〈論 文〉

微生物支持体「バイオループ」を用いた下水処理

栗 山 光 央* 柿 井 一 男* 小 林 実* 熊 岳 平*
植 場 久 昭** 大 橋 一 晃** 佐 藤 等***

Submerged Bioloop Filter for the Treatment of Sewage

Mitsuo KURIYAMA*, Kazuo KAKII*, Minoru KOBAYASHI*, Shung Yun PING*,
Hisaaki UEBA**, Kazuaki OHASHI** and Hitoshi SATOH***

* Department of Applied Chemistry, Faculty of Engineering, Utsunomiya University

** Kureha Gousen Co., Ltd.

*** Kureha Chemical Industry Co., Ltd.

Abstract

Bioloop filter (braided cord made of vinylidene chloride thread) was used for the biological treatment of sewage. In this study, the aeration tank (1.8 m^3) was divided into 4 portions across the flow direction and bioloop filter (30 or $45 \text{ m} \cdot \text{m}^{-3}$) was submerged in each tank. Amount of biomass attached to the filter was determined after 60 to 100 days operational periods and were regarded as mixed liquor suspended solids (MLSS).

The amount of biomass attached on the filter was ranged from 0.4 to $0.6 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (bioloop $30 \text{ m} \cdot \text{m}^{-3}$) and from 0.4 to $0.8 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (bioloop $45 \text{ m} \cdot \text{m}^{-3}$). Accordingly, BOD loadings in this study were kept in the range from 0.15 to $0.35 \text{ kg-BOD} \cdot \text{kg-MLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Effluent BOD was stabilized with the decrease of BOD loading and effluent containing $\text{BOD} < 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ was obtained even in winter season at a loading under $0.24 \text{ kg-BOD} \cdot \text{kg-MLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Though dissolved oxygen concentration in bulk liquid was maintained at sufficiently high level, biomass contained sulfide ion upto $0.4 \text{ mg-S}^{2-} \cdot \text{g-biomass}^{-1}$. As a result of anaerobic degradation inside the biomass, the excess sludge production ratio of this process was less than that of conventional activated sludge.

Key words: sewage treatment, biological submerged filter, excess sludge production, biomass in submerged filter

1. はじめに

下水、産業排水の微生物処理に何らかの支持体を用い、これに微生物を付着させて処理を行う方法は、活性汚泥法と並んで古くから用いられている方法であり、支持体として碎石、プラスチック製のいろいろな構造物などが広く利用されている^{1)~4)}。これらの方法は運転管理が容易であり、有機物の処理効率も活性汚

泥法と大差ないという大きな特性を持つものの、支持体に付着している微生物量を定量的に捉えることがむづかしいため、処理プロセスの解析が困難で、適正負荷条件、水質変動に対する安定性などを微生物量との関係の下に検討することはあまり行われていなかった。ここでは、塩化ビニリデン製の繊維で作られた微生物支持体「バイオループ」を用い、下水を対象に二年間にわたり処理を試み、微生物の付着量と処理水水

* 宇都宮大学工学部応用化学科 〒321 宇都宮市石井町2753

** 呉羽合繊株式会社技術部 〒321-02 栃木県下都賀郡壬生町元町1-63

*** 呉羽化学工業株式会社合成繊維部 〒103 東京都中央区日本橋堀留町1-9-11

質の関係、汚泥生成量、また、付着微生物の微生物活性などについて活性汚泥法との対比のもとに検討を加えたので報告する。

2. 実験方法

2.1 装置および運転条件

2.1.1 バイオループを用いた処理装置

実験に用いたエアレーションタンク (容量 2.2m^3) を Fig. 1 に示した。流入水質を出来るだけ均一化し、また、流れ方向の処理特性を明らかにするため、エアレーションタンクを5槽に仕切り、各隔壁に $100\times 100\text{mm}$ の開口部を作り、ここから次の槽へと水を移行させるようにした。最初の槽 (0.4m^3) は通気を行わず調整槽としての役目を持たせたため、実質のエアレーションタンク容量は 1.8m^3 であり、流入水側からそれぞれI, II, III, IV 槽とした。直径 30mm 、長さ 250mm のポリスチレン製の散気管2個ずつを各槽に固定し、 $2.6\text{m}^3\text{-air}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{tank}\cdot\text{h}^{-1}$ の条件で通気を行った。

各槽に均等になるように長さ 800mm のバイオループをステンレス製の枠に固定し、浸漬した。浸漬量は 68本 ($30\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$) および 100本 ($45\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$) とした。バイオループとは塩化ビニリデン製の繊維を加工したもので、芯材に太い繊維を用い、これに太さ 0.1mm の同じ繊維を組ひもに編みながら、ループを外周上に引き出しモール状に作られたものである。この実験ではループ直径が 45mm のものを使用した。

また、処理水中のSSを捕捉するため、処理水を同じ繊維を加工して作った「まりも」状のフィルターを用いて汙過した。この汙過装置は $300\times 250\text{mm}$ 、深さ 450mm の大きさで、これにフィルターを約 150mm の深さに詰め上向流で通水した。ここで用いた「まりも」状

フィルターとは、直径 $0.07\sim 0.08\text{mm}$ の塩化ビニリデン製の繊維、約 $6,000\text{本}$ を束ね、中心部をアルミ線で結束して直径約 35mm の球状に加工したものである。

実験には栃木県壬生町北部下水処理場の最初沈殿池溢流水を原水として使用した。

2.1.2 活性汚泥処理装置

余剰汚泥の生成量を比較するため、同一原水を用いて活性汚泥処理装置の運転を行った。塩化ビニール製の $150\times 150\text{mm}$ 、深さ $1,600\text{mm}$ (36l) のタンク4個を直列につなぎ、エアレーションタンクとした。したがって、槽容量は 144l となる。また、直径 30mm 、容量 72l のタンクを沈殿池とした。処理方式は標準活性汚泥法とし、MLSSを $1.5\sim 2.0\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ に保ち、汚泥の返送は流入水量の約 30% とした。また、BOD 負荷変動は流入水量を変えることにより行った。

2.2 分析方法

BOD, COD_{Cr}, MBAS, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ の測定は JIS K-0102 にしたがった。 $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ はデヴァルタ合金を用い、一旦、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ に還元、蒸留したのちインドフェノールブルー法により測定した。分析は各項目について週二回以上の頻度で行った。硝化率は次式により求めた。

$$\text{硝化率} = (\text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N} / \text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N}) \times 100$$

原水のSSはガラスフィルターで汙過したのち 100°C で乾燥、重量を測定した。処理水中のSSは「まりも」状フィルターに捕捉されたSSを2～3日毎に洗浄して集め、その乾燥重量と通水量から算定した。

2.3 付着微生物量、堆積汚泥量の測定

バイオループに付着した微生物量を求め、また、汚泥が槽底部にどの程度堆積しているかをみるために、60～100日運転後に通水を止め、付着微生物量および堆積汚泥量の測定を行った。まず、サイホンを用いてエアレーションタンク内の水を静かに抜き去ったのち、バイオループをポリバケツに移し、水を加え付着している微生物を剥離させた。微生物懸濁液量を測定し、その一定量を遠心分離 ($3,000\text{rpm}$, 5分) により集め、 100°C に一夜放置して乾燥重量を求めた。またエアレーションタンク底部に堆積している汚泥を定量的に汲み上げたのち、その固形物量を求め、堆積汚泥量とした。

2.4 付着微生物の有機物分解活性の測定

バイオループから付着微生物をできるだけ均一に採取し、その一部 ($2\sim 3\text{g}$) を 0.01M リン酸緩衝液 ($\text{pH}6.8$) 1l に懸濁させ、 25°C に保ち、攪拌下にエアレーションを行い、微生物用の培地として多用されているペプトン (和光純薬工業(株)製) を $500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる

Fig. 1. Aeration tank and ball filter used in this experiment.

S, Stabilization tank (0.4m^3); I~IV, Aeration tank ($0.45\text{m}^3\times 4$); Ball filter (Surface area 0.075m^2).

ように加えた。一定時間ごとに試料を採取し 1×10^4 rpm. 5 分の遠心分離によりえられる上澄液の CODcr を測定し、その減少曲線を直線解析して有機物分解速度を求めた。同様の実験を下水活性汚泥を用いても行った。

2.5 付着微生物中の硫化物イオンの測定

有機物分解活性測定のために採取した微生物体 (約 0.5g) を丸底フラスコにとり、塩酸ヒドロキシルアミン 0.2g を加えたのち、硫酸酸性とし、 60°C に保ち、 N_2 ガスを通気して、発生する硫化水素を酢酸亜鉛溶液に導いた。通気後、酢酸亜鉛溶液に一定量の沃素溶液を加え、チオ硫酸ソーダ溶液で滴定し、空試験との差から硫化物イオンを求めた。

3. 実験結果と考察

3.1 流入水, 処理水水質

この実験に使用した原水の水質分析結果を Table 1 に示した。5 月から 11 月にかけて、水質はほぼ一定しているものの、12 月以降汚濁物濃度が高くなり、特に BOD は約 2 倍の値を示した。

バイオループ浸漬量 $30\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ の条件で処理を行った結果を Table 2 に示した。滞留時間が 10 時間では処

理水の平均 BOD は $12\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、硝化率も 27% という低い値であったが、滞留時間を 24 時間にとることにより、BOD $5\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、硝化率 90% 以上の処理水がえられた。冬季、水温が低下し、BOD が約 2 倍の値を示していたにもかかわらず、この滞留時間では BOD、硝化率ともに十分に安定した処理水のえられることが確認できた。バイオループ浸漬量 $45\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ の系における処理水水質も、ここには示さなかったが、 $30\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ の系と本質的に同一であった。

3.2 微生物付着量と BOD 負荷, 処理水水質

一定期間通水後、バイオループを引き上げ、付着微生物量を測定した一例を Table 3 に示した。夏期、滞留期間を 24 時間にとった場合、付着量が少なく、冬季の流入水 BOD 濃度が高くなる条件下、あるいは、10 時間滞留時のように BOD 負荷の高い条件で付着量が大きくなっていった。それぞれの実験条件下にえられた付着微生物量を MLSS とみなし BOD 負荷を求め、エアレーションタンク内に保持されている付着微生物量との関係をまとめた結果を Fig. 2 に示した。また、第 I 槽のバイオループ単位長さ当たりの付着微生物量も示した。流れ方向で負荷の最も高い第 I 槽での付着量は、 $15 \sim 26\text{g} \cdot \text{m}^{-1}$ 平均 $20\text{g} \cdot \text{m}^{-1}$ であった。バイオループ浸漬量 $30\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ の系では $0.24\text{kg} \cdot \text{BOD} \cdot \text{kg} \cdot \text{MLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ 以上の負荷条件で $0.5 \sim 0.6\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ と一定の付着量に達しており、 $20\text{g} \cdot \text{m}^{-1}$ を安定な最大付着量とみなすならば、ほぼ、飽和付着量に近いと考えることができた。一方、 $45\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ の系では負荷の増大とともに付着量が増加しているものの、最大 $0.8\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ の付着量がえられたに過ぎなかった。負荷の低い条件下では、タンク内に保持される微生物量はバイオループ浸漬量の如何に係わらず、BOD 負荷によって支配されており、浸漬量に比例して付着微生物量が増加するものではないと結論できた。安田、川畑²⁾ はループへの微生物付着量は

Table 1 Water quality data of influent sewage (Effluent from a primary sedimentation tank)

	May~Nov.	Dec.~Feb.
pH	7.2~ 7.8 (7.4)	7.1~ 7.6 (7.4)
SS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	17.8~ 77 (40.7)	33.4~ 66 (49.0)
BOD ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	51.9~123 (69.0)	54.9~186 (134.0)
CODcr ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	75.3~172 (133.0)	72.3~225 (160.5)
$\text{NH}_4^{+}\text{-N}$ ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	15.0~ 38.7 (24.5)	19.1~ 32.4 (26.5)
MBAS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	3.6~ 6.8 (4.9)	4.4~ 7.8 (5.8)

The number in the parentheses denotes the average value.

Table 2 Operational conditions and water quality data of the effluent from a tank containing $30\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$ bioloop

Retention time Experimental period	10 h Apr. 18~Jun. 25 (68 days)	24 h Jun. 25~Oct. 3 (100 days)	24 h Nov. 25~Feb. 18 (84 days)
Water temp. ($^\circ\text{C}$)	18 ~ 25 (22)	20 ~ 28 (24)	9 ~ 15 (12)
pH	7.4~ 7.9 (7.6)	7.0~ 7.3 (7.1)	6.8~ 7.1 (7.0)
SS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	10.6~ 45.0 (18.3)	0.4~ 24.0 (5.0)	1.7~ 33.0 (16.0)
BOD ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	4.6~ 29.4 (12.0)	1.0~ 2.6 (2.0)	1.6~ 6.3 (4.0)
CODcr ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	19.7~ 48.8 (34.3)	15.5~ 40.1 (22.0)	25.2~ 31.4 (28.0)
MBAS ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	—	ND~ 0.2 (0.1)	0.1~ 0.3 (0.2)
Nitrification (%)	18.8~ 35.9 (27.3)	89.0~100.0 (97.7)	73.3~ 98.8 (90.0)

The number in the parentheses denotes the average value. ND; Not detected.

Table 3 The amount of biomass attached to the bioloop after experimental period

Date of measurement	Experimental periods (day)	Amount of biomass in each tank (g)				Total biomass (g)
		I	II	III	IV	
(Bioloop, 30 m•m ⁻³)						
Jun. 25	68	262	238	263	225	988
Oct. 3	100	182	118	166	212	678
Feb. 18	84	300	301	199	200	1,000

Fig. 2. Amount of biomass in aeration tank operated under different BOD loadings
○, ●: Bioloop 30 m·m⁻³, △, ▲: Bioloop 45 m·m⁻³, ○, △: Biomass in tank I, ●, ▲: Total biomass in aeration tank

COD 槽負荷によって支配されていることを示しているが、ここでも同様の結果がえられたといえる。

BOD 負荷と処理水 BOD、硝化率、第 IV 槽における溶存酸素濃度との関係についてまとめた結果を Fig. 3 に示した。バイオループの浸漬量に関係なく、処理水 BOD は負荷により支配され 0.24kg-BOD·kg-MLSS⁻¹·d⁻¹以下では BOD 5 mg·l⁻¹以下の処理水がえられた。これ以上の負荷条件では BOD が高くなり、同時に、変動の幅も大きくなる傾向が認められた。負荷の低い条件では硝化率も 90%以上に保たれているが、負荷が高くなるにつれて硝化率は悪化した。この硝化率の低下はエアレーションタンク内の溶存酸素と密接に関連しているようで、第 IV 槽の平均溶存酸素濃度が 4 mg·l⁻¹以下では硝化反応の進行は大きく妨げられていた。一般に硝化活性は水温の影響を受けることはよく知られているが、同一滞留時間でも冬期、夏期の硝化率に差を見出だせなかったこと (Table 2) か

Fig. 3. Effect of BOD loading on the effluent BOD, nitrification profile and dissolved oxygen concentration in tank IV.
○: Bioloop 30 m·m⁻³, △: Bioloop 45 m·m⁻³

ら付着微生物を用いる方法では、むしろ、溶存酸素濃度が硝化率を支配していると考えられた。

3.3 流れ方向、各槽の水質と微生物活性

冬季、滞留時間24時間の条件で、バイオループ浸漬量30m·m⁻³の系におけるエアレーションタンク流れ方向各槽の水質を測定した結果を Fig. 4 に示した。BOD の大部分は第 I 槽で分解され、第 II 槽以下では、CODcr の値がわずかに低下しているに過ぎなかった。また第 II 槽以下では硝化反応が活発で、平均水温が12℃であるにもかかわらず高い硝化率がえられていた。

MBAS の除去についてバイオループ浸漬量30m·

Fig. 4. Profiles of CODcr, BOD, nitrification in each aeration tank.
Bioloop 30 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, Hydraulic retention time 24 h, Experimental period, Nov. 25~Feb. 18.

Fig. 5. Profiles of MBAS in each aeration tank.
○: MBAS concentration in influent and in aeration tank I to IV, ●: MBAS concentration during the continuous supply of dodecylbenzene sulfonate ($10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) for 48 h. Bioloop 30 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, Hydraulic retention time 24 h. Experimental periods (A): Jun. 25~Oct. 3, (B): Nov. 25~Feb. 18.

m^{-3} の系で検討した結果を Fig. 5 に示した。夏季, 冬季とも流入水中には $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度の MBAS が存在するが, ほとんど第 I 槽で除去されていた。MBAS の除去がどの程度可能かをみるため, DBS (Dodecyl benzene sulfonate) を $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となるように流入水に 48 時間にわたり連続的に添加し, 各槽の MBAS の濃度を測定した結果も合わせて示した。測定は DBS が各槽で平衡状態に達すると考えられる時間, すなわち, 第 I, II 槽では 24, 48 時間後に, 第 III, IV 槽では 48 時間

Fig. 6. Relationship between BOD loading and BOD removal in tank I.

○: Bioloop 30 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, △: Bioloop 45 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$

後にそれぞれ行った。第 I 槽における除去はきわめて活発であるが, 第 II 槽以降の除去は緩慢であり, かなりの MBAS が残存する結果となった。この傾向は水温の低い冬季により明確に現れていたといえよう。また, ここには示さなかったがバイオループ浸漬量 $45 \text{ m} \cdot \text{m}^{-3}$ の系においても本質的に同じ結果がえられ, 浸漬量を大きくとった効果は認められなかった。

有機物の分解がほとんど第 I 槽で起こっているので, 第 I 槽に対する負荷と BOD 除去量の関係を整理した結果を Fig. 6 に示した。第 I 槽に対する負荷は最大 $1.25 \text{ kg-BOD} \cdot \text{kg-MLSS}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ に達するが, いずれの負荷条件においても流入した BOD の約 80% が第 I 槽で除去されていた。先に, 第 I 槽の微生物付着量は約

$20\text{g}\cdot\text{m}^{-1}$ であることを示したが、バイオループ浸漬量の少ない系では、それだけ微生物量が少なく、負荷が大きくなっているものの、それに伴って有機物の除去速度も大きくなっていた。この事実バイオループ浸漬量が少なく、槽内における微生物の絶対量が少なくとも、負荷の増大とともに微生物活性が高くなり、全体の浄化効率に大きな影響を与えていないこと、言い換えれば、浸漬量を過大にとっても、その効果の小さいことを示しているといえよう。

各槽の付着微生物の有機物分解活性を比較するために、バイオループから付着物を採取し、エアレーション下にペプトンの分解速度を比較した。そのさい、ペプトン濃度200から $1,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の間で変動させても同一の分解速度がえられたので、ペプトン濃度を $500\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とした。また、下水活性汚泥についても同じ検討を加え、比較の対象とした。Table 4にはバイオループ浸漬量 $30\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系について検討した結果を示したが、第I槽の有機物分解活性は最も大きく、下水の処理を行っている活性汚泥と同等であった。後に示すように付着微生物体内部で嫌気的な分解が進んでいるにもかかわらず、活性汚泥と同等の分解活性がえられたことは表面に存在する好気性微生物の有機物分解活性

が非常に高いことを示しているといえよう。第II槽以下では有機物分解活性が大幅に低下しているが、これは第I槽において流入水BODの約80%が除去されており、負荷が低くなっているためと考えられる。また、この結果は第II槽以下でMBASの分解活性が大幅に低下しているという事実(Fig. 5)をよく説明しているといえる。

3.4 余剰汚泥発生量

バイオループを引き上げたさい、底部に汚泥が堆積していたので、堆積汚泥量の測定を行い、その結果をTable 5に示した。滞留時間が10時間の場合、約70日通水後に、バイオループ浸漬量 $30, 45\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系でそれぞれ1.13, 1.75kgの汚泥が堆積していた。しかもこの場合、第I槽よりも第II, III槽により多くの汚泥が堆積していた。滞留時間の短いこの条件下では第I槽でのBOD負荷が高いため、フロック化反応が起こりにくく、第II槽以下でフロック化反応が進み、堆積汚泥量の増加に結びついたと考えられる。滞留時間を24時間とした場合、バイオループ浸漬量 $30\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系では夏季、冬季ともに汚泥の堆積量が少なかったにもかかわらず、 $45\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系では夏期0.6kg(99日通水)、冬季1.2kg(82日通水)の汚泥が堆積していた。この差を明らかにするため、Table 5に示した全堆積汚泥量を通水日数で割って一日当たりの汚泥堆積量とみなし、一日当たりの流出SSとの和を余剰汚泥発生量として負荷に関連させた。この結果をFig. 7に示したが余剰汚泥の発生量はバイオループの浸漬量に関係なく、BOD負荷の増大とともに増加していた。しかしながら、 $45\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系においては堆積する汚泥量が、 $30\text{m}\cdot\text{m}^{-3}$ の系に比べて大きく、これが堆積汚泥量の差となって現れていた。バイオループ浸漬量を大きくとれば、それだけタンク内の水の循環が悪化し、SSとして流出するよりも、槽内に沈殿、堆積しやすくなる傾向のあることを示しているといえよう。

Table 4 COD removal rate of biomass obtained from bioloop

Tank No.	CODcr removal rate ($\text{kg-COD}\cdot\text{kg-MLSS}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)
I	0.89 ~ 1.45 (1.12)
II	0.56 ~ 0.71 (0.65)
III	0.46 ~ 0.66 (0.58)
IV	0.42 ~ 0.65 (0.56)
Activated sludge*	0.82 ~ 1.36 (1.01)

*Obtained from municipal sewage treatment plant in Tochigi. The number in the parentheses denotes the average value.

Table 5 The amount of settled sludge in the tank at the end of experimental periods

Date of measurement	Experimental period (day)	Amount of settled sludge in each tank (g)				Total sludge (g)
		I	II	III	IV	
(Bioloop, 30 m•m ⁻³)						
Jun. 25	68	169	434	346	177	1,126
Oct. 3	100	ND	ND	ND	ND	ND
Feb. 18	84	176	ND	ND	ND	176
(Bioloop, 45 m•m ⁻³)						
Jun. 27	70	265	347	798	340	1,750
Oct. 4	99	621	ND	ND	ND	621
Mar. 4	82	871	ND	186	147	1,204

ND: Not detected

バイオループを用いたこの方法の余剰汚泥生成速度が活性汚泥法のそれとどの程度異なるかをみるために同一下水を用いて活性汚泥処理を行い、汚泥生成速度の比較を行った。活性汚泥処理において余剰汚泥生成速度は次式で示される。この実験では MLSS を1.5～

$$\Delta X/X = Y \cdot L_r - b$$

ただし、 ΔX ：余剰汚泥生成速度 ($\text{kg} \cdot \text{d}^{-1}$)

X ：全活性汚泥量 (kg)

Fig. 7. Effect of BOD loading on the production of excess sludge.

(A): Bioloop 30 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, (B): Bioloop 45 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$. $\square$: SS observed in effluent, $\blacksquare$: Settled sludge in aeration tank

L_r : BOD 除去速度 ($\text{kg-BOD} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$)

Y : BOD 汚泥転換係数 (—)

b : 活性汚泥自己酸化係数 (d^{-1})

$2.0 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ に保ち、流入水量を変えて負荷を変動させた。一方、バイオループを用いた処理においては付着微生物を MLSS とし、堆積汚泥、流出 SS の和を余剰汚泥とみなして解析した。このような解析を浸漬汙床法に持ち込むこと自体に無理があるかも知れないが、Fig. 8 に示したように良い直線性が認められた。バイオループを用いた場合には、 Y , b の値としてそれぞれ 0.39, 0.045 が、一方、活性汚泥法では 0.38, 0.020 がえられた。同一の下水を原水として用いているため、汚泥転換係数 Y の値が同一であったことは当然としても、自己酸化係数 b の値が活性汚泥法のその 2 倍の値を示した。このことから一つの負荷条件を設定した場合、バイオループを用いたこの方法は活性汚泥法に比べて余剰汚泥生成速度の小さい処理法であることが確認できた。

余剰汚泥生成速度の小さい一つの要因として付着微生物体の嫌氣的分解が示唆された。このため、バイオループに付着している微生物中の硫化物イオンを測定した結果、および各槽の溶存酸素濃度を Table 6 に示した。第 I 槽には $4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度の溶存酸素が存在するにもかかわらず、微生物体中の硫化物イオン濃度は最も高かった。第 I 槽では BOD 負荷が高く (Fig. 6), 有機物の分解活性も著しく高い (Table 4) ことから、バ

Fig. 8. Comparison of excess sludge production rate of the process with conventional activated sludge process.

$\circ$: Bioloop 30 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, $\triangle$: Bioloop 45 $\text{m} \cdot \text{m}^{-3}$, ∇ : Conventional activated sludge

Table 6 Concentration of S^{2-} in the biomass obtained from bioloop and dissolved oxygen concentration in the tank

Tank No.	Concentration of S^{2-} (mg- $S \cdot g$ -biomass $^{-1}$)	Dissolved oxygen (mg- $O \cdot l^{-1}$)
I	0.31~0.40 (0.35)	4.1~7.1 (5.5)
II	0.05~0.30 (0.15)	4.1~7.3 (6.2)
III	0.07~0.19 (0.14)	3.6~8.2 (6.0)
IV	0.01~0.07 (0.02)	4.3~8.5 (6.6)

Bioloop 30 $m^3 \cdot m^{-3}$. Hydraulic retention time 24 h. Experimental period from Nov. 25 to Feb. 18. The number in the parentheses denotes the average value.

イオロープ付着物表面の好気性微生物が溶存酸素を消費し尽くすため、内部は嫌気性微生物の増殖の場となっているのであり、嫌気性微生物による汚泥の分解が余剰汚泥生成速度を小さくしている一つの要因であると判断した。第II槽以下でのバイオロープ当たりの微生物付着量は第I槽と大きな差は認めにくいものの (Table 3) 硫化物イオン濃度は低く、第IV槽ではほとんど検出できなかった。第II槽以下では、BOD 負荷が著しく小さく、微生物による酸素消費速度が低いため、付着微生物体内部にまで溶存酸素が拡散し、硫化物イオンの生成を抑制したものと考えられた。これは有機物の分解速度が第I槽のそれに比べて大幅に低かった事実 (Table 4) から伺うことができた。

4. ま と め

微生物支持体バイオロープを用いて下水の処理を行った。ここではエアレーションタンクを4段に仕切り、バイオロープ浸漬量30, 45 $m^3 \cdot m^{-3}$ として、各槽での分解特性を明らかにするとともに、付着微生物量をMLSSとみなして解析を行った。その結果、次のことが明らかとなった。

1) バイオロープへの最大安定付着量は20 $g \cdot m^{-1}$ であり、30 $m^3 \cdot m^{-3}$ の浸漬量でMLSS 0.6 $kg \cdot m^{-3}$, 45 $m^3 \cdot m^{-3}$ では0.9 $kg \cdot m^{-3}$ -tank が保持しうる微生物量であるとみなすことができた。

2) したがって、一連の処理は0.15~0.35 kg -BOD $\cdot kg$ -MLSS $^{-1} \cdot d^{-1}$ の負荷条件で行われていたと判断した。

3) 処理水質はBOD 負荷により支配され、0.24 kg -BOD $\cdot kg$ -MLSS $^{-1} \cdot d^{-1}$ 以下では冬季においてもBOD 5 $mg \cdot l^{-1}$ 以下の安定した処理水がえられた。

4) バイオロープ浸漬量を大きくとつても、水質の改善に何の効果も認められなかった。

5) 第I槽における有機物の分解活性は最も高く、いずれの負荷条件においても流入BODの80%が分解されていた。

6) 流出SSと槽内に堆積した汚泥の合計を余剰汚泥とみなして解析を行った結果、汚泥転換係数は活性汚泥法におけるそれと同一であったが、自己酸化係数が大きかった。

7) 第I槽の付着微生物中には0.4 mg - $S^{2-} \cdot g$ -MLSS $^{-1}$ の硫化物イオンが検出され、内部では嫌気的な分解が進んでおり、これが余剰汚泥の発生を低くしている一つの要因であると判断した。

謝 辞

この実験にあたり実験プラントの設置、運転に多大のご協力をいただいた栃木県壬生町北部下水処理場に心からのお礼を申し上げます。また、活性汚泥処理の実験プラントを快く提供していただきました前澤工業株式会社に深謝いたします。

(原稿受付 1991年7月17日)

(原稿受理 1992年1月31日)

引 用 文 献

- 1) 鍋島良宏 (1984) 好気性生物膜ろ過法による下水処理、用水と廃水, 26, 504-511.
- 2) 安田正志, 川畑広明 (1987) ひも状担体接触曝気法による有機性排水処理におけるCOD 負荷および水温の影響, 水質汚濁研究, 10, 371-379.
- 3) 足立喬, 山本勝年, 佐藤栄祐, 野中信一 (1987) 生物膜濾過法による下水処理、用水と廃水, 29, 158-163.
- 4) 平田彰, 保坂幸尚 (1989) 生物膜法における好気性生物処理特性の評価, 水質汚濁研究, 12, 373-379.