



Title	活性汚泥法によるPVA難分解性物質の処理に関する研究
Author(s)	尾崎, 保夫
Citation	大阪大学, 1981, 博士論文
Version Type	VoR
URL	https://hdl.handle.net/11094/1759
rights	
Note	

The University of Osaka Institutional Knowledge Archive : OUKA

<https://ir.library.osaka-u.ac.jp/>

The University of Osaka

活性汚泥法によるPVA難分解性 物質の処理に関する研究

1980年

尾 崎 保 夫

目 次

緒 論	1
第 1 章 活性汚泥動力学からみた難分解性物質の処理に関する研究	
第 1 節 緒 言	1
第 2 節 活性汚泥微生物の増殖と浄化反応動力学	1
第 3 節 活性汚泥法の制御動力学	4
第 4 節 活性汚泥動力学からみた難分解性物質の処理理論	9
第 5 節 要 約	12
第 2 章 活性汚泥の PVA 馴養過程に関する研究	
第 1 節 緒 言	14
第 2 節 実験方法および分析成績	14
第 3 節 合成下水培養汚泥による PVA 処理の検討	21
第 4 節 各種活性汚泥の PVA 除去能の比較と PVA 馴養効果	22
第 5 節 PVA 馴養過程とその解析	26
第 6 節 要 約	27
第 3 章 PVA 活性汚泥処理に及ぼす各種因子の影響に関する研究	
第 1 節 緒 言	29
第 2 節 実験材料および方法	29
第 3 節 pH の影響	31
第 4 節 溶存酸素濃度の影響	32
第 5 節 温度の影響	34
第 6 節 処理水質に及ぼす負荷因子の影響	36
第 7 節 PVA 除去率と汚泥濃度、滞留時間の関係	39
第 8 節 PVA 馴養汚泥の比酸素利用速度、比 PVA 除去速度および PVA 濃度の相互関係	41
第 9 節 要 約	43

第4章	PVA活性汚泥処理の浄化反応動力学に関する研究	
第1節	緒言	46
第2節	実験材料および方法	46
第3節	PVA活性汚泥処理の非定常解析	47
第4節	PVA連続活性汚泥処理の定常解析	53
第5節	PVA活性汚泥処理の動力学的考察	60
第6節	要約	62
第5章	PVAの高濃度活性汚泥処理に関する実験室的研究	
第1節	緒言	65
第2節	実験材料および方法	65
第3節	高濃度活性汚泥法によるPVA処理の実験室的検討	66
第4節	高濃度活性汚泥法によるPVA処理の浄化機能の検討	70
第5節	要約	82
第6章	高濃度活性汚泥法によるPVA含有廃水処理の実用化に関する研究	
第1節	緒言	84
第2節	パイロットプラントの試作	84
第3節	パイロットプラントの運転操作	91
第4節	処理試験成績	92
第5節	考察	98
第6節	要約	106
総括ならびに結論		109
文 献		113

緒 論

昭和30年代後半から始まった我が国の高度経済成長と大都市圏への人口集中で、瀬戸内海をはじめ、大阪湾、伊勢湾、東京湾等の閉鎖水域は急激な水質汚濁に見舞われ、各地で、赤潮による漁業被害やその他の水質公害が多発し、憂慮すべき社会問題となった。このため政府は、昭和45年12月に水質汚濁防止法を制定し、各特定事業場に対し、排出基準の遵守を義務づけた。特に、瀬戸内海は、昔から白砂青松の地として知られた景勝地であると共に、漁業資源の宝庫であるという特殊性により、昭和48年10月に瀬戸内海環境保全臨時措置法が公布された。この法律では、瀬戸内海およびこれに接続する公共用水域に排出される産業排水に係る化学的酸素要求量（COD）で表示した汚濁負荷量を3年間で昭和47年当時の1/2程度に減少させることを目途として、関係府県ごとの割当て負荷量と削減目標（第1表）を設定して、その達成のために水質汚濁防止法に基づき上乗せ排出基準が定められ、鋭意その達成に努力されてきた。その結果、最近の公共水域の汚濁状況は、健康項目（シアン、有機リン、カドミニウム、総水銀など）についてはほぼ完全に環境基準を達成するまでに至ったが、閉鎖水域の生活環境項目〔BOD、COD、溶存酸素濃度（以下、DOと略す）など〕は、まだ環境基準を達成するまでに至っていない。

そこで、閉鎖水域内に許容限度以上の汚濁物が流入しないよう汚濁負荷量の総量規制を行うため、瀬戸内海環境保全臨時措置法及び水質汚濁防止法の一部改正がなされ、昭和53年6月に瀬戸内海環境保全特別措置法が公布され、昭和54年6月から施行され、現在に至っている。

この瀬戸内海環境保全特別措置法では、汚濁負荷量の指標として従来のBODの替りにCODが用いられた。しかし、産業廃水や糞尿のCOD中には微生物分解を受けにくい難分解性物質が多量含まれている場合が多い。従って、これらの廃水は従来のBOD除去を主目的とした活性汚泥法では十分処理できず、易分解性のBOD物質とこれら難分解性物質を同時に効率よく除去できる高度な活性汚泥処理技術の早急な開発が必要となってきた。

そこで、著者は代表的な難分解性物質の一つであり、繊維サイジング剤、接着剤、合成糊剤

第1表 府県別割当てCOD負荷量¹⁾

府 県 名	47年発生 負荷量 (t/日)	割当て負 荷量 (t/日)
大 阪	149	74
兵 庫	131	65
和 歌 山	60	41
岡 山	122	66
広 島	100	56
山 口	358	127
徳 島	62	41
香 川	19	18
愛 媛	124	80
福 岡	75	49
大 分	145	56
計	1,345	673

等の分野で多量に使用されているポリビニルアルコール（以下、PVAと略す）を取り上げ、PVAの活性汚泥処理法を確立するため、種々の角度から検討をはじめた。

PVAは、Nord²⁾により酢酸を経由して分解されると報告されたが、その詳細は明らかにされていない。また、山本ら³⁾は、彼等の純粋分離菌が完全ケン化型PVAの重合度を30%低下させたと報告している。

鈴木ら⁴⁾は、土壌からPVAを唯一の炭素源として利用できる*Pseudomonas*属の細菌を分離し、この菌体を除去した培養液がPVA分解活性を有していることより、PVA分解酵素はPVAにより誘導される体外酵素であることを明らかにした。同氏⁵⁾は、このPVA分解酵素を分離精製して、この酵素の最適pHは9.0、最適温度は40℃であることを示した。また、同氏ら⁶⁾は、この細菌を含むPVA馴養汚泥を調整、使用して、PVA廃水または（PVA+デンプン）廃水の活性汚泥処理実験を行い、90%以上の全有機炭素除去率を得たと報告している。

一方、渡辺と森田ら⁷⁾は、PVA分解酵素はPVAにより誘導される分子量約30,000の赤色酵素で、PVAの分解には酸素が必要であることを明らかにした。また、同氏ら⁸⁾は、電気泳動法と超遠心分離法で精製した酵素標品のゲル濾過を繰り返して、その分割を試みた結果、この酵素はPVAを酸化して過酸化水素を生成するオキシダーゼと酸化されたPVA分子鎖を切断する加水分解酵素に分別されることを示した。

西川ら^{9), 10)}は、従来BOD値から難分解性といわれていたPVAも、数多くの微生物により分解資化されることを明らかにするとともに、独自の馴養法により短期間にPVA処理能力の高い活性汚泥を作る技術を開発したと報告している。

また、福永ら¹¹⁾は、鈴木らが分離した*Pseudomonas*属の細菌等を含む活性汚泥を用いて実排水の処理を行っている。

さらに、最近、村上¹²⁾、Porter¹³⁾、Riceら¹⁴⁾も、それぞれPVAの微生物分解およびPVA含有廃水の活性汚泥処理に関する研究成果を報告している。

これまでの微生物によるPVA分解処理の研究は、PVA分解微生物の分離・同定とこれら純粋分離菌のPVA分解に関する微生物学的研究、PVA分解酵素の分離・精製等に関する酵素学的研究およびPVA分解菌を含むPVA馴養活性汚泥を用いたPVA含有廃水処理の実用的研究等に大別される。

PVA等難分解性物質はそれぞれ単独に排出されることはまれで、多くは種々の有機物と混合された状態で排出されるので、前述の微生物学的研究や実用的研究のみでは、活性汚泥法によるPVA分解の動力学的実態を把握しがたい。活性汚泥法によりPVA等難分解性物質の分解処理を達成するためには、その分解の実態をより深く把握しなければならず、活性汚泥の平均滞留時間（以下、

t_g と略す)、PVA分解微生物の比増殖速度および比PVA除去速度等の間の関係を動力的に研究する必要がある。

そこで、著者は、浄化反応動力学より活性汚泥法によるPVA等難分解性物質処理の理論的基礎を導き、これを実験的に検証するためベンチスケールおよびパイロットスケールによるPVA含有廃水の処理試験を進めてきた。本研究を次の6章に分け、それぞれ研究内容の概要をまとめると次のようになる。

第1章では、活性汚泥法の浄化反応動力学より、活性汚泥法の制御パラメーターである t_g と一般の活性汚泥微生物の比増殖速度 μ および難分解性物質分解微生物の比増殖速度 $[\mu]$ 等の間の関係を明らかにし、難分解性物質処理の観点から、活性汚泥プラントの最適運転管理法を導いた。

第2章では、各種汚泥のPVA除去能を比較すると共に、各種PVA未馴養汚泥のPVA馴養過程を調べ、ほぼ1ヶ月の馴養でPVA除去能の高いPVA馴養汚泥が得られることを示した。また、活性汚泥のPVA除去能は廃水の基質組成または毒物存在の有無等により異なることを示唆した。

第3章では、PVA活性汚泥処理に及ぼすpH、溶存酸素濃度、温度などの環境因子の影響を調べ、PVA活性汚泥処理の最適環境条件を求めた。また、PVA活性汚泥処理における活性汚泥プラントの最適運転条件を求めるため、PVA-SS負荷量等の操作因子と処理水PVA濃度の関係について検討した。

第4章では、非定常解析法でPVA活性汚泥処理の各動力学パラメーターを求めた。得られた動力学パラメーターを基に、 $t_g = 20 \sim 142$ 日の各操作 t_g で定常状態に達するか或いは発泡等により処理不能となるまで長期間のPVA連続処理実験を行い、安定して良好な処理水が得られる最適 t_g を求めた。さらに、PVAと合成下水の活性汚泥処理成績を定常解析し、得られた各動力学パラメーターを比較検討することにより、活性汚泥法によるPVA処理の特徴を明らかにした。

第5章では、PVAの高濃度活性汚泥処理を実用化する予備段階として、PVA馴養汚泥濃度の増加に伴う活性汚泥混合液の酸素利用速度の増大と酸素供給等について検討を加えた。また、1段高濃度活性汚泥法と2段高濃度活性汚泥法によるPVA含有廃水の処理試験を行い、活性汚泥の高濃度化により、活性汚泥のPVA浄化機能がどのように変化するかを調べた。

第6章では、ベンチスケール実験で得られた知見を基に、パイロットスケールの浮上分離型活性汚泥処理装置と回転ドラム型活性汚泥処理装置を設計・試作し、PVAを含む繊維加工工場の実廃水の高濃度活性汚泥処理試験を行い良い成績を得た。両装置が、充分実用に耐え得ることが判ったので、これらの知見をもとに実用可能な2、3の高濃度活性汚泥処理工程を考案し、その特徴を概説した。また、浮上分離型高濃度活性汚泥法によるPVA処理費と各種物理化学的処理法によるPVA処理費を比較し、いずれの方法が経済的に有利であるかを検討した。

第1章 活性汚泥動力学からみた難分解性物質の処理に関する研究

第1節 緒言

活性汚泥法は、細菌、原生動物および後生動物よりなる混合微生物集団（活性汚泥）を用いて、下・廃水中に含まれる有機物を酸化分解する下・廃水処理法で、現在、我が国で最も広く普及している処理法である。しかし、従来の標準活性汚泥法では、難分解性物質や窒素・リンは、あまり除去されず、水質汚濁や富栄養化が進行し、種々の社会問題を引き起こしている。これには、下・廃水の水質・水量が、近年の化学工業の発展や生活様式の多様化に伴い著しく増大変化したにもかかわらず、それに対応した活性汚泥処理法が採られていないことが、一因としてあげられ、また、活性汚泥プラントの設計・運転管理をより工夫すれば、難分解性物質や窒素・リンも十分処理できるのではないかと考えられる。

ここでは、活性汚泥法の浄化反応動力学を用いて、活性汚泥法による難分解性物質の分解処理の理論的基礎を導き、併せて、効率よく処理するための活性汚泥プラントの最適運転管理法についても考察を加える。

第2節 活性汚泥微生物の増殖と浄化反応動力学

活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は、経験的・実験的に次式で示される。¹⁾

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \mu = Y \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - b \quad \dots\dots\dots (1-1)$$

ここで、 S ； 活性汚泥微生物濃度（ mg/l ）

μ ； 活性汚泥微生物の比増殖速度（ $1/\text{日}$ ）

$\frac{dS}{dt}$ ； 活性汚泥微生物の増殖速度（ mg/l/日 ）

Y ； 収率係数（除去基質 kg 当たりの増殖微生物量 kg ）

$\frac{dl_r}{dt}$ ； 基質除去速度（ mg/l/日 ）

b ； 活性汚泥微生物の自己分解係数（ $1/\text{日}$ ）

また、活性汚泥微生物による基質除去は、次の Michaelis-Menten の式に従う。²⁾

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e}{[K_m] + l_e} \quad \dots\dots\dots (1-2)$$

ここで、 k ; 単位活性汚泥微生物当たりの最大基質除去速度 ($\text{kg}/\text{kg}/\text{日}$)

l_e ; 処理水の基質濃度 (mg/l)

$[K_m]$; Michaelis 恒数 (mg/l)

一方、橋本^{3)~5)}は、曝気槽内の活性汚泥微生物濃度と基質濃度が、広範囲に変化する場合に
は、活性汚泥微生物の基質除去は、次式に従うことを認めている。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e^n}{[K_m] + l_e^n} \quad \dots\dots\dots (1-3)$$

$$[K_m] = K_m \cdot S^m \quad \dots\dots\dots (1-4)$$

(1-3) 式、(1-4) 式から、次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e}{K_m S^m l_e^{1-n} + l_e} \quad \dots\dots\dots (1-5)$$

すなわち、(1-2) 式と(1-5) 式より、活性汚泥微生物濃度 S と基質濃度 l_e が、広範囲
に変動する場合には、 $[K_m]$ は恒数ではなく、 S と l_e の関数として次式で示される。

$$[K_m] = K_m \cdot S^m \cdot l_e^{1-n} \quad \dots\dots\dots (1-6)$$

(1-5) 式は、次のように書き換えられる。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot \frac{l_e^n}{S^m}}{K_m + \frac{l_e^n}{S^m}} \quad \dots\dots\dots (1-7)$$

ここで、 m, n ; 指数 (定数)

いま、(1-7) 式の基礎式をもとに、基質除去反応の各種モデル式の関係をまとめて一括表示
すると第 1-1 表のようになる。

(1-7) 式と(1-1) 式より、活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は、次の一般式で示
される。

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \frac{Y \cdot k \cdot \frac{l_e^n}{S^m}}{K_m + \frac{l_e^n}{S^m}} - b \quad \dots\dots\dots (1-8)$$

第1-1表 活性汚泥の基質除去反応のモデル式⁴⁾

No.	K_m, m, n の条件	除去反応の速度式	備考
1	m, n (基礎式)	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e^n / S^m}{K_m + l_e^n / S^m}$	橋本 ⁵⁾
2	$n=1, m=0$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e}{K_m + l_e}$	Monod ¹²⁾
3	$n=1, m=1$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e / S}{K_m + l_e / S}$	Contois ⁹⁾ , Fujimoto ¹⁰⁾
4	$n=m (\neq 0)$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot (l_e / S)^n}{K_m + (l_e / S)^n}$	橋本, 藤田, 鈴木 ¹¹⁾
5	$m=0$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot l_e^n}{K_m + l_e^n}$	橋本, 藤田 ^{6)~8)}
6	$n=0$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k}{K_m \cdot S^{m+1}}$	
7	$n=1, m=0, K_m \ll l_e$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = k$	ゼロ次反応式
8	$n=1, m=0, K_m \gg l_e$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \cdot l_e$	一次反応式 Eckenfelder, Sawyer 式 ¹³⁾
9	$m=0, n \neq 0, n \neq 1$ $K_m \gg l_e^n$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \cdot l_e^n$	Freundlich の式 ^{6)~8)}
10	$n=m=1, K_m \gg \frac{l_e}{S}$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \cdot \frac{l_e}{S}$	修正一次反応式 ⁵⁾
11	$n=m (\neq 0), K_m \gg \left(\frac{l_e}{S}\right)^n$	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k}{K_m} \cdot \left(\frac{l_e}{S}\right)^n$	高濃度活性汚泥法 の脱窒とCOD除去 ¹⁴⁾

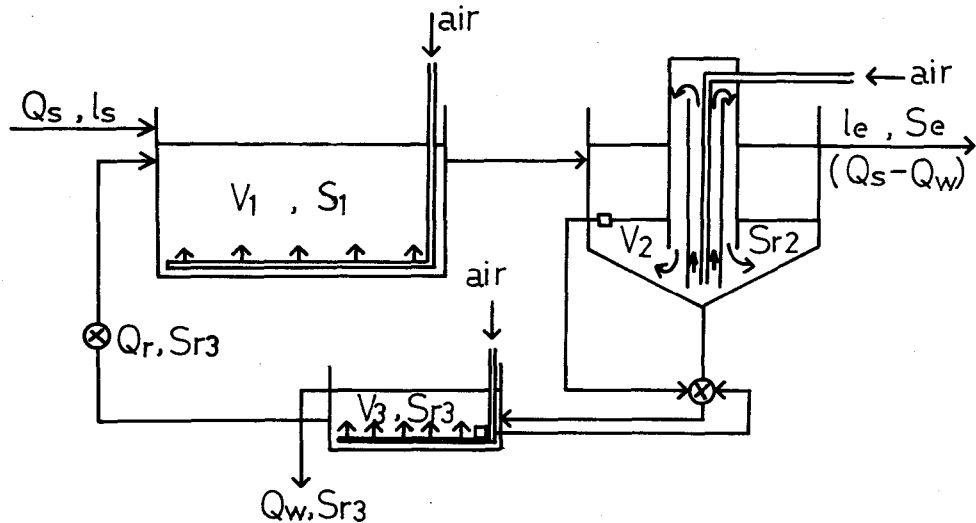
(1-8) 式を l_e について解くと、次式が得られる。

$$l_e = S^{\frac{m}{n}} \left(\frac{K_m (\mu + b)}{Yk - (\mu + b)} \right)^{\frac{1}{n}} \dots\dots\dots (1-9)$$

(1-8) 式と同様に、第 1-1 表の各基質除去反応モデル式をそれぞれ (1-1) 式に代入すると、活性汚泥微生物の増殖と基質除去に関する各種動力学式が導かれる。実際上は、これらの中で実験的にも実際のにも最もよく適合し、かつ実用化できる動力学モデル式を選択すればよい。

第 3 節 活性汚泥法の制御動力学

汚泥返送完全混合式曝気槽の活性汚泥処理工程を模式的に図示すると、第 1-1 図のようになる。



第 1-1 図 汚泥返送完全混合式活性汚泥法の工程模式図

- | | |
|---|---|
| Q _s : 流入廃水量 (l/日) | Q _r : 返送汚泥量 (l/日) |
| Q _w : 引き抜き汚泥量 (l/日) | V ₁ : 曝気槽容積 (l) |
| V ₂ : 沈殿池汚泥ホッパー容積 (l) | V ₃ : 汚泥調整槽容積 (l) |
| l _s : 流入廃水の基質濃度 (mg/l) | l _e : 処理水の基質濃度 (mg/l) |
| S ₁ : 曝気槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/l) | S _e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/l) |
| S _{r₂} : 沈殿池汚泥ホッパーの活性汚泥微生物濃度 (mg/l) | S _{r₃} : 汚泥調整槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/l) |

ここで、V₁ を曝気槽容積、V₂ を沈殿池汚泥ホッパー容積、V₃ を汚泥調整槽容積とし、返送パイプの容積を無視して、このプロセスの曝気槽、沈殿池汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の活性汚泥

微生物の物質収支をとると、次式が得られる。

$$V_1 \left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1 + V_2 \left(\frac{dS_{r2}}{dt} \right)_2 + V_3 \left(\frac{dS_{r3}}{dt} \right)_3 = V_1 \left(Y_1 \frac{dl_{r1}}{dt} - b_1 S_1 \right) \\ + V_2 \left(Y_2 \frac{dl_{r2}}{dt} - b_2 S_{r2} \right) + V_3 \left(Y_3 \frac{dl_{r3}}{dt} - b_3 S_{r3} \right) \\ - \{ Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_\theta \} \quad \dots\dots\dots (1-10)$$

ただし、 $\left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1$; 曝気槽の活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\left(\frac{dS_{r2}}{dt} \right)_2$; 沈殿池汚泥ホッパー内の活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\left(\frac{dS_{r3}}{dt} \right)_3$; 汚泥調整槽内の活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\frac{dl_{r1}}{dt}$; 曝気槽内の基質除去速度 (mg/l/日)

$\frac{dl_{r2}}{dt}$; 沈殿池汚泥ホッパー内の基質除去速度 (mg/l/日)

$\frac{dl_{r3}}{dt}$; 汚泥調整槽内の基質除去速度 (mg/l/日)

Y_1, Y_2, Y_3 ; 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内における各活性汚泥微生物の収率係数 (—)

b_1, b_2, b_3 ; 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内における各活性汚泥微生物の自己分解係数 (1/日)

ここで、最終沈殿池に入った活性汚泥微生物は、ただちに固液分離され、また、分離濃縮された沈殿池汚泥ホッパー内の活性汚泥微生物は、第1-1図のようにエアリフトポンプで絶えず曝気動揺され、好気状態に保持されている。(1-10)式で、曝気槽、沈殿池汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽内の活性汚泥微生物の収率係数と自己分解係数は、何れも同一とみなすことができる。ゆえに、 $Y_1 = Y_2 = Y_3 = Y$, $b_1 = b_2 = b_3 = b$ と置くと、(1-10)式は次式のように書き換えられる。

$$V_1 \left(\frac{dS_1}{dt} \right)_1 + V_2 \left(\frac{dS_{r2}}{dt} \right)_2 + V_3 \left(\frac{dS_{r3}}{dt} \right)_3 = V_1 \left(Y \frac{dl_{r1}}{dt} - b S_1 \right) \\ + V_2 \left(Y \frac{dl_{r2}}{dt} - b S_{r2} \right) + V_3 \left(Y \frac{dl_{r3}}{dt} - b S_{r3} \right) \\ - \{ Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_\theta \} \quad \dots\dots\dots (1-11)$$

定常状態では、左辺は零となるから次式が得られる。

$$V_1 \left(Y \frac{dl_{r1}}{dt} - b S_{r1} \right) + V_2 \left(Y \frac{dl_{r2}}{dt} - b S_{r2} \right) + V_3 \left(Y \frac{dl_{r3}}{dt} - b S_{r3} \right) \\ = Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e \quad \dots\dots\dots (1-12)$$

(1-12)式を変形すると次式が得られる。

$$Y \left(V_1 \frac{dl_{r1}}{dt} + V_2 \frac{dl_{r2}}{dt} + V_3 \frac{dl_{r3}}{dt} \right) - b (V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3}) \\ = Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e \quad \dots\dots\dots (1-13)$$

ここで、 $Y \left(V_1 \frac{dl_{r1}}{dt} + V_2 \frac{dl_{r2}}{dt} + V_3 \frac{dl_{r3}}{dt} \right)$ を $Y (V_1 + V_2 + V_3) \frac{dl_r}{dt}$ と置く

と(1-13)式より次式が導かれる。

$$Y \left(\frac{V_1 + V_2 + V_3}{V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3}} \right) \frac{dl_r}{dt} - b = \frac{Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e}{V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3}} \\ \dots\dots\dots (1-14)$$

(1-14)式の左辺は、曝気槽、沈殿池汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の全活性汚泥微生物の比増殖速度 μ である。また、(1-14)式の右辺は、曝気槽、沈殿池汚泥ホッパー、汚泥調整槽内の全活性汚泥微生物の平均滞留時間 t_s の逆数、すなわち $1/t_s$ である。

$$\mu = \frac{Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e}{V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3}} = \frac{1}{t_s} \quad \dots\dots\dots (1-15)$$

また、(1-14)式で、 $V_1 + V_2 + V_3 = V$ 、 $V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3} = VS$ とすると
 $\frac{V_1 S_{r1} + V_2 S_{r2} + V_3 S_{r3}}{V_1 + V_2 + V_3}$ は、曝気槽、沈殿池汚泥ホッパー、汚泥調整槽の三者を含めた平均

の活性汚泥微生物濃度 S である。(1-14)式の左辺の比基質除去速度の項に、第1-1表の活性汚泥の基質除去反応モデル式を適用すると、種々の条件下の活性汚泥法について適用できる各種動力学制御式が導かれる。

例えば、 $m=n$ ($\neq 0$) の場合、比基質除去速度は、次式で表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot \left(\frac{l_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S} \right)^n} \quad \dots\dots\dots (1-16)$$

(1-14)式, (1-15)式, (1-16)式より, 活性汚泥法の制御動力学式は, 次式で書き表される。

$$\frac{1}{t_s} = Y \frac{k \cdot \left(\frac{l_e}{S}\right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S}\right)^n} - b \quad \dots\dots\dots (1-17)$$

(1-17)式より, 定常状態における処理水質 l_e は, t_s と S の関数として, 次式で示される。

$$l_e = \left(\frac{K_m S^n (1 + b t_s)}{(Yk - b) t_s - 1} \right)^{1/n} \quad \dots\dots\dots (1-18)$$

一方, 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽全体での有機汚濁物すなわち基質の除去量を $V \frac{dl_r}{dt}$ とすると第1-1図より次式が得られる。

$$V \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = Q_s (l_s - l_e) - V \frac{dl_r}{dt} \quad \dots\dots\dots (1-19)$$

ここで, $\left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v$; 基質濃度の時間変化 (mg/l/日)

定常状態では, $\left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = 0$ となるから次式が得られる。

$$\frac{dl_r}{dt} = \frac{Q_s}{V} (l_s - l_e) \quad \dots\dots\dots (1-20)$$

また, 定常状態では, $\mu = 1/t_s$ となるので, (1-20)式を(1-1)式に代入し, S について解くと(1-21)式が得られる。

$$S = \frac{t_s}{t_d} \frac{Y(l_s - l_e)}{(1 + b t_s)} \quad \dots\dots\dots (1-21)$$

ここで, t_d ; 曝気槽, 沈殿池汚泥ポッパーおよび汚泥調整槽内の全水理学的滞留時間(日)
すなわち, (1-21)式は, l_s, l_e, t_d を所定値に設定すれば, 活性汚泥微生物濃度 S は, t_s の関数となり, t_s が大きくなる程, S が高くなることを示している。

また, 動力学パラメーター, Y, b, k, K_m, m, n は, それぞれ下・廃水の基質組成とそれらを酸化分解する活性汚泥微生物群等により決まる一定の恒数であり, また, 下・廃水の基質濃度 l_s とその水理学的滞留時間 t_d は, すでに決まっているか或るいは任意に設定できるものとする
と, (1-18)式と(1-21)式は, いずれも, 活性汚泥プラントの制御 t_s と処理水質 l_e および活性汚泥微生物濃度 S の関係式となる。従って, 適正な最適 t_s で活性汚泥プラントを一定制

御すれば、曝気槽内の活性汚泥微生物濃度は、制御 t_s に対応した濃度 S で定常に達し、所定の処理水質 1_e が、得られることを示している。

一方、第 1-1 図に基づき沈殿池および汚泥調整槽内の活性汚泥微生物の物質収支をとると次式が得られる。

$$(Q_r + Q_s) S_1 = Q_r S_{r3} + Q_w S_{r3} + (Q_s - Q_w) S_e - \frac{dS_{r2}}{dt} V_2 - \frac{dS_{r3}}{dt} V_3 \quad \dots\dots\dots (1-22)$$

$\frac{dS_{r2}}{dt} V_2$, $\frac{dS_{r3}}{dt} V_3$ は、それぞれ沈殿池汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽内の活性汚泥微生物の増殖量で、実際的には、曝気槽で基質がほぼ完全に除去され、処理水質 1_e が著しく低いので、

$$\frac{dS_{r2}}{dt} V_2 \approx 0, \quad \frac{dS_{r3}}{dt} V_3 \approx 0 \quad \text{とみなすことができる。}$$

$$\frac{dS_{r2}}{dt} V_2 = 0, \quad \frac{dS_{r3}}{dt} V_3 = 0 \quad \text{および} \quad S_{r2} = S_{r3} = S_r \quad \text{として、(1-22) 式を}$$

変形すると次式が得られる。

$$Q_w S_r + (Q_s - Q_w) S_e = (Q_r + Q_s) S_1 - Q_r S_r \quad \dots\dots\dots (1-23)$$

同様に、 $S_{r2} = S_{r3} = S_r$ とすると (1-15) 式は、次式のように書き換えられる。

$$\frac{1}{t_s} = \frac{Q_w S_r + (Q_s - Q_w) S_e}{V_1 S_1 + V_2 S_r + V_3 S_r} \quad \dots\dots\dots (1-24)$$

(1-23) 式と (1-24) 式より、次式が導かれる。

$$\frac{1}{t_s} = \frac{Q_s}{V_1} \left(\frac{1 + \frac{Q_r}{Q_s} - \frac{Q_r}{Q_s} \frac{S_r}{S_1}}{1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1} \right) \frac{S_r}{S_1}} \right) \quad \dots\dots\dots (1-25)$$

また、(1-25) 式より、返送汚泥量 Q_r は、次式で決定される。

$$Q_r = \frac{Q_s - \frac{V_1}{t_s} \left\{ 1 + \left(\frac{V_2 + V_3}{V_1} \right) \frac{S_r}{S_1} \right\}}{\frac{S_r}{S_1} - 1} \quad \dots\dots\dots (1-26)$$

(1-26) 式から、 V_1 , V_2 , V_3 の容積は、一定とみなせるので、 Q_s と $\frac{S_r}{S_1}$ 比を連

続測定することにより、活性汚泥プラントの動力学的制御、すなわち一定 t_g 運転に必要な Q_r を求めることができる。

第4節 活性汚泥動力学からみた難分解性物質の処理理論

活性汚泥とは、下・廃水中に含まれる種々な有機汚濁物をそれぞれ特異的に酸化分解する微生物群が、長期間の間に自然馴養されて、沈降性のよいフロックを作り安定化したものであり、また、活性汚泥法は、これらフロックを構成した混合微生物群を用い、下・廃水中の有機汚濁物を酸化分解する処理法である。そこで、難分解性物質処理の観点から、制御 t_g と活性汚泥中に含まれる各種微生物の増殖速度の関連について考察する。

ここで、微生物による比基質除去速度が、易分解性物質のそれらに比べ著しく低いものを難分解性物質と定義すると、これら難分解性物質分解微生物の比増殖速度 $[\mu]$ は、易分解性物質分解微生物の比増殖速度 μ に比べると著しく小さい。^{15), 16)}

従来の標準活性汚泥法では、易分解性物質（例えば、BOD物質）除去を主目的に運転されているので、 t_g 、 μ 、 $[\mu]$ の関係は、次式で表される。

$$\frac{1}{t_g} = \mu > [\mu] \quad \dots\dots\dots (1-27)$$

すなわち、活性汚泥中に難分解性物質分解微生物が存在したとしても、(1-27)式のような条件で活性汚泥プラントの運転管理を行うと、最終的には、 $1/t_g$ より比増殖速度の小さい微生物は、すべて曝気槽から流出・抜き取られるので、結果として難分解性物質は処理できなくなる。そこで、 t_g を極めて大きくする、つまり $1/t_g$ が著しく小さくなるように活性汚泥プラントを運転管理すれば、(1-27)式は次式のように書き換えられる。

$$\frac{1}{t_g} \leq [\mu] \leq \mu \quad \dots\dots\dots (1-28)$$

(1-28)式に合うように活性汚泥プラントを運転管理すれば、活性汚泥中には易分解性物質の分解はもちろん、難分解性物質の分解にも関与するすべての微生物が育生され、難分解性物質を含むすべての有機物が分解されることになる。すなわち、活性汚泥法による難分解性物質の処理では $1/t_g \leq [\mu]$ となるように、 t_g を極めて大きくとらなければならないことが判る。

第1-2表は、各種活性汚泥変法の操作条件と汚泥日令、すなわち t_g との関係をもとめたものである。第1-2表より、各種活性汚泥変法の内、比較的 t_g が長く保持されているのは、長時間曝気法とオキシデーションディッチであるが、これらの t_g 範囲でも、難分解性物質を十分処理できるとは言い難い。

第1-2表 各種活性汚泥変法の操作条件と t_B の関係¹⁷⁾

操作条件 処理方式	BOD 負荷量		曝気槽の 活性汚泥 濃度 [MLSS] (mg/l)	t_B (日)	送気量 (倍下水量)	エアレー ション時 間 (時間)	汚泥返送 比 (%)
	BOD-SS 負荷量 (kg/kg /日)	BOD容 積負荷量 (kg/m ³ /日)					
標準活性汚泥法	0.2~0.4	0.3~0.8	1,500 ~2,000	2~4	3~7	6~8	20~30
ステップエアレー ション法	0.2~0.4	0.4~1.4	2,000 ~3,000	2~4	3~7	4~6	20~30
コンタクトスタビ リゼーション法	0.2	0.8~1.4	2,000 ~8,000	4	12 以上	5 以上	50~100
長時間エアレーシ ョン法	0.03~ 0.05	0.15~ 0.25	3,000 ~6,000	15~30	15 以上	16~24	50~150
モディファイドエ アレーション法	1.5~3.0	0.6~2.4	400 ~800	0.3~0.5	2~4	1.5~2.5	5~10
高速エアレーショ ン沈殿池	0.2~0.4	0.6~2.4	3,000 ~6,000	2~4	5~8	2~3	50~150
オキシデイション ディッチ	0.03~ 0.05	0.1~0.2	3,000 ~4,000	15~30		24~48	50~150

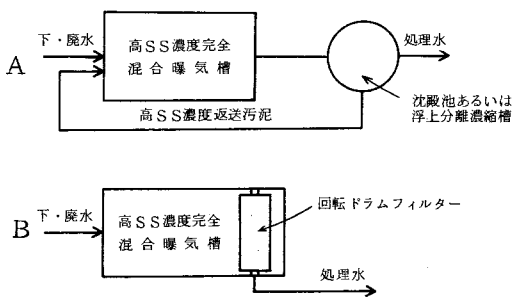
また、定常状態では、 $1/t_B = \mu$ となるので、(1-1)式を変形すると次式が導かれる。

$$t_B = \frac{S}{Y \frac{dl_r}{dt} - bS} \quad \dots\dots\dots (1-29)$$

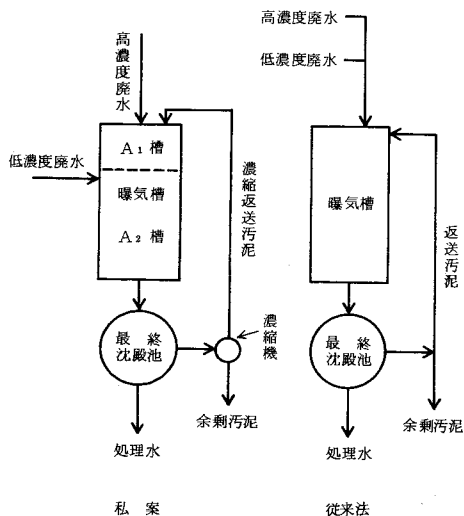
(1-29)式より、 t_B を大きくするには、 $\frac{dl_r}{dt}$ を小さくするか、あるいは S を大きくしなければならぬ。前者の $\frac{dl_r}{dt}$ を小さくする、すなわち長時間曝気法等の場合は、曝気槽を大きくして単位曝気槽容量当たりの有機物負荷量を下げることにより、 $\frac{dl_r}{dt}$ を小さくしなければならないが、下废水の水質・水量が増大変化しているにもかかわらず、処理場用地の取得や拡張が極めて困難になっている我が国の都市下水処理場等では、この長時間曝気法を用い下・废水を処理することは、非常に難しい現状である。

そこで、難分解性物質の活性汚泥処理法として、前記長時間曝気法の欠点を補い、既設曝気槽でも t_B を極めて大きく取ることのできる高濃度活性汚泥法を提案した。この高濃度活性汚泥法は、曝気槽の活性汚泥濃度をできるだけ高濃度に保つことにより、単位活性汚泥当りの基質負荷量を下げ、有機性の余剰汚泥を殆ど生成させない処理法である。

高濃度活性汚泥法では、濃厚な返送汚泥をいかに安定して得るかが、最も重要であり、このため活性汚泥の固液分離と濃縮法に工夫を要する。これには、第1-2図のように最終沈殿池を浮上分離槽にかえる、あるいは曝気槽内に活性汚泥濾過フィルターをまいた回転ドラムを装着し、曝気槽内で活性汚泥の固液分離を行い、沈殿池を省略する方法等があげられる。また、工場廃水等で、排出源において高濃度に有機汚濁物を含む高濃度廃水とあまり有機汚濁物を含まない低濃度廃水に分別できる場合、第1-3図のように曝気槽を改造して廃水流入口を図のように変えれば、高濃度活性汚泥処理が達成できる。この場合、高濃度活性汚泥タンクA₁槽では、濃縮返送汚泥と高濃度廃水が、曝気混合され、難分解性物質を含むすべての有機汚濁物は、分解除去される。



第1-2図 高濃度活性汚泥法による処理工程の模式図



第1-3図 工場廃水の高濃度活性汚泥処理工程

また、2段目の曝気槽A₂では、A₁槽からの高濃度活性汚泥混合液と低濃度廃水が、曝気混合され、仕上げ処理と活性汚泥フロックの調整が行われる。ここで、最終沈殿池を浮上分離槽にかえれば、濃縮機を省略することもできる。

この高濃度活性汚泥法による難分解性物質処理法の利点として、次のことがあげられる。

1) 難分解性物質分解微生物の比増殖速度 $[\mu]$ は著しく小さいので、これに合わせて t_g を極めて大きくなるように $1/t_g \leq [\mu]$ なる条件で活性汚泥プラントを運転管理でき、難分解性物質も効率よく分解除去される。

2) 水質・水量の変動に強く、常に良好な処理水を得ることができる。

3) t_g を極めて大きくして、余剰汚泥が全く生成しない全酸化法で活性汚泥プラントを運転管理することも可能であり、余剰汚泥の処理・処分に必要な経費を節約できる。

4) 標準活性汚泥法等に比べ、曝気槽の用地や容量が少なくすむ。

一方、難点としては、次のようなことがあげられる。

- 1) 活性汚泥混合液の酸素利用速度が増大するため、酸素供給の面で、純酸素曝気、深層曝気、加圧曝気等の工夫が必要である。
- 2) 従来の沈殿法のみでは、高SS濃度の返送汚泥を得ることが難しいので、活性汚泥の固液分離法または濃縮法に工夫を要する。

第5節 要 約

活性汚泥法の浄化反応動力学からPVA等難分解性物質の処理理論を導き、以下の結果を得た。

- 1) 活性汚泥プラントを最適 t_g で運転管理すると、曝気槽内の活性汚泥微生物濃度は、制御 t_g に対応した濃度 S で定常に達し、常に良好な処理水が得られることを示した。
- 2) 難分解性物質分解微生物の比増殖速度 $[\mu]$ は、著しく小さいので、これら難分解性物質を活性汚泥法で効率よく処理するには、 t_g を極めて大きくとり $1/t_g \leq [\mu]$ なる条件で、活性汚泥プラントの運転管理を行わなければならない。
- 3) 難分解性物質を効率よく処理するには、各種活性汚泥変法の内で、高濃度活性汚泥法が最も適していることを示した。
- 4) 高濃度活性汚泥法は、水質・水量の変動にも強く、常に良好な処理水を得ることができると共に、余剰汚泥の全く生成しない全酸化法で活性汚泥プラントを運転管理することも可能である。

記

号

S : 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

μ : 一般の活性汚泥微生物の比増殖速度 (1/日)

$[\mu]$: 難分解性物質分解微生物の比増殖速度 (1/日)

Y : 収率係数 (—)

b : 活性汚泥微生物の自己分解係数 (1/日)

$\frac{dl_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l/日)

$\frac{dS}{dt}$: 活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/l/日)

l_e : 処理水の基質濃度 (mg/l)

k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度 (kg/kg/日)

$[K_m]$: Michaelis 恒数 (mg/l)

- K_m : 定数
 m, n : 指数 (定数)
 l_s : 流入廃水の基質濃度 (mg/l)
 Q_s : 流入廃水量 ($l/\text{日}$)
 Q_w : 引き抜き汚泥量 ($l/\text{日}$)
 Q_r : 返送汚泥量 ($l/\text{日}$)
 S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/l)
 V_1, V_2, V_3 : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽の各容積 (l)
 V : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽を含めた全容積 (l)
 S_1, S_{r2}, S_{r3} : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽の各活性汚泥微生物濃度 (mg/l)
 $(\frac{dS_1}{dt})_1, (\frac{dS_{r2}}{dt})_2, (\frac{dS_{r3}}{dt})_3$: 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物濃度の時間変化 ($\text{mg}/l/\text{日}$)
 Y_1, Y_2, Y_3 : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物の収率係数 (—)
 b_1, b_2, b_3 : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内の各活性汚泥微生物の自己分解係数 ($1/\text{日}$)
 $\frac{dl_{r1}}{dt}, \frac{dl_{r2}}{dt}, \frac{dl_{r3}}{dt}$: 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパー, 汚泥調整槽内の各基質除去速度 ($\text{mg}/l/\text{日}$)
 t_d : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽内の全水理学的滞留時間 (日)
 t_s : 曝気槽, 沈殿池汚泥ホッパーおよび汚泥調整槽内の全活性汚泥微生物の平均滞留時間 (日)

第2章 活性汚泥のPVA馴養過程に関する研究

第1節 緒言

PVAの活性汚泥処理で、鈴木ら¹⁾や西川ら²⁾は、それぞれ土壌から分離した *Pseudomonas* 属、*Xanthomonas* 属等のPVA分解微生物を組み込んだPVA馴養汚泥を用いて、PVA含有廃水の処理実験を行ない、ほぼ完全にPVAを除去できたと報告している。

しかし、第1章の難分解性物質の処理理論で論述したように、活性汚泥プラントの運転管理が適切でなければ、PVA馴養汚泥の比増殖速度を $[\mu]$ とすると、 $1/t_g > [\mu]$ のような運転条件では、たとえ活性汚泥に多量のPVA分解微生物を加えたり或いはPVA除去能の高いPVA馴養汚泥を用いたとしても、余剰汚泥や処理水中のSSとして、PVA分解微生物が徐々に抜き取られるため、PVAは処理できなくなる。一方、 $1/t_g \leq [\mu]$ の条件で運転管理を行うと、特にPVA分解微生物を接種しなくても、PVA分解微生物は、徐々に集殖され、最終的には、PVA除去能の高いPVA馴養汚泥になるものである。従って、PVAの活性汚泥処理では、PVA分解微生物に適した条件で活性汚泥プラントを運転することが極めて重要なことである。

ここでは、活性汚泥の引き抜きや流亡を極力少なくすることにより t_g を極めて大きく保った実験条件で、PVA除去能のないPVA未馴養汚泥から、PVA除去能の高いPVA馴養汚泥を馴養調整するための馴養期間を調べると共に、PVA馴養過程の動力学解析を試みた。さらに、PVAに対する馴養段階の異なった各種活性汚泥を用いて、PVAを唯一の炭素源とする合成PVA廃水或いは繊維物加工工場の糊拔廃水の処理を繰り返し、この間のPVA除去能の変化についても検討を加えた。

第2節 実験方法および分析成績

1. 実験方法

実験概要を一括表示すると第2-1表のようになる。

○ 実験-1； PVAの活性汚泥処理の難易度を調べるため、5 l容曝気槽と2 l容沈殿槽よりなる活性汚泥処理装置に、PVAを含まない合成下水で培養した活性汚泥を入れ、これに5日目からPVAを含む合成廃水(第2-2表)を18 l/日加え、10日目からその流量を12.7 l/日に下げ、PVAの連続処理を試みた。しかし、15日目でも、まだ、PVAは除去されなかったので、15日目から、合成廃水中のペプトンと肉エキスの濃度を第2-2表の半分に下げ、引き続きPVA

第2-1表 実験方法の概要

実験 No.	実験の目的と用いた汚泥	実 験 条 件			
		処理方法	pH	温度(℃)	備 考
1	合成下水で培養した活性汚泥によるPVA処理の検討	連続処理	5.5～6.0	30	曝気槽 5 l 通気量 1.5 l/分
2	各種活性汚泥のPVA除去能の比較	回分処理	7.0～7.2	30	曝気槽 2 l 通気量 1.0 l/分 MLSS, 2,200～2,450mg/l
3	各種汚泥の馴養にともなうPVA除去能の変化	回分処理	7.0～8.0	20～25	500 ml 容三角フラスコに合成PVA廃水と種汚泥を200 ml となるように加え200 rpmで振盪
4	活性汚泥のPVA除去能に及ぼす廃水組成の影響	回分処理	7.5～7.8	30	曝気槽 2 l 通気量 1.0 l/分 MLSS 2,500mg/l
5	PVAに未馴養のS下水処理場汚泥のPVA馴養過程とその解析	連続処理	7.0～8.0	30	曝気槽 7 l 通気量 2 l/分 pHはCaCO ₃ で調整

第2-2表 合成廃水の組成

組 成	濃度 (mg/l)
PVA	50
ペプトン	150
肉エキス	100
尿 素	25
Na ₂ HPO ₄	25
KCl	3.5
CaCl ₂	3.5
MgSO ₄	2.5
NaCl	7.5

の連続処理を行った。本実験では、曝気槽の温度を30℃、通気量を1.5 l/分に保った。

また、MLSS測定時以外には、活性汚泥の引き抜きを行っていないので、操作 t_s は100日から200日になる。

○ 実験-2； 各種活性汚泥のPVA除去能を比較するため、2 l 容曝気槽に各種活性汚泥と第2-3表に示した合成PVA廃水を所定濃度になるように加え、第2-1表に示した実験条件でPVAの回分処理実験を行った。

○ 実験-3； 各種汚泥の馴養に伴うPVA除去能の変化を調べるため、500 ml 容三角フラスコに第2-4表の種汚泥をそれぞれ所定量接種し、これに第2-3表の合成PVA廃水

第2-3表 合成PVA廃水の組成

(I) 基本合成PVA廃水

組 成	濃度(mg/l)
(a) PVA	1,000
NH ₄ NO ₃	100
(b) K ₂ HPO ₄	1,600
KH ₂ PO ₄	200
(c) MgSO ₄	50
CaCl ₂	50
FeSO ₄ ·7H ₂ O	20
NaCl	20

(II) 各種PVA濃度の合成PVA廃水の調整

- 1) PVAとNH₄NO₃の比率が、10:1となるようにNH₄NO₃を加えた。
- 2) (b)については、PVA濃度500mg/lの合成PVA廃水を用いた連続実験の場合のみ、上記濃度の1/2とした。
また、実験-5では、CaCO₃粉末を用いて、pH調整を行った。
- 3) (c)については、PVA濃度にかかわらず常に一定とした。

○ 実験-4；ここでは、活性汚泥のPVA馴養段階と廃水の基質組成により、活性汚泥のPVA除去能が、どのように変化するかを調べた。2l容曝気槽にPVA馴養段階の異った糊拔廃水処理汚泥を入れ、これにPVAを唯一の炭素源とする合成PVA廃水(第2-3表)を所定濃度になるよう適宜希釈して加え、全体を1.6lとした後、pH7.5~7.8、温度30℃、通気量1.0l/分で曝気処理を行った。一定時間ごとに活性汚泥混合液を採取して、初期PVA除去速度を求めると共に、PVA消失の都度、上澄液800mlを抜き取り、新たに合成PVA廃水を加えて、前同様、曝気処理を繰り返した。次に、先の実験で得られたPVA馴養汚泥とD社の糊拔廃水処理汚泥を用い、前同様の条件で糊拔廃水(第2-5表)の回分処理を繰り返し、活性汚泥の初期PVA除去速度が、どのように変化するかを調べた。糊拔廃水の処理では、以後の実験においてもすべて、COD(M_n):N比が、100:5となるように窒素を補填した。

第2-4表 用いた種汚泥の種類とその接種量

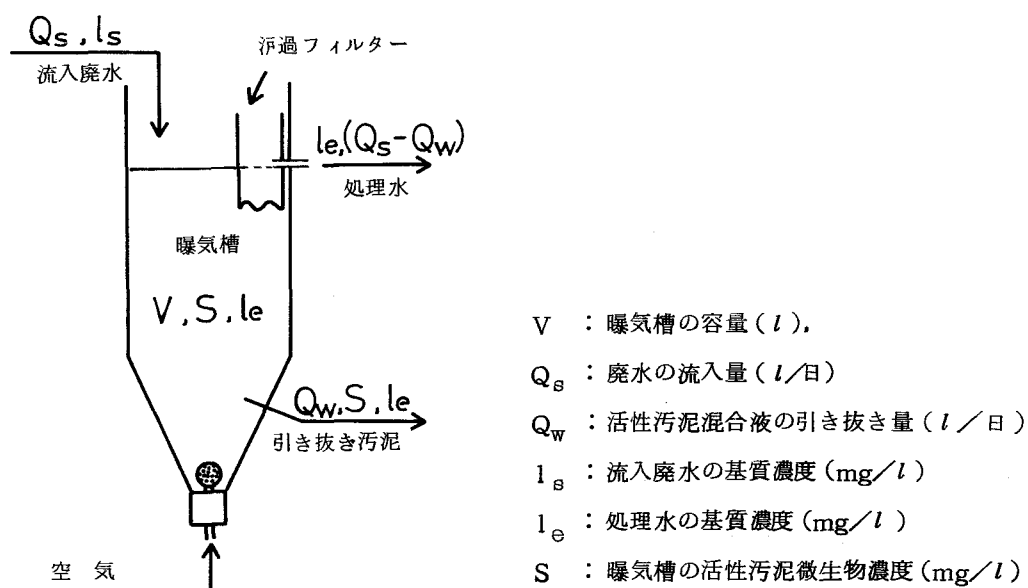
種 汚 泥 の 種 類	接 種 量
家庭排水路の底泥	2g
PVA馴養汚泥	2ml
合成下水培養汚泥	2ml
S下水処理場汚泥	2ml
河 川 水	50ml

を全容量が200mlとなるように加え、室温(20~25℃)にて振盪培養(200rpm)を行った。一定時間ごとにPVA残存濃度を測定すると共に、PVAが90%以上除去された時点で、振盪を止めて上澄液100mlを抜き取り、新たに合成PVA廃液を添加して、前同様、回分処理を繰り返した。また、外部からの雑菌の混入を防止するため、三角フラスコには、綿栓を施し、試料の採取等は、すべて無菌的に行った。

第2-5表 織物加工工場廃水の分析結果の一例

分析項目 \ 廃水の種類	湯洗糊拔廃水 (mg/l)	糊拔廃水 (総合廃水)(mg/l)
PVA (B法)	3,960	362
PVA (A法)	4,290	380
酸加水分解後の還元糖	726	483
COD (Mn)	3,340	490
Total -N	23.1	—
(NH ₄ + NO ₃) -N	—	1.34
Total -P	4.28	1.78
pH	7.6	6.5

○ 実験-5 ; PVA未馴養汚泥のPVA馴養過程を調べるため、7 l容曝気槽に活性汚泥濾過フィルター(スコッチブライト、タイプAベリーファイン)を第2-1図のように取り付け、PVA未馴養のS下水処理場汚泥を5,900mg/lとなるように加え、30℃、通気量約2 l/分でPVAの連続処理を行った。実験開始時には、PVA濃度20mg/lの合成PVA廃水を3 l/日で加



第2-1図 活性汚泥処理装置の模式図

えたが、馴養に伴い活性汚泥のPVA除去能が高くなると、それに合わせて合成PVA廃水のPV
A濃度と流量を増加させた。

また、曝気槽のpHは、炭酸カルシウムを過剰に加えて7.0～8.0に保った。

2. 分析方法

PVAの定量は、Finley³⁾の方法に準じ、試料10mlに4%ホウ酸溶液を5ml添加してよく混合後、これにヨウ素溶液(1l中にKI 25gとI₂ 12.7gを含む)を1ml加え、再びよく攪拌して発色させた。25℃で10分間静置後、30分以内にPVA-117の標準液による検量線を用いて、690mμで比色定量した(A法)。一方、糊拔廃水中のPVAは、共存するデンプンを塩酸で加水分解し、水酸化ナトリウムで中和した後、先のA法で定量した(B法)。

曝気槽のMLSS, MLVSS, SV₃₀, DO, pHおよび廃水または処理水のBOD, COD〔アルカリ性過マンガン酸カリウム法; COD_(Mn), 酸性過マンガン酸カリウム法; ac-COD_(Mn), 重クロム酸カリウム法; COD_(Cr)〕, NH₄-N, NO₃-N, total-N, total-Pの分析は、いずれも下水試験方法⁴⁾に準じて行った。また、活性汚泥混合液の酸素利用速度は、電極法による溶存酸素計で測定した。⁴⁾ 糊拔廃水中の還元糖は、試料を塩酸で加水分解した後、ソモギー法⁵⁾で定量した。

3. 実験材料と分析成績

ここでは、繊維加工用の経糸糊剤として多量に使用されている重合度1,700の完全鹸化型ポリビニルアルコール(PVA-117)を用いた。このPVA-117と市販されている重合度2,000のPVAを活性汚泥法で処理したところ、両者の処理成績にはほとんど違いが認められなかった。従って、本研究で得られた知見は、重合度やケン化度の異った他のPVAにも十分適用できるものと考えられる。

第2-6表は、実験材料として用いたPVA-117溶液と可溶性デンプン溶液の分析値を比較したものである。PVA, デンプンのCOD値は、いずれもCOD_(Mn), ac-COD_(Mn),

第2-6表 PVAとデンプンの分析比較

分析項目 濃度と種類	C O D (mg/l)			B O D (mg/l)	(I ₂ -H ₃ BO ₃) 試薬で発色させた 時の吸光度 (690mμ)
	COD _(Mn)	ac-COD _(Mn)	COD _(Cr)		
PVA 100mg/l 溶液	60.3	80.1	171	0.2	2.15 (100*)
デンプン 100mg/l 溶液	33.1	56.8	86.9	64.7	0.348 (16.2*)

* () 内は、PVAの吸光度を100とした時のデンプンの吸光度の割合

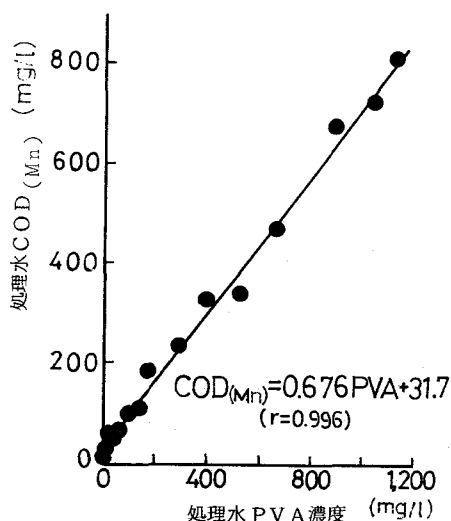
$\text{COD}_{(\text{Cr})}$ の順に高くなった。 100mg/l のPVA溶液の $\text{COD}_{(\text{Cr})}$ 値は、 171mg/l で、この値は、PVAを完全に酸化分解するに必要な理論的酸素要求量(ThOD) 182mg/l とはほぼ一致している。また、第2-6表の分析結果をもとにPVAの $\text{ac-COD}_{(\text{Mn})}/\text{ThOD}$ 値を求めると 0.440 となり、この値は、芳倉⁶⁾により報告されている有機酸やアミノ酸の $\text{ac-COD}_{(\text{Mn})}/\text{ThOD}$ 値よりも高い。従って、PVAは、化学的には比較的分解されやすい有機物に属するといえる。しかし、PVAとデンプンのBOD値を比較すると、それぞれ 0.2mg/l と 64.7mg/l となり、PVAは、極めて微生物分解を受けにくいことが判る。

PVAとヨウ素は、ホウ酸を加えないとほとんど発色しないが、ホウ酸を用いたA法でPVAを発色させると、PVAの吸光度は、ホウ酸を用いない場合の約273倍にも高まった。また、このA法で、PVAとデンプンを発色させ、両者の吸光度を比較すると、PVAの吸光度は、デンプンのその約6.2倍となることが判った。

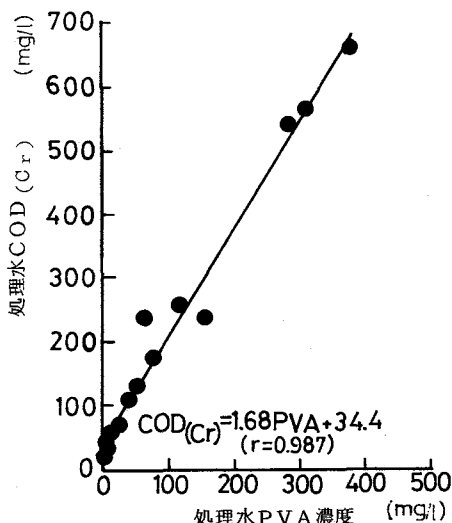
第2-2図、第2-3図は、合成PVA廃水を活性汚泥処理して、得られた処理水のPVA濃度と $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ または $\text{COD}_{(\text{Cr})}$ の関係を図示したものである。図より、処理水中のPVAと $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ またはPVAと $\text{COD}_{(\text{Cr})}$ の関係は、次式で示されることが判った。

$$\text{COD}_{(\text{Mn})} = 0.676 \text{PVA} + 31.7 \quad (r=0.996) \quad \cdots \cdots (2-1)$$

$$\text{COD}_{(\text{Cr})} = 1.68 \text{PVA} + 34.4 \quad (r=0.987) \quad \cdots \cdots (2-2)$$



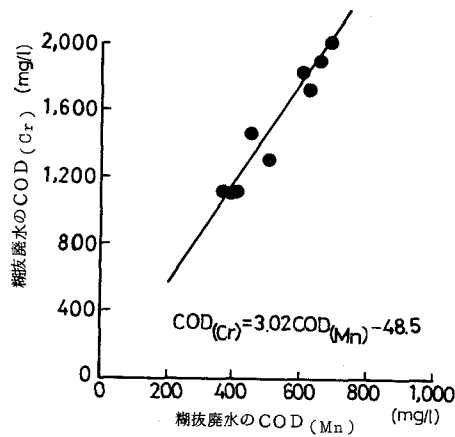
第2-2図 合成PVA廃水の活性汚泥処理における処理水PVA濃度と $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ の関係



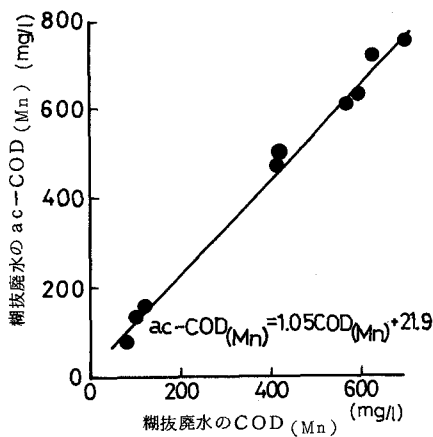
第2-3図 合成PVA廃水の活性汚泥処理における処理水PVA濃度と $\text{COD}_{(\text{Cr})}$ の関係

(2-1)式, (2-2)式で示したように, いずれも極めて高い相関関係が得られたので, 合成PVA廃水の活性汚泥処理では, 処理水のPVA濃度を測定することにより, $COD_{(Mn)}$ または $COD_{(Cr)}$ を予測することができる。

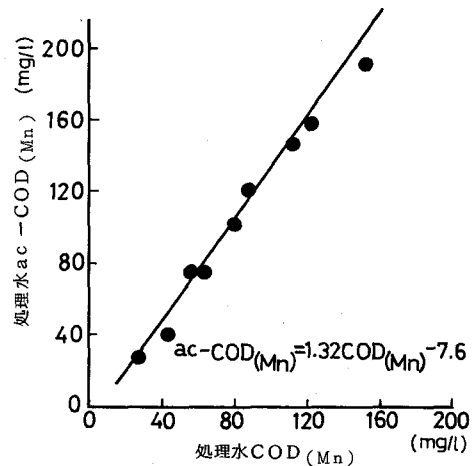
一方, 織物加工工場の糊拔廃水およびその活性汚泥処理水中に含まれるPVA濃度とCODの間には, 合成PVA廃水の場合のような一定の関係が認められなかった。この原因は, 加工される織物の種類およびその加工方法の違いにより, 廃水中に含まれるPVAとPVA以外の有機物の割合が, それぞれ異なることによるものと考えられる。しかし, 糊拔廃水の $COD_{(Mn)}$ と $COD_{(Cr)}$ の間には, 第2-4図に示したような高い相関関係が認められた。



第2-4図 糊拔廃水の $COD_{(Cr)}$ と $COD_{(Mn)}$ の関係



第2-5図 糊拔廃水の $COD_{(Mn)}$ と $ac-COD_{(Mn)}$ の関係

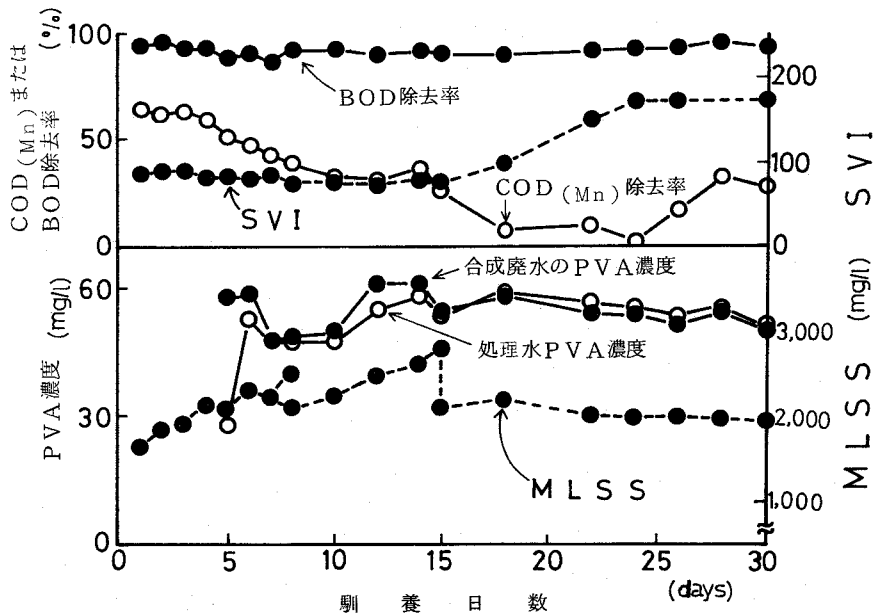


第2-6図 糊拔廃水の活性汚泥処理における処理水 $COD_{(Mn)}$ と $ac-COD_{(Mn)}$ の関係

また、第2-5図と第2-6図には、糊拔廃水およびその処理水の $COD_{(Mn)}$ と $ac-COD_{(Mn)}$ の関係を図示した。図より、糊拔廃水では、 $ac-COD_{(Mn)}$ は、 $COD_{(Mn)}$ の約1.05倍であるが、処理水では、 $ac-COD_{(Mn)}$ は、 $COD_{(Mn)}$ の約1.32倍となることが判った。

第3節 合成下水培養汚泥によるPVA処理の検討

合成下水で培養したPVA未馴養汚泥を用いて、PVA含有合成廃水の連続処理実験を行い第2-7図の結果を得た。5日目より、PVA濃度 50mg/l を含む合成廃水(第2-2表)を連続的に加え、PVA処理を試みたところ、10日目までのBOD除去率は90%以上、また、 $COD_{(Mn)}$ 除去率は30~50%となったが、PVAは、ほとんど除去されなかった。そこで10日目より流量を 18l/日 から 12.7l/日 に下げ、続いて15日目から合成廃水のペプトンと肉エキス濃度を第2-2表の半分に下げたところ、MLSSは除々に減少し、SVIは75から172に急激に高くなったが、30日目までPVAの除去は全く認められなかった。そこで、PVAを唯一の炭素源とするペプトンと肉エキスを含まない合成廃水を用い、さらに半月間PVAの連続処理を行ったが、PVAの除去は認められなかった。



第2-7図 合成下水培養汚泥によるPVA含有廃水の処理成績

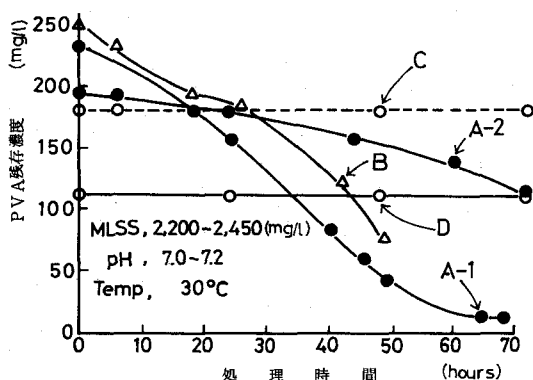
鈴木ら⁷⁾は、コーンステープリカー廃水で培養した活性汚泥等を、1ヶ月半PVAで馴養させると、PVAによく馴致した活性汚泥を得ることができたと報告しているが、本実験に用いた合成下

水で培養した活性汚泥の場合には、PVAに約1ヶ月半馴養させてもPVA除去能を示さなかった。これは、PVAが極めて微生物分解を受けにくいことを示す一例であろうが、PVA除去能を持たないか或るいはPVA除去能の著しく低い活性汚泥を、どのような条件で馴養すれば、短期間にPVA除去能の高い活性汚泥に作り変えることができるかを明らかにすることは、PVA含有廃水処理における重要な課題である。

第4節 各種活性汚泥のPVA除去能の比較とPVA馴養効果

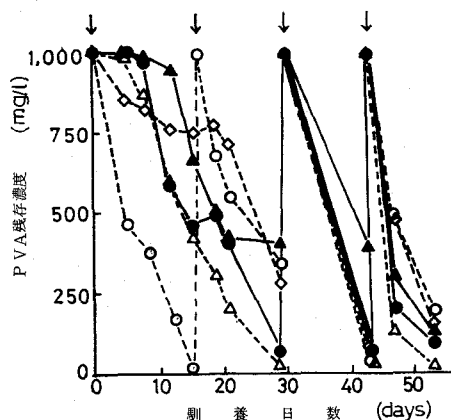
PVA除去能のかなり弱いA社、B社の活性汚泥とPVA除去能の全くないC下水処理場汚泥、前述合成下水培養汚泥を用いて、PVA除去能を回分法で比較検討し、第2-8図の結果を得た。この内、A社、B社の活性汚泥は、いずれもPVA分解微生物（鈴木ら¹⁾、西川ら⁸⁾および福永ら⁹⁾により分離されている）の接種なしに、長期間のPVA含有廃水処理で、自然にPVA分解微生物が集殖されたものである。

第2-8図によれば、合成下水培養汚泥とC下水処理場汚泥は、いずれもPVA除去能を有せず、また、A社とB社の活性汚泥はいずれも弱いPVA除去能を有することが判った。また、同一プラ



第2-8図 各種活性汚泥のPVA除去能の比較

- A-1 : A社のプラント運転で、活性汚泥が良好な場合
- A-2 : A社のプラント運転で、活性汚泥が悪い場合
- B : B社のプラントの活性汚泥
- C : C下水処理場の活性汚泥
- D : 合成下水で培養した活性汚泥



第2-9図 各種汚泥のPVA馴養実験における馴養日数とPVA残存濃度の関係

- : PVA馴養汚泥
- △---△ : S下水処理場汚泥
- ▲---▲ : 河川水
- : 家庭排水路の底泥
- ◇---◇ : 合成下水培養汚泥
- ↓ : PVAを新しく添加した時期

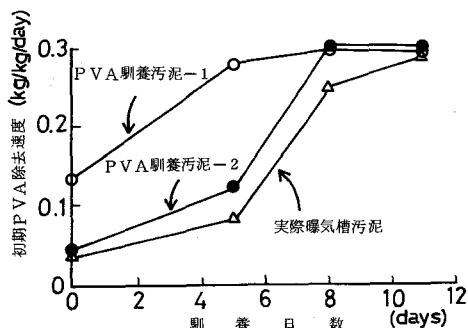
ントの活性汚泥でも、A社のように運転操作の良し悪しか、或るいは毒物その他環境因子の影響によるか原因は不明であるが、PVA除去能に顕著な差が認められることも判った。従って、これらの結果より、特にPVA分解微生物を接種しなくても、長期間の自然馴養により活性汚泥微生物フローラ中に、量的には少なくとも、ある程度のPVA分解微生物が集殖されていることが確かめられた。

そこで、次に、河川水、家庭排水路の底泥および各種活性汚泥を種汚泥とし、それぞれがどの程度の馴養期間で、PVA除去能を獲得するかを調べ、第2-9図の結果を得た。PVA馴養汚泥を種汚泥とした場合には、PVA残存濃度はすみやかに低下したが、河川水や他の汚泥を種汚泥とした場合には、8日から20日の誘導期間の後に、いずれもPVA残存濃度の顕著な低下が認められた。この誘導期間は、用いた種汚泥の種類により異なり、S下水処理場汚泥、家庭排水路の底泥、合成下水培養汚泥、河川水の順に長くなった。しかし、種汚泥が一度PVA除去能を獲得すると、それに新たにPVAを添加してもPVAはいずれもすみやかに除去され、種汚泥の違いによるPVA除去能の差異はほとんど認められなくなった。実験データは少ないが、これらの結果からPVA分解微生物は量的に少ないかもしれないが、一般にどこにでも棲息していることが示唆された。

ここでは、合成下水培養汚泥を種汚泥とした場合にも、約20日間の誘導期間の後に顕著なPVA残存濃度の低下が認められた。しかし、先の実験-1では、1ヶ月半PVAの連続処理を行ってもPVA除去能は認められなかった。このように同一汚泥を用いたPVA馴養実験で、実験結果に大きな差異が生じた原因としては、実験-1では用いた合成廃水中にPVA以外にペプトンと肉エキスが含まれていたこと、或るいは合成廃水のアルカリ度が低く、曝気槽のpHが5.5~6.0まで低下し、PVA分解微生物の最適pH8に比べ、かなり低かったことが考えられる。

前述のPVA除去能の低い実際プラントの活性汚泥を種汚泥として、PVA除去に適した条件（第3章で詳述）で合成PVA廃水の処理実験を行い、どの程度の馴養期間でPVA除去能の高いPVA馴養汚泥に馴致されるかを調べた。次に、このPVA馴養汚泥を用いて、糊拔廃水（PVAの他に種々な有機物を含む）の処理実験を繰り返し、PVA除去能がどのように変化するかを調べた。

第2-10図には、前歴の異なった糊拔廃水処理の活性汚泥を用いて、合成PVA廃水の回分処理実験を繰り返し、その時の活性汚泥の初期PVA除去速度の経日変化を図示した。ここで、PVA馴養汚泥-1は、糊拔廃水を処理しているD社の実際プラントの活性汚泥を用いて、D社の糊拔廃水をPVA除去に適した条件で、約2週間連続処理して得られた活性汚泥でPVA除去能を高めたものである。PVA馴養汚泥-2は、馴養汚泥-1よりも馴養期間が短く数日程度のものである。また、実際曝気槽汚泥とは、D社の実際プラントの活性汚泥そのものである。第2-10図から



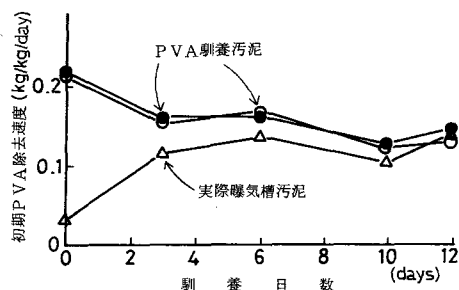
第2-10図 前歴の異なったPVA含有
廃水处理汚泥の初期PVA除
去速度の経日変化

実験条件： 合成PVA廃水の回分処理
MLSS 2,500 mg/l
初発PVA-SS比
0.126~0.214 (kg/kg)
pH 7.5~7.8, DO 4mg/l 以上
温度 30℃

わかるように実験開始時の初期PVA除去速度は、PVA馴養汚泥-1では0.134 (kg/kg/日), PVA馴養汚泥-2では、0.042 (kg/kg/日), 実際曝気槽汚泥では、0.037 (kg/kg/日)となり、前歴の差異により初期PVA除去速度に顕著な違いが認められた。しかし、合成PVA廃水の回分処理を繰り返すと、図示したように各汚泥の初期PVA除去速度は、いずれも高くなった。PVA馴養汚泥-1とPVA馴養汚泥-2の初期PVA除去速度は、8日目から11日目ではほとんど変化なく、また、実際曝気槽汚泥の初期PVA除去速度も11日目には、PVA馴養汚泥-1, PVA馴養汚泥-2のそれらと同程度にまで高くなり、前歴の差異

は認められなくなった。これらの結果より、PVAを唯一の炭素源とする合成PVA廃水の回分処理を続けると、種汚泥の違いに関係なく活性汚泥の初期PVA除去速度は、0.3 (kg/kg/日) 前後で安定化することがよく判る。

さらに、このPVA除去能の高いPVA馴養汚泥と実際曝気槽汚泥にD社糊拔廃水を加え、前同様、回分実験を繰り返し初期PVA除去速度の経日変化を調べ、その結果を第2-11図に示した。ここでは、多量の糊拔廃水を長期間保存できなかったため、6日目までは、同一糊拔廃水 (PVA 350 mg/l, COD_(Mn) 430 mg/l) を用いたが、8~10日目には、採取時期を異にした糊拔廃水 (PVA 350 mg/l, COD_(Mn) 480 mg/l) を用い、さらに12日目には、湯洗糊拔廃水 (PVA 4,650 mg/l, COD_(Mn) 2,860 mg/l) を初発PVA濃度が230 mg/lとなるように希釈して用いた。実験開始時のPVA馴養汚泥の初期PVA除去速度



第2-11図 PVA馴養汚泥と実際曝気
槽汚泥の初期PVA除去速度
の経日変化

実験条件： 糊拔廃水の回分処理
MLSS 2,500 mg/l
初発PVA-SS比
0.061~0.119 (kg/kg)
pH 7.5~7.8
DO 4mg/l 以上
温度 30℃

は、 0.220 (kg/kg/日) となり、実際曝気槽汚泥の 0.031 (kg/kg/日) に比べ著しく高くなった。しかし、前同様、糊拔廃水の処理を続けると、図示したように PVA 馴養汚泥の初期 PVA 除去速度は低下し、前とは逆に実際曝気槽汚泥の初期 PVA 除去速度は高くなり、12 日目には、いずれの汚泥の初期 PVA 除去速度も $0.13 \sim 0.15 \text{ (kg/kg/日)}$ になり、前歴の差はほとんど認められなくなった。また 12 日目の初期 PVA 除去速度は、PVA 除去に適した条件で、糊拔廃水を連続処理していたパイロットプラントの PVA 馴養汚泥-1 (第 2-10 図) の初期 PVA 除去速度 0.134 (kg/kg/日) ともよく一致した。

従って、これらの実験結果から PVA 除去能の低い実際曝気槽汚泥でも、PVA 除去に適した条件で糊拔廃水処理を繰り返すと、D 社糊拔廃水処理の場合、活性汚泥の初期 PVA 除去速度は徐々に高くなり、約 0.13 (kg/kg/日) で安定化することが判った。一方、合成 PVA 廃水によく馴致した PVA 馴養汚泥 (初期 PVA 除去速度約 0.3 kg/kg/日) を用い、PVA 除去に適した条件で糊拔廃水処理を繰り返すと、初期 PVA 除去速度は徐々に低下し、先同様、初期 PVA 除去速度約 0.13 (kg/kg/日) で安定化した。

これらの実験結果は、PVA 含有廃水処理では、PVA 除去に適した条件で活性汚泥プラントを運転管理すれば、活性汚泥の PVA 除去能は用いた活性汚泥の良し悪しにかかわらず一定値に達し、この値は、廃水の基質組成または毒物存在の有無等により異なることを示唆している。

難分解性物質、LAS、有機性の合成肥料や農薬等の連続活性汚泥処理や土壌への連続施用は、微生物相を著しく単純化させ、最終的には当該基質分解微生物とそれに関連する数種の微生物で構成されるようになると報告されている。^{10)~13)} 下・廃水の基質組成と活性汚泥の微生物群に関連した研究例は、数少ないが、三上^{14)~15)} は、13 種類の標準基質群にそれぞれ馴致した活性汚泥を作り、基質と活性汚泥微生物群の特徴を比較検討し、以下の結果を得ている。

1) ケトン、低級脂肪酸、エステル類、グルコース・グルタメイトおよび人工下水のそれぞれに馴致した活性汚泥微生物群は、特定の優占菌を持たず、数種の微生物を中心に構成された。

2) アルデヒド類、ポリマー類、アロマチック類、ノルマルパラフィン・ケロシン、アミン類にそれぞれ馴致した活性汚泥微生物群は、構成微生物の種類もかなり限定され、優占菌の種類も基質によりそれぞれ異なった。

3) 有毒物質含有廃水を処理している活性汚泥や馴養初期の活性汚泥および高負荷活性汚泥等には、高優占率の微生物が存在した。

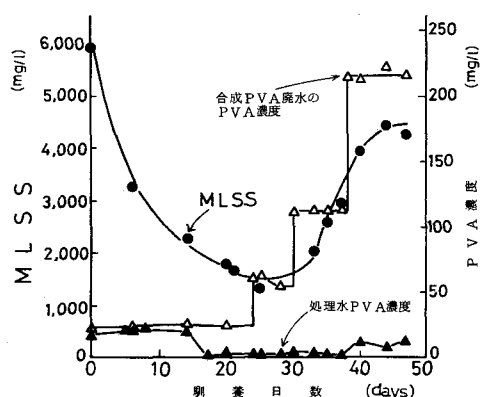
4) 高優占率の微生物は、必ずしも生理的に高い酸化能を有するとは限らない。

従って、PVA を唯一の炭素源とする合成 PVA 廃水馴養汚泥の微生物群は、主に PVA 分解微生物と PVA 分解中間物を基質とする 2, 3 の微生物で構成されているものと推察される。一方、糊拔廃水中には、PVA の他にデンプンやその加水分解物、さらに、量的には少ないがセルロース等の

種々な有機物も含まれている。従って、糊拔廃水馴養汚泥の微生物群は、合成PVA廃水馴養汚泥のそれよりも多種類の微生物で構成されることになり、結果的に活性汚泥の初期PVA除去速度が低下したものと推察される。

第5節 PVA 馴養過程とその解析

PVA馴養過程をさらに詳しく調べるため、PVA未馴養S下水処理場汚泥を用いて、PVAの連続処理を行ない、馴養過程の解析を試みた。活性汚泥の比PVA除去速度が高くなるに応じて、合成PVA廃水のPVA濃度およびその流量を増加させ、曝気槽内のMLSSと処理水PVA濃度の経日変化を測定した。第2-12図に示したように、実験初期にはPVAはほとんど除去されな



第2-12図 S下水処理場汚泥のPVA 馴養過程

かったが、14日目より処理水中のPVA濃度が低下し始めたので、合成PVA廃水の流量を3 l/日から6 l/日に上げて、さらに連続処理を続けたところ、17日目には処理水中にPVAはほとんど認められなくなった。そこで、合成PVA廃水のPVA濃度を順次高めたところ、25日目後からMLSSの増加が認められた。連続実験の場合も、活性汚泥がPVA除去能を獲得するまでの誘導期間は約2週間で、これは先の回分実験の結果とよく一致した。

連続実験では、合成PVA廃水のPVA濃度とその流量および曝気槽のMLSSが、第2-12図のように、それぞれ広範囲に変化しているので、処理水のPVA濃度または活性汚泥の比PVA除去速度の比較だけでは、活性汚泥のPVA馴養状態を正確に把握できない。そこで、非定常のPVA馴養過程をより正確に把握するため、曝気槽MLSS、処理水PVA濃度、活性汚泥の比PVA除去速度の変化の動力学解析を試みた。

第2-1図に基づき、曝気槽内のPVA物質収支をとると、次式が得られる。

$$V \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = Q_s l_s - Q_s l_e - V \frac{dl_r}{dt} \quad \dots\dots\dots (2-3)$$

ここで、V；曝気槽の容量 (l)

Q_s ；合成PVA廃水の流量 (l/日)

l_s ；合成PVA廃水のPVA濃度 (mg/l)

l_e ; 処理水の PVA 濃度 (mg/l)

$(\frac{dl_e}{dt})_v$; 曝気槽内の PVA 濃度変化 (mg/l/日)

$\frac{dl_r}{dt}$; 曝気槽内の PVA 除去速度 (mg/l/日)

(2-3) 式を変形し、活性汚泥濃度を S (mg/l) とすると、活性汚泥の比基質除去速度は次式で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{Q_s (l_s - l_e)}{VS} - \frac{1}{S} (\frac{dl_e}{dt})_v \quad \dots\dots\dots (2-4)$$

一方、橋本ら¹⁶⁾は、活性汚泥の比基質除去速度は、活性汚泥微生物の活性部位の基質飽和度を $\frac{l_e}{S}$ として、次式で表されることを示している。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = K (\frac{l_e}{S})^n \quad \dots\dots\dots (2-5)$$

ここで、 K ; 基質除去速度恒数 (1/日)

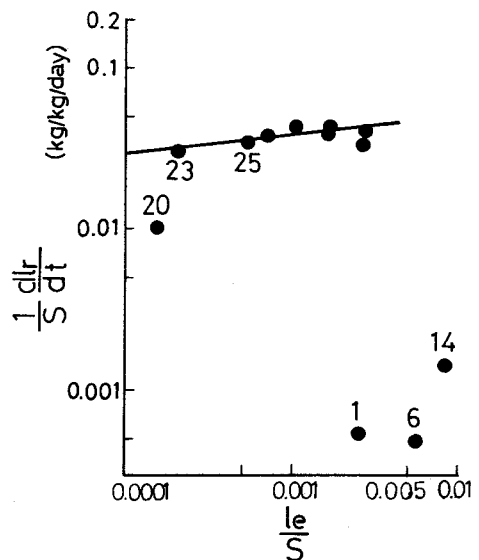
すなわち、活性汚泥が PVA に馴致すれば、負荷条件等が変化しても、比 PVA 除去速度、処理水 PVA 濃度および活性汚泥濃度の間に一定の関係ができ、(2-5) 式は成立するはずである。

第 2-13 図は、得られた実験データを (2-5) 式に基づきプロットしたものである。図より 20 日目までの 4 個のプロットには一定の相関はみられなかったが、23 日目以降の各プロットはいずれも直線となり、23 日前後ではほぼ馴養が完了したことが検証された。

第 6 節 要 約

各種 PVA 未馴養汚泥の PVA 馴養過程を調べると共に、この PVA 馴養過程の動力学解析から以下の結果を得た。

1) 各種 PVA 未馴養汚泥の PVA 馴養実験を行ったところ、種汚泥の種類によりやや異なるが、いずれも 8 日から 20 日の誘導期間の後に PVA 濃度の顕著な低下が認められた。しかし、



第 2-13 図 S 下水処理場汚泥の PVA 馴養過程の解析

* 図中の数字は、実験を開始してからの日数

種汚泥がPVA除去能を獲得した後は、種汚泥の違いによるPVA除去能の差異はあまり認められなくなった。

2) PVA含有廃水処理プラントの活性汚泥を用いて、合成PVA廃水の回分処理を繰り返すと、約11日間でPVA除去能の極めて高いPVA馴養汚泥が得られた。

3) PVA含有廃水の処理では、PVA除去に適した条件で活性汚泥プラントの運転管理を行えば、最終的には用いた活性汚泥の良し悪しにかかわらず、活性汚泥のPVA除去能は一定値に達し、この値は廃水の基質組成または毒物存在の有無等により異なることが示唆された。

4) PVAに未馴養のS下水処理場汚泥によるPVAの連続処理実験では、PVA除去能を獲得するまで約2週間の誘導期間を要した。また、23日目前後よりPVAによく馴致したPVA馴養汚泥となった。

5) 活性汚泥のPVA馴養過程の動力学解析により、活性汚泥のPVA馴養状態をより良く把握できた。

記 号

V : 曝気槽の容積 (l)

Q_s : 流入廃水量 (l/日)

l_s : 流入廃水の基質濃度 (mg/l)

l_e : 処理水の基質濃度 (mg/l)

$\left(\frac{dl_e}{dt}\right)_v$: 曝気槽内の基質濃度変化 (mg/l/日)

$\frac{dl_r}{dt}$: 曝気槽内の基質除去速度 (mg/l/日)

S : 曝気槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

K : 基質除去速度恒数 (1/日)

第3章 PVA活性汚泥処理に及ぼす各種因子の影響に関する研究

第1節 緒 言

PVA馴養汚泥の比基質除去速度と比増殖速度は、一般の活性汚泥のそれらに比べると著しく低いので、PVAを含む実廃水の活性汚泥処理では、PVA分解微生物に適した条件で活性汚泥プラントを運転管理し、活性汚泥中のPVA分解微生物の働きを安定状態に保持することが必要である。

ここでは、PVA活性汚泥処理の最適環境条件を求めると共に、PVA-SS負荷量等の操作因子とPVA馴養汚泥の比PVA除去速度、比酸素利用速度および処理水PVA濃度の間の関係についても検討した。

第2節 実験材料および方法

ここでは、7項目の実験を行った。それぞれの実験条件を一括表示すると第3-1表のようになる。

○ 実験-1： PVA除去に対するpHの影響を調べるため、pH5～8.5のPVA含有磷酸緩衝液（ $\frac{M}{15}$ の Na_2HPO_4 と KH_2PO_4 の緩衝液）で6日間前培養したPVA馴養汚泥とpH9～10のPVA含有炭酸緩衝液（ $\frac{M}{5}$ の Na_2CO_3 と NaHCO_3 の緩衝液）で2日間前培養したPVA馴養汚泥を用いた。各PVA馴養汚泥を遠心分離後、蒸留水で1回洗浄して、500ml容三角フラスコに入れ、これに前培養と同一組成のPVA含有緩衝液を加え、全体を150mlとした。ただし、この時のMLSSは前者では5,900mg/l、後者では6,430mg/l、初発PVA濃度はいずれも475mg/lとなった。つづいて、30℃、4時間振盪培養（200rpm）を行い、この間のPVA濃度の減少から初期PVA除去速度を算出した。

○ 実験-2： 濾過フィルター装着6l容実験曝気槽（第2-1図）にPVA馴養汚泥（MLSS、平均12,130mg/l）を入れ、これに500mg/lまたは700mg/lの合成PVA廃水を9.6l/日の流量で加え、30℃、pH6.8～7.0で連続処理を行った。曝気槽のDOは、通気量を変え、また、純粋酸素を補填して0.5～10.5mg/lに調整保持し、各設定DO値で処理水PVA濃度がほぼ一定になるまで2～5日間連続処理を行った。

○ 実験-3： 10℃、20℃、30℃に保った2l容実験曝気槽に、PVA馴養汚泥と合成PVA廃水を加えて活性汚泥混合液（PVA濃度320mg/l、MLSS濃度2,200mg/l）の全量を1.6lとした後、通気量1l/分で曝気処理を行い温度と初期PVA除去速度の関係を調べた。

○ 実験-4： 5～30℃の各種温度で、6l容実験曝気槽（MLSS、6,090～7,370mg/l）

第3-1表 実験方法の概要

実験 No.	実験目的	実験条件			
		処理方法	pH	温度(°C)	備考
1	PVA処理に及ぼす pHの影響	回分処理	5~10	30	初発PVA濃度 475 mg/l MLSS 5,900~6,430mg/l 振盪回数 200 rpm
2	PVA処理に及ぼす DOの影響	連続処理	7.0~7.2	30	曝気槽 6 l MLSS 平均 12,130mg/l 合成PVA廃水の流量 9.6 l/日 DO 0.48~10.5 mg/l
3	PVA処理に及ぼす 温度の影響	回分処理	7.0~7.2	10~30	曝気槽 2 l 初発PVA濃度 320 mg/l MLSS 2,200 mg/l
4	糊拔廃水処理に及ぼ す温度の影響	連続処理	7.0~7.2	5~30	曝気槽 6 l MLSS 6,090~7,370mg/l 糊拔廃水の流量 2.6~11.2 l/日
5	初発PVA-SS比 と24時間処理後の PVA残存濃度の関 係	回分処理	6.8~7.4	23~26	曝気槽 2 l 初発PVA濃度 133~2,270mg/l MLSS 3,400~20,450 mg/l
6	PVA除去率に及ぼ す活性汚泥濃度と廃 水の滞留時間の関係	連続処理	6.8~7.4	30	曝気槽 6 l 合成PVA廃水の流量 4.73 l/日 DO 4 mg/l 以上
7	PVA馴養汚泥の比 酸素利用速度, 比P VA除去速度および PVA濃度の関係	回分およ び連続処 理	7.0	30	MLSS 4,360 mg/l 初発PVA濃度 0~1,710 mg/l

にPVAを含む繊維物加工工場の糊拔廃水を2.6～11.2 l/日の流量で加え、pH 7.0～7.2，通気量約3 l/分で処理水質がほぼ一定になるまで、10～45日間連続処理を行った。

○ 実験－5： 初発PVA－SS比と24時間処理後のPVA残存濃度の関係を調べるため、2 l容実験曝気槽にPVA馴養汚泥と合成PVA廃水または糊拔廃水を加えて全量を1.6 l，MLSS濃度3,400～20,450 mg/l，PVA濃度133～2,270 mg/lとした後、室温（23℃～26℃）にて曝気処理（通気量1.0 l/分）を行ない、所定時間ごとにPVA残存濃度を測定した。

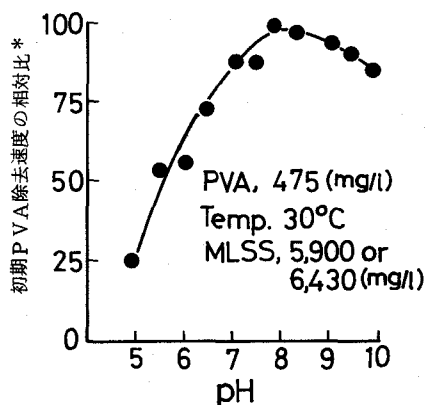
○ 実験－6： 第2－1図に示した6 l容実験曝気槽（PVA馴養汚泥10,000 mg/l以上含む）に、PVA濃度1,000 mg/lの合成PVA廃水を4.73 l/日の流量で加え、所定の操作 t_g で定常状態が得られるか或いは処理不能となるまで、長期間連続処理を行った。曝気槽のpHは6.7～7.4，温度は30℃，DOは4 mg/l以上に保った。

○ 実験－7： PVA馴養汚泥と合成PVA廃水を350 ml容三角フラスコ（MLSS濃度4,360 mg/l，PVA濃度0～1,710 mg/l）に加え、ただちに酸素電極を挿入密閉して、30℃で下水試験方法¹⁾に準じて、活性汚泥の酸素利用速度を測定した。一方、各操作 t_g でPVAを連続処理している活性汚泥混合液を所定時間ごとに取り、同様に活性汚泥混合液の酸素利用速度を測定した。

分析は、すべて第2章に示した方法に基づいた。

第3節 pHの影響

第3－1図には、pHと初期PVA除去速度の関係を図示した。pHが7.9の時、初期PVA除去速度は最大値0.156 (kg/kg/日)を示し、これよりpHが高くなっても初期PVA除去速度はあまり低下しなかったが、pHが6.5以下になると初期PVA除去速度は第3－1図のように顕著に低下した。



第3－1図 初期PVA除去速度に及ぼすpHの影響

* pH 7.9の初期PVA除去速度0.156 (kg/kg/日)を100とした時の相対比

第4節 溶存酸素濃度の影響

曝気槽の溶存酸素濃度(DO)が高い程、活性汚泥の浄化機能は向上するといわれているが、DOを高く保持するには動力費が嵩む。また、過曝気になり過ぎるとフロックがこわれることもあり、一般には1~2mg/l以上あればよいとされている。^{2), 3)}

第1章では、PVA等難分解性物質の活性汚泥処理には、高濃度活性汚泥法が最も適していることを動力学理論より示唆した。しかし、この高濃度活性汚泥法によるPVA処理では、活性汚泥混合液の酸素利用速度が高くなるので酸素供給法に改善と工夫が必要となる。

そこで、ここではPVAの高濃度活性汚泥処理を行ない、曝気槽のDOと比PVA除去速度の関係を調べた。しかし、本実験ではDOとPVA濃度の両者がそれぞれ別個に変化しているので、DOと活性汚泥の比PVA除去速度の単純な比較だけでは、活性汚泥のPVA除去能に及ぼすDOの影響を正確に把握できない。そこで、曝気槽の基質濃度とDOを考慮した活性汚泥の比基質除去速度のモデル式から、PVAの活性汚泥処理に及ぼすDOの影響について検討した。

活性汚泥の比酸素利用速度と比基質除去速度または活性汚泥の比酸素利用速度と曝気槽の基質濃度およびDOの相互関係は、それぞれ次式で示される。^{4)~6)}

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = a' \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + b' \quad \dots\dots\dots (3-1)$$

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = k \frac{l_e}{[K_m] + l_e} \cdot \frac{C_L}{K_0 + C_L} \quad \dots\dots\dots (3-2)$$

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = V_m \frac{l_e}{[K_m] + l_e} \cdot \frac{C_L}{K_0 + C_L} + b' \quad \dots\dots\dots (3-3)$$

ここで、 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$; 活性汚泥の比酸素利用速度 (kg O₂/kg SS/日)

$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$; 活性汚泥の比基質除去速度 (kg/kg/日)

V_m ; 活性汚泥の最大酸素利用速度 (kg O₂/kg SS/日)

l_e ; 基質濃度 (mg/l)

C_L ; 溶存酸素濃度 (mg/l)

$a', b', [K_m], K_0$; 恒数

S ; 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

k ; 単位活性汚泥当りの最大基質除去速度 (kg/kg/日)

また、比基質除去速度は、第 1-1 表より次式で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot \frac{l_e^n}{S^m}}{K_m + \frac{l_e^n}{S^m}} \quad \dots\dots\dots (1-7)$$

一方、PVA の活性汚泥処理では、 $m=n=1$ として、DO の影響を考慮すると次式が得られる。

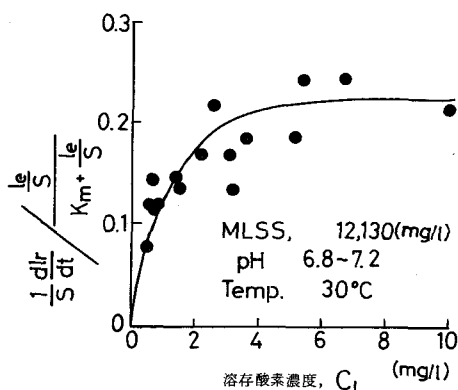
$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = k \frac{\frac{l_e}{S}}{K_m + \frac{l_e}{S}} \cdot \frac{C_L}{K_o + C_L} \quad \dots\dots\dots (3-4)$$

さらに、(3-4) 式を変形すると、(3-5) 式、(3-6) 式が得られる。

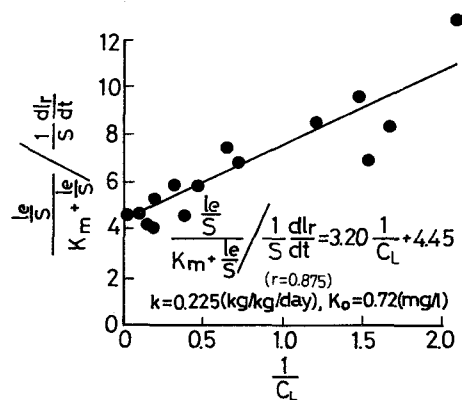
$$\frac{\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}}{\frac{l_e/S}{K_m + l_e/S}} = k \frac{C_L}{K_o + C_L} \quad \dots\dots\dots (3-5)$$

$$\frac{\frac{l_e/S}{K_m + l_e/S}}{\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}} = \frac{K_o}{k} \frac{1}{C_L} + \frac{1}{k} \quad \dots\dots\dots (3-6)$$

第 3-2 図、第 3-3 図は、それぞれ (3-5) 式と (3-6) 式に基づき、得られた実験結果をプロットしたものである。



第 3-2 図 PVA 馴養汚泥の比 PVA 除去速度に及ぼす溶存酸素濃度の影響



第 3-3 図 PVA 馴養汚泥の比 PVA 除去速度に及ぼす溶存酸素濃度の影響

ここで、 K_m 値は、PVA連続処理成績の Lineweaver-Burk プロットから得られた実験式⁷⁾

$$\left(\frac{l_e}{S} \right) / \left(\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} \right) = \frac{1}{0.153} \frac{l_e}{S} + \frac{1.50 \times 10^{-3}}{0.153} \quad \text{からの値 } 1.50 \times 10^{-3} \text{ を用いた。}$$

また、 S , l_e , C_L , $\frac{dl_r}{dt}$ は、いずれも各実験条件で得られた定常値を用いた。第3-2図よ

り、曝気槽のDOが高くなる程活性汚泥の比PVA除去速度の補正值 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} / \frac{\frac{l_e}{S}}{K_m + \frac{l_e}{S}}$ は、高くなることが判る。

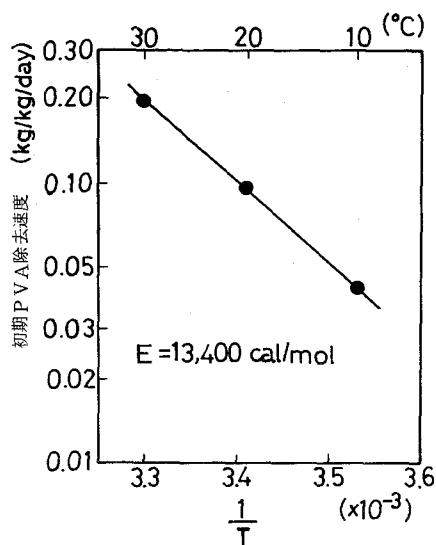
また、第3-3図より $k = 0.225$ (kg/kg/日), $K_0 = 0.72$ mg/l が得られた。PVA馴養汚泥の $K_0 = 0.72$ mg/l は、Sinclair⁸⁾が、Candida utilis について求めた $K_0 = 0.084$ mg/l や著者らが、研究室で合成下水処理汚泥について求めた $K_0 = 0.098$ mg/l および 0.137 mg/l よりも著しく高く、PVA馴養汚泥は一般の活性汚泥に比べ酸素親和性の低いことが判った。また、Mueller²⁾は、活性汚泥のフロックの大きさにより限界酸素濃度が $0.6 \sim 2.5$ mg/l の範囲で変化すると述べている。従って、PVAの高濃度活性汚泥処理(フロックの大きさ $150\mu \sim 350\mu$)では、処理水質等も考慮に入れると、曝気槽のDOを 3 mg/l 以上に保持しなければならないことが判る。

第5節 温度の影響

温度は、物理化学反応および生化学反応に影響を及ぼし、温度が 10°C 上昇するごとにその反応速度は $2 \sim 3$ 倍に増加するといわれている。⁹⁾ 一方、活性汚泥による基質除去機構は、物理化学反応や生化学反応に比べると極めて複雑であり、さらに $15^\circ\text{C} \sim 33^\circ\text{C}$ 前後では中温性微生物、これより低い温度では低温性微生物、 45°C 以上では高温性微生物がそれぞれ有機汚濁物質の酸化・分解の中心的役割を果しているといわれている。¹⁰⁾

第3-4図は、合成PVA廃水の回分処理で、初期PVA除去速度に及ぼす温度の影響を調べたものである。図示したように、 10°C , 20°C , 30°C における初期PVA除去速度は、それぞれ 0.0418 (kg/kg/日), 0.0962 (kg/kg/日), 0.196 (kg/kg/日) となり、 10°C から 30°C では温度が 10°C 上昇するごとに初期PVA除去速度は、2倍以上になることが判る。また、活性化エネルギーは $13,400$ cal/mol となった。

PVAの活性汚泥処理では、(1-7)式の K_m は著しく小さいから、曝気槽のPVA濃度を 100 mg/l 以上に保持すれば $K_m \ll \frac{l_e}{S}$ となり、活性汚泥の最大PVA除去速度 k は、比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ で近似できる。



第3-4図 初期PVA除去速度に及ぼす温度の影響

実験条件：合成PVA廃水の回分処理
MLSS 2,200 mg/l
初発PVA濃度 320 mg/l
pH 7.3

そこで、実際の糊拔廃水の活性汚泥処理では、曝気槽の温度を5～30℃に保持し、MLSS 6,090～7,370 mg/lで、曝気槽のPVA濃度が一定(100～150 mg/l)になるように糊拔廃水を加えた。各温度で糊拔廃水を連続処理し、処理水のPVA濃度と活性汚泥の比PVA除去速度の値からみて、活性汚泥が各温度によく馴致されたのを確認した後、さらに1～2週間糊拔廃水の連続処理を行い、この間に得られたデータを解析に用いた。

糊拔廃水は、3～4日ごとに織物加工工場から研究室に運搬したが、採取日により糊拔廃水のPVA濃度は298～614 mg/l、COD(Mn)は318～947 mg/lとかなり変動したため、各測定項目ごとにそれぞれ平均値と標準偏差を求め、これらの値を比較検討することにより糊拔廃水の活性汚泥処理に及ぼす温度影響を調べた。

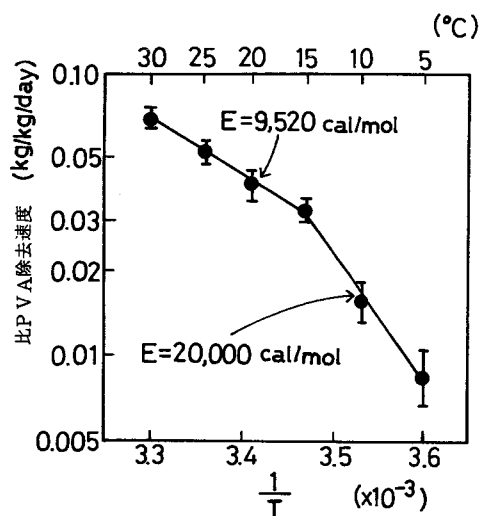
第3-5図は、活性汚泥の比PVA除去速度の

Arrhenius Plotである。比PVA除去速度は15℃を臨界温度とした2本の直線で表わされ、5～15℃では活性化エネルギーは20,000 cal/molとなり、15～30℃では活性化エネルギーは9,520 cal/molとなった。これより、糊拔廃水の連続処理では、温度が10℃以下になると急激に活性汚泥の比PVA除去速度は低下することが判る。

第3-6図は、活性汚泥の比COD(Mn)除去速度のArrhenius Plotである。図より活性汚泥の比COD(Mn)除去速度は20～30℃では約0.1(kg/kg/日)程度で、それほど大きく変わらないが、10℃以下ではPVAの場合と同様に著しく低下することが判る。また、COD(Mn)除去に対する活性化エネルギーは15,300 cal/molとなった。

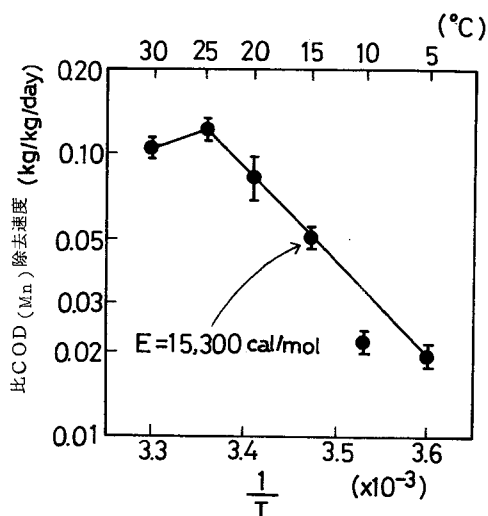
ここでは、30℃以上の実験を行っていないが、鈴木¹¹⁾と西川^{12), 13)}等は、PVA分解酵素の最適温度は30～40℃であり、PVA資化性細菌群によるPVA資化と菌体の増殖には30～37℃が最適であったと報告している。

以上の結果を考え合わせると、曝気槽の温度を30℃またはこれよりやや高くなるように保持すれば、活性汚泥の比PVA除去速度は最大になるものと考えられる。



第3-5図 比PVA除去速度に及ぼす温度の影響

実験条件：糊拔废水の連続処理，
pH 7.0～7.2
MLSS 6,090～7,370 mg/l



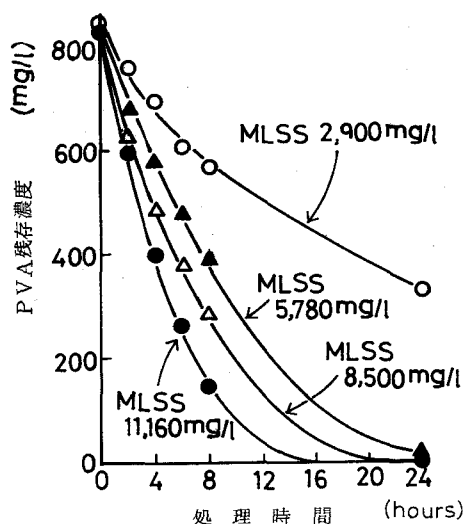
第3-6図 比COD (Mn)除去速度に及ぼす温度の影響

実験条件：糊拔废水の連続処理
pH 7.0～7.2
MLSS 6,090～7,370 mg/l

第6節 処理水質に及ぼす負荷因子の影響

第3-7図には、PVA馴養污泥濃度を2,900 mg/l、5,780 mg/l、8,500 mg/lおよび11,160 mg/lと増加させて、PVAの回分処理を行った時のPVA残存濃度の経時変化を示した。第3-7図より曝気槽の活性污泥濃度を高めて、初発PVA-SS比を下げる程PVA残存濃度はすみやかに低下することが判る。

また、第3-8図には、PVA馴養高濃度活性污泥による湯洗糊拔废水の処理成績の一例を図示した。実験開始時のPVA、COD (Mn) およびMLSS濃度はそれぞれ2,270 mg/l、1,440 mg/l および13,020 mg/lであり、初発PVA-SS比は0.174 (kg/kg)であった。PVA残存濃度は時間と共に低下し、40時間前後でPVAはほとんど検出されなくなった。COD (Mn) も同様に時間と共に低下したが、PVAに比べ除去速度が低く46時間前後でも105 mg/l残っていた。ここで、実験初期の24時間内に除去されたPVAまたはCOD (Mn) 量を求め、この間のPVA-SS除去量とCOD (Mn)-SS除去量を算出すると、それぞれ0.143 (kg/kg/日)と0.080 (kg/kg/日)になった。



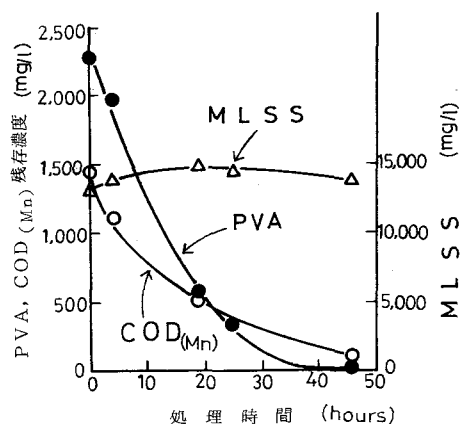
第3-7図 回分処理におけるPVA
濃度の経時変化

実験条件：初発PVA濃度

817~848 mg/l

pH 6.8~7.2

温度 25℃



第3-8図 湯洗糊拔廃水の回分処理における

PVAとCOD_(Mn)の経時変化

実験条件：初発PVA濃度 2,270 mg/l

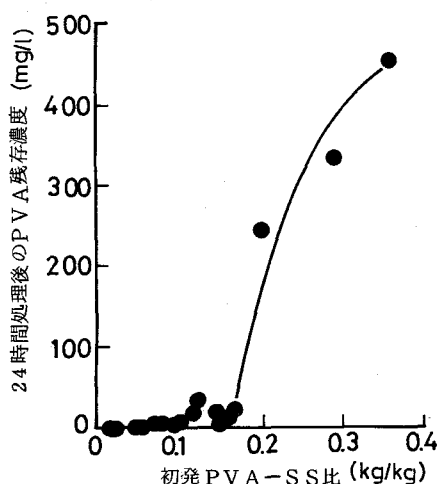
pH 7.2~7.6

初発COD_(Mn) 1,440 mg/l

温度 23℃

先の回分処理実験と同様に、MLSS濃度と初発PVA濃度を種々の組み合わせで変化させ、初発PVA-SS比と24時間処理後のPVA残存濃度の関係を求めると第3-9図のようになる。図より、初発PVA-SS比が0.1 (kg/kg) 以下では、24時間以内にPVAはほぼ完全に除去されたが、初発PVA-SS比が0.1~0.17 (kg/kg) では、未分解のPVAが若干残存することもあり、初発PVA-SS比が0.17 (kg/kg) より高くなると、24時間ではPVAは分解しきれないことが解った。

次に、PVAの連続処理成績より、PVA-SS負荷量と処理水のPVA濃度の関係を求めると第3-10図のようになる。PVA-SS負荷量0.06 (kg/kg/日) 以下では、処理水中にPVAはほとんど検出されず、COD_(Cr)で20~50 mg/lの極めて良好な処理水が得られた。PVA-SS負荷量が0.06~0.12 (kg/kg/日) では、処理水のPVA濃度が約30 mg/lにまで、また、COD_(Cr)は30~100 mg/lにまでも高くなることもあったが、PVA除去に適した環境条件で曝気槽の運転管理を適切に行えば、PVA-SS負荷量0.06 (kg/kg/日) 以下の場合と同様、PVAはほぼ完全に除去された。しかし、さらにPVA-SS負荷量を0.12~



第3-9図 初発PVA-SS比と24時間
処理後のPVA残存濃度の関係

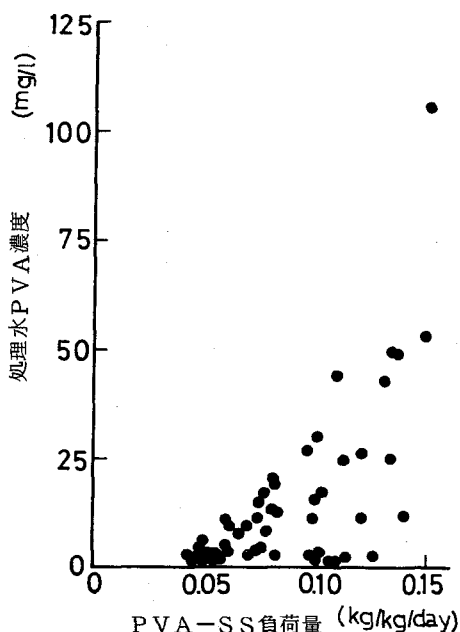
実験条件：回分処理，

MLSS 3,400~20,450mg/l

初発PVA濃度

133~2,270mg/l

温度 30℃



第3-10図 PVA-SS負荷量と処理水
PVA濃度の関係

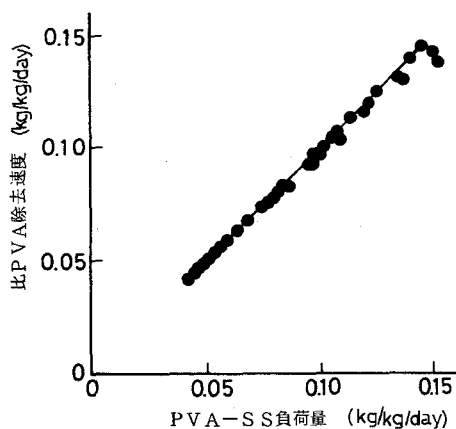
実験条件：連続処理，

MLSS 5,150~19,840mg/l

流入PVA濃度 1,000mg/l

pH 6.8~7.4

温度 30℃



第3-11図 PVA-SS負荷量と比PVA
除去速度の関係

実験条件：連続処理，

MLSS 5,150~19,840mg/l

流入PVA濃度 1,000mg/l

pH 6.8~7.4，温度 30℃

0.14 (kg/kg/日) に高めると、他の環境条件を適切に保っても処理水中に未処理のPVAが残存し、処理水のPVA濃度は約50mg/lにまで、また、 $COD_{(Cr)}$ は約150mg/lにまでも高くなった。

第3-11図は、PVAの連続処理成績をもとにPVA-SS負荷量と活性汚泥の比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ の関係を図示したものである。PVA-SS負荷量約0.12 (kg/kg/日) 以下では、

加えられたPVAはほぼ完全に除去され、いずれも約97%以上の高いPVA除去率が得られた。

PVA-SS負荷量0.12~0.14(kg/kg/日)では、PVA除去率がやや低下し始め、PVA-SS負荷量0.145(kg/kg/日)を越えると比PVA除去速度の低下が認められた。さらに、PVA-SS負荷量を高め、0.15~0.16(kg/kg/日)以上でPVA処理を続けると処理水質は著しく悪化し、発泡等により活性汚泥混合液が曝気槽からオーバーフローしたり、場合によっては活性汚泥が団子状に固まり正常な活性汚泥処理ができなくなった。

先に述べたように回分処理では、初発PVA-SS比が0.1(kg/kg)以下で、極めて良好な処理水を得たが、それが0.17(kg/kg)を越えると24時間曝気処理でもPVAを充分処理しきれなかった。この回分処理での結果は、前述の連続処理結果ともよく一致している。

以上の結果から、PVA馴養活性汚泥によるPVA処理では、PVA-SS負荷量を約0.12(kg/kg/日)以下にして、活性汚泥プラントを適切に運転管理すれば良好な処理水が得られることが判った。しかし、織物加工工場の糊拔廃水を処理している実際の活性汚泥プラントでは、負荷変動や温度、pH等の環境条件の変化は避けがたく、さらに廃水中にはPVA以外に種々の有機汚濁物も含まれているので、PVA-SS負荷量を0.12(kg/kg/日)にしても常に良好な処理水が得られるとは限らない。従って、PVA含有廃水の活性汚泥処理では、活性汚泥濃度をできるだけ高濃度に保つことにより、PVA-SS負荷量を下げ、汚泥生産のない全酸化法またはこれに近い条件で高濃度活性汚泥処理を行うことが望ましい。

第7節 PVA除去率と汚泥濃度、滞留時間の関係

第2-1図に基づき、PVAの物質収支をとると、次式が得られる。

$$V \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = Q_s l_s - Q_s l_e - V \left(\frac{dl_r}{dt} \right) \quad \cdots \cdots (2-3)$$

定常状態では、(2-3)式の左辺はゼロとなり、次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{Q_s (l_s - l_e)}{V S} \quad \cdots \cdots (3-7)$$

第1-1表より、活性汚泥によるPVA除去が一次反応に従うものとする、(3-7)式より次式が得られる。

$$\frac{Q_s (l_s - l_e)}{V S} = K' l_e \quad \cdots \cdots (3-8)$$

(3-8)式を変形すると、次式が導かれる。

$$\frac{l_e}{l_s} = \frac{1}{1 + K' \cdot S \cdot t} \quad \dots\dots\dots (3-9)$$

ここで、 K' ; PVA除去速度恒数 ($l/mg/hr$)

t ; 廃水の滞留時間 (hr)

PVA除去濃度を l_r とすると、 $l_r = l_s - l_e$ となり、(3-9)式は、次式のように書き換えられる。

$$\frac{l_r}{l_s} = \frac{K' \cdot S \cdot t}{1 + K' \cdot S \cdot t} \quad \dots\dots\dots (3-10)$$

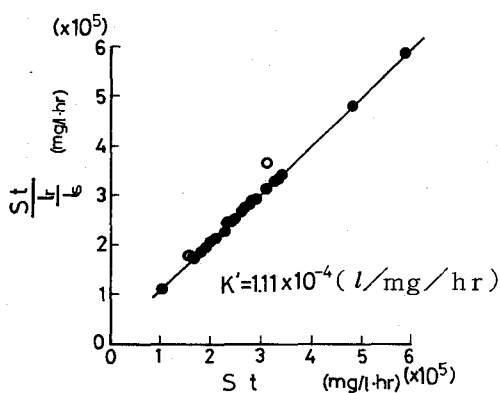
(3-10)式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{S \cdot t}{\frac{l_r}{l_s}} = S \cdot t + \frac{1}{K'} \quad \dots\dots\dots (3-11)$$

(3-11)式に基づき、実験結果を用いて縦軸に $S \cdot t / \frac{l_r}{l_s}$, 横軸に $S \cdot t$ をプロットして直線が得られれば(3-10)式の成立が証明され、PVA除去速度恒数 K' が求められる。

第3-12図は、PVAの連続処理成績を(3-11)式に基づきプロットしたものである。図より(3-10)式の成立が証明され、PVA除去速度恒数、 $K' = 1.11 \times 10^{-4}$ ($l/mg/hr$) が得られた。

また、 $K' = 1.11 \times 10^{-4}$ ($l/mg/hr$) を(3-10)式に代入すると次式が得られ、PVA



除去率は、汚泥濃度と滞留時間に影響されることが判った。

$$\frac{l_r}{l_s} = \frac{1.11 \times 10^{-4} S \cdot t}{1 + 1.11 \times 10^{-4} S \cdot t} \quad \dots\dots\dots (3-12)$$

このPVA除去速度恒数は、都市下水の活性汚泥処理¹⁴⁾で得られた $K' = 1.168 \times 10^{-3}$ ($l/mg/hr$) の約 $1/10$ となり、 K' 値の比較からもPVA

第3-12図 $S \cdot t / \frac{l_r}{l_s}$ と $S \cdot t$ の関係 は微生物分解を受けにくいことがよく判る。

○は、PVA-SS負荷量を上げ過ぎ、活性汚泥が団子状に固まり始めた時のデータ

第 8 節 PVA 馴養汚泥の比酸素利用速度，比 PVA 除去速度

および PVA 濃度の相互関係

活性汚泥の比酸素利用速度と比基質除去速度の間には，先の (3-1) 式が成立する。

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = a' \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + b' \quad \dots\dots\dots (3-1)$$

ここで， $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$; 活性汚泥の比酸素利用速度 (mg O₂/g SS/hr)

$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$; 活性汚泥の比基質除去速度 (mg/g SS/hr)

a' , b' ; 定数

また，活性汚泥の比 PVA 除去速度は，(1-7) 式を簡略化した次式で近似される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \cdot \frac{l_e}{S}}{K_m + \frac{l_e}{S}} \quad \dots\dots\dots (3-13)$$

(3-13) 式を (3-1) 式に代入すると，次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - b' = \frac{a' \cdot k \cdot \frac{l_e}{S}}{K_m + \frac{l_e}{S}} \quad \dots\dots\dots (3-14)$$

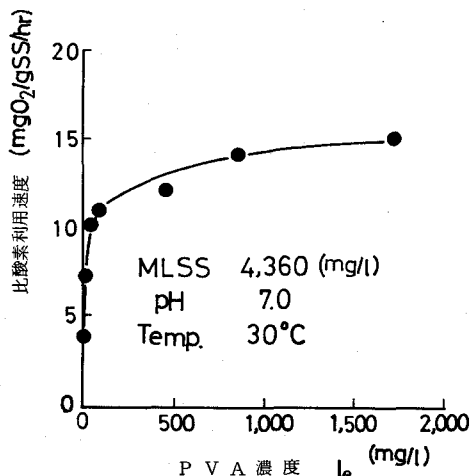
(3-14) 式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - b'} = \frac{K_m}{a'k} \frac{S}{l_e} + \frac{1}{a'k} \quad \dots\dots\dots (3-15)$$

(3-15) 式に基づき，縦軸に $1 / \left(\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - b' \right)$ ，横軸に $\frac{S}{l_e}$ をとり，得られ

たデータをプロットし，直線が得られればその傾きと縦軸切片から $a'k$ と K_m を求めることができる。ここで， $a'k$ は最大 PVA 除去速度に対応した酸素利用速度に相当するので，最大酸素利用速度と言える。

第 3-13 図には，活性汚泥の比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と曝気槽内 PVA 濃度の関係を図示した。PVA 無添加時の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は，3.96 (mg O₂/g SS/hr) であったが，PVA 濃度を

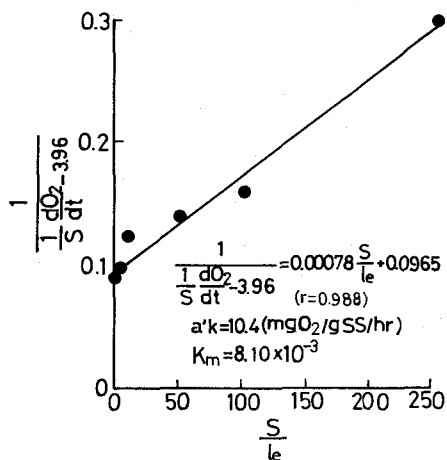


第3-13図 PVA馴養汚泥の比酸素利用速度とPVA濃度の関係

はPVA無添加時の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ で、前述の値 $3.96 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ を用いた。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - 3.96} = 0.00078 \frac{S}{l_e} + 0.0965 \quad \dots\dots\dots (3-16)$$

(3-16)式より、活性汚泥の最大酸素利用速度 $a'k$ および K_m を求めると、それぞれ $10.4 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ および 8.1×10^{-3} となった。



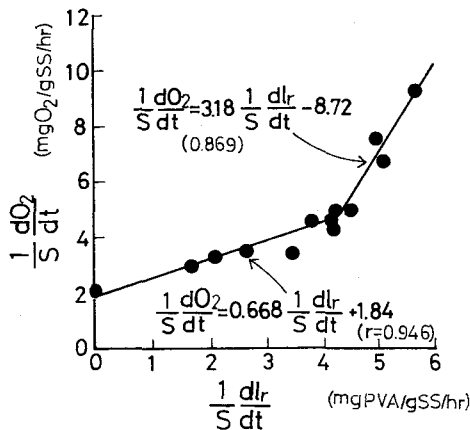
第3-14図 $\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - b'}$ と $\frac{S}{l_e}$ の関係

17.1 mg/l , 42.9 mg/l と増加させると、
 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ はそれぞれ $7.29 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$
 $10.2 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ と急激に高くなっ
 た。さらに、PVA濃度を 85.7 mg/l から
 $1,710 \text{ mg/l}$ にあげたところ、 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は
 $11.1 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ から $15.1 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ に増加した。

これらの実験結果を(3-15)式に基づきプ
 ロットすると第3-14図のようになる。図示し
 たように $1 / (\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} - b')$ と S/l_e の
 関係は、次式で示された。ただし、ここでは、 b'

一方、PVAは完全に二酸化炭素と水にまで分解
 されるものと仮定すると、この際に必要な酸素量
 すなわち理論的酸素要求量は、 $1.82 \text{ (mg O}_2\text{/mg PVA)}$ となる。ゆえに、最大酸素利用速度 $10.4 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ を 1.82 で割った値は、
 最大PVA除去速度とみなすことができる。これ
 を1日当りのPVA除去速度に換算すると最大P
 VA除去速度は 0.137 (kg/kg/日) となり、
 この値は第3-11図で求めた最大PVA除去速
 度 0.143 (kg/kg/日) とほぼ一致した。

また、第3-15図には、活性汚泥の比酸素利
 用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$



第3-15図 PVA連続処理汚泥の比酸素
利用速度と比PVA除去速度の
関係

実験条件：MLSS 5,520～20,870 mg/l
流入PVA濃度
500～2,030 mg/l
pH 6.8～7.4
温度 30℃

の関係を図示した。図示したように、 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$
と $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ は、 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 4.2$ (mg PVA/
g SS/hr) を境界点として、次式の2本の直線
で表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} \leq 4.2 \text{ (mg PVA/g SS/hr)}$$

の場合

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84$$

…………… (3-17)

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} > 4.2 \text{ (mg PVA/g SS/hr)}$$

の場合

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 3.18 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 8.72$$

…………… (3-18)

このように $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 4.2$ (mg PVA/g SS/hr) を境として、2本の直線で表された原
因としては、 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 4.2$ (mg PVA/g SS/hr) = 0.101 (kg PVA/kg SS/日) より
高い高負荷条件では曝気槽内のPVA濃度がやや高くなり、これがPVA馴養汚泥の比酸素利用
速度に影響したものと考えられる。

第9節 要 約

PVAの活性汚泥処理に及ぼす影響因子とそれらの相互関係を調べ、以下の結果を得た。

- 1) PVA活性汚泥処理における最適pHは、約7.9～8.4である。
- 2) PVA馴養汚泥の比PVA除去速度に及ぼす溶存酸素濃度 C_L の影響を調べ、次式を得た。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 0.225 \frac{\frac{l_e}{S}}{0.0015 + \frac{l_e}{S}} \cdot \frac{C_L}{0.72 + C_L}$$

3) 5℃から30℃の各温度における活性汚泥の比PVA除去速度のArrhenius Plotをとると、15℃を臨界温度とする2本の直線で表されることが判った。また、5～15℃では、活性化エネルギーは20,000 cal/mol、15～30℃では活性化エネルギーは9,520 cal/molとなった。

4) PVA馴養汚泥によるPVA処理では、PVA-SS負荷量約0.12 (kg/kg/日)以下で活性汚泥プラントを適切に運転管理すれば、良好な処理水を得ることができる。しかし、PVA含有実廃水の活性汚泥処理では、負荷変動や温度、pH等の環境条件の変化は避け難いので、さらに、PVA-SS負荷量を下げ、汚泥無生産全酸化法またはこれに近い条件で高濃度活性汚泥処理を行うことが望ましい。

5) PVA馴養汚泥の比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と $\frac{1}{S} l_e$ の関係は次式で示され、活性汚泥の最大酸素利用速度 10.4 (mg O₂/g SS/hr), $K_m = 8.1 \times 10^{-3}$ の値を得た。

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = \frac{10.4 \frac{l_e}{S}}{0.0081 + \frac{l_e}{S}} + 3.96$$

6) PVA連続処理汚泥の比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ の関係を調べたところ、 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 4.2$ (mg PVA/g SS/hr) を境界点として、次式の2本の直線で表されることが判った。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} \leq 4.2 \text{ (mg PVA/g SS/hr) の場合}$$

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84$$

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} > 4.2 \text{ (mg PVA/g SS/hr) の場合}$$

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 3.18 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 8.72$$

- S : 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)
 l_e : 処理水の基質濃度 (mg/l)
 $\frac{dO_2}{dt}$: 酸素利用速度 ($\text{mg } O_2/l/\text{日}$ または $\text{mg } O_2/l/\text{hr}$)
 V_m : 活性汚泥の最大酸素利用速度 ($\text{kg } O_2/\text{kg SS}/\text{日}$)
 C_L : 溶存酸素濃度 (mg/l)
 a', b' : 恒数
 k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度 ($\text{kg}/\text{kg}/\text{日}$)
 K_0 : 飽和恒数 (mg/l)
 $\{K_m\}$: Michaelis 恒数 (mg/l)
 $\frac{dl_r}{dt}$: 基質除去速度 ($\text{mg}/l/\text{日}$ または $\text{mg}/l/\text{hr}$)
 K_m : 恒数
 m, n : 指数 (定数)
 K' : 除去速度恒数 ($l/\text{mg}/\text{hr}$)
 t : 廃水の水理学的滞留時間 (hr)

第4章 PVA 活性汚泥処理の浄化反応動力学に関する研究

第1節 緒 言

第1章では、PVA等難分解性物質分解微生物の比増殖速度 $[\mu]$ は極めて低いので、難分解性物質の活性汚泥処理では、 $[\mu]$ に合わせて $1/t_g \leq [\mu]$ となるように活性汚泥の平均滞留時間 t_g を制御して、分解微生物が曝気槽から流出・抜き取られないように運転管理しなければならないことを動力学理論から導いた。

ここでは、これを実験的に検証するため難分解性物質の一例としてPVAを取りあげ、橋本ら^{1)~3)}の非定常解析法により動力学パラメーターを求めた。さらに得られたパラメーターに基づいて、操作 $t_g = 20 \sim 142$ 日の各 t_g でPVAの連続処理実験を行い、PVAの活性汚泥処理における最適 t_g を求めて理論と実際の整合性を確かめた。

一方、ペプトンと肉エキスを主成分とする合成下水の活性汚泥処理のデータを同様に解析して、得られた動力学パラメーターとPVAのそれらとを比較検討することにより、活性汚泥法によるPVA処理の特徴を明らかにした。

第2節 実験材料および方法

1. PVAの連続 Fed-Batch 処理

第2-1図に示した6 l容実験曝気槽にPVA馴養汚泥(MLSS 5,200 mg/l)を加え、これにPVA濃度 200 mg/l の合成PVA廃水を3 l/日の流量で連続添加し、30℃、pH 7.2~7.4で連続処理を行った。一方、曝気槽内に装着した活性汚泥濾過フィルターで活性汚泥混合液を濾過することにより、活性汚泥を含まない極めて澄明な処理水を得た。操作 $t_g = 5.4$ 日の実験では、12時間ごとに560 mlの活性汚泥混合液を直接曝気槽より引き抜いた。また、操作 $t_g = 8.9$ 日の実験では、24時間ごとに673 mlの活性汚泥混合液を直接曝気槽より引き抜き、それぞれ一定 t_g でPVAの連続処理を行った。

2. PVAの連続処理

PVA濃度 1,000 mg/l の合成PVA廃水の連続処理では、第2-1図と同様、濾過フィルターを装着した6 l容実験曝気槽にPVA馴養汚泥(MLSS 10,000 mg/l以上)を入れ、これに先の合成PVA廃水を4.73 l/日の流量で加えた。操作 t_g は20日から100日の広範囲に変化させ、各操作 t_g で定常状態に達するか、あるいは発泡などにより正常な活性汚泥処理ができなくなるまで長期間PVAの連続処理を行った。

一方、PVA濃度 200 mg/l の合成PVA廃水の連続処理実験では、同様の 6 l 容実験曝気槽にPVA馴養汚泥 ($\text{MLSS } 2,890 \text{ mg/l}$ または $2,870 \text{ mg/l}$) を入れ、これに合成PVA廃水を 5.75 l/日 の流量で加えた。操作 t_s は 50 日と 142 日に設定し、各操作 t_s で定常状態が得られるまで長期間合成PVA廃水の連続処理を行った。

曝気槽の温度は 30°C 、 pH は $6.8 \sim 7.4$ に維持し、 DO は常に 4 mg/l 以上となるように曝気処理を行った。また、曝気槽内に装着した濾過フィルターで活性汚泥混合液を濾過し、極めて澄明な処理水を得た。ここで、操作 t_s は、連続Fed-Batchの場合と同様、所定量の活性汚泥混合液を曝気槽から直接引き抜いて、一定制御した。例えば、操作 $t_s = 50$ 日の場合は、処理水中に活性汚泥が含まれていないので、毎日 120 ml の活性汚泥混合液を曝気槽から直接引き抜いた。分析項目と方法は、すべて第2章に示した方法に基づいて行った。

第3節 PVA活性汚泥処理の非定常解析

PVA活性汚泥処理の実験データの非定常解析からPVAの活性汚泥処理を動力学的に検討した。

1. 非定常解析の動力学理論^{1)~3)}

第2-1図の活性汚泥処理装置の模式図に基づき、活性汚泥微生物の物質収支をとると、(4-1)式が導かれる。

$$V \left(\frac{dS}{dt} \right)_v = V \frac{dS}{dt} - Q_w S - (Q_s - Q_w) S_e \quad \cdots \cdots (4-1)$$

ここで、 $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v$; 曝気槽内の活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)

$\frac{dS}{dt}$; 活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/l/日)

ただし、流入汚水中には、浮遊物質や活性汚泥微生物は含まれないものとする。

本法では、活性汚泥混合液を直接曝気槽より引き抜いているので、活性汚泥の平均滞留時間(t_s)は、次式で示される。

$$t_s = \frac{VS}{Q_w S + (Q_s - Q_w) S_e} \quad \cdots \cdots (4-2)$$

(4-1)式、(4-2)式より、次式が導かれる。

$$\frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = \mu = \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v + \frac{1}{t_s} \quad \cdots \cdots (4-3)$$

ここで、 μ ; 活性汚泥微生物の比増殖速度 (1/日)

また、第 2-1 図に基づき曝気槽内の基質の物質収支をとると次式が得られる。

$$V \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = Q_s l_s - (Q_s - Q_w) l_e - Q_w l_e - V \frac{dl_r}{dt} \quad \dots (2-3)$$

(2-3) 式を変形し、 $L_r = \frac{Q_s (l_s - l_e)}{VS}$ とすると、次式が導かれる。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v \quad \dots\dots\dots (4-4)$$

一方、活性汚泥微生物の増殖と基質除去の関係は、経験的・実験的に次式で示される。

$$\mu = \frac{1}{S} \frac{dS}{dt} = Y \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - b \quad \dots\dots\dots (1-1)$$

(4-3) 式、(4-4) 式を (1-1) 式に代入すると次式が得られる。

$$\left\{ \frac{1}{t_s} + \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v \right\} = Y \left\{ L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v \right\} - b \quad \dots\dots (4-5)$$

ゆえに、非定常状態下でも (4-5) 式に基づき、実験データを用いて、縦軸に

$\left\{ \frac{1}{t_s} + \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v \right\}$ 、横軸に $\left\{ L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v \right\}$ をプロットして直線が

得られれば、その直線の傾きと切片より動力学パラメーター Y 、 b を求めることができる。

また、活性汚泥微生物の基質除去速度は第 1-1 表より次式で表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \left(\frac{l_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S} \right)^n} \quad \dots\dots\dots (4-6)$$

ここで、 k ; 単位活性汚泥当りの最大基質除去速度 (kg/kg/日)

非定常下では、活性汚泥の比基質除去速度は (4-4) 式で表されるので、(4-4) 式、

(4-6) 式より次式が得られる。

$$L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v = \frac{k \left(\frac{l_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S} \right)^n} \quad \dots\dots\dots (4-7)$$

(4-7)式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{1}{L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v} = \frac{K_m}{k} \frac{1}{\left(\frac{l_e}{S} \right)^n} + \frac{1}{k} \quad \dots\dots (4-8)$$

ここで、(4-8)式の指数 n は次のようにして求める。⁴⁾

$$\frac{1}{L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v} = y, \quad \frac{1}{\left(\frac{l_e}{S} \right)} = x \quad \text{と置くと(4-8)式より次式が得られる。}$$

$$y = \frac{K_m}{k} x^n + \frac{1}{k} \quad \dots\dots (4-9)$$

(4-9)式を x について微分し、 $\frac{dy}{dx} = \frac{\Delta y}{\Delta x}$ と置けば次式が得られる。

$$\frac{dy}{dx} = \frac{K_m}{k} \cdot n x^{n-1} \quad \dots\dots (4-10)$$

$$\log \frac{\Delta y}{\Delta x} = \log \frac{n \cdot K_m}{k} + (n-1) \log x \quad \dots\dots (4-11)$$

従って、(4-11)式に基づき $\frac{\Delta y}{\Delta x}$ と x を両対数図表にプロットすれば、その直線の傾きが $(n-1)$ となり、これより n を求めることができる。

次に、(4-8)式に基づき、縦軸に $\frac{1}{L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v}$ ，横軸に $\frac{1}{\left(\frac{l_e}{S} \right)^n}$ をとり、

実験データをプロットして直線が得られれば、その直線の傾きと切片より動力学パラメーター k ， K_m を求めることができる。

一方、PVA馴養汚泥の比増殖速度を $[\mu]$ とすると、定常状態では $\frac{1}{t_s} = [\mu]$ となり、(1-1)式、(4-6)式より次式が得られる。

$$\frac{1}{t_s} = Yk \frac{\left(\frac{l_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S} \right)^n} - b \quad \dots\dots (4-12)$$

$$[\mu]_{\max} = Yk \quad \dots\dots\dots (4-13)$$

ここで, $[\mu]_{\max}$; PVA馴養汚泥の最大比増殖速度 (1/日)

$(\frac{l_e}{S})^n$ が K_m に比べ非常に大きい, すなわち $(\frac{l_e}{S})^n \gg K_m$ の条件下では, (4-12)式,

(4-13)式より次式が導かれる。

$$\frac{1}{t_s^m} = [\mu]_{\max} - b \quad \dots\dots\dots (4-14)$$

(4-14)式を変形すると次式が得られる。

$$t_s^m = \frac{1}{[\mu]_{\max} - b} \quad \dots\dots\dots (4-15)$$

(4-14)式, (4-15)式の t_s^m は, $[\mu]_{\max}$ に対応した t_s で, これ以上 t_s が短くなるとPVA馴養汚泥が曝気槽からすべて washout され, PVAの活性汚泥処理ができなくなる活性汚泥の最小平均滞留時間である。

2. 実験成績とその非定常解析

○ 実験成績：第4-1図には操作 $t_s = 5.4$ 日でPVAを連続処理した時のPVA馴養汚泥濃度 S と処理水PVA濃度 l_e およびPVA-SS負荷量等の経時変化を図示した。操作 $t_s = 5.4$ 日でPVAの連続処理を続けると図のようにPVA馴養汚泥濃度は徐々に低下し, それに伴ないPVA-SS負荷量と処理水PVA濃度は高くなった。また, 12日目を過ぎると曝気槽の発泡が極めて激しくなり, 正常な活性汚泥処理ができなくなったので実験を中止した。

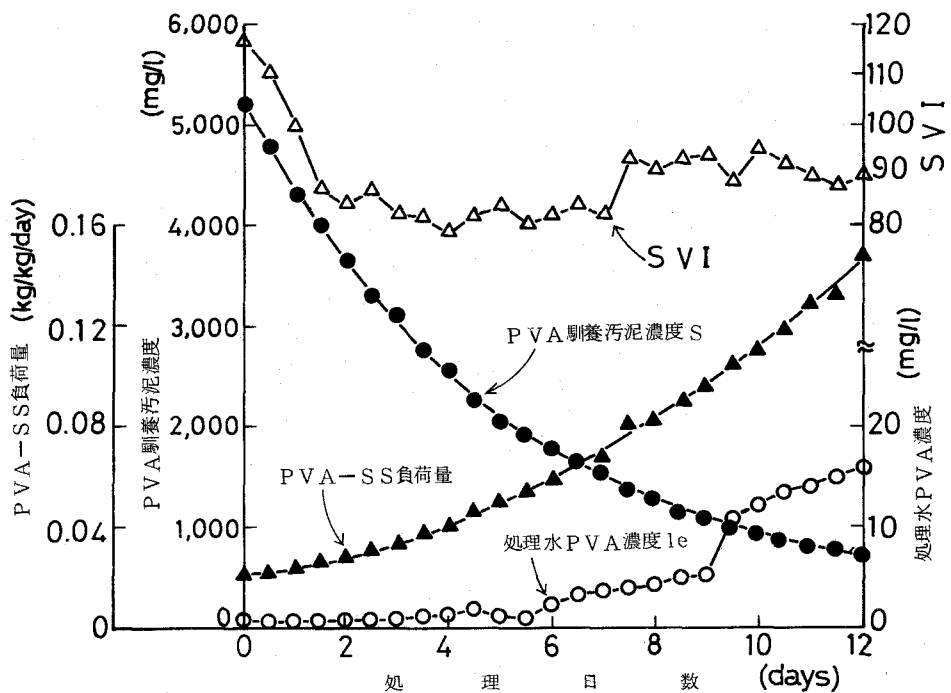
一方, PVA馴養汚泥の比増殖速度 $[\mu]$ と t_s との間には(4-3)式と同様, 次式が成立する。

$$[\mu] = \frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v + \frac{1}{t_s} \quad \dots\dots\dots (4-16)$$

操作 $t_s = 5.4$ 日ではPVA馴養汚泥濃度が徐々に低下して, $\frac{1}{S} \left(\frac{dS}{dt} \right)_v < 0$ となるので, (4-16)式より次式が得られる。

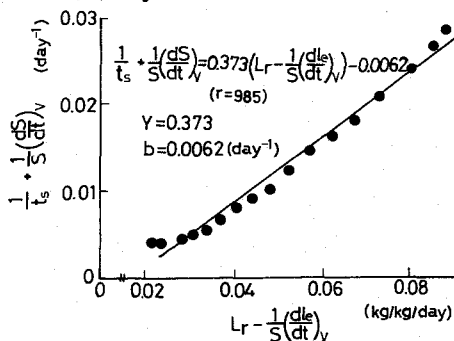
$$[\mu] < \frac{1}{t_s} = \frac{1}{5.4} = 0.185 \quad \dots\dots\dots (4-17)$$

(4-17)式より, PVA馴養汚泥の比増殖速度 $[\mu]$ は 0.185 (1/日) より低いことが判る。



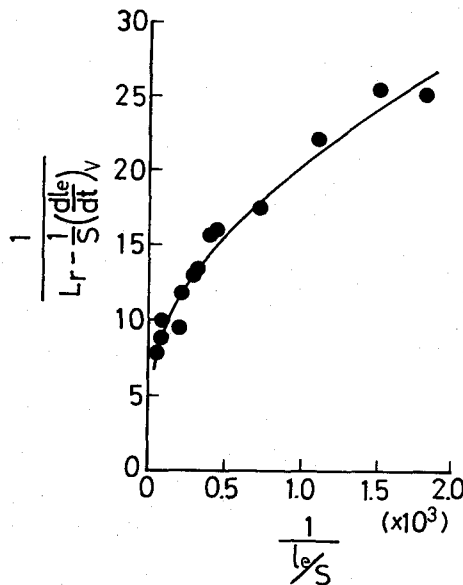
第4-1図 PVA連続処理 ($t_s = 5.4$ 日) の実験成績

○ 動力学パラメーター Y , b の算出: 第4-1図より所定時間ごとに曝気槽内PVA馴養汚泥濃度の微小変化 $(\frac{dS}{dt})_v$ と処理水PVA濃度の微小変化 $(\frac{dle}{dt})_v$ を求め、(4-5)式に基づき、実験データを用いて、縦軸に $\{ \frac{1}{t_s} + \frac{1}{S} (\frac{dS}{dt})_v \}$, 横軸に $\{ L_r - \frac{1}{S} (\frac{dle}{dt})_v \}$ をプロットすると第4-2図が得られる。第4-2図の直線関係の相関係数は0.985となり、この直線の傾きと縦軸切片よりそれぞれ収率係数 $Y=0.373$ と自己分解係数 $b=0.0062(1/\text{日})$ が求められた。

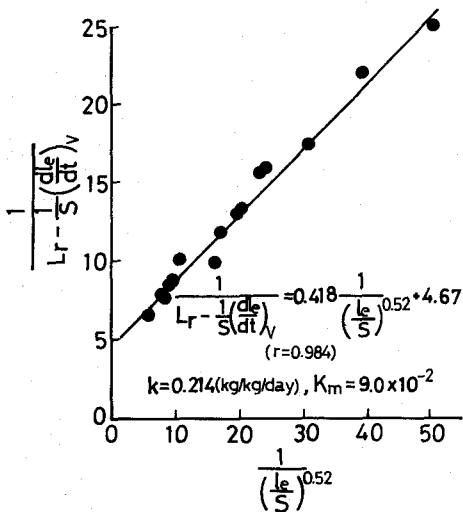


第4-2図 非定常解析による Y , b の算出

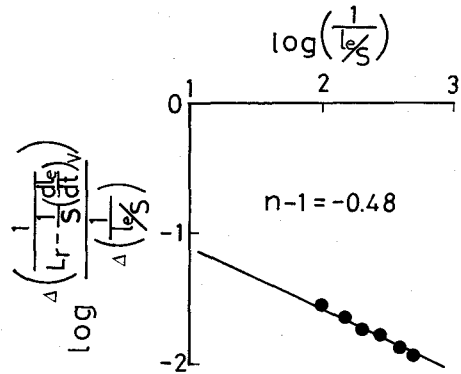
○ 動力学パラメーター k , K_m , n の算出: (4-8)式の指数を $n=1$ として得られた実験結果をプロットすると第4-3図のような曲線となった。そこで第4-3図を基に(4-11)式に従い指数 n を求めると第4-4図のようになり、 $n=0.52$ が求められた。



第4-3図 $\frac{1}{L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v}$ と $\frac{1}{l_e/S}$ の関係



第4-5図 非定常解析による k と K_m の算出



第4-4図 指数 n の算出

第4-5図は、(4-8)式に基づき実験データを用いて、縦軸に $L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v$ 横軸に $1/\left(\frac{l_e}{S} \right)^{0.52}$ をプロットしたものである。直線の傾きと縦軸切片より最大PVA除去速度 $k=0.214$ (kg/kg/日)と $K_m=9.0 \times 10^{-2}$ が求められた。

○ 動力学パラメーターからみたPVAの活性汚泥処理法について：第4-1表には操作 $t_g=5.4$ 日と操作 $t_g=8.9$ 日の動力学パラメーターを一括表示した。最大PVA除去速度 k は 0.214 (kg/kg/日)と 0.180 (kg/kg/日)，収率係数 Y は 0.373 と 0.381 ，自己分解係数 b は 0.0062 (1/日)と 0.0116 (1/日)になった。

得られた動力学パラメーターよりPVA馴養汚泥の最大比増殖速度 $[\mu]_{\max} = Yk$ を求めると、操作 $t_g=5.4$ 日では 0.080 (1/日)，操作 $t_g=8.9$ 日では 0.069 (1/日)になった。また、(4-15)式

第4-1表 非定常解析から求めた動力学パラメーター値

操作 t_g (日)	動 力 学 パ ラ メ ー タ ー					
	Y (kgSS/kg PVA)	b (1/日)	k (kg/kg/日)	K_m (-)	n (-)	$[\mu]_{max}$ (1/日)
5.4	0.373	0.0062	0.214	0.090	0.52	0.080
8.9	0.381	0.0116	0.180	0.0079	0.95	0.069

よりPVA馴養汚泥の最小平均滞留時間 t_g^m を求めると、それぞれ13.6日と17.5日になった。

以上のPVA活性汚泥処理の非定常解析から、PVA処理の活性汚泥プラントは、少なくとも14～18日以上操作 t_g で運転管理しなければ、PVA馴養汚泥が徐々に washout されPVAは分解処理できなくなることが示唆された。

第4節 PVA連続活性汚泥処理の定常解析

操作 t_g を20日から142日の範囲に変化させながらPVA連続活性汚泥処理の実験を定常状態が得られるか、あるいは発泡等により正常な活性汚泥処理ができなくなるまで長期間行い、安定して良好な処理水が得られる最適 t_g を探索した。

また、連続活性汚泥処理の定常状態時の実験データを動力学解析して求めた動力学パラメーターと先の非定常解析で求めた動力学パラメーターの比較検討を行った。

1. 定常解析の動力学理論^{4)～17)}

定常状態では、活性汚泥微生物の増殖速度と基質除去速度および t_g の関係は次式で示される。

$$\frac{1}{t_g} = \mu = Y \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - b \quad \dots\dots\dots (4-18)$$

活性汚泥の比基質除去速度は次式で表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{k \left(\frac{l_e}{S} \right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S} \right)^n} \quad \dots\dots\dots (4-6)$$

(4-6)式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{1}{\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}} = \frac{K_m}{k} \frac{1}{\left(\frac{l_e}{S}\right)^n} + \frac{1}{k} \quad \dots\dots\dots (4-19)$$

一方、(4-6)式、(4-18)式より次式が得られる。

$$\frac{1}{t_s} = Y \frac{k \left(\frac{l_e}{S}\right)^n}{K_m + \left(\frac{l_e}{S}\right)^n} - b \quad \dots\dots\dots (4-12)$$

(4-12)式より定常状態における処理水質 l_e は t_s と S の関数として次式で表される。

$$l_e = S \left(\frac{K_m (1 + b t_s)}{(Yk - b) t_s - 1} \right)^{\frac{1}{n}} \quad \dots\dots\dots (4-20)$$

また(2-3)式より、定常状態では基質除去速度は次式で示される。

$$\frac{dl_r}{dt} = \frac{Q_s}{V} (l_s - l_e) \quad \dots\dots\dots (4-21)$$

(4-21)式を(4-18)式に代入し、活性汚泥微生物濃度 S について解くと次式が得られる。

$$S = \frac{t_s}{t_d} \frac{Y (l_s - l_e)}{(1 + b t_s)} \quad \dots\dots\dots (4-22)$$

ここで、 t_d ; 曝気槽内の下・廃水の水理学的滞留時間(日)

さらに、(4-20)式と(4-22)式より l_e と S はそれぞれ t_s の関数として次式で表される。

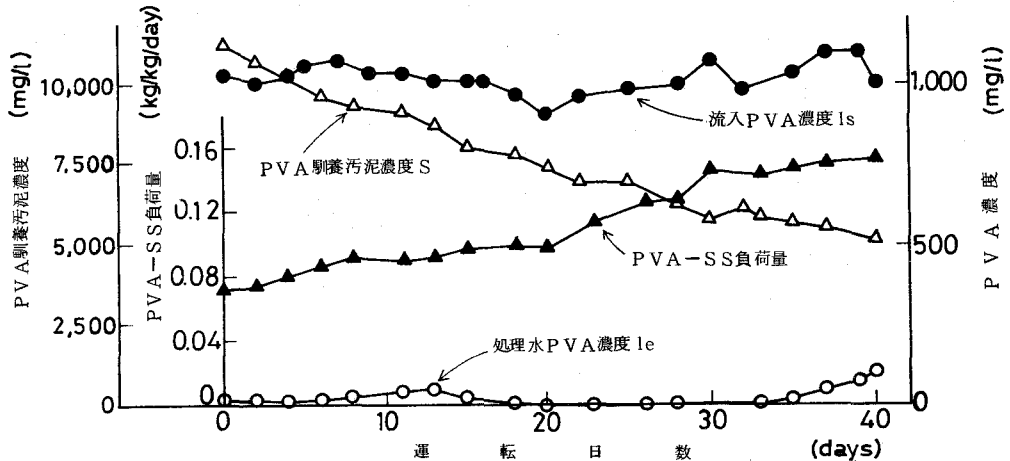
$$l_e = \frac{l_s \left(\frac{K_m (1 + b t_s)}{(Yk - b) t_s - 1} \right)^{\frac{1}{n}}}{\left(\frac{K_m (1 + b t_s)}{(Yk - b) t_s - 1} \right)^{\frac{1}{n}} + \frac{t_d}{Y} \left(\frac{1}{t_s} + b \right)} \quad \dots\dots\dots (4-23)$$

$$S = \frac{Y l_s t_s}{(1 + b t_s) t_d + Y t_s \left(\frac{K_m (1 + b t_s)}{(Yk - b) t_s - 1} \right)^{\frac{1}{n}}} \quad \dots\dots\dots (4-24)$$

ただし、 l_s は一定とする。

2. PVA連続活性汚泥処理成績とその定常解析

○ 実験成績： 第4～6図には操作 $t_g = 20$ 日でPVAの連続処理を行った時のPVA馴養汚泥濃度 S と処理水PVA濃度 l_e およびPVA-SS負荷量の経日変化を図示した。

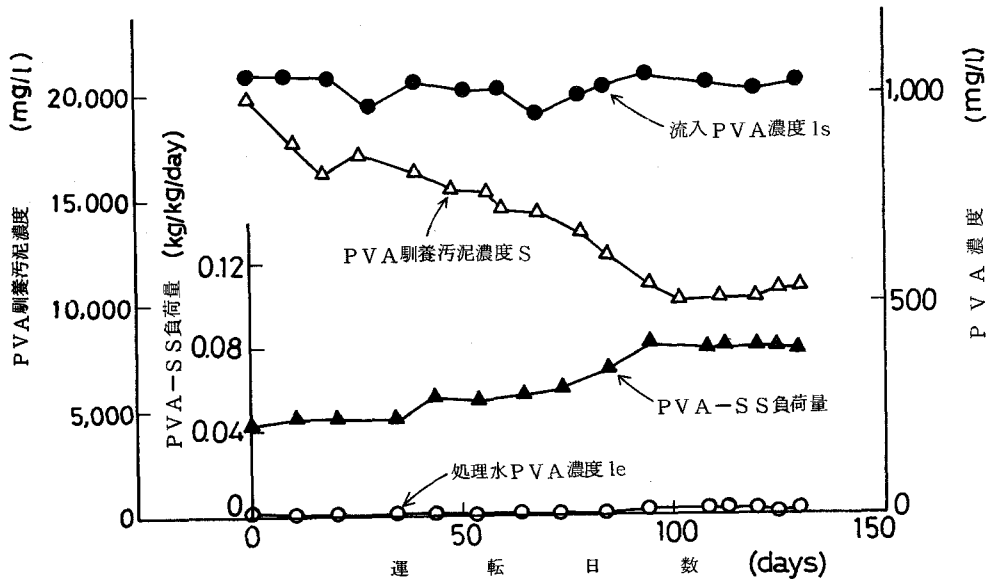


第4～6図 PVA連続処理 ($t_g = 20$ 日) の実験成績

実験開始時のPVA馴養汚泥濃度は $11,180 \text{ mg/l}$ であったが、操作 $t_g = 20$ 日で連続処理を続けると、図のように S は徐々に低下し、11日目では $9,080 \text{ mg/l}$ 、20日目では $7,360 \text{ mg/l}$ 、30日目では $5,750 \text{ mg/l}$ 、40日目では $5,150 \text{ mg/l}$ となった。一方、PVA-SS負荷量が $0.14 (\text{kg/kg/day})$ を越えた33日目後から処理水質が悪化し始め、発泡も著しくなった。さらにPVAの連続処理を続けると発泡が極めて激しくなり、活性汚泥混合液が曝気槽上部よりオーバーフローすると共に、39日目より活性汚泥が団子状に固まり始めて、正常な活性汚泥処理ができなくなったので、40日目に実験を中止した。その後この団子状に固まった活性汚泥を取り除き、引き続き低負荷 (PVA-SS負荷量 0.05 kg/kg/day 前後) でPVAの連続処理を続けたところ、1週間前後で発泡はおさまリ、再び正常な活性汚泥に戻った。

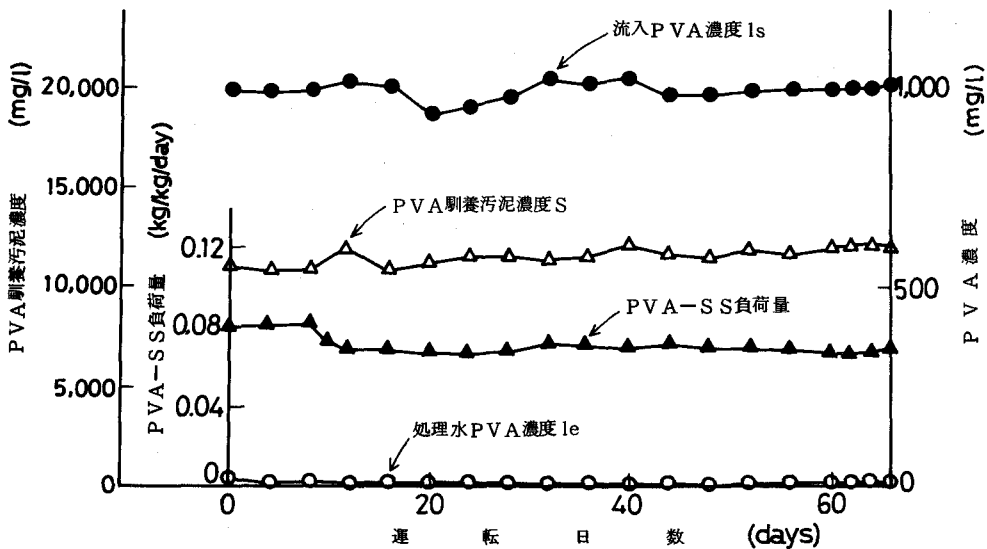
従って、活性汚泥が団子状に固まった原因としては、PVA-SS負荷量の増加により曝気槽内に蓄積したPVAまたはPVA分解中間物と合成PVA廃水中に含まれるCa, Mg, Fe等の元素が不溶性の高分子化合物を生成し、これが活性汚泥に取り込まれたためではないかと推察される。

第4～7図には、操作 $t_g = 75$ 日のPVA連続処理の実験成績を示した。PVA馴養汚泥濃度 S は、実験開始時には $19,840 \text{ mg/l}$ であったが、連続処理を続けると S は徐々に低下し、99日目には $10,690 \text{ mg/l}$ となった。しかし、99日目から130日目では S の増減は少なく、特に最後の7日間では S の増減がほとんど認められなかったため、定常状態に達したものとみなした。



第4-7図 PVA連続処理 ($t_g = 75$ 日) の実験成績

また、第4-8図には操作 $t_g = 100$ 日のPVA連続処理の実験成績を示した。本実験では先の操作 $t_g = 75$ 日の定常状態に達した活性汚泥を用い、ただちに操作 $t_g = 100$ 日の運転操作に切り換えてさらに実験を継続したので、実験初期には(4-16)式のPVA馴養汚泥の比増殖速度 $[\mu]$ が $\frac{1}{t_g}$ より高くなり、Sは徐々に増加し、40日目には $12,000 \text{ mg/l}$ に達した。さらに66日目まで連続処理を続けたところ、最後の7日間ではSの増減がほとんど認められなかったもので、同様に定常状態に達したものとみなした。



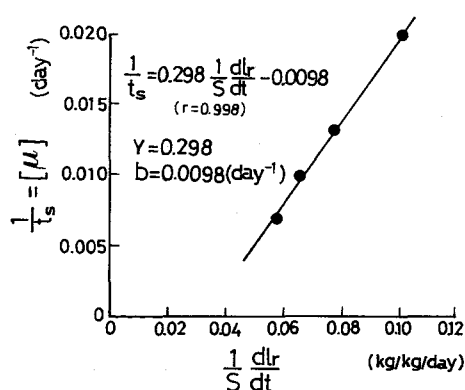
第4-8図 PVA連続処理 ($t_g = 100$ 日) の実験成績

定常状態に達するかあるいは発泡等により正常な活性汚泥処理ができなくなるまでそれぞれ一定の操作 t_s で長期間 PVA の連続処理を行い、その際の PVA 馴養汚泥濃度 S 、処理水 PVA 濃度 l_r 、PVA-SS 除去量 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ 等の関係を一括表示すると第 4-2 表ようになる。操作 $t_s = 40$ 日以下では、(4-16) 式の $\frac{1}{t_s}$ が PVA 馴養汚泥の比増殖速度 $[\mu]$ より大きくなったため、 S は徐々に washout されて減少し、最終的には活性汚泥が団子状に固まるかあるいは発泡等により正常な活性汚泥処理ができなくなった。また、実験-1 の操作 $t_s = 50$ 日の PVA 連続処理では 29 日目から 38 日目までの 9 日間ほとんど S の増減が認められなかったもので、同様に定常状態に達したものとみなした。しかし、この時の S は $13,330 \text{ mg/l}$ で操作 $t_s = 75$ 日の $10,810 \text{ mg/l}$ や操作 $t_s = 100$ 日の $12,000 \text{ mg/l}$ に比べ大幅に高くなった。これは (4-24) 式とは矛盾する結果であるが、操作 $t_s = 50$ 日の実験では実験期間が 38 日と短かったため、操作 $t_s = 50$ 日に対応した活性汚泥微生物群が充分形成されていなかったことが一因とも考えられる。

そこで、PVA 濃度 200 mg/l の合成 PVA 廃水を用いて新たに操作 $t_s = 50$ 日と操作 $t_s = 142$ 日の連続処理実験を行い、これを実験-2 とした。実験-2 では PVA 濃度 200 mg/l の合成 PVA 廃水を用いたため、定常状態時の S は実験-1 に比べ大幅に低くなり、操作 $t_s = 50$ 日では $2,060 \text{ mg/l}$ 、操作 $t_s = 142$ 日では $3,490 \text{ mg/l}$ となった。

これらの結果は PVA の活性汚泥処理では操作 t_s を少なくとも 50 日以上に保持しなければ $\frac{1}{t_s} > [\mu]$ となり、PVA 馴養汚泥が徐々に washout され、最終的には PVA の分解処理ができなくなることを実験的に明示している。従って PVA の活性汚泥処理における最適 t_s は 50 日以上であるといえる。

○ 動力学パラメーター Y 、 b の算出：第 4-9 図は (4-18) 式に基づき定常状態時の $\frac{1}{t_s}$ と比 PVA 除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ の関係をプロットしたものである。図より定常状態では $\frac{1}{t_s}$ と



$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ は次式で表されることが判った。

$$\frac{1}{t_s} = 0.298 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 0.0098$$

..... (4-25)

(4-25) 式より、収率係数 $Y = 0.298$ と自己分解係数 $b = 0.0098$ (1/日) が求められた。

第 4-9 図 Y と b の算出

第4-2表 各種操作 t_g におけるPVAの連続処理成績

PVAの連続 処理成績 実験 No. 操作 t_g		実 験 開 始 時				定常状態もしくは運転不能状態時					
		S (mg/l)	PVA-SS 負 荷 量 (kg/kg /日)	処理水の PVA濃 度 (mg/l)	P V A 除 去 率 (%)	定常状態 もしくは 運転不能 状態にい たる日数 (日)	S (mg/l)	PVA-SS 負 荷 量 (kg/kg /日)	PVA-SS 除 去 量 (kg/kg /日)	処理水の PVA濃 度 (mg/l)	P V A 除 去 率 (%)
実験 - 1	20*	11,180	0.0717	15.9	98.4	40	5,150	0.152	0.137	106	89.4
	30*	13,080	0.0622	1.9	99.8	100	5,740	0.137	0.102	256	74.4
	40*	10,770	0.0750	7.4	99.3	86	5,600	0.160	0.142	38.5	96.3
	50	20,800	0.0401	1.4	99.9	38	13,330	0.0611	0.0610	1.7	99.8
	75	19,840	0.0421	3.0	99.7	130	10,810	0.0778	0.0771	9.9	99.1
	100 ¹⁾	11,030	0.0783	19.7	98.2	66	12,000	0.0660	0.0655	7.7	99.2
実験 - 2	50 ²⁾	2,890	0.0684	1.2	99.4	62	2,060	0.101	0.1004	1.0	99.5
	142 ³⁾	2,870	0.0707	0.9	99.5	90	3,490	0.0578	0.0575	1.1	99.4

実験-1では、PVA濃度 1,000 mg/l の合成PVA廃水を用い、実験-2ではPVA濃度 200 mg/l の合成PVA廃水を用いた。

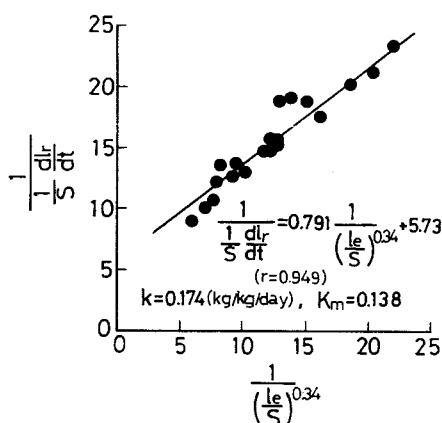
* 活性汚泥が団子状に固まるか或いは発泡等の要因で運転不能状態になる。

- 1) 操作 t_g = 75日で定常状態に達した活性汚泥を用い、ただちに操作 t_g = 100日でPVAの処理を続行した。
- 2) 操作 t_g = 142日で定常状態に達した活性汚泥を用い、引き続き操作 t_g = 50日でPVAの処理を続行した。
- 3) 操作 t_g 約 130日で2カ月余りPVAの連続処理を行っていた活性汚泥を用い、操作 t_g = 142日でPVAの処理を続行した。

○ 動力学パラメーター k , K_m , n の算出：第4-10図は先の非定常解析の場合と同様に指数 n を求め、(4-19)式に基づき縦軸に $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ ，横軸に $\frac{1}{(\frac{l_e}{S})^{0.34}}$ をとり，実験

データをプロットしたものである。図より $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ と $\frac{1}{(\frac{l_e}{S})^{0.34}}$ の間には次式が成立することが判った。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 0.791 \frac{1}{(\frac{l_e}{S})^{0.34}} + 5.73 \quad \dots\dots\dots (4-26)$$



第4-10図 k と K_m の算出

(4-26)式より単位PVA馴養汚泥当りの最大PVA除去速度 k と K_m を求めると，それぞれ $k = 0.174$ (kg/kg/日) と $K_m = 0.138$ になった。

○ 定常解析と非定常解析で求めた動力学パラメーターの比較：第4-3表には定常解析と先の非定常解析で求めた動力学パラメーターを一括表示した。定常解析で求めた各動力学パラメーターを先の非定常解析で求めた各動力学パラメーターと比較したところ， b の値はほぼ一致したが，

Y , k , n , $[\mu]_{\max}$ の値は非定常解析で求めた値に比べ，定常解析で求めた値の方がやや低くなった。一方， K_m の値は非定常解析で求めた値に比べると定常解析で求めた値の方がいくぶん高くなった。元来， K_m 値の逆数は基質と活性汚泥微生物の間の親和性を意味するもので，非定

第4-3表 定常解析と非定常解析で求めた動力学パラメーターの比較

解 析 法	動 力 学 パ ラ メ ー タ ー					
	Y (kg SS/kg PVA)	b (1/日)	k (kg/kg/日)	K_m (-)	n (-)	$[\mu]_{\max}$ (1/日)
定常解析	0.298	0.0098	0.174	0.138	0.34	0.052
非定常解析	0.373～ 0.381	0.0062～ 0.0116	0.180～ 0.214	0.008～ 0.090	0.52～ 0.95	0.069～ 0.080

常解析では短期間の間に曝気槽内のPVA馴養汚泥濃度とPVA濃度が大幅に変化しているので、両者の変化が K_m 値に影響し、非定常と定常の間にこのような差異を生じたものと推察できる。

また、定常解析で求めた動力学パラメーターを基に活性汚泥の最小平均滞留時間 t_g^m を(4-14)式より算出すると23.7日となり、この値は非定常解析で求めた $t_g^m = 14 \sim 18$ 日よりやや大きくなった。

一方、PVA連続処理の成績より、 t_g が少なくとも50日以上となるように活性汚泥プラントを運転管理しないと、発泡等により正常な活性汚泥処理ができないことが実験的に証明された。

また、 $t_g = 50$ 日以上ではほぼ完全にPVAは除去され、95%以上の高いPVA除去率が得られたので、これを最適 t_g とするとこの最適 t_g は(4-14)式より算出した t_g^m の2~4倍以上となることが判った。

第5節 PVA活性汚泥処理の動力学考察

さらに、活性汚泥法によるPVA処理の特徴をより明確にするため、ペプトンと肉エキスを主成分とした合成下水の活性汚泥処理成績を同様に解析し、合成PVA廃水の処理成績と比較検討した。

第4-4表は、操作 $t_g = 0.5 \sim 20$ 日の各操作 t_g で定常状態に達するまで合成下水の活性汚泥処理を行い、定常状態時の活性汚泥濃度 S 、処理水 $COD_{(Gr)}$ 、 $COD_{(Gr)}$ -SS負荷量、 $COD_{(Gr)}$ -SS除去量等の関係を一括表示したものである。合成下水の活性汚泥処理ではPVA処理の場合と異なり、操作 $t_g = 0.5$ 日でも定常状態が得られ、その際の $COD_{(Gr)}$ 除去率は80.9%であった。また、定常状態時の活性汚泥濃度 S は、操作 $t_g = 0.5$ 日の 217 mg/l から操作 $t_g = 20$ 日の $2,630 \text{ mg/l}$ まで、操作 t_g が長くなる程高くなった。一方、 $COD_{(Gr)}$ -SS除去量は、操作 $t_g = 20$ 日では $0.36 (\text{kg/kg/日})$ であったが、操作 $t_g = 10$ 日では $0.45 (\text{kg/kg/日})$ 、操作 $t_g = 5$ 日では $0.86 (\text{kg/kg/日})$ 、操作 $t_g = 0.5$ 日では $5.23 (\text{kg/kg/日})$ となり、操作 t_g が短くなるに伴い著しく高くなった。

合成下水の活性汚泥処理の成績を、前同様定常解析して得られた動力学パラメーターをPVAの定常解析で求めた動力学パラメーターと共に一括表示すると第4-5表のようになる。ここではPVAの各動力学パラメーター値を合成下水のそれらと比較検討するため、第2-6表の $COD_{(Gr)}/PVA = 1.71$ の相関関係より $COD_{(Gr)}$ に換算して表示した。

第4-5表よりPVA馴養汚泥の最大基質除去速度 k は合成下水馴養汚泥の k に比べると約 $\frac{1}{20}$ となり、PVAは合成下水に比べると極めて分解されにくいことが判った。また、PVA馴養汚泥の収率係数 Y と自己分解係数 b は、合成下水馴養汚泥のそれらに比べるとそれぞれ約 $\frac{1}{2}$ と $\frac{1}{13}$ になった。さらに、PVA馴養汚泥の $[\mu]_{\max}$ は合成下水馴養汚泥のその約 $\frac{1}{45}$ となり、PVA

第4-4表 各種操作 t_g における合成下水の連続処理成績（定常値）

操作 t_g (日)	MLSS (mg/l)	COD _(Gr) -SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	COD _(Gr) -SS 除 去 量 (kg/kg/日)	合成下水の COD _(Gr) 濃 度 (mg/l)	処理水の COD _(Gr) 濃 度 (mg/l)	COD _(Gr) 除 去 率 (%)
0.5	217	6.46	5.23	292	55.7	80.9
1	442	3.17	2.69	292	44.7	84.7
2	632	2.16	1.85	285	40.8	85.6
3	930	1.47	1.26	285	41.0	85.6
4	1,070	1.25	1.10	278	34.3	87.7
5	1,410	0.95	0.86	278	25.7	90.8
6	1,570	0.82	0.70	268	38.0	85.8
8	2,200	0.59	0.51	268	35.3	86.8
10	2,260	0.49	0.45	230	19.4	91.4
15	3,040	0.36	0.33	230	19.6	91.5
20	2,630	0.42	0.36	231	23.0	90.0

温度 25℃ ± 0.5℃, pH 6.0~6.5

第4-5表 合成PVA廃水と合成下水の活性汚泥処理成績の定常解析で求めた動力学パラメーターの比較

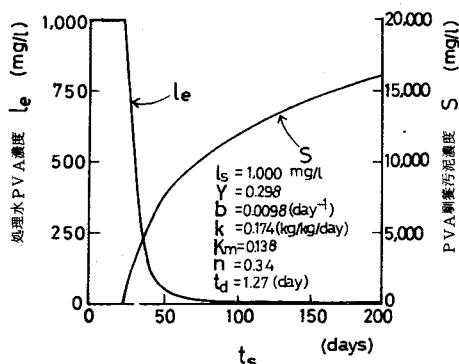
合成廃水の種類	動 力 学 パ ラ メ ー タ ー					
	Y (kg SS/kg COD _{Gr})	b (1/日)	k (kg/kg/日)	K _m (-)	n (-)	[μ] _{max} (1/日)
合成PVA廃水*	0.174	0.0098	0.298	0.166	0.34	0.052
合 成 下 水	0.403	0.127	5.78	0.246	0.84	2.33

* 合成PVA廃水の連続処理で求めた動力学パラメーターを合成下水のそれらと比較するため、
COD_(Gr)/PVA=1.71の相関関係より、COD_(Gr)に換算した。

馴養汚泥は合成下水馴養汚泥に比べ増殖速度が極めて低いことも判った。

以上、各種動力学パラメーターの比較より、活性汚泥法によるPVA処理の特徴をまとめると次のようになる。すなわち、PVAは合成下水に比べ分解速度が一桁以上も低い難分解性物質であり、さらに、分解されたPVAはPVA馴養汚泥の増殖には利用されにくいことが判った。その結果、PVA馴養汚泥の $[\mu]_{\max}$ は合成下水馴養汚泥のその約 $\frac{1}{45}$ となり、PVA馴養汚泥の増殖速度は、一般の活性汚泥微生物の増殖速度に比べ極めて低いことも明らかになった。

また、第4-11図は定常解析で求めた動力学パラメーターを基に、(4-23)式と(4-24)式に基づき、 t_B と処理水PVA濃度 l_e およびPVA馴養汚泥濃度 S の関係を図示したものである。 S は、 $t_B=200$ 日では $15,850 \text{ mg/l}$ 、 $t_B=100$ 日では $11,700 \text{ mg/l}$ 、 $t_B=50$ 日では $7,450 \text{ mg/l}$ となり、 t_B が短くなるに伴い第4-11図のように低下し、活性汚泥の最小平均滞留時間 $t_B^m=2.38$ 日以下では完全にwashoutされてゼロになることが示された。一方、 l_e



第4-11図 t_B と処理水PVA濃度 l_e およびPVA馴養汚泥濃度 S の関係

は、 $t_B=100$ 日では 9.11 mg/l であるが、 $t_B=50$ 日では 56.0 mg/l 、 $t_B=40$ 日では 144 mg/l 、 $t_B=30$ 日では 638 mg/l となり、 t_B が短くなるに伴い急激に高くなり、さらに $t_B^m=2.38$ 日以下ではPVA馴養汚泥がwashoutされてPVAは除去できないことが示された。また、第4-11図は、 $t_B=40$ 日以下では曝気槽のPVA濃度が急激に高くなり、発泡などにより正常な活性汚泥処理ができなくなったPVAの連続処理成績(第4-2表)ともよく一致した。

以上の結果から、PVAの連続処理成績は浄化反応動力学より導いた各動力学式によく適合し、また、これらの動力学式と得られたパラメーターより、活性汚泥プラントの最適制御法等に関する種々の知見が得られることも判った。

第6節 要 約

長期間にわたるPVAの連続活性汚泥処理成績とこれらの動力学解析から以下の結果を得た。

- 1) 非定常解析により、活性汚泥プラントの運転管理に必要な動力学パラメーターを比較的短期間に求めることができた。
- 2) 非定常解析で求めた動力学パラメーターより、PVA馴養汚泥の $[\mu]_{\max}$ を算出すると $0.069 \sim 0.080$ (1/日)になった。また、PVA馴養汚泥の最小平均滞留時間 t_B^m は $14 \sim 18$

日となった。

3) 操作 $t_g = 20 \sim 142$ 日の各 t_g で長期間PVAの連続処理を行ったところ、操作 t_g が40日以下ではPVA馴養汚泥濃度が徐々に減少し、最終的には発泡等により正常な活性汚泥処理ができなくなった。一方、操作 $t_g = 50$ 日以上ではほぼ完全にPVAは除去され、常に良好な処理水が得られた。従ってPVAの活性汚泥処理における最適 t_g は50日以上といえる。

4) 定常解析より、比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ と $\frac{1}{t_g}$ または処理水PVA濃度 l_e の関係は次式で表されることが判った。

$$\frac{1}{t_g} = 0.298 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 0.0098$$

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = \frac{0.174 \left(\frac{l_e}{S} \right)^{0.34}}{0.138 + \left(\frac{l_e}{S} \right)^{0.34}}$$

5) 各種動力学パラメーターの比較より、PVAは合成下水に比べ分解速度が一桁以上も低い難分解性物質であり、また、PVAによく馴致したPVA馴養汚泥の比増殖速度 $[\mu]$ は、一般の活性汚泥微生物の比増殖速度 μ に比べ極めて低いことが判った。

6) PVAの連続活性汚泥処理成績は、浄化反応動力学より導いた各動力学式によく適合することが判った。また、これらの動力学式と得られたパラメーターより、活性汚泥プラントの最適制御法等に関する種々の知見が得られた。

記 号

- V : 曝気槽の容積 (l)
- $\left(\frac{dS}{dt} \right)_v$: 曝気槽の活性汚泥微生物濃度の時間変化 (mg/l/日)
- $\frac{dS}{dt}$: 活性汚泥微生物の増殖速度 (mg/l/日)
- Q_w : 活性汚泥混合液の引き抜き量 (l/日)
- Q_s : 廃水流入量 (l/日)
- S_e : 処理水の活性汚泥微生物濃度 (mg/l)
- t_g : 活性汚泥の平均滞留時間 (日)
- μ : 一般の活性汚泥微生物の比増殖速度 (1/日)

- k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度 ($\text{kg}/\text{kg}/\text{日}$)
 $[\mu]$: PVA馴養汚泥の比増殖速度 ($1/\text{日}$)
 $[\mu]_{\text{max}}$: PVA馴養汚泥の最大比増殖速度 ($1/\text{日}$)
 t_s^m : PVA馴養汚泥の最少平均滞留時間 (日)
 l_e : 処理水の基質濃度 (mg/l)
 t_d : 曝気槽内の水理学的滞留時間 (日)
 $\frac{dl_r}{dt}$: 基質除去速度 ($\text{mg}/l/\text{日}$)

第5章 PVAの高濃度活性汚泥処理に関する実験室的研究

第1節 緒 言

第1章、第4章では、活性汚泥法によるPVA等難分解性物質の分解処理には高濃度活性汚泥法が最も適し、活性汚泥の平均滞留時間 t_g を少なくとも50日以上に保持しなければならないことを明らかにした。しかし、これまで、曝気槽内の活性汚泥を高濃度（例えば、 $10,000\text{mg/l}$ 以上）に保ち、下・廃水の高濃度活性汚泥処理を行った研究報告^{1)~3)}はほとんど見当たらない。これは、高濃度活性汚泥法を達成するために欠くことのできない、活性汚泥の固液分離・濃縮法と酸素供給法等について未解決の課題があり、さらに改善と工夫を要するためである。

ここでは、曝気槽の活性汚泥を高濃度に維持できる浮上分離型高濃度活性汚泥処理装置あるいは濾過フィルターを装着した回転ドラム型高濃度活性汚泥処理装置によるPVA含有廃水処理を実用化するため、予備段階として合成PVA廃水とPVA含有廃水を用いて、ベンチスケールによる1段高濃度活性汚泥法と2段高濃度活性汚泥法の処理実験を行った。また、PVA馴養汚泥濃度の増加に伴う活性汚泥混合液の酸素利用速度の増大と酸素供給等についても若干の検討を加えた。

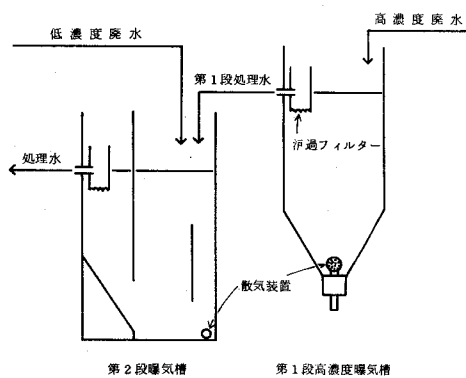
第2節 実験材料および方法

○ 1段高濃度活性汚泥法（合成PVA廃水処理の場合）： 濾過フィルター装着7l容実験曝気槽に、PVA馴養汚泥を $7,000\sim 20,200\text{mg/l}$ となるように保持し、これにPVA濃度 $500\sim 2,000\text{mg/l}$ の合成PVA廃水を所定流量（ $4.32\sim 12.0\text{l/日}$ ）で加え、PVAの連続処理を行った。曝気槽の温度は 30°C 、pHは $6.8\sim 7.2$ に保ち、多孔性散気球を用いて通気量約 3.5l/分 で、曝気した。槽内の汚泥濃度が高くなり、DOが 3mg/l 以下になると純粋酸素を補填（約 0.4l/分 ）して、常にDOを 3mg/l 以上に保持した。また、この高濃度活性汚泥混合液を曝気槽に装着した濾過フィルターで濾過し、極めて澄明な処理水を得た。ここでは、MLSS測定のための活性汚泥混合液のサンプリングの他は、特に汚泥の引き抜きを行わなかったため、本実験の操作 t_g は約140日である。

○ 1段高濃度活性汚泥法（糊拔廃水または湯洗糊拔廃水処理の場合）： PVA馴養高濃度活性汚泥（MLSS、 $13,800\sim 22,600\text{mg/l}$ ）の入った活性汚泥濾過フィルター装着6l容実験曝気槽に、織物加工工場の糊拔廃水（PVA濃度 $317\sim 692\text{mg/l}$ ）または湯洗糊拔廃水（PVA濃度 $2,320\text{mg/l}$ ）を $2.6\sim 7.86\text{l/日}$ の流量でPVA-SS負荷量が $0.026\sim 0.202\text{(kg/kg/日)}$ となるように加えて連続処理を行った。曝気槽の温度は 30°C 、pHは $6.8\sim 7.4$

に保持し、DOは純粋酸素を補填して 3mg/l 以上に保持したが、一時純粋酸素の流量の低下で 1.3mg/l まで下がったこともあった。また、これらの廃水には、第2章と同様無機元素類を添加すると共に、 $\text{COD}(\text{Mn}):\text{N}$ 比が $100:5$ となるように窒素を補填した。

○ 2段高濃度活性汚泥法（合成PVA廃水処理の場合）： PVAの2段高濃度活性汚泥処理では、1段目の曝気槽（ 7l ， $\text{MLSS } 7,500\sim 12,400\text{mg/l}$ ）の後に、第5-1図に示したように2段目の曝気槽（ 4.7l ， $\text{MLSS } 3,300\sim 4,100\text{mg/l}$ ）を設置した。この2段目の



第5-1図 2段高濃度活性汚泥処理装置の模式図

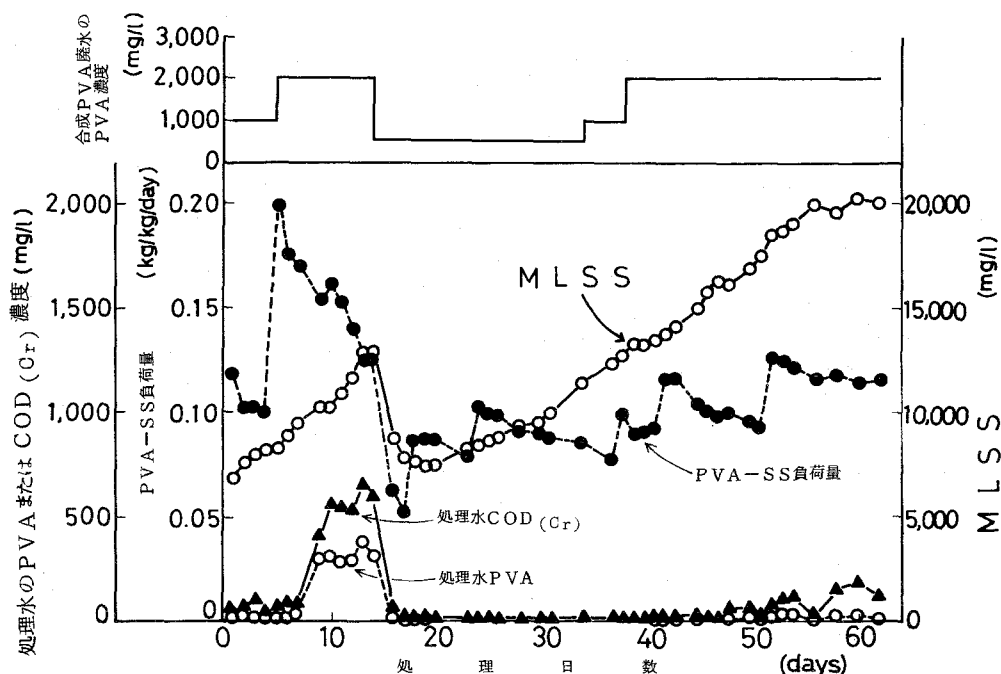
曝気槽には、1段目の曝気槽からの処理水の他にPVA濃度 50mg/l の低濃度合成PVA廃水を流量 14.4l/日 で加え、連続処理を行った。一方、1段目の曝気槽のPVA-SS負荷量が種々変えられるように、高濃度合成PVA廃水のPVA濃度を $500\sim 2,000\text{mg/l}$ に、また、その供給速度を $5.52\sim 12.0\text{l/日}$ に種々変えて加え、1段目のPVA-SS負荷量が、1段目と2段目の曝気槽の処理水質にいかなる影響を及ぼすかを調べた。

○ 分析方法： 分析は、すべて第2章に示した方法に基づいて行った。

第3節 高濃度活性汚泥法によるPVA処理の実験室的検討

1. 1段高濃度活性汚泥法によるPVA含有廃水の処理

○ 合成PVA廃水の処理成績： 1段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水の処理成績を第5-2図に図示した。 7l 容実験曝気槽にPVA馴養汚泥を $6,930\text{mg/l}$ となるように入れ、これにPVA濃度 $1,000\text{mg/l}$ の合成PVA廃水を 5.52l/日 の流量で加えて、PVA-SS負荷量 $0.114(\text{kg/kg/日})$ で連続処理を行ったところ良好な処理水が得られた。そこで、4日目より合成PVA廃水のPVA濃度を $2,000\text{mg/l}$ にしてPVA-SS負荷量を $0.20(\text{kg/kg/日})$ にあげたところ、5日目から徐々に処理水質が悪化し始め、8日目には処理水中のPVA濃度は 305mg/l まで高まり、発泡も極めて激しくなった。さらに、13日目までPVA濃度 $2,000\text{mg/l}$ の合成PVA廃水の連続処理を行ったところ、12日目には汚泥の一部が団子状に固まり、もはや正常な活性汚泥処理ができなくなった。そこで、14日目に団子状に固まった汚泥のみを除去し、残りのPVA馴養汚泥にPVA濃度 500mg/l の合成PVA廃水を加え、PVA-SS負荷量も $0.063(\text{kg/kg/日})$ に下げて連続処理を続けたところ、18日目にはほぼ正常な活性汚泥に回

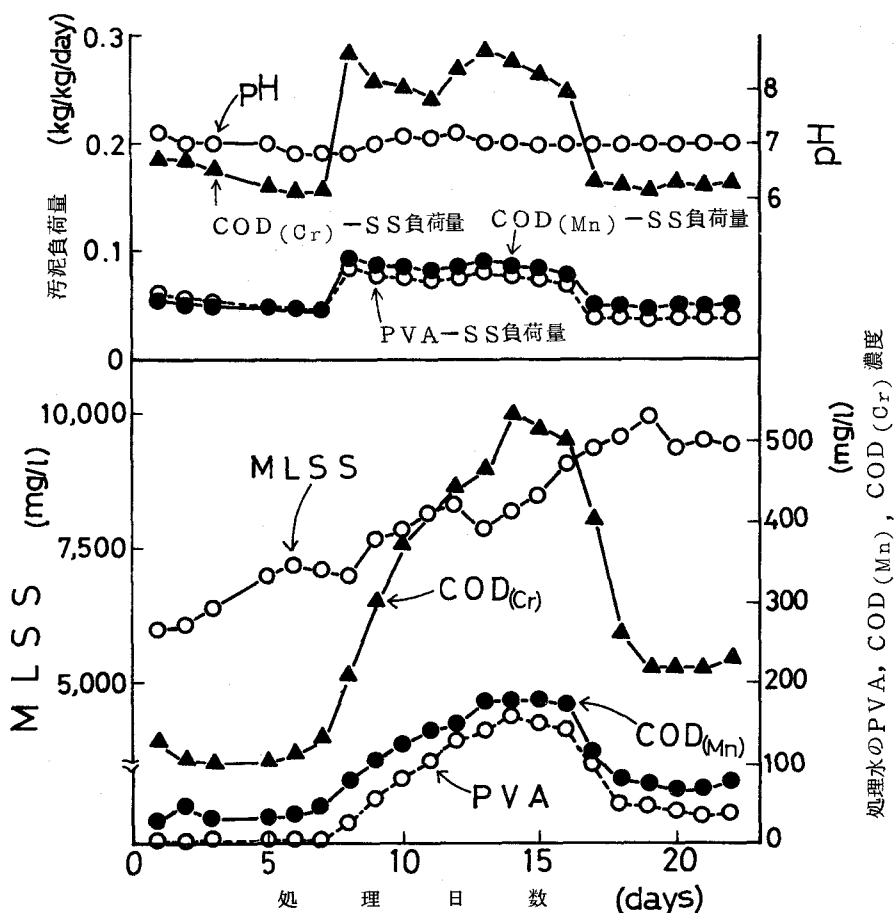


第5-2図 1段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水の処理成績

復し、再び良好な処理水が得られるようになった。23日目には、合成PVA廃水の流量を12ℓ/日にして、PVA-SS負荷量を0.103(kg/kg/日)に高めたが、極めて良好な処理水が得られた。また、37日目からは再び合成PVA廃水のPVA濃度を2,000mg/lとし、汚泥濃度の増加に応じてその流入量を増加させ、PVA-SS負荷量を0.09~0.125(kg/kg/日)の範囲に保持して、PVAの高濃度活性汚泥処理実験(MLSS 10,000~20,200mg/l)を続けたところ、PVAはほぼ完全に除去された。ここでは、実験初期に活性汚泥が団子状に固まったのでこの活性汚泥を引き抜いた。従って、曝気槽内のMLSSは一時的に減少したが、30日目には9,950mg/lまで増加し、その後40日目には13,520mg/l、50日目には17,580mg/lとなり、55日目には20,000mg/lを越えた。

また、47日目以降は空気曝気のみでは曝気槽のDOを3mg/l以上に保持できなくなったので、純粋酸素を補填してDOを常に3mg/l以上に保持したところ、曝気槽のMLSSが20,000mg/lを越えても常に良好な処理水が得られた。

○ 糊拔廃水の処理成績： 第5-3図に15℃での1段高濃度活性汚泥法による糊拔廃水の処理成績を図示した。用いた糊拔廃水は、PVA濃度317~692mg/l、COD_(Mn) 184~344mg/l、COD_(Cr) 1,080~2,150mg/lであった。また、この廃水中にはPVAの他に

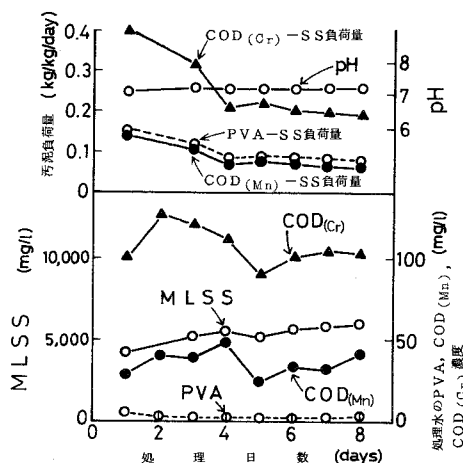


第5-3図 1段高濃度活性汚泥法による糊拔廃水の処理成績

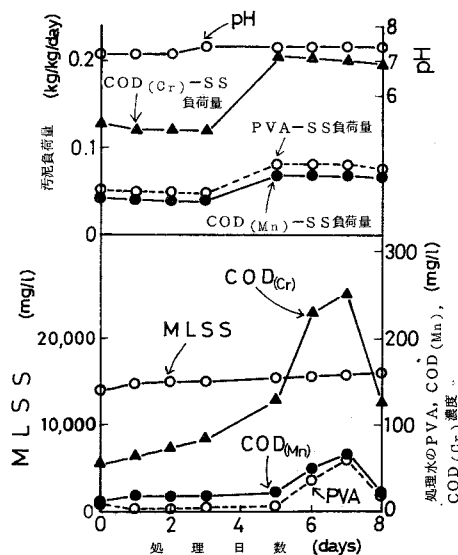
デンプン等の種々な有機物も含まれており、織物の種類や加工方法によりPVAとこれら各種有機物の割合および濃度が大きく変化することもあった。第5-3図よりPVA-SS負荷量とCOD_(Mn)-SS負荷量が、いずれも約0.05(kg/kg/日)で良好な処理水が得られたが、PVA-SS負荷量が約0.07(kg/kg/日)を越えると処理水質はやや悪化することが判った。一方、PVAはほとんど検出されず、COD_(Mn)が30~40mg/lの良好な処理水でも、重クロム酸カリウム法でCODを測定すると、その値は100mg/l前後にもなり、分析法の相異によりCOD値が大きく異なることも判った。これは、過マンガン酸カリウム法では酸化分解されないが、重クロム酸カリウム法では酸化分解される未分解の有機化合物または分解中間物が処理水中に相当量残存することを示唆するものである。また、曝気槽のMLSSは実験開始時には6,010mg/lであったが、18日目には約9,500mg/lに増加した。

第5-4図には、30℃での糊拔廃水の処理成績を図示した。本実験ではPVA-SS負荷量は0.079~0.142 (kg/kg/日)、COD_(Mn)-SS負荷量は0.066~0.137 (kg/kg/日)であり、先の15℃の実験より負荷量は相当高かったが、PVA濃度1~3 mg/l、COD_(Mn) 20~40 mg/lの極めて良好な処理水を得た。これは、第3章で述べたように温度の上昇に伴い活性汚泥の浄化能が高まったためと考えられる。

○ 湯洗糊拔廃水の処理成績： 1段高濃度活性汚泥法による湯洗糊拔廃水の処理結果を第5-5図に示した。ここではPVA濃度2,320 mg/l、COD_(Mn) 2,100 mg/l、COD_(Cr)



第5-4図 1段高濃度活性汚泥法による糊拔廃水の処理成績



第5-5図 1段高濃度活性汚泥法による湯洗糊拔廃水の処理成績

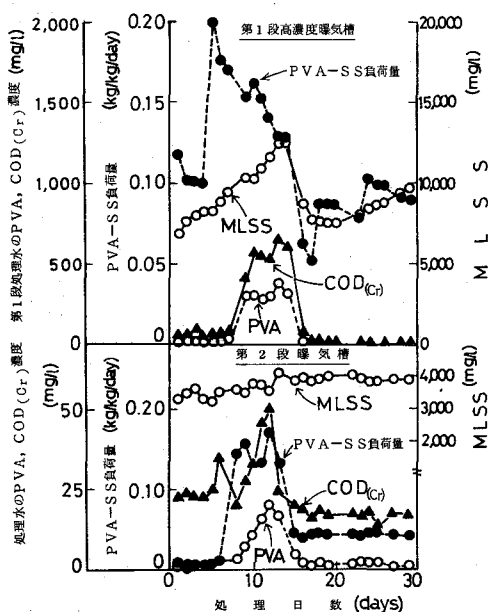
6,340 mg/lの湯洗糊拔廃水を用い、曝気槽のPVA馴養汚泥濃度は13,800~16,100 mg/l、温度は30℃、pHは7.2~7.4で連続処理を行った。第5-5図より、PVA等の有機物を高濃度に含む湯洗糊拔廃水でも、PVA-SS負荷量約0.05 (kg/kg/日)、COD_(Mn)-SS負荷量約0.04 (kg/kg/日)で処理すると、極めて良好な処理水が得られることが判った。一方、湯洗糊拔廃水の流入量を増加させ、PVA-SS負荷量を約0.08 (kg/kg/日)、COD_(Mn)-SS負荷量を約0.065 (kg/kg/日)にあげたところ、処理水質は若干悪化した、4~5日後には再び良好な処理水が得られた。

2. 2段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水の処理

2段または多段活性汚泥法^{4), 5)}は、毒性物質等を含む下・廃水の処理に適した方法であるとされている。また、繊維加工工場の廃水のように排出源において、高濃度に有機汚濁物を含む湯洗糊拔廃水とあまり有機汚濁物を含まない低濃度廃水等に比較的簡単に分別できる場合にも、第1章で述べた2段高濃度活性汚泥法を用いれば、PVA等難分解性物質を含むすべての有機汚濁物を効率よく分解処理できる

ものと推察される。ここでは、これを実験的に検証するため、第5-1図の2段高濃度活性汚泥処理装置を用い、合成PVA廃水の処理実験を行った。

○ 処理成績： 2段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水の処理成績を第5-6図に示した。この1段目の高濃度活性汚泥処理は、前述の1段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水処理と同一である。濾過フィルターで濾過されたこの1段目の処理水を2段目の曝気槽に導き、PVA濃度50mg/lの低濃度廃水と共に仕上げ処理を行った。



第5-6図 2段高濃度活性汚泥法による合成PVA廃水の処理成績

1段目の高濃度曝気槽はPVA-SS負荷量を0.053~0.20(kg/kg/日)と幅広く変化させたが、2段目の曝気槽は1段目の処理水質が著しく悪化した時期を除けば、PVA-SS負荷量を0.04~0.05(kg/kg/日)で運転した。その結果、第5-6図からも判るように、1段目の処理水質がPVAで312mg/l、COD_(Cr)で566mg/lと著しく悪化した場合にも、2段目の曝気槽ではPVA濃度20.4mg/l、COD_(Cr)50.2mg/lの良好な処理水が得られた。これより、2段高濃度活性汚泥法は負荷変動に対しても強く、良好な処理水が安定して得られることも判った。また、1段目の曝気槽の処理水質が安定した15日目から29日目までは、2段目の曝気槽のMLSSは平均3,920mg/l、処理水PVA濃度は平均2.2mg/l、比PVA除去速度は平均0.042(kg/kg/日)となり、いずれもほとんど変化していない。従って、2段目の曝気槽はほぼ定常状態に達しているものと推察される。

第4節 高濃度活性汚泥法によるPVA処理の浄化機能の検討

1. 浄化機能の検討

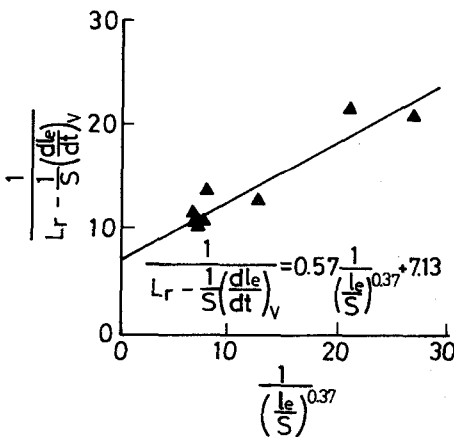
○ 動力学パラメーターからの考察： ここでは、合成PVA廃水と湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理(MLSS, 15,000~20,200mg/l)の成績を動力的に解析し、本高濃度活性汚泥法の浄化機能について検討する。曝気槽のMLSSと処理水PVA濃度は、それぞれ第5-2図、第5-5図に示したように変動しているので、これらの処理成績を動力的に解析するためには、

非定常下の動力学式を用いねばならない。

第4章より、非定常下では、 $\frac{Q_s(l_s - l_e)}{VS} = L_r$ と置くと、比PVA除去速度は
 $L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v$ となり、次式が成立する。

$$\frac{1}{L_r - \frac{1}{S} \left(\frac{dl_e}{dt} \right)_v} = \frac{K_m}{k} \frac{1}{\left(\frac{l_e}{S} \right)^n} + \frac{1}{k} \quad \dots\dots\dots (4-8)$$

第4章、第3節の方法で指数 n を求めたところ、0.37 となった。これを用い縦軸に比PVA除去速度の逆数、横軸に $\frac{1}{\left(\frac{l_e}{S} \right)^{0.37}}$ をとり、湯洗糊拔废水の高濃度活性汚泥処理成績をプロットしたところ第5-7図が得られた。図の直線関係から(4-8)式の動力学パラメーター



第5-7図 湯洗糊拔废水の高濃度活性汚泥処理成績の非定常解析

実験条件：連続処理，
 MLSS 13,800~16,100 mg/l
 温度 30℃

$k = 0.140$ (kg/kg/日) と $K_m = 0.080$ が得られた。合成PVA废水の高濃度活性汚泥処理成績についても、同様に指数 n と動力学パラメーターを求め、これらを一括表示すると第5-1表のようになる。先の第4章では、活性汚泥法による合成PVA废水处理成績の定常解析と非定常解析から得られた各動力学パラメーターは、いずれもほぼ一致することを明らかにした。従って、合成PVA废水の高濃度活性汚泥処理成績の非定常解析で求めた第5-1表の動力学パラメーターと第4章の合成PVA废水の定常解析で得られた動力学パラメーターを比べることにより、高濃度活性汚泥法のPVA浄化機能を検討してもさしつかえないといえる。そこで第5-1表の合成PVA废水の高濃度活性汚泥処理で得られた各動力学パラメーターと第4章の動力学パラメーター[$k = 0.174$ (kg/kg/日)， $K_m = 0.138$ ， $n = 0.34$] を比較したところ、いずれの動力学パラメーターもほぼ一致することが判った。一方、湯洗糊拔废水中には、PVAの他に澱粉などの種々な有機物が含まれているので、湯洗糊拔废水の最大PVA除去速度 $k = 0.140$ (kg/kg/日) は、合成PVA废水の $k = 0.175$ (kg/kg/日) よりやや低くなり、反対に n はやや高くなった。

第5-1表 非定常解析で求めた動力学パラメーターの比較

廃水の種類	動 力 学 パ ラ メ ー タ ー		
	k (kg/kg/日)	K_m (-)	n (-)
合成PVA廃水	0.175	0.079	0.30
湯洗糊拔廃水	0.140	0.080	0.37

パラメーター算出条件： MLSS, 15,000~20,200mg/l (合成PVA廃水)

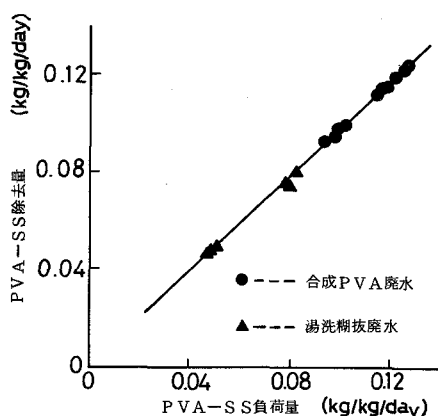
MLSS, 13,800~16,100mg/l (湯洗糊拔廃水)

曝気槽の温度 30℃

これらの結果より、環境条件さえ適切に維持すれば、PVA馴養汚泥濃度が15,000~20,200mg/lの高濃度になっても、単位活性汚泥当りのPVA除去能は低濃度活性汚泥処理の場合と変わらないので、本高濃度活性汚泥法を用いることにより、単位曝気槽当りのPVA負荷量を高められることが判った。

○ PVA-SS負荷量とPVA-SS除去量の関係： 合成PVA廃水と湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理成績を用いて、縦軸にPVA-SS除去量、横軸にPVA-SS負荷量をプロットしたところ第5-8図が得られた。図より、高濃度活性汚泥処理においても、第3章と同様PVA-SS負荷量が約0.13(kg/kg/日)までは、ほぼ完全にPVAは除去されることが判った。

○ PVA-SS負荷量と処理水PVA濃度の関係： 合成PVA廃水と湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理成績を縦軸にPVA-SS負荷量 L_p 、横軸に処理水PVA濃度を取り、両対数図表にプロットすると第5-9図のようになる。図より、湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理で得られた直線は、合成PVA廃水の高濃度活性汚泥処理で得られた直線の下になった。これは、湯洗糊拔廃水を処理している活性汚泥中には、PVA分解に関与する微生物群の他に、この廃水中に含まれる澱粉などの各種有機物を分解、資化する種々な微生物群も含まれているが、ここではこれら全活性汚泥微生物濃度を基にPVA-SS負荷量を算出したためであろう。図よりPVA濃度5mg/lの処理水を得るには、湯洗糊拔廃水ではPVA-SS負荷量を0.055(kg/kg/日)にしなければならないが、合成PVA廃水の場合は、PVA-SS負荷量を0.09(kg/kg/日)まで高められることが判る。

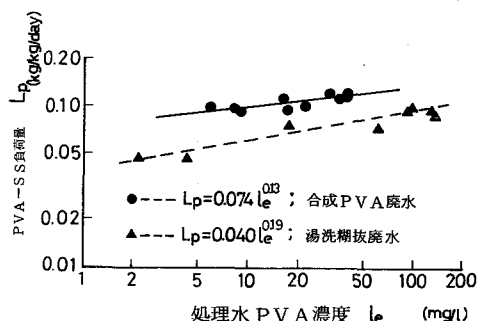


第5-8図 PVA-SS負荷量とPVA-SS除去量の関係

実験条件：連続処理

MLSS 13,800～20,200 mg/l

温度 30℃



第5-9図 PVA-SS負荷量と処理水PVA濃度の関係

実験条件：連続処理

MLSS 13,800～20,200 mg/l

温度 30℃

2. 汚泥無生産PVA全酸化処理に関する動力学的検討

活性汚泥濃度 S ，比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ および処理水PVA濃度 l_e 等の関係は，定常下では次式で示される。

$$\frac{1}{t_s} = Y \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - b \quad \dots\dots\dots (4-18)$$

$$S = \frac{t_s}{t_d} \frac{Y(l_s - l_e)}{(1 + b t_s)} \quad \dots\dots\dots (4-22)$$

$$l_e = \frac{l_s \left[\frac{K_m(1 + b t_s)}{(Yk - b)t_s - 1} \right]^{\frac{1}{n}}}{\left[\frac{K_m(1 + b t_s)}{(Yk - b)t_s - 1} \right]^{\frac{1}{n}} + \frac{t_d}{Y} \left(\frac{1}{t_s} + b \right)} \quad \dots\dots\dots (4-23)$$

ここでは，まず第4章で求めた動力学パラメーターと(4-18)式，(4-22)式，(4-23)式から，2段高濃度活性汚泥法の2段目の曝気槽(操作 $t_s = 280$ 日)の定常状態時の活性汚泥濃度，処理水PVA濃度および比PVA除去速度を算出し，これらの値を本実験で得られた

実験結果と比較することにより、2段目の曝気槽が定常状態に達しているかどうかを検討した。

また、これらの結果を基に汚泥無生産全酸化処理についても考察した。

1段目の処理水質が安定した15日目から29日目では、1段目の処理水と低濃度合成PVA廃水を合わせた2段目の曝気槽への総流入量は25 l/日となり、その平均PVA濃度は、33.6 mg/lであった。各動力学パラメーター、 $Y=0.298$ 、 $b=0.0098$ (1/日)、 $k=0.174$ (1/日)、 $K_m=0.138$ 、 $n=0.34$ と流入廃水のPVA濃度 $l_s = 33.6$ mg/l、その滞留時間 $t_d = 0.188$ (日)、 $t_g = 280$ (日) を(4-18)式、(4-22)式および(4-23)式に代入し、定常状態時のPVA馴養汚泥濃度 S 、処理水PVA濃度 l_g および比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ を算出したところ、それぞれ 3,940 mg/l、0.37 mg/l および 0.0448 (kg/kg/日) となった。これらの値は15日目から29日目の平均PVA馴養汚泥濃度 3,920 mg/l、平均処理水PVA濃度 2.2 mg/l、平均比PVA除去速度 0.0420 (kg/kg/日) とほぼ一致した。これらの結果より、2段目の曝気槽は、ほぼ定常に達しているものと推察される。

一方、(4-18)式に動力学パラメーター $Y=0.298$ 、 $b=0.0098$ (1/日) を代入し、 t_g が無限大の時の比PVA除去速度を求めると 0.033 (kg/kg/日) となる。これは、PVA-SS負荷量 0.033 (kg/kg/日)、または $COD_{(Cr)}$ -SS負荷量 0.056 (kg/kg/日) でPVAの活性汚泥処理を行うと、理論的には余剰汚泥が全く生成しない全酸化処理法で活性汚泥プラントを運転管理できることを示唆するものである。先の2段目の曝気槽のPVA-SS負荷量は平均 0.0449 (kg/kg/日) で、汚泥無生産全酸化法の 0.033 (kg/kg/日) よりやや高いが、この場合でも、ほぼ完全にPVAは除去され、極めて良好な処理水を得ることができた。従って、これらの結果は、汚泥無生産全酸化法で活性汚泥プラントを運転管理すると余剰汚泥の処理・処分経費を節約できると共に、極めて良好な処理水が安定して得られることを示唆している。

3. 酸素移動と酸素吸収からの検討

ここでは、高濃度活性汚泥法によるPVA処理を達成するため、予備段階としてPVAの高濃度活性汚泥処理に伴う活性汚泥混合液の酸素利用速度の増大と酸素供給法について検討を加えた。

○ 酸素移動理論： 曝気槽内に活性汚泥が存在し、この活性汚泥が酸素を消費する場合、曝気槽の酸素移動は活性汚泥混合液の酸素利用速度を r_r (mg O_2 /l/hr) とすると、一般に次式で表される。

$$\frac{dC_L}{dt} = K_{La} (C_s - C_L) - r_r \quad \dots\dots\dots (5-1)$$

ここで、 K_{La} ; 総括酸素移動係数 (1/hr)

C_s ; 飽和酸素濃度 (mg/l)

C_L ; 溶存酸素濃度 (mg/l)

定常状態では、(5-1)式より次式が得られる。

$$r_r = K_{La} (C_s - C_L) \quad \dots\dots\dots (5-2)$$

一方、Eckenfelder と O'Connor⁶⁾ は、活性汚泥混合液の酸素利用速度と基質除去速度の間に次式が成立することを明らかにした。

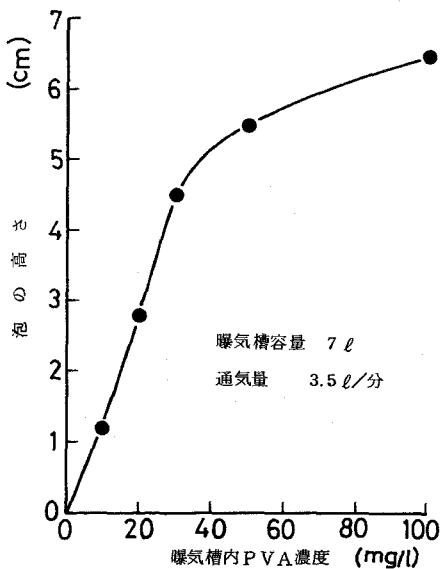
$$r_r = a \frac{dl_r}{dt} + b'S \quad \dots\dots\dots (5-3)$$

ここで、 $\frac{dl_r}{dt}$; 基質除去速度 (mg/l/hr)
 S ; 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)
 a, b' ; 恒数

(5-2)式、(5-3)式より曝気槽の溶存酸素濃度 C_L は、次式で表される。

$$C_L = C_s - \frac{1}{K_{La}} \left(a \frac{dl_r}{dt} + b'S \right) \quad \dots\dots\dots (5-4)$$

○ 実験方法と結果： PVA高濃度活性汚泥処理の7 l容実験曝気槽を用い、通気量、曝気槽のPVA濃度および活性汚泥濃度を種々に変化させ、各条件で総括酸素移動係数 K_{La} を求め、



第5-10図 曝気槽内PVA濃度と泡の高さの関係

通気量、曝気槽のPVA濃度および汚泥濃度等の K_{La} に与える影響を調べた。ここで K_{La} は、田口、Humphrey⁷⁾らの作図法で求めた。

第5-10図には、PVA濃度と発泡の度合を図示した。通気量を0.5 VVMに保ち、PVA濃度を0~100mg/lまで変化させたところ、PVA濃度約30mg/lまでは濃度の増加に伴い泡の高さはほぼ直線的に高くなった。また、PVA濃度100mg/l以上では発泡が極めて著しくなり、曝気槽上部より泡がoverflowして測定できなくなった。

第5-2表には通気量と K_{La} の関係を、また、第5-3表には曝気槽のPVA濃度と K_{La} の関係を示した。第5-3表より、曝気槽にPVAを

第5-2表 通気量と K_{La} の関係

通気量 (l/分)	1.4	2.1	3.5
K_{La} (1/hr)	10.7	17.5	28.2

曝気槽の容量 7 l, 温度 30℃

第5-3表 曝気槽のPVA濃度と K_{La} の関係

PVA濃度 (mg/l)	0	10	20	30	50	100
K_{La} (1/hr)	28.2	20.8	19.3	19.7	17.5	19.4
K_{La} 減少率* (%)	0	26.2	31.6	30.1	37.9	31.2

実験条件: 曝気槽容量 7 l, 通気量 3.5 l/分, 温度 30℃

$$* K_{La} \text{ 減少率 } (\%) = \frac{(K_{La})_0 - (K_{La})_p}{(K_{La})_0} \times 100$$

$(K_{La})_0$ は, PVA濃度 0 mg/l の時の K_{La}

$(K_{La})_p$ は, PVA濃度 10~100 mg/l の時の K_{La}

添加すると無添加の場合より K_{La} は約 30% 低下したが, PVA濃度 10~100 mg/l の範囲内ではPVA濃度が高くなっても K_{La} はあまり変化しないことが判った。

同様に第5-4表には, 活性汚泥濃度と K_{La} の関係を示した。曝気槽内の活性汚泥濃度を 5,630 mg/l, 6,270 mg/l, 12,500 mg/l の3段階に変化させ, それぞれ K_{La} を求めたところ, K_{La} はあまり変わらず, その平均値は 23.9 (1/hr) であった。これより, 曝気槽内に活性汚泥が存在すると, K_{La} は水道水の場合より約 15% 低下することが判った。

第5-4表 曝気槽の活性汚泥濃度と K_{La} の関係

MLSS (mg/l)	K_{La} (1/hr)	備 考
5,630	22.0	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 1.89$ (mg O ₂ / g SS/hr), $C_s = 7.63$ mg/l
6,270	26.3	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 2.81$ (mg O ₂ / g SS/hr), $C_s = 7.40$ mg/l
12,500	23.4	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 1.89$ (mg O ₂ / g SS/hr), $C_s = 7.51$ mg/l

実験条件: 曝気槽容量 7 l, 通気量 3.5 l/分, 温度 30℃

○ 酸素の移動と吸収からみた曝気槽SS濃度の試算： 先の実験結果を基に，7 l容実験曝気槽を用い通気量0.5 VVMでPVAの連続処理を行った場合，純粋酸素を補填しないで曝気槽のDOを3mg/l以上に保持できる活性汚泥濃度を試算すると以下ようになる。ただし，曝気槽の水温は30℃とし，PVA-SS負荷量は0.05(kg/kg/日)，0.1(kg/kg/日)および0.12(kg/kg/日)とする。また，曝気槽内に活性汚泥が存在すると第5-4表から， K_{La} は平均23.9(1/hr)となり，さらに，第5-3表からPVA 10mg/lの存在により， K_{La} は26.2%低下する。従って，この両者を勘案して，活性汚泥とPVAの共存する本実験曝気槽の K_{La} を推算すると， $K_{La} = 23.9(1 - 0.262) = 17.6(1/hr)$ となる。実験曝気槽の K_{La} 値がわかれば，単位曝気槽当りの酸素供給量は(5-2)式より次式で求められる。ここで， C_s は7.52mg/l， C_L は3mg/lとする。

$$K_{La}(C_s - C_L) = 17.6(7.52 - 3.0) = 79.6(\text{mg O}_2/\text{l/hr}) \quad \dots\dots\dots (5-5)$$

一方，PVA馴養汚泥の比PVA除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ と比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ の関係は第3章から次式で表される。

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} \leq 4.2(\text{mg PVA/g SS/hr}) \text{ の場合}$$

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84 \quad \dots\dots\dots (3-17)$$

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} > 4.2(\text{mg PVA/g SS/hr}) \text{ の場合}$$

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 3.18 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 8.72 \quad \dots\dots\dots (3-18)$$

また，PVA馴養汚泥を用いて，30℃，pH7でPVAの連続処理を行うと，PVA-SS負荷量0.12(kg/kg/日)までは，ほぼ完全にPVAは除去される。そこで，PVAの除去率を99%とすると， $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ はPVA-SS負荷量0.05(kg/kg/日)では2.06(mg PVA/g SS/hr)，PVA-SS負荷量0.10(kg/kg/日)では4.12(mg PVA/g SS/hr)，PVA-SS負荷量0.12(kg/kg/日)では4.95(mg PVA/g SS/hr)となる。従って，各PVA-SS負荷量に対応する $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は(3-17)式，(3-18)式より次式で求められる。

PVA-SS負荷量 0.05 (kg/kg/日) の場合

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \times 2.06 + 1.84 = 3.22 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)} \quad \dots\dots\dots (5-6)$$

PVA-SS負荷量 0.10 (kg/kg/日) の場合

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \times 4.12 + 1.84 = 4.59 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)} \quad \dots\dots\dots (5-7)$$

PVA-SS負荷量 0.12 (kg/kg/日) の場合

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 3.18 \times 4.95 - 8.72 = 7.02 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)} \quad \dots\dots\dots (5-8)$$

ここで、PVA-SS負荷量と $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$, $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ の関係を一括表示すると、第5-5表が得られる。

第5-5表 PVA-SS負荷量から算出した $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ 値

PVA-SS 負荷量 (kg/kg/日)	$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ (mg PVA/g SS/hr)	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ の関係式	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = K_r$ (mg O ₂ /g SS/hr)
0.05	2.06	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84$	3.22
0.10	4.12	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84$	4.59
0.12	4.95	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 3.18 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 8.72$	7.02

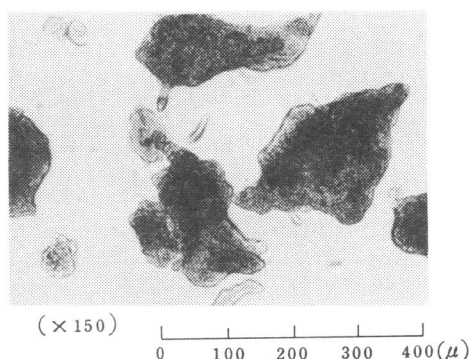
* PVAの除去率を99%として計算

ゆえに、曝気槽のDOを3mg/l以上に保持できるPVA馴養汚泥の最高濃度は、(5-5)式と(5-6)式、(5-7)式、(5-8)式より、PVA-SS負荷量が0.05(kg/kg/日)では24,700mg/l、PVA-SS負荷量が0.10(kg/kg/日)では17,300mg/l、PVA-SS負荷量が0.12(kg/kg/日)では11,300mg/lとなる。これらの結果は、空気曝気(0.5VVM)のみで曝気槽内に保持できるPVA馴養汚泥の最高濃度がPVA-SS負荷量に

より著しく異なることを示している。

一方、合成PVA廃水の高濃度活性汚泥処理実験により、PVA馴養汚泥濃度 $16,200 \text{ mg/l}$ 、PVA-SS負荷量 $0.101 (\text{kg/kg/日})$ を越えると、空気曝気 (0.5 VVM) のみでは曝気槽のDOを 3 mg/l 以上に保持できないことを実験的に確認した。この実験結果は、ここで試算した空気曝気のみでDOを 3 mg/l 以上に保持できるPVA馴養汚泥の最高濃度 $17,300 \text{ mg/l}$ (PVA-SS負荷量 0.1 kg/kg/日) とほぼ一致し、先の試算の妥当性を明示した。

○ 酸素移動からみたPVA処理の考察： PVA高濃度活性汚泥処理では、曝気槽の溶存酸素濃度 C_L を 3 mg/l 以上に保持しなければならないことを第3章で実験的に確かめた。第5-11図には、合成PVA廃水馴養汚泥の顕微鏡写真を示した。この活性汚泥の沈澱特性は、SVI 25～35 で極めて良い。フロックの直径は $150 \sim 350 \mu$ もあり、一般の都市下水処理場の活性汚泥に比べ著しく大きい。従って、Mueller⁸⁾ のフロックの大きさやフロックの活性により、限界酸素濃度が $0.6 \sim 2.5 \text{ mg/l}$ の範囲で変化するという研究結果とも考え合わせると、PVA馴養汚泥のようなフロックの大きな活性汚泥では、フロック内部まで充分酸素を供給できるように、曝気槽の C_L を 3 mg/l 以上に高めなければならないことがよく理解できよう。



第5-11図 PVA馴養活性汚泥
フロックの写真

(5-4)式より、曝気槽の C_L を高めるには、下記の方法が考えられる

- (1) C_B を高くする
- (2) K_{La} を大きくする
- (3) $(a \frac{dl_r}{dt} + b'S)$ を低くする

この内、(3)の $(a \frac{dl_r}{dt} + b'S)$ を低くするには、活性汚泥濃度 S を下げるか、或るいはPVAの容積負荷量を下げることにより $\frac{dl_r}{dt}$ を小さくしなければならないが、これらは高濃度活性汚泥法の所期の目的に合わない。ゆえに、PVAの高濃度活性汚泥処理では、 C_B または K_{La} を高くして、曝気槽の C_L を 3 mg/l 以上に保持しなければならない。

C_B 、 K_{La} を高め、 C_L を高くする方法としては、純酸素曝気法^{9)~13)}、深層曝気法^{14)~17)} 等がある。近年、前者の純酸素曝気法については各方面で精力的な研究が行われ、酸素溶解効率や酸素利用効率の極めて高い、各種純酸素曝気活性汚泥処理プロセスが開発されている。

一方、後者の深層曝気法は、処理場用地の取得が極めて困難になってきた我が国の都市下水処理場等において、これらの問題を解決し、さらに高度な処理を達成するため注目されてきた処理法の1つであり、最近では、曝気槽の深さが50～150mにも及ぶ deep aeration tankが建設されている。

次に、各種活性汚泥の比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ を比較すると第5-6表と第5-7表のようになる。

第5-6表 各種活性汚泥の比酸素利用速度の比較⁶⁾

廃	水	呼吸作用の段階	酸素利用速度 (mg O ₂ / g SS / hr)
下	水	活 性	10～20
下	水	内 呼 吸	1.85～9.8
酪農工場	廃液	活 性	40～45
酪農工場	廃液	内 呼 吸	4～10
かん詰工場	廃液	活 性	35
製菓工場	廃液	活 性	76 (最大記録値の平均)
製紙およびパルプ工場	廃液	活 性	10～15

第5-7表 各種馴養活性汚泥の比酸素利用速度の比較¹⁸⁾

馴養汚泥の種類	処理水の pH	全有機炭素 (ppm)		酸素利用速度 (mg O ₂ / g SS / 時)		余剰 汚泥 の生 成	汚泥の 状 態
		原 水	処理水	$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$	b'		
人 工 下 水	7.0～8.0	200～300	15～20	121	3.4	+	良好
グルコース・グルタメイト	7.2～8.0	80～95	14～20	225	4.0	+	良好
アルコール類	7.0～8.0	170～210	23～24	48.5	2.7	+	良好
低級脂肪酸類	7.0～8.0	185～210	4～11	60.5	1.9	+	良好
アルデヒド類	6.5～7.8	140～180	9～11	31.8	1.3	+	良好
アロマチック類	6.0～7.6	150～165	6～13	3.8	1.5	+	良好
ポリマー類	5.0～6.5	285～325	240～285	13.5	3.4	—	
n-パラフィン・ケロシン	5.0～6.5	30～50	2～13	4.5	3.7	—	

BOD 負荷量 0.1 (kg BOD / kg SS / 日)

表より、微生物分解されにくい下・廃水または基質を処理している活性汚泥ほど、その $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は小さいことが判る。PVA馴養汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は、製紙およびパルプ工場廃水またはポリマー類馴養汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ よりも小さく、芳香族有機化合物類およびn-パラフィン・ケロシン類馴養汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ とほぼ類似している。また、PVA馴養汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ は、下水処理場の活性汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ のおよそ $\frac{1}{2} \sim \frac{1}{5}$ であり、人工下水やグルコース・グルタメイト等易分解性物質馴養汚泥のそれらより一桁以上も低い。

今、同一酸素供給能 $K_{La} (C_s - C_L)$ を持つ曝気槽があり、同一溶存酸素濃度 C_L でPVA廃水(P)、一般下水(W)を処理するとして、 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ と活性汚泥濃度の関係をみてみると次のようになる。ただし、PVA馴養汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ を K_{rP} 、その $\frac{dO_2}{dt}$ を r_{rP} 、汚泥濃度を S_P とし、また、一般下水活性汚泥の $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ を K_{rW} 、その $\frac{dO_2}{dt}$ を r_{rW} 、汚泥濃度を S_W とする。

$$K_{La} (C_s - C_L) = r_{rP} = \frac{K_{rP} \cdot S_P}{1000} \quad \dots\dots\dots (5-9)$$

$$K_{La} (C_s - C_L) = r_{rW} = \frac{K_{rW} \cdot S_W}{1000} \quad \dots\dots\dots (5-10)$$

(5-9)式と(5-10)式の左辺は、同一であるから次式が得られる。

$$\frac{K_{rW}}{K_{rP}} = \frac{S_P}{S_W} \quad \dots\dots\dots (5-11)$$

つまり、 K_{rP} が K_{rW} の $\frac{1}{2}$ の場合、 $K_{rW}/K_{rP} = 2$ となり、 $S_P = 2 S_W$ となって、2倍の活性汚泥濃度に保持できる。以上のように、曝気槽内のPVA馴養汚泥濃度を $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ の低い値に応じて、一般の下水処理場の活性汚泥より2～5倍高く保持でき、酸素供給の面でも支障のないことが示唆される。即ち、PVA馴養汚泥の比基質除去速度と比酸素利用速度は、一般の下水処理場の活性汚泥のそれらに比べると著しく低いので、PVA等難分解性物質の活性汚泥処理法としては、単位曝気槽当りのPVA負荷量を高められる高濃度活性汚泥法が最も効果的であることが判る。

第5節 要 約

PVA含有廃水の1段高濃度活性汚泥法と2段高濃度活性汚泥法による処理実験を行うと共に、得られた実験成績を基に、高濃度活性汚泥法によるPVA処理の浄化機能等について検討し、以下の結果を得た。

1) PVA馴養汚泥濃度 $16,200 \text{ mg/l}$ (PVA-SS負荷量 0.101 kg/kg/日) までは、空気曝気 (0.5 VVM) のみで必要な酸素を供給できた。また、純粋酸素を補填して曝気槽のDOを常に 3 mg/l 以上に保持したところ、PVA馴養汚泥濃度が $20,000 \text{ mg/l}$ を越えても良好な処理水が得られた。

2) PVA濃度 $2,320 \text{ mg/l}$ の湯洗糊拔廃水を高濃度活性汚泥処理 (MLSS $13,800 \sim 16,100 \text{ mg/l}$, PVA-SS負荷量 0.08 kg/kg/日 , 30°C) することにより、PVA除去率 96% 以上の良好な処理水が得られた。

3) 2段高濃度活性汚泥法は負荷変動に対しても強く、常に良好な処理水が得られた。

4) PVAの高濃度活性汚泥処理成績の動力学解析より、活性汚泥濃度が $15,000 \sim 20,200 \text{ mg/l}$ の高濃度になっても曝気槽の環境条件さえ適切に維持すれば、活性汚泥の比PVA除去速度は低濃度活性汚泥処理の場合と変わらず、常に良好な処理水が得られることが判った。

5) PVA馴養汚泥の比基質除去速度と比酸素利用速度は、易分解性物質馴養汚泥のそれらに比べると著しく低いので、PVAの処理法としては、単位曝気槽当りのPVA負荷量を高められる高濃度活性汚泥法が最も効果的であることを示した。

記 号

$\left(\frac{dl_e}{dt}\right)_v$: 曝気槽内の基質濃度の時間変化 (mg/l/日)

S : 曝気槽の活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

l_e : 処理水の基質濃度 (mg/l)

k : 活性汚泥微生物の最大基質除去速度 (kg/kg/日)

K_m : 恒数

n : 指数 (定数)

t_s : 活性汚泥の平均滞留時間 (日)

b : 活性汚泥微生物の自己分解係数 ($1/\text{日}$)

Y : 収率係数 (—)

- t_d : 曝気槽の水理学的滞留時間 (日)
 $\frac{dl_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l/日 または mg/l/hr)
 l_s : 流入廃水の基質濃度 (mg/l)
 C_L : 曝気槽の溶存酸素濃度 (mg/l)
 C_s : 飽和溶存酸素濃度 (mg/l)
 K_{La} : 総括酸素移動係数 (1/hr)
 r_r : 活性汚泥混合液の酸素利用速度 (mg O₂/l/hr)
 a : 恒数
 b' : 恒数
 K_r : 活性汚泥微生物の比酸素利用速度 (mg O₂/g SS/hr)

第6章 高濃度活性汚泥法によるPVA含有廃水処理の実用化に関する研究

第1節 緒 言

本章では、前章までの実験成績に基づき、浮上分離型活性汚泥処理装置と回転ドラム型活性汚泥処理装置を設計・試作し、両パイロットプラントを用いて織物加工工場のPVA含有廃水を高濃度活性汚泥法で処理し、良い成績を得たので、これら試験成績の概要を述べる。

第2節 パイロットプラントの試作

1. 浮上分離型活性汚泥処理装置

本装置は、散水床付曝気槽、加圧タンク、浮上槽、水位調整槽、分配槽、処理水槽、ブロワ及び各種ポンプから成り、この流系図を第6-1図に、また、装置設計のための設定条件を第6-1表に示した。設計仕様と機器仕様は次の通りである。

1) 曝気槽： 滞留時間が廃水の最大流入量に対し6時間、最小流入量に対し48時間となるように曝気槽容積を1,700 lとした。

曝気槽は、鋼板製角型とし、寸法は $600^W \times 1,900^L \times 2,400^H$ とする。廃水供給用のダイヤフラムポンプは $20^A \times 0.5 \sim 5 l/min \times 5 kg/cm^2 \times 0.2 KW$ とする。

2) 散水床： 散水床容量は500 l(曝気槽容量の約1/3)とする。この内部には、各種の濾材を充填し、活性汚泥濃度が高くなって空気曝気のみでは必要な酸素を十分供給できなくなった場合、この散水床内に活性汚泥混合液を循環させ、酸素の補給を行う。

散水床は、鋼板製角型とし、寸法は $600^W \times 900^L \times 1,200^H$ とする。

第6-1表 装置設計のための設定条件

設 定 項 目	設 定 値
流 入 廃 水 量	850 ~ 6,800 l/日
流入廃水のCOD _(Mn)	500 mg/l
処理水のCOD _(Mn)	50 mg/l
曝 気 槽 の MLSS	10,000 ~ 20,000 mg/l
曝 気 槽 の DO	3 mg/l

P 1 :	原水ポンプ	P 5 :	加圧ポンプ	F 2 :	加圧水流量計	L S :	加圧タンクレベルスイッチ
P 2 :	循環ポンプ (A)	P 6 :	消泡水ポンプ	E 1 :	空気エジェクター	D O :	D Oメーター
P 3 :	循環ポンプ (B)	B :	ブロワ	E 2 :	酸素エジェクター	p H :	p Hメーター
P 4 :	汚泥ポンプ	F 1 :	空気流量計	s :	電磁弁		

循環ポンプ(A)は、自吸式渦巻ポンプ、 $25^A \times 40\text{ l/min} \times 7.5\text{ m} \times 0.2\text{ KW}$ とする。

3) 空気量： 第3章より、PVA馴養汚泥の比酸素利用速度 $\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt}$ ($\text{mg O}_2/\text{g SS/hr}$) と比PVA除去速度 (mg PVA/g SS/hr) の関係は次式で示される。

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 0.668 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84 \quad \dots\dots\dots (3-17)$$

$\text{COD}_{(Mn)}/\text{PVA} = 0.603$ の関係から (3-17) 式を比酸素利用速度と比 $\text{COD}_{(Mn)}$ 除去速度 ($\text{mg COD}_{(Mn)}/\text{g SS/hr}$) の関係式に書き直すと次式が得られる。

$$\frac{1}{S} \frac{dO_2}{dt} = 1.11 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} + 1.84 \quad \dots\dots\dots (6-1)$$

ここで、 $\text{COD}_{(Mn)}$ -SS 除去量を 0.10 (kg/kg/日) と仮定すると、これに対応する比

$\text{COD}_{(Mn)}$ 除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ は $4.17\text{ (mg COD}_{(Mn)}/\text{g SS/hr)}$ 、また、その時の比酸素利用速度は (6-1) 式より $6.47\text{ (mg O}_2/\text{g SS/hr)}$ となる。

一方、曝気槽内活性汚泥濃度を最高の $20,000\text{ mg/l}$ とすると、活性汚泥混合液の酸素利用速度 r_r は $129\text{ (mg O}_2/\text{l/hr)}$ となるので、曝気槽内の溶存酸素濃度 C_L を 3 mg/l 以上に保持するために必要な $K_{La}\text{ (1/hr)}$ は、次式で求められる。

$$K_{La}\text{ (30℃)} = \frac{r_r}{C_S - C_L} = \frac{129}{7.7 - 3} = 27.4\text{ (1/hr)} \quad \dots\dots\dots (6-2)$$

ここで、 C_S は飽和溶存酸素濃度 (mg/l) で、 30°C 、水深 1.5 m の C_S として、Oldshue¹⁾ の式より求めた。

一方、橋本、藤田²⁾ は、両側旋回流方式の $K_{La}\text{ (20℃)}$ と G_S/V の関係 (散気板の深さ、 1.65 m) を次式で表している。

$$K_{La}\text{ (20℃)} = 1.70\text{ (}G_S/V\text{)}^{0.80} \quad \dots\dots\dots (6-3)$$

ここで、 G_S ; 通気量 (0°C , 1 atm に換算) (m^3/hr)

V ; 曝気槽容積 (m^3)

(6-2) 式の $K_{La}\text{ (30℃)} = 27.4\text{ (1/hr)}$ を $K_{La}\text{ (20℃)}$ に換算すると 22.5 (1/hr) となる。³⁾ ゆえに、(6-3) 式より曝気槽のDOを 3 mg/l に保持するための通気量 G_S は $42.9\text{ (m}^3/\text{hr)}$ となる。

すなわち、曝気槽のMLSS濃度 $20,000\text{ mg/l}$ 、 $\text{COD}_{(Mn)}$ -SS除去量 0.10 (kg/kg/日)

の場合には、必要酸素を空気曝気のみで供給しようとする、通気量は $42.9 \text{ m}^3/\text{hr}$ となるが、本装置では、必要酸素の約 60% をブロウ（最大通気量、 $27.5 \text{ m}^3/\text{hr}$ ）で供給し、不足分は散水床ならびに純酸素補填装置を作動させて補うこととする。

曝気用ブロウはロータリー型とし、 $32^A \times 0.35 \text{ m}^3/\text{min} \times 0.5 \text{ kg}/\text{cm}^2 \times 0.75 \text{ KW}$ とする。また、空気流量計はロータメータとし、その目盛範囲を $3 \sim 30 \text{ Nm}^3/\text{hr}$ とする。

4) 循環ポンプ（B）（純酸素補填装置付）：ポンプは、自吸式渦巻ポンプとし、 $40^A \times 90 \text{ l}/\text{min} \times 19 \text{ m} \times 1.5 \text{ KW}$ とする。

このポンプは、曝気槽活性汚泥混合液の循環とエジェクター方式による純酸素または空気の補填を目的とする。また、キャビテーションを起こさないよう吸引純酸素量をポンプ揚水量の 10% 以下（純酸素の最大供給量を $4 \text{ l}/\text{min}$ ）とする。

5) 汚泥ポンプ：揚水量は流入廃水量の 6 倍以上とし、分配槽に揚水された活性汚泥混合液は一定流量で浮上槽に送られ、残りは再び曝気槽にもどされる。ポンプは自吸式渦巻ポンプとし、 $25^A \times 40 \text{ l}/\text{min} \times 7.5 \text{ m} \times 0.2 \text{ KW}$ とする。

6) 加圧ポンプ：加圧下で空気を飽和させた処理水と活性汚泥混合液を常圧下で混合して、活性汚泥フロックを浮上分離する所謂部分加圧法を採用する。加圧水の圧力は $2 \sim 5 \text{ (kg}/\text{cm}^2)$ で、A/S 比（放出空気の重量 kg / 固形物の重量 kg ）は、 $0.02 \sim 0.1$ が適切とされている。ここでは、PVA 馴養汚泥を用いて予備試験を行い、A/S 比 0.02 で返送汚泥濃度を $3 \sim 4 \%$ 程度まで濃縮できることが判った。

A/S 比は次式で求められる。³⁾

$$\frac{A}{S} = \frac{k' \cdot C_{Sa} (f' \cdot p - 1) R}{C_A \cdot Q} \quad \dots\dots\dots (6-4)$$

ここで、 k' ；定数（ $1.20 \text{ mg}/\text{ml}$ ， 20°C ）

C_{Sa} ；標準状態での水に対する空気の溶解度（ $18.7 \text{ ml}/\text{l}$ ， 20°C ）

p ；圧力（ atm ）

f' ；飽和率（ここでは、0.9 と仮定）

R ；加圧水供給量（ $\text{m}^3/\text{日}$ ）

Q ；活性汚泥混合液の流入量（ $\text{m}^3/\text{日}$ ）

C_A ；活性汚泥の固形物濃度（ mg/l ）

(6-4) 式より、 $C_A = 20,000 \text{ mg}/\text{l}$ の活性汚泥混合液を、 20°C ， $4.5 \text{ kg}/\text{cm}^2$ の加圧水を用いて、A/S 比 0.02 で浮上分離するに要する加圧水量 R を試算する。

$$R = \frac{A}{S} \frac{C_A \cdot Q}{k' \cdot C_{Sa} (f' \cdot p - 1)} = 0.02 \frac{20,000 \times 6.8}{1.2 \times 18.7 \times (0.9 \times 5.35 - 1)}$$

$$= 31.7 \text{ m}^3/\text{日} = 22.0 \text{ l}/\text{min} \quad \dots\dots (6-5)$$

汚泥ポンプは、曝気槽の活性汚泥混合液を $1.64 \sim 1.7 \text{ m}^3$ に維持するため断続作動（活性汚泥混合液が 1.7 m^3 になれば作動， 1.64 m^3 になれば停止）しているので，安全のため $5 \text{ kg}/\text{cm}^2$ の加圧水を流量 $40 \text{ l}/\text{min}$ で供給できる加圧ポンプを選定した。

加圧ポンプはカスケード式， $32^A \times 40 \text{ l}/\text{min} \times 50 \text{ m} \times 1.5 \text{ KW}$ とし，加圧水流量計は，ロータ型とし，その目盛範囲を $0.3 \sim 3 \text{ m}^3/\text{hr}$ とする。

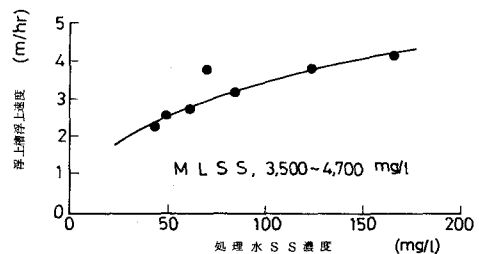
7) 加圧タンク： 加圧水量（ $40 \text{ l}/\text{min}$ ）に対し，滞留時間が4分以上となるように設計する。

加圧タンクは，鋼板製円筒型とし，寸法は $400 \phi \times 1,570^H$ で，その容積は 170 l とする。

8) 浮上槽： 浮上分離性能試験から浮上速度と処理水SS濃度の関係（第6-2図）を得た。

第6-2図より，処理水SS濃度を $50 \text{ mg}/\text{l}$

以下にするには，浮上速度を $2.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{hr}$ 以下にしなければならない。浮上槽への最大流入量は活性汚泥混合液（ $4.7 \text{ l}/\text{min}$ ）と加圧水（ $21.3 \text{ l}/\text{min}$ ）の合計流量 $26.0 \text{ l}/\text{min}$ となるので，浮上速度を $2.5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{hr}$ に保持するには，浮上槽の断面積を 0.624 m^2



第6-2図 浮上速度と処理水SS濃度の関係

にしなければならない。

従って，円筒型浮上槽では，槽の直径は 0.89 m となる。

また，浮上槽滞留時間を30分とすると，浮上槽の有効水深は 1.25 m となる。

ここでは，設計の都合上，浮上槽の直径を 0.8 m とし，余裕をもたせ滞留時間を長くするため浮上槽の有効水深を 2.3 m （滞留時間，約44分）とした。

浮上槽は，鋼板製円筒型とし，寸法は $800 \phi \times 2,400^H$ ，有効容積は 1.16 m^3 とする。また，浮上槽スキマー用減速機は，ウォームギヤー減速とし，回転数 1 rpm ，トルク 35 kg-m ，モーター 0.2 KW とする。

9) その他の設備： 処理水槽は，鋼板製円筒型とし，寸法は $390 \phi \times 2,400^H$ ，有効容積 0.27 m^3 とする。消泡水ポンプは，カスケードポンプとし， $20^A \times 2,100 \text{ l}/\text{hr} \times 50 \text{ m} \times 1.5 \text{ KW}$ とする。

以上の仕様で試作した浮上分離型活性汚泥処理装置の全景を写真－１に示した。

2. 回転ドラム型活性汚泥処理装置

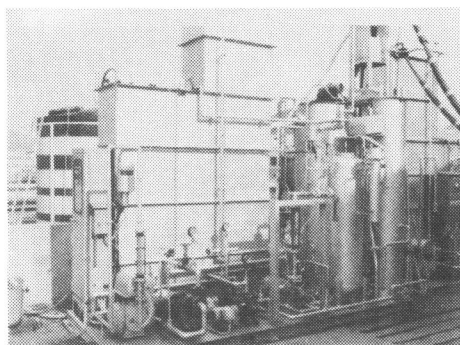
本装置の流系図は第 6－3 図に、また、本装置設計試作のための設定条件を第 6－2 表に示した。

本装置の設計仕様および機器仕様は次の通りである。

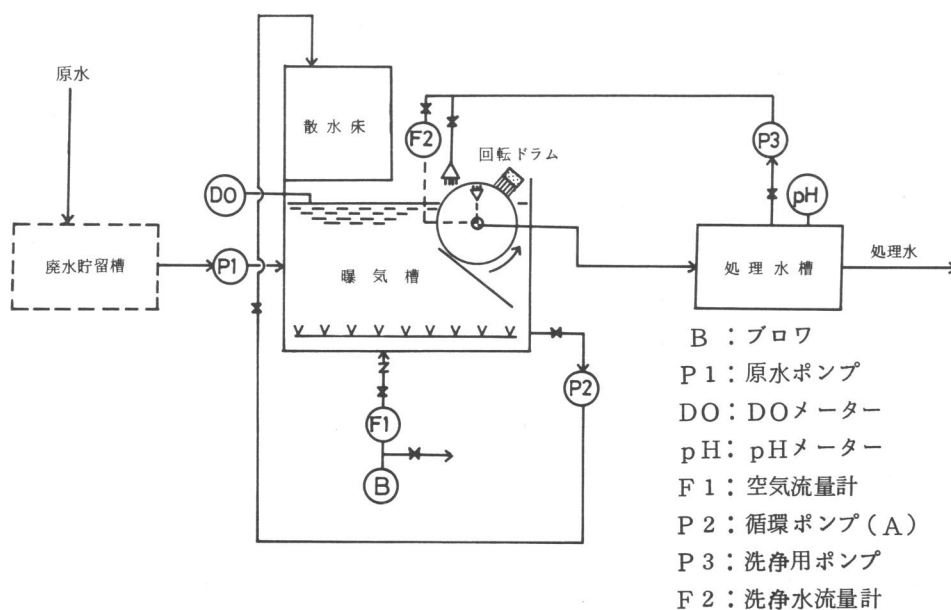
1) 曝気槽： 浮上分離型処理装置と同一容量とする。従って、曝気槽の滞留時間は、最小 1.7 日から最大 8.5 日となる。

2) 散水床： 浮上分離型処理装置と同一容量、同一仕様とする。

3) 空気量： 浮上分離型処理装置と同一仕様とする。



写真－１ 浮上分離型処理装置の全景



第 6－3 図 回転ドラム型活性汚泥処理試験装置の流系図

4) 回転ドラム： 特殊なフィルター（スコッチブライト，ロール，タイプAベリーファイン，住友スリーエムkk.）を巻いた円筒型回転ドラムで活性汚泥混合液を濾過し，処理水を得る。実験室内の予備実験では，このフィルターの処理能力は $3 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{日}$ 前後であった。従って，流入

廃水の最高流量（1,000 l/日）時には、フィルターの河過面積は0.33 m²となるが、本装置では余裕をもたせて0.5 m²とする。また、フィルターに目詰まりが生じた場合には、ドラムを回転（5～50 rpm）させながらブラシで付着活性汚泥を除去するとともに、ドラム内とドラム上に取り付けたノズルで処理水をフィルター面に吹き付けて洗浄する。

回転ドラムは、鋼板製円筒型とし、寸法は400 ϕ ×400^Lとする。回転ドラム無段変速機は、リングコーン変速とし、また、回転数5～50 rpm，トルク280～620 kg－cm，モーター0.4 KWとする。

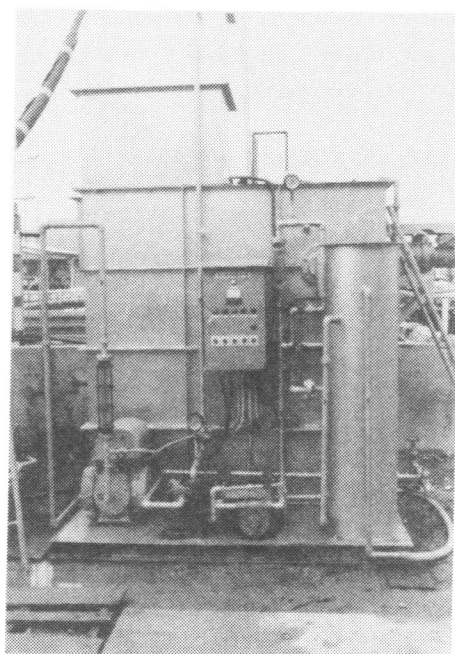
5) 循環ポンプ： 散水床に曝気槽活性汚泥混合液を送るポンプで、浮上分離型処理装置の循環ポンプ（A）と同一とする。

6) 洗浄用ポンプ： ドラム内に扇形ノズルを4個取り付け、各ノズルの噴射水量を8 l/min（圧力3 kg/cm²）とするので、合計噴射水量は32 l/minとなる。

この洗浄用ポンプには、カスケードポンプ25^A×3,700 l/hr×50 m×2.2 KWを用いた。

7) 処理水槽： 浮上分離型処理装置と同一容量，同一仕様とする。

以上の仕様で試作した回転ドラム型活性汚泥処理装置の全景を写真－2に示した。



写真－2 回転ドラム型処理装置の全景

第6－2表 装置設計のための設定条件

設 定 項 目	設 定 値
流 入 廃 水 量	200 ～ 1,000 l/日
流入廃水のCOD _(Mn)	500 ～ 8,000 mg/l
処理水のCOD _(Mn)	50 ～ 800 mg/l (COD _(Mn) 除去率90%以上)
曝 気 槽 の M L S S	10,000 ～ 20,000 mg/l
曝 気 槽 の D O	3 mg/l

第3節 パイロットプラントの運転操作

1. 浮上分離型処理装置の運転操作

第6-1図の流系図に基づき本装置の運転操作の概略を示すと次のようになる。織物加工工場の廃水貯留槽より原水ポンプで糊拔廃水の所定量を本装置に直接供給する。この糊拔廃水は、浮上分離槽からの活性汚泥混合液とパイプ内で混合され曝気槽に入る。曝気槽は全面曝気方式で、DO濃度を常に 3 mg/l 以上となるように活性汚泥濃度や $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量に応じて、通気量 $5\sim 27.5\text{ m}^3/\text{hr}$ の範囲で曝気する。活性汚泥混合液の酸素利用速度が増大し、最大通気量 $27.5\text{ m}^3/\text{hr}$ で曝気しながら、散水床で酸素補填を行っても、曝気槽DOを 3 mg/l 以上に保持できない場合には、酸素ポンベの純酸素が自動的にエジェクター方式で曝気槽に注入され、DOを 3 mg/l 以上に維持できるよう設計されている。ここでは、流入廃水量およびMLSS濃度は設計値に比べ少し低く、各々 $720\sim 3,200\text{ (l/日)}$ および $7,700\sim 13,800\text{ mg/l}$ で運転された。また、曝気槽活性汚泥混合液が 1.7 m^3 になれば、汚泥ポンプが作動し、活性汚泥混合液は汚泥分配槽を経由して浮上槽に送られ、 1.64 m^3 になれば自動的に止まるよう設定されている。汚泥分配槽に送られた活性汚泥混合液は、越流堰で分配され、その一定流量（約 $0.3\text{ m}^3/\text{hr}$ ）の混合液が、加圧タンクからの加圧水（ $4.5\sim 5\text{ kg/cm}^2$ ， $1.0\sim 1.5\text{ m}^3/\text{hr}$ ）と混合後、浮上槽に送り込まれる。また、残りの活性汚泥混合液は再び曝気槽にもどされる。浮上槽で濃縮された活性汚泥はスキマーにより一定時間（15分間停止，30秒間作動）ごとにかき取られ、先の分配槽からの活性汚泥混合液とともに曝気槽に返送される。一方、処理水は浮上槽下部からサイホン式で水位調整槽に押し出され、処理水槽に入り、そこから放流される。また、加圧水は、処理水を加圧ポンプで加圧タンクに圧送して作られる。この配管の途中にエジェクターが組み込まれ（第6-1図参照）、加圧水中に飽和量の空気が溶解できるよう設計されている。このように、本装置では、活性汚泥混合液は断続的に浮上槽に送られるが、加圧水は常に一定流量で浮上槽に送られている。

さらに、冬期には曝気槽の水温が 10°C 以下になるため、曝気槽内にヒーターを取り付けて、温度を 30°C 前後に維持した。また、糊拔廃水の成分（第2-5表参照）は、窒素・リン不足になっているので、これらを補填するため、糊拔廃水にリン酸ニカリウムを約 160 mg/l ，硝酸アンモニウムを $\text{COD}_{(\text{Mn})}:\text{N}$ 比がほぼ $100:5$ となるように添加した。その他、硫酸マグネシウム（ MgSO_4 ， $1,250\text{ mg/l}$ ）と硫酸第一鉄（ $\text{FeSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ， 500 mg/l ）および塩化カルシウム（ $\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ， $1,250\text{ mg/l}$ ）と塩化ナトリウム（ NaCl ， 500 mg/l ）の無機元素溶液をそれぞれ 14 l/日 の流量で曝気槽に加えた。また、曝気槽のpHは、水酸化ナトリウムとリン酸二カリウムで7前後になるよう調整した。

2. 回転ドラム型処理装置の運転操作

第6-3図の流系図に基づき本装置の運転操作の概略を示すと次のようになる。湯洗糊拔廃水（第2-5表参照）を工場内より2〜3日ごとに採取・運搬して 1m^3 の貯留タンクに貯留し、これを原水ポンプで所定量（ $27\sim 280\text{l}/\text{日}$ ）連続的に曝気槽に供給した。活性汚泥混合液が 1.7m^3 を越えると、活性汚泥混合液は、回転ドラムに装着したフィルターで濾過される。このようにして得られた処理水は処理水槽に入り、そこから放流される。

試験の前半には、湯洗糊拔廃水の他に水道水を $200\sim 500\text{l}/\text{日}$ 加えて流入廃水の $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 濃度が $200\sim 700\text{mg}/\text{l}$ となるように湯洗糊拔廃水を希釈して処理試験を行った。一方、試験の後半には、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ $5,000\sim 10,000\text{mg}/\text{l}$ の濃厚な湯洗糊拔廃水を直接曝気槽に加え、高濃度活性汚泥処理試験を行った。実験期間中、曝気槽 MLSS は $4,200\sim 15,000\text{mg}/\text{l}$ に変化させ、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}-\text{SS}$ 負荷量 $0.02\sim 0.143(\text{kg}/\text{kg}/\text{日})$ 、通気量 $3\sim 27.5\text{m}^3/\text{hr}$ で曝気処理を行った。また、本装置でも、浮上分離型処理装置の場合と同様に、廃水に窒素、リンおよび無機元素を補填し、さらに、曝気槽の水温が 10°C 以下になればヒーターで 30°C 前後に維持した。湯洗糊拔廃水の pH は、糊拔廃水のそれよりやや高かったので、試験期間中特に pH の調整を行わなくても、曝気槽の pH は常に 7.5 前後となった。

本装置では、フィルターが目詰りを防止するため、2時間ごとに30秒間、ドラムを 5rpm で回転させ、ブラシでフィルター表面に付着した活性汚泥を除去した。また、回転ドラム上部のノズルよりフィルター面に処理水を吹き付けフィルターを洗浄した。一方、回転ドラム内ノズルでフィルターの洗浄を行ったところ、洗浄直後に SS 濃度の高い処理水が出て来たので、本試験ではこれを使用しなかったが、ブラシとドラム上部のノズルによるフィルター面の洗浄で十分目詰りを防止できた。

3. 分析項目と方法

流入廃水、処理水および活性汚泥混合液の採取は、毎日午前10時から午前10時30分の間に行った。また、分析は、いずれも第2章に示した方法に基づいて行った。

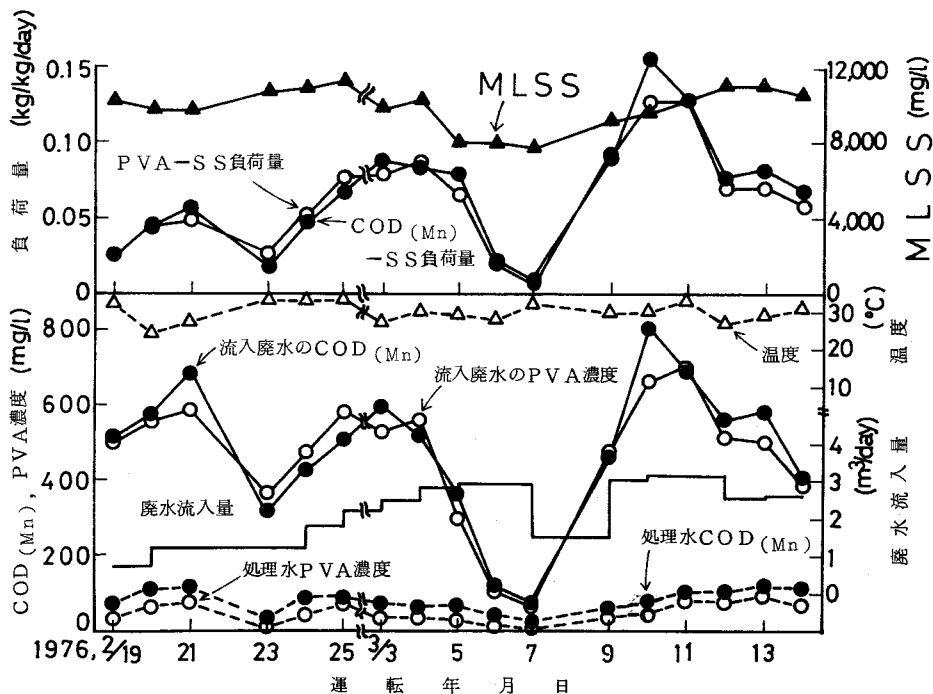
第4節 処理試験成績

1. 浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理

浮上分離型処理装置を織物加工工場に設置し、1975年11月から翌年3月までの約4ヶ月間、この工場から排出される糊拔廃水を余剰汚泥を引き抜かない高濃度活性汚泥法で処理した。糊拔廃水を処理している工場の実験曝気槽の活性汚泥を用い、その PVA 除去能を高めるため、糊拔廃水に窒素、リンおよび無機元素を補填すると共に、 pH 7前後、 $\text{PVA}-\text{SS}$ 負荷量約 $0.03(\text{kg}/\text{kg})$

／日)の低負荷で連続処理を行った。この馴養期間中、更に、数回に分けて実際曝気槽の活性汚泥を補充し、MLSSを $8,000\text{ mg/l}$ 前後まで高めた。引き続き糊拔廃水の処理試験を続けたところ、曝気槽温度の低下と共に、活性汚泥のPVA-SS除去量が著しく低下したので、急きょ曝気槽内にヒーターを取り付け、温度を 30°C 前後に保持した。また、曝気槽のMLSSが $10,000\text{ mg/l}$ 程度になると、加圧水供給系統の不調、過負荷にともなう汚泥ポンプの停止、パイプの閉塞および水位計の誤作動等の予期せぬトラブルが発生し、これらの修理と改善にかなりの日数を費やした。

浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理試験成績を一括表示すると第6-3表ようになる。また、第6-4図は、糊拔廃水の処理成績を図示したものである。曝気槽温度を 30°C 前後に保持し、MLSS平均 $10,010\text{ mg/l}$ 、pH $6.8\sim 7.2$ 、DOは 3 mg/l 以上で処理した。糊拔廃水の水質は一週間を周期としてかなり大きく変動しているのと、この流入量を $720\sim 3,150\text{ l/日}$ まで変化させたことにより、試験期間中のPVA-SS負荷量とCOD(Mn)-SS負荷量は、前者は $0.007\sim 0.129(\text{ kg/kg/日})$ 、後者は $0.009\sim 0.157(\text{ kg/kg/日})$ の範囲で変化した。また、ヒーターの断線により、曝気槽温度は一時的に $1\sim 2^\circ\text{C}$ まで低下し、活性汚泥のPVA除去能が著しく低下した。そこで、この間は糊拔廃水の供給を止めて空曝気に切り替えたので、第6-3表、第6-4図の運転試験成績から削除されている。



第6-4図 浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理成績

第6-3表 浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理成績

運 転 年月日	運 転 条 件						P V A		COD _(Mn)	
	MLSS (mg/l)	温度 (℃)	廃 水 流入量 (l/日)	滞留** 時 間 (日)	PVA-SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	COD _(Mn) - SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	流入廃水 (mg/l)	処理水 (mg/l)	流入廃水 (mg/l)	処理水 (mg/l)
1975										
12/4	8,250	15	1,300	2.38	0.0504	0.0530	480	53.0	505	102
12/5	8,500	19	1,300	2.38	0.0285	0.0418	280	117	410	81.0
12/6	8,450	16	864	3.59	0.0063	0.0069	92.7	102	101	152
12/8	8,720	17	"	"	0.0221	0.0271	334	22.3	410	55.9
12/9	8,210	16	"	"	0.0314	0.0443	447	21.9	631	52.9
12/10	9,260	16	"	"	0.0298	0.0433	480	43.0	696	92.7
12/12	8,640	13	"	"	0.0272	0.0403	408	89.0	604	183
12/13	8,980	11	"	"	0.0241	0.0369	375	34.7	575	78.2
12/14	9,000	11	"	"	0.0206	0.0290	322	136	451	160
12/15	9,340	11	"	"	0.0142	0.0200	231	101	323	140
12/16	9,300	11	"	"	0.0187	0.0262	302	116	423	165
12/17	9,900	14	"	"	0.0240	0.0267	412	153	470	172
12/18	8,870	10	890	3.48	0.0404	0.0446	605	241	666	220
12/19	7,800	8	920	3.37	0.0451	0.0402	573	314	512	272
12/20	8,410	7	"	"	0.0463	0.0509	635	317	698	282
12/22	8,160	6	"	"	0.0439	0.0482	584	328	642	293
1976										
2/19	10,210	32	720	4.31	0.0235	0.0246	498	30.9	522	70.4
2/20	9,730	24	1,140	2.73	0.0434	0.0447	557	64.0	574	111
2/21	9,680	27	1,200	2.59	0.0480	0.0564	583	76.0	685	117
2/23	10,730	33	1,200	2.59	0.0269	0.0237	361	7.8	318	34.8
2/24	10,860	33	1,780	1.74	0.0517	0.0469	474	44.1	430	87.9
2/25	11,240	33	2,210	1.40	0.0761	0.0667	581	76.5	509	90.0
3/3	9,860	27	2,450	1.35	0.0773	0.0878	529	33.3	600	76.4
3/4	10,250	30	2,800	1.18	0.0899	0.0825	560	37.1	514	63.8
3/5	7,940	29	2,940	1.12	0.0650	0.0789	299	24.4	362	70.0
3/6	7,900	28	2,940	1.12	0.0194	0.0217	106	13.7	119	43.2
3/7	7,670	32	1,490	2.21	0.0072	0.0086	63.4	56	75.6	26.8
3/9	9,190	30	3,020	1.09	0.0927	0.0906	480	34.9	469	63.4
3/10	9,570	30	3,150	1.05	0.128	0.157	662	45.4	809	79.9
3/11	10,130	33	3,150	1.05	0.129	0.127	701	81.9	692	107
3/12	11,010	27→20	2,570	1.28	0.0701	0.0770	510	76.7	561	108
3/13	11,060	29	2,630	1.26	0.070	0.0817	501	92.1	585	122
3/14	10,520	31	2,660	1.24	0.0575	0.0608	378	66.5	409	112

** 曝気槽，浮上槽，加圧タンク及び処理水槽を合わせた本装置の滞留時間

試験期間中の処理水PVA濃度は平均 47.7 mg/l で、その除去率は平均 89.7% となった。一方、処理水 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ は平均 81.4 mg/l で、その除去率は平均 83.2% となった。これらの試験成績は、処理水の $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ を 50 mg/l まで下げるとする先の設定条件よりやや悪かった。この原因としては、加工される織物の種類や加工方法により糊拔廃水の組成および濃度が著しく変化し、本装置の活性汚泥は常に質的および量的衝撃負荷を受けていたことが一因と考えられる。また本装置の運転管理の不備により、処理水のSS濃度は一時的に 100 mg/l を超えたこともあったが、平均 59 mg/l となり、全般的には浮上槽における固液分離は良好であった。

2. 回転ドラム型処理装置による湯洗糊拔廃水の処理

回転ドラム型処理装置を先の織物加工工場に設置し、1976年1月から3月までの約3ヶ月間、この工場から排出される濃厚な湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理試験を行った。浮上分離型処理装置の場合と同様実際曝気槽の活性汚泥を用い、窒素・リンおよび無機元素を補填した希釈湯洗糊拔廃水を、pH 7前後、PVA-SS負荷量 $0.02\sim 0.03\text{ (kg/kg/日)}$ の低負荷で処理し、活性汚泥のPVA除去能を高めた。さらに、実際曝気槽の活性汚泥を2～3回に分けて本装置の曝気槽に補充し、MLSSを $12,000\text{ mg/l}$ 程度に高めた後、湯洗糊拔廃水を希釈せずに曝気槽に供給し、余剰汚泥を引き抜かない高濃度活性汚泥法で処理した。試験成績は第6-4表に一括表示した。また、処理成績の経日変化は第6-5図、第6-6図に図示した。

第6-5図は、回転ドラム型処理装置による希釈湯洗糊拔廃水の処理成績を図示したものである。濃厚湯洗糊拔廃水と水道水をそれぞれ別の原水ポンプで曝気槽に供給することにより、流入廃水のPVA濃度を $450\sim 1,200\text{ mg/l}$ 、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ を $300\sim 830\text{ mg/l}$ となるように希釈し、MLSS $4,500\text{ mg/l}$ 前後、pH $6.7\sim 7.0$ で連続処理を行った。曝気槽温度 $11\sim 14^\circ\text{C}$ では、PVA-SS負荷量約 0.03 (kg/kg/日) 、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量約 0.02 (kg/kg/日) 、曝気槽の温度を 30°C に上げてからは、PVA-SS負荷量約 0.08 (kg/kg/日) 、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量約 0.06 (kg/kg/日) で希釈湯洗糊拔廃水の連続処理を行ったところ、処理水のPVA濃度と $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ はいずれも 50 mg/l 以下となった。また、フィルターが目詰りはほとんど生じず、透視度 $16\sim 30\text{ cm}$ （平均 20.9 cm ）の極めて良好な処理水を得た。

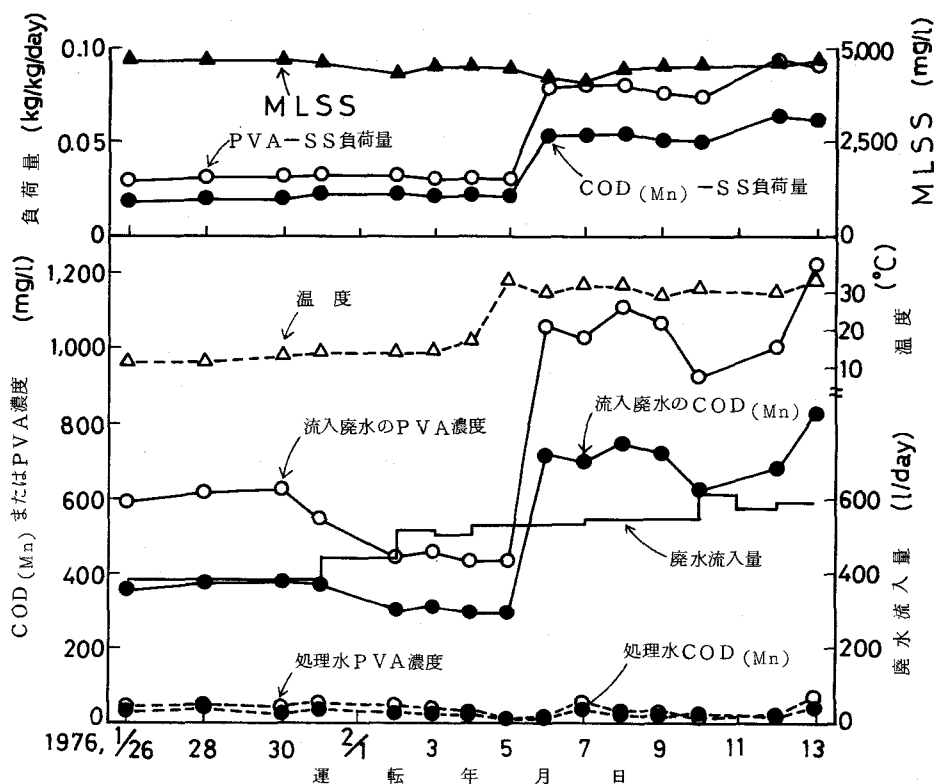
第6-6図には、回転ドラム型処理装置による湯洗糊拔廃水の処理成績を図示した。曝気槽MLSSを平均 $13,220\text{ mg/l}$ の高濃度に保持しながら、濃厚な湯洗糊拔廃水（PVA濃度 $6,800\sim 11,800\text{ mg/l}$ 、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ $4,700\sim 10,080\text{ mg/l}$ ）を $27\sim 34^\circ\text{C}$ 、pH $7.5\sim 7.7$ で処理した。3月5日と6日の両日には、この工場の湯洗工程にトラブルが生じ、濃厚廃水の

第6-4表 回転ドラム型処理装置による湯洗糊拔废水の処理成績

運 転 年月日	運 転 条 件						P V A		COD (Mu)	
	MLSS (mg/l)	温度 (℃)	廃 水 流入量 (l/日)	滞留** 時 間 (日)	PVA-SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	COD (Mu)- SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	流入廃水 (mg/l)	処 理 水 (mg/l)	流入廃水 (mg/l)	処 理 水 (mg/l)
1976										
1/26	4,690	11	390	5.05	0.0288	0.0175	590	43.0	358	30.6
1/28	4,620	11	391	5.04	0.0308	0.0187	617	43.8	376	38.8
1/30	4,640	13	390	5.05	0.0307	0.0186	622	36.6	379	25.6
1/31	4,590	14	446	4.42	0.0311	0.0211	545	51.5	370	37.8
2/2	4,330	14	518	3.80	0.0314	0.0213	447	47.4	303	28.6
2/3	4,480	14	504	3.91	0.0304	0.0206	460	35.3	312	24.4
2/4	4,480	14→21	532	3.70	0.0304	0.0206	435	32.7	295	29.6
2/5	4,450	33	532	3.70	0.0305	0.0207	435	15.3	295	12.5
2/6	4,220	30	528	3.73	0.0780	0.0529	1,060	18.1	719	17.2
2/7	4,130	32	542	3.63	0.0797	0.0540	1,030	53.5	700	37.5
2/8	4,460	32	550	3.58	0.0802	0.0544	1,110	30.5	749	23.0
2/9	4,560	29	547	3.60	0.0754	0.0511	1,070	29.2	723	21.4
2/10	4,550	31	618	3.19	0.0739	0.0501	925	20.2	627	25.0
2/12	4,530	30	575	3.43	0.0750	0.0508	1,005	23.3	681	17.4
2/13	4,730	33	593	3.32	0.0909	0.0616	1,225	71.8	830	45.0
2/27	11,830	30	239	8.25	0.0804	0.0553	6,770	13.4	4,660	72.1
2/28	12,520	27	313	6.30	0.102	0.0874	6,890	6.6	5,950	13.8
2/29	12,850	30	321	6.14	0.102	0.0874	6,870	62.3	5,940	183
3/1	12,150	33	333	5.97	0.164	0.140	10,200	157	8,730	238
3/2	13,500	34	288	6.84	0.148	0.126	11,780	671	10,080	702
3/3	13,520	33	288	6.84	0.105	0.0799	8,360	896	6,380	823
3/4	12,770	33	288	6.84	0.111	0.0846	8,360	1,850	6,380	1,480
3/8	13,560	31	115	17.1	0.0396	0.0340	7,950	10.7	6,810	169
3/9	12,240	31	158	12.4	0.0604	0.0517	7,950	18.5	6,810	152
3/10	13,140	31	173	11.4	0.0637	0.0491	8,230	28.1	6,340	221
3/11	13,340	31	187	10.5	0.0679	0.0522	8,230	185	6,340	440
3/12	13,100	33→20	246	8.01	0.0813	0.0671	7,360	148	6,070	472
3/13	14,880	27	253	7.79	0.0776	0.0707	7,750	167	7,070	600
3/14	13,710	30	253	7.79	0.0842	0.0768	7,750	407	7,070	700
3/15	14,870	30	240	8.20	0.0717	0.0653	7,550	428	6,880	670

** 曝気槽と処理水槽を合わせた本装置の滞留時間

排出が止まったので、この間は糊拔廃水をPVA-SS負荷量約0.03 (kg/kg/日)となるように加え、連続処理を行った。

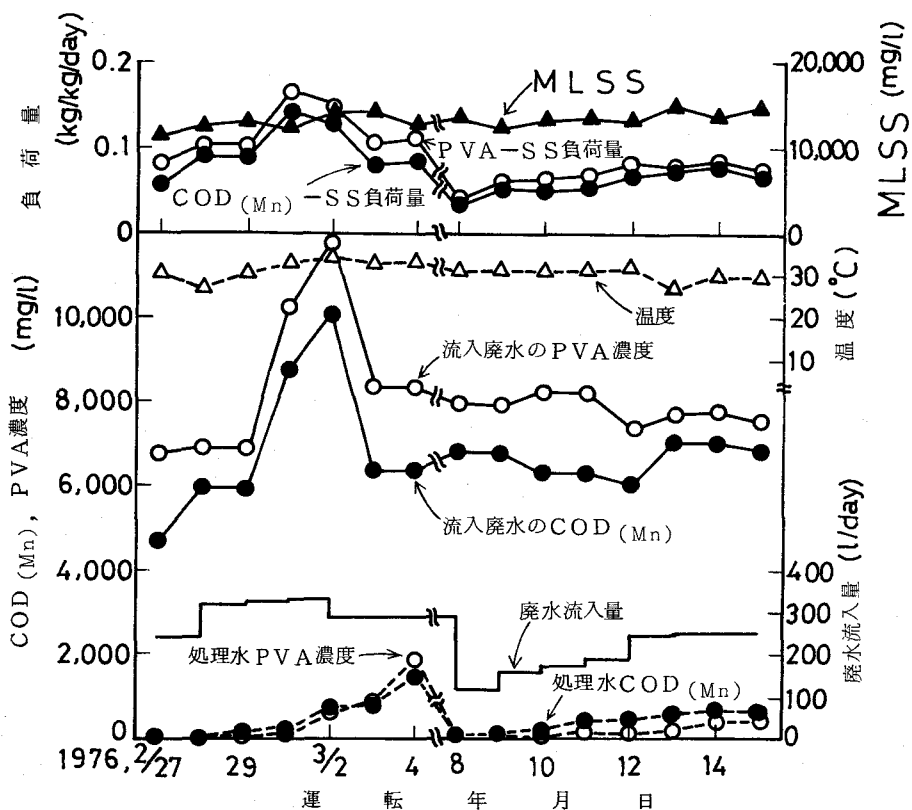


第6-5図 回転ドラム型処理装置による希釈湯洗糊拔廃水の処理成績

この濃厚な湯洗糊拔廃水の処理試験は、第5章の2段高濃度活性汚泥法の第1段目の高濃度活性汚泥処理を想定して行ったが、処理水の透視度は2~14 cm (平均7 cm) で、PVAとCOD(Mn)の除去率は、PVA-SS負荷量が約0.15 (kg/kg/日) になった一時期を除き、いずれも90%以上となり、ほぼ満足すべき成績が得られた。

この回転ドラム型処理装置は、装置自身が単純なため大きなトラブルもなく、希釈湯洗糊拔廃水の処理では、良好な処理水を安定して得ることができた。一方、濃厚な湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理でPVA-SS負荷量を高くした場合には、フィルターの目詰りが生じることもあったが、負荷量を下げるとほとんど目詰りは生じなかった。また、フィルター洗浄直後の処理水は、一時的に透視度が低下するので、フィルターの目詰りが生じにくい低負荷条件で運転すると共に、活性汚

泥フロックが大きくなるよう運転操作面での配慮も必要である。



第6-6図 回転ドラム型処理装置による湯洗糊拔廃水の処理成績

第5節 考 察

1. 条件別処理試験成績のまとめ

浮上分離型処理装置と回転ドラム型処理装置によるPVA含有廃水処理成績を運転条件の差異により、それぞれ3期に分け、各試験期間内で処理水質や負荷量等が安定している時期をその運転条件の代表例として、それぞれ測定項目別に平均値と標準偏差を求め、これを第6-5表に一括表示した。

浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理成績は、曝気槽の温度を基に3期に分けた。第6-5表より、曝気槽の温度が7℃では、処理水のPVA濃度とCOD(Mn)は300mg/l程度で、除去率も50%前後と著しく低かった。曝気槽温度が30℃では、7℃の場合より負荷量を約2.5倍

第6-5表 PVA含有廃水の処理試験成績（条件別まとめ）

処 理 装 置	運 転 年 月 日	運 転 条 件				P V A				C O D (Mu)			
		曝気槽温度 (℃)	PVA-SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	COD _(Mu) - SS 負 荷 量 (kg/kg/日)	MLSS (mg/l)	流入廃水 (mg/l)	処理水 (mg/l)	除 去 率 (%)	除 去 量 (kg/kg /日)	流入廃水 (mg/l)	処理水 (mg/l)	除 去 率 (%)	除 去 量 (kg/kg /日)
浮 上 分 離 型 処 理 装 置	1975 12/7 ~ 12/12	15.0 (±1.7)	0.0295 (±0.0021)	0.0426 (±0.0021)	8,700 (±530)	445 (±36)	51.3 (±34.3)	88.5	0.0261	644 (±47)	110 (±67)	82.9	0.0353
	1975 12/19 ~ 12/22	7.0 (±1.0)	0.0451 (±0.0012)	0.0463 (±0.0056)	8,120 (±310)	585 (±49)	320 (±7.0)	45.3	0.0204	617 (±95)	282 (±11)	54.3	0.0251
	1976 3/10 ~ 3/12	30.0 (±3.0)	0.109 (±0.034)	0.114 (±0.034)	10,240 (±730)	624 (±101)	68.0 (±19.7)	89.1	0.0971	687 (±124)	98.3 (±15.9)	85.7	0.0977
回 転 ドラ ム 型 処 理 装 置	1976 2/2 ~ 2/4	15.0 (±1.7)	0.0307 (±0.0006)	0.0208 (±0.0004)	4,430 (±90)	447 (±13)	38.5 (±7.8)	91.4	0.0281	303 (±9.0)	27.5 (±2.8)	90.9	0.0189
	1976 2/8 ~ 2/10	30.6 (±1.5)	0.0765 (±0.0033)	0.0519 (±0.0023)	4,520 (±60)	1,035 (±97)	26.6 (±5.6)	97.4	0.0745	700 (±6.4)	23.1 (±1.8)	96.7	0.0502
	1976 3/13 ~ 3/15	29.0 (±1.7)	0.0778 (±0.0063)	0.0709 (±0.0058)	14,490 (±670)	7,680 (±120)	33.4 (±1.45)	95.7	0.0744	7,010 (±110)	657 (±51)	90.6	0.0642

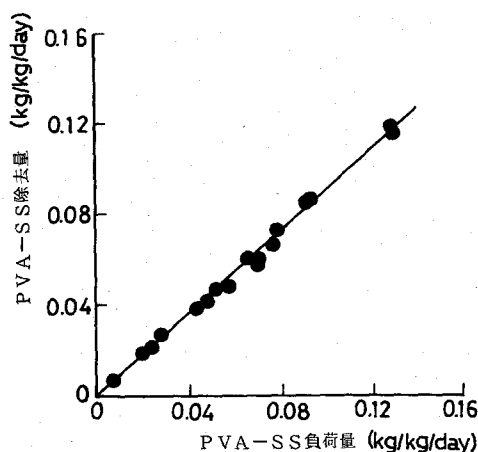
()内は、標準偏差

高くしても、処理水のPVA濃度と $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ は前者は 68.0 mg/l ，後者は 98.3 mg/l となり、その除去率は $86 \sim 89 \%$ と高くなった。また、曝気槽の温度が 7°C ， 15°C および 30°C と高くなるに伴ないPVA-SS除去量は、それぞれ $0.0204 (\text{kg/kg/day})$ ， $0.0261 (\text{kg/kg/day})$ および $0.0971 (\text{kg/kg/day})$ と高くなり、温度の上昇に伴い活性汚泥のPVA除去能は著しく増加することが判った。

回転ドラム型処理装置を用い、PVA濃度 $7,680 \text{ mg/l}$ ， $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ $7,010 \text{ mg/l}$ の湯洗糊拔廃水を 29°C ， MLSS $14,490 \text{ mg/l}$ ，PVA-SS負荷量 $0.0778 (\text{kg/kg/day})$ で処理したところ、PVA濃度 334 mg/l ， $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 657 mg/l の処理水を得た。一方、この湯洗糊拔廃水をPVA濃度 $1,035 \text{ mg/l}$ ， $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 700 mg/l となるように希釈し、 30.6°C ， MLSS $4,520 \text{ mg/l}$ ，PVA-SS負荷量 $0.0765 (\text{kg/kg/day})$ で処理したところ、PVA濃度 26.6 mg/l ， $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 23.1 mg/l の極めて良好な処理水が得られた。

このように両者の処理水質は著しく異なったが、PVA-SS除去量は湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理では $0.0744 (\text{kg/kg/day})$ ，希釈湯洗糊拔廃水の低濃度活性汚泥処理では $0.0745 (\text{kg/kg/day})$ となり、環境条件さえ適切に維持すれば、活性汚泥のPVA-SS除去量は、活性汚泥濃度に依存しないことが判った。

第6-7図は、浮上分離型処理装置による糊拔廃水の処理成績を用い、縦軸にPVA-SS除去量、横軸にPVA-SS負荷量を取りプロットしたものである。曝気槽温度 30°C ，PVA-SS



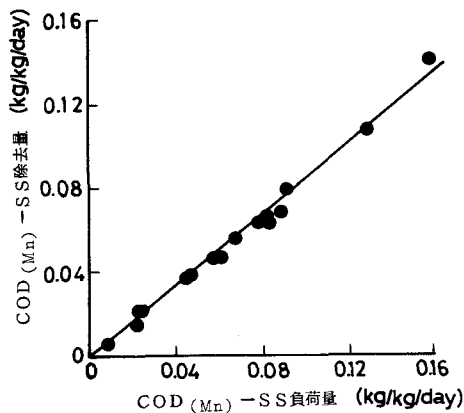
第6-7図 PVA-SS負荷量とPVA-SS除去量の関係

実験条件：浮上分離型処理装置，
温度約 30°C ，
 MLSS 平均 $10,010 \text{ mg/l}$

負荷量 $0.13 (\text{kg/kg/day})$ 以下の範囲では、図のような直線が得られ、PVA除去率は平均 89.7% となった。また、この処理成績は、第5章の室内実験の結果ともほぼ一致した。

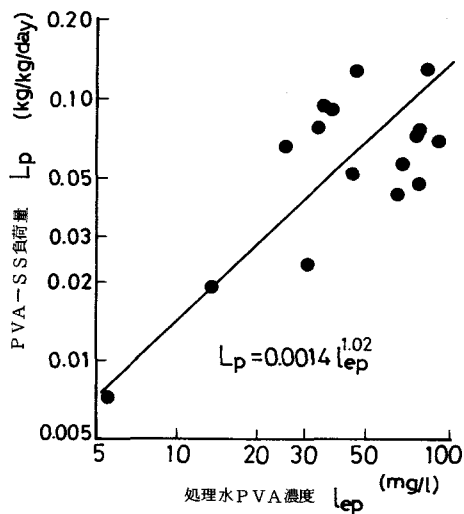
同様に、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量と $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS除去量の関係を第6-8図に図示した。曝気槽温度 30°C ， $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量 $0.15 (\text{kg/kg/day})$ 以下では、 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 除去率は平均 83.2% となった。

第6-9図は、浮上分離型処理装置による糊拔廃水処理成績を、PVA-SS負荷量(L_p)と処理水PVA濃度(l_{ep})の関係について両対数図表で示したものである。図より、点に少々のはらつきはあるが、両者は直線関係



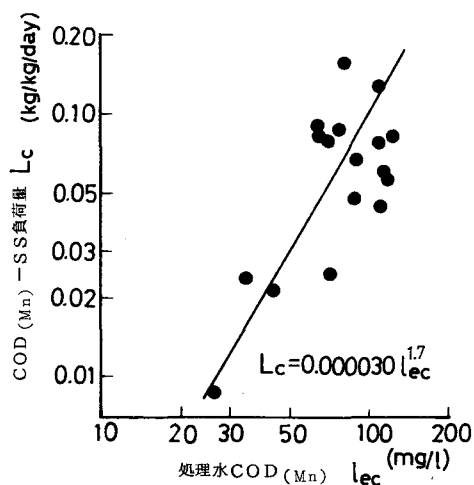
第6-8図 $\text{COD}(\text{Mn})$ -SS負荷量と
 $\text{COD}(\text{Mn})$ -SS除去量の関係

実験条件：浮上分離型処理装置，温度約30℃
MLSS平均10,010 mg/l



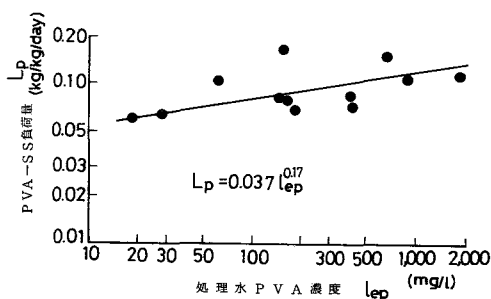
第6-9図 PVA-SS負荷量と処理水
PVA濃度の関係

実験条件：浮上分離型処理装置，温度約30℃
MLSS平均10,010 mg/l



第6-10図 $\text{COD}(\text{Mn})$ -SS負荷量と
処理水 $\text{COD}(\text{Mn})$ の関係

実験条件：浮上分離型処理装置，温度約30℃
MLSS平均10,010 mg/l



第6-11図 PVA-SS負荷量と処理水
PVA濃度の関係

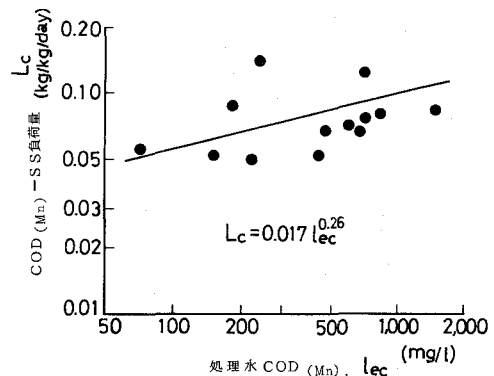
実験条件：回転ドラム型処理装置，温度約30℃
MLSS平均13,220 mg/l

($L_p = 0.0014 l_{ep}^{1.02}$) で示された。

同様に、第 6-10 図は $COD_{(Mn)}-SS$ 負荷量 (L_c) と処理水 $COD_{(Mn)}$ (l_{ec}) の関係を両対数図表にプロットしたものである。図より、両者は直線関係 ($L_c = 0.00003 l_{ec}^{1.7}$) で示された。

また、第 6-11 図は回転ドラム型処理装置による湯洗糊拔廃水の処理成績を $PVA-SS$ 負荷量 L_p と処理水 PVA 濃度 l_{ep} の関係について両対数図表に図示したものである。図より、点には少々のはらつきはあるが、両者は直線関係 ($L_p = 0.037 l_{ep}^{0.17}$) で示された。

同様に、第 6-12 図は湯洗糊拔廃水処理成績を $COD_{(Mn)}-SS$ 負荷量 (L_c) と処理水 $COD_{(Mn)}$ (l_{ec}) の関係について、両対数図表で図示したものである。図より、両者は直線関係 ($L_c = 0.017 l_{ec}^{0.26}$) で示された。



第 6-12 図 $COD_{(Mn)}-SS$ 負荷量と処理水 $COD_{(Mn)}$ の関係
実験条件：回転ドラム型処理装置、温度 30℃
MLSS 平均 13,220 mg/l

2. 処理工程の比較検討

PVA 等難分解性物質の活性汚泥処理を実施するに当たり、 PVA 活性汚泥処理の室内実験およびパイロットプラント試験（浮上分離型処理装置と回転ドラム型処理装置）で得られた知見をもとに、実用可能な 2, 3 の処理工程を考案し、各処理工程の特徴を概説する。

第 6-6 表に、各処理工程に含まれる各单位操作を一括表示した。第 6-6 表の各单位操作は、それぞれ任意に組み合わせることができるので、極めて多くの処理プロセスを設計できる。廃水につ

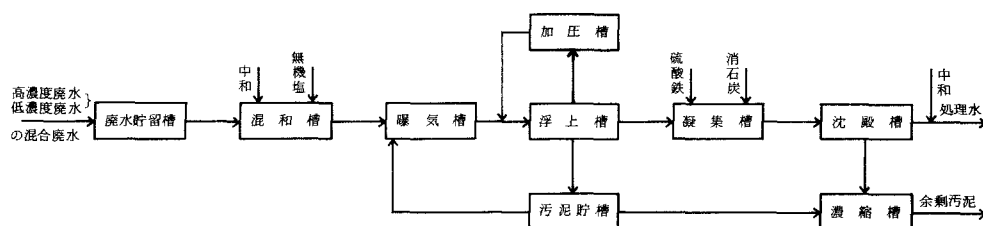
第 6-6 表 PVA 含有廃水処理工程の各種単位操作一覧表

廃 水	曝 気 槽	固 液 分 離	汚 泥 濃 縮	処 理 水
(1) 高濃度廃水と低濃度廃水に分別可能	(1) 完全混合式	(1) 沈殿分離式	(1) 返送汚泥の濃縮を行う	(1) 凝集沈殿を行う
(2) 高濃度廃水と低濃度廃水に分別不可能	(2) 押し出し流れ式	(2) 浮上分離式		
		(3) 回転ドラム式	(2) 返送汚泥は濃縮しない	(2) 凝集沈殿を行わない

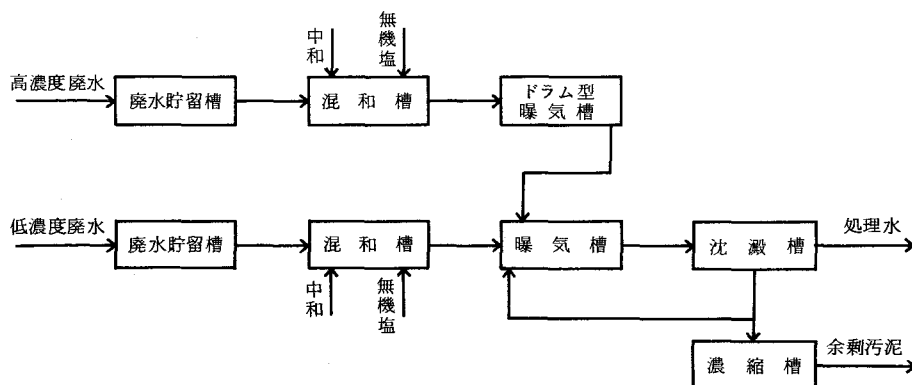
★ 各操作はそれぞれ任意に組み合わせることができる。ただし、回転ドラム式では汚泥濃縮は不要。

いては、工場の製造工程等により一概に高濃度廃水と低濃度廃水に分けられない場合もあるが、製造工程の見直しや改造等により、高濃度廃水と低濃度廃水に分けることが望ましい。また、流入廃水の水質水量変動をできるだけなくすため、少なくとも1日分の廃水を溜められる貯留槽を備えることも必要である。曝気槽の型としては、完全混合式と押し出し流れ式の二法がある。活性汚泥混合液の固液分離については、従来の沈殿法に加え、本研究で用いた浮上分離式と回転ドラム式の二法が考えられる。また、高濃度活性汚泥法を達成するには、単に固液分離を行うだけでは所定濃度の返送汚泥が得られない場合もあるので、遠心分離機等の汚泥濃縮機を設置することも考えねばならない。一方、処理水のSS濃度が高くなる場合に備えて、凝集沈殿槽を組み込むプロセスも考えられる。

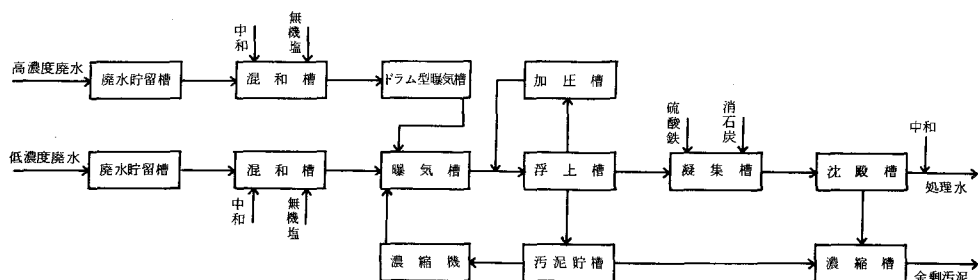
第6-13図は、固液分離には浮上分離方式を採用し、その後に処理水中のS S除去のために凝集沈殿槽を組み込んだものである。第6-14図は、流入廃水を高濃度廃水と低濃度廃水に分け、高濃度廃水は、まず、回転ドラム型高濃度活性汚泥曝気槽で処理し、この処理水と低濃度廃水を2段目の曝気槽に加え、曝気処理を行う2段高濃度活性汚泥法である。また、第6-15図は、第6-14図の2段目の曝気槽を浮上分離方式に替え、さらに汚泥濃縮機と凝集沈殿槽を組み込んだものである。



第6-13図 高濃度活性汚泥処理の工程例 I



第6-14図 高濃度活性汚泥処理の工程例 II



第 6-15 図 高濃度活性汚泥処理の工程例Ⅲ

第 6-6 表の各单位操作を組み合わせることにより第 6-13 図～第 6-15 図で示した以外の種々の工程が考えられるが、PVA 等難分解性物質を効率よく処理するためには、あくまで高濃度活性汚泥法を目指した方法でなければならない。

3. 経済的考察

ここでは、一例として PVA 濃度 $1,000 \text{ mg/l}$ の廃水を毎日 $1,000 \text{ m}^3$ 排出している工場を想定し、この廃水を浮上分離型処理装置を用い、汚泥無生産 PVA 全酸化法（曝気槽の MLSS $10,000 \text{ mg/l}$ 、DO 3 mg/l ）で処理する際の運転管理費（電力費と薬品代）を算出する。また、この運転管理費と各種物理化学的処理法による PVA 処理費を比較し、いずれの処理法が経済的に有利であるかを検討する。PVA の物理化学的処理法の中には、室内実験の成績しかなく、全処理コストを算定することが難しいものもあり、また、生成汚泥の処理・処分費も工場の立地条件などで大きく変わるので、ここでは主要経費（薬品代および電力費）のみを比較し、施設の建設費、機器類の償却費および人件費などは含めないものとする。

活性汚泥の平均滞留時間（ t_s ）と比 PVA 除去速度 $\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt}$ （ kg/kg/日 ）の関係は、第 4 章より次式で示される。

$$\frac{1}{t_s} = 0.298 \frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} - 0.0098 \quad \dots\dots\dots (4-25)$$

余剰汚泥の生成しない汚泥無生産全酸化法（ $t_s = \infty$ ）で処理する場合には（4-25）式より、

$$\frac{1}{S} \frac{dl_r}{dt} = 0.0329 \text{ (kg/kg/日)} = 1.37 \text{ (mg PVA/g SS/hr)}$$

となり、曝気槽の容積を $3,000 \text{ m}^3$ にしなければならない。（3-17）式からこの時の比酸素利用速度を求めると $2.76 \text{ (mg O}_2\text{/g SS/hr)}$ となり、活性汚泥混合液（MLSS, $10,000 \text{ mg/l}$ ）の酸素利用速度 r_r は $27.6 \text{ (mg O}_2\text{/l/hr)}$ となる。また、曝気槽の DO を 3 mg/l に維持するには、（6-2）式より K_{La} （ 30°C ）を 5.87 (1/hr) に保たねばならず、これを K_{La} （ 20°C ）

に換算すると4.82 (l/hr) となり、(6-3)式より通気量は11,040 (m³/hr) となる。

通気量11,040 (m³/hr) をブロワ動力に換算すると次のようになる。⁴⁾

$$P = 0.164 G_S \left[(p / 1.034)^{0.286} - 1 \right] \quad \dots\dots\dots (6-6)$$

$$= 0.164 \times 11,040 \left[(1.484 / 1.034)^{0.286} - 1 \right] = 197 \text{ KW}$$

ここで、P ; ブロワの軸動力 (KW)

p ; 吐出側圧力 (kg/cm²)

ゆえに、ブロワによる消費電力は4,728 KWh/日となる。

一方、浮上分離槽への加圧水 (4.5 kg/cm²) の供給量R (m³/日) は、(6-5)式に A/S = 0.02, C_A = 10,000 mg/l, Q = 1,500 (m³/日) (汚泥返送比0.5) を代入すると 3,500 (m³/日) = 2.43 (m³/min) となる。また、加圧ポンプの軸動力S (KW) は次式で求められる。⁵⁾

$$S = \frac{0.163 RH}{\eta} = \frac{0.163 \times 2.43 \times 45}{0.7} = 25.5 \text{ KW} \quad \dots\dots\dots (6-7)$$

ここで、R ; 流量 (m³/min)

H ; 揚程 (m)

η ; 効率 (ここでは、0.7 と仮定)

(6-7)式より、加圧ポンプによる消費電力は、612 KWh/日となる。

本法でPVA含有廃水进行处理するには、この他に各種ポンプを必要とするが、これらはブロワや加圧ポンプに比べると電力消費量は著しく小さい。また、物理化学的処理法による処理コストの算出は、薬品代が中心で、攪拌や廃水供給に要する電力費は含まれていない。そこで、本法の主要消費電力をブロワと加圧ポンプを合わせたものとする、1日当りの消費電力は5,340 KWhとなり、電力費は106,800 円/日 (単価20 円/KWh とする) となる。

また、活性汚泥のPVA除去能を高く保持するため、廃水中にPVA : N : Pが100 : 3.5 : 1となるように尿素とリン酸水素二ナトリウムを補填すると、1日当りの尿素的添加量は75 kg (3,620 円)、リン酸水素二ナトリウムの添加量は45.8 kg (6,640 円)となる。ただし、本装置は、汚泥無生産全酸化法で運転されるので、窒素・リンの添加量は先の値より少なくても十分処理できるものと思われる。

従って、運転経費は電力費と薬品代を合わせ117,060 円/日となる。これをPVA1kg当りの処理費に換算すると117円となる。

近年、PVAを高濃度に含む廃水に対しては、これを回収・再利用するための研究開発⁶⁾も進められているが、PVAの低濃度廃水や種々の有機物との混合廃水では、回収コストが高くなるの

で、何らかの方法でこれらの廃水进行处理しなければならない。先の浮上分離型高濃度活性汚泥法によるPVA処理費（117円／1kg PVA）は、第6－7表に示したいずれの物理化学的処理費と比較しても遜色なく、しかも、汚泥発生量は理論上皆無であり、汚泥の処理コストは全く考慮しなくてもよい。これらの点より、PVAの高濃度活性汚泥処理法は、すぐれた処理法であるといえる。

第6－7表 各種PVA処理法の主要処理費の比較

処 理 法		PVA1kg当りの 処理費 (円)	備 考	文 献
高濃度活性汚泥法		117	有機性の余剰汚泥はほとんど発生しない	著者らの 実験成績 より
吸 着 法	粉末活性炭	6,800 (340)	()内は、活性炭を再生・再利用するが、再生時のロスを5%とした場合	
	ゼオライト	8,400	生成汚泥の処理・処分が問題	
	ベントナイト	1,750	生成汚泥の処理・処分が問題	
凝集沈殿法	CuSO ₄	173	生成汚泥の処理・処分が問題	7)
	H ₃ BO ₃	112	生成汚泥の処理・処分が問題	8)
	TiCl ₄	540	生成汚泥の処理・処分が問題	8)
酸化分解法	オゾン	1,100	完全に酸化分解できない	9)
	放射線	4,360		10)
放射線と凝集沈殿法の併用	放射線 凝集剤	706	生成汚泥の処理・処分が問題	11)
逆浸透法	スパイラル型 モジュール	166	モジュールの価格は含まれていない	12)

※ PVA濃度300～1,000mg/lの廃水进行处理し、PVAを80%以上除去するために必要な主要処理費（主要薬品代および電力費）を試算した。ここで、薬剤の価格は化学工業年鑑（昭和54年版）の化学品国内相場表より求め、電力費は20円/kWhとした。

第6節 要 約

浮上分離型処理装置と回転ドラム型処理装置の2基のパイロットプラントを設計・試作し、PVA含有廃水の高濃度活性汚泥処理試験を行い、以下の結果を得た。

1) 浮上分離型処理装置を用い、約30℃、pH6.8～7.2で織物加工工場の糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理試験(MLSS 平均10,010 mg/l)を行い、PVA濃度平均47.7 mg/l、COD_(Mn) 平均81.4 mg/l の処理水を得た。また、この時のPVAとCOD_(Mn) の平均除去率は、それぞれ89.7%と83.2%であった。

2) 回転ドラム型処理装置を用い、約30℃、pH7.5～7.7でPVA濃度6,770～11,780 mg/l の湯洗糊拔廃水の高濃度活性汚泥処理試験(MLSS 平均13,220 mg/l)を行ったところ、PVA-SS負荷量が約0.15 (kg/kg/日)になった一時期を除き、PVAとCOD_(Mn) の除去率は90%以上となった。

3) 糊拔廃水の処理試験成績より、曝気槽の温度が7℃、15℃および30℃に上昇すると、PVA-SS除去量はそれぞれ0.0204 (kg/kg/日)、0.0261 (kg/kg/日)および0.0971 (kg/kg/日)になることが判った。

4) 温度や負荷量等の環境条件が同一ならば、濃厚湯洗糊拔廃水を高濃度活性汚泥処理(MLSS、平均14,490 mg/l)した場合と希釈湯洗糊拔廃水を低濃度活性汚泥処理(MLSS、平均4,520 mg/l)した場合の両者の単位活性汚泥当りのPVA除去量は変わらず、高濃度活性汚泥法を用いることにより、曝気槽当りのPVA負荷量を高められることが判った。

5) 浮上分離型処理装置と回転ドラム型処理装置の両パイロットプラントとも、充分実用に耐えることが判ったので、これらの知見をもとに、実用可能な2、3の高濃度活性汚泥処理工程を考案すると共に、その特徴を概説した。

6) 浮上分離型高濃度活性汚泥法によるPVA処理費(117円/1kg PVA)は、いずれの物理化学的処理費と比較しても遜色なく、しかも、余剰汚泥はほとんど生成しないので、汚泥の処理・処分まで考え合わせると、高濃度活性汚泥法はすぐれたPVA処理法であるといえる。

記 号

S : 活性汚泥微生物濃度 (mg/l)

$\frac{dO_2}{dt}$: 酸素利用速度 (mg O₂/l / hr)

$\frac{dl_r}{dt}$: 基質除去速度 (mg/l / hr または mg/l / 日)

K_{La} : 総括酸素移動係数 (1/hr)

C_S : 飽和溶存酸素濃度 (mg/l)

C_L : 溶存酸素濃度 (mg/l)

r_r	: 活性汚泥混合液の酸素利用速度 ($\text{mg}/l/\text{hr}$)
G_s	: 通気量 (m^3/hr)
V	: 曝気槽の容積 (m^3)
k'	: 定数 ($1.20\text{mg}/\text{ml}$, 20°C)
C_{sa}	: 標準状態での水に対する空気の溶解度 (mg/l)
p	: 圧力 (気圧または kg/cm^2)
f'	: 飽和率 (ここでは, 0.9 を使用)
R	: 加圧水供給量 ($\text{m}^3/\text{日}$ または m^3/min)
Q	: 活性汚泥混合液の流入量 ($\text{m}^3/\text{日}$)
C_A	: 活性汚泥混合液の固形物濃度 (mg/l)
t_s	: 活性汚泥の平均滞留時間 (日)
P	: プロワの軸動力 (KW)
S	: 加圧ポンプの軸動力 (KW)
H	: 揚程 (m)
η	: 効率 (ここでは, 0.7 と仮定)
L_p	: PVA-SS負荷量 ($\text{kg}/\text{kg}/\text{日}$)
L_c	: $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ -SS負荷量 ($\text{kg}/\text{kg}/\text{日}$)
l_{ep}	: 処理水PVA濃度 (mg/l)
l_{ec}	: 処理水 $\text{COD}_{(\text{Mn})}$ 濃度 (mg/l)

総 括 な ら び に 結 論

現在、我々は、多種多様の石油化学工業製品に取り囲まれて生活している。しかも、PVA等石油化学由来の合成有機化合物の多くは、今まで自然界に存在せず、微生物分解を受け難い難分解性物質である。従って、これら合成有機化合物の使用量ならびに排出量の増大は、自然界への残留蓄積を起し、様々の環境公害誘発の恐れが、大きな社会問題になっている。

本論文は、活性汚泥法の浄化反応動力学から、これら難分解性物質の処理理論を導き、ベンチスケールとパイロットスケールによるPVA含有廃水の活性汚泥処理試験を種々行い、理論の実験的検証並びに高濃度活性汚泥法の開発、実用化に関する研究をまとめたものである。

第1章では、活性汚泥法の浄化反応動力学より、活性汚泥の平均滞留時間(t_s)、一般の活性汚泥微生物の比増殖速度(μ)、難分解性物質分解微生物の比増殖速度($[\mu]$)の間の相互関係を明らかにし、また、 t_s を極めて大きく取り $1/t_s \leq [\mu]$ の条件の活性汚泥法で難分解性物質を効率よく分解処理できることを理論的に予測した。さらに、曝気槽の活性汚泥濃度をできるだけ高濃度に保持して、単位活性汚泥当りの基質負荷量を下げ、有機性余剰汚泥をほとんど生成させない高濃度活性汚泥法が、難分解性物質の処理に最適であることを論述した。

第2章では、各種PVA未馴養汚泥のPVA馴養実験を行い、いずれの汚泥も約8日から約20日の誘導期間の後に、PVA除去能を獲得し、約1ヶ月後にはPVA除去能の高い活性汚泥に馴致できることを実験的に明らかにした。また、PVA馴養過程の動力学解析により活性汚泥のPVA馴養経過をより正確に把握できることを明らかにした。

第3章では、PVA馴養汚泥によるPVA処理の最適条件は、PVA-SS負荷量は 0.12 (kg/kg/日) 以下、pHは $7.9 \sim 8.4$ 、DOは約 3 mg/l 以上、温度は約 30°C で、約 10°C 以下ではPVA除去能が著しく低下することを明らかにした。さらに、PVA-SS負荷量、PVA馴養汚泥の比PVA除去速度、比酸素利用速度や処理水PVA濃度の間の関係及びPVAの負荷限界を明らかにした。

第4章では、処理試験成績の非定常解析から各種動力学パラメーターを求め、得られたパラメーターに基づき、長期間にわたるPVAの連続処理実験を行い、理論と実際の整合性を確かめた。操作 $t_s =$ 約40日以下では、 $1/t_s > [\mu]$ となりPVA馴養汚泥は曝気槽から徐々に流出・抜き取られ、発泡等により正常な活性汚泥処理ができなくなった。操作 $t_s =$ 約50日以上では、 $1/t_s \leq [\mu]$ となり常に良好な処理水が得られた。また、実験成績は、浄化反応動力学から導いた各動力学式によく適合し、これら動力学式と得られたパラメーター値より、PVA処理施設の最適制御法に関する種々の知見を得た。

第5章では、PVAの高濃度活性汚泥処理実験から、活性汚泥のPVA除去能は、曝気槽内の条件さえ適切に維持すれば、活性汚泥濃度を $15,000 \sim 20,000 \text{ mg/l}$ の高濃度にしても、低濃度の場合と変わらないことを明らかにした。2段高濃度活性汚泥法は負荷変動に強く、安定して良好な処理水が得られることを示した。また、高濃度活性汚泥法は、単位曝気槽当りのPVA負荷量を高めることができ、PVAを効果的に処理できることを実験的に確認、明示した。

第6章では、浮上分離型処理装置と回転ドラム型処理装置を設計・試作し、この両パイロットプラントを用いPVA含有実廃水の高濃度活性汚泥処理試験（平均MLSS、 $10,010 \text{ mg/l}$ または $13,220 \text{ mg/l}$ ）を行い、いずれも良い成績を得た。また、両プラントは充分実用に耐え得ることが判ったので、これらの知見をもとに実用可能な2、3の高濃度活性汚泥処理工程を考案列記し、その特徴を概説した。

さらに、浮上分離型高濃度活性汚泥処理装置によるPVA処理費（ 117 円/l kg PVA ）は、いずれの物理化学的処理費と比較しても遜色なく、しかも、本法では理論上余剰汚泥は全く発生しない利点があることを明らかにした。

以上、本研究で得られた知見は、現在環境汚染物質として問題になっているフタル酸エステル、PCB、農薬、ABS等多くの難分解性物質に適用でき、これらの分解処理の達成により自然界の物質循環サイクルへのインパクトを少なくすることができる。これら難分解性物質の処理法の確立は、将来にわたる極めて重要な課題であり、今後の発展が大きく期待できるので、本研究は環境工学上極めて価値あるものと信ずる。

謝 辞

本研究の実施遂行と本論文の作成にあたり、直接御懇篤なる御指導を賜りました恩師大阪大学教授 橋本奨博士に深甚の謝意を表します。

また本論文の御校閲を賜った大阪大学教授 市川邦介博士、同教授 芝崎 勲博士ならびに同教授 末石富太郎博士に心より謝意を表します。

更に本研究にあたり有益な御助言と御援助をいただいた大阪大学助教授 藤田正憲博士に深謝いたします。

なお、本研究の実験に直接御協力いただいた大阪大学工学部環境工学科橋本研究室の大学院学生 山川公一郎君、同樋口 晋君ならびに同研究生の尾西興治君に対し厚くお礼を申し上げます。また同研究室の古川憲治助手、中山ゆり子技官ほかの方々にも多大の御協力をいただきましたことを感謝いたします。

文 献

緒 論

- 1) 横田, 丹野 ; “瀬戸内海環境保全臨時措置法及び水質汚濁防止法の一部を改正する法律について”, 下水道協会誌, **15** (171), 2 ~ 11 (1978)
- 2) Nord, F.F. ; *Naturwissenschaften*, **24**, 793 (1936)
- 3) 山本, 稲垣, 八木, 大隅 ; 昭和37年度日本農芸化学会大会講演要旨集, 133 (1962)
- 4) Suzuki, T., Ichihara, Y., Yamada, M., Tonomura, K.; “Some Characteristics of *Pseudomonas* O-3 which Utilizes Polyvinyl Alcohol”, *Agric. Biol. Chem.* **37** (4) 747 ~ 756 (1973)
- 5) Suzuki, T.; “Purification and Some Properties of Polyvinyl Alcohol-Degrading Enzyme Produced by *Pseudomonas* O-3”, *Agric. Biol. Chem.*, **40** (3), 497 ~ 504 (1976)
- 6) 鈴木, 市原, 太宰, 御園 ; “ポリビニールアルコール (PVA) 含有廃水の活性スラッジ処理の基礎的条件の検討”, *醸酵工学雑誌*, **51** (9), 692 ~ 698 (1973)
- 7) Watanabe, Y., Morita, M., Hamada, N., Tsujisaka, Y.; “Formation of Hydrogen Peroxide by a Polyvinyl Alcohol Degrading Enzyme”, *Agric. Biol. Chem.*, **39** (12), 2447 ~ 2448 (1975)
- 8) Morita, M., Watanabe, Y., “A Secondary Alcohol Oxidase: A Component of a Polyvinyl Alcohol Degrading Enzyme Preparation”, *Agric. Biol. Chem.* **41** (8), 1535 ~ 1537 (1977)
- 9) Nishikawa, H., Fujita, Y.; “Polyvinyl Alcohol Degradation Techniques Using Microorganisms”, *Chemical Economy and Engineering Review*, **7** (4), 33 ~ 41 (1975)
- 10) 西川 ; “染工場における微生物の利用”, *繊維工学*, **30** (3), 142 ~ 146 (1977)
- 11) 福永, 宮本, 植田 ; “PVA含有廃水の処理”, *化学工場*, **20** (12), 67 ~ 70 (1976)
- 12) 村上 ; “ポリビニールアルコール (PVA) 含有廃水における活性汚泥処理の検討”, *用水と廃水*, **19** (2), 175 ~ 178 (1977)
- 13) Porter, J.J., Snider, E.H.; “Long — Term Biodegradability of Textile Chemicals”, *Jour. Water Poll. Control Fed.*, **48** (9), 2198 ~ 2210 (1976)
- 14) Rice, B.; “Blair’s Trained Bugs Eat PVA Waste”, *Textile World*, **124** (2) 43 ~ 44 (1974)

第 1 章

- 1) Weston, R. F., Eckenfelder, W. W.; "Application of Biological Treatment to Industrial Wastes, I. Kinetics and Equilibria of Oxidative Treatment", Sewage and Industrial Wastes, 27 (7), 802 ~ 820 (1955)
- 2) 合葉, 永井共著; 生物化学工学 - 反応速度論 -, 科学技術社 (1975), 137
- 3) 橋本; "活性汚泥法の動力学とその制御方法", 水处理技術, 18 (11), 1013 ~ 1022 (1977)
- 4) 橋本; "SRT", 下水道協会誌, 14 (156), 117 ~ 119 (1977)
- 5) 橋本; "活性汚泥法の新しい試み", 環境技術, 6 (1), 9 ~ 18 (1977)
- 6) 橋本, 藤田; "活性汚泥の浄化反応理論とその機構に関する研究, 第 1 報, 活性汚泥の浄化反応理論", 醸酵工学雑誌, 46 (8), 649 ~ 657 (1968)
- 7) 橋本, 藤田; "活性汚泥の浄化反応理論とその機構に関する研究, 第 2 報, 活性汚泥の浄化反応機構", 醸酵工学雑誌, 46 (8), 658 ~ 668 (1968)
- 8) 橋本, 藤田; "活性汚泥の浄化反応理論に関する研究", 下水道協会誌, 5 (50), 2 ~ 15 (1968)
- 9) Contois, D.E.; "Kinetics of Bacterial Growth, Relationship between Population Density and Specific Growth Rate of Continuous Cultures", J. Gen. Microbiol. 21, 40 ~ 50 (1959)
- 10) Fujimoto, Y.; "Kinetics of Microbial Growth and Substrate Consumption", J. Theoret. Biol. 5, 171 ~ 191 (1963)
- 11) 橋本, 藤田, 鈴木; "増殖動力学からみた活性汚泥法の最適管理に関する研究", 昭和 50 年度, 日本醸酵工学会大会講演要旨集, 122 (1975)
- 12) Monod, J.; "La Technique de Culture Continue. Theorie et Applications", Ann. Inst. Pasteur, 79, 390 (1950)
- 13) Eckenfelder, W.W., O'conner; Biological Waste Treatment, Pergamon Press (1961), 24
- 14) 橋本, 古川; "嫌気一好気式高濃度活性汚泥法による窒素除去 (I)", 下水道協会誌, 14 (152), 16 ~ 23 (1977)
- 15) 橋本, 藤田, 尾崎; 活性汚泥法による PVA 等難分解性物質の処理の実用化に関する研究, 大阪大学工学部環境工学教室刊行, P. 1 ~ 307, 昭和 51 年 3 月
- 16) 橋本, 尾崎; "活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究 (第 1 報), - 既往の文献紹介 -", 下水道協会誌, 17 (189), 28 ~ 38 (1980)
- 17) 下水道施設基準改定委員会編; 下水道施設設計指針と解説, 日本下水道協会 (1972), 339

第2章

- 1) 緒論(4)の文献と同じ
- 2) 西川, 橋本, 柿本, 長谷川, 森川; “ポリビニールアルコール(PVA)を資化する微生物に関する研究(第1報)”, 昭和48年, 日本農芸化学会大会講演要旨集, 363 (1973)
- 3) Finley, J.H.; “Spectrophotometric Determination of Polyvinyl Alcohol in Paper Coatings”, *Analytical Chemistry*, **33** (13), 1925 ~ 1927 (1961)
- 4) 日本下水道協会; 下水試験方法(1974年版および1967年版)
- 5) 石坂音治ら編; 衛生化学および試験方法, 第2改稿版, 廣川書店, 312 ~ 321
- 6) 芳倉, 福永, 小田, 宇野; “有機汚濁指標の現状と動向 — BOD, COD, TOC, TOD について —”, *水処理技術*, **20** (1), 3 ~ 21 (1979)
- 7) 緒論(6)の文献と同じ
- 8) 緒論(10)の文献と同じ
- 9) 緒論(11)の文献と同じ
- 10) 三上, 福岡, 小野, 江藤; “特殊産業廃水の微生物処理に関する研究(第4報) 活性汚泥のマイクロフロー”, *發酵工学雑誌*, **44** (7), 405 ~ 415 (1966)
- 11) 大場; “合成洗剤の微生物による生分解に関する研究”, *日本衛生学雑誌*, **25** (6), 494 ~ 511 (1971)
- 12) 山口; “CDUの光学異性体に対応する細菌種の増殖”, *微生物の生態3*, 東京大学出版会 (1976), 201 ~ 217
- 13) 佐藤; “土壌中における農薬の微生物相に及ぼす影響”, *微生物の生態5*, 学会出版センター (1978), 39 ~ 64
- 14) Mikami, E., Hashinaga, T., Misono, T.; “A Preliminary Report on Microbial Information for the Control of Activated Sludge Processes,” *Proceedings of The IVth International Fermentation Symposium, Fermentation Technology Today*, 583 ~ 596 (1972)
- 15) 三上; “活性汚泥処理における基質と細菌フローラの動態”, *微生物の生態2*, 東京大学出版会 (1975), 125 ~ 145
- 16) 第1章(14)の文献と同じ

第3章

- 1) 第2章(4)の文献と同じ
- 2) Mueller, J.A., Boyle, W.C., Lightfoot, E.N.; “Oxygen Diffusion through Zoogloeal Flocs”, *Biotechnology and Bioengineering*, **10** (3), 331 ~ 358 (1968)

- 3) Wuhrmann, K.; "Effect of Oxygen Tension of Biochemical Reactions in Sewage Purification Plants, Advances in Biological Waste Treatment", edited by W.W. Eckenfelder and B.J. McCabe, Symposium Publication Division, Pergamon Press (1963), 27 ~ 40
- 4) 高野, 岡田, 照井 ; "下水の微生物処理に関する基礎的研究 一低濃度基質酸化と酸素適応一" , 醗酵工学雑誌, 44 (10), 691 ~ 698 (1966)
- 5) 岩井訳, Eckenfelder, W.W., O'Connor, D.J. 著 ; 廃水の生物学的処理, コロナ社 (1965), 38 ~ 53
- 6) 橋本 ; "活性汚泥微生物の有機物除去と硝化, 脱窒の反応動力学" , 第7回, 水処理研究会 (主催, 大阪大学生産技術研究会) , 33 ~ 52 (1978)
- 7) 第1章(15)の文献と同じ
- 8) Sinclair, C.G., Ryder, D.N.; "Models for the Continuous Culture of Microorganisms under both Oxygen and Carbon Limiting Conditions", Biotechnology and Bioengineering, 17, 375 ~ 398 (1975)
- 9) 岩井訳, Eckenfelder, W.W., O'Connor, D. J., 著 ; 廃水の生物学的処理, コロナ社 (1965), 66 ~ 68
- 10) 洞沢 ; 排水の生物学的処理, 技報堂 (1976), 189 ~ 190
- 11) 緒論(5)の文献と同じ
- 12) 第2章(2)の文献と同じ
- 13) 西川, 長谷川, 橋本, 森川 ; "ポリビニールアルコール (PVA) を資化する微生物に関する研究 (第3報) PVA資化性細菌群の生産するPVA分解酵素について" , 昭和48年日本農芸化学会大会講演要旨集, 364 (1973)
- 14) 岩井 (著者代表) ; 下水・廃水処理ガイドブック, 環境技術研究会 (1974) , 154 ~ 157

第4章

- 1) 第1章(11)の文献と同じ
- 2) 橋本, 岩堀, 柴田 ; "連続 Fed-Batch 法による活性汚泥法動力学式のパラメーター測定" , 第14回下水道研究発表会講演集, 293 ~ 295 (1977)
- 3) 橋本, 尾崎, 山川 ; "活性汚泥法によるPVA除去に関する動力学的研究 一動力学パラメーターの非定常解析一" , 第15回下水道研究発表会講演集, 230 ~ 232 (1978)
- 4) 橋本 ; "活性汚泥の浄化反応理論とその応用に関する研究" , 昭和45年9月, 大阪大学学位論文

- 5) 橋本, 尾崎 ; “活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究 (第2報) —活性汚泥法動力学と難分解性物質の処理理論—” 下水道協会誌, 17 (191), 30 ~ 36 (1980)
- 6) 第1章(9)の文献と同じ
- 7) Weston, R.F., Eckenfelder, W.W.; “Application of Biological Treatment to Industrial Wastes: 1. Kinetics and Equilibria of Oxidative Treatment”, Sewage Ind. Wastes, 27 (7), 802 ~ 820 (1955)
- 8) McCarty, P.L., Broderson, C.F.; “Theory of Extended Aeration Activated Sludge”, Jour. Water Poll. Control Fed., 34 (11), 1095 ~ 1103 (1962)
- 9) 第1章(10)の文献と同じ
- 10) 第1章(8)の文献と同じ
- 11) Jenkins, D., Garrison, W.E.; “Control of Activated Sludge by Mean Cell Residence Time”, Jour. Water Poll. Control Fed., 40, 1905 ~ 1919 (1968)
- 12) Lawrence, A.W., McCarty, P.L.; “Unified Basis for Biological Treatment-Design and Operation”, Jour. San. Eng. Div., A.S.C.E., 96, 757 ~ 778 (1970)
- 13) Sherrard, J.H., Schroeder, E.D.; “Relationship between the Observed Cell Yield Coefficient and Mean Cell Residence Time in the Completely Mixed Activated Sludge Process,” Water Res., 6 (9), 1039 ~ 1049 (1972)
- 14) Stall, T.R., Sherrard, J.H.; “Effect of Wastewater Composition and Cell Residence Time on Phosphorus Removal in Activated Sludge”, Jour. Water Poll. Control Fed., 48 (2), 307 ~ 322 (1976)
- 15) Middelton, A.C., Lawrence, A.W.; “Kinetic of Microbial Sulfate Reduction”, Jour. Water Poll. Control Fed., 49 (7), 1659 ~ 1670 (1977)
- 16) Chiang, C.H.; “Process Stability of Activated Sludge Process,” Jour. Environ. Eng. Div., Proc. Amer. Soc. Civil Engr., 103 (EE2), 259 ~ 271 (1977)
- 17) Uloth, V.C., Mavinic, D.S.; “Aerobic Bio-Treatment of a High-Strength Leachate”, Jour. Environ. Eng. Div., Proc. Amer. Soc. Civil Engr., 103 (EE4), 647 ~ 661 (1977)

第5章

- 1) 関川, 松井, 向井, 立花 ; “加圧エアレーション・加圧浮上法を利用した活性汚泥法 (Bio-Reactor 方式) による高濃度有機廃水処理 (第1報) ”, 第5回下水道研究発表会講演集, 259 ~ 261 (1968)
- 2) 関川, 松井, 向井 ; “加圧エアレーション・加圧浮上法を利用した活性汚泥法 (Bio-Reactor 方式) による高濃度有機廃水処理 (第2報) ”, 第6回下水道研究発表会講演集, 269 ~

- 3) Koenig, L.; "The Cost of Activated Sludge Treatment with Mechanical Aerators Compared with Oxygen", Paper Presented at Water Resources Symp. No.6, Univ. of Texas at Austin (1972)
- 4) Brouzes, P. H.; "Considerations in the Multi-Stage Activated Sludge Treatment of Industrial Wastewater", Water Res., 7 (5) 783-791 (1973)
- 5) 古城, 赤壁, 北村 ; " 2 段曝気活性汚泥法による含シアン廃水の生物学的処理 ", 醸酵工学雑誌, 53 (11) 824 ~ 831 (1975)
- 6) 第 3 章(5)の文献と同じ
- 7) Taguchi, H., Humphrey, A.E.; "Dynamic Measurement of the Volumetric Oxygen Transfer Coefficient in Fermentation Systems," J. Ferment. Technol., 44 (2), 881-889 (1966)
- 8) 第 3 章(2)の文献と同じ
- 9) Albertsson, J.G. et al., 橋本訳 ; " 純酸素エアレーションによる標準活性汚泥法の研究 ", 下水道協会資料 No. 14 (1972)
- 10) Kulperger, R.J.; "High Purity Oxygen Activated Sludge System is being used for Petrochemical and Pharmaceutical Effluent", Water and Wastes Engineering, 9 (11), 18-20 (1972)
- 11) 浅田 ; " 吉祥院処理場における酸素エアレーション法の実験 ", 下水道協会誌, 11 (125), 12 ~ 37 (1974)
- 12) 合田編 ; 水質工学, 応用編, 丸善 (1976) 102 ~ 107
- 13) Wyatt, K.L., Brown, P., Shabi, F.A.; "Oxidation Processes in Activated Sludge at High Dissolved Oxygen Concentration", Water Pollution Control, 76 (3), 340-354 (1977)
- 14) 藤井, 奥野, 福田 ; " ディープエアレーションタンクの実用化 (I) ", 下水道協会誌, 11 (118), 24 ~ 34 (1974), 12 (139), 17 ~ 25 (1975)
- 15) Frank, L.S., David, T.R.; "Oxygen Transfer Efficiency in Deep Tank," Jour. Water Poll. Control Fed., 47 (11), 2586-2598 (1975)
- 16) Hemming, M.L., Ousby, J.C., Plowright, D.R., Walker, J.; "Deep Shaft-Latest Position", Water Pollution Control, 76 (4), 441 - 451 (1977)
- 17) 塚越 ; " 超深層曝気法による処理, - I C I ・ディープ・シャフトプロセス - ", 用水と廃水, 20 (9), 1045 ~ 1050 (1978)
- 18) 第 2 章(15)の文献と同じ

第 6 章

- 1) Oldshue, J.; "Aeration of Biological Systems Using Mixing Impellers", Biological Treatment of Sewage & Industrial Wastes, 1, 231, Reinhold Pub., Corp., New York (1959)
- 2) 橋本, 藤田, 辻本; "散気板による気泡曝気の曝気性能とその経済性について", 第12回, 下水道研究発表会講演集, 294~296 (1975)
- 3) エッケンフェルダー, W. W., オコンナー, D. J. 著, 岩井訳; 廃水の生物学的処理, コロナ社 (1965), 88~89, 177~180
- 4) 橋本, 藤田, 福智; "気泡曝気の曝気性能とその経済性について", 醗酵工学雑誌, 51 (1), 58~65 (1973)
- 5) 原田著; 水力学とポンプ・送風機設計演習, 日刊工業新聞 (1962), 186~187
- 6) 古屋; "PVA回収システム", 繊維と工業, 32 (12), 454~458 (1976)
- 7) 緒論(1)の文献と同じ
- 8) 白石; "水溶性高分子の不溶化", 高分子加工, 34 (12), 506~509 (1977)
- 9) 牧; オゾン法, 水質汚濁と高度処理技術, 化学工業社 (1974), 162~195
- 10) 佐藤, 作本, 鷺野; "放射線によるPVA廃水の処理に関する研究(I), 一放射線の酸化分解作用による処理一", 用水と廃水, 18 (8), 989~995 (1976)
- 11) 作本, 鷺野, 佐藤; "放射線によるPVA廃水の処理に関する研究(II), 一放射線と凝集沈殿との併用による処理一", 用水と廃水, 18 (12), 1359~1363 (1976)
- 12) 大矢編著; 逆浸透法・限外濾過法 II, 応用膜利用技術ハンドブック, 幸書房 (1978) 579~581

本論文に関連のある主な報告

1. 活性汚泥法によるPVA等難分解性物質の処理の実用化に関する研究
大阪大学工学部環境工学教室刊行, P. 1 ~ 307, 昭和51年3月
2. 活性汚泥法によるPVA等難分解性物質の処理に関する研究
第13回衛生工学研究討論会講演論文集, 61 ~ 66 (1977)
3. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第1報)
— 既往の文献紹介 —
下水道協会誌, 17, No. 189, 28 ~ 38 (1980)
4. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第2報)
— 活性汚泥法動力学と難分解性物質の処理理論 —
下水道協会誌, 17, No. 191, 30 ~ 36 (1980)
5. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第3報)
— 活性汚泥のPVA馴養過程とその解析 —
下水道協会誌, 17, No. 192, 17 ~ 26 (1980)
6. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第4報)
— PVA除去に及ぼす各種影響因子について —
下水道協会誌, 17, No. 195, 24 ~ 34 (1980)
7. 嫌気・好気式高濃度活性汚泥法に関する動力学的研究
水質汚濁研究, 3, No. 2, 61 ~ 70 (1980)
8. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第5報)
— PVA活性汚泥処理の動力学解析 —
下水道協会誌, 17, No. 198, 19 ~ 29 (1980)
9. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第6報)
— PVAの高濃度活性汚泥処理の実験室的研究 —
下水道協会誌, 18, No. 201 掲載予定
10. 活性汚泥法による難分解性物質の処理に関する研究(第7報)
— PVA含有廃水の高濃度活性汚泥処理の実用化 —
下水道協会誌, 18, No. 203 掲載予定
11. Kinetic Studies on Anoxic-Aerobic High Sludge Concentration
Activated Sludge Process. I
— Determination of Kinetic Formulae and Parameters —
TECHNOLOGY REPORTS OF THE OSAKA UNIVERSITY, 31
No. 1 掲載予定

12. Kinetic Studies on Anoxic-Aerobic High Sludge Concentration
Activated Sludge Process.II
—Plant Design Application of Kinetic Formulae and Parameters—
TECHNOLOGY REPORTS OF THE OSAKA UNIVERSITY, 31,
No. 1 掲載予定