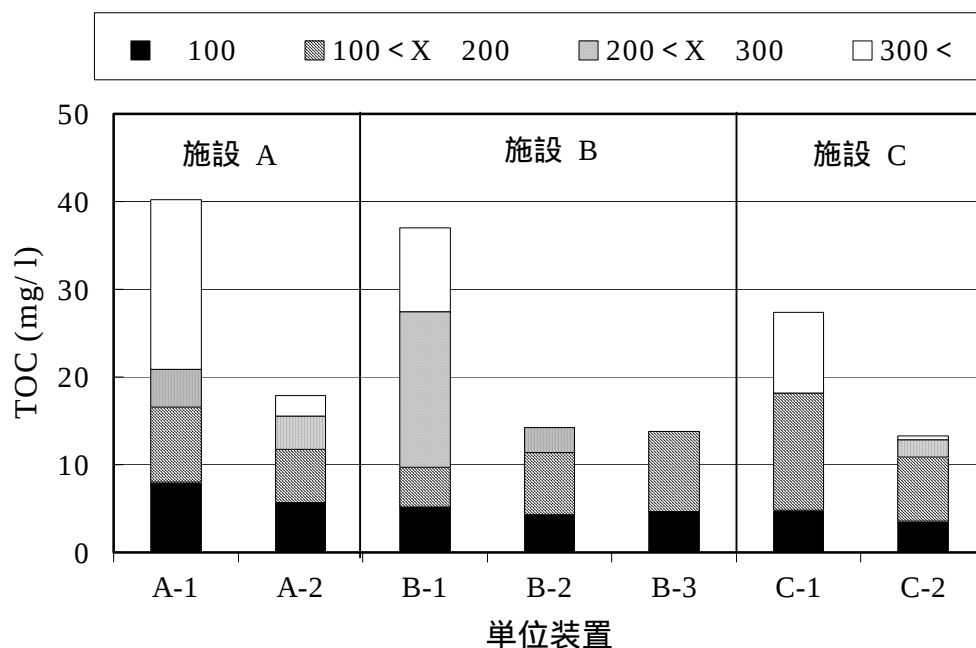


図4-10 一次処理装置における TOC / OD_{260nm} の変化

ることなどの理由により好気性生物分解が生じたためと考えられる。

また、嫌気性ろ床槽流出水において TOC/OD_{260nm} > 200 の成分は認められなかったのは、比較的生物分解しやすい成分が前段の流量調整槽において分解された結果と考えられる。このことより、沈殿分離槽流出水と嫌気性ろ床槽流出水の TOC の差は、主に TOC/OD_{260nm} > 200 成分の残存量の差であった。

2) 二次処理装置流出水(処理水)

二次処理装置における溶解性有機物質の分子量の変化を図4-11に示す。活性汚泥方式では処理水のTOCが低く、いずれの分子量の物質も平均的に除去されているのに対し、接触ばっ気方式では、活性汚泥方式に比べ処理水のTOCが高く、特に分子量1,500D以上の物質の除去率が低かった(表4-9)。この分子量1,500D以上の物質は全体の約20%を占め、これまでの報告¹⁵⁾⁻¹⁸⁾のように、処理水中の高分子量有機物質の割合は低かった。しかし、処理水の場合、濃縮倍率が50~80倍と高く、沈殿物中に移行する有機物質が全体の40%程度存在することから、より高い割合の高分子量有機物質が含まれているものと推察される。

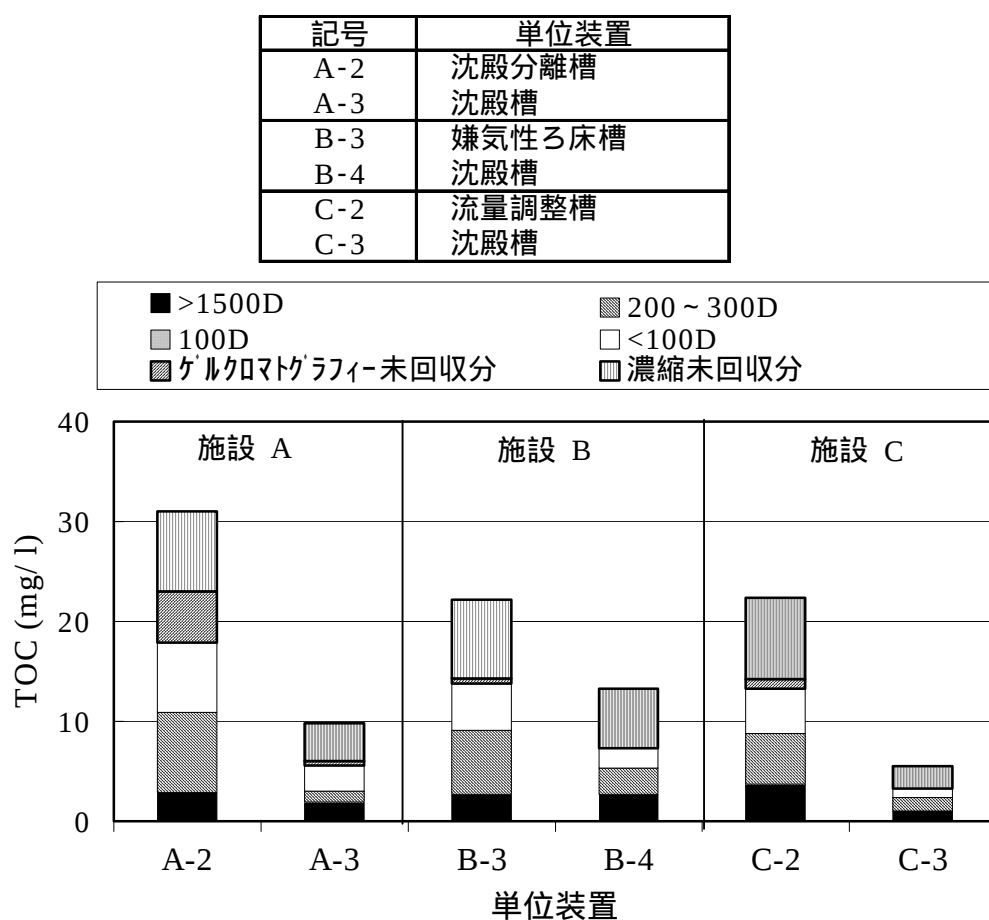


図4-11 二次処理装置における溶解性有機物質の分子量分布の変化

表4 - 9 処理水の TOC / OD_{260nm} と TOC 除去率

施設	分子量	TOC/OD _{260nm}	TOC除去率(%)
A	>1500D	502	35
	200 ~ 300D	67	86
	<100D	43	62
B	>1500D	291	0
	200 ~ 300D	75	59
	<100D	31	57
C	>1500D	103	73
	200 ~ 300D	57	73
	<100D	27	80

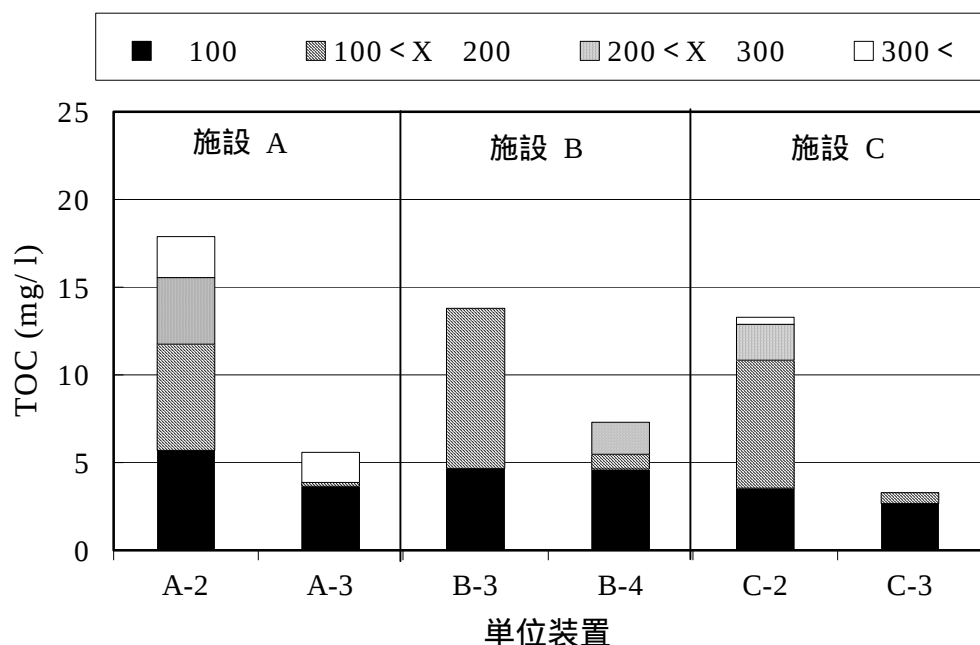
一方，分子量 200 ~ 300D の物質の割合は活性汚泥法方式の施設 C が高く，分子量 100D 以下の物質の割合は接触ばっ気方式の施設 A が高かった。各ピークの TOC/OD_{260nm} は分子量 1,500D 以上の物質を除いて 50 程度を示したことから，残存している分子量 200 ~ 300D 以下の物質の生物分解性は低いことが示された³⁰⁾。これに対し，分子量 1,500D 以上の物質の TOC/OD_{260nm} は接触ばっ気方式では高く，活性汚泥方式では低い値であった。

次に，二次処理装置における TOC/OD_{260nm} の変化を図 4 - 12 に示す。TOC/OD_{260nm} > 100 の成分は両方式とも大きく減少する傾向を示したが，接触ばっ気方式は活性汚泥方式に比べその残存量が多かった。これに対し，TOC/OD_{260nm} 100 の成分は両方式ともほとんど変化が認められなかったため，処理水中には TOC/OD_{260nm} 100 の成分が大部分を占めた。これは，TOC/OD_{260nm} 100 に含まれる成分が生物分解したこと，および TOC/OD_{260nm} が高い成分の生物分解により TOC/OD_{260nm} 100 の生物代謝産物が生成したことにより，見かけ上はほとんど変化しなかったものと考えられる。

この TOC/OD_{260nm} 100 の成分は芳香環や不飽和結合を有する有機物質と考えられ，丹保ら³⁰⁾は，分子量 1,500D 以上の物質はフミン酸を主体とした物質であり，分子量が数百以下はフルボ酸を主体とした物質としている。

これらのことから，接触ばっ気方式では，比較的生物分解しやすい高分子量有機物質が残存しているのに対し，活性汚泥方式では生物分解しやすい有機物質は分解され，残存している有機物質は生物分解性の低いことが明らかとなった。

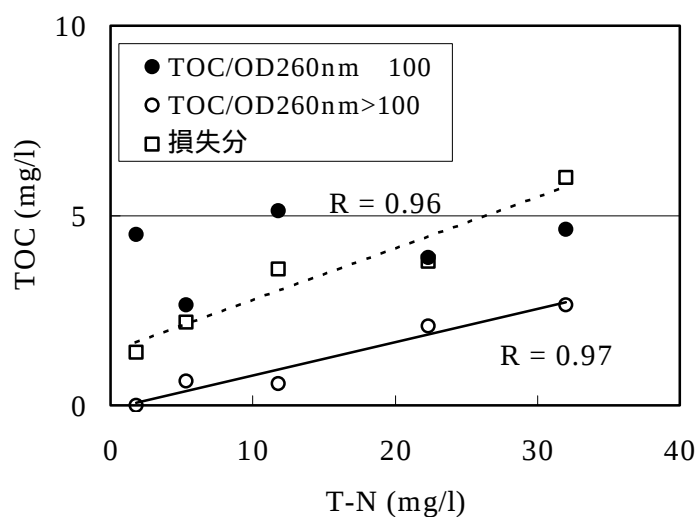
記号	単位装置
A-2	沈殿分離槽
A-3	沈殿槽
B-3	嫌気性ろ床槽
B-4	沈殿槽
C-2	流量調整槽
C-3	沈殿槽


図4 - 1 2 二次処理装置における TOC / OD_{260nm} の変化

処理水の水質は表4 - 1 0に示したとおり、活性汚泥方式の施設CがCOD、TOC、T-Nのいずれも低い値を示している。一方、処理水のT-NとCODおよびT-NとTOCに相関関係が認められ、窒素除去にともないCODやTOCが低下する傾向があると報告されている¹¹⁾。そこで、活性汚泥方式の2施設のデータを加え、処理水のT-NとTOCの関係を $TOC/OD_{260nm} < 100$ 、 $TOC/OD_{260nm} > 100$ および濃縮過程において減少したTOCに分けて図4 - 1 3に示す。

表4 - 10 処理水の水質分析結果

施設	BOD mg/l	COD mg/l	TOC mg/l	T-N mg/l	NH ₄ ⁺ -N mg/l	NO _x ⁻ -N mg/l
A	< 3	24.6	12.0	22.3	0.6	20.9
B	8	24.9	19.1	32.0	28.2	0.3
C	< 3	7.3	8.5	5.3	0.1	4.8


図4 - 13 処理水の T-N と TOC / OD_{260nm} の関係

TOC/OD_{260nm} = 100 の成分は T-N が低下してもほとんど変化が認められず、3 ~ 5mg/l 残存していた。これに対し、TOC/OD_{260nm} > 100 の成分と T-N には高い相関が認められ、窒素除去にともなって、この成分が消費されていることが明らかとなった。

一方、濃縮により損失する TOC と T-N にも相関関係が認められ、濃縮において沈殿物中に移行する有機物質が脱室の際の有機炭素源として消費されている可能性が示唆された。

4.3.5 まとめ

試料のろ過および濃縮における TOC の変化から，ゲルクロマトグラフィーにより測定可能な溶解性有機物質量を明らかにした。この結果を考慮して，活性汚泥方式と接触ばっ気方式の処理過程における溶解性有機物質の分子量分布および生物分解性の変化を解析するとともに，TOC，T-N などの水質項目との関係を検討した。その結果，次のことが明らかとなった。

- (1) 合併処理浄化槽流出水の $1\mu\text{m}$ ろ液中には，減圧ろ過で揮発する有機物質は認められなかったが， $0.45\mu\text{m}$ ろ紙で分離される有機物質が 18～40%含まれていた。一方，濃縮において揮発する有機物質はわずかであり，発生した沈殿物中には全体の 20～45%の有機物質が存在していた。したがって，溶解性有機物質の分子量分布は，前処理における損失量を考慮して解析する必要性が認められた。
- (2) ゲルクロマトグラフィーにより回収された TOC から算出した場合，流入水中の分子量 1,500D 以上の物質の割合は 10～15%と低く，分子量 300D 以下の物質が大部分を占めていた。しかし，濃縮により沈殿物中に移行する有機物質が約 20%程度存在しており，流入水中に存在する高分子量有機物質の割合は高くなるものと考えられた。
- (3) $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$ から有機物質の生物分解性を評価した結果，流入水の $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$ は全体的に高く，生物分解性が高いことが示された。特に分子量 100D 程度の物質の生物分解性が高いことが明らかとなった。
- (4) 流量調整槽流出水では沈殿分離槽流出水に比べ $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} < 300$ の成分が減少する傾向を示し，生物分解性の低い有機物質も除去されていた。
- (5) ゲルクロマトグラフィーにより回収された TOC から算出した場合，処理水中の有機物質の約 70%は分子量 200～300D 以下であった。しかし，処理水中には濃縮により沈殿物中に移行する有機物質が多量に存在することから，実際

は分子量の高い有機物質がかなり残存しているものと考えられた。

- (6) 接触ばっ気方式は活性汚泥方式に比べ処理水の TOC が高く、分子量 1500D 以上の物質の除去率が低かった。また、両方式とも $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} > 100$ の成分は大きく減少したのに対し、 $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} \leq 100$ の成分はほとんど変化が認められず、処理水では生物分解が困難な成分が大部分を占めた。
- (7) 処理水の $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} > 100$ の成分と T-N には高い相関が認められ、窒素除去にともなって、この成分が消費されていることが明らかとなった。一方、濃縮により損失する TOC と T-N にも相関関係が認められ、濃縮において沈殿物中に移行する有機物質が脱室の際の有機炭素源として消費されている可能性が示唆された。

参考文献

- 1) (財)日本建築センター(1988) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 2) 須藤隆一, 稲森悠平(1996) 高度処理対応型浄化槽の開発. 水環境学会誌, **19**, 196-206.
- 3) (財)日本建築センター(1996) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 4) 矢橋毅(1997) 膜利用合併処理浄化槽の開発と展望. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム'97 講演集, 日本膜学会, (社)日本能率協会, 6-1-1-6-1-6.
- 5) 矢橋毅, 古川溶介, 大森英昭, 山本康次, 河村清史(1998) 膜分離活性汚泥法を用いた小型合併処理浄化槽の開発(第1報). 月刊浄化槽, **263**(3), 13-25.
- 6) Ohmori H. Yahashi T. Furukawa Y. Kawamura K. and Yamamoto Y. (1999) Treatment performance of newly developed Jhokasous with membrane separation. Int. Specialized Conf. on Membrane Technology in Environment Management (Tokyo), 38-45.
- 7) Namkung E. and Rittmann B. E. (1988) Soluble microbial products (SMP) formation kinetics by biofilms. Wat. Res., **20**, 795-806.
- 8) Rittmann B. E. Bae W. Namkung E. and Lu C.-J. (1987) A critical evaluation of microbial product formation in biological process. Wat. Sci. Tech., **19**(3/4), 517-528.
- 9) Boero V. J. Bowers A. R. and Eckenfelder W. W. Jr. (1996) Molecular weight distribution of soluble microbial products in biological system. Wat. Sci. Tech., **34**(5/6), 241-248.
- 10) 川本克也(1984) 好気性生物処理と処理水質. 水処理技術, **25**, 319-324.
- 11) 矢橋毅, 古川溶介, 渡辺孝雄, 大森英昭, 井上義夫(2000) 生活排水の水質特性の解析と処理水における水質変化. 水環境学会誌, **23**, 584-589.
- 12) Sachdev D. R. Ferris J. J. and Clesceri N. L. (1976) Apparent molecular weights of organics in secondary effluents. Jour. Wat. Pollution Control Federation, **48**, 570-579.
- 13) 杉浦渉, 小野忠義(1987) ゲルクロマトグラフィーによる污水处理プロセスにおける有機成分の挙動解析. 下水道協会誌, **24**(1), 38-43.

- 14) Abdullah M. El-Rehaili and Walter J. W. Jr. (1987) Correlation of humic substance trihalomethane formation potential and absorption behavior to molecular weight distribution in raw and chemically treated water. *Wat. Res.*, **21**, 573-582.
- 15) Saunders F. M. and Dick R. I. (1981) Effect of mean cell residence time on organic composition of activated sludge effluents. *Jour. Wat. Pollution Control Federation*, **53**, 201-215.
- 16) Steenderen R. A. and Malherbe A. (1982) The molecular mass distribution of organic composition in activated sludge plant effluent determined by means of gel permeation chromatography. *Wat. Res.*, **16**, 745-748.
- 17) Sachdev D. R. and Clesceri N. L. (1978) Effects of organic fractions from secondary effluents on *Selenastrum capricornutum*. *Jour. Wat. Pollution Control Federation*, **50**, 1810.
- 18) Keller J. V. (1978) Investigation of soluble organic nitrogen compounds in municipal secondary effluent. *Jour. Wat. Pollution Control Federation*, **50**, 2522.
- 19) Crozes G. Capdeville B. and Moro A. (1996) Gel permeation: a means to characterize wastewater and residual dissolved organic matter in effluents. *Desalination*, **106**, 213-224.
- 20) 志村憲助, ゲルろ過法. 学会出版センター.
- 21) 富士元英二, 新井喜明, 岩堀恵祐, 稲森悠平, 半田隆(1984) ゲルろ過法による高度処理プロセスの評価. *用水と廃水*, **26**, 1284-1294.
- 22) Amersham pharmacia biotech (1990) Gel filtration: Principles and methods. Amersham pharmacia biotech.
- 23) (社)日本農業集落排水協会(1998) 日本農業集落排水協会型施設設計指針.
- 24) 農林水産省構造改善局事業計画課, (財)日本環境整備教育センター(2000) 平成 11 年度農業集落における生活排水・生ゴミ一体処理システム検討調査委託事業報告書. 41-42.
- 25) 日本下水道協会(1997) 下水試験方法.
- 26) 松原英隆, 精松洋一(1988) 下水処理水中の有機物のゲルクロマトグラフィーにお

よぼす無機塩の影響. 水質汚濁研究, 11, 783-789.

- 27) Hine P. T. and Bursill D. B. (1984) Gel permeation chromatography of humic acid. Wat. Res., 18, 1461-1465.
- 28) Matsubara H. and Urano K. (1994) Measurement of molecular weight distribution of humic substances with untreated Sephadex G-15 and ammonia-treated Sephadex G-15. Chemosphere, 29(3), 485-494.
- 29) Barker D. J. Mannucchi G. A. Salvi S. M. L. and Stuckey D. C. (1999) Characterization of soluble residual chemical oxygen demand (COD) in anaerobic wastewater treatment effluents. Wat. Res., 33, 2499-2510.
- 30) 丹保憲仁, 亀井翼(1993) 水処理における処理性評価マトリックス. 水道協会雑誌, 62(9), 28-40.

第 5 章

膜分離装置を導入した小型生活排水処理装置の開発

5.1 概論

膜分離技術は1955年のイオン交換膜を用いた海水濃縮脱塩法に始まり、1960年にアメリカのLoeb, Sourirajanが開発した酢酸セルロースの逆浸透膜による海水の淡水化へと発展した。その後、膜の改良や新しい膜の開発が進み、現在では、海水淡水化や半導体用超純水などの造水分野、ジュースなどの液体食品の濃縮、医薬や食品産業におけるタンパク質の分画や濃縮、産業排水・し尿処理など、多くの分野で広く実用化されている。膜分離法の最大の特徴は分離に際して相変化をとまわず、単に圧力差を駆動力として高い分離特性が得られ、省エネルギーな分離技術であるという点である。

排水処理分野においては、分離膜と生物処理（活性汚泥処理）を組み合わせた膜分離活性汚泥方式が採用され、処理水質の高度化と装置の小型化が同時に得られることから、従来の技術を革新するものとして位置づけられている^{1) - 3)}。この膜分離活性汚泥方式は1967年頃米国のDoor Oliver Inc.により開発され⁴⁾、日本においては、1977年に米国から技術を導入し実証試験が進められた。1980年頃からビルの中水道で採用され始め、し尿処理やビル排水の再利用などの分野を中心に数多くの実績^{5) - 11)}を上げている。

本章では、膜分離活性汚泥方式の生活排水処理分野の適用状況を整理するとともに、処理対象人員51人以上の合併処理浄化槽の適用実績を踏まえ、膜分離装置を導入した小型の生活排水処理装置を開発した。実際の生活排水を用いて実証試験を行い、その処理機能を追跡し、構造、維持管理を含めて総合的に評価した。また、この装置を応用した既設単独処理浄化槽の合併化手法を検討した。

5.2節では、排水処理に用いられる膜の種類や膜の形状を示すとともに、膜分離活性汚泥方式の生活排水処理分野への適用状況について述べた。

5.3節では、処理水質に大きな影響を及ぼす浮遊物質（SS）を完全に除去し、処理水質の高度化、安定化を図るため、処理過程の最終段階で用いられている沈殿によるSS除去に代わり、精密ろ過膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽を開発した。実際の生活排水を用いて実証試験を行い、その処理機能および安定した膜分離を行う

ための運転方法などを明らかにした^{12) - 15)}。

5.4節では、膜の透過水量を安定して確保するための装置の運転方法として、運転開始時点において添加する汚泥の種類、活性汚泥のろ過特性を把握する手法について検討した。また、膜の薬品洗浄に用いる塩素の硝化・脱窒に対する影響について検討した^{16), 17)}。

5.5節では、既設単独処理浄化槽の合併化手法を検討するとともに、実際の戸建て住宅において、膜分離装置を設置しその処理機能を追跡することにより、膜分離装置が既設単独処理浄化槽の合併化装置として適用可能であるかを検討した^{18), 19)}。

5.2 膜分離活性汚泥方式の生活排水処理分野における適用状況

5.2.1 膜の種類と分離対象物質

分離膜の種類は、膜の孔径が大きい順に精密ろ過膜（Microfiltration Membrane：MF膜）、限外ろ過膜（Ultrafiltration membrane：UF膜）、ナノろ過膜（Nanofiltration Membrane：NF膜）、逆浸透膜（Reverse Osmosis Membrane：RO膜）に分類される²⁰⁾。

排水処理における膜の使用目的は主にSSや細菌の除去である。活性汚泥のような数 μm 程度の微粒子や微生物の分離には、0.1～10 μm 程度の孔径を持つ精密ろ過膜が用いられることが多い。ウイルスは微生物よりもはるかに小さく数十～数百nm程度の大きさであり、これらを完全に分離するには精密ろ過膜よりも小さな孔径を持つ限外ろ過膜が必要となる。限外ろ過膜の孔径は10～100nm程度であり、高分子有機物質やウイルスを取り除くろ過膜として用いられている。

さらに分子レベルの大きさとなるとナノろ過膜、逆浸透膜が必要となる。数nmかそれ以下になると孔とよべる固定された空間は確保されず、膜を構成する高分子鎖と高分子鎖の間隙が孔の役目をするようになる。

膜は有機膜と無機膜に大別される。有機膜の素材はポリエチレン、ポリプロピレン、ポリアクリロニトリル、ポリオレフィン、ポリスルホン、酢酸セルロースなどがあり、無機膜の素材は酸化アルミニウムや酸化ジルコニウムなどがある。無機膜は耐熱性、耐薬品性、機械的強度に優れているが、コストが高く、排水処理用途としての採用実績は少ない²¹⁾。

5.2.2 排水処理に用いられる膜の形状

膜の孔径は非常に小さいためろ過抵抗が非常に大きくなる。特に膜が厚くなるとろ過抵抗が大きくなるため、一般に膜は非常に薄く作られる。薄い膜は強度がないため支持体を利用して膜を支えることになり、支持体を含めた膜の形態を膜エレメントと称している²¹⁾。

膜を支持する方法としては膜そのものに強度を持たせるものと、支持体を利用したものがある。前者には外径1mm程度で内部を中空とした中空糸膜があり、後者には

板状の支持体を用いた平膜，筒状の支持体を用いた管状膜（チューブラー膜）がある（図5 - 1）^{21) - 24)}。

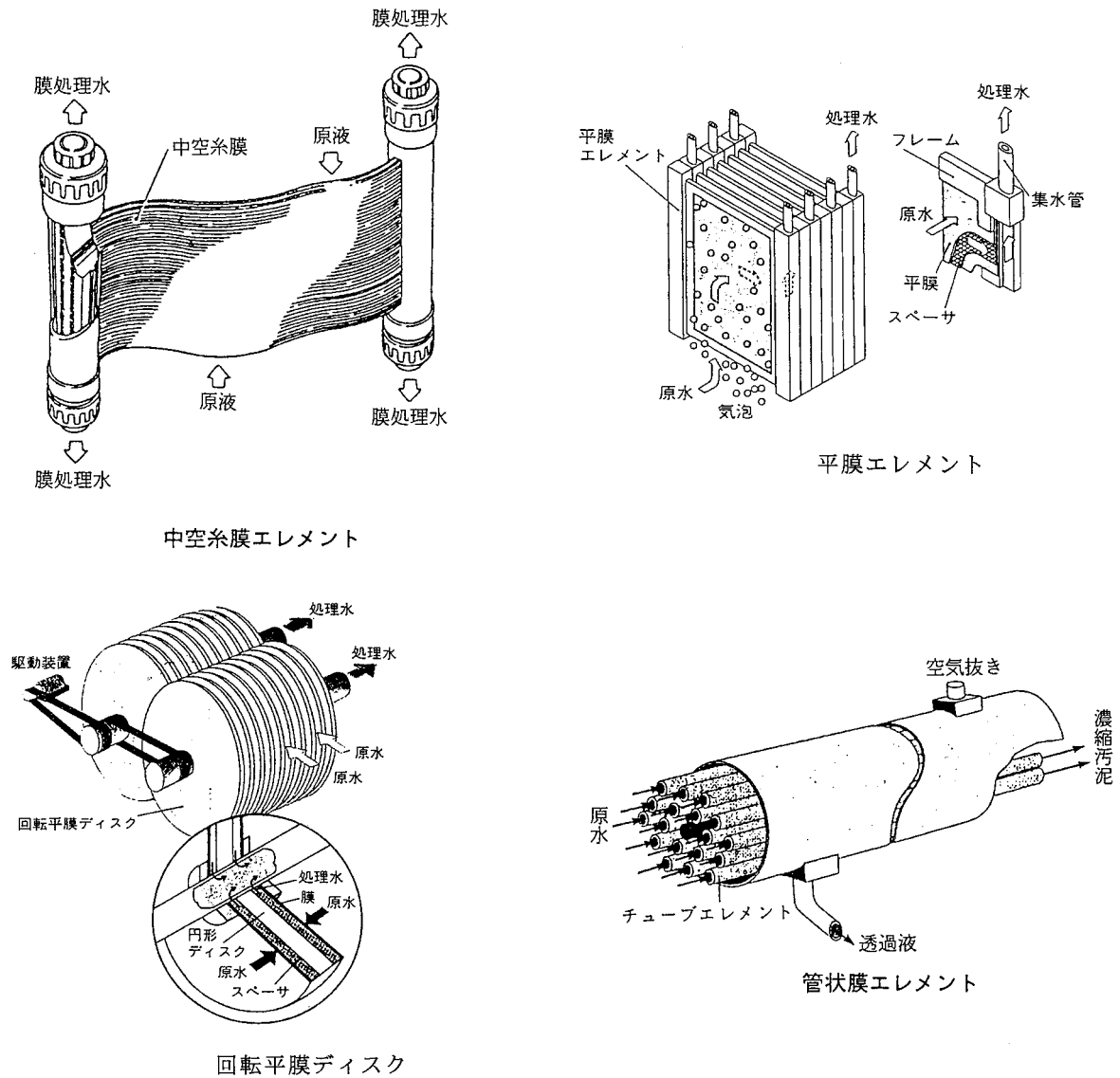


図5 - 1 排水処理に用いられる膜の形状

中空系膜エレメントは束ねた中空系膜を両端の集水パイプに取り付けた構造で、活性汚泥は中空系の外側から内側へ向かってろ過され、透過水は中空系の内部から集水パイプを通り上部より排出される^{11), 22)}。平膜エレメントは上端に集水部を有するフレームに 2 枚の平板状の膜を貼り付けた構造で、透過水は 2 枚の平膜の外側から内側へ向かってろ過され、集水部より排出される^{23), 24)}。また、平膜を両面に貼った円盤状の板を互いにかみ合わせて回転させる構造のものもある²⁴⁾。

一方、管状膜エレメントはパイプ内に管状膜を充填し、ポンプを用いて原水（活性汚泥）を高速で流すことにより透過水を得るタイプである²¹⁾。なお、装置に組み込む際はモジュールとよばれるいくつかのエレメントを組み合わせで一体化したものを用いる。

5. 2. 3 膜分離活性汚泥方式を用いた生活排水の処理

(1) し尿処理施設への適用^{8), 25)}

し尿処理では、し尿中の夾雑物や砂などを前処理設備で除去した後、生物学的硝化脱窒法により有機物と窒素を除去している。活性汚泥を高濃度に保持することにより、高負荷運転が可能となるが、それにともない酸素要求量が増大するため、水深 10m 程度の深層反応槽を利用した機械ばっ気方式が一般的に使用されている。

し尿中の窒素濃度が高いため、脱窒槽と硝化槽を設け、硝化槽から脱窒槽へ活性汚泥を循環することにより 90% 以上の窒素除去を行った後、さらに脱窒槽を設ける 2 段生物脱窒法が行われ、その後に膜を利用した固液分離が行われている。利用されている膜は分画分子量 2 ～ 10 万程度の限外ろ過膜が多く、モジュール形態としては、入手のしやすさから管状膜を使うケースが多い。また、生物処理後の膜透過水の化学的酸素要求量（COD）が非常に高いため、さらに無機系凝集剤を添加し、COD、色度、リンを凝集フロック化して膜分離する 2 段膜分離法が行われている。

最近では、し尿処理場へ搬入される合併処理浄化槽汚泥の比率が増加しており、その結果、生物処理後に残留する COD が減少するため、凝集膜分離法が省略された処理フローに移行しつつある。

(2) 下水道への適用

下水道においては，雑用水や景観用水として再利用する目的で高度処理が行われているが，下水道のように処理水量が多い場合には膜分離は不向きであり，これまで砂ろ過法を中心に行われてきた。最近では，さらに高度な処理水質を得るため，図5-2に示すような低圧でろ過できる低圧逆浸透膜を用いた高度処理が導入され始めている。1993年に東京都落合下水処理場において精密ろ過膜，逆浸透膜による下水二次処理水の高度処理（図5-2（2））が採用され， $50\text{m}^3/\text{日}$ の処理が行われている²⁶⁾。この精密ろ過膜，逆浸透膜の組み合わせによる高度処理は，アメリカ，オーストラリアなどでも稼働している²⁷⁾。

一方，下水道事業団は浸漬型の精密ろ過膜（有機系の平膜，中空系膜およびセラミック製の管状膜）を用いた開発研究を行っており，最初沈殿池，消毒設備を省略した施設で，高度で安全な処理水が得られ下水道の適用は十分可能と評価している²⁸⁾。また，カナダのZENON社の開発した浸漬型の太い中空系膜（外径2mm，内径1mm，孔径 $0.2\mu\text{m}$ ）を用いた処理量 $3800\text{m}^3/\text{日}$ の施設が，1998年より稼働している²⁹⁾。

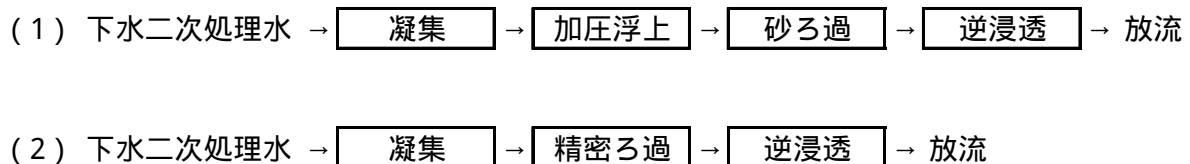


図5-2 下水二次処理水の高度処理法のフローシート

(3) 浄化槽への適用

浄化槽において最初に膜分離活性汚泥方式が適用されたのは，1985年の平膜型の限外ろ過膜を生物反応槽の外に設置した外部循環型³⁰⁾のものである。この方式はクロスフローろ過とよばれ，高濃度の活性汚泥をろ過装置内に循環させるため装置が複雑となり，エネルギーの損失が大きい欠点があった。その後，膜分離に要する動力の削減を目的として，生物反応槽に精密ろ過膜を浸漬させてろ過を行う浸漬膜ろ過方式が開発された³¹⁾。

浸漬膜ろ過方式の浄化槽は，1991年に初めて3施設が建設大臣の個別認定を取得した。建築用途としては住宅，工場，共同住宅であり，処理対象人員は20～270人である。使用された膜は有機系の平膜と中空系膜であり，透過流束（単位膜面積あたりのろ過水量）は平膜 $0.4\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ ，中空系膜 $0.14\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 程度で運転された³²⁾。

建設大臣の一般認定は1995年3月に2型式が初めて取得した³³⁾。そのフローシートは図5-3に示すとおりであり，有機系平膜を用いた処理対象人員51～5,000人の装置と，無機系管状膜を用いた処理対象人員201～500人の装置である。硝化液循環方式による窒素除去と硝化槽に直接凝集剤を注入することによるリン除去を行い，生物化学的酸素要求量（BOD） 5mg/l ，全窒素（T-N） 10mg/l ，全リン（T-P） 0.5mg/l 以下を目標処理水質とした。

その後，1996年度には有機系中空系膜を用いた装置が一般認定を取得し³⁴⁾，1999年3月現在，60型式余が一般認定を取得している³⁵⁾。海外では，浸漬膜ろ過方式による生活排水処理の研究はほとんど行われておらず³⁶⁾，日本の技術が海外においても徐々に採用され始めている。なお，処理対象人員は個別評定で一部50人以下の小規模のものがあるが，他はすべて51人以上で，最大は10,000人である。

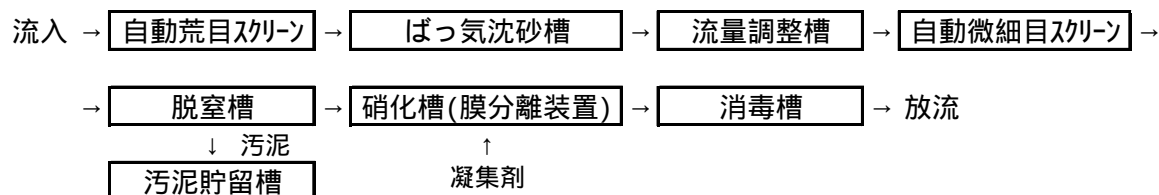


図5-3 膜分離型合併処理浄化槽のフローシート

5.3 膜分離型小型合併処理浄化槽の開発

5.3.1 目的

未処理生活雑排水の対策の一つとして、戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽が急速に普及している³⁷⁾。しかし、これまで設置された小型合併処理浄化槽には、処理水質が不安定で所期の性能が発揮されていないものも認められる^{38) - 40)}ため、処理水質の安定化や高度化を図る目的で、流量調整機能を持った浄化槽が開発されている^{41) - 43)}。

一方、戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽の設置には約車1台分のスペースが必要であり、住宅の敷地が狭いと設置が困難である。このため、生物ろ過法を用いた小型の浄化槽^{44), 45)}が実用化されているが、この装置は流量調整機能を持っていないことから、所期の性能が発揮されていないものの割合が高いと報告⁴⁶⁾されている。

そこで、戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽において、装置の小型化および処理水質の高度化、安定化という相反する2つの目的を同時に満たす新しい処理システムの開発を目的とし、処理過程の最終段階で用いられている沈殿によるSS除去に代わり、高分子有機膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽（以下「膜分離型浄化槽」と表示する）の実験装置を作成した。実際の生活排水を用いて実証試験を行い、その処理機能を追跡するとともに、その構造、運転方法について評価した。

5.3.2 膜分離型浄化槽の概要

（1）装置の構成

戸建て住宅用の膜分離型浄化槽は、処理対象人員51人以上の場合と同様に、生物反応槽内に精密ろ過膜を浸漬させ、ろ過を行う浸漬膜ろ過方式を採用した。装置は固液分離やし渣や余剰汚泥の貯留を目的とした一次処理装置、流量調整部、膜モジュール（5.2.2参照）を浸漬させた二次処理装置、消毒装置から構成される。

汚水はまず一次処理装置に流入し、ここで通常の小型合併処理浄化槽と同様に汚水中の固形物が分離された後、二次処理装置へ流入する。分離された固形物は清掃時まで貯留される。次に、二次処理装置において好気性微生物により有機物質の分解や硝化が進行し、処理された水は膜を透過することで活性汚泥から分離され、消毒後放流される。

(2) 膜の種類と透過方法

1) 膜の種類

実験に用いた膜の仕様を表5-1に示す。浸漬型膜エレメントは、処理対象人員51人以上の施設で用いられている^{33), 34)}中空系膜と平膜を採用した。中空系膜はポリエチレン製の公称孔径 $0.1\mu\text{m}$ 、平膜Aはポリエチレン製の公称孔径 $0.4\mu\text{m}$ 、平膜Bはポリオレフィン製の公称孔径 $0.3\mu\text{m}$ である。

中空系膜エレメントおよび平膜エレメントの構造は図5-1に示したとおりである。なお、平膜エレメントは2枚の膜の間にスパーサーを有するタイプ(A)²³⁾とスパーサーを有しないタイプ(B)²⁴⁾を使用した。

表5-1 実験に用いた膜の仕様

種 類	中空系膜	平膜A	平膜B
材 質	ポリエチレン	ポリエチレン	ポリオレフィン
公称孔径(μm)	0.1	0.4	0.3

2) 透過方法⁴⁷⁾

透過水を得る方法は、図5-4に示すように吸引ろ過方式、サイフォンろ過方式および重力ろ過方式の3タイプに分類できる。以下に、それぞれの特徴を示す。

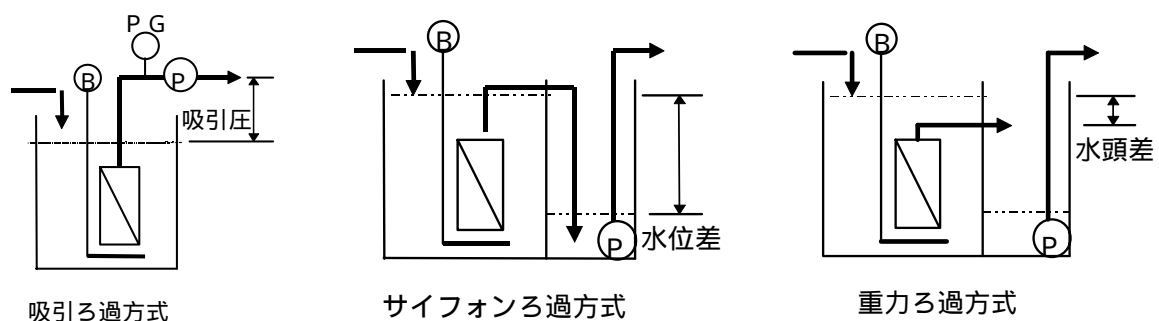


図5-4 ろ過方法

2 - 1) 吸引ろ過方式

透過水側に設けた吸引ポンプで吸引して透過水を得る方法で、定流量弁と組み合わせることにより定流量性を得られる。ポンプの作動は、膜モジュールが浸漬されている生物反応槽がばっ気状態の時に一定間隔で行う。また、膜の露出を防止するため生物反応槽内に水位計を設け、水位が所定の位置まで低下した場合にはポンプの運転を停止する。

2 - 2) サイフォンろ過方式

透過水側の配管の出口を生物反応槽の水位より低い位置に設け、反応槽の水位と配管の出口の水頭差を利用して透過水を得る方法で、吸引ろ過方式のような定流量性は得られないが、重力ろ過方式に比べて水頭差を大きくできること、ポンプが不要であることなどの利点がある。しかし、配管内に空気溜まりがしやすいので、この対応が必要となる。また、吸引ろ過方式と同様に膜の露出を防止するため、生物反応槽の水位が所定の位置まで低下した場合には電磁弁を閉じてろ過を停止させる。

2 - 3) 重力ろ過方式

生物反応槽の上部の水頭差を利用し透過水を得る方法で、3つのタイプの中では最も簡単な方法である。しかし、定流量性を得ることが困難であり、必要な透過水量を得るには膜モジュールの上部の水頭差を大きくする必要がある。

(3) 実験装置の設計緒元

実験装置の設計緒元を表5-2に示す。実験装置の処理対象人員は5人，計画日平均汚水量は $1.25\text{m}^3/\text{日}$ ，計画日最大汚水量（膜を透過する最大水量）は $3.0\text{m}^3/\text{日}$ ，計画流入水質はBOD 200mg/l ，T-N 50mg/l に設定した。目標処理水質はSS 1mg/l 以下，BOD 5mg/l 以下，T-N 10mg/l 以下である。

表5-2 実験装置の設計緒元

処理対象人員	5人
計画日平均汚水量	$1.25\text{ m}^3/\text{日}$
計画日最大汚水量	$3.0\text{ m}^3/\text{日}$
計画流入水質 BOD T-N	200 mg/l 50 mg/l
目標処理水質 S S BOD T-N	1 mg/l 以下 5 mg/l 以下 10 mg/l 以下

(4) 実験装置の構造およびフロー

各実験装置のフローシートを図5-5に，予備ろ過間欠ばっ気タイプの装置図を図5-6示す。一次処理設備と二次処理設備を組み合わせる3タイプの実験装置を作成した。余剰汚泥は原則として1年間貯留できることとし，装置1と装置2は汚泥貯留槽で，装置3は夾雑物除去槽，脱窒槽および硝化槽でそれぞれ貯留した。以下に，一次処理装置および二次処理装置の特徴を示す。

1) 一次処理装置

二次処理装置に膜モジュールを組み込む場合，一次処理には膜の閉塞，破損や膜間の流路の閉塞を防止するために高い夾雑物除去性能が求められる。また，流量調整機能も必要となることから，一次処理装置上部には流量調整部を設け，高水位（HWL），低水位（LWL）に水位計を設置する。実験には，嫌気ろ床型，予備ろ過型，ばっ気スクリーン型の3種類を用いた。

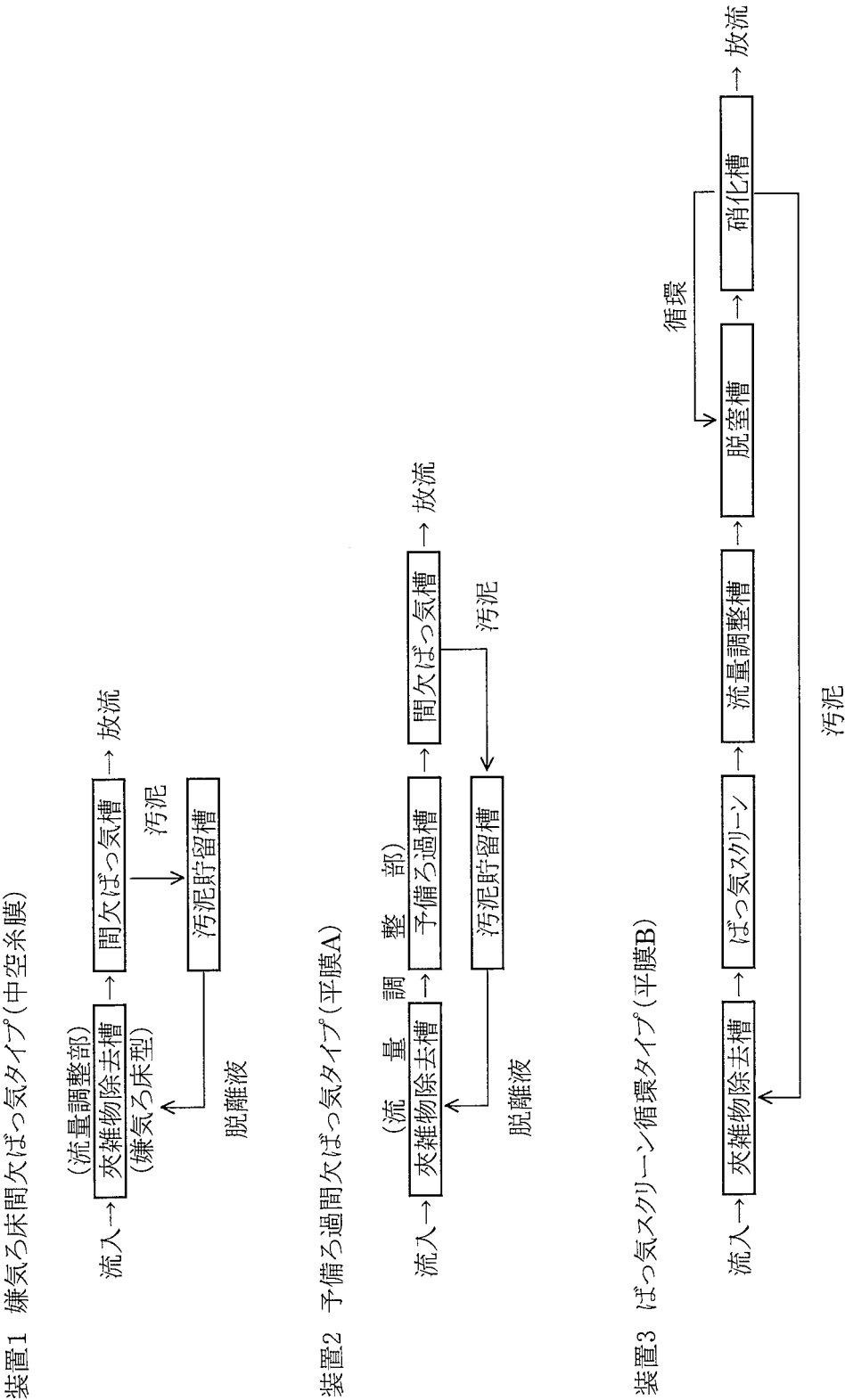


図 5 - 5 実験装置のフローシート

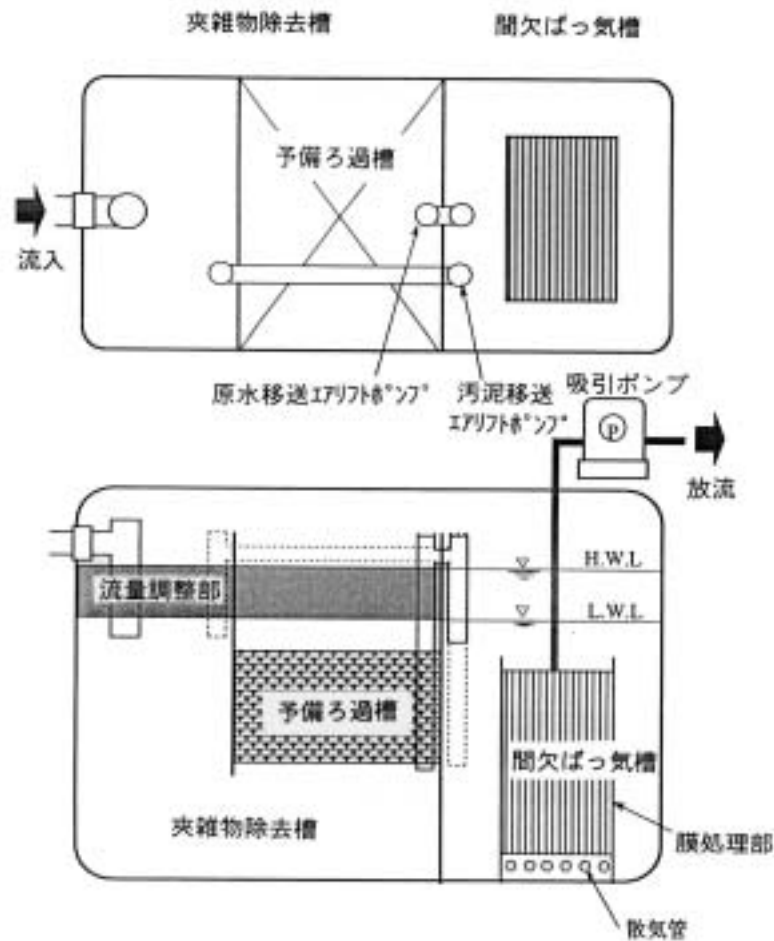


図 5 - 6 予備ろ過間欠ばっ気タイプの装置図

1 - 1) 嫌気ろ床型

小型合併処理浄化槽の嫌気ろ床槽のように槽内にろ材を充填した構造で、夾雑物や BOD の除去性能が高い。しかし、他の型に比べ嫌気性分解が進行し、流出水の BOD が低下することが考えられ、窒素除去に必要な有機物質が不足する可能性がある。また、槽内にろ材が充填されているため、他の型に比べて汚泥の引き抜きがやや困難となる。

1 - 2) 予備ろ過型

単独処理浄化槽の多室型腐敗室に類似した構造で、流出部にろ材を充填したろ過部を持つ。嫌気ろ床型に比べ BOD の低下は少なく、汚泥の引き抜きも容易となる。

1 - 3) ばっ気スクリーン型

孔径数ミリのパンチングプレートのスクリーンを設け、流入水中に含まれる夾雑物を分離する。下部からばっ気攪拌することにより、分離された固形物の一部が粉碎されスクリーンを通過する。毛髪などの長繊維の分離性が高く、特に、長繊維がからみつく恐れのある中空糸膜を用いる場合には有効である。一方、ばっ気により空気が供給されるため、有機物質の好気性生物分解が起こり、BODが低下する可能性がある。

2) 二次処理装置

二次処理装置としては、窒素除去法として間欠ばっ気法（間欠ばっ気槽）と硝化液循環法（脱窒槽 + 硝化槽）を採用した。膜モジュールの下部に設けた散気管からばっ気を行い、微生物に対する酸素の供給と膜表面の洗浄を同時に実施した。膜透過は吸引過方式を用い、ばっ気時に間欠的に吸引することにより処理水を得た。また、上部には流量調整部を設け、膜の露出を防止するため、高水位（HWL）と低水位（LWL）に水位計を設けた。

2 - 1) 間欠ばっ気型

膜モジュールを浸漬した生物反応槽（間欠ばっ気槽）を間欠的にばっ気するタイプである。ばっ気時のみ透過水が得られるので必要な膜面積は増加するが、流入汚水量が多い場合には、間欠ばっ気を連続ばっ気に切り換えることにより、ろ過時間を延長させることができる。ただし、ばっ気停止時における散気管の閉塞を防止する措置が必要となる。窒素除去性能を発揮させるためには、ばっ気とばっ気停止の時間を適切な値に設定する必要があるが、ばっ気時間の設定が短くなるほどろ過時間が短縮されるため、この分膜面積を増加させる必要がある。

2 - 2) 硝化液循環型

脱窒槽と硝化槽からなり、膜モジュールは硝化槽に浸漬される。また、硝化槽から脱窒槽へ活性汚泥を循環することにより窒素を除去する。硝化槽を連続的にばっ気するため散気管の閉塞は生じにくい、水量の増加に対応するには膜面積に余裕を持たせる必要がある。また、窒素除去性能を発揮させるためには循環水量の安定性が重要となる。

5.3.3 実験方法

(1) 装置の運転条件

各装置の容量および実験条件を表5-3に示す。各装置の総容量は $2.3 \sim 3.0 \text{ m}^3$ の範囲である。装置1は実際の戸建て住宅に設置したものであり、敷地の制約などの理由で他の装置に比べて小さくなっている。浸漬した膜の面積は装置1の中空系膜が 24 m^2 と 40 m^2 、装置2の平膜Aが 6.4 m^2 、装置3の平膜Bが 4.5 m^2 と 9 m^2 である。吸引時の透過流束は、中空系膜が $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ と $0.4 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ 、平膜Aが $0.43 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ 、平膜Bが $0.47 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ で行った。また、吸引ポンプの運転サイクルは、中空系膜では5分吸引、5分停止と18分吸引、2分停止の2つの条件で行い、吸引時間の違いによる影響を調べた。一方、平膜は8分吸引、2分停止の一定条件で行った。

表5-3 各装置の容量および実験条件

装置番号	装置1			装置2	装置3		
膜の種類	中空系膜			平膜A	平膜B		
項目	RUN1	RUN2	RUN3	RUN1	RUN1	RUN2	RUN3
処理水量 ($\text{m}^3/\text{日}$)	1.25	1.25	3.0	1.25	1.25	1.25	1.25
装置の容量 (m^3)							
一次処理装置	0.91			1.42	1.39		
二次処理装置	0.73			1.08	1.46		
汚泥貯留装置	0.63			0.46			
合計	2.27			2.96	2.85		
膜の仕様及び運転方法							
充填面積 (m^2)	24	24	40	6.4	9	4.5	4.5
透過流束 ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$)	0.4	0.2	0.2	0.47	0.43	0.43	0.43
吸引時間 (分)	5	18	18	8	8	8	8
吸引停止時間 (分)	5	2	2	2	2	2	2
日最大透過水量 ($\text{m}^3/\text{日}$)	2.0	1.4	2.4, 7.2	1.2	3.1	1.5	1.5
間欠ばっ気槽または硝化槽の運転方法							
BOD容積負荷 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$)	0.34	0.34	0.82	0.23	0.26	0.26	0.26
T-N容積負荷 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$)	0.09	0.09	0.20	0.06	0.06	0.06	0.06
空気量 (l/分)	300	300	300	200	110, 150	110	120, 110
循環比	-	-	-	-	3Q	3Q	3Q, 4Q
ばっ気時間 (分)	25	20	20, 連続	60	5, 連続	連続, 12	12
ばっ気停止時間 (分)	35	40	40, -	60	4, -	- , 30	30
汚泥移送量 (l/日)	10	10	-	17.5	-	-	-

注) 装置3は硝化槽の水位が低下した場合のみ間欠ばっ気運転した。

膜面積と吸引ポンプの運転時間から1日あたりの膜透過水量の最大値（日最大透過水量 $\text{m}^3/\text{日}$ ）は（1）式で算出される。

$$\text{日最大透過水量}(\text{m}^3/\text{日}) = \text{透過流束}(\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}) \times \text{膜面積}(\text{m}^2) \times \text{吸引時間の比率}(-) \times \text{ばっ気時間の比率}(-) \quad (1)$$

ここで，

$$\text{吸引時間の比率}(-) = \text{吸引時間}(\text{分}) / (\text{吸引時間}(\text{分}) + \text{吸引停止時間}(\text{分}))$$

$$\text{ばっ気時間の比率}(-) = \text{ばっ気時間}(\text{分}) / (\text{ばっ気時間}(\text{分}) + \text{ばっ気停止時間}(\text{分}))$$

窒素除去性能を発揮させるため，間欠ばっ気型ではばっ気・ばっ気停止時間のサイクルを変化させ，硝化液循環型についても硝化槽の水位が低下し吸引ポンプが停止した場合には，ばっ気を間欠運転とした。また，平膜については空気の供給量を110～150 l/分の範囲で変化させた。

実験装置への排水の供給方法としては，装置1が戸建て住宅に設置して実際に排出される排水を用い，他の装置は装置の前段にポンプ槽を設け，既設の浄化槽の原水ポンプ槽あるいは流量調整槽の汚水を一旦ポンプ槽に貯留し，そこから生活排水の流入パターンに応じて実験装置へ流入させた。

（2） 調査方法

1日あたりの透過水量と膜間差圧を自動的に記録するとともに，1～2週間に1回の頻度で半日調査を実施した。半日調査は，各単位装置の運転状況の確認，一次処理流出水と膜透過水の水質分析および生物反応槽の混合液浮遊物質（MLSS）濃度の測定を行った。また，トラブルの発生状況について調査し，装置の改良を行った。

水質分析はすべて下水試験方法⁴⁸⁾に準拠し，分析項目は pH，SS，BOD，COD，T-N，ゲルダール性窒素（Kje-N），アンモニア性窒素（ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ），亜硝酸性窒素と硝酸性窒素の合計量（以下「 $\text{NO}_x\text{-N}$ 」と表示する），アルカリ度，T-P および大腸菌群数である。また，膜透過水のゲルクロマトグラフィーを第4章に示した方法で行った。

5.3.4 結果および考察

(1) 一次処理装置流出水の水質

各装置における一次処理装置流出水の水質分析結果を表5-4に示す。

表5-4 一次処理装置流出水の水質分析結果

	嫌気ろ床型			予備ろ過型			ばっ気スクリーン型		
	SS mg/l	BOD mg/l	T-N mg/l	SS mg/l	BOD mg/l	T-N mg/l	SS mg/l	BOD mg/l	T-N mg/l
最小値	55.9	127	26.8	86.9	106	26.0	86.9	62	27.7
最大値	253.0	216	52.4	134.0	223	72.2	157.0	187	50.1
平均値	153.9	164	41.8	115.7	149	42.8	124.8	132	42.2
標準偏差	83.2	32.1	10.8	16.5	41.5	17.6	26.2	41.5	7.6

各型別の一次処理装置流出水のSS, BODおよびT-Nの平均値は, 嫌気ろ床型がSS 154mg/l, BOD 164mg/l, T-N 41.8mg/l, 予備ろ過型がSS 116mg/l, BOD 149mg/l, T-N 42.8mg/l, ばっ気スクリーン型がSS 125mg/l, BOD 132mg/l, T-N 42.2mg/lであった。

SSは嫌気ろ床型が他の2型式に比べてやや高い値を示し, BODはばっ気スクリーン型が他の2型式に比べてやや低い値を示しているが, 本実験の範囲内では著しい差は認められなかった。

ただし, 5.3.2(4)1)で述べたように, 嫌気ろ床型における嫌気性分解の進行やばっ気スクリーン型におけるばっ気によりBODが低下し, 窒素除去に必要な有機物質が不足する場合が考えられ, また, 各型で汚泥の引き抜きの容易性が異なるため, 実装置の設計にあたってはこれらを考慮する必要がある。

(2) 膜透過水(処理水)の水質

膜透過水の水質分析結果を表5-5に示す。

1) SS, BOD, COD

膜透過水はいずれの装置もSSが1mg/l以下, BODが5mg/l以下, CODが10mg/l以下であり, 目標処理水質以下の非常に安定した水質が得られた。各装置において膜の種類や運転条件が異なるが, 水質の差は認められなかった。

2) T-N

膜透過水のT-Nは, 装置1が0.5~19.3mg/l(平均3.1mg/l), 装置2が17.0~27.0mg/l(平均19.0mg/l), 装置3が6.5~19.7mg/l(平均11.7mg/l)であった。装置2と装置3の場合, NO_x^- -NがT-Nの大部分を占めており硝化反応に比べ脱窒反応の進行が不十分なことが示された。これは, ばっ気量が膜モジュールの洗浄を目的として設定され, 特にMLSSが低い場合においてばっ気が過剰となり, 硝化は進行するが, 脱窒反応が十分に進行する反応条件にはならなかったことが原因と考えられる。

そこで, 脱窒反応を進行させるため, 間欠ばっ気法の装置ではばっ気時間を短くし, 硝化液循環法の装置では, 硝化槽の水位が低下し吸引ポンプが停止した場合にばっ気を間欠運転とした。さらに, 脱窒槽および間欠ばっ気槽への汚水の供給をばっ気停止中にのみ行うとともに, ばっ気停止時に一定間隔で攪拌を実施した。その結果, 膜透過水T-Nが低下する傾向を示した。しかし, ばっ気時間中のみ透過水が得られるという膜分離型浄化槽の特徴から, ばっ気時間を短縮することは膜面積の増加につながるため, 適切な運転条件を確立することの必要性が示された。

表5-5 処理水（膜透過水）の水質分析結果

	装置1			装置2			装置3		
	範囲	平均値	標準偏差	範囲	平均値	標準偏差	範囲	平均値	標準偏差
pH	6.5 ~ 7.4	6.9	0.2	6.7 ~ 7.4	7.1	0.2	5.8 ~ 6.7	6.4	0.4
SS (mg/l)		< 1			< 1			< 1	
BOD (mg/l)	< 0.5 ~ 2.1	1.2	0.5	0.5 ~ 2.2	1.5	0.6	0.5 ~ 0.9	0.8	0.2
COD (mg/l)	6.5 ~ 9.9	8.2	1.0	3.2 ~ 7.5	4.5	1.3	5.2 ~ 7.8	6.3	1.1
T-N (mg/l)	0.5 ~ 19.3	3.1	5.1	17.0 ~ 27.0	19.0	3.1	6.5 ~ 19.7	11.7	6.0
Kj-N (mg/l)	< 0.1 ~ 15.9	2.9	4.7	—	—	—	0.3 ~ 5.6	1.9	2.5
NH ₄ -N (mg/l)	< 0.1 ~ 16.2	1.5	4.3	< 0.1 ~ 0.4	0.2	0.1	0.1 ~ 4.3	1.3	2.0
NO _x -N (mg/l)	< 0.1 ~ 7.4	1.3	2.0	17.0 ~ 26.0	18.0	2.4	5.8 ~ 14.0	9.8	3.9
アルカリ度 (mg/l)	16.8 ~ 79.6	36.2	14.8	67.0 ~ 167.0	100.0	24.8	1.0 ~ 38.0	17.5	15.9
T-P (mg/l)	0.7 ~ 3.0	1.4	0.6	1.2 ~ 2.2	1.6	0.3	1.2 ~ 3.8	2.7	1.2
大腸菌群数 (個/ml)		未検出		—	—	—		未検出	

3) 大腸菌群数

装置1と装置3において膜透過水に大腸菌群は検出されなかった。

一方、別途、平膜を浸漬した反応槽に大腸菌群、大腸菌ファージ T₁（頭部 50×50nm，尾部 10×150nm 程度の大きさのウイルス）および大腸菌ファージ Q β （直径 27～32nm の正 20 面体のウイルス）を添加して、膜による阻止率を調べた。その結果を表 5 - 6 に示す。

表 5 - 6 膜による大腸菌群と大腸菌ファージの阻止率

MLSS mg/l	阻止率 (%)		
	大腸菌群	Q β	T ₁
0	97.6	45.1	95.9
2800	100.0	53.7	98.5
8700	100.0	98.7	99.6
13900	100.0	100.0	99.9

MLSS の上昇にともない阻止率が上昇する傾向を示した。すなわち、活性汚泥と共存する場合には、大腸菌ファージのように精密ろ過膜の孔径より小さいものでも分離されることが示された。これは、通常、ウイルスは水中に単離していることが少なく、活性汚泥のフロックに吸着していることや、膜表面には固形物の層（ケーキ層）があり、これらの擬似的な膜（ダイナミック膜とよばれる）によりろ過されるため、MLSS が高いとほとんど透過しないためである⁴⁹⁾。しかし、実際には生物反応槽からの飛沫による汚染や膜の損傷などによる漏れが生じ、膜透過水に大腸菌群が検出される可能性があるため、膜透過水においても消毒を行う方が望ましいと考えられる。

4) 膜透過水のゲルクロマトグラム

膜透過水は孔径 $0.1 \sim 0.4 \mu\text{m}$ の膜を透過したものであり、ゲルクロマトグラフィーの前処理として行う孔径 $0.45 \mu\text{m}$ のろ紙によるろ過と同様な条件である。そこで、第4章と同一条件で膜透過水のゲルクロマトグラフィーを行い、その溶解性有機物質の分子量分布を第4章の結果と比較した。

膜透過水の分子量を $1,500\text{D}$ 以上、 $200 \sim 300\text{D}$ および 100D 以下の3つのグループに分類した。さらに、濃縮およびゲルクロマトグラフィーにおいて回収されなかった有機物質を加え、第4章で示した3施設と戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽（嫌気ろ床接触ばっ気方式）の結果と併せて図5-7に示す。

膜透過水は小型合併処理浄化槽の処理水に比べ TOC がやや低く、分子量 $1,500\text{D}$ 以上の物質が少なかった。この傾向は処理対象人員51人以上の中規模施設（以下「中規模施設」と表示する）における接触ばっ気方式と活性汚泥方式の関係と同様の傾向を示した。一方、分子量 $1,500\text{D}$ 以上の物質の $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$ は、膜透過水および小型合併処理浄化槽の処理水のいずれも140であり、中規模施設でみられた処理方式による差は認められなかった。

次に、各施設の処理水における $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$ の違いを図5-8に示す。膜透過水では $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} > 100$ の成分はほとんど認められなかった。したがって、小型合併処理浄化槽や中規模施設の接触ばっ気方式に比べ、生物分解しやすい有機物質の分解が進行し、残存している有機物質は生物分解性の低いことが明らかとなった。このことから、小型の装置において活性汚泥方式を採用することの有効性が示された。

施設	処理方式
A	接触ばっ気方式（中規模施設）
B	接触ばっ気方式（中規模施設）
C	活性汚泥方式（中規模施設）
D	膜分離活性汚泥方式（小型）
E	接触ばっ気方式（小型）

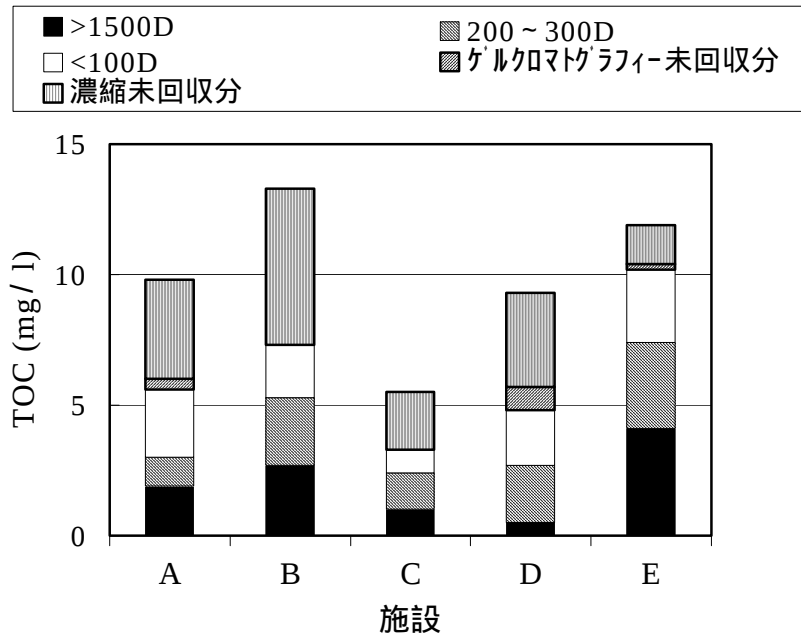


図5 - 7 処理水における溶解性有機物質の分子量分布

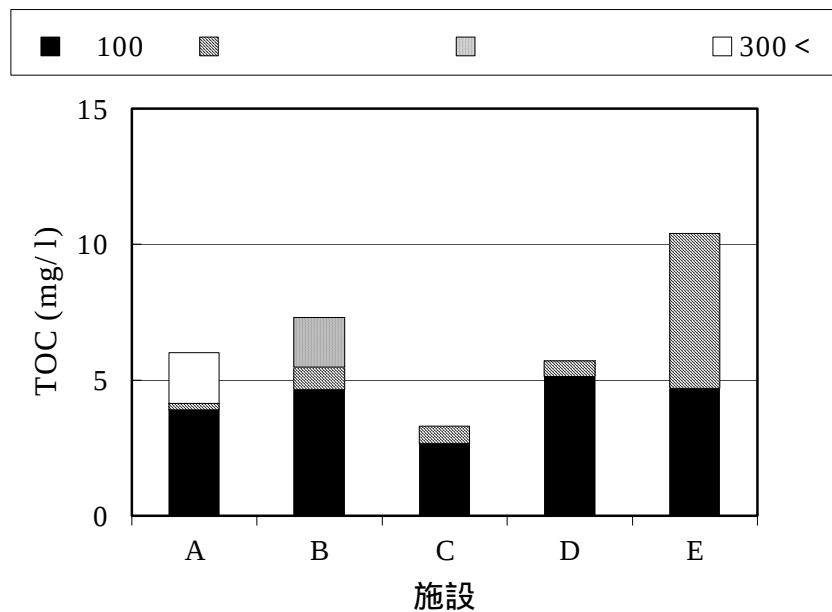


図5 - 8 処理水における TOC / OD_{260nm} 成分

(3) 最大膜間差圧および処理水量

各装置の MLSS , 最大膜間差圧および処理水量の経日変化を図 5 - 9 ~ 図 5 - 11 に示す。

1) 装置 1 (中空糸膜)

戸建て住宅に実験槽を設置したタイプである。RUN1 と RUN2 は流入汚水量を $1.25\text{m}^3/\text{日}$ に設定し , 設定値を超える汚水が流入した場合には既設の浄化槽へオーバーフローさせた。RUN3 では膜面積を 24m^2 から 40m^2 に増加させて , 戸建て住宅から排出される汚水を全量処理した。

RUN1 においては約 3 ヶ月で膜間差圧が 10kPa から 50kPa まで上昇し , 透過水量を得るのに高い吸引圧力が必要となった。これは , 透過流束を $0.4\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ と高く設定したために膜の閉塞が生じたことを示しており , 5 分吸引 , 5 分停止の条件 , すなわち吸引停止時間を長くした効果は認められなかった。RUN2 では透過流束を $0.2\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ に低下させ , 18 分吸引 , 2 分停止と吸引時間を長く設定した。その結果 , 約 3 ヶ月間 , 膜間差圧の上昇はほとんど認められなかった。したがって , 透過流束を低く設定することにより , 膜間差圧を上昇させずに吸引時間を長くすることが可能であった。

RUN3 では戸建て住宅から排出される汚水をすべて実験装置に流入させたため , 流入汚水量が $3.0\text{m}^3/\text{日}$ を超える場合も認められた。RUN3 の間欠ばっ気条件における日最大透過水量は $2.4\text{m}^3/\text{日}$ であるため , 間欠ばっ気を連続ばっ気に変更して運転した。その結果 , 全水量の膜の透過が可能となったが , 日数の経過にともない膜間差圧が上昇する傾向が認められ , $3.0\text{m}^3/\text{日}$ の流入汚水量に対応するには , 膜面積を増加させる必要性が認められた。

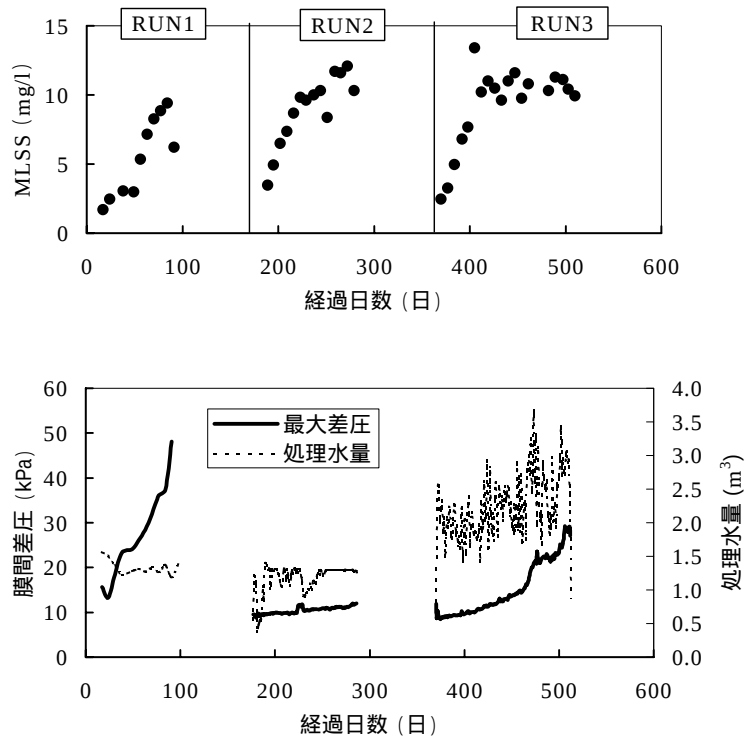


図 5 - 9 MLSS , 最大膜間差圧および処理水量の経日変化 (装置 1)

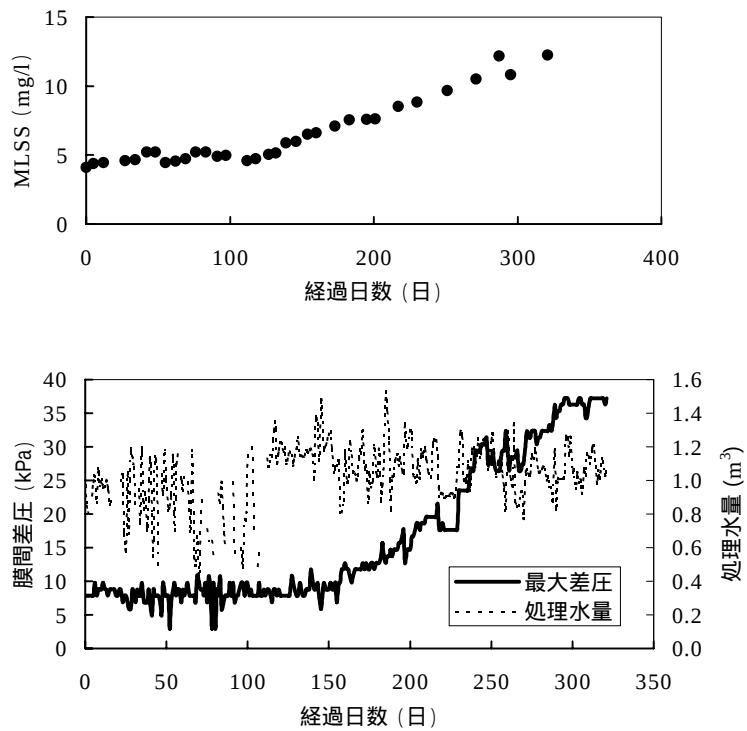


図 5 - 1 0 MLSS , 最大膜間差圧および処理水量の経日変化 (装置 2)

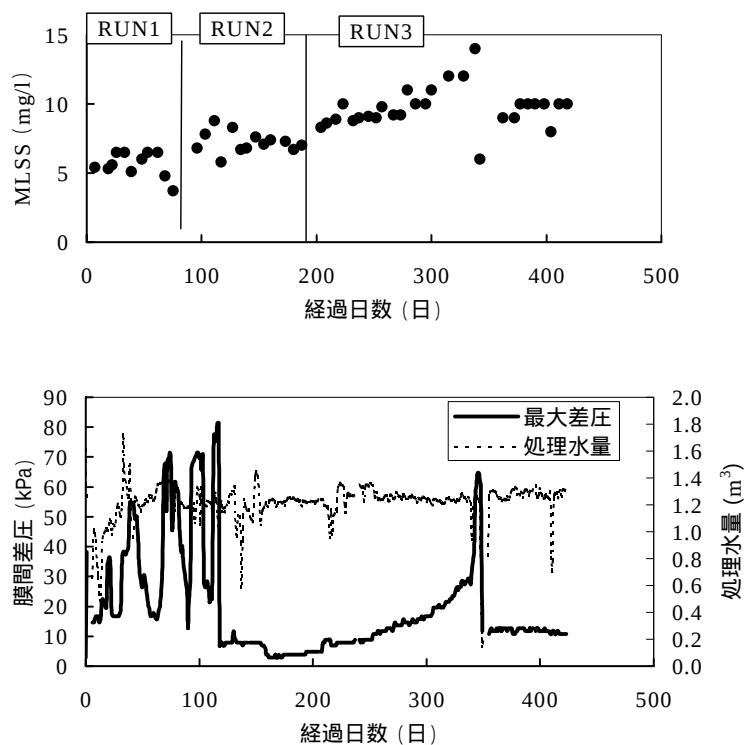


図5 - 11 MLSS，最大膜間差圧および処理水量の経日変化（装置3）

2) 装置2（平膜A）

既設浄化槽から汚水を供給したタイプである。流入汚水量は $1.25\text{m}^3/\text{日}$ ，透過流束は $0.47\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ の条件で，約5ヶ月間，膜間差圧が 10kPa 程度で運転することが可能であった。しかし，約5ヶ月経過後から徐々に膜間差圧が上昇する傾向が認められ，9ヶ月以降は 30kPa 以上を示した。透過流束 $0.47\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ の条件で約半年程度運転できることが明らかとなったことから，膜間差圧が上昇した時点で膜の薬品洗浄を行うことにより，長期間の運転が可能と考えられる。

3) 装置3（平膜B）

装置2と同様に既設浄化槽から汚水を供給したタイプである。流入汚水量は $1.25\text{m}^3/\text{日}$ ，透過流束は $0.43\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ の条件で運転した。RUN1では3ヶ月経過時までは膜間差圧の上昇がしばしば認められた。これは，空気量の不足，散気管の閉塞，MLSSが低いことなどが原因で膜の閉塞や膜間の流路の閉塞が生じたものと考えられる。

散気管を洗浄し、空気量を増加させた後も膜間差圧の上昇が生じたため、RUN2では膜の薬品洗浄を実施するとともに、散気管の穴の径を2.7mmから3.2mmに変更した。その結果、約5ヶ月間、膜間差圧10kPa程度で運転することが可能であった。すなわち、散気管の穴の径をわずかに大きくすることにより、110 l/分の空気量においても散気管の閉塞が生じなくなった。このことは、MLSS 10,000mg/l程度の高い活性汚泥濃度で運転する場合、散気管の穴の径が大きく影響することを示している。

その後、徐々に膜間差圧が上昇するようになり、薬品洗浄後約7ヶ月経過した時点で急激な膜間差圧の上昇が認められた。再度、薬品洗浄を実施した結果、再び膜間差圧が10kPa程度まで低下し、安定した膜透過が可能となった。したがって、装置2の場合と同様に、半年に1回の頻度で膜の薬品洗浄を実施することにより、長期間の運転が可能となる。

(4) 間欠ばっ気槽および硝化槽のMLSS

間欠ばっ気槽および硝化槽のMLSSは、いずれの施設も日数の経過にともない上昇する傾向を示した。MLSSの上昇速度から計算した汚泥生成量と、一次処理装置流出水と膜透過水のBODから計算したBODの除去量から(2)式にしたがってBOD除去量あたりの汚泥生成量(汚泥生成率)を算出した。

$$\text{汚泥生成率(\%)} = \text{汚泥生成量(kg/日)} \times 100 / \text{BOD除去量(kg/日)} \quad (2)$$

その結果、施設1が32～41%、施設2が39%、施設3が38%であり、長時間ばっ気方式の汚泥生成率の40～60%⁵⁰⁾に比べて低い値を示した。これは、膜分離型浄化槽では反応槽からの活性汚泥の流失がなく、長時間ばっ気方式に比べ汚泥滞留時間が長いためである⁵¹⁾。

施設3の場合、MLSSが12,000mg/lを超えると膜間差圧が急激に上昇し、膜の閉塞が生じた。透過流束を小さくすることや空気量を増加させることによりMLSSが高い状態での運転が可能となるが、透過流束を小さくすると日最大透過水量が減少すること、空気量を増加させると消費電力量が増大することなどの問題点がある。したがって、MLSSが高い状態での運転は不適当と考えられる。

一方、MLSSが低い場合(2,000mg/l以下)、1ヵ月程度で膜間差圧の上昇が生じる

場合が認められた。すなわち，膜表面のダイナミック膜の形成やはく離が不十分な場合には，短期間で膜の閉塞が生じることが明らかとなった。

膜分離型浄化槽では 3 ヶ月に 1 回の維持管理を想定しており，MLSS の厳密な調整が困難なことを考慮して，3,000 ~ 15,000mg/l の MLSS で運転することが妥当と考えられる。

5.3.5 まとめ

膜分離型浄化槽の設計条件や単位装置の構成を検討し，実験装置を作成した。実際の生活排水を用いて実証試験を行い，その処理機能および安定した膜分離を行うための運転方法などの検討を行った。その結果，次のことが明らかとなった。

- (1) 膜透過水は SS 1mg/l 以下，BOD 5mg/l 以下，COD 10mg/l 以下，大腸菌群は不検出であり，非常に良好な水質が得られた。装置の運転条件や膜の種類による水質の差は認められなかった。一方，脱窒反応が十分に進行しなかったため，窒素除去性能が不安定であった。運転条件の変更により処理水の T-N が低下する傾向が認められ，安定した窒素除去性能を発揮させるための運転条件の確立が必要であった。
- (2) 透過流束を中空糸膜では $0.2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ ，平膜では $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ で運転した場合，最大 7 ヶ月程度，膜間差圧の急激な上昇が認められなかった。膜間差圧が上昇した時点で薬品洗浄を実施した結果，再び膜間差圧が 10kPa 程度まで低下し，安定した処理が可能となった。したがって，半年に 1 回の頻度で膜の薬品洗浄を実施することにより，長期間の運転が可能となるものと考えられた。
- (3) MLSS が 12,000mg/l を超えると透過水量が確保できない場合が生じ，逆に MLSS が低い場合 (2,000mg/l 以下) にも 1 ヶ月程度で膜間差圧の上昇が生じた。これらのことより，MLSS の範囲として 3,000 ~ 15,000mg/l が妥当と考えられた。

5.4 膜分離型浄化槽の運転方法に関する検討

5.4.1 目的

膜分離型浄化槽においては膜透過水の水質は良好であるため、膜の透過水量を安定して確保することが重要である。その条件として、透過流束や MLSS を適正な範囲に維持すること、約半年に 1 回、膜の薬品洗浄を実施する必要があることが明らかとなった。そこで、MLSS を適正な範囲に維持するため、運転開始時点に添加する汚泥の種類および活性汚泥のろ過特性を把握する手法について検討した。また、膜モジュールの維持管理に不可欠な薬品洗浄に用いる塩素の影響について検討した。

(1) 使用可能な種汚泥の検討

膜分離においては、活性汚泥による膜表面のダイナミック膜の形成やはく離が不可欠であり、MLSS が低く一次処理水が直接膜分離された場合、早期に膜の目詰まりが生じる。また、運転開始後できるだけ早い時点で安定した硝化・脱窒機能を発揮させることが望ましく、種汚泥の添加は必須条件となる。

膜面保護の目的で種汚泥を添加する場合、3000mg/l 程度の MLSS を確保する必要がある。種汚泥は、通常、活性汚泥が用いられるが、活性汚泥の確保が困難な場合もあるため、種汚泥として余剰汚泥脱水ケーキやシーディング剤などが使用できるかを検討した。

(2) 活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験

膜の透過特性に影響を与える因子として MLSS や粘度がある。透過流束の低下を最小限に押さえるための MLSS の上限は 15,000mg/l 程度であるが^{14), 15)}、MLSS が等しくても汚泥の粘度が異なる場合があるため、現場において簡易に活性汚泥の透過特性を把握する方法⁵²⁾として、ろ紙によるろ過試験を実施した。

(3) 膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響

膜モジュールは使用に従い汚れ透過流束が低下するため、洗浄してろ過性能を回復させることが不可欠となる。洗浄方法は物理洗浄（逆洗、ブラッシングなど）と化学洗浄（薬品洗浄）がある。膜表面のケーキ層の除去に物理洗浄を行い、物理洗浄で除

去できない物質の除去に薬品洗浄を行うのが一般的である⁵³⁾。また、膜の洗浄に超音波を用いる方法も研究されている⁵⁴⁾。膜モジュールも汚れの原因に応じて洗浄方法を変える必要があり、膜モジュールの維持管理において最も重要な項目である⁵⁵⁾。

膜分離型浄化槽においては、6 ヶ月に 1 回の頻度での薬品洗浄を実施する必要がある^{14), 15)}。洗浄には塩素（次亜塩素酸ナトリウム溶液）が用いられ、透過水側から注入する。このとき、注入した次亜塩素酸ナトリウム溶液の一部は膜を透過して生物反応槽へ移行し、存在する微生物に対して悪影響を及ぼす可能性がある。また、洗浄後に残存する塩素の放流先の水生生物に対する影響も考えられる。

そこで、膜の薬品洗浄後、残存する塩素を中和しない場合と中和した場合について、透過水の塩素濃度の変化を比較するとともに、中和後の硝化・脱窒性能に対する塩素の影響を調べた。

5.4.2 実験方法

(1) 使用可能な種汚泥の検討

1) 実験に用いた試料

実験に使用した試料は以下の 4 種である。

活性汚泥方式の合併処理浄化槽の返送汚泥	試料 1
の余剰汚泥脱水ケーキ	試料 2
活性汚泥方式の産業排水処理施設（豆腐製造排水）余剰汚泥脱水ケーキ	試料 3
シーディング剤（粉末状）	試料 4

前処理として試料 1 は目開き 1mm のメッシュスクリーンでろ過し、試料 2～4 はあらかじめ水道水中で 10 分程度攪拌して分散させた後、試料 1 同様のスクリーンでろ過した。なお、いずれの試料も MLSS が 3000mg/l になるように調製した。

2) 実験方法

中空糸膜を設置した反応槽内に汚泥を投入し、既設の合併処理浄化槽の流入水を供給し、一定圧力で吸引ろ過を行った。測定は透過流束と積算透過水量について、透過流束の変化がほとんど認められなくなるまで実施した。なお、種汚泥としての適合性

の判断は合併処理浄化槽の活性汚泥における透過流束の変化を基準とした。

(2) 活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験

1) ろ過試験に適するろ紙の選定

実験に用いたろ紙を表5-7に示す。選定したろ紙は直径150mmのガラス繊維またはセルロース製で、ろ過速度の速いろ紙とした。活性汚泥は2施設から採取し、MLSSはそれぞれ6,140mg/lと17,500mg/lである。

ろ紙を四つ折りにして直径10.5cmのロートにセットし、蒸留水で湿らせてロートに密着させた。ろ紙の上に活性汚泥50mlを投入し、5分後のろ過水量を測定した。実験は水温29℃の条件でそれぞれ3回ずつ行い、ろ過水量の平均値を算出した。

表5-7 実験に使用したろ紙

No.	ろ紙の種類と直径
1	東洋ろ紙(定性ろ紙 No1) 150mm
2	東洋ろ紙(ガラス繊維ろ紙 GA-200) 150mm
3	Whatman(定量ろ紙グレート 41) 150mm
4	Whatman(定性ろ紙グレート 4) 150mm
5	東洋ろ紙(定量ろ紙 No5A) 150mm
6	Whatman(ガラス繊維ろ紙 GF/C) 150mm

2) ろ過試験

1)の結果から選定した、No.1とNo.4の2種類のろ紙を用いてろ過試験を行った。活性汚泥は8施設から採取し、希釈や濃縮によって種々の濃度に調整した。活性汚泥の希釈には処理水を用い、濃縮は沈殿させた後、上澄水を排除した。また、それぞれの活性汚泥の粘度を測定した。

ろ過は1)に示した方法で行い、所定の時間経過後のろ過水量を測定した。実験は水温16～24℃でそれぞれ3回ずつ行い、ろ過水量の平均値を算出した。

次に、MLSS 14,100mg/lの活性汚泥を水浴中で10℃、20℃、30℃に調整し、1)に示した方法でろ過試験を行い、水温の違いによるろ過水量の差を調べた。

(3) 膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響

5 . 3 節で使用した実証試験装置を用い , 膜モジュールを反応槽に浸漬させた状態で透過水側から次亜塩素酸ナトリウム溶液 (5000mg-Cl/l) 15 l を注入速度 1.0 l/min (注入時間約 15 分) で注入した。約 30 分間経過後 , 80 l/hr の速度 (透過流束 $0.1\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{hr}$) で吸引ろ過を行い , 膜透過水の残留塩素と pH を測定した。

実験は次亜塩素酸ナトリウム溶液を中和しない場合 (RUN1) と中和した場合 (RUN2) について行った。中和は次亜塩素酸ナトリウム溶液の注入後 , 0.5%チオ硫酸ナトリウム溶液 5 l を注入速度 1.0 l/min (注入時間約 5 分) で注入する方法で行った。また , 中和後の膜分離槽内の NH_4^+-N , NO_x^--N の経時変化を測定し , 硝化・脱窒性能に対する塩素の影響を調べた。

5.4.3 結果および考察

(1) 使用可能な種汚泥の検討

透過水量の増加に伴う透過流束の変化を図5-12に示す。合併処理浄化槽と産業排水処理施設の脱水汚泥はいずれも合併処理浄化槽の活性汚泥と同様な透過流束の変化を示し、MLSSが3000mg/lの条件において、膜分離型浄化槽の種汚泥として使用可能であることが示された。

一方、市販のシーディング剤については、試験開始直後から急激な透過流束の低下が認められた。これは、活性汚泥や脱水汚泥の場合、膜表面に汚泥のケーキ層が形成され膜表面を保護する働きをするが、シーディング剤は汚泥のケーキ層が形成されないため、流入水中の有機物質や無機塩類が初期の膜の目詰まりを引き起こしたものと考えられる。

なお、豆腐製造排水処理施設の脱水汚泥については良好な結果を示したが、産業排水処理の対象となる業種としては多種多様であるため、膜分離型浄化槽への適合性については業種ごとに調査が必要である。

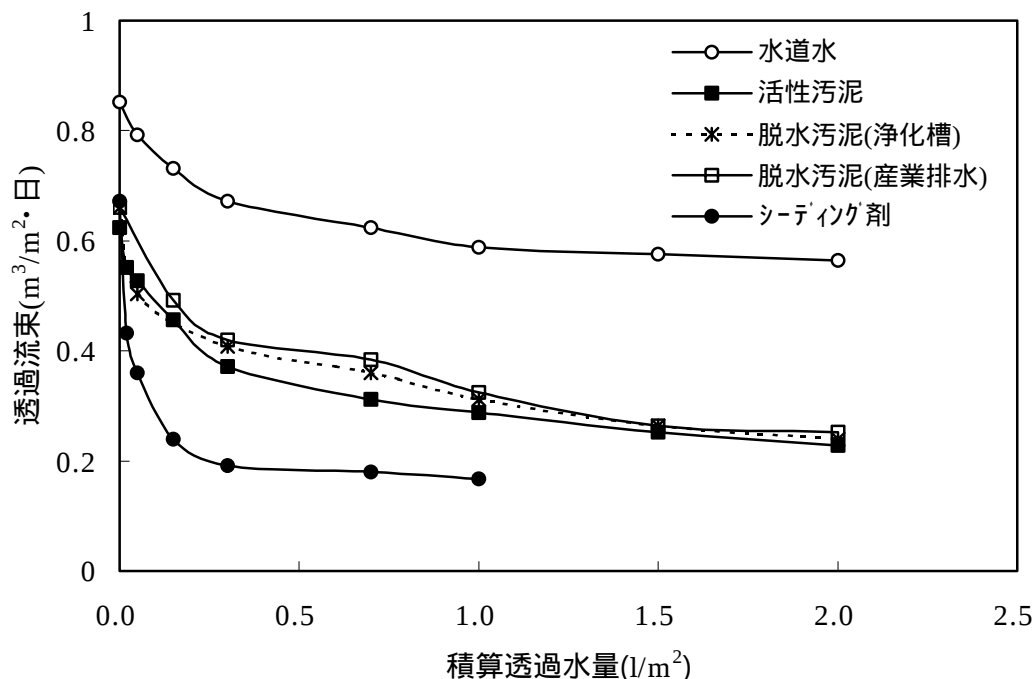


図5-12 各試料における透過流束の変化

一方，市販のシーディング剤は，多くのメーカーで製品化されており，配合成分によって透過流束の変化が異なることが予想されるため，様々な種類について検討することが必要である。

(2) 活性汚泥の透過特性を把握するためのろ過試験

1) ろ過試験に適するろ紙の選定

各ろ紙の5分後のろ過水量を表5-8に示す。MLSSは活性汚泥Aが17,500mg/l，活性汚泥Bが6,140mg/lである。No.2のろ紙は折りにくく，ロートに対して密着させるのが困難であった。また，濃度の高い活性汚泥においては，ほとんどのろ過水が得られなかった。これらのことからろ過試験には適さないろ紙と判断した。

表5-8 各ろ紙の5分後のろ過水量

ろ紙番号	ろ過水量 (ml/5分)					
	1	2	3	4	5	6
活性汚泥A	19.5	-	19.5	16.5	20.0	14.8
活性汚泥B	36.0	13.5	35.5	32.5	35.5	34.5

No.2以外のろ紙では，活性汚泥Aと活性汚泥Bでそれぞれ，約35mlと15～20mlのろ過水が得られた。濃度の違いでろ過水量に大きな差が認められたことから，No.2以外のろ紙はろ過試験に適しているものと考えられる。なお，実際の維持管理に用いる場合，安価なろ紙が適していることからNo.1とNo.4のろ紙がろ過試験に適していると判断し，このろ紙を用いて以下の実験を実施した。

2) 各ろ過時間におけるMLSSとろ過水量の関係

No.1のろ紙の各ろ過時間におけるMLSSとろ過水量の関係を図5-13に示す。MLSSが高いほどろ過水量が減少する傾向が認められ，いずれのろ過時間においてもその近似式の傾きは等く，その相関係数はろ過時間が長くなるにともない大きくなる傾向が認められた。膜分離槽におけるMLSSの上限を15,000mg/l^{(14), (15)}とした場合，

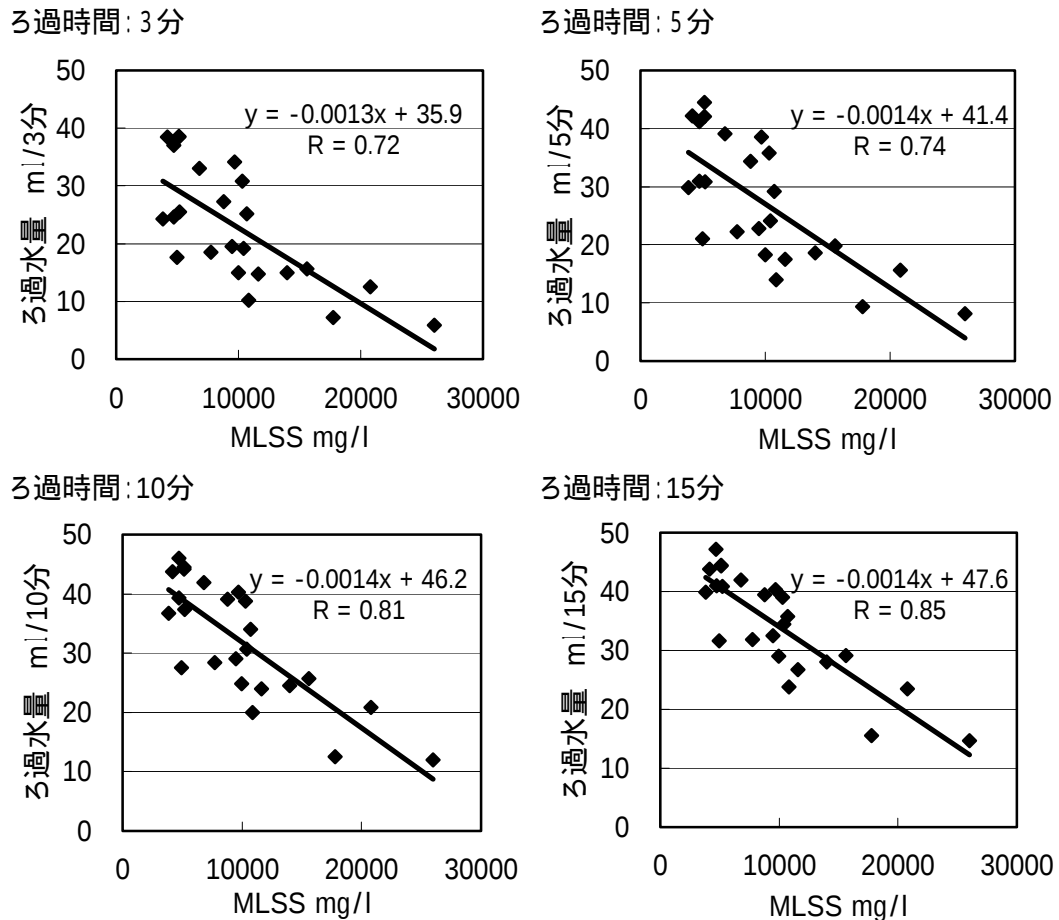


図5 - 1 3 各ろ過時間の MLSS とろ過水量の関係

このろ過試験結果から判断すると、ろ過時間 15 分と 10 分でそれぞれ透過水量が 30ml 以下、25ml 以下になった場合に余剰汚泥の移送あるいは引き抜きを実施すればよいことになる。

一方、MLSS が 10,000mg/ l 以下では、特にろ過時間が短い場合にろ過水量のばらつきが大きくなった。これは、同じ MLSS でもその粘度の違いによりろ過水量に差が生じたものと考えられる。

3) 粘度とろ過水量の関係

2) と同一の活性汚泥の MLSS と粘度の関係、および粘度とろ過水量の関係をそれぞれ図5 - 1 4 と図5 - 1 5 に示す。

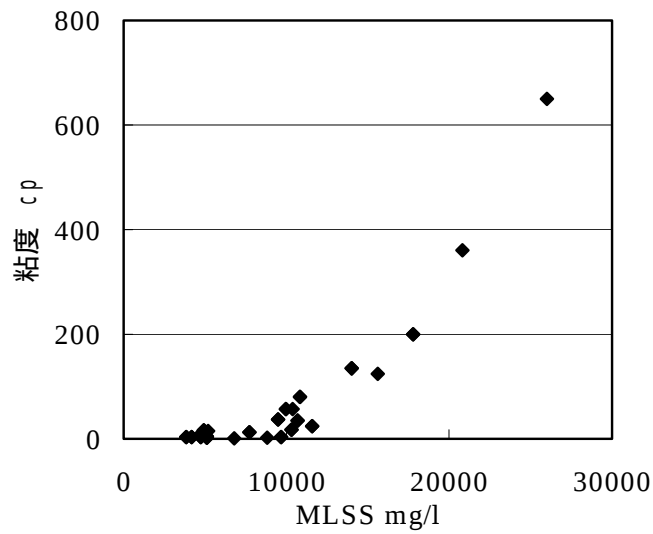


図5 - 14 MLSS と粘度の関係

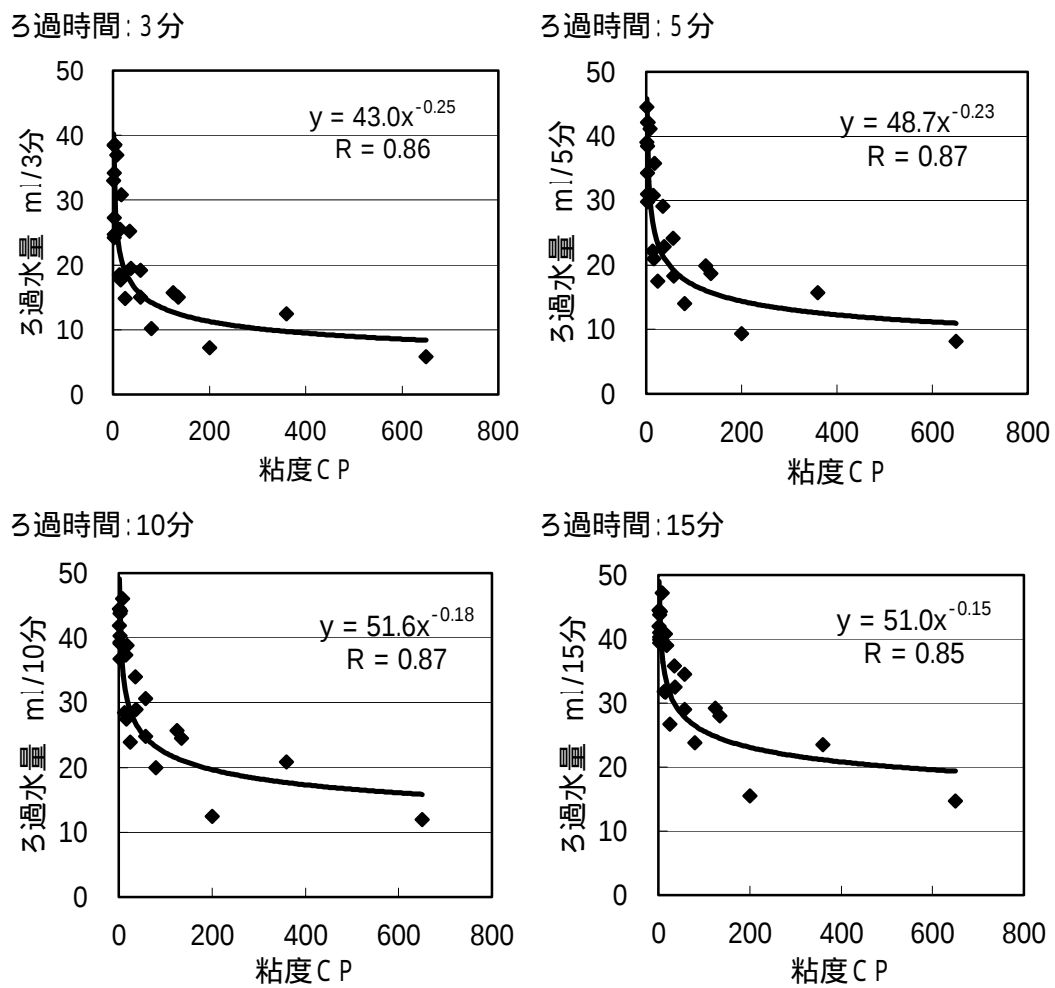


図5 - 15 粘度とろ過水量の関係

粘度は MLSS が約 10,000mg/l まではほとんど変化は認められなかったが、それ以上になると急激に上昇した。また、MLSS 10000mg/l 付近では同じ濃度でも粘度に差が認められた。

一方、ろ過時間における粘度とろ過水量の関係は図 5 - 15 に示した式で表され、粘度が 100cp 程度までは粘度の上昇にともないろ過水量が大きく減少する傾向が認められた。すなわち、ろ過水量は汚泥の粘度に大きく影響されることが確認された。

次に、各水温におけるろ過水量を図 5 - 16 に示す。なお、MLSS 14,100mg/l の活性汚泥の 10、20、30 における粘度はそれぞれ、52cp、47cp、45cp であった。水温が低い、すなわち粘度が高くなるとろ過水量が少なくなる傾向を示すが、ろ過時間が長くなるほどその差は小さくなり、ろ過時間 10 分以上では水温の影響はほとんど認められなかった。

2)、3)の結果から、ろ過水量の多いろ紙を用い、ろ過時間 10 分間でろ過試験を行うことにより、水温の影響を受けずに活性汚泥の透過特性を把握することが可能であった。したがって、現場において簡易に活性汚泥の透過特性を把握する方法として、ろ紙によるろ過試験が有効であることが明らかとなった。

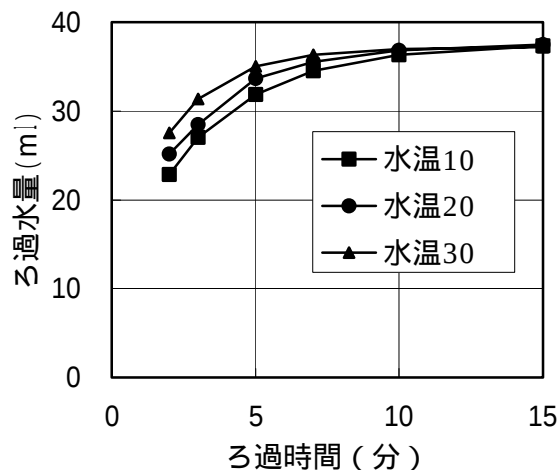


図 5 - 16 各水温におけるろ過水量

(3) 膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響

1) 膜透過水における残留塩素濃度の変化

薬品洗浄後の膜透過水における残留塩素濃度の変化を図5-17に示す。次亜塩素酸ナトリウム溶液を中和しない場合，膜透過水の排出直後には約4000mg/lの残留塩素が検出され，注入した次亜塩素酸ナトリウム溶液が高濃度で排出されていた。透過水量が20l（吸引時間15分）の時点で6mg/lまで低下したが，透過水量が80l（吸引時間60分）の時点でも1mg/l以上の残留塩素が検出された。小型合併処理浄化槽の処理水の平均残留塩素濃度が約0.7mg/l⁵⁶⁾であることから考えると，次亜塩素酸ナトリウム溶液を中和しない場合，少なくとも80lの透過水を回収する必要がある。

回収した透過水80l中の塩素量は注入量の15%程度と少なく，注入した塩素の大部分が反応槽内に流出し，微生物に対し影響を及ぼしている可能性が考えられる。

これに対し，次亜塩素酸ナトリウム溶液を中和した場合，残留塩素は0.01mg/l以下，pHの上昇は最大0.5程度であり，薬品洗浄後，チオ硫酸ナトリウム溶液を注入することによって塩素を中和できることが確認された。これらのことから，薬品洗浄後，チオ硫酸ナトリウム溶液を用いて中和する方が望ましいと考えられる。

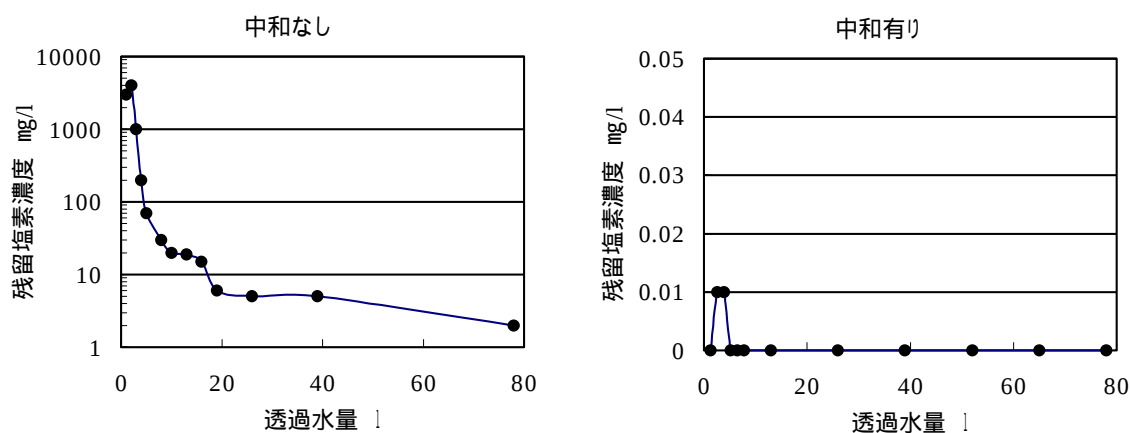


図5-17 薬品洗浄後の膜透過水における残留塩素濃度の変化

2) 薬品洗浄後の膜分離槽内における $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_x^-\text{-N}$ の経時変化

薬品洗浄後の膜分離槽内における $\text{NH}_4^+\text{-N}$ と $\text{NO}_x^-\text{-N}$ の経時変化を図5-18に示す。実験前の膜透過水の T-N は平均 15mg/l を示しており、この値を判断基準とした。洗浄後、 $\text{NO}_x^-\text{-N}$ の低下が認められたが5時間後には回復し、その後の変動は認められなかった。一方、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ はほとんど検出されなかった。したがって、膜の薬品洗浄に用いる塩素の硝化・脱窒性能に対する影響は小さいことが明らかとなった。

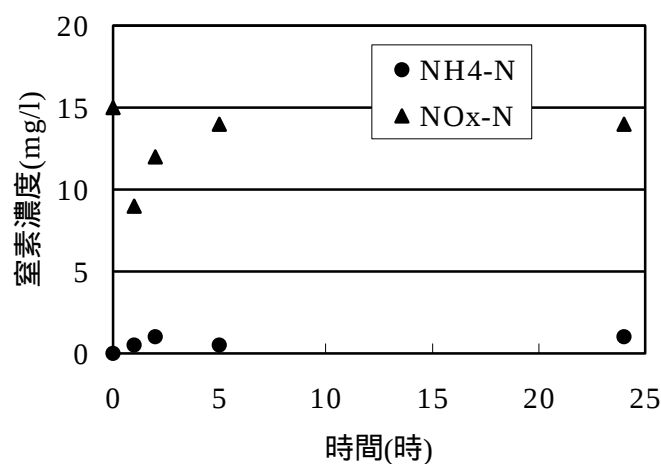


図5-18 薬品洗浄後の膜分離槽内における $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_x^-\text{-N}$ の経時変化

5.4.4 まとめ

膜の透過水量を安定して確保するための条件として、運転開始時点に添加する汚泥の種類、活性汚泥のろ過特性を把握する手法について検討した。また、膜モジュールの維持管理に不可欠な薬品洗浄に用いる塩素の影響について検討した。その結果、次のことが明らかとなった。

(1) 使用可能な種汚泥の検討

使用開始時に添加する種汚泥として、活性汚泥以外に合併処理浄化槽や産業排水処理施設の余剰汚泥脱水ケーキが使用可能であった。ただし、産業排水処理施設の汚泥については、産業排水処理の対象となる業種ごとの確認が必要と考えられた。

(2) 膜の透過特性を把握するためのろ過試験

ろ過水量の多いろ紙を用い、ろ過時間 10 分間でろ過試験を行うことにより、水温の影響を受けずに活性汚泥の透過特性を把握することが可能であり、現場において簡易に活性汚泥の透過特性を把握する方法として、ろ過試験が有効であることが明らかとなった。

(3) 膜の薬品洗浄に用いる塩素の影響

薬品洗浄後、次亜塩素酸ナトリウム溶液を中和しない場合、透過水を 80 l 程度回収する必要があった。これに対し、チオ硫酸ナトリウム溶液を注入することによって塩素が中和できることが確認された。また、膜の薬品洗浄に用いる塩素の硝化・脱窒性能に対する影響は小さいことが明らかとなった。

5.5 膜分離装置を用いた既設単独処理浄化槽の合併化手法の検討

5.5.1 目的

1988年に処理対象人員50人以下の合併処理浄化槽（小型合併処理浄化槽）の構造基準⁵⁷⁾が追加されて以来、未処理生活雑排水対策として、戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽が急速に普及している。しかし、その一方で、1998年度には新規に約16万基の単独処理浄化槽が設置⁵⁸⁾されている。小型合併処理浄化槽の普及をより一層推進するために、2000年6月に浄化槽の構造基準が「建設大臣が定める構造方法」⁵⁹⁾として改正され、従来の単独処理浄化槽の基準が削除された。

単独処理浄化槽の新設が禁止されるなか、既設の単独処理浄化槽の設置基数が700万基あまりと浄化槽全体の約85%を占めているのが現状であり⁵⁸⁾、既設単独処理浄化槽の合併処理化技術の確立が緊急の課題となっている。

単独処理浄化槽を合併処理化する場合、特に戸建て住宅においては、敷地の制限により既設単独処理浄化槽を撤去して合併処理浄化槽を設置することが困難な場合があるため、既設の浄化槽を利用した合併化手法の検討^{18), 19), 60) - 62)}が行われており、装置の開発が望まれている。

そこで、戸建て住宅に設置された単独処理浄化槽の合併化手法を検討するとともに、単独処理浄化槽に膜分離装置を用いた実験装置を付加し、処理機能を追跡することにより、その適用可能性について検討した。

5.5.2 実験方法

(1) 合併化手法の検討

現在設置されている単独処理浄化槽のうち、設置基数⁵⁸⁾の多い型式を改造する場合を想定してその手法を検討した。すなわち、1969年に制定された構造基準⁶³⁾に該当する腐敗タンク方式、全ばっ気方式、および1980年に制定された構造基準⁶⁴⁾に該当する分離ばっ気方式、分離接触ばっ気方式である。

これらの浄化槽はその構造、容量が異なるため、実際に改造を行う場合には利用する単位装置の種類や利用にあたって改造する部分などが異なるが、処理方式によらない共通の装置の構成について、改造フローとその特徴を検討した。

(2) 既設単独処理浄化槽の改造実験方法

1) 既設単独処理浄化槽の利用方法

既設単独処理浄化槽として、戸建て住宅用の全ばっ気方式（施設 A）⁶³⁾、分離接触ばっ気方式（施設 B）⁶⁴⁾および腐敗タンク方式（施設 C）⁶³⁾の3種類を選択し、それぞれ以下のように改造した。

全ばっ気方式（施設 A）は、ばっ気室をポンプ槽として使用した。

分離接触ばっ気方式（施設 B）は沈殿分離室をポンプ槽として使用する方法と沈殿分離室、接触ばっ気室および沈殿室のすべてをポンプ槽として使用する方法を検討したが、浄化槽本体の強度を確保するため、前者を採用した。

腐敗タンク方式（施設 C）は変形二階タンクの消化室をポンプ槽として使用した。

2) 実験装置の設計緒元および構造

実験装置の設計緒元および構造図をそれぞれ表5-9と図5-19に示す。実験装置は膜モジュールを浸漬させた膜分離槽、消毒槽から構成され、既設単独処理浄化槽に付加するタイプとした。し尿と生活雑排水を既設単独処理浄化槽に導入し、そこからポンプを用いて膜分離槽に汚水を供給した。

表5-9 実験装置の設計緒元

処理対象人員	5人～10人
計画汚水量	0.25m ³ /人・日
計画日最大汚水量	3.0m ³ /日(5人)
流入BOD濃度	200mg/l
汚泥生成率	40%
目標処理水質	BOD10mg/l以下
MLSS濃度	10,000～15,000 mg/l

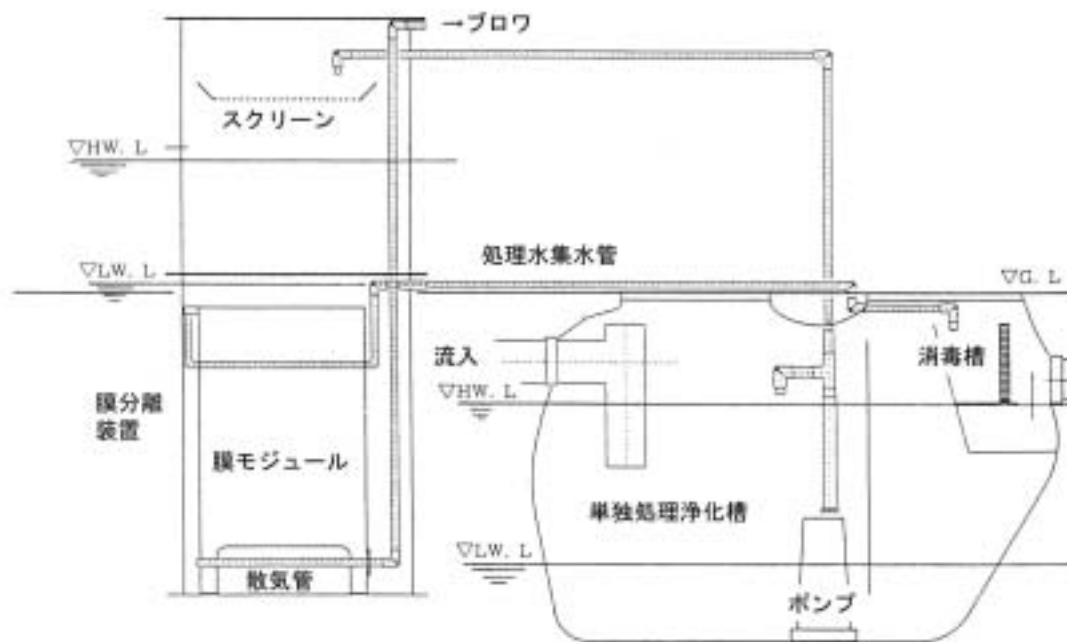


図5 - 19 実験装置の構造図

膜分離槽は狭い敷地でも設置可能な形状，容量とするため，角型槽（L750mm × D450mm × H2,300mm）を用い，上部の約900mmは地上露出とした。有効容量は高水位（HWL）で約0.64m³，低水位（LWL）で約0.54m³である。

分離膜は夾雑物等による目詰まりが比較的少ない平膜（100cm × 49cm × 7枚，有効膜面積5.6m²）を採用した。膜モジュールは膜分離槽内に浸漬させ，120 l/minの空気量でばっ気した。ろ過は重力ろ過方式（5.3節参照）を用い，最大水頭差（40cm）における透過流束は0.5m³/m²・日であった。なお，膜分離槽の水位がLWLまで低下した場合には，空気量を30 l/minに減少させて消費電力の低減化を図った。

3) 調査方法

3基の実験装置について，週1回の点検を実施するとともに，3ヶ月に1回の頻度で半日および終日の機能調査を実施した。

週1回の点検においては，水道メーターと膜透過水メーターの読みから水道使用量と膜透過水量を算出するとともに，膜分離槽のMLSS，粘度および最大水位における膜透過水量の測定を行った。

半日調査は朝の汚水の排出時から昼までの最大流入時を含んだ時間帯に行い，終日調査は汚水の排出開始時から終了時まで行った。試料は既設単独処理浄化槽流出水(膜分離槽流入水)および膜透過水とし，汚水の流出状況に応じて採取した。水質分析はすべて下水試験方法に準拠し，分析項目はSS，BOD，COD，TOC，T-N， $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ， $\text{NO}_x^-\text{-N}$ ，大腸菌群，糞便性大腸菌群および一般細菌である。なお，MLSSの上昇速度，MLSSの上昇にともなう透過流束の変化を把握するため，できるだけMLSSの調整や膜の薬品洗浄を行わずに運転した。

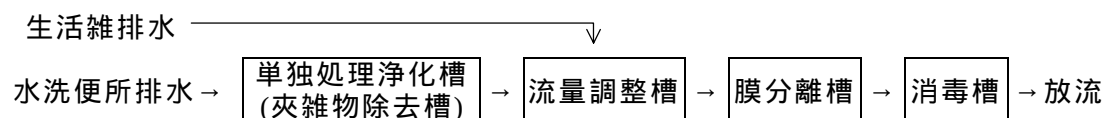
5.5.3 結果および考察

(1) 合併化手法の検討結果

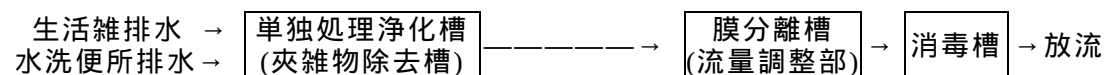
1) 改造のフロー

既設単独処理浄化槽を合併処理化する場合の装置の構成について検討し，得られた改造フローを図5-20に示す。

フロー1



フロー2



フロー3

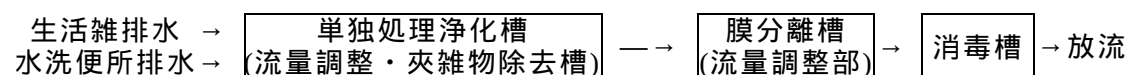


図5-20 改造フロー

フロー1 は既設単独処理浄化槽を夾雑物除去槽として使用し、流量調整槽、膜分離槽(ばっ気槽)、消毒槽を順に付加する方法である。水洗便所汚水は既設単独処理浄化槽へ、生活雑排水は単独処理浄化槽を経由せず直接流量調整槽へ、それぞれ流入する。膜分離槽の余剰汚泥は夾雑物除去槽へ移送する。なお、流量調整槽において移送水量を調整することにより、膜分離槽における生物処理と膜分離が安定して行えるようになる。

フロー2 は既設単独処理浄化槽を夾雑物除去槽として使用し、膜分離槽(ばっ気槽)、消毒槽を順に付加する方法である。水洗便所汚水と生活雑排水はともに既設単独処理浄化槽へ流入する。余剰汚泥はフロー1 と同様に夾雑物除去槽へ移送する。流量調整機能を膜分離槽に持たせることによりフロー1 に比べ簡単なフローとなり、敷地面積が小さくできる可能性がある。

フロー3 はフロー2 とほぼ同様であるが、流量調整機能を夾雑物除去槽と膜分離槽の両方に持たせている。流量調整機能を既設単独処理浄化槽に持たせることにより、フロー2 に比べ新設部分の敷地面積を小さくできる可能性がある。ただし、既設単独処理浄化槽の容量が小さい場合には、別に余剰汚泥貯留槽を設ける必要がある。

2) 各改造のフローの特徴

各フローの特徴を表5-10に示す。

表5-10 各フローの特徴

項 目	フロー1	フロー2	フロー3
既設浄化槽への適用性	○	○	
既設浄化槽の改造		○	
新設部分の所要スペース		○	
既設浄化槽の処理機能の安定性		○	
膜分離機能の安定性		○	○
イニシャルコスト		○	○

2-1) 既設単独処理浄化槽への適用性および既設部分の改造

フロー1は既設単独処理浄化槽の改造をほとんど必要としない。これに対し、フロー3は既設単独処理浄化槽に流量調整機能の一部を持たせるため、既設単独処理浄化槽の容量が小さい場合には採用が困難である。同時に、単独処理浄化槽の水位が変化するため補強や内部の改造も必要となる。これらのことから、適用できる単独処理浄化槽の処理方式が限定されるため、フロー3が他のフローと比べるとやや劣っている。

2-2) 新設部分の所要スペース

フロー1は、流量調整槽と膜分離槽を新たに設置する必要があるので新設部分の全容量は大きくなるが、膜分離槽の容量は3つのフローのうち最も小さい。また、流量調整槽と膜分離槽を離れた位置に設置することも有利な点である。一方、フロー3は既設単独処理浄化槽にも流量調整機能を持たせるので、新設部分の容量を小さくでき、所要スペースがフロー1よりも小さくなる。

2-3) 既設浄化槽の処理機能の安定性

フロー1は生活雑排水が流入しないことから、他のフローに比べて既設単独処理浄化槽の処理機能が安定している。一方、フロー3は既設単独処理浄化槽にも流量調整機能を持たせるため、水位の変動が生じ処理機能がやや不安定になる。

2 - 4) 膜分離機能の安定性

フロー1 は流量調整槽を別途設置するので，膜分離槽に流入する汚水量の変動を小さくすることが可能であり，安定した膜分離機能が発揮できる。

2 - 5) イニシャルコストおよびランニングコスト

イニシャルコストは新設部分が最も大きくなるフロー1 が高くなる。一方，ランニングコストは各フローとも同程度である。ただし，中継ポンプ槽の設置が必要となる場合には，コストが上昇する。

(2) 既設単独処理浄化槽の改造実験結果

1) 膜分離槽流入水および膜透過水の水質

膜分離槽流入水および膜透過水の水質を表5 - 1 1 と表5 - 1 2 に示す。膜分離槽流入水は施設 A と施設 B では一般的な生活排水の水質⁵⁰⁾に近似した値を示した。これに対し，施設 C では SS が高くそれにとまって他の水質項目も高い値を示した。すなわち，既設単独処理浄化槽から多量の SS が流出する場合があることが認められた。

一方，膜透過水は膜分離槽流入水の水質に関係なく，いずれの施設も SS が 1mg/ l 以下，BOD が 3mg/ l 以下と低い値を示した。しかし，COD や TOC は BOD に比べて高い値であり，生物分解が困難な有機物質が多く含まれていることが示された。

T-N は施設 A と施設 B では平均値で 15mg/ l 以下の低い値を示した。これは，消費電力を低減させるために行った空気量の変更により，硝化・脱窒が進行したためと考えられる。

また，施設 A と施設 B では，大腸菌群と糞便性大腸菌群は不検出，一般細菌数も 30 個/ml 以下であり，5 . 3 節の結果と同様に，膜を透過した処理水は衛生的な安全性が高いことが確認された。しかし，施設 C では大腸菌群が 10^2 個/ml，一般細菌が $10^2 \sim 10^3$ 個/ml 検出された。この場合，膜の破損が生じていないことから，大腸菌群や一般細菌が検出されたのは，生物反応槽からの飛沫などによる汚染と考えられる。

表5-1-1 膜分離槽流入水の水質

装置 測定項目	施設A		施設B		施設C	
	範囲	平均値	範囲	平均値	範囲	平均値
SS (mg/l)	158 ~	222	145 ~	340	143 ~	1400
BOD (mg/l)	144 ~	231	133 ~	378	146 ~	766
COD (mg/l)	86.4 ~	144	81.4 ~	246	114 ~	872
TOC (mg/l)	50.5 ~	137	81.2 ~	227	87.0 ~	1130
T-N (mg/l)	23.2 ~	40.4	30.7 ~	68.2	39.7 ~	134
大腸菌群数 (cells/ml)	3.0×10^3 ~	1.6×10^5	4.3×10^3 ~	7.1×10^4	4.1×10^4 ~	1.0×10^6
一般細菌数 (cells/ml)	9.5×10^4 ~	5.5×10^6	3.0×10^5 ~	1.2×10^6	2.6×10^6 ~	1.1×10^7

表5-1-2 膜透過水の水質

装置 測定項目	施設A		施設B		施設C	
	範囲	平均値	範囲	平均値	範囲	平均値
SS (mg/l)		< 1		< 1		< 1
BOD (mg/l)		< 3		< 3		< 3
COD (mg/l)	7.1 ~	13.9	6.3 ~	12.2	14.5 ~	19.1
TOC (mg/l)	4.8 ~	23.2	3.0 ~	17.3	7.1 ~	38.1
T-N (mg/l)	6.3 ~	16.4	4.1 ~	22.7	10.6 ~	33.5
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	< 0.1 ~	15.5	1.2 ~	13.1	5.7 ~	31.1
NO _x ⁻ -N (mg/l)	< 0.1 ~	8.2	< 0.1 ~	20.8	< 0.1 ~	3.7
大腸菌群数 (cells/ml)		不検出		不検出	37 ~	1.7×10^2
糞便性大腸菌群数 (cells/ml)		不検出		不検出		
一般細菌数 (cells/ml)		< 30		< 30	1.0×10^2 ~	1.0×10^3

2) 透過流束および膜分離槽の MLSS の変化

膜分離槽の透過流束と MLSS の変化を図 5 - 2 1 に示す。透過流束は $0.4 \sim 0.6 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{日}$ の範囲の値を示すが、施設 A と施設 C では、MLSS が $15,000 \text{ mg/l}$ を超えると透過流束が低下する場合が認められた。一方、施設 B では MLSS が $20,000 \text{ mg/l}$ を超えても透過流束の低下は認められなかった。これは、透過流束に影響を及ぼす因子として、MLSS だけでなく汚泥の粘度や膜内部の有機物質の蓄積があるためである。施設 A と施設 C において透過流束が低下した時点で膜の薬品洗浄を実施した結果、透過流束が回復したことから、膜の内部に有機物質が蓄積していたものと考えられる。

一方、MLSS は日数に経過にともないほぼ直線的に上昇している。MLSS が急激に低下しているのは膜分離槽の汚泥の引き抜きを実施したことを示している。各施設の MLSS の上昇速度は施設 A, B, C でそれぞれ $370 \text{ mg-MLSS/l} \cdot \text{日}$, $180 \text{ mg-MLSS/l} \cdot \text{日}$, $270 \text{ mg-MLSS/l} \cdot \text{日}$ であった。実使用人員は施設 A, B, C でそれぞれ 6 人, 4 人, 3 人であり、一人あたりの MLSS の上昇速度は施設 C が最も大きくなった。

施設 A と施設 B について、膜分離槽流入水の BOD の平均値を用いて汚泥発生率を算出するとそれぞれ 73% と 72% となり、5.3 節で示した膜分離型浄化槽の 32 ~ 41% よりも大きな値となった。これは、既設単独処理浄化槽の固形物分離機能が不安定で、膜分離槽に流入する SS 濃度が高いことが一因と考えられる。

MLSS の設定範囲を $3,000 \sim 20,000 \text{ mg/l}$ とすると、余剰汚泥の引き抜き間隔は 46 ~ 94 日となり、定期的に余剰汚泥の移送を実施する必要がある。移送先としては既設単独処理浄化槽か汚泥貯留槽を別途設けることが考えられるが、施設 A のように容量の小さい既設単独処理浄化槽を移送先とするのは困難であり、別途、汚泥貯留槽が必要となる。

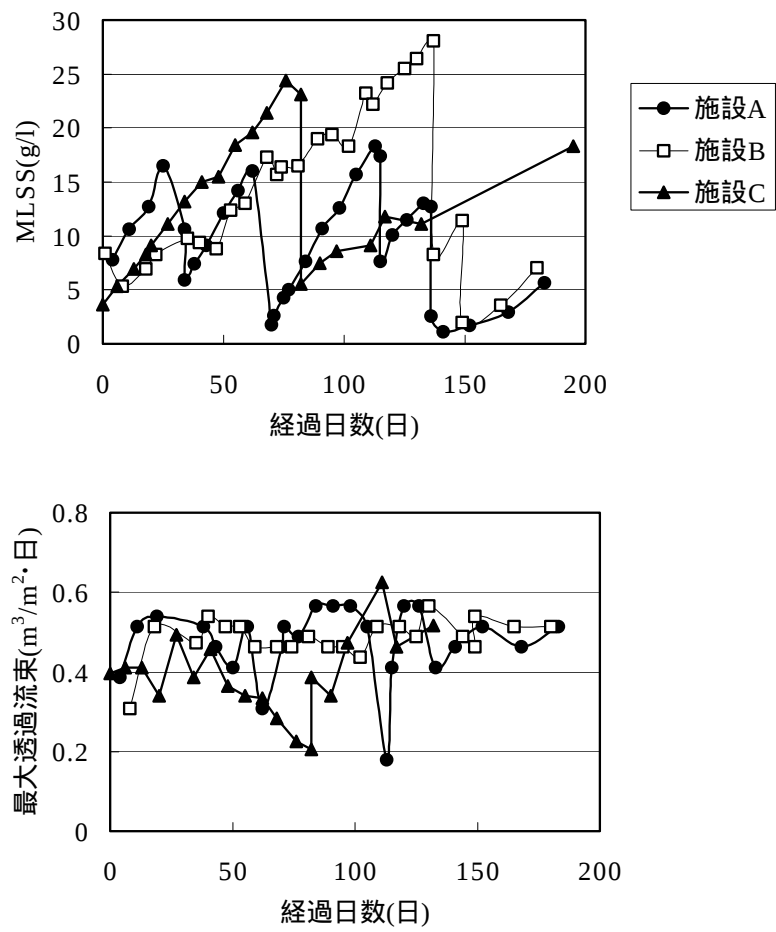


図5 - 2 1 膜分離槽の MLSS と透過流束の変化

5 . 5 . 4 まとめ

既設単独処理浄化槽の合併化手法を検討するとともに，単独処理浄化槽に膜分離装置を用いた実験装置を付加し，処理機能を追跡することにより，その適用可能性について検討した。その結果，次のことが明らかとなった。

- (1) 既設単独処理浄化槽に付加する装置として，L750mm × D450mm × H2,300mm の角型槽を用い，上部の約 900mm は地上露出とすることにより，狭い敷地でも設置可能であり，改造工事も容易であった。
- (2) 夾雑物による目詰まりが比較的少ない平膜を用いた結果，吸引ポンプを用いることなく水頭差によるろ過が可能であった。
- (3) 処理水質は良好であった。しかし，MLSS の上昇速度が速いため，膜分離槽のみで余剰汚泥を長期間貯留するのは困難であり，保守点検時に余剰汚泥を既設単独処理浄化槽へ移送する必要性が認められた。ただし，既設単独処理浄化槽の容量が小さい場合は，別途，汚泥貯留槽を設置することが必要であった。

参考文献

- 1) Brindle K. and Stephenson T. (1996) Mini-review. The application of membrane biological reactors for the treatment of wastewaters. *Biotechnology and Bioengineering*, **49**, 601-610.
- 2) Dittrich J. Gnirss R. Peter-Froehlich A. and Sarfert F. (1996). Microfiltration of municipal wastewater for disinfection and advanced phosphorus removal. *Wat. Sci. Tech.*, **34**(9), 125-131.
- 3) 山本康次(1996) 膜利用合併処理浄化槽の現状と展望. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム'96 講演集, 日本膜学会, (社)日本能率協会, 5.1.1-5.1.4.
- 4) Smith C. V. Jr. Di Gregario D. and Tacott R. M. (1969) The use of ultrafiltration membranes for activated sludge separation. 4th Annual Purdue Industrial Waste Conference.
- 5) 山本和夫(1992) 高濃度活性汚泥膜分離プロセスによる高度処理. 用水と廃水, **34**(11), 3-9.
- 6) (財)日本環境整備教育センター(1993～1996) 膜分離法を導入した小型生活排水処理装置の実用化に関する研究報告書.
- 7) 尾崎博明(1995) 膜分離法の下・排水処理への適用. 水環境学会誌, **18**, 15-20.
- 8) 河村清史(1995) し尿処理における膜利用技術. 水環境学会誌, **18**, 90-94.
- 9) 松井謙介, 山口昇(1997) 膜ろ過技術を組み込んだし尿処理の現状と課題. 環境技術, **26**, 361-364.
- 10) 小林千秋(1997) 膜ろ過技術を組み込んだ中水道設備の現状と課題. 環境技術, **26**, 351-355.
- 11) 上原勝(1999) 膜分離活性汚泥法による下排水処理. 水環境学会誌, **22**, 257-261.
- 12) 矢橋毅, 古川溶介, 国安克彦, 大森英昭, 山本康次(1996) 膜分離活性汚泥法を用いた小型合併処理浄化槽の開発. 第30回日本水環境学会年会講演集, 470.
- 13) 矢橋毅(1997) 膜利用合併処理浄化槽の開発と展望. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム'97 講演集, 日本膜学会, (社)日本能率協会, 6-1-1-6-1-6.
- 14) 矢橋毅, 古川溶介, 大森英昭, 山本康次, 河村清史(1998) 膜分離活性汚泥法を用いた小型合併処理浄化槽の開発(第1報). 月刊浄化槽, **263**, 13-25.

- 15) 矢橋毅，古川溶介，大森英昭，山本康次，河村清史(1998) 膜分離活性汚泥法を用いた小型合併処理浄化槽の開発(第2報). 月刊浄化槽，267，33-43.
- 16) Ohmori H. Yahashi T. Furukawa Y. Kawamura K. and Yamamoto Y. (1999) Treatment performance of newly developed johkasous with membrane separation - On-site system for domestic sewage treatment in Japan. International Specialized Conference on Membrane Technology Environment Management (Tokyo). 38-45.
- 17) (財)日本環境整備教育センター(1999) 膜分離法を導入した小型生活排水処理装置の実用化に関する研究報告書.
- 18) 矢橋毅(2000) 膜分離型小型合併処理浄化槽の実用化 - 単独処理浄化槽製造中止に向けて - . ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム 2000 講演集 ,日本膜学会，(社)日本能率協会，3-2-1-3-2-8.
- 19) (財)日本環境整備教育センター(2000) 膜分離法を導入した小型生活排水処理装置の実用化に関する研究報告書.
- 20) Fane A. G. (1996) Membranes for water production and wastewater reuse. Desalination, 106, 1-9.
- 21) 和泉清司(1999) 膜分離について(2). 月刊浄化槽，282，19-22.
- 22) 佐竹純一郎(1997) 中空系膜を用いた膜分離活性汚泥法による生活排水の処理. 用水と廃水，39，1038-1042.
- 23) 清水健二，山田豊，和泉清司(1993) 液中膜を用いた生活排水処理. 月刊浄化槽，206，22-26.
- 24) 安達哲朗(1997) 膜モジュールの開発の現状と課題. 環境技術，26，340-344.
- 25) 日本廃棄物処理技術管理者協議会(1990) 新しいし尿処理施設.
- 26) 岡崎稔(1997) 膜ろ過技術を組み込んだ下水高度処理. 環境技術，26，345-350.
- 27) Sadr Ghayeni S. B. Madaeni S. S. Fane A. G. and Schneider R. P. (1996) Aspects of microfiltration and reverse osmosis in municipal wastewater reuse. Desalination, 106, 25-29.
- 28) 堺好雄，若山正憲，碓井次郎(2000) 膜分離活性汚泥法の下水处理への適用. ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム 2000 講演集，日本膜学会，(社)日本能率協会，3.1.1-3.1.14.

- 29) Cote P. Thompson D. (1999) Wastewater treatment using membranes: The North American experience. Int. Specialized Conf. on Membrane Technology in Environment Management (Tokyo), 46-53.
- 30) 浜光太郎, 片山茂, 金山彦喜, 坂崎章(1987) 限外ろ過膜法を組み込んだ廃水の高度処理. 用水と廃水, 29(10), 36-47.
- 31) 鳴上善久, 塩山昌彦(1995) 浸漬型膜処理システムの開発と応用. 膜, 20(5), 337-345.
- 32) (財)日本建築センター(1992) ビルディングレター, 274-292.
- 33) (財)日本建築センター(1995) ビルディングレター, 337, 351.
- 34) (財)日本建築センター(1997) ビルディングレター, 356.
- 35) 河村清史(1999) し尿処理分野での膜利用. 水環境学会誌, 22, 262-265.
- 36) Davies W. J. Le M. S. and Heath C. R. (1998) Intensified activated sludge process with submerged membrane microfiltration. Wat. Sci. Tech., 38(4/5), 421-428.
- 37) 厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課浄化槽対策室(2000) 平成 11 年度浄化槽行政組織等調査結果.
- 38) 比沢忠男, 田嶋勝広, 石田誠良, 井上誠一, 辻精一郎, 山本康次, 中野仁(1991) 小型合併処理浄化槽の実態調査について. 第 5 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 52-56.
- 39) 堀尾明宏, 田中義勝, 小林敦司, 鈴木巖, 青木堯, 南部敏博(1995) 放流水質からみた小型合併処理浄化槽の実態. 第 9 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 56-62.
- 40) 国安克彦, 楊新泌, 矢橋毅, 久川和彦, 大森英昭(1996) 小型合併処理浄化槽に影響を及ぼす因子. 浄化槽研究, 8(2), 41-55.
- 41) (財)日本環境整備教育センター(1995～1997) 登録小型合併処理浄化槽要覧. 平成 7～9 年版.
- 42) 月刊生活排水社編集部(1998) 特集・高度処理型合併処理浄化槽. 月刊生活排水, 18.
- 43) (財)日本環境整備教育センター(1997) 特集・高度処理型小型合併処理浄化槽の開発動向. 月刊浄化槽, 254, 11-60.

- 44) 山本泰弘, 北浜弘幸, 尾西正治, 稲森悠平(1991) 流調式嫌気ろ床・生物ろ過法による有機物, 窒素の高度処理. 公害と対策, 29(9), 35-40.
- 45) 山本泰弘, 北浜弘幸, 長屋利郎(1992) 生物ろ過プロセスによる高度処理. 用水と廃水, 34(11), 18-26.
- 46) 国安克彦(2000) 実地調査結果等について. 第14回全国浄化槽技術研究集会浄化槽検査員研究会(分科会)要旨集, 59-68.
- 47) 和泉清司(1997) 膜ろ過技術を組み込んだ浄化槽の現状と課題. 環境技術, 26, 356-360.
- 48) 日本下水道協会(1997) 下水試験方法.
- 49) Chiemchaisri C. Wong, Y. K. Urase T. and Yamamoto K. (1992) Organic stabilization and nitrogen removal in membrane separation bioreactor for domestic wastewater treatment. Wat. Sci. Tech. 25(10), 231-240.
- 50) (財)日本建築センター(1996) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 51) 山本和夫(1993) 膜分離組み込みの生物処理法. 造水技術, 19(1), 25.
- 52) 塗師雅治, 和泉清司, 刈谷一彦(1998) 浸漬型膜分離活性汚泥法における汚泥のろ過性に関する研究. 第32回日本水環境学会年会講演集, 190.
- 53) 和泉清司(2000) 浸漬型膜分離法の維持管理(1). 月刊浄化槽, 293, 23-26.
- 54) Chai X. Kobayashi T. and Fujii N. (1999) Ultrasound-associated cleaning of polymeric membranes for water treatment. Separation and Purification Tech., 15, 139-146.
- 55) 三菱レイヨン(株)(1997) 特集, 膜装置のメンテナンス. MRC News, 18
- 56) 小型合併処理浄化槽の実地調査結果(1995～1998). 未発表資料.
- 57) (財)日本建築センター(1988) 小規模合併処理浄化槽の構造基準・同解説.
- 58) 厚生省生活衛生局水道環境部環境整備課浄化槽対策室(2000) 平成11年度浄化槽行政組織等調査結果.
- 59) 石原光倫(2000) 浄化槽法および構造基準改正による単独処理浄化槽の設置について. 月刊浄化槽, 295, 48-49.
- 60) (財)日本環境整備教育センター(1997) 平成8年度感染症発生のおそれがある地域における既存浄化槽の膜処理型への緊急改造のための研究報告書.
- 61) 渡辺賢治, 高橋登(1998) 膜分離装置を導入した既設単独処理浄化槽の合併処理へ

の改善に関する研究. 月刊浄化槽, 268, 11-19.

- 62) 高橋登(1998) 膜分離装置を導入した既設単独処理浄化槽の合併処理への改善に関する研究 . 第 12 回全国浄化槽技術研究集会講演要旨集, 73-78
- 63) (財)日本建築センター(1976) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 64) (財)日本建築センター(1980) 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.

第 6 章

総 括

6.1 本研究の成果

本研究では、設置されている浄化槽が目的の処理性能を発揮し、生活排水に起因する公共用水域の水質汚濁の低減化を図ることを目的として、浄化槽の設計に必要な生活排水の1人1日あたりの汚濁負荷量（負荷原単位）および水量、水質特性を解析するとともに、生活排水処理に広く用いられている接触ばっ気方式と活性汚泥方式の処理過程における水質特性を、生物化学的酸素要求量（BOD）などの水質項目とゲルクロマトグラフィーにより得られる分子量分布を用いて評価した。

これらの結果を踏まえ、処理水質に大きな影響を及ぼす浮遊物質（SS）を完全に除去するため、精密ろ過膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽を開発するとともに、これを応用した単独処理浄化槽の合併化装置を開発した。

第1章「序論」では、生活排水処理システムの概要と浄化槽の現状、問題点を整理するとともに、本研究の背景および目的について示した。

第2章「生活排水の水量および水質特性の解析」では、戸建て住宅に設置された小型合併処理浄化槽および数十～数百の戸建て住宅からの排水が流入する流入管渠が長い中規模施設（処理対象人員 51 人以上）について、生活排水の負荷原単位を算出するとともに水量、水質特性の解析を行った。

< 戸建て住宅の排水の水量および水質の特性 >

戸建て住宅の場合、個々のデータに大きなばらつきが認められた。負荷原単位は平均値で水量 254 l/人・日 ,BOD 50g/人・日 ,非超過確率 75% 値で水量 308 l/人・日 ,BOD 62g/人・日と算出された。また、家族構成人員の増加にともない 1 人 1 日あたりの汚水量および 1 人あたり時間最大汚水量が減少する傾向を示し、その関係はそれぞれ次式で表された。

$$1 \text{ 人 } 1 \text{ 日あたりの汚水量 (l/人・日) } = 406P^{-0.30}$$

$$1 \text{ 人あたりの時間最大汚水量 (l/人・時) } = 171P^{-0.57}$$

P：家族構成人員（人）

< 中規模施設における流入汚水量および水質の特性 >

流入管渠が比較的長い中規模施設では水量，水質の変動は緩和され，負荷原単位は平均値で水量 247 l/人・日，BOD 38g/人・日，非超過確率 75% 値で水量 286 l/人・日，BOD 44g/人・日と算出された。

主成分分析の結果，第 1 主成分は生活排水を評価する水質項目全般に関わる変量，第 2 主成分は溶解性物質を表現する変量であり，生活排水の水質には SS の影響が大きいことが示された。

また，地下水，雨水などの混入による希釈の影響を排除するため，塩化物イオン濃度が希釈倍率に反比例すると仮定し，各水質項目の補正を行い，補正しない場合と比較した。その結果，補正したことにより各水質項目間の相関係数および主成分分析における寄与率が上昇し，この補正は水質項目間の数値解析に有効であることが明らかとなった。

第 3 章「接触ばっ気方式と活性汚泥方式の水質特性の比較」では，代表的な生物処理方式である接触ばっ気方式と活性汚泥方式の処理過程の水質特性を SS，BOD，全窒素（T-N）などの水質項目を用いて比較した。

活性汚泥方式の流量調整槽流出水の場合，脱離液に含まれる汚泥の影響により SS や SS 由来の BOD（P-BOD）が上昇する傾向を示した。一方，嫌気性ろ床槽流出水は沈殿分離槽流出水に比べ SS，有機物質の除去性能が高かった。

処理水の SS の平均値はいずれの処理方式も 10mg/l 以下と低い値を示したが，活性汚泥方式の方がばらつきは大きかった。BOD の平均値は接触ばっ気方式と活性汚泥方式でそれぞれ 17mg/l と 7mg/l であり，接触ばっ気方式においては窒素由来の BOD（N-BOD）の影響でやや高い値を示した。また，SS1mg あたりの P-BOD は接触ばっ気方式の 0.44 に対し，活性汚泥方式では 0.53 と高い値を示し，SS が流出した場合の処理水 BOD の上昇は，活性汚泥方式の方が大きいことが明らかとなった。

一方，処理水の溶解性物質は，いずれの処理方式も BOD の平均値が 5mg/l 以下を示したのに対し，接触ばっ気方式と活性汚泥方式の化学的酸素要求量（COD）の平均値はそれぞれ 13.1mg/l と 7.4mg/l，全有機炭素（TOC）の平均値は 13.1mg/l と 7.0mg/l を示したことから，COD または TOC で評価する必要性が認められた。この処理水の COD と T-N および TOC と T-N との間に相関関係が認められ，COD や TOC が窒

素除去の際の有機炭素源として消費されている可能性が示唆された。

第4章「ゲルクロマトグラフィーを用いた汚水処理過程における溶解性有機物質の評価」では、試料のろ過および濃縮における TOC の変化から、ゲルクロマトグラフィーにより測定できる溶解性有機物質量を明らかにした。この結果を踏まえ、活性汚泥方式と接触ばっ気方式の処理過程における溶解性有機物質の分子量分布および生物分解性の変化を明らかにするとともに、BOD、TOC、T-N などの水質項目との関係を解析した。

< 試料の前処理における有機物質の変化 >

合併処理浄化槽流出水の $1\mu\text{m}$ ろ液中には、減圧ろ過で揮発する有機物質はほとんど認められなかったが、 $0.45\mu\text{m}$ ろ紙で分離される有機物質が 18～40% 含まれていた。一方、濃縮において揮発する有機物質はわずかであり、発生した沈殿物中には全体の 20～45% の有機物質が存在していた。したがって、ゲルクロマトグラフィーを用いた溶解性有機物質の分子量分布は、前処理における損失量を考慮して解析する必要性が認められた。

< 前処理における損失量を考慮した溶解性有機物質の評価 >

ゲルクロマトグラフィーにより回収された TOC から算出した場合、流入水中の分子量 1,500D 以上の物質の割合は 10～15% と低く、分子量 300D 以下の物質が大部分を占めていた。しかし、濃縮により沈殿物中に移行する有機物質が約 20% 程度存在しており、流入水中に存在する高分子量有機物質の割合は高くなるものと考えられた。一方、TOC と 260nm の吸光度 ($\text{OD}_{260\text{nm}}$) の比 ($\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$) から有機物質の生物分解性を評価した結果、流入水の $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}}$ は全体的に高く、生物分解性が高いことが示された。特に分子量 100D 程度の物質の生物分解性が高いことが明らかとなった。

処理水では、接触ばっ気方式は活性汚泥方式に比べ TOC が高く、分子量 1500D 以上の物質の除去率が低かった。また、両方式とも $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} > 100$ の成分は大きく減少したのに対し、 $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} \leq 100$ の成分はほとんど変化が認められず、処理水では生物分解が困難な成分が大部分を占めた。また、処理水の $\text{TOC}/\text{OD}_{260\text{nm}} > 100$ の

成分と T-N には高い相関が認められ、窒素除去にともなって、この成分が消費されていることが明らかとなった。

第5章「膜分離装置を導入した小型生活排水処理装置の開発」では、小型の生活排水処理装置において、処理水質に大きな影響を及ぼす浮遊物質(SS)を完全に除去し、処理水質の高度化、安定化を図るため、処理過程の最終段階で用いられている沈殿によるSS除去に代わり、精密ろ過膜を用いた膜分離型小型合併処理浄化槽を開発した。実際の生活排水を用いて実証試験を行い、その処理機能を追跡し、構造、維持管理を含めて総合的に評価した。また、この装置を応用した既設単独処理浄化槽の合併化手法を検討した。

< 膜分離型小型合併処理浄化槽の開発 >

実際の排水を用いて開発した装置の処理機能を評価した結果、膜透過水（処理水）は、実験条件の違いに関係なく SS 1mg/l 以下、BOD 5mg/l 以下、COD 10mg/l 以下、大腸菌群は不検出であり、非常に良好な水質が得られた。また、膜の種類による水質の差は認められなかった。一方、脱窒反応が十分に進行しなかったため、窒素除去性能が不安定であった。運転条件の変更により処理水の T-N が低下する傾向が認められ、安定した窒素除去性能を発揮させるための運転条件の確立が必要であった。

安定した透過水量を得るためには、膜の透過性能を維持することが重要であり、この条件として、単位膜面積あたりのろ過水量（透過流束）は中空糸膜では $0.2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 、平膜では $0.5\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{日}$ 程度、混合液浮遊物質（MLSS）濃度は 3,000～15,000mg/l であることが明らかとなった。ただし、この条件で運転した場合でも、約半年に 1 回、膜の薬品洗浄を実施する必要があることが示された。

< 膜分離型浄化槽の運転方法に関する検討 >

使用開始時に添加する種汚泥として、活性汚泥以外に合併処理浄化槽や産業排水処理施設の余剰汚泥脱水ケーキが使用可能であった。また、現場において、簡易に活性汚泥のろ過特性を把握する方法として、ろ紙を用いたろ過試験が有効であることが示された。

一方、膜の薬品洗浄において、使用した塩素をチオ硫酸ナトリウム溶液を用いて中

和することにより，放流先への影響を低減させることが可能となり，硝化・脱窒性能に対する塩素の影響も小さいことが明らかとなった。

< 膜分離装置を用いた既設単独処理浄化槽の合併化手法の検討 >

戸建て住宅において，既設単独処理浄化槽に膜分離装置を付加した実験を行った結果，処理水は膜分離型小型合併処理浄化槽と同様に良好な水質を示し，合併化装置として適用できることが明らかとなった。ただし，MLSSの上昇速度が速いため，膜分離槽のみで余剰汚泥を長期間貯留するのは困難であり，保守点検時に余剰汚泥を既設単独処理浄化槽へ移送する必要性が認められた。なお，既設単独処理浄化槽の容量が小さい場合は，別途，汚泥貯留槽を設置することが必要であった。

6.2 今後の課題

生活排水に起因する公共用水域の水質汚濁の低減化を図るうえで，合併処理浄化槽の果たす役割がますます重要になってくるものと考えられる。この合併処理浄化槽が目的の処理性能を発揮するためには，建築物からの排水特性に対応した設計を行うとともに水質特性を適切に評価することが重要である。

一方，過剰な栄養塩類による富栄養化やクリプトスポリジウムなどによる水系感染症問題などの新たな問題が広がってきており，汚濁物質の除去性能が高く，安定した水質が得られる装置の開発が必要となっている。しかし，生活雑排水は未処理でし尿のみを処理する単独処理浄化槽の設置基数が，全体の約85%を占めているのが現状である。

浄化槽の設計に必要な建築物からの排水特性は，戸建て住宅においては多くの研究がなされているが，排出特性は建築用途により大きく異なるため，建築用途ごとにその特性を明らかにしていく必要がある。特に処理対象人員50人以下の小規模の事業所についてはほとんど研究が行われていないため，この建築用途の排水特性を明らかにしていく必要がある。一方，生活様式の変化にともない水の使い方も変化することが考えられるため，本研究で得られた水質特性やこれまでに得られた結果を踏まえ，常に，現状を把握することが必要である。

今後，浄化槽においても高度処理型の施設が普及すると考えられ，その水質特性を

適切に評価することがますます重要となる。これには BOD , COD , TOC などの水質項目やゲルクロマトグラフィーにより得られる分子量分布による評価に加え , 高速液体クロマトグラフ法 , イオンクロマトグラフ法 , ガスクロマトグラフ / 質量分析法などの評価手法を導入していく必要があると考えられる。

一方 , 特に , 戸建て住宅用の小型合併処理浄化槽においては , 装置の小型化と処理水質の安定化という相反する 2 つの要求がある。この条件を同時に満足する装置として生物処理と精密ろ過膜を組み合わせた膜分離型小型合併処理浄化槽は , 従来の技術を革新するものと考えられる。また , 病原性大腸菌 O157 やクリプトスポリジウムなど感染性微生物についても除去が可能であり , 処理水の衛生学的安全性も高い。さらに , 既設単独処理浄化槽における合併処理化技術としても非常に有望である。しかし , 従来型の小型合併処理浄化槽とは異なる新たな維持管理技術が必要となり , 目的の処理機能を発揮させるためには , 維持管理体制を含めた維持管理技術の確立が必要と考えられる。

この , 膜分離型小型合併処理浄化槽は再利用が可能なほどの処理水が得られることから , 一般家庭においても水の再利用システムを導入することが可能となる。現在の恒久的な水不足を解消するためにも , 水を限られた資源として考え , 水の循環利用を積極的に進めていく必要がある。現在 , ビルや工場など限られたところで行われているが , 今後 , 一般家庭においても水の再利用が重要な課題となることが予測され , 膜分離型小型合併処理浄化槽の意義はますます重要になってくるものと考えられる。

謝辞

本研究の遂行および本論文の作成にあたり，多大なご指導と暖かい激励を賜りました，東京工業大学大学院生命理工学研究科教授 井上義夫博士に厚くお礼申し上げますとともに，深く感謝申し上げます。

本論文の審査にあたり，貴重なご指導，ご助言を賜りました，東京工業大学大学院生命理工学研究科教授 藤平正道博士，同助教授 大谷弘之博士，同助教授 櫻井実博士，同助教授 丹治保典博士に厚くお礼申し上げます。

本研究の遂行にあたり多大なご指導を賜りました，埼玉県環境科学国際センター研究所長 河村清史博士，大阪府立公衆衛生研究所公衆衛生部環境衛生課主任研究員 山本康次博士に厚くお礼申し上げます。

本研究の遂行を了承していただきました，財団法人日本環境整備教育センター元理事長 故榊孝悌博士，本研究の基礎を築いていただきました，同初代理事長 故楠本正康博士に対し謹んで感謝の意を表するとともに，多大な御支援，ご指導を賜りました，財団法人日本環境整備教育センター理事調査研究部長 大森英昭博士に厚くお礼申し上げます。

また，本研究の遂行にあたり多大なご協力をいただきました，財団法人日本環境整備教育センター調査研究部を始めとする各部役職員の皆様，膜分離型小型合併処理浄化槽の開発プロジェクトにご参画いただきました，水処理会社，膜製造会社の皆様に深く感謝いたします。

今後とも合併処理浄化槽の研究およびその普及に努めることを期するとともに，本研究の成果が，今後の合併処理浄化槽の発展の一助となれば望外の喜びであります。

最後に，公私にわたりお世話になりました，井上・櫻井研究室の皆様にお礼申し上げます。