ションタンクに比較して、バイオフィルターの酸素溶解性能が優れていることが明らかになった。坑火石発泡体を充填した装置では、微生物保持濃度を $4,000\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 以下に維持できれば、最大 $3\text{ kg-O}_2\cdot\text{kWh}^{-1}$ 程度の動力効率を期待できる。

化学酸化処理での反応生成物の遺伝毒性に関する研究

小野 芳朗* 宗宮 功* 河村 正純*

* 京都大学工学部衛生工学科

〈水質汚濁研究 Vol. 14 No. 9 (1991) pp.633~641〉

水道水や下水処理水の塩素あるいはオゾンによる化学酸化処理によって生成するとされる化学物質の遺伝毒性を、DNA 修復にともなう修復エラーを誘発する遺伝子量を測定する umu-テストを用いて評価した。

化学物質と試験菌体の反応時間 2 時間では、m-ジクロロベンゼン、1,2,4-トリクロロベンゼン、プロモホルムジクロロ酢酸、トリクロロ酢酸、クロラール、ホルムアルデヒド、イオノン、フルフラール、カルボン、グリオキサール、アクロレインに陽性が認められた。これらの濃度効果の結果は、他のバクテリアアッセイの結果と比較された。

またクロロホルム、プロモホルム、トリクロロエチレン、アセチルアセトン、アクロレイン等には菌体との反応時間を長くすることで遺伝毒性を増す傾向が認められた。これらより、化学物質の種類により、細胞膜透過や DNA の損傷、修復に差のあることが示唆された。

〈論 文〉

好気性バイオフィルターにおける気液間酸素移動特性

藤 江 幸 一* 胡 洪 営*
池 田 康 郎* 浦 野 紘 平*

Gas-Liquid Oxygen Transfer Characteristics in an Aerated Biofilter

Koichi FUJIE*, Hong-Ying HU*,
Yasuo IKEDA* and Kohei URANO*

* Safety and Environmental Engineering Lab., Yokohama National Univ., 156 Tokiwadai, Hodogaya-ku, Yokohama 240 Japan

Abstract

Factors affecting the gas-liquid oxygen transfer characteristics in the biofilter with total floor coverage aeration are experimentally investigated. A formula for estimating K_La in the biofilter packed with ceramic balls of 6-23 mm in diameter was obtained as functions of the packing material size and the microbial concentration in it. It was ascertained that an increase in the microbial concentration hinders the gas-liquid oxygen transfer rate in the biofilter, while the rate is considerably higher than that in the activated sludge aeration tank. The packing materials in the biofilter control the bubble size and the spiral liquid circulation rate caused by air-lift action. The maximum power economy of oxygen transfer in the biofilter is as high as $3 \text{ kg-O}_2 \cdot \text{kWh}^{-1}$ provided that the microbial concentration is in the range of $2,000\text{--}4,000 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$.

Key words: aerated biofilter, oxygen transfer, power economy, air diffuser performance factor

1. はじめに

好気性生物排水処理装置では、汚濁物質の分解除去を担っている微生物に酸素を供給するための電力が、全消費電力の40%以上にも達しており、排水処理施設での省エネルギーを実現するためには、まずエアレーション動力の削減が必要である^{1),2)}。好気性浸漬汙床(以下、バイオフィルター)においても、エネルギー消費を削減する目的で、装置の最適な設計および運転操作を行うためには、エアレーションにおける気相から液相への酸素移動特性を十分に把握しておく必要がある。

バイオフィルターにおける気相から液相への酸素供給は、1)装置底部から汙材充填部に直接空気を吹き込

む方式、2)汙材充填部以外のところに散気を行い(気泡存在部と呼ぶ)、溶存酸素濃度の上昇した排水を、エアリフト作用によって汙材充填部に下降流で供給する方式、および3)表面攪拌によって、気液間の酸素移動と溶存酸素濃度の上昇した排水の汙材充填部への供給を同時に行う方式に大別できる。2)の方式では、気液間および液相から生物膜表面への酸素移動抵抗に加えて、酸素溶解を行っている気泡存在部と酸素を消費している汙材充填部での酸素交換抵抗が存在する。気泡存在部での酸素溶解性能が活性汚泥エアレーションタンクに等しければ、上記の酸素交換抵抗の存在によって、バイオフィルター装置全体での酸素溶解性能は、活性汚泥エアレーションタンクを上回ることはない³⁾。3)の方式による酸素溶解性能は、散気方式を上

* 横浜国立大学工学部物質工学科 〒240 横浜市保土ヶ谷区常盤台156

回るとされているが⁴⁾、空隙率の小さなバイオフィルターでは液が混合されにくく、酸素溶解性能の実測結果は報告されていない。

本研究では、上記した1)の方式すなわち全面ばっ気方式のバイオフィルターにおける、酸素溶解性能に対する影響因子の解析、および活性汚泥エアレーションタンクにおける酸素溶解性能との比較検討を行った。すなわち、酸素移動容量係数 K_{La} と通気量との関係に対する、充填担体の形状および大きさ、装置内に保持されている微生物濃度の影響を明らかにし、 K_{La} を通気量および各影響因子の関数として表示することを試みた。さらに、酸素溶解性能を定量的に表示できる散気性能指標⁵⁾および、単位動力消費当りに溶解できる酸素量として定義される酸素溶解の動力効率を指標として、バイオフィルターにおける酸素溶解性能を評価した。

2. 実験

2.1 実験装置および充填担体

実験装置の本体には、内径12cm、高さ120cmの透明塩化ビニール製カラムを用い、カラム内充填層高は85cm、有効液深は105cm、担体充填体積は9.6lとした。散気装置には、直径1mmの細孔を20個持った内径13mmの多孔管を用いた。実験に用いた充填担体の名称、材質、大きさ、湿潤密度をまとめてTable 1に示した。アルファベットは材質を、つづく数値は担体の代表径を表している。Kは球形の抗火石発泡体(Table 1ではCeramic ballと表示した)であり、平均密度は1,000 $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ 以下であるが、ばらつきがあるので一部は沈降する。この担体をカラムに充填するときには、上部に金網を設置して担体の流動化を抑えた。Aは破碎状のアンスラサイト担体、PVA8はポリビニールアルコールゲル表面に粉末活性炭を付着した平均径が約8mmの担体、PS3は直径3mmのポリスチレン棒を3mmの長さに切断した担体である。

Table 1 Packing materials used for the experiments

Name	PC3	PV8	A2,A4,A5	K6,K9,K13,K23
Materials	PS	PVA	A	K
Size, d_p ($\times 10^{-3}\text{m}$)	3*	8	2-5	6-23
Packed Void (-)	0.44	0.60	0.46	0.48
Wet Density (kg m^{-3})	1100	1040	1440	970

PS: polystyrene, PVA: polyvinylalcohol gel, A: anthracite, K: ceramic ball

2.2 生物膜の培養方法

バイオフィルターにおける生物膜の培養には、別報⁶⁾と同じグルコース、ペプトンおよびコンステープリカーを主成分とする人工排水を用い、BOD濃度が $250\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ になるように水道水を用いて調製した。人工排水は、散気装置下部より上向流で装置内に供給し、処理水はオーバーフローによってカラム上部から流出させた。バイオフィルター内に様な生物膜を得るために、処理水を毎時60lの流量でカラム底部へ循環した。生物膜培養時のBOD容積負荷は、1~4 $\text{kg-BOD} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ であり、実験はすべて $20 \pm 2^\circ\text{C}$ で行った。バイオフィルター内微生物保持濃度および生物膜厚は、別報⁶⁾の方法に従って決定した。

2.3 K_{La} の測定方法

2.3.1 エアレーション排ガスの分析による K_{La} の決定

エアレーションを行っている装置内液相において酸素消費が進行していれば、液中の溶存酸素濃度 C は飽和濃度以下に維持され、装置内での酸素利用率 η_e と K_{La} との関係は次式で与えられる^{7),8)}。

$$K_{La} = \frac{u_g [(1-\kappa)Z_i \eta_e - \{1 - (1-\kappa)Z_i\}] \cdot \ln(1-\eta_e)}{(C_0 - C/Z_i) \cdot v_m \cdot h} \quad (1)$$

ここで、 u_g はバイオフィルター内ガス空塔速度、 Z_i は供給空気中の酸素モル分率、 v_m は酸素単位質量当りの気相体積である。純酸素と平衡にある溶存酸素濃度 C_0 は、散気水深を h とすれば、散気装置からの鉛直距離 l の関数として次式で与えられる。

$$C_0 = C_0^* \cdot \{1 + \xi(h-l)\} \quad (2)$$

ただし、 C_0^* は大気圧 P^* における C_0 であり、式(1)による K_{La} の決定には、 $l = h/2$ として得られる C_0 を用いてよい⁹⁾。 ξ は圧力換算係数であり次式で与えられる。

$$\xi = (\rho \cdot g / P^*) \cdot (1 - \epsilon_g) / (1 - \epsilon_s) \quad (3)$$

ここで、 ρ は液密度、 ϵ_g はガスホールドアップ、 $(1 - \epsilon_s)$ はカラム内の空隙率であり、本実験では $1 - \epsilon_s = 0.44 \sim 0.60$ であった。

η_e と排ガス中の酸素モル分率 Z_e との関係は次式で与えられる。

$$\eta_e = (Z_i - Z_e) / [Z_i \cdot \{1 - (1-\kappa)Z_e\}] \quad (4)$$

ただし、 κ は酸素を1モル消費したときに生成する二酸化炭素のモル数であり、排ガス中の二酸化炭素モル分率 Z_e を用いて次式で与えられる。

$$\kappa = Z_c(1 - Z_i) / (Z_i - Z - Z_c Z_i) \quad (5)$$

すなわち、エアレーション排ガス中の酸素および二酸化炭素のモル分率と液中溶存酸素濃度を同時に測定することによって、実用装置であっても、その運転に

何等支障を及ぼすことなく、任意の条件下における K_{La} を容易に知ることができる。

2.3.2 K_{La} および気泡径の測定条件

バイオフィルター内に微生物が保持されていれば、汚濁物質の除去に伴う酸素消費によって、液中溶存酸素濃度は飽和値より低く維持されるので、生物膜の培養に用いたと同じ人工排水を供給して K_{La} を測定した。

一方、微生物による酸素消費がない場合には、酸素要求物質として $25\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ の亜硫酸ナトリウム（和光純薬製、試薬1級）水溶液を用いた。ただし、亜硫酸ナトリウムの酸素による酸化反応を促進する触媒は一切添加していないので、物理吸収の条件が満たされている⁷⁾。生物反応は進行していないので、排ガス中の二酸化炭素濃度を測定する必要はない。水道水を用いて上記濃度の亜硫酸ナトリウム水溶液を調製し、 $0.05\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ の流量で装置内に連続的に供給しながら K_{La} を測定した。バイオフィルター内の空隙率を0.5とすれば、液線速度は $9\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ となり、直径3～6mmの気泡群の液に対する相対速度（約540～720 $\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ ）に比較して十分小さいので⁹⁾、気泡上昇速度に対して、亜硫酸ナトリウム水溶液を供給することによる影響は考えなくてよい。

多孔質板や剪断力を利用して微細な気泡を生成する散気装置では、電解質濃度が $15\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ 以上になると、生成気泡径が小さくなることが報告されている⁷⁾。しかし、本実験では粗大な気泡を生成する多孔管を散気装置として用いたことから、 $25\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ の亜硫酸ナトリウム水溶液では、生成気泡径に対する電解質としての影響は小さい。微細な気泡を生成する散気装置を用いたときの K_{La} および気泡径に対する亜硫酸ナトリ

ウムおよび電解質の影響については、著者らの別報⁷⁾を参照されたい。

エアレーション排ガス中の酸素および二酸化炭素モル分率の測定には、それぞれ磁気風式酸素ガス分析装置（富士電機製、ZAR型）および非分散型赤外線二酸化炭素分析装置（MSA社製、202型）をそれぞれ用いた。水分を除去するため、排ガスをシリカゲル充填カラムに通してから、分析装置に供給した。液中の溶存酸素濃度は、電極法（飯島精密工業製、B-100型）によって測定した。

バイオフィルター内部を写真撮影することは不可能なので、気泡径の測定には亜硫酸ナトリウム水溶液による反応吸収法を用いた。原理等の詳細については原報^{10),11)}を参照されたい。気泡径測定時の亜硫酸ナトリウム濃度を $250\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ とし、酸素による亜硫酸ナトリウムの酸化反応を促進する触媒として、硫酸コバルトを $0.5\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$ 添加した。

3. 結果および考察

3.1 微生物を保持しないバイオフィルターの K_{La}

3.1.1 K_{La} および気泡径に対する充填担体の影響

亜硫酸ナトリウム水溶液への酸素の物理吸収を利用して測定された K_{La} に対する充填担体性状の影響を Fig. 1 に示した。ただし、横軸は充填担体代表径 (d_p) の逆数であり、原点は担体を充填していない通常の気泡塔を示している。実線（坑火石発泡体）および破線（その他の担体）で結ばれている実測点は、同一ガス空塔速度 u_g における K_{La} である。坑火石発泡体については、その形状および密度はほぼ一定で、大きさだけが異なっており、 u_g の実測範囲では、K13が最大の K_{La} をもたらした。PV8の充填層では、 u_g が大きくな

Fig. 1 Effect of packing material size on K_{La} at a constant superficial gas velocity u_g in the biofilter. Concentric circles represent K_{La} in the bubble column without packing materials

Fig. 2 Effects of u_g and packing materials on bubble diameter in the biofilter

ると K_{La} の上昇は頭打ちとなる。PS3, A2等の小さい担体の充填層では、 K_{La} は他に比較して小さくなった。

反応吸収法によって実測されたK23, PV8およびPS3の充填層における気泡径に対する u_g の影響をFig. 2に示した。ただし、 K_{La} の測定時より亜硫酸ナトリウム濃度が高いので、気泡径が小さくなっている可能性がある。 u_g が大きくなると、K23では気泡径はあまり変化していないのに対して、PV8では気泡径が大きくなっており、これが K_{La} の頭打ちをもたらしたと考えられる。PS3の気泡径は他に比較して大きいので、 K_{La} は小さくなった。

すなわち、充填担体が小さくなると気泡の合一が促進され、さらに担体の比重が1に近い場合には、合一した気泡が充填層内を吹き抜けるようになるので、 K_{La} は低下した。13mm程度の流動化しない担体の充填層での K_{La} が、他の担体に比較して大きくなった。

3.1.2 ガスホールドアップと K_{La}

バイオフィルター内を亜硫酸ナトリウム水溶液で満たして十分に脱気した後、液深を一定として通気を行い、オーバーフローによって流出した液体積をまず測定した。次いで、通気を停止して液を補給し、液面を元の位置に戻すために必要な液の体積を測定した。前者が通気時におけるバイオフィルターの全ガスホールドアップ ε_g に相当し、後者がバイオフィルター内を流動している気泡のガスホールドアップ (以下、流動気泡ホールドアップ) ε_{ga} に相当する。前者には、充填層内に捕捉されて流動しない気泡のガスホールドアップが含まれている。

K23およびPV8を充填したカラムにおいて実測さ

Fig. 3 Relationship between K_{La} and gas holdup ε_{ga} in the biofilter packed with K23

Fig. 4 Relationship between K_{La} and gas holdup ε_{ga} in the biofilter packed with PV8

れた ε_g および ε_{ga} と K_{La} との関係を Fig. 3および Fig. 4に示した。K23 (Fig. 3) では充填層内に気泡は捕捉されないので $\varepsilon_g = \varepsilon_{ga}$ であり、 K_{La} と ε_g および ε_{ga} との間には、いずれも原点を通る直線関係が得られた。

一方、PV8 (Fig. 4) では、 ε_g と ε_{ga} との関係に大きな差があり、 K_{La} と ε_{ga} との間には、原点を通る直線関係が得られたが、 K_{La} と ε_g との関係は、原点を通る直線から大きく離れていた。ただし、 u_g が大きくなると、 ε_g と ε_{ga} の差は小さくなり、充填層内に捕捉される気泡の体積が減少した。

どの担体でも、 K_{La} と ε_{ga} との間にほぼ直線関係が

得られたことは、流動気泡が酸素溶解に直接寄与していることを示している。充填層内に捕捉された気泡中の酸素モル分率は次第に低下するので、酸素溶解に寄与しなくなる。

3.2 微生物を保持するバイオフィルターの K_La

3.2.1 ガス空塔速度と K_La の関係

充填担体表面に付着生育した微生物膜による人工排水の処理を行いながら、エアレーション排ガスの分析によって、バイオフィルターにおける K_La を決定し、 u_g との関係について Fig. 5 (K23) および Fig. 6 (K6)

Fig. 5 Effect of microbial concentration X on the relationship between K_La and u_g in the biofilter packed with K23

Fig. 6 Effect of microbial concentration X on the relationship between K_La and u_g in the biofilter packed with K6

に示した。バイオフィルター内での微生物保持濃度 X とは、充填担体の表面に付着している微生物量を、バイオフィルター単位体積当りの値として表示したものである。

担体の大きさによらず X の上昇は、 K_La の低下をもたらしており、バイオフィルター内での X の増大は、気相から液相への酸素溶解性能を低下させることが分かった。さらに、 K_La は u_g の0.9乗に比例しており、次式で近似できた。

$$K_La = \alpha \cdot u_g^{0.9} \quad (6)$$

ただし、 α は充填担体および X によって決まる係数であり、3.2.4で述べる。

3.2.2 ガスホールドアップと K_La の関係

K23およびK6を充填したバイオフィルターにおける ϵ_{ga} と K_La との関係を、Fig. 7 (K23) および Fig. 8

Fig. 7 Relationship between gas holdup ϵ_{ga} and K_La in the biofilter packed with K23

Fig. 8 Relationship between gas holdup ϵ_{ga} and K_La in the biofilter packed with K6

(K6)に示した。 $X=0\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ における K_{La} は、生物膜が付着していない状態で、亜硫酸ナトリウム水溶液を用いて実測された結果である。多少のばらつきはあるものの、 X の大きさにかかわらず、ほぼ原点を通る直線関係が得られている。なお、坑火石発泡体では X が増大しても、 ε_g と ε_{ga} には相違が見られず、バイオフィルター内に気泡は捕捉されなかった。

ε_{ga} と K_{La} との間に直線関係が得られたことと、式(6)の関係より、 ε_{ga} は $u_g^{0.9}$ に比例している。さらにこの関係は X によって影響され、同じ u_g でも X が増大すると ε_{ga} が低下する。 ε_{ga} が低下する理由については、以下で述べる。

3.2.3 バイオフィルター内での気泡上昇速度

気泡混相流における気泡の液に対する相対速度（スリップ速度） u_s は、次式で与えられる。

$$u_s = u_g / \varepsilon_{ga} - u_L / (1 - \varepsilon_g - \varepsilon_s) \quad (7)$$

ただし、 u_L および $(1 - \varepsilon_g - \varepsilon_s)$ は、それぞれバイオフィルター内での液空塔速度および液ホールドアップを示している。

亜硫酸ナトリウム水溶液を供給している時の $u_L=9\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ および人工排水を供給している時の $u_L=0.7\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ をそれぞれ式(7)に代入して得られる u_s は、バイオフィルター内での平均値である。液も $u_L/(1 - \varepsilon_g - \varepsilon_s)$ の速度でバイオフィルター内を上昇しているので、実際の気泡上昇速度 u_B は u_s よりも大きくなる。 u_B は式(7)に $u_L=0\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ を代入し、 $u_B=u_g/\varepsilon_{ga}$ として与えられる。ただし、本研究では u_L が小さいので、 $u_B=u_s$ と見なしても大きな誤差にはならない。

バイオフィルター内での X と u_s との関係をFig. 9に示した。 X の増大は顕著な u_s の上昇をもたらし、 X

Fig. 9 Effect of microbial concentration, X , on the apparent bubble slip velocity, u_s , observed in the biofilter

が約 $8,000\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ を越えると、 u_s は $1,500\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 以上になった。充填担体表面に付着生育している生物膜の微生物濃度は $30\sim 40\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$ であるから⁶⁾、 X の増大はバイオフィルター内空隙体積の減少をもたらす。 X が $8,000\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ に達したときのバイオフィルター内空隙率は、0.25程度まで低下した⁶⁾。充填層内空隙体積の減少によって、気泡が上昇できる流路の断面積も小さくなるので気泡密度は上昇し、気泡間の合一が起りやすくなるとともに、エアリフト作用による局所的な液の上昇流が発生する。この液流に乗って、気泡がバイオフィルター内を上昇するので、装置内での平均値として決定される u_s が大きくなり、同時に ε_{ga} の低下をもたらしたと考えられる。

充填担体が大きくなるか、あるいは u_g が増大しても、 u_s が大きくなる傾向が見られた。

3.2.4 K_{La} に対する微生物保持濃度の影響

u_g と K_{La} との関係を式(6)によって近似できるとして、直径が $6\sim 23\text{mm}$ の坑火石発泡体を充填したバイオフィルターにおける α 値と X の関係を求め、結果をFig. 10に示した。担体の大きさにかかわらず、 X の増大にともなって K_{La} は一様に低下している。Fig. 9との対比から、 X の増大にともなう u_s の上昇が α 値の低下に大きく寄与していると判断できる。 $X=0\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ での α 値を α_0 として、各担体に対する値をFig. 10に示した。 α は X の関係として次式で相関された。

$$\alpha = \alpha_0 \exp(-1.06 \times 10^{-4} X) \quad (8)$$

Fig. 10 Effect of microbial concentration X on α value in Eqn.(6) for K_{La} evaluation

Fig. 11 Air diffuser performance factor Φ in the biofilter

Fig. 10 における実線は、式(8)による計算結果である。式(6)と式(8)によって、坑火石発泡体を充填したバイオフィルターにおける K_La を、 X および u_g の関数として、誤差 $\pm 20\%$ の範囲で予測することが可能となった。

3.3 散気性能指標による酸素溶解性能の評価

3.3.1 バイオフィルターの散気性能指標

活性汚泥法プロセスのエアレーションタンクにおける酸素溶解性能については、久保田らによって定量的な検討が行われており、エアレーションタンクの酸素溶解性能を定量的に表示することができる指標として、次式で定義される散気性能指標 Φ の概念が提案されている^{5),8)}。

$$\Phi = G_v \cdot h \cdot f / K_L a \cdot V \quad (9)$$

ただし、 f は圧力補正係数であり、次式で与えられる。

$$f = 2P^* / [P_h \{1 + (P^*/P_h)^{1/2}\}] \quad (10)$$

ここで、 G_v は標準状態での供給空気の時積流量、 V はエアレーションタンク容積であり、 $G_v \cdot f$ はエアレーションタンク内での水圧による体積変化を補正した吹き込み空気の時積流量を示している。 P^* および P_h は、大気圧および散気水深 h での圧力であり、通常の散気水深 ($h=4\sim 5\text{m}$) では、 $P^*/P_h \{1 + (P^*/P_h)^{1/2}\}$ の値は $0.73\sim 0.77$ となる。

Φ の物理的意味は「液中に吹き込まれた空気中の酸素が一定の割合で利用されるために必要な液深に比例した値」であり、長さの次元 (m) を持っている。小さい Φ を与えるエアレーションタンクおよび散気装置ほど、小さい液深で高い酸素溶解効果を与えるので、酸素溶解性能が優れていると見なすことができる。市販されている各種散気装置を設置したエアレーションタンクで実測された Φ がすでに報告されており⁸⁾、バ

イオフィルターでの K_La から Φ を求めれば、活性汚泥エアレーションタンクの酸素溶解性能と定量的に比較することができる。

式(6)および式(8)を式(9)に代入して次式が得られる。

$$\Phi = f \cdot u_g^{0.1} / \alpha_0 \exp(-1.06 \times 10^{-4} X) \quad (11)$$

この式を用いて、坑火石発泡体を充填したバイオフィルターにおける Φ を、 u_g および X の関数として求めた結果を Fig. 11 に示した。

3.3.2 活性汚泥エアレーションタンクとの比較

市販されている各種散気装置を設置したエアレーションタンクで実測された Φ の値を、比較のため Table 2 に示した⁸⁾。超微細気泡系 (Very fine bubble) に分類される散気装置では、加圧水の噴出や機械的な剪断力を利用して気泡の微細化を図っている。磁製散気板などの多孔質材料を利用した散気装置が微細気泡系 (Fine bubble) に分類される。粗大気泡系 (Coarse bubble) に分類される散気装置には、多孔管や簡単なノズルなどがある。

バイオフィルターでは、 X が増大すると Φ が大きくなるものの、酸素溶解性能は、微細な気泡を生成する磁製散気板を設置した活性汚泥法エアレーションタンクを上回る。 X が $2,000\sim 4,000\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ のとき、バイオフィルター単位体積当りの BOD 除去速度が最大になることが分かっている⁸⁾。

活性汚泥エアレーションタンクでの気泡の液に対する相対速度 u_s は、 $720\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 程度であることが報告されている⁸⁾。ところが、通常用いられている旋回流方式のエアレーションタンクでは、通気量が u_g として $5\sim 10\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 程度でも、液表面で $2,500\sim 3,600\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ の旋回流速が実測されており、気泡存在部での液上昇速度 (前述の u_L に相当する) は $1,000\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$ 程度になる¹²⁾。したがって、この方式のエアレーションタンクにおける気泡の上昇速度 u_B は、 u_s と u_L との和から

Table 2 Air diffuser performance factor Φ of various air diffusers for activated sludge aeration tanks⁸⁾

Classification	Air diffuser	$\Phi(\text{m})$
Very fine bubble	MPC nozzle	0.2-0.4
	Aquarator	0.5-0.8
Fine bubble	Ceramic plate	1.5-1.6
	Ceramic tube	1.1-1.6
	Plastic porous tube	1.6-1.9
	Jet aerator	1.7-1.8
	Line mixer aerator	1.6-2.2
Coarse bubble	Perforated tube	2.2-3.5
	Sparger	3.1-3.7

1,700m・h⁻¹以上に達する。Fig. 9 に示されているように、担体の大きさによる多少の違いはあるものの、 u_g が30m・h⁻¹に達しても X が8,000g・m⁻³以下であれば、バイオフィルターにおける u_B は1,500m・h⁻¹以下である。活性汚泥エアレーションタンクにおけるエアリフト作用による液の旋回流は、活性汚泥の沈降を抑制できる代わりに、液中に吹き込まれた気泡の滞留時間を短縮し、酸素溶解性能を低下している。これに対してバイオフィルター内では、充填担体の存在によってエアレーションタンクほど安定した液旋回流（液上昇流）が発達しにくいので、気泡の上昇速度は活性汚泥エアレーションタンクに比較して小さくなる。また、エアレーションタンク内での気泡径は、通気量の増大とともに大きくなるが⁸⁾、バイオフィルター内では充填担体の寄与によって、気泡が分散されるので、気泡径に余り大きな変化はない。これらがバイオフィルターにおける酸素溶解性能を、活性汚泥エアレーションタンクに比較して優れたものになっている。

3.4 酸素溶解の動力効率

バイオフィルター単位体積当りの酸素溶解速度 Q_c (g・m⁻³・h⁻¹) は、 Φ と u_g ($=f \cdot G_v \cdot h/V$) および液中溶存酸素濃度 C の関数として次式で与えられる。

$$Q_c = K_L a (C_0 Z - C)_{av} \\ = (f \cdot G_v \cdot h/V \cdot \Phi) (C_0 Z - C)_{av} \quad (12)$$

ここで、酸素移動の推進力 $(C_0 Z - C)_{av}$ は、飽和溶存酸素濃度と液中溶存酸素濃度の差の装置内平均値として与えられる。

一方、断熱圧縮を仮定すれば、装置底部から液中に空気を吹き込むためのブロワーの所要動力 P_w (kW) は、通気量 G_v 、ブロワー入口での圧力 P_1 および出口での圧力 P_2 の関数として、次式から求めることができる。

$$P_w = 0.0984 G_v \{ (P_2/P_1)^{0.286} - 1 \} / \epsilon_B \quad (13)$$

ただし、 ϵ_B はブロワーと電動機を含む総合効率である。

したがって、単位動力消費当りに溶解できる酸素量として定義される酸素溶解の動力効率 ψ ($=Q_c/P_w$, kg-O₂・kWh⁻¹) は、以下のように求めることができる。

$$\psi = \frac{\{ (f \cdot G_v \cdot h/V \cdot \Phi) \cdot \epsilon_B \cdot (C_0 Z - C)_{av} \} / 1,000}{0.0984 G_v \{ (P_2/P_1)^{0.286} - 1 \}} \\ = \frac{0.0102 \cdot f \cdot h \cdot \epsilon_B \cdot (C_0 Z - C)_{av}}{\Phi \{ (P_2/P_1)^{0.286} - 1 \}} \quad (14)$$

ただし、 Φ は式(11)で与えられている。 $\epsilon_B=0.5$ および $h=5$ m として、 $C=0$ g・m⁻³ および 5 g・m⁻³ $\{ (C_0 Z - C)_{av}$ として10g・m⁻³および5 g・m⁻³に相当する} での Φ と ψ との関係を計算し、結果を Fig. 12 に示した。Fig. 11 との対比より、 X を4,000g・m⁻³程度に維持できれば、 $\Phi=0.5$ m となり、 $C=0$ g・m⁻³のときの ψ は3 Kg-O₂・kWh⁻¹に達する。この値は、磁製散気板など微細気泡を生成散気装置の動力効率を50%程度上回っている。ただし、液中溶存酸素濃度を0 g・m⁻³としていることから、最大の酸素溶解速度を見積ったことになり、実用運転では、溶存酸素濃度の上昇によって動力効率は低下し、液中溶存酸素濃度が飽和濃度の1/2であれば、動力効率は図中の破線で与えられる。

1 kg の BOD を除去するために必要な酸素量、すなわち酸素収率を与えられれば、バイオフィルターにおける BOD 除去の動力効率、すなわち単位動力消費あたりに除去できる BOD 量の予測が可能になった。

4. 結 論

バイオフィルターにおける $K_L a$ と通気量との関係に対する、充填担体および微生物保持量の影響を実験的に解析し、バイオフィルターにおける酸素溶解性能

Fig. 12 Power economy of oxygen transfer, ψ , in the biofilter as a function of air diffuser performance factor, Φ

の予測式を提出するとともに、酸素溶解性能についてバイオフィルターと活性汚泥法エアレーションタンクとの比較を行い、以下の結論を得た。

1) 充填担体の性状はバイオフィルター内での気泡径および気泡上昇速度に影響を及ぼし、球状の坑火石発泡体を充填したバイオフィルターでは、直径が13 mm程度のとき、同一通気量における K_La が最大となる。

2) バイオフィルター内では安定した液旋回流が発達にくいことに加えて、気泡径の適度な分散状態が得られるので、活性汚泥法エアレーションタンクに比較して、酸素溶解性能が優れている。

3) バイオフィルターにおける微生物保持量が大きくなると、 K_La の顕著な低下をもたらすが、生物保持濃度を2,000~4,000 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ に維持できれば、活性汚泥法エアレーションタンクを約50%上回る最大 3 $\text{kg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{kWh}^{-1}$ 程度の高い酸素溶解の動力効率が得られる。

(原稿受付 1991年1月7日)

(原稿受理 1991年6月19日)

使用記号

a	: 気液接触面積 (m^{-1})
C	: 液中溶解酸素濃度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
C_0	: 純酸素と平衡時の C ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
C_0^*	: 大気圧下での C_0 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
d_p	: 充填担体の代表径 (m)
f	: 式(10)で与えられる圧力補正係数 (—)
G_v	: 吹き込み空気の体積流量 ($\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$)
g	: 重力加速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$)
h	: 散気液深 (m)
K_La	: 酸素移動容量係数 (h^{-1})
l	: 散気装置からの鉛直距離 (m)
P_1	: ブロー入口圧力 (Pa)
P_2	: ブロー出口圧力 (Pa)
P^*	: 大気圧 (Pa)
P_h	: 散気液深での圧力 (Pa)
P_w	: 散気動力 (kW)
u_B	: 気泡上昇速度 ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)
u_g	: 吹き込み空気の装置内空塔速度 ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)
u_L	: 液空塔速度 ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)
u_s	: 気泡の液に対する相対速度 ($\text{m}\cdot\text{h}^{-1}$)
V	: 装置有効容積 (m^3)
X	: バイオフィルター内微生物保持濃度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
Z	: 気相中酸素モル分率 (—)
Z_c	: 排ガス中の二酸化炭素モル分率 (—)
Z_e	: 排ガス中の酸素モル分率 (—)

Z_i	: 吹き込み空気の酸素モル分率 (—)
α	: 式(6)の係数 ($\text{m}^{-0.9}\cdot\text{h}^{-0.1}$)
α_0	: $X=0\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ での α 値 ($\text{m}^{-0.9}\cdot\text{h}^{-0.1}$)
ε_B	: ブロー総効率 (—)
ε_g	: 全ガスホールドアップ (—)
ε_{ga}	: 流動している気泡のガスホールドアップ (—)
ε_s	: 充填担体のホールドアップ
Φ	: 散気性能指標 (m)
η_e	: 酸素利用率 (—)
ψ	: 酸素溶解の動力効率 ($\text{kg}\cdot\text{O}_2\cdot\text{kWh}^{-1}$)
κ	: 酸素1モル消費当りに発生する二酸化炭素モル数 (—)
ρ	: 液密度 ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
ν_m	: 酸素の単位質量当りの気相体積 ($\text{m}^3\cdot\text{g}^{-1}$)
ξ	: 式(3)で与えられる圧力換算係数 (m^{-1})

引用文献

- 1) 藤江幸一 (1987) 生物排水処理と動力効率, 化学と工業, **40**, 168-171.
- 2) 藤江幸一, 局俊明, 久保田宏, 渋谷伸一 (1983) 活性汚泥処理の動力効率の推算—実操業データの解析結果に基づく数式モデルの提案, 下水道協会誌, **20** (227), 25-32.
- 3) 藤江幸一, 久保田宏 (1980) チューブ接触酸化排水処理装置の動力効率, 水質汚濁研究, **3**, 53-60.
- 4) 藤江幸一 (1980) 生物排水処理装置の酸素移動と動力効率, 東京工業大学学位論文.
- 5) 久保田宏, 星野定司, 笠倉忠夫 (1979) エアレーションタンク内の酸素移動, 下水道協会誌, **16** (184), 12-18.
- 6) 藤江幸一, 胡洪營, 池田康郎, 浦野紘平 (1991) 好気性バイオフィルターにおける生物膜の増殖と目詰まり係数, 水質汚濁研究, **14**, 564-573.
- 7) Fujie, K., Tsuchiya, K. and Fan, L.S., Remarks on Determination of volumetric oxygen transfer coefficient by off-gas analysis, *J. Ferment. Biotechnol.*, 投稿中.
- 8) Sekizawa, T., Fujie, K., Kubota, H., Kasakura, T. and Mizuno, A. (1985) Air diffuser performance in activated sludge aeration tanks, *J. Water Pollut. Control Fed.*, **57**, 53-59.
- 9) Fujie, K., Takaine, M. and Kubota, H. (1980) Flow and oxygen transfer in cocurrent gas-liquid downflow, **13**, 188-193.
- 10) Ogawa, S., Shimizu, Y., Tone, S. and Otake, T. (1982) Kinetics of the oxidation of aqueous sodium sulfite solution with water, *J. Chem. Eng. Japan*, **15**, 400-402.
- 11) Ogawa, S., Yamaguchi, H., Tone, S. and Otake, T. (1983) Gas-liquid mass transfer in the jet reactor with liquid jet ejector, *J. Chem. Eng. Japan*, **16**, 419-425.
- 12) 星野定司, 久保田宏, 笠倉忠夫, 小山俊明 (1977) 活性汚泥法エアレーションタンク内の液旋回流速度, 下水道協会誌, **14** (160), 22-30.

論文要旨

バッチ培養における *Chlorella vulgaris* および *Microcystis aeruginosa* の細胞外代謝不揮発性有機酸の培養液中への蓄積

大村 達夫* 海田 輝之* 相沢 治郎* 小松 佳幸* 石崎 正志* 大沼 正郎*

* 岩手大学工学部土木工学科

〈水質汚濁研究 Vol.14 No.9 (1991) pp.615~623〉

藻類の細胞外代謝溶存有機物は共存微生物の増殖や、これらの微生物による分解によってもたらされる CO_2 の供給により藻類自身の増殖を助長する可能性など、水域生態系に影響を与える重要な因子の一つと考えられている。

本研究においては、緑藻の *Chlorella vulgaris* と藍藻の *Microcystis aeruginosa* を無菌的に回分培養し、増殖過程あるいは死滅過程での不揮発性有機酸の培養液中への蓄積の状況を調べた。

その結果、*C. vulgaris* は主要な不揮発性有機酸としてグリコール酸とシュウ酸を蓄積し、*M. aeruginosa* はグリコール酸を蓄積することが明らかとなった。しかし、*M. aeruginosa* は有機物を利用して対数増殖する時は不揮発性有機酸をほとんど蓄積しないことが分かった。

また、グルクロマトグラフィーの結果では、代謝有機物は3つの画群に分画された。これらの画群に含有されるDOCの変化を見てみると *C. vulgaris* の場合、増殖期にはほぼ同じ割合で各画群を蓄積しているが、減衰期には高分子成分と低分子成分の蓄積が顕著になった。一方、*M. aeruginosa* は、減衰期において高分子成分が著しく高くなり低分子成分の約2倍になった。また、不揮発性有機酸は、低分子成分の第III画群の主要な成分であることも明らかになった。

好気性バイオフィルターにおける気液間酸素移動特性

藤江 幸一* 胡 洪営* 池田 康郎** 浦野 紘平*

* 横浜国立大学工学部物質工学科

** 大日本インキ(株)

〈水質汚濁研究 Vol.14 No.9 (1991) pp.624~632〉

装置底部全面から汙材充填部に直接空気を吹き込む方式の好気性バイオフィルターにおいて、気液間酸素移動特性に対する影響因子を、実測データの解析に基づいて明らかにし、代表径6~23mmの球状坑火石発泡体を充填した場合の K_La を、充填担体の大きさおよび微生物保持濃度の関数として予測するための相関式を提案した。さらに、散気性能指標 Φ および酸素溶解の動力効率を指標として、酸素溶解性能を活性汚泥エアレーションタンクと比較したところ、充填担体の存在は気泡の分散と、装置内での液旋回流の発達を抑制することによる気液接触面積の増大をもたらすので、磁製散気板など微細な気泡を生成する散気装置を設置したエアレー