〈論 文〉

三相流動層によるフェノール廃水処理の生物処理特性

Characteristics of biological treatment of phenolic wastewater
in a three-phase fluidized bed

平 田 彰* 保 坂 幸 尚**
Akira HIRATA Yukihiisa HOSAKA
海 寶 益 典*** 大 西 秀 典****
Masunori KAIHOU Hidenori OHNISHI

Abstract

A three-phase fluidized bed was employed for a process of biological treatment of phenolic wastewater. In the experiments for characteristics of biological treatment, the activated carbon BAC and cement ball (CB ball) were used as media.

Effects of biofilm surface area or biofilm volume on phenolic removal rate were studied. The experiments were carried out in the condition that phenol was detected in effluent water, because net phenolic removal rate should be evaluated. Within the range of this experiment, phenolic removal depended on biofilm surface area more than biofilm volume.

The characteristics of biological treatment of phenolic wastewater were evaluated according to this result. Total phenolic removal rate was directly proportional to total biofilm surface area in the bed. Phenolic removal was apparently approximate to zero-order reaction in this experiment. There was no significant difference in the effects of media on the phenolic removal rate.

Response to shock load of inlet phenol concentration was studied. Media which have a property of adsorption such as activated carbon produce a buffer effect on shock load for a short time. But they have no effect on shock load for a long time.

Key words: three-phase fluidized bed, biological wastewater treatment, phenolic wastewater, biofilm surface area, shock load

1. 結 言

鉄鋼業におけるコークス炉廃水などのフェノールを含む産業廃水の処理は、従来、一般的には活性汚泥法などの生物処理法により行われ、既存の排水規制に対応してきた。しかしながら、水環境保全に対する社会的な要請が強まっており、今後、CODの総量規制に対する見直しなど、排水規制については、ますます厳しくなるものと予想される。これに伴い、排水規制の対象となる各事業場では、新たに設置する必要のある処理施設については、施設の立地条件から設置が困難で

ある場合が多く、そのために、よりコンパクトな生物処理法の開発が望まれている。

三相流動層型生物処理法は、よりコンパクトな生物処理法として注目されている廃水処理法の一つである。本法は、粒状担体に生物膜を形成させた粒子群を廃水で流動化させ、さらに生物酸化のための空気あるいは酸素を同一層内に吹き込む形の処理法である。本法は、都市下水¹⁾、石炭乾留工場廃水^{2),3)}、製菓廃水⁴⁾、合成廃水⁵⁾などを対象に処理実験がなされている。

本研究では、フェノール廃水を対象に、三相流動層

* 早稲田大学理工学部応用化学科 〒169 東京都新宿区大久保3-4-1, Department of Chemical Engineering, School of Science and Engineering, Waseda University, 3-4-1 Ohkubo, Shinjuku-ku, Tokyo, 169 Japan

** 同上 (現 東京都下水道局)

*** 同上 (現 昭和電工㈱)

**** 同上 (現 日本ゼオン㈱)

型生物処理法による連続処理実験を行い、主として活性炭 BAC と CB 汚材を生物膜付着担体として選定して、フェノール処理速度などに対する生物膜表面積あるいは生物膜体積の依存性を検討し、基礎的な生物処理特性を評価したので報告する。

2. 実験方法

2.1 実験装置および実験条件

三相流動層型生物処理法の実験装置フローシートを Fig. 1 に示す。三相流動層本体は、内径 5 cm、高さ 320 cm の細長い塔型で、廃水および空気流入部には担体が逆流したり、沈殿したりしないようにテーパ部を設けている。塔頂部には、担体と処理水の分離のための粒子分離槽を設けた。

実験条件としては、操作温度は 30°C、pH は 7、また、人工廃水の組成は、Table 1 のとおりである。生物処理特性の実験においては、主として活性炭 BAC と CB 汚材を粒状担体に使用した。担体の充填量は、200g である。Table 2 には、各粒状担体の粒径、入口フェノール濃度、液線流速の条件を示す。また、今回の空気線流速は、 $0.25\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$ の条件で行った。種汚泥は、早稲

Table 1 Composition of the synthetic wastewater

Components	Ratio	Components	Concentration [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]
$\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$	1	$\text{MgCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	7 ~ 18
$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0.8	$\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	3 ~ 7
K_2HPO_4	0.15	$\text{FeCl}_2\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.3 ~ 0.7
NaOH	0.4		

Table 2 Experimental conditions

Run No.	media	diameter of media [mm]	inlet phenol concentration [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	superficial liquid velocity [$\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$]
1	AC	0.272	115	0.23
2	AC	0.383	115	0.23
3	AC	0.458	115	0.23
4	AC	0.272	62	0.23
5	AC	0.272	115	0.46
6	AC	0.458	115	0.46
7	CB	0.219	115	0.23
8	CB	0.388	115	0.23

AC: activated carbon BAC

CB: cement ball (CB ball)

田大学理工学部の下水から採取した活性汚泥を長時間フェノール馴養していたものを使用した。

2.2 使用担体の選定

三相流動層に使用する担体を選定するに当たり、まず活性炭については、W-AC、F-400、B1-AA、P1-L、G-AC、CG-46B、BAC の 7 種を用いて、生物膜付着性と耐磨耗性を比較した⁶⁾。その結果、BAC 以外の活性炭はいつまでも磨耗が続き、培養液が黒く濁って生物膜の付着は見られなかった。BAC だけが 1 週間ほどで表面に生物膜が形成された。

BAC は、石油ビッチ系の球状活性炭で、強度が大きく磨耗が少なかった。

さらに、活性炭 BAC を含め、全部で 23 種の固体粒子について、生物膜付着の定性的な観察を行った。30°C に恒温した水槽中に各種固体粒子をそれぞれ入れたシャーレを設置し、フェノール馴致活性汚泥を投入して、入口フェノール濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、滞留時間 24h で前述の人工廃水を供給して生物膜成長を観察したところ、活性炭と CB 汚材の生物膜の付着が早かった。

CB 汚材は、石炭の燃焼灰をセメントバインダーにて造粒したものである。今回、焼成前のものと、さらに強度を高めるために焼成したものとを比較したが、生物膜付着に有意の差は見られなかった。また、CB 汚材による pH の上昇はない。

以上の結果より、三相流動層に使用する粒状担体と

1 Three-phase fluidized bed	8 Mixing tank
2 Particle separation tank	9 Water pump
3 Sludge settling tank	10 Roller pump
4 Feed tank	11 Air pump
5 Mineral nutrients tank	12 Flow meter
6 Head tank	13 Thermoregulator
7 Temp. control tank	14 Tapered unit

Fig. 1 Experimental flow sheet of the three-phase fluidized bed system

Table 3 Characteristics of media

media	activated carbon BAC			cement ball (CB)		Toyoura sand	quartz sand
shape	sphere			lump		crashed	crashed
density [g cm ⁻³]	1.9–2.1*			2.28	2.13	2.62	2.65
average diameter [mm]	0.272	0.383	0.458	0.219	0.388	0.18	0.38

*apparent density in sedimentation
1.31 g · cm⁻³

して、生物膜付着の容易さと磨耗強度の点から活性炭 BAC と焼成済の CB 担体を選定した。また、砂についても、流動層による生物処理に関する多くの既往研究例⁹⁾で担体として使用されているので、流動層における生物膜付着状況を調べるため、予備実験においては、比較の意味で豊浦砂と石英砂も担体として使用してみた。この4種の粒状担体の性状を Table 3 に示す。

2.3 生物膜付着操作方法

三相流動層型生物処理法においては、廃水の連続処理を行う前に、担体の表面上に生物膜を付着させる操作が必要となる。この操作としては、原水とフェノール馴致汚泥を系内で循環させることにより行った。顕微鏡観察により担体上に生物膜のわずかな付着が認められた後、生物膜付着担体を一旦静かに取り出し、装置内壁に付着した生物膜や浮遊微生物などを洗い、生物膜付着担体を静かに再度充填して、非循環系に切り替え、原水も連続供給にして実験を開始した。

2.4 主な測定項目と方法

主な測定項目と方法は、以下のとおりである。

- (1) フェノール濃度……4-アミノアンチピリン法 (JIS K0102)
- (2) DO ……電極法
- (3) pH ……電極法
- (4) 生物膜厚み……サンプリングした生物膜付着担体の顕微鏡写真を撮影し、同じ倍率で撮影したマイクロスケールと比較測定した。
- (5) 層高……三相流動層の層高としては、その界面が明確でないため、本実験では、供給している空気を一旦停止して、固液二相流動層高を測定した。

3. 実験結果および考察

3.1 予備実験

前述したように、三相流動層に使用する担体として、活性炭 BAC、CB 担体、豊浦砂、石英砂の4種の固体粒子を選定したが、さらに流動層内での生物膜付着の様子を調べるため、これらの固体粒子を担体として用いて、約50mg・l⁻¹の入口フェノール濃度にてフェノー

(a) media : activated carbon BAC

(b) media : cement ball (CB ball)

(c) media : Toyoura sand

(d) media : quartz sand

Fig. 2 Particulate media with biofilm

ル廃水の連続処理の予備実験を行った。

Fig. 2 (a)-(d)にこれらの粒状担体の生物膜付着状況を示す。石英砂を担体として使用した場合は、流動層による生物膜付着操作を1カ月ほど行っても生物膜の付着は極めて少なくかつ不均一で、従ってフェノール処理もほとんど行われなかった。豊浦砂を担体として使用した場合は、流動層による生物膜付着操作に約3週間を要した。活性炭BACおよびCB 汙材を担体として使用した場合は、生物膜の付着は早く、ほとんどの場合1週間以内で均一な付着が認められた。

以上の結果より、以後の実験では主に活性炭BACとCB 汉材の2種の担体を使用した。

3.2 フェノール廃水処理における生物処理特性

本実験の目的の一つは、入口フェノール濃度、廃水量等の各種負荷条件において担体の粒径を数点かえて、フェノール処理速度などに対する生物膜表面積あるいは生物膜体積の依存性を検討することにある。従って、本実験では、フェノール処理速度の正味の値を求めるために、層出口でフェノールが検出されるような負荷条件下で行った。**Fig. 3**に、活性炭BACを担体として用いた場合の連続処理実験における各測定項目の経時変化の一例を示す。**Fig. 3**において、層出口

Fig. 3 Example of experimental results

Fig. 4 Growth of biofilm thickness (l)
AC : activated carbon BAC
CB : cement ball (CB ball)
 d_m : media diameter
 S_{in} : inlet phenol concentration
 U_t : superficial liquid velocity

Fig. 5 Expansion of fluidized bed height (H)

でのフェノール濃度の経時変化を見ると、実験開始時はほぼ0の値を示し、徐々に増加している。これは、最初に活性炭の物理吸着が働いており、徐々に平衡に達するためと考えられる。そこで、担体として活性炭BACを用いた場合は、微生物による正味のフェノール処理速度の計算は、出口フェノール濃度が一旦ピークに達し、吸着平衡となったと判断される後(**Fig. 3**の場合では34h以降)のデータを用いて行った。CB 汉材では、物理吸着の作用は認められなかった。

層出口でフェノールが検出されるような負荷条件は、フェノール容積負荷で $4 \text{ kg phenol} \cdot \text{m}^{-3} \text{bed} \cdot \text{d}^{-1}$ 以上の高負荷条件であるため、生物膜厚みの成長および層高の上昇は早い。**Fig. 4**および**Fig. 5**にそれぞれ生物膜厚みおよび層高の経時変化を示す。入口フェノール濃度が $115 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合は、生物膜厚みが約150

Fig. 6 Relation between phenolic removal rate (R_t) and biofilm surface area (S_b)

Fig. 7 Relation between phenolic removal rate (R_t) and biofilm volume (V_b)

μm に達した後、急激に成長する傾向を示した。層高の上昇は、担体に生物膜が成長すると、粒子のみかけの密度が小さくなり、沈降速度が小さくなることにより起こる。従って、層高の上昇は、粒径の小さいものほど早く、また前述した生物膜厚みの成長に伴って変化した。

Fig. 6は、実験結果の全データの中から、各種の粒径で生物膜全体積が同一のときのデータを使用し、生物膜全表面積 S_b と単位時間当りのフェノール全処理量 R_t の関係について、また、Fig. 7は、逆に生物膜全表面積が同一のときのデータを使用して生物膜全体積 V_b と R_t との関係について示したものである。この結果より、 S_b 対 R_t の関係は、ほぼ傾き 1 の関係であり、一方 V_b 対 R_t の関係をみると、 R_t は V_b にほとんど依存しておらず、どちらかと言えば、本実験ではフェノール処理は生物膜全体よりも生物膜の表面部分でなされていたものと考えられる。

そこで、生物処理特性に関する実験結果の解析は次の方法で行った。すなわち、三相流動層の流れ特性は押し出し流れを仮定し、基質処理は Monod 型でかつ生物膜表面部分のごく薄い δ の厚みで処理がなされていたとすると、層内の任意の位置における微小区間 Δz での物質収支(単位時間当り、単位層断面積当りの基質量の収支)は、Fig. 8 のようになる。これを式で表すと、(1)式となる。

$$U_b S = U_L S + \frac{d(U_L S)}{dz} \Delta z + K a_s \frac{S}{K_m + S} \Delta z \quad (1)$$

ここで U_L は液線流速、 S は基質濃度である。 K および

Fig. 8 Mass balance in Δz

a_s は、生物膜の乾燥密度 ρ_d 、比増殖速度の最大値 μ_m 、菌体収率 Y 、生物膜全表面積 S_b および層体積 V を用いて、それぞれ以下のように定義される。

$$K = \rho_d \delta \mu_m / Y \quad (2)$$

$$a_s = S_b / V \quad (3)$$

なお、本実験では、フェノールに充分馴致した微生物を使用しているので、実験条件の入口フェノール濃度 $115 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以内では、基質阻害の影響がなかった⁷⁾。従って、基質処理の式においては、簡略化のために阻害項は省略している。

(1)式を整理した微分方程式は(4)式となるが、これを(5)、(6)式の境界条件を用いて解くと、(7)式が得られる。

基礎式：

$$U_t \frac{dS}{dz} + K a_s \frac{S}{K_m + S} = 0 \quad (4)$$

$$\text{B.C.} : z = 0 ; S = S_{in} \quad (5)$$

$$z = H ; S = S_{out} \quad (6)$$

解：

$$\begin{aligned} R_t &\equiv Q_t(S_{in} - S_{out}) \\ &= K S_b \frac{S_{in} - S_{out}}{(S_{in} - S_{out}) + K_m \ln(S_{in}/S_{out})} \end{aligned} \quad (7)$$

ここで、 $Q_t = U_t V / H$

逆数をとると、

$$\frac{S_b}{R_t} = \frac{1}{K} + \frac{K_m}{K} \cdot \frac{\ln(S_{in}/S_{out})}{S_{in} - S_{out}} \quad (8)$$

従って、対象とする原水および使用する微生物系において、もし実験範囲で K , K_m の値が一定におければ、 $\ln(S_{in}/S_{out})/(S_{in} - S_{out})$ 対 S_b/R_t は直線関係となり、その傾きと切片により生物処理特性値としての K , K_m の値がそれぞれ求められる。さらに、(8)式の右辺第2項が無視し得る場合は、基質除去が0次反応として取り扱え、(8)式は(9)式に近似できる。また、(8)式の右辺第1項が無視し得る場合は、基質除去が1次反応として取り扱えて、(8)式は(10)式に近似できる。

$$0 \text{ 次近似} \quad R_t = K S_b \quad (9)$$

$$1 \text{ 次近似} \quad R_t = \frac{K}{K_m} \cdot S_b \cdot \frac{S_{in} - S_{out}}{\ln(S_{in}/S_{out})} \quad (10)$$

Fig. 9 に、実験結果の全データについて、生物膜全表面積 S_b に対して単位時間当りのフェノール全処理量 R_t を両対数グラフでプロットした。Fig. 9 に示されるように、担体が活性炭 BAC の場合でも CB 汙材の場合でもほぼ傾き 1 の直線関係になっており、 R_t は直接的に S_b に比例する結果となった。本実験の範囲（層内フェノール濃度が $17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以上）では、フェノール除去はみかけ上 0 次反応で取り扱えることがわかる。さらに、単位生物膜表面積当りのフェノール処理速度 R_t/S_b を生物膜厚み l に対してプロットすると Fig. 10 のようになる。これより、 R_t/S_b の値、すなわち比例定数 K の値は、多少の範囲はあるが、生物膜厚みおよび担体の種類（活性炭 BAC および CB 汙材）にかかわらず、本実験の範囲内では、 $K = 1.3 \text{ g phenol} \cdot \text{m}^{-2} \text{ biofilm} \cdot \text{d}^{-1}$ ではほぼ一定として取り扱えることがわかった。

3.3 負荷変動応答に及ぼす担体の吸着作用の影響

今回の実験に主として用いた担体の中で、活性炭 BAC には物理吸着作用があり、CB 汙材には物理吸着作用がない。そこで、この担体の作用が、入口フェノール濃度の変動に対する出口フェノール濃度の応答にどう影響を及ぼすかも調べた。本実験では、活性炭 BAC と CB 汙材の各々について、まず、入口フェノール濃度

Fig. 9 Characteristics of phenolic removal

Fig. 10 Effect of biofilm thickness (l) on phenolic removal rate per unit biofilm surface area (R_t/S_b)

を低濃度から高濃度にステップ状に変動させて過負荷の条件とし（低→高の負荷変動）、次いで、入口フェノール濃度を高濃度から低濃度にステップ状に変動させた（高→低の負荷変動）。

Fig. 11 にフェノール濃度の経時変化を示す。Fig. 12 は、Fig. 11 における高→低の負荷変動について、時間軸の目盛をかせて表したものである。

CB 汙材では、物理吸着作用がないため、低→高の負荷変動および高→低の負荷変動とも出口フェノール濃度の応答は速やかであった。

これに対し、活性炭 BAC では、物理吸着の影響により、低→高の負荷変動および高→低の負荷変動とも出口フェノール濃度の応答が遅かった。すなわち、この物理吸着作用は、低→高の負荷変動の場合、初期段階

Fig. 11 Response to shock load of inlet phenol concentration

Fig. 12 same as Fig. 11 (inlet phenol concentration: high → low)

で緩衝作用として働くが、高→低の負荷変動では出口フェノール濃度が減少する速度をやや遅くさせる。

従って、短時間の過負荷に対しては活性炭の吸着作用は効果的であるが、長時間の過負荷に対してまでは担体の吸着作用の利点は認めがたい。また、3.2項で示したように、負荷変動のない定常状態でも、フェノール廃水の生物処理に対する活性炭の吸着作用の効果は認められなかった。以上のことから、三相流動層によるフェノール廃水の生物処理において、担体の吸着作用の有無は、担体を選定する上での重要な要素にはならないものと考えられる。

4. 結 言

三相流動層型生物処理法によるフェノール廃水の基礎的な生物処理実験を行い、生物処理特性を評価して、次の結論を得た。

(1) 粒状担体として用いた活性炭 BAC および CB 汙材は、石英砂・豊浦砂に比べ、流動層における生物

膜の付着が早く、ほとんどの場合 1 週間以内で均一な付着が認められた。

(2) 本実験の範囲内では、フェノール処理は、生物膜体積よりも生物膜表面積に依存した。このことから、押し出し流れを仮定した生物処理特性の評価式を導いた結果、本実験のフェノール処理は、層内フェノール濃度が $17 \sim 115 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の範囲内では、みかけ上 0 次反応として取り扱えることがわかった。すなわち、単位時間当りのフェノール全処理量は、生物膜厚みにかかわらず、直接的に生物膜全表面積に比例した。活性炭 BAC と CB 汙材において、処理特性に及ぼす担体の種類の影響はなかった。

(3) 濃度変動による短時間の過負荷に対しては活性炭の吸着作用は効果的であるが、長時間の過負荷に対する担体の吸着作用の利点は認めがたかった。

(原稿受理 昭和63年 5 月21日)

使 用 記 号

a_s : 比表面積	$(\text{m}^2 \text{ biofilm} \cdot \text{m}^{-3} \text{ bed})$
AC : 活性炭 BAC	
CB : CB 汙材	
d_m : 担体粒径	(mm)
H : 層高	(cm)
$K \equiv \rho_d \delta \mu_m / Y$	$(\text{g phenol} \cdot \text{m}^{-2} \text{ biofilm} \cdot \text{d}^{-1})$
K_m : Monod 飽和定数	$(\text{mg} \cdot \text{l}^{-1})$
l : 生物膜厚み	(μm)
Q_i : 液流量	$(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$
R_t : 単位時間当りの基質全処理量	$(\text{g phenol} \cdot \text{d}^{-1})$
S : 基質濃度	$(\text{mg} \cdot \text{l}^{-1})$
S_b : 生物膜全表面積	$(\text{m}^2 \text{ biofilm})$
t : 時間	(h)
U_i : 液線流速	$(\text{cm} \cdot \text{s}^{-1})$
V : 層体積	$(\text{m}^3 \text{ bed})$
V_b : 生物膜全体積	$(\text{m}^3 \text{ biofilm})$
Y : 菌体収率	$(\text{g biofilm} \cdot \text{g}^{-1} \text{ phenol})$
z : 層の軸方向の位置	(m bed)
δ : 生物処理が行われる生物膜内の厚み	(μm)
μ_m : Monod 式における比増殖速度の最大値	(d^{-1})
ρ_d : 生物膜乾燥密度	$(\text{g biofilm} \cdot \text{m}^{-3} \text{ biofilm})$

添 字

in : 層入口

out : 層出口

参 考 文 献

- 1) Oppelt, E.T. and J.M. Smith (1981) United states Environmental protection agency research and current thinking on fluidised-bed biological treatment, "Biological Fluidised Bed Treatment of Water and Wastewater" (Ed. P.F. Coo-

- per and B. Atkinson), 165-178, Ellis Horwood Ltd.
- 2) Holladay, D.W., C.W. Hanscher, C.D. Scott and D.D. Chilcote (1978) Biodegradation of phenolic waste liquors in stirred tank, packed-bed and fluidized-bed bioreactors. *Journal Water Pollution Control Federation*, **50**, 2573-2589.
 - 3) Lee, D.D., C.D. Scott and C.W. Hanscher (1979) Fluidized-bed bioreactor for coal-conversion effluents. *Journal Water Pollution Control Federation*, **51**, 974-984.
 - 4) 小西功三 (1985) 三相流動層接触酸化廃水処理システム, 化学装置, **27** (8), 75-80.
 - 5) 高瀬 均, 苗田則義, 杉本益規 (1987) 流動層型生物膜廃水処理装置による BOD 除去操作の検討, 下水道協会誌, **24** (272), 54-64.
 - 6) 平田 彰, 保坂幸尚, 向井人史, 海宝益典 (1982) 三相流動層によるフェノール廃水の連続処理, 水処理技術, **23**, 15-24.
 - 7) 保坂幸尚, 村田ナオキ, 若杉 厚, 岡 義久, 平田 彰 (1982) 活性汚泥によるフェノール・ホルムアルデヒド複合基質除去の挙動, 化学工学協会第16回秋季大会研究発表講演要旨集, SF311, 267.

論文要旨

三相流動層によるフェノール廃水処理の生物処理特性

平田 彰* 保坂 幸尚** 海寶 益典*** 大西 秀典****

* 早稲田大学理工学部応用化学科 ** 早稲田大学理工学部応用化学科(現東京都下水道局) *** 早稲田大学理工学部応用化学科(現昭和電工㈱) **** 早稲田大学理工学部応用化学科(現日本ゼオン㈱)
 〈水質汚濁研究 Vol.11 No.9 (1988) pp.561~568〉

三相流動層によるフェノール廃水の基礎的な生物処理実験を小型のカラムを用いて行い、生物処理特性を評価した。粒状担体として用いた活性炭 BAC と CB 珪材は、石英砂・豊浦砂に比べ、流動層における生物膜の付着が早く、ほとんどの場合、1 週間以内で均一な付着が認められた。本実験の範囲内では、フェノール処理は生物膜体積よりも生物膜表面積に依存した。このことから、押し出し流れを仮定した生物処理特性の評価式を導いた結果、本実験の範囲内において、フェノール処理はみかけ上 0 次反応として取り扱えることがわかった。すなわち、単位時間当りのフェノール全処理量は、生物膜厚みおよび担体の種類(活性炭 BAC および CB 珪材)にかかわらず、直接的に生物膜全表面積に比例した。また、濃度変動による短時間の過負荷に対しては活性炭の吸着作用は効果的であるが、長時間の過負荷に対してまでは担体の吸着作用の利点は認めがたかった。

多摩川(調布堰)河川水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の挙動

高田 秀重* 石渡 良志**

* 東京都立大学理学部化学科(現 東京農工大学農学部環境保護学科) ** 東京都立大学理学部化学科
 〈水質汚濁研究 Vol.11 No.9 (1988) pp.569~576〉

多摩川(調布堰)において河川水中の LAS の測定を1984年6月から1985年8月の間2週間に1回の頻度で行い、以下の知見を得た。1) 平水時の LAS 濃度は、 $17\sim 484\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、年平均 $222\pm 131\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。LAS 濃度は冬季に高く夏季に低かった。また、LAS 組成も季節変化を示し、夏季には冬季に比べて長鎖同族体と外置換異性体の割合が低かった。これらの季節変化は、夏季に LAS の微生物分解が活発なためと推察された。2) 河川水中の LAS の0.8%~27.7%が懸濁態であった。懸濁態 LAS の組成は堆積物中のものに類似していた。また、懸濁物 1 g 当りの濃度は堆積物中のものよりも高かった。このことから、懸濁物が堆積物への LAS の移行の担い手となっていると考えられた。3) 増水時の LAS の通過量は平水時に比べて多い傾向にあった。これは、河床に堆積していた LAS の再懸濁、懸濁物・堆積物からの LAS の溶出等によるものと考えられた。

生物活性炭処理による懸濁物質、アンモニア性窒素、鉄およびマンガンの除去

黒沢 義乗* 真柄 泰基* 武藤 暢夫**

* 国立公衆衛生院衛生工学部 ** 関東学院大学工学部建築設備工学科
 〈水質汚濁研究 Vol.11 No.9 (1988) pp.577~589〉