

(17) ポバールによる活性汚泥の固定化に関する研究

STUDIES ON THE IMMOBILIZATION OF ACTIVATED SLUDGE BY POLYVINYLALCOHOL

橋 本 奨*, 古 川 憲 治*, 濱 宏**

Susumu Hashimoto*, Kenji Furukawa*, Hiroshi Hama**

ABSTRACT; Recently, investigations about the application of immobilization techniques to the wastewater treatment field have attracted much attention. Differing from common fermentation processes, this method requires the immobilization of large amount of biomass; thus the development of inexpensive polymeric substances with high gel strength have been required. Polyvinylalcohol (PVA) is such a polymeric substance which fullfills the former requisits. In this study PVA-immobilized activated sludge was prepared by the PVA-freezing method and our newly developed PVA-boric acid method, and comparative continuous treatments were conducted. The following results were obtained:

- (1) These processes proved to be easy and effective methods of immobilizing activated sludge.
- (2) PVA-immobilized activated sludge prepared by both the freezing and boric methods proved to be useful over a long term without destruction of gel or decrease of gel strength
- (3) Through continuous treatment experiments using synthetic wastewater, more than 90% of TOC was removed and 25-45% of T-N was also removed even at high loading rate by aerated denitrification.
- (4) The kinetic coefficient (Y) for the PVA-immobilized activated sludge process was determined to be 0.828g MLSS/g TOC for the PVA-freezing method and 0.594g MLSS/g TOC for the PVA-boric acid method.
- (5) The PVA-boric acid method was proved to be an inexpensive immobilization method from the calculation of chemical cost requirements.

KEYWORDS; immobilization of activated sludge, polyvinylalcohol, PVA-boric acid method.

1. はじめに

下水処理分野に微生物固定化法が応用できれば、処理効率の向上のみならず、下水処理の最大のネックである固液分離上の問題点が解決されるので、近年この方面の研究が注目を集めている。これまで、下水処理への固定化技術の応用に関する研究は必常に少なく、アクリルアミド等の包括固定化剤を用いた活性汚泥、硝化菌等の固定化に関する報告⁽¹⁾⁽²⁾があるだけである。我々は、Kuu, W. Y 等⁽³⁾の考案した「寒天—アクリルアミド法」に注目し、この方法により固定化した活性汚泥ピーズを用いて合成下水の連続処理試験を行い、通常の活性汚泥法の2～5倍の高負荷域で固液分離上の問題なくTOCを95%、T-Nを30～45%の効率で、安定して処理することが可能であること等の活性汚泥固定化による種々の利点を実験的に明らかにしてきた⁽⁴⁾。しかし下水処理は、微生物利用工業での培養系とは、(イ)流入水の水質、水量が大幅に変動する、(ロ)流入水の殺菌が不可能で、純粋培養系が組めない、(ハ)固定化しなければならない活性汚泥量が膨大であること等の点で、大幅に趣を異にする。従って、ゲル強度が大きく、しかも安価な固定化材料の開発が待たれてい

*大阪大学工学部環境工学科, Osaka Univ. Dept. of Environ. Eng.

**日本下水道事業団, Japan Sewage Works Agency

る。我々はこの要件を満たす固定化材料として、合成高分子ポリビニルアルコール（別名ポバール，以下PVAと略す）に着目し、種々のゲル化法で濃縮活性汚泥とPVA溶液の混合物をゲル化させる研究を進めている。今回、PVAを冷凍によりゲル化させるPVA—冷凍法と、新たに我々が開発したPVA—ホウ酸法により調製した固定化活性汚泥を用いて合成下水の連続処理試験を行い、若干の有用な知見が得られたので報告する。

2. 実験装置並びに方法

2.1 PVA—冷凍法

Fig. 1 にPVA—冷凍法による活性汚泥の固定化調製フローを示した。50～100g/ℓに濃縮した全酸化処理の活性汚泥と10～20%のPVA—117（ケン化度98～99%，重合度1700）水溶液を、最終PVA濃度が7.5～15%となるように良く混合する。次いでこの混合物をプラスチック製のトレイに流し込み、-20～-80℃で24時間冷凍する。冷凍によりゲル化したPVA—活性汚泥の混合物を室温で融解後、3～4mm角のサイコロ状に裁断成型する。得られた固定化活性汚泥を水道水で十二分に洗浄、復水させた後（復水後は7mm角の固定化活性汚

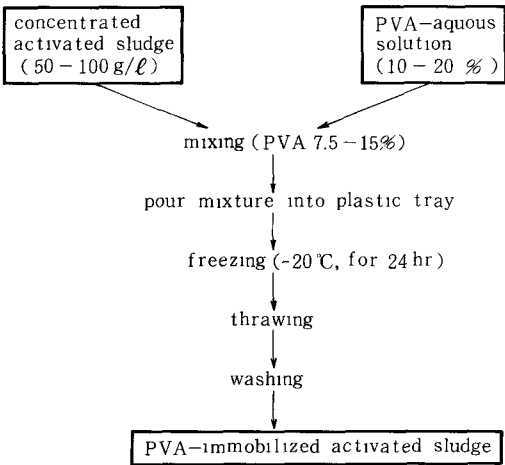


Fig. 1. Flow chart for preparation of immobilized activated sludge by PVA-freezing method.

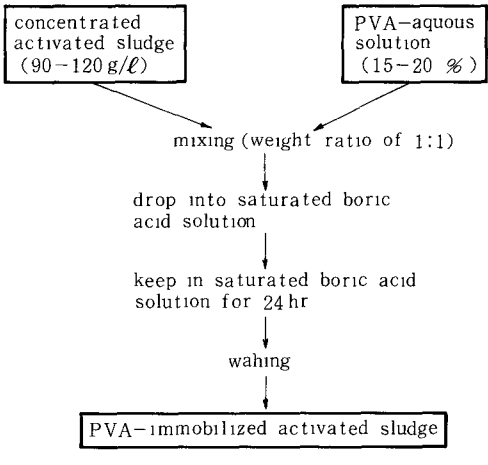


Fig. 2. Flow chart for preparation of immobilized activated sludge by PVA-boric acid method.

汚となる)、実験に供した。

2.2 PVA—ホウ酸

Fig. 2 にPVA—ホウ酸法による活性汚泥の固定化調製フローを示した。90～120g/ℓに濃縮した全酸化処理の活性汚泥と15～20%のPVA—HC（ケン化度100%，重合度2000）水溶液を重量比で1：1に良く混合した後、混合物を注射器等で緩速搅拌の飽和ホウ酸溶液中に球状に滴下する。一昼夜飽和ホウ酸溶液中で緩速搅拌してビーズ内部までゲル化させる。生成ビーズを流水で十二分に洗浄、復水させた後（復水後はビーズ径3～4mmのビーズ状の固定化活性汚泥となる）、実験に供した。

2.3 実験装置

PVA—冷凍法，PVA—ホウ酸法による固定化活性汚泥による連続処理試験は、それぞれFig. 3, Fig. 4 に示した処理装置を用いて行った。供試下水にはTable 1 に示す組成の合成下水を用いた。分析はすべて下水試験方法によった。

Table 1. Composition of synthetic wastewater

component	g/ℓ
Peptone	60
Meat extract	40
NaCl	1.0
KCl	1.4
CaCl ₂	1.4
MgSO ₄	1.0
NaHCO ₃	21 0

COD_{Cr} = 100,000 mg/ℓ
TOC = 40,000 mg/ℓ
T-N = 14,000 mg/ℓ
T-P = 1,500 mg/ℓ

3. 実験結果並びに考察

3.1 PVA-冷凍法による活性汚泥の
固定化条件

安井⁽⁵⁾は、1～40% (w/v) のPVA溶液と所用量の酵素 (PVA重量の1/10以下) の溶解物を-25～-80℃で冷凍することにより酵素をPVA重合体中に包括固定化できることを明らかにした。このPVA-冷凍法が活性汚泥微生物の固定化に応用できるかどうか検討の結果、Table 2に示す条件が最適の固定化条件であることが判った。この固定化法によれば、アクリルアミドを使った固定化法に比して比較的温和な条件で活性汚泥を固定化することができる。

3.2 PVA-ホウ酸法による活性汚泥
の固定化条件

PVA-冷凍法では、活性汚泥をビーズ状に固定化できないこと、冷凍に多大のエネルギーを要すること等の欠点がある。この問題を解決する方法としてPVA-ホウ酸法を新しく考案した。この方法は、PVAがホウ酸とモノデオール型の化学結合をすることによりゲル化する性質を利用したものである⁽⁶⁾。

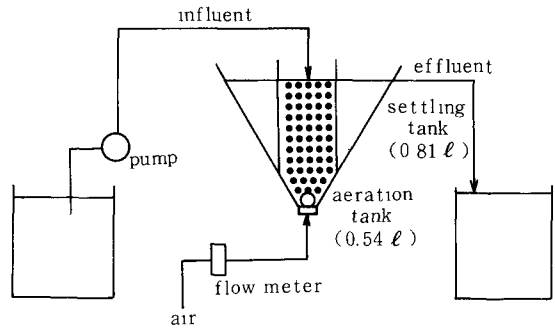


Fig. 3 Schematic diagram of continuous immobilized activated sludge process.

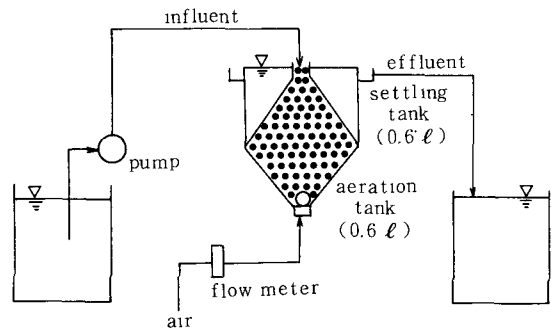
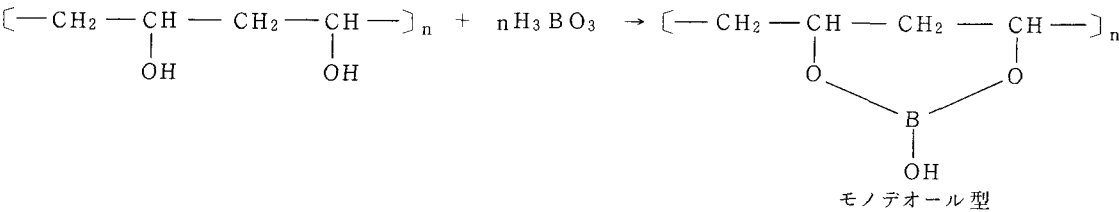


Fig. 4. Schematic diagram of continuous immobilized activated sludge.

Table 2. Optimal immobilizing conditions of activated sludge by
PVA-freezing method

type of PVA	degree of saponification: over 98% degree of polymerization: over 1,700 (for example: PVA-117, PVA-HC)
final PVA conc.	15% (W/V)
freezing temp.	-20℃
freezing time	24 hours



このPVA-ホウ酸法につき、その固定化条件を種々検討の結果、Table 3の条件が最適であることが判った。

Table 3. Optimal immobilizing conditions of activated sludge by PVA-boric acid method

type of PVA	PVA of 100% of sapanification (for example : PVA-HC)
final PVA conc.	7.5-10% (W/V)
boric acid conc	saturated conc.
contact time with boric acid	24 hours

3.3 PVA-固定化活性汚泥法による合成下水の連続処理試験

PVA-117の20%溶液 170g と 100g/ℓ に濃縮した全酸化処理の活性汚泥60g (60g 乾重活性汚泥に相当する) を用いて、Fig. 1の操作に従って約230gのPVA-冷凍法による固定化活性汚泥を調製した。この固定化活性汚泥をFig. 3の実験装置に投入(充填率65%)し、温度 $25 \pm 2^\circ\text{C}$ 、TOC-容積負荷 $1.33 \sim 2.96\text{g}/\ell$ 日の条件下で合成下水の連続処理試験を行った。

一方、PVA-HC 20%溶液 120g と 97g/ℓ に濃縮した全酸化処理汚泥120g (11.6g 乾重活性汚泥に相当する) を用いてFig. 2のフローに従って約310gのPVA-ホウ酸法による固定化活性汚泥ビーズを調製した。この固定化活性汚泥をFig. 4の実験装置に投入(充填率60%)し、TOC-容積負荷 $0.496 \sim 2.35\text{g}/\ell$ 日の条件下で合成下水の連続処理試験を行った。

(A) 固定化活性汚泥のゲル強度と重量変化

PVA-冷凍法では72日間、PVA-ホウ酸法では43日間連続処理試験を行ったが、処理の期間中ゲルの崩壊、ゲル強度の低下といった現象は全くみられなかった。又、試験終了後、それぞれの固定化活性汚泥を fill and draw 方式で1年以上培養を続けているが、いずれの固定化活性汚泥もほぼ元のゲル強度、現状を維持していることから、PVAが活性汚泥の包括固定化材料として極めて優れた高分子であることが判った。処理期間中、負荷の変動に応じ固定化活性汚泥重量は変化した。つまり、高負荷時にはゲル内部での活性汚泥の増殖が盛んと成る結果、ゲルが膨張し、重量が増加する。逆に低負荷時には、増殖量に比して自己分解量が勝る結果、ゲルが縮少し重量が減少する。PVA-冷凍法では206～240g 湿重、PVA-ホウ酸法では302～370g 湿重の範囲で固定化活性汚泥重量が変動した。

(B) TOCとT-Nの除去

固定化活性汚泥の場合、曝気槽内の活性汚泥濃度を正確に測定することが難しい。そこで処理水質と余剰汚泥発生速度がほぼ安定する期間を一応固定化活性汚泥法の定常域とみなした。Table 4. Table 5には定常域における冷凍法とホウ酸法の処理成績をそれぞれ示した。Fig. 5には両法のTOC-容積負荷とTOC、T-N除去率の関係を示した。TOCは両法とも90%以上の効率で試験負荷域では負荷に関係なく処理することができた。T-N除去率は負荷により変化するが、PVA-ホウ酸法ではTOC-容積負荷 $1.6\text{g}/\ell$ 日、PVA-冷凍

Table 4. Treatment results under steady state conditions (PVA-freezing method)

influent flow rate (ℓ/day)	TOC-volume loading rate (g TOC/ℓ. day)	TOC			T-N			Effluent		
		Inf. (mg/ℓ)	eff. (mg/ℓ)	removal (%)	inf (mg/ℓ)	eff (mg/ℓ)	removal (%)	NH ₄ -N (mg/ℓ)	NO ₃ -N (mg/ℓ)	TKN (mg/ℓ)
10	1.33	80	6.98	91.3	24	18.0	25.0	5.9	11.9	6.1
12.5	1.85	80	6.95	91.3	24	15.3	36.3	4.3	8.2	7.1
15	2.22	80	5.51	93.1	24	14.1	41.3	4.7	7.5	6.6
17.5	2.59	80	6.33	92.1	24	13.3	44.6	5.3	7.0	6.3
20	2.96	80	7.43	90.7	24	15.8	34.2	11.0	1.0	14.8

Table 5. Treatment results under steady state conditions (PVA-boric acid method)

influent flow rate (ℓ/day)	TOC-volume loading rate (g TOC/ℓ. day)	TOC			T-N			Effluent		
		inf. (mg/ℓ)	eff. (mg/ℓ)	removal (%)	inf. (mg/ℓ)	eff. (mg/ℓ)	removal (%)	NH ₄ -N (mg/ℓ)	NO ₃ -N (mg/ℓ)	TKN (mg/ℓ)
3.07	0.496	97	5.5	94.3	31.5	20.0	35.5	3.0	16.5	3.5
5.18	0.855	99	5.5	94.4	29.3	21.0	28.3	5.0	14.2	6.8
7.20	1.17	97.5	6.5	93.3	29.3	21.0	28.3	7.0	12.5	8.5
10.0	1.59	95.5	6.6	93.1	29.0	17.5	29.0	6.5	7.5	10.0
15.0	2.35	94.0	5.5	94.1	28.7	19.0	33.8	14.2	0.5	18.5

法ではTOC-容積負荷 2.6 g/ℓ 日の負荷でそれぞれ 40%, 44%という高負荷運転にしては高い除去率が得られた。

Fig. 6 には、定常状態での TOC-容積負荷と処理水 N 形態の関係を示した。処理水 N 形態は、低負荷域では硝化反応が活発に起こった結果 NO₃-N 型になったのに対し、高負荷域では処理水中に NO₃-N がほとんど検出されなくなり、NH₄-N 型に遷移した。

今回の実験では後述のように、固定化活性汚泥法における余剰汚泥生産速度 (Ps) を正確に把握していたので、Ps に余剰汚泥の N 含有率 (11.0~12.5%) を掛け合わせることで、活性汚泥中に取り込まれることによる (cell uptake) N の除去速度

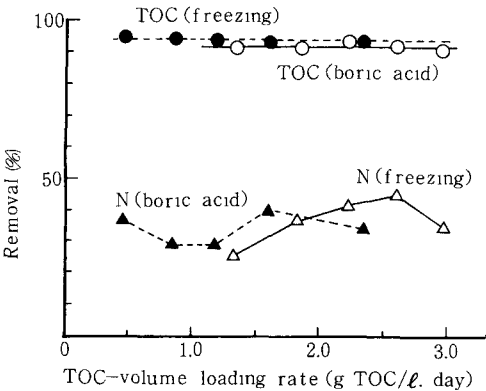


Fig. 5 Relationship among TOC-volume loading rate, TOC removal and T-N removal in PVA-immobilized activated sludge process.

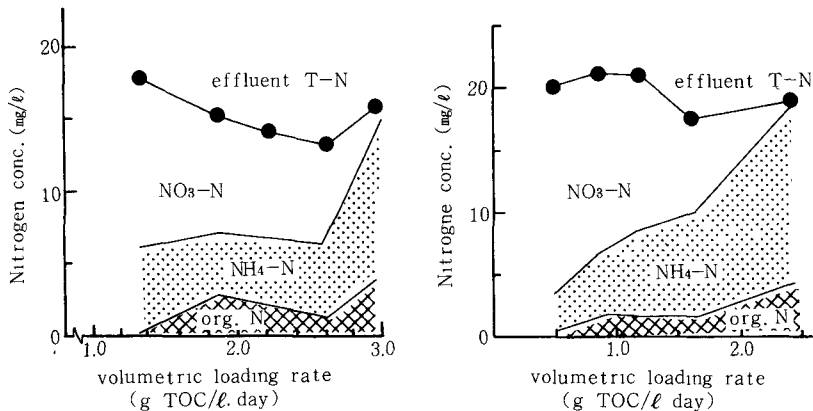


Fig. 6 Relationship between TOC-volume loading rate and the form of effluent nitrogen for PVA-immobilized activated sludge process.

を計算することができた。cell uptake 以外の N 除去を全て脱窒による N 除去とし、両固定化活性汚泥法の TOC-容積負荷と脱窒速度との関係を検討し、Fig. 7 に示す結果を得た。脱窒速度は負荷の増大につれ増加するが、最高の N 除去率の得られる TOC-容積負荷を越えた高負荷域では頭打ち状態となる。即ち、低負荷域では槽内 N の大部分が NO₃-N 型であるものの、H-donor としての有機物濃度が低いため、脱窒反応が進行し難いのに対し、高負荷域では脱窒の H-donor となる有機物濃度が高いにもかかわらず、H-acceptor とな

る $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成が追いつかず、脱窒速度は頭打ちとなる。

今回の実験には、研究室で長期間 fill and draw の全酸化処理方式で培養している活性汚泥を PVA で固定化したことから、固定化活性汚泥中には生育速度の遅い硝化菌が高濃度に含有されている^[7]。それ故、固定化法を用いれば、培養環境条件の変動に関わらず硝化菌を安定して曝気槽内に維持できるので、通常の活性汚泥法では起こり得ない高い TOC-容積負荷でも硝化反応を活発に進行させることができる。この高負荷域で生成した $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の一部が固定化活性汚泥内部の嫌気部で脱窒される、いわゆる曝気脱窒が高負荷域での高い窒素除去率に結びつくという新しい知見が得られた。

(C) PVA-固定化活性汚泥法における汚泥発生量について

下水処理において、余剰汚泥問題は避けて通ることができない。活性汚泥を固定化することにより余剰汚泥発生量が減少するとの報告^[1]があるが、PVA-固定化活性汚泥を用いた場合、余剰汚泥発生量がどの程度になるのか、寒天-アクリルアミド法による固定化活性汚泥の場合と同様の方法^[4]で、以下に検討した。

活性汚泥の比増殖速度と比基質利用速度との間には経験的、実験的に次式が成立する。

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

ここで、 Y は収率係数、 b は自己分解係数 (1/日)、 S は活性汚泥濃度 (g/ℓ)、 lr は除去基質濃度 (g/ℓ)、 $1/S (dS/dt)$ は活性汚泥の比増殖速度 (1/日)、 $1/S (dlr/dt)$ は比基質利用速度 (1/日) をそれぞれ示す。固定化活性汚泥法の場合、活性汚泥濃度 S を実測することができないので、(1)式を変形した(2)式により PVA-固定化活性汚泥法の収率係数 Y を決定した。

$$\frac{dS}{dt} = Y \frac{dlr}{dt} - bS \quad (2)$$

固定化活性汚泥法の余剰汚泥発生速度 dS/dt は、単位時間内に固定化活性汚泥の表面で付着生成した活性汚泥 (洗浄操作で除去測定できる) と曝気槽内で発生するフリーの活性汚泥、それに処理水中に SS として流亡するフリーの活性汚泥を合計することにより計算できる。今回の実験では、3 日毎の洗浄操作により固定化活性汚泥の表面で付着生育する活性汚泥を除去しているので、 S は一定として解析した。Fig. 8 には (2) 式のプロットを示した。いずれの方法においても高い相関の回帰直線で得られたことから、試験負荷域では S は一定として解析が可能ながことが判った。Fig 8 のプロットから決定された PVA-固定化活性汚泥の収率係数 Y 、 bS を Table 6 に示した。決定した Y 値を、Table 1 の組成の合成下水を通常の活性汚泥法で処理して得られた $Y = 0.332 \text{ g MLSS/g CODcr}$ ^[7]と比較してみると、PVA-冷凍法での固定化活性汚泥は活性汚泥法と同等の Y 値を、PVA-ホウ酸法での固定化活性汚泥は活性汚泥法の Y 値よりも低い収率係数を示すことが判った。

余剰汚泥発生量は Y 値のみならず bS 値にも関係する。PVA-冷凍法の bS 値は PVA-ホウ酸法の bS 値の約 3 倍もの大きな値である。そのため、TOC-容積除去速度 1.5 g TOC/ℓ 日 を境に、それ以下の負荷域では、冷凍法の方が Y 値が大きいかにかかわらずホウ酸法よりも余剰汚泥発生量が少なくなる。逆に、TOC-容積

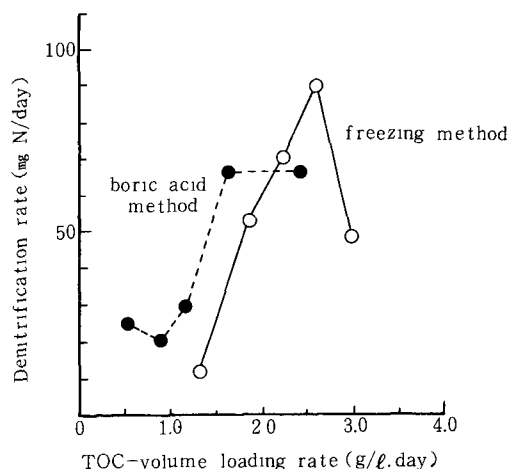


Fig. 7. Relationship between TOC-volume loading rate and denitrification rate for PVA-immobilized activated sludge process.

除去速度 1.5 g TOC/ℓ.日以上の高負荷域では、
 ホウ酸法の方が余剰汚泥発生量が少なくなる。

次に、PVA-固定化活性汚泥法における自己分解係数 *b* 値の推定を行ってみた。固定化微生物の有効率は一般に次式で示される。

$$\text{有効率} = \frac{\text{ゲルの呼吸速度 (mgO}_2/\ell.\text{h)}}{\text{ゲルを砕いたときの呼吸速度 (mgO}_2/\ell.\text{h)}} \times 100 \text{ ----- (3)}$$

固定化に供した活性汚泥量は、冷凍法で 6 g，ホウ酸法で 11.6 g，PVA-固定化活性汚泥の有効率を 40%（PVAで固定化した活性汚泥はゴム様であるため、その完全なる破壊が困難であり、その正確なる有効率の決定はできない。固定化微生物の有効率がほぼ 60%であったとの報告⁽²⁾，培養条件によってゲル内部での活性汚泥の増殖により PVA-固定化活性汚泥が膨張すること等を勘案して、PVA-固定

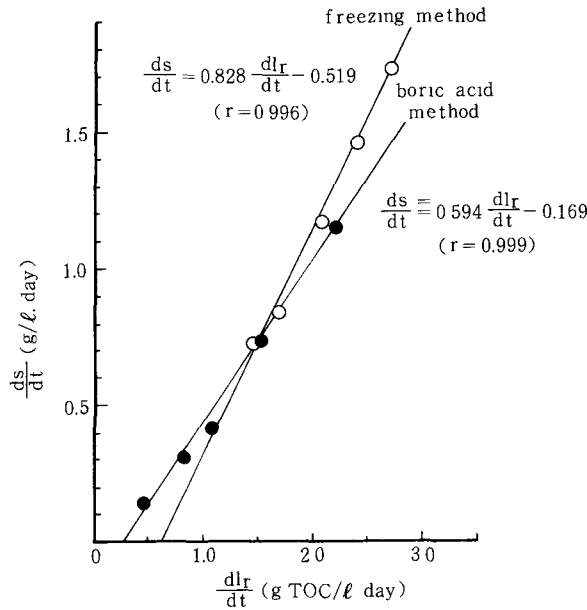


Fig. 8. Plot to determine the kinetic coefficient *Y*.

Table 6 *Y* and *bS* values for PVA-immobilized activated sludge process

immobilization method	$\left(\frac{\text{g MLSS}}{\text{g TOC}}\right)$	<i>Y</i> $\left(\frac{\text{g MLSS}}{\text{g TOC}}\right)^*$	<i>bS</i> $\left(\frac{\text{g MLSS}}{\text{g TOC}}\right)$
Freezing method	0.828	0.310	0.519
Boric acid method	0.594	0.224	0.169

化活性汚泥の有効率を 40%と若干低めに見積もった）とすると曝気槽内活性汚泥濃度はそれぞれ 6 × 0.4 / 0.54 = 5.1 g/ℓ，11.6 × 0.4 / 0.6 = 7.73 g/ℓ となる。実験期間中 *S* はほぼ一定とみなせるので、*b* 値はそれぞれ *b* = 0.519 / 5.1 = 0.102 1/日，*b* = 0.169 / 7.73 = 0.0219 1/日と推定される。冷凍法の *b* 値が大きな値となったが、これは、冷凍法で調製した固定化活性汚泥が平均 7 mm 角の立方体で、ホウ酸法で調製した直径 3 ～ 4 mm のビーズ状の固定化活性汚泥法に比して約 10 倍もの体積を持つことから、冷凍法で調製した固定化活性汚泥内部の嫌気域で活発に汚泥の自己分解が起こったためと考えられる。

プラントの維持管理面からすると、固定化活性汚泥法は余剰汚泥の発生しないいわゆる全酸化処理域での運転が好ましい。固定化活性汚泥の場合、全酸化処理域で運転してもバルキング、沈澱池でのスカムの浮上といった問題がないので安定した処理が可能である。そこで、Fig. 8 のグラフから PVA-固定化活性汚泥法で余剰汚泥が発生しない (*dS/dt* = 0) TOC-容積除去速度 (*dlr/dt*) を求めてみたところ、冷凍法で *dlr/dt* = 0.627 g TOC/ℓ.日，ホウ酸法で *dlr/dt* = 0.285 g TOC/ℓ.日となった。TOC は Fig. 5 に示したように、負荷に関係なく冷凍法で 92%、ホウ酸法で 93% の効率で除去されるから、この TOC-容積除去速度を TOC-容積負荷 (*Lv*) に換算すると、冷凍法で *Lv* = 0.681 g TOC/ℓ.日，ホウ酸法で *Lv* = 0.306 g TOC/ℓ.日となる。供試合成下水には BOD = 1.5 TOC の関係があるので、この *Lv* 値を BOD 基準に換算すると冷凍法で *Lv* = 1.02 g BOD/ℓ.日，ホウ酸法で *Lv* = 0.459 g BOD/ℓ.日となる。Table 7 には、各種処理法における余剰汚泥の発生しない BOD-容積負荷の比較を示した。固定化活性汚泥法は槽内活性汚泥濃度を高く維持できるので、長時間曝気法の BOD-容積負荷よりもかなり高い BOD-容積負荷で全酸化処理が可能となる。ここで、PVA-冷凍法の負

Table 7 Comparison of loading rates with no excess sludge production for various kinds of wastewater treatment methods

treatment method		BOD-volume loading rate with no sludge production	
extended aeration method		0.15 - 0.25 g BOD/ℓ. day	
immobilized activated sludge method	agar acrylamide method	0.492	g BOD/ℓ. day
	PVA-freezing method	1.02	g BOD/ℓ. day
	PVA-boric acid method	0.495	g BOD/ℓ. day

荷が寒天—アクリルアミド法、PVA—ホウ酸法の負荷の約2倍にもなっているが、これは前述のように冷凍法により調製した固定化活性汚泥の自己分解係数が大きいことに起因する。

(D) 固定化に要する薬品コスト試算

以上、PVAを用いた冷凍法、ホウ酸法による活性汚泥固定化法の確立、並びに両方により調製したPVA—固定化活性汚泥の処理機能の比較を行った。PVA—冷凍法による活性汚泥の固定化法は極めて簡単な方法であるものの、球型に成型できない、大量調製には手間がかかる、冷凍に多量のエネルギーを消費する等の欠点があることから、我々はPVAを用いる活性汚泥の固定化にはホウ酸法が最良の方法であると考えている。

包括固定化材料としてPVAを用いる最大のメリットはその価格の安いことである。そこで、以下、PVA—ホウ酸法で1kg乾重の活性汚泥を固定化するのに要する薬品コストの試算を行った。供試濃縮汚泥の含水率を91%とすると、1kg乾重の活性汚泥は11.1kgの濃縮汚泥に相当する。この濃縮汚泥と20% PVA溶液を重量比で1:1に混合し、飽和ホウ酸溶液中でビーズ状に成型ゲル化させるのに要するPVA量は2.22kgとなる。ホウ酸は前述の反応式から、1:0.702の割合でPVAと反応するので、1.56kgのホウ酸が必要となる。Table 8にはこの計算をもとにした薬品コストの試算結果を示した。

Table 8 Chemical cost required for the immobilization of 1kg dry weight of activated sludge by PVA-boric acid method

chemicals	required weight	unit cost	cost
PVA	2.22 kg	700 yen/kg	1,554 yen
Boric acid	1.56 kg	700 yen/kg	1,092 yen
		Total	2,646 yen

次に、比較のため、「寒天—アクリルアミド法」で1kg乾重の活性汚泥を固定化するのに要する薬品コストを試算してみた（寒天—アクリルアミド法による活性汚泥の固定化手順については文献(4)を参照されたい）。11.1kg湿重（含水率91%）の濃縮活性汚泥と11.1kgの6%寒天溶液を重量比で1:1に混合して寒天ビーズを作成するものとする、0.666kgの寒天が必要となる。次いで、この寒天ビーズをアクリルアミドモノマー（ACAM）7.5%（w/v）、N, N'-メチレンビスアクリルアミド（BIS）0.4%（w/v）、β-ジメチルアミノプロピオニトリル（DMAPN）0.5%（v/v）の組成の溶液30ℓとK₂S₂O₈ 0.5%（w/v）溶液30ℓ中でGel phase polymerizationするものとする、必要薬品量は、ACAM 2.25kg、BIS 0.12kg、DMAPN 0.15ℓ、K₂S₂O₈ 0.15kgとなる。ACAM、BIS、DMAPN、K₂S₂O₈が1回の反応で投入量の1/5が消費されるものとして、1kg乾重の活性汚泥の固定化に要する薬品コストを試算した（Table 9）。この結果、PVA—ホウ酸法の薬品コストは2,646円/kg活性汚泥と寒天—アクリルアミド法の薬品コストの約28%にしかすぎず、PVA—ホウ酸法が極めて安価な包括固定化法であることが明らかとなった。

Table 9 Chemical cost required for the immobilization of 1kg dry weight of activated sludge by agar-acrylamide method

chemicals	required weight	unit cost	cost
agar	0.666kg	10,000 yen/kg	6,660 yen
ACAM	0.45 kg	1,500 yen/kg	675 yen
BIS	0.024kg	80,000 yen/kg	1,920 yen
DMAPN	0.031	10,000 yen/l	300 yen
K ₂ S ₂ O ₈	0.003	1,600 yen/kg	48 yen
	Total		9,603 yen

4. 要約

- (1) PVA-冷凍法, PVA-ホウ酸法による活性汚泥固定化の最適条件を決定した。いずれの方法によっても、極めて容易に活性汚泥を包括固定化できることが判った。
- (2) 冷凍法, ホウ酸法により固定化した活性汚泥を用いて合成下水の連続処理試験を行った結果、いずれのPVA-固定化活性汚泥も、長時間使用してもゲル強度の顕著な低下がみられないことから、PVAが活性汚泥の包括固定化材料として極めて優れた高分子材料であることが確認された。TOCは90%以上の効率で安定して処理できた。T-Nは供試汚泥が硝化菌を高濃度に含む全酸化処理汚泥であったことから、高負荷域で生成されたNO₃-Nが固定化活性汚泥内部の嫌気部で脱窒される、いわゆる曝気脱窒の作用もあり、高負荷域での運転にもかかわらず、25～45%の効率で除去された。
- (3) PVA-固定化活性汚泥法の収率係数(Y)を冷凍法で $Y = 0.828 \text{ g MLSS/g TOC}$, ホウ酸法で $Y = 0.594 \text{ g MLSS/g TOC}$ と決定した。動力学解析結果をもとに固定化活性汚泥の自己分解係数(b)を冷凍法で $b = 0.102 \text{ 1/日}$, ホウ酸法で $b = 0.0219 \text{ 1/日}$ と推定した。
- (4) PVA-固定化活性汚泥の全酸化処理に相当する負荷が冷凍法で 1.02 g BOD/ℓ 日 , ホウ酸法で 0.459 g BO D/ℓ 日 であることが判った。
- (5) PVA-ホウ酸法による活性汚泥の固定化に要する薬品コストを試算し、本法が極めて安価な活性汚泥固定化法であることを示した。

参 考 文 献

- (1) 角野立夫, 昆正浩, 山崎征: 固定化微生物による下水の処理, 第21回下水道研究発表会講演集 p. 251 (1984)
- (2) 森直道, 中村裕紀, 大竹康友: 固定化微生物による硝化の基礎検討, 第21回下水道研究発表会講演集 p. 347 (1984)
- (3) Kuu, W. Y. and Polack, J. A.: Improving Immobilized Biocatalyst by Gel Phase Polymerization, Biotech. & Bioeng., Vol 25, p. 1995 (1983)
- (4) 橋本奨, 古川憲治, 濱宏: 活性汚泥の固定化とその浄化機能に関する研究, ト水協, Vol. 22, No. 253, p. 42 (1985)
- (5) 公開特許公報: 昭和50-52276
- (6) 長野浩一, 山根三郎, 豊島賢太郎共著: ポパール, p. 142, 高分子刊行会 (1981)
- (7) Hashimoto, S. and Furukawa, K.: Growth Kinetic Studies on Organic Oxidation and Nitrification by Activated Sludge, J. Ferment. Technol., Vol. 60, No 6, p. 525 (1982)
- (8) 下水道施設設計指針と解説, p. 327, 日本下水道協会 (1984)