〈論文〉

生物ろ過法の浄化機構

胡 海 軍* 西 嶋 渉*
正 藤 英 司* 岡 田 光 正*

The Mechanism of Organic Removal on a Biofilter Process

Haijun HU*, Wataru NISHIJIMA*,
Eiji SHOTO* and Mitsumasa OKADA*

* Faculty of Engineering, Hiroshima University, 1-4-1, Kagamiyama, Higashi-Hiroshima, Hiroshima 724 Japan

Abstract

A laboratory scale biofilter was operated with synthetic wastewater to study the mechanism of organic removal in high-loading wastewater treatment. A reactor consists of 4 short stages was used with a total working volume 8.0 l. The process was operated at 25°C with organic loading rate of 4.1~12.3 kgBOD $\cdot$ m⁻³·d⁻¹, and dissolved oxygen concentration was about 3 mg $\cdot$ l⁻¹. With the result that 97% organics substrates was removed, MLSS was found being a low value about 950~1,830mg $\cdot$ l⁻¹ in average, slightly lower than that as in conventional activated sludge processes, and SRT was 0.75 day with a responsive higher gross yield coefficient of 58%. By the organic degradation rate tests, the microorganisms showed a greater activity. As the conclusion, it was proposed that it is the greater activity microorganisms being always maintained in the reactor, resulted from the frequent back washings, that made the high-loading wastewater treatment possible in biofilter.

Key words: biofilter process, high-loading treatment, mechanism

1. はじめに

近年、ろ過と生物処理を組み合わせた新しい処理法として生物ろ過法が提案され、工業廃水処理、生活雑排水処理等への適用が検討されはじめています。

生物ろ過法は、セラミック、アンスラサイトをはじめ、発泡ポリプロピレンや発泡スチロールのような粒状多孔性担体に微生物を付着させ、反応槽に充填し、懸濁性物質をろ過作用によって除去するとともに担体に付着した微生物によって有機物の分解を同時に行う処理法である^{1)~2)}。このため、沈殿槽が不要となり設置スペースの削減ができる^{1),3)}。また用いる担体の表面積が大きいため、多量の微生物を保持することができ、

5~8 kgBOD $\cdot$ m⁻³·d⁻¹といった極めて高い負荷においても十分な処理が行えるとされている^{1),2),4)~8)}。しかし、増殖した汚泥やろ過された懸濁性物質を定期的に逆洗によって装置から引き抜かなければならない。

生物ろ過法を用いた研究および実処理プラントの処理成績についてはいくつか報告がある。Ros ら⁹⁾は、流入水 COD 濃度 700mg $\cdot$ l⁻¹, COD 負荷 4.1kgCOD $\cdot$ m⁻³·d⁻¹において、処理水 COD 濃度 45mg $\cdot$ l⁻¹, COD 除去率 94%の結果が得られたと報告した。平根⁴⁾は、発泡ポリプロピレン担体を使い、BOD 負荷 5.8kgBOD $\cdot$ m⁻³·d⁻¹の条件で生活雑排水を処理したところ、95%の BOD 除去率を得た。また、府中⁹⁾は、BOD 負荷 3.1~4.8kgBOD $\cdot$ m⁻³·d⁻¹の都市下水の処理におい

* 広島大学工学部 〒724 広島県東広島市鏡山 1-4-1

て、BOD 除去率96%以上、処理水 SS $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下という良好な処理結果を得ている。このほか、生活雑排水を対象とした嫌気・好気処理¹⁾や池水アオコ回収⁴⁾、富栄養化湖沼の直接浄化⁴⁾、下水の処理^{10), 11)}などに生物汚過法を適用した例もあり、いずれも高い処理能力を示している。

これらの研究は生物汚過法の応用に目を向けたものであるが、生物汚過法がどのような処理特性を持つのか、またどのような浄化機構で高負荷処理を可能にしているのかなど、処理法としての基本的な処理特性、浄化機構は十分に明らかにされていない。そこで、本研究では、生物汚過法の基本的な処理特性と高負荷処理における浄化機構を明らかにすることを目的とした。

2. 実験方法

2.1 実験装置および操作

生物汚過法は基本的には押し出し流れ式 (plug-flow) の反応装置¹²⁾であるため、その汚過効率、有機物分解能などは反応槽の高さ方向で異なると考えられる。そこで本研究では、反応槽の高さ方向での処理性能の違いを明らかにするために、反応槽を高さ方向に分割した4段の短いカラムを連結した実験装置を用いた。実験装置の概要を Fig. 1 に示す。反応槽は内径75 mm、高さ1,840mm ($4 \times 460\text{mm}$ 、容積8.1l) の円筒カラムを用いた。流入水は上向流で300日間連続運転した。カラム1の底部から常時曝気を行うことにより、反応槽内溶存酸素濃度 (DO) を $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上に保った。実験は25°Cで行った。

逆洗は流入水をとめて、カラム中にたまった水中に、各カラムの底部から担体が十分攪拌される程度の空気 ($62 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$) を1分間送った。その後、底部から逆洗汚泥を含んだ逆洗水を抜いた。逆洗は1日1回行った。

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental biofilter system

2.2 使用担体

本研究では高負荷処理を目的としたため、比較的粒径の大きい10~20mm 不定形発泡ポリプロピレン担体 (ダイワ工業製) を用いた。担体比表面積は $800 \text{ m}^2 \cdot \text{m}^{-3}$ で、真比重は $0.84 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ 、かさ比重は $0.2 \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ である。各カラムともに高さ460mm に対して担体を300 mm 充填した (充填率65%)。

2.3 人工排水

Table 1 に示したグルコース、グルタミン酸ナトリウムを炭素源とする人工排水¹³⁾を用いた。その水質は $\text{TOC} = 108 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{T-N} = 24 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $\text{T-P} = 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ である。

人工排水は、50倍濃度の濃縮液をオートクレーブ (121°C , 15min) 滅菌し、水道水で所定濃度に希釈して反応槽に供給した。

2.4 運転条件

排水流入量を変えることによって有機物負荷を2種類に設定した。実験開始後142日目までは、有機物負荷を $5.7 \text{ kg TOC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ($12.3 \text{ kg BOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, 上向流速 $96 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$: RUN1), 143日目から300日目までは $1/3$ の $1.9 \text{ kg TOC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ ($4.1 \text{ kg BOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, 上向流速 $32 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$: RUN2) とした。

2.5 分析方法

処理水については、溶溶性有機炭素濃度 (DOC)、浮遊物質濃度 (SS)、アンモニア性窒素濃度 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、硝酸性窒素濃度 ($\text{NO}_3\text{-N}$)、亜硝酸性窒素濃度 ($\text{NO}_2\text{-N}$) を測定した。汚泥については、担体付着汚泥量、逆洗水に含まれる SS 量および微生物単位重量当たりの有機炭素含有量を測定した。

処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, SS の分析は下水試験方法¹⁴⁾に準じた。測定には処理水をグラスファイバー濾紙 (Whatman GF/C) で汚過したサンプルを用いた。DOC の分析には全有機炭素分析計 (島津製作所 TOC-500) を使用した。

微生物が担体に強固に付着しているため、担体付着汚泥量は強制的にはく離して求めた。微生物が付着し

Table 1 Composition of the synthetic wastewater

Composition	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
D-Glucose	150
Sodium Glutamate	150
NH_4Cl	50
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	5
KCl	7
KH_2PO_4	11
$\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$	29
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	7
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1

た約 2 g の担体の乾燥重量を測定した後、100ml の硫酸 (1 + 4) に浸漬し、室温下で 30 分間攪拌し、付着微生物をはく離溶解した後、再び担体の乾燥重量を測定した。そして、はく離処理前後の担体乾燥重量の減量から付着汚泥量を求めた。逆洗水に含まれる SS 量は、逆洗水量とその SS 濃度により計算した。微生物濃度は担体充填部容積あたりの微生物量で評価した。

微生物単位重量当たりの有機炭素含有量は、50 倍希釈した逆洗水約 30ml を 50ml のビーカに入れ、ホモジナイザー (Mitamura Riken Kogyo TYP: X1020, 40v, 5min) で均一化した後、保冷しながら超音波発振器 (Sonifier 250, 30v, 5min) で汚泥を充分溶かした後、全有機炭素分析計で TOC 濃度を測定した。微生物単位重量当たりの有機炭素含有量は TOC 濃度と微生物濃度から計算した。

2.6 有機物分解活性と酸素利用速度

有機物分解活性は、5 ~ 10ml の逆洗水あるいは約 2 g の微生物を含む担体を人工排水に入れ、25°C で曝気攪拌しながら DOC の減少速度を測定した。測定に用いた微生物量を測定し、微生物単位重量当たりの有機物分解活性を決定した。酸素利用速度は呼吸速度計 (TAITEC O₂ Up Tester) でその酸素利用速度を測定し、単位微生物量あたりに換算した。

2.7 汙過実験

生物汙過法の汙過性能を明らかにするために、カオリンを用いて汙過実験を行った。実験は微生物の付着していない排水流入前と微生物が付着した 280 日目 (逆洗後) に行った。100mg・l⁻¹ のカオリンをそれぞれ 5 時間通水した。微生物付着前の実験では吸光光度計を用いて処理水の濁度¹⁵⁾よりカオリン濃度を測定した。微生物付着後は処理水中に有機性の SS が混在するため、強熱残留物¹⁴⁾としてカオリン濃度を求めた。なお逆洗によって系外に排出されるカオリン量も同様な方法で測定した。

3. 結果および考察

3.1 有機物除去

流入水、処理水 DOC 濃度の経日変化を Fig. 2 に、RUN1 と RUN2 における流入水および各カラム流出水の平均 DOC 濃度をそれぞれ Fig. 3 に示す。RUN1 での流入水 DOC 濃度は 103mg・l⁻¹、流出水 DOC 濃度はカラム 1 からカラム順に平均で 93, 85, 77, 70mg・l⁻¹ であり、汙層有効容積あたりの有機物除去速度は約 2.65kgTOC・m⁻³・d⁻¹ であった。各カラム毎に流入有機物濃度は異なるが、反応槽の高さ方向で処理速度に違いはなかった。

RUN2 での流入水 DOC 濃度は 112mg・l⁻¹、流出水

Fig. 2 Influent and effluent DOC concentrations in Run 1 and Run 2

Fig. 3 Effluent DOC from different columns

DOC 濃度はカラム順に 43.9, 13.0, 4.0, 3.2mg・l⁻¹ であり、全体としての DOC 除去率は 97% であった。RUN2 では流入有機物の約 9 割がカラム 2 までで除去され、流入水有機物濃度が十分高いカラム 1, 2 における有機物除去速度は高負荷処理の RUN1 と同じ約 2.65kgTOC・m⁻³・d⁻¹ であった。以上の結果から、グルコース、グルタミン酸ナトリウム等の易分解性有機物の場合、生物汙過法では 2 kgTOC・m⁻³・d⁻¹ (4.1 kgBOD・m⁻³・d⁻¹ に相当) 以上の高負荷処理が可能であることがわかった。

流出水 SS 濃度の変化を Fig. 4 に示す。RUN1 ではカラム 1 からカラム順に 55, 56, 53, 51mg・l⁻¹ であり、カラムに関係なく高い SS 濃度を示した。RUN2 では各カラムの SS 濃度は 53, 47, 30, 20mg・l⁻¹ であり、カラム 3, カラム 4 で大きく SS 濃度が低下する傾向が見られた。生物汙過法の処理水 SS 濃度は有機物の容積負荷と反応槽の汙過性能に依存するとされている³⁾。Fig. 3 に示したように、流入水有機物負荷が高い

Fig. 4 Effluent SS concentration of columns in Run 1 and Run 2

Fig. 5 Effluent DOC concentrations in one day operation between backwashings

RUN1では有機物除去速度はカラムの順番によらず、各カラムとも有機物の分解に関与していた。しかし、RUN2では有機物の分解は主にカラム1, 2に限られ、カラム3, 4は有機物の分解にほとんど関与していなかった。このため、RUN2のカラム3, 4では、カラム内で微生物の増殖による汚泥の生成が起こらず、カラム2からの流入SSがろ過除去されたため、処理水SS濃度は $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後と比較的低く保たれたと考えられる。本実験で使ったような10~20mmの比較的大きな担体を使用した場合には、処理水SS濃度を低く抑えるためには、有機物の分解に関与せず、反応槽内で発生した汚泥を捕捉するろ過部分が必要になると考えられる。

逆洗は、実験期間中1日1回行った。Fig. 5には、RUN2における逆洗直後から次回逆洗までの24時間内における処理水DOC濃度の変化を示す。逆洗による処理能力低下はほとんどなく、安定した処理が行われ

Fig. 6 Effluent kaolin concentrations before and after the development of attached biomass

Fig. 7 Kaolin concentration in each column effluent

ていることがわかった。府中⁵⁾、平根¹⁶⁾も逆洗前後で生物ろ過法の処理能力がほとんど変わらないことを報告している。

3.2 窒素除去

流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度 $13\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に対して、処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度はRUN1で約 $12.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、RUN2で約 $11.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。処理水の $\text{NO}_3\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度は両者ともに非常に低かった。実験期間中、処理水中の酸素濃度は $3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上を維持していたが、SRTが0.75日と非常に低くなった。したがって、本実験のような高負荷条件では $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化はほとんど期待できないことがわかった。

3.3 ろ過性能

ろ過実験における処理水カオリン濃度の経時変化をFig. 6に示す。また、生物付着後の各カラム流出水カオリン濃度の経日変化をFig. 7に示す。生物膜付着前では、処理水中のカオリン濃度が急激に増加し、100分後には約 $30\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となり、除去率は約70%となった。一

方、生物膜付着後の処理水中のカオリン濃度の増加は常に小さく、300分後においても処理水中にカオリンがほとんど検出されなかった。このことから、担体に生物が付着することにより汙層のSS捕捉能力が大きくなり、生物汙過法の汙過性能が向上されることが明らかとなった。

このように生物膜の付着によって汙過性能は向上するが、Fig. 4 で示したように、実際にはカラム内での汚泥の生成量が大きく、各カラムからかなりの量のSSが流出する。RUN1のようにすべてのカラムが有機物の処理に関与している場合、カラム内での汚泥の生成のために、各カラム流出水中のSS濃度はいずれも $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を越える値であった。しかし、有機物除去に関与しないカラムの存在するRUN2では、カラム3、4において汚泥の生成がほとんどなく、比較的高い汙過能力が有効に働き、流出水中のSS濃度が減少したと推定される。

3.4 微生物濃度

生物汙過法では、逆洗前後で反応槽内微生物濃度が大きく異なると考えられる。Fig. 8 には逆洗前後の微生物濃度の変化を示す。RUN1における逆洗直前の微

Fig. 8 Biomass concentration in biofilters during Run 1 and Run 2 (before (■) and after (▨) backwashing)

生物濃度はカラム1から順に3,300, 2,900, 2,700, 2,500 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であったが、逆洗直後は1,900, 1,800, 1,700, 1,700 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、平均38%減少した。RUN2も同様に、逆洗前の2,300, 2,000, 1,800, 1,200 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から、逆洗後には1,200, 1,100, 900, 600 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となり、平均48%減少した。逆洗後最も濃度の高かったカラム1の微生物濃度は、RUN1で1,900 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ とRUN2では1,200 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、標準活性汚泥法のMLSS1,500-2,000 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (^{117)~118)}とほぼ同程度であった。

生物汙過法の処理能力が高い原因として、反応槽内に高い微生物濃度を維持できるためと推定している報告が多い(^{4)~6), 11)}。本実験のRUN2における有機物負荷は $4.1 \text{ kgBOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、活性汚泥法の $0.3 \sim 0.8 \text{ kgBOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ (¹¹³⁾)より1オーダー高い。このような高負荷で高い除去率を得ているにもかかわらず、微生物濃度は活性汚泥法と比較して同程度であった。したがって、生物汙過法で高負荷運転が可能であるのは、必ずしも汙槽内の微生物濃度に起因しないといえる。

3.5 微生物活性

微生物活性は、有機物分解速度と酸素利用速度によって評価した。

一般には、活性汚泥の有機物分解速度は有機物濃度が豊富で、微生物の増殖が律速とならない対数増殖期においては $0.1 \sim 0.4 \text{ mgBOD} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、安定期では $0.03 \sim 0.08 \text{ mgBOD} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ であるとされている(¹⁹⁾。RUN2において有機物の分解に関与したカラム1、2の担体付着汚泥の有機物分解速度は0.14, 0.13 $\text{mgTOC} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (0.26, 0.22 $\text{mgBOD} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)であり、逆洗水中の汚泥の有機物分解速度は0.12, 0.10 $\text{mgTOC} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (0.30, 0.27 $\text{mgBOD} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$)であった。以上の結果から、生物汙過槽内の微生物は有機物分解活性の高い対数増殖期かそれに近い増殖期に位置することが推測できる。

一方、有機物の分解にはほとんど関与していなかったカラム3、4の有機物分解活性は0.12, 0.09 $\text{mgTOC} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (担体付着汚泥)、0.09, 0.05 $\text{mgTOC} \cdot \text{mg}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ (逆洗水中の汚泥)であった。カラム1、2と比較すると低いものの、流入有機物がほとんどないにも関わらず、高い分解活性を示した。カラム3、4では汚泥の生成は小さいと考えられることから、カラム1、2から活性の高い汚泥が流入し、この汚泥がカラム3、4に捕捉されたため高い活性を示したと推定される。

活性汚泥の酸素利用速度は、有機物が十分である場合には $50 \text{ mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ 、内生呼吸では $2 \sim 10 \text{ mgO}_2 \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$ と報告されている(¹³⁾。RUN2におけるカラム

1, 2の酸素利用速度は74, 42mgO₂・g⁻¹・h⁻¹(担体付着汚泥), 77, 66mgO₂・g⁻¹・h⁻¹(逆洗水中の汚泥)であり, 有機物が十分な高活性の状態に維持されているものと推定された。

以上から, 生物汚過法の微生物は対数増殖期か, それに近い状態に維持され, 高い有機物分解活性をもつと推測された。

3.6 有機物収支

RUN2における有機炭素収支をTable 2に示す。流入負荷が1.9kgTOC・m⁻³・d⁻¹と高いが, DOC除去率は96%であった。炭酸ガスに転換された有機炭素量は全有機炭素量の41%, 逆洗水SSと処理水SSを含む微生物に転換された量は56%であった。また微生物に転換した有機物量と微生物により分解した有機物量から汚泥転換率を求めると58%であった。

一般に標準活性汚泥法における有機物の汚泥転換率は30~50%であり, またグルコースの汚泥転換率は44~64%, グルタミン酸ナトリウムが属するアミノ酸の汚泥転換率は32~68%であるとされている¹⁷⁾。本実験の汚泥転換率は, 活性汚泥法の汚泥転換率より高く, 用いた基質の最大の汚泥転換率に近い値を示した。汚泥転換率が高いことは, 微生物の増殖活性が高いことに対応する。一方で, 汚泥収支から汚泥滞留時間(SRT)を求めると0.75日となり, 活性汚泥法の3~15日²⁰⁾に比べ1オーダー低い値であった。汚泥転換率が高いこと, SRTが低いことから, 生物汚過法では逆洗により汚泥が頻繁に引き抜かれることによって, 汚泥は高い増殖活性を維持していることが推定された。しかし, 汚泥転換率が高いことは, 汚泥の発生量が多い

ことを意味しており, 生物汚過法は高負荷処理が可能であるかわりに, 余剰汚泥発生量の多い処理方法であるといえる。

3.7 浄化機構

Table 3には処理負荷および微生物濃度, 汚泥転換率, 分解活性, SRTについて生物汚過法と標準活性汚泥法との比較をまとめた。生物汚過法は処理負荷が標準活性汚泥法より5~10倍も高いにもかかわらず十分な処理ができた。このときの微生物濃度は平均で950~1,830mg・l⁻¹であり, 標準活性汚泥法と同程度であったが, 有機物分解速度は約3~8倍も高かった。また汚泥転換率は58%であり, 標準活性汚泥法より高く, SRTは1オーダーも短かった。生物汚過法のこのような活性汚泥との違いには, 生物汚過法の処理プロセスとして欠かせない逆洗が極めて重要な作用を果たしていると考えられる。生物汚過法は逆洗により反応槽内微生物が常に入れ替わることによって, SRTが短くなり, その結果として微生物が有機物分解活性の高い対数増殖期かそれに近い状態に維持されることにより, 高負荷処理が可能となったものと推定される。

4. ま と め

本研究では生物汚過法の基本的な処理特性と高負荷処理における浄化機構を明らかにすることを目的として, 以下の知見を得た。

- 1) BOD負荷4.1kgBOD・m⁻³・d⁻¹のような高負荷においても, 有機物除去率97%以上, 処理水SS濃度は20mg・l⁻¹以下という十分な処理が可能であった。
- 2) 生物汚過法では, 担体に付着した微生物の存在により, 懸濁性物質の捕捉能力が高まり, 汚過性能を向上させた。
- 3) 生物汚過法では, 逆洗前後で微生物濃度が大きく変化した, 処理能力に影響を及ぼさなかった。
- 4) 生物汚過法では, 逆洗により反応槽内微生物のSRTが短く, 有機物分解活性の高い対数増殖期かそれに近い状態に維持され, 高負荷処理が可能となった。

Table 2 Organic carbon balance

Influent DOC	100 (%)
Effluent DOC	3.6
TOC of effluent SS	8.0
TOC of backwashing SS	47.6
TOC as CO ₂	40.8

Table 3 Operational parameters in biofilter and conventional activated sludge process

	BOD load (gBOD・m ⁻³ ・d ⁻¹)	MLSS (mg・l ⁻¹)	K _d (gBOD・gSS ⁻¹ ・h ⁻¹)	Gross yield (%)	SRT (d)
Activated sludge process	0.2 - 0.4	1500 - 2000	0.03 - 0.08	30 - 50	3 - 15
Biofilter process	4.1	950 - 1830	0.255	58	0.75

謝 辞

本研究を行うにあたり、担体を提供し、多大なるご助言をいただいたダイワ工業株式会社の平根健氏に深く感謝いたします。

(原稿受付 1994年5月11日)

(原稿受理 1995年2月1日)

引 用 文 献

- 1) 山本泰弘, 北浜弘幸, 長屋利郎 (1992) 生物汚過プロセスによる高度処理, 用水と廃水, **34**, 926-934.
- 2) Desbos, G., Rogalla, F., Sibony J. and Bourbigot, M. (1990) Biofiltration as a compact technique for small wastewater treatment plants, *Wat. Sci. Tech.*, **22**, 145-152.
- 3) Stensel, H.D., Brenner, R.C. Lee, K.M., Melcer, H. and Rakness, K. (1988) Biological aeration filter evaluation, *Journal of Environmental Engineering*, **114**, 655-671.
- 4) 平根健 (1989) 発泡プラスチック担持体での生物汚過の効用例について, 環境技術, **18**, 98-101.
- 5) 府中裕一 (1983) 生物膜汚過装置による有機性廃水の処理, 用水と廃水, **25**, 477-485.
- 6) 氷上澄子, 川端雅博 (1985) 浸漬汚床法による排水処理, *PPM*, **16**, 25-35.
- 7) Adachi, S. and Fuchu, Y. (1991) Reclamation and reuse of wastewater by biological aerated filter process, *Wat. Sci. Tech.*, **24**, 195-204.
- 8) Paffoni, C., Gousailles, M., Rogalla, F. and Gilles, P. (1990) Aerobic biofilms for nitrification and effluent polishing, *Wat. Sci. Tech.*, **22**, 181-189.
- 9) Ros, M. and Mejac, B. (1991) Treatment of wastewater in an upflow packed-bed reactor, *Wat. Sci. Tech.*, **24**, 81-88.
- 10) 田中俊博, 佐久間博司, 牧恭子, 中村弘志 (1992) 生物膜汚過法 (バイオバック) による下水の高度処理, 荏原インフィルコ時報, **107**, 2-11.
- 11) 加太孝幸, 府中裕一 (1988) バイオバックの下水二次処理への適用, 荏原インフィルコ時報, **99**, 14-22.
- 12) Gonzalez-Martinez, S. and Duque-Luciano, J. (1992) Aerobic submerged biofilm reactors for wastewater treatment, *Water Research*, **26**, 825-833.
- 13) 須藤隆一 (1977) 廃水処理の生物学, 227pp, 産業用水調査会, 東京.
- 14) 日本下水道協会 (1984) 下水試験方法, 105-107pp., 東京.
- 15) 日本水道協会 (1978) 上水試験方法, 162-173pp., 東京.
- 16) 平根健 (1992) 工業用水処理での生物膜汚過装置の可能性について, 工業用水, **404**, 33-45.
- 17) 井出哲夫 (1990) 水処理工学 (第2版), 技報堂出版, 東京.
- 18) 微生物による環境制御・管理技術マニュアル編集委員会 (1983) 微生物による環境制御・管理技術マニュアル, 186pp., 環境技術研究会, 大阪.
- 19) 化学工学協会編 (1978) 化学工学便覧, 1106pp., 丸善, 東京.
- 20) 松尾友矩他監訳 (1993) 水質環境工学, 398pp., 技報堂出版, 東京.