

上水の高度処理技術

Advanced Treatment in Drinking Water



(環)技術部 技術課 伸
西尾 弘 Hironobu Nishio
技術開発本部 南家 捷成 Toshinari Nanke

The K_{La} , nitrification and taste and odor removal in biofilm filtration, are investigated. Results of these tests are as follows;

- (1) K_{La} depends on the size of the holes of air dispersion system and U_{Lo} and doesn't depend on the packed particle size of media
- (2) In nitrification, 8100 (cal/mol) of Activation energy value was observed under the correlation of Arrhenius plot.
- (3) In removal of taste and odor, 50% removal of 2MIB, 65% removal of geosmin and 85.4% removal of Eumycetes were obtained.

まえがき

最近、水道原水の富栄養化、汚濁が進行し、従来の浄水システム（凝集→沈澱→砂濾過）では微量有機塩素化合物やかび臭などへの対応が困難になってきている。このために水道事業体では、オゾン+活性炭、生物処理といった高度処理に対する実験、導入の動きが見られる。特に生物処理においては、緩速濾過（生物膜処理）処理水の良さが最近見直されている。当社は、この生物膜処理に多孔質の充填材を使用し、急速濾過池と同様な処理様式をとる生物接触濾過を水道原水の前処理（アンモニア性窒素、かび臭の除去）とする実験を行ってきたので、ここに現在までの知見を報告する。

1. 生物接触濾過における酸素移動係数(K_{La})

生物処理において、その装置の持つ酸素溶解能力を把握しておくことは肝要である。この酸素溶解能力を示す尺度として酸素移動係数（以下、 K_{La} と略）が上げられ、また濾過槽内の流動状態の良否を示す指標とも考えられ重要である¹⁾。

1.1 実験方法および実験条件

実験には、 $\phi 300 \text{ mm} \times 2600 \text{ mmH}$ の塩ビ製カラムを使用し、これに平均粒径が 4 mm, 8.5 mm, 11.7 mm の多孔質充填材を 1500 mm 充填した。第1図に実験フローを示す。

K_{La} 測定に使用した反応系は、



である。貯槽 (1 m³) に水道水を満たし、ここに触媒として塩化コバルトを溶解させた後、所定の量の亜硫酸ソーダを加えて貯槽内の溶存酸素 (DO) を 0 にする。この水は、濾過槽に所定の量が流量計を経て流れ込む。DO の測定は、下部集水部 (A/W 式レオポルドブロックのスケールダウン) より流出して、すぐの所に DO センサーを取り付けて記録計にて記録した。同時に、ガスホールドアップ(以下、 ϕ と略) を測定した。これは気液が濾過槽に入る直前にボールバルブを急閉し、気液供給停止前後の液面差から求めた。実験パラメータとして、液空筒速

度（以下、 U_{Lo} と略）と空気空筒速度（以下、 U_{Go} と略）を種々変化させた。

1.2 実験結果の整理

K_{La} の算出には、次式を使用した²⁾。

$$dC/dt = K_{La}(C_s - C) \quad \text{at } t \text{ } ^\circ\text{C}$$

ここに、 C : 水中の酸素濃度 (mg/ℓ)

t : 時間 (min)

C_s : 散気水深を考慮した水中の飽和酸素濃度 (mg/ℓ)

C_s は、次式にて算出した。

$$C_s(t) = C_w(t) \cdot ((1.033 + 0.1h/1.033) + O_i/21) \cdot 0.5at \text{ } ^\circ\text{C}$$

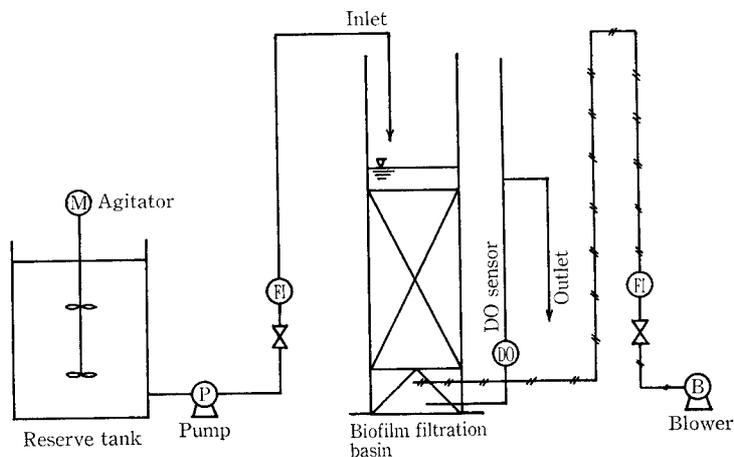
ここに、 $C_w(t)$: $t \text{ } ^\circ\text{C}$ における飽和溶存酸素濃度 (mg/ℓ)

O_i : 出口ガスの酸素分圧 (%)

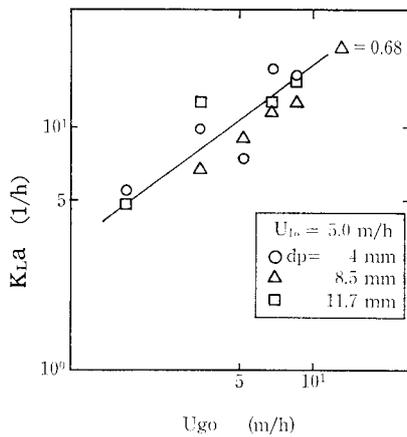
$t \text{ } ^\circ\text{C}$ で測定した $K_{La}(t)$ を次式を使用して $20 \text{ } ^\circ\text{C}$ における値に換算し基準化した。

$$K_{La}(20) = 1.024^{(20-t)} \cdot K_{La}(t)$$

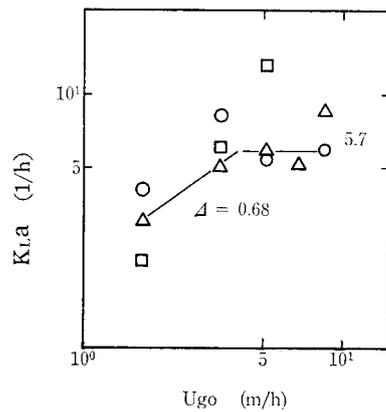
次に述べる K_{La} は全て $20 \text{ } ^\circ\text{C}$ における値である。



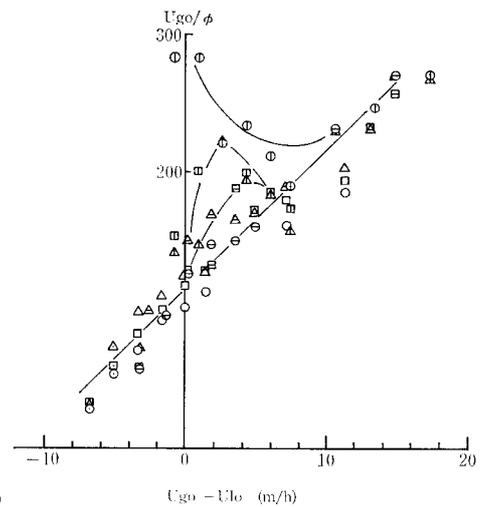
第1図 実験フロー
Fig. 1 Flow sheet



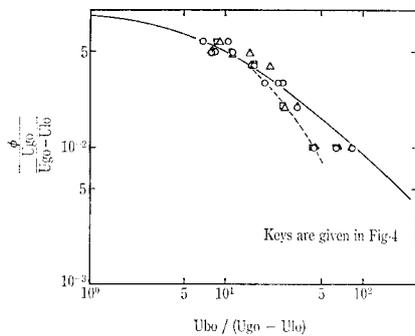
第2図 K_{La} と U_{Go} の相関
Fig. 2 Relationship of K_{La} and U_{Go}



第3図 K_{La} と U_{Go} の相関
Fig. 3 Relationship of K_{La} and U_{Go}



第4図 U_{Go}/φ と U_{Go}-U_{Lo} の相関
Fig. 4 Relationship of U_{Go}/φ and U_{Go}-U_{Lo}



第5図
φ / (U_{Go}-U_{Lo}) と U_{Bo} / (U_{Go}-U_{Lo}) の相関
Fig. 5 Relationship of φ / (U_{Go}-U_{Lo}) and U_{Bo} / (U_{Go}-U_{Lo})

1. 3 実験結果

第2図に、U_{Lo} が 5 m/h、第3図に U_{Lo} が 2.5 m/h の場合の K_{La} と U_{Go} との関係を示す。これらより、U_{Lo} が 5 m/h の場合直線関係が認められ、傾き 0.68 が得られた。また、本実験範囲の充填粒子径の変化の幅では、K_{La} と粒径との関係は認められない。U_{Lo} が 2.5 m/h の場合、U_{Go} の値が 3.5 m/h までは U_{Go} の増加に伴い K_{La} も増加し、その傾きは 0.68 と U_{Lo} が 5 m/h の場合と一致するが、U_{Go} が 3.5 m/h を超えると一定値 5.7 l/hr となることからわかる。

ここで、K_{La} と粒径との関係を調べるために、U_{Go}/φ と充填層内の気液の相対速度 (U_{Go}-U_{Lo}) をプロットしたものを第4図に示す^{3),4)}。これより、充填粒子径によらず良好な直線関係が認められるが、U_{Lo} が 2.5 m/h で相対速度 (U_{Go}-U_{Lo}) が 6 m/h 以内の範囲では直線上に無いことがわかる。この第4図から次式の相関式が得られた。ただし、U_{Lo} は、8.5 m/h と 5.0 m/h の場合のみである。

$$U_{Go}/\phi = 115.5 + 10(U_{Go} - U_{Lo})$$

この式の定数項 (115.5 m/h) は、この流動状態での静止液中の気泡の自由上昇速度 (以下、U_{Bo} と略) に相当しているものと考えられる⁴⁾。ここで、φ が気体の容積流量割合で基準化された次式のように変形する。

$$\phi / U_{Go} / (U_{Go} - U_{Lo}) = 1 / (10 + U_{Bo} / (U_{Go} - U_{Lo}))$$

この式は、充填層に管群モデル (Hydraulic radius model) として、垂直円管における相関法の拡張されたものであると考えられる⁵⁾。この式で整理したものを、第5図に示す。これより、第4図で直線上にのらない部分は、U_{Bo}/(U_{Go}-U_{Lo}) の値が 15 を超える、すなわち、0 ≤ (U_{Go}-U_{Lo}) ≤ 7.7 m/h の場合、上記の式からずれ、別の相関関係 (流動状態) を有するものと思われる。

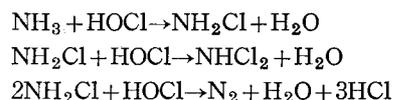
以上のことから、充填粒子径を変えても (4~11.7 mm)、その気泡上昇速度は、相対速度 (U_{Go}-U_{Lo}) で代表され、これにより決定されることがわかる。従って、K_{La} は、充填粒子径に依存しないと判断され、気泡径に依存するものと思われる。すなわち、下部集水部の空気吹き出し口の径 (6 mm) に、K_{La} は左右されるものと思われる。

次に、第6図に K_{La} と (U_{Go}-U_{Lo}) の関係を示す。U_{Lo} が、5 m/h、8.5 m/h の場合、K_{La} は (U_{Go}-U_{Lo}) に比例して大きくなっていくことがわかる。U_{Lo} が、2.5 m/h の場合 (U_{Go}-U_{Lo}) が正の領域で一定値 (5.7 l/h) をとることがわかる。

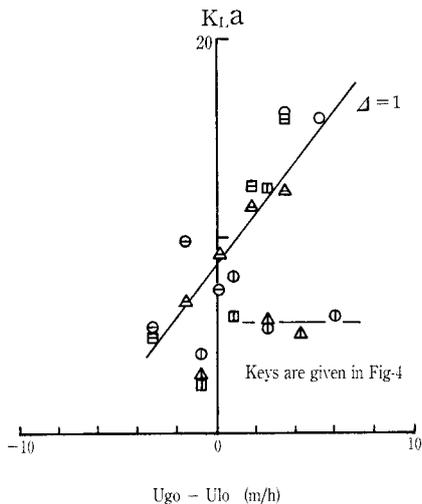
以上、気液向流充填層の K_{La} について述べたが、今後 U_{Lo} (河過速度)、充填層高等の影響について調査し、K_{La} を定量的に表わしたいと考えている。

2. 生物接触汚過における硝化

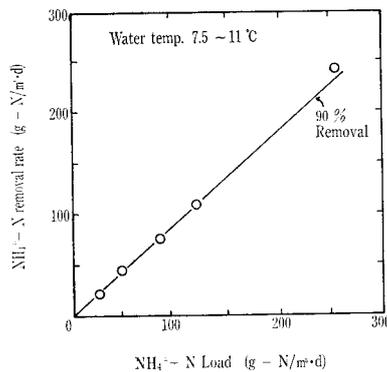
現在の浄水プロセスにおいて、おもに冬期におけるアンモニア性窒素 (以下、NH₄-N と略) に対処するために、次式で示すような塩素による不連続点処理を行っている。



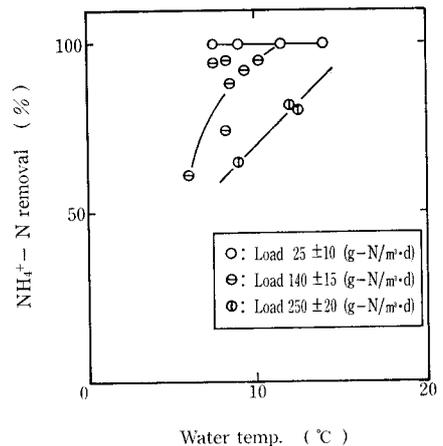
NH₄-N 1 mg/l に対して、相当量の塩素が必要であることから、原水 NH₄-N の変動に起因する塩素の過剰注入が問題となり、これによる副次的に生成される微量有機塩素化合物 (トリハロメタン、全有機ハロゲン化合物) もま



第6図 K_{La} と $U_{Go}-U_{Lo}$ の相関
Fig. 6 Relationship of K_{La} and $U_{Go}-U_{Lo}$

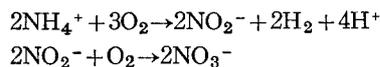


第7図 NH_4^+-N 負荷と NH_4^+-N 除去速度
Fig. 7 Relationship of NH_4^+-N load and NH_4^+-N removal rate



第8図 水温と NH_4^+-N 除去率
Fig. 8 Relationship of water temp and NH_4^+-N removal

た問題となる。この NH_4^+-N を除去するために、次式で示すような生物処理（硝化）を行えば、これらの問題は緩和されると思われる。



2. 1 実験方法および実験条件

実験に供した水は、N市K浄水場の原水（着水井より取水）を使用した。実験フローおよび実験装置は、1.の酸素移動係数で述べたものと同一である。また、これに使用した充填材は平均径 4 mm の多孔質珪材である。逆洗は週 1 回の頻度で行い、気洗浄→気水同時洗浄→水洗浄の順で行った。実験には、 NH_4Cl を所定の量の濃度に調整し原水ラインに薬注ポンプを使用し注入した。 NH_4^+-N 濃度は α -ナフトール法⁶⁾で、 $NO_2^-+N+NO_3^-+N$ 濃度は Cu-Cd 還元カラム法⁶⁾で、塩素要求量はセントラル科学製の塩素要求量計 (CD-20) で分析した。

2. 2 実験結果

生物接触汚濁の硝化における処理特性を把握するために次式で示すような NH_4^+-N 負荷速度、 NH_4^+-N 除去速度を使用した。

$$NH_4^+-N \text{ 負荷速度} = C_{in} \cdot Q / V_m \quad (\text{g-N/m}^3 \cdot \text{d})$$

$$NH_4^+-N \text{ 除去速度} = (C_{in} - C_{out}) \cdot Q / V_m \quad (\text{g-N/m}^3 \cdot \text{d})$$

ここに、 C_{in} 、 C_{out} ：原水、処理水の NH_4^+-N 濃度 (g/m^3)
 Q ：原水流量 (m^3/d)
 V_m ：充填珪材量 (m^3)

ここで、負荷速度、除去速度ともに単位充填珪材当たり、1日に負荷された、除去された NH_4^+-N 量を表わし、負荷速度と除去速度の比は NH_4^+-N の除去率となる。

2. 2. 1 硝化における水温の影響

第7図に、水温が $7.5 \sim 11^\circ\text{C}$ の負荷速度と除去速度の関係を示す。これより、負荷が $250 \text{ g-N/m}^3 \cdot \text{d}$ までは、負荷に関係なく NH_4^+-N を 90% 除去できることがわかる。次に第8図に、負荷を 25 ± 10 、 140 ± 15 、 $250 \pm 20 \text{ g-N/m}^3 \cdot \text{d}$ と変化させた場合の水温と NH_4^+-N 除去率を示す。これより、負荷が、 $25 \text{ g-N/m}^3 \cdot \text{d}$ と低い場合には 7°C まで水温の影響を受けず高効率に除去することがわかる。負荷が、 $140 \text{ g-N/m}^3 \cdot \text{d}$ の場合 90% の除去を得るためには、水温が $8 \sim 9^\circ\text{C}$ 以上、また負荷が、 $250 \text{ g-N/m}^3 \cdot \text{d}$ の場合ではグラフを外挿しておよそ 14°C 以上必要であることがわかる。第9図に、水温と NH_4^+-N 負荷との関係を示す。これより、水温の減少とともに除去率 90% を得るための NH_4^+-N 負荷が、直線的に減少することがわかる。

ここで、先に述べたように硝化もまた微生物を介在した化学反応であり、反応速度（硝化速度）の温度変化は、次式で示すような Arrhenius の式^{1),7)}で表わされると思われる。

$$d \ln r / dT = E/R/T^2$$

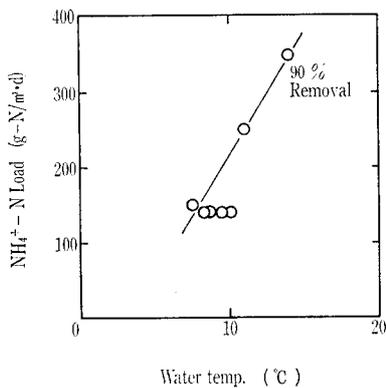
積分して次式を得る。

$$\ln r = \ln B - E/R/T$$

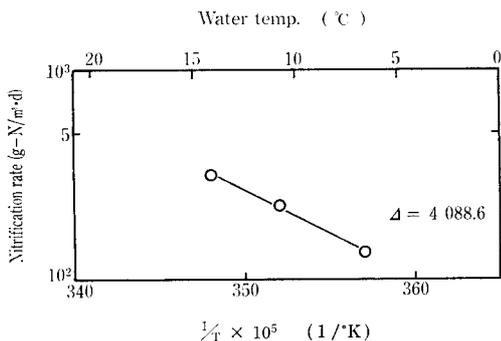
ここに、

- r ：硝化速度 ($\text{g-N/m}^3 \cdot \text{d}$)
- B ：積分定数 (-)
- E ：活性化エネルギー (J/mol)
- R ：気体定数 (J/mol)
- T ：温度 ($^\circ\text{K}$)

この Arrhenius の式で整理したものを第10図に示す。これより、水温 $8 \sim 14^\circ\text{C}$ で直線性が見い出され、傾き $E/R = 4088.6$ を得た。この E/R の値から、活性化エネルギーを算出すると 8100 cal/mol となり、生物学的反応の活性



第9図
水温とNH₄-N 負荷
Fig. 9
Relationship of
water temp and
NH₄⁺-N load

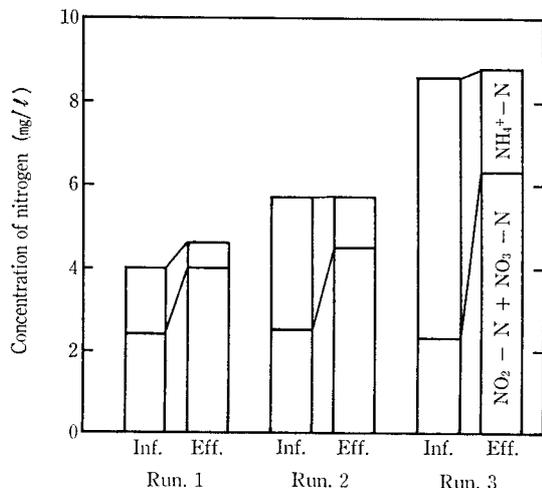


第10図 硝化速度の Arrhenius プロット
Fig. 10 Arrhenius plot of nitrification rate

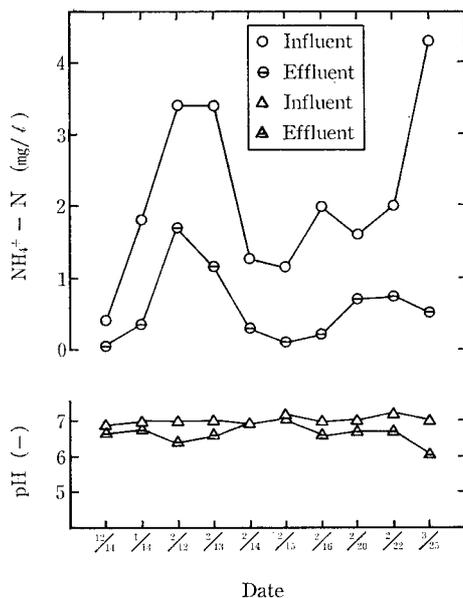
化エネルギーとして知られている値 8 000 ~ 18 000 cal/mol とほぼ一致する⁸⁾。本実験で得られた活性化エネルギーが、原水水質によって変わるのかは今後の調査・研究の課題である。また、水温 8 °C 以下の硝化速度として、この Arrhenius プロットを外挿して求めることに対して疑問が残る。これに関しては、水温 8 °C 以下の硝化について実験中であり別の機会に報告したいと考えている。

2. 2. 2 その他の特性

NH₄⁺-N が、亜硝酸に酸化される時水中のアルカリ分を消費し、(理論的には NH₄⁺-N 1 mg に対してアルカ



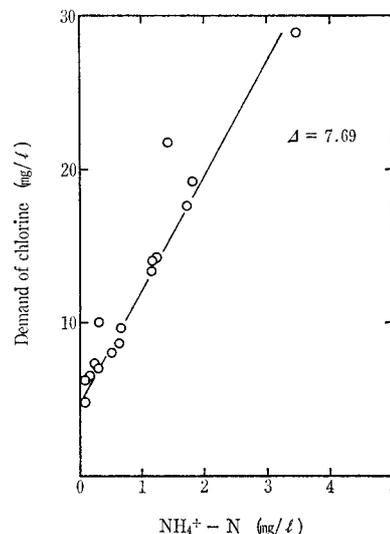
第12図 原水、処理水の NH₄⁺-N, NO₂⁻-N+NO₃⁻-N
Fig. 12 Relationship of NH₄⁺-N, NO₂⁻-N+NO₃⁻-N of
influent and effluent



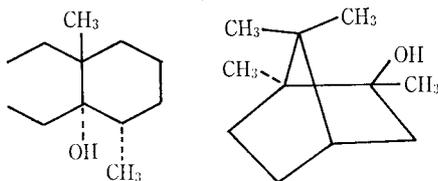
第11図 原水、処理水の pH と NH₄⁺-N
Fig. 11 Variation of pH and NH₄⁺-N of influent
and effluent

り度 7.14 mg を消費する) pH を低下させる。第11図に、実験期間中の原水、処理水の NH₄⁺-N 濃度と pH を示す。これより、硝化される NH₄⁺-N 濃度が余程高くない限り、pH の低下は 0.2~0.3 であることがわかる。しかし原水の NH₄⁺-N 濃度が高く、原水のアルカリ度が低い場合に生物処理を適用するとなれば、アルカリ分を添加するなどの処置を考慮しなくてはならない。

次に、第12図に原水、処理水の NH₄⁺-N, NO₂⁻-N + NO₃⁻-N を示す。これより、NH₄⁺-N と NO₂⁻-N + NO₃⁻-N の和(全窒素)は、原水と処理水とではほとんど変化しないことがわかる。従って、原水中の NH₄⁺-N 濃度が 10 mg/l を超える場合は、処理水中の NO₂⁻-N と NO₃⁻-N の濃度が水質基準の 10 mg/l を超える可能性があるので、原水中の NH₄⁺-N 濃度は 10 mg/l 以下でなけ



第13図
NH₄⁺-N と塩素要求量
Fig. 13
Relationship of
NH₄⁺-N and
chlorine demand



第14図 かび臭物質の構造式
Fig. 14 Structural formula of musty materials

ればならない。しかし、10 mg/ℓ以上で水道水源として代替のない場合は、硝化脱窒を考慮しなくてはならず、最近その基礎研究が発表されている⁹⁾。

次に、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度と塩素要求量の関係を第13図に示す。これより、直線関係が認められ傾き7.69が得られた。これは、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の7.69倍量の塩素が必要であることを意味する。また、切片の値5 mg/ℓは、 $\text{NH}_4\text{-N}$ によらず他の安定な有機物による一定の値であると思われ、これ以下には生物処理で塩素要求量を下げることができないと思われる。

3. 生物接触濾過における臭気除去¹⁰⁾

おもに、夏期(水温20℃以上)に起こる異臭味問題は、毒性がないと言われているものの¹¹⁾不快感を与えると言った問題となっている。これは、藻類が発するかび臭物質(第14図)、なまぐさ臭が原因である。現在の浄水プロセスは、これらを全く除去できず、粉末・粒状活性炭で対応している。最近、この異臭味を生物処理で除去する研究が盛んである¹²⁾。

3.1 実験方法および実験条件

実験に供した水は、O市Y浄水場の原水(着水井より取水)を使用した。この臭気除去実験に用いた生物接触濾過槽は、1.の酸素移動係数で使用したものと、充填材は、2.の硝化で使用したものと同一である。

実験フローおよび生物接触濾過槽の逆洗は、2.の硝化と同一である。生物接触濾過槽は固定層式であり、濾過速度(Lv)は100~360 m/d、空間速度(Sv)は3.3~10 hr⁻¹、EBCT(Empty Bed Contact Time)は6~18 minと変化させた。

なお、臭気除去に対する曝気量の影響を調査する以外は、曝気は行わず溶存酸素のみで実験を行った。

実験には、臭気物質として和光純薬製の2-メチルイソボ

第1表 臭気除去特性

Table 1 Characteristic of removal of taste and odor

Item	Date	8/17	8/19	8/21	9/16	9/18	9/21
Water temp		30.0	29.5	29.5	27.0	25.5	24.5
Lv (m/d)		120	100	240	266	367	224
2MIB (ng/ℓ)		284/34	190/22	650/110	158/60	241/102	1188/400
2MIB removal		88.0	88.4	83.1	62.0	57.7	66.3
Ge (ng/ℓ)		31/7	13/6	48/5	72/18	128/45	832/264
Ge removal		77.4	53.8	89.6	75.0	64.8	68.3
TON (-)		1500/120	1200/80	570/50	150/90	170/30	800/300
TON removal		92.0	93.3	91.2	40.0	82.4	62.5

(influent/effluent)

ルネオール(以下、2 MIB と略)、ジオスミン(以下、Ge と略)を使用した。これら臭気物質を所定の量の濃度に調整し、原水ラインに薬注ポンプを使用し注入した。採水には、一定期間臭気物質を注入してから行い、2 MIB, Geともにパーリアンドトラップ法によるガスクロマトグラフ質量分析計により定量した¹³⁾。

3.2 実験結果

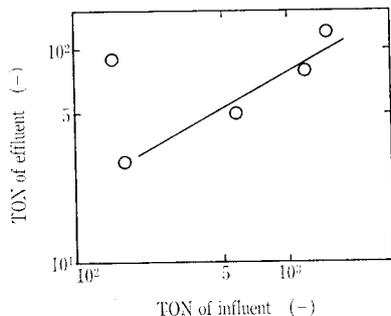
3.2.1 臭気除去特性

第1表に、生物接触濾過における臭気除去特性を示す。これらより、同じようなLvでも原水濃度が異なると、処理水濃度、除去率ともに異なっていることがわかる。しかし、TON(臭気強度)の除去に関しては、Lvなどによらず良好な結果が得られた。第15図に、原水と処理水のTONの関係を示す。これから、指数関数的に生物接触濾過でTONを除去していることがわかる。ここで、臭気除去特性を2 MIB, Geの除去率だけで評価するのではなく、2.の硝化で述べたような負荷速度、除去速度(単位はともに、mg-臭気物質/m³-充填材・d)を定義した。第16図に2 MIB, 第17図にGeの負荷速度と除去速度の関係を示す。これらより、2 MIB, Geともに直線性が見出しられ次式を得た。

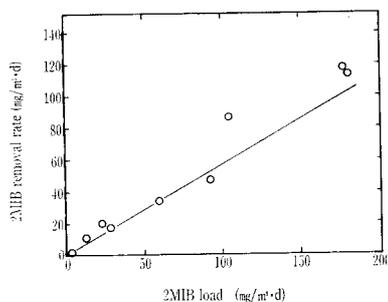
$$2 \text{ MIB 除去速度} = 6.19 + 0.5 \cdot (2 \text{ MIB 負荷速度})$$

$$\text{Ge 除去速度} = 0.24 + 0.65 \cdot (\text{Ge 負荷速度})$$

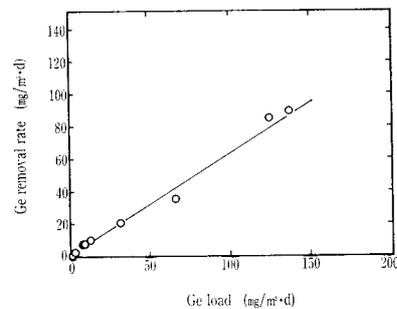
従って、生物接触濾過において2 MIBで50%, Geで65%臭気除去できることがわかる。



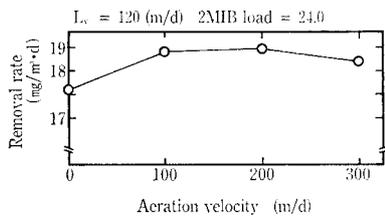
第15図 原水 TON と処理水 TON
Fig. 15 Relationship of TON of influent and TON of effluent



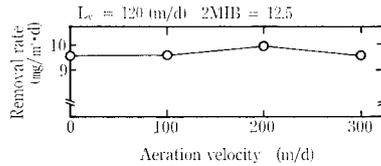
第16図 2 MIB 負荷と 2 MIB 除去速度
Fig. 16 Relationship of 2 MIB load and 2 MIB removal rate



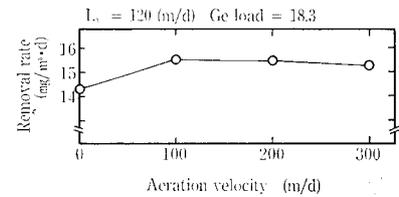
第17図 Ge 負荷と Ge 除去速度
Fig. 17 Relationship of Ge load and Ge removal rate



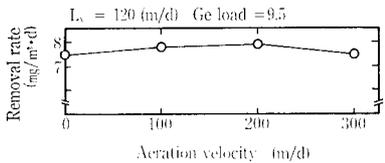
第18図 2 MIB 除去速度と曝気速度
Fig. 18 Relationship of 2 MIB removal rate and aeration velocity



第19図 2 MIB 除去速度と曝気速度
Fig. 19 Relationship of 2 MIB removal rate and aeration velocity



第20図 Ge 除去速度と曝気速度
Fig. 20 Relationship of Ge removal rate and aeration velocity



第21図 Ge 除去速度と曝気速度
Fig. 21 Relationship of Ge removal rate and aeration velocity

第2表 各項目の除去率
Table 2 Removal of item

Item	Date	8/17	8/19	8/21	9/16	9/18	9/21
Turbidity		8.0/1.0	8.0/2.0	8.0/2.5	8.0/6.0	8.0/5.0	6.0/2.0
Color		14/4	10/4	10/7	20/12	20/12	16/8
pH		7.3/7.2	7.4/7.0	7.3/7.1	8.0/7.3	7.6/7.3	7.5/7.2
KMnO ₄ consumption (mg/l)		5.5/2.8	4.7/2.6	5.6/3.2	2.7/6.1	1.6/0.5	0.5/9/4.9
Conductivity		126/125	123/124	122/119	123/122	120/120	122/123

(influent/effluent)

次に、臭気除去に曝気速度が、どのような影響を与えるかを調査した。実験条件として、 L_v は 120 m/d で一定とし曝気速度を 0, 100, 200, 300 m/d と変化させた。臭気物質は、原水濃度として 2 MIB を 153, 297 ng/l, Ge を 117, 224 ng/l 注入した。第18, 19図に 2 MIB, 第20, 21図に Ge の負荷速度と除去速度の関係を示す。これらより、2 MIB, Ge とともに臭気除去において曝気速度は、影響を与えないものと思われる。

3. 2. 2 その他の除去特性

第2表に、原水、処理水の濁度、色度、pH、KMnO₄消費量を、第3表に生物数数(数値は、1ℓ中の群数、個体数を表す。)を示す。第2表より、9月中の処理特性が悪くなっているが、これは L_v を上げて実験を行ったためであると思われる。各項目の平均の除去率は、濁度で60.2%、色度で48.6%、KMnO₄消費量で31.8%を得た。

第3表より、藍藻類の Anabaena の除去率が 88.6%、同じ Microcystis で 77.5% と高い除去率を得た。他の藻類についても 70% 以上の除去率が得られた。すべての藻類を合計した生物総数の除去率で85.4%を得た。これらの処理特性として固定層方式が上げられる。

むすび

以上、生物接触汚過における酸素移動係数、硝化、臭気除去について述べた。最近、おいしい水、安全な水を要望する声が高くなってきており、生物接触汚過はこれに充分に応えられるものであり、今後よりおいしい水、より安全な水を目指して更に研究開発を続けていきたいと考えている。

第3表 藻類の除去
Table 3 Removal of eumycetes

Classification	Influent	Effluent	Removal
Cyanophyceae	117 000	12 600	89.2
Anabaena spp.	42 000	4 800	88.6
Oscillatoria sp.	0	300	
Phormidium tenue	0	0	
Microcystis spp.	12 000	2 700	77.5
Others	63 000	4 800	92.4
Bacillariophyceae	141 000	27 000	80.9
Asterionella f.	0	0	
Cyclotella spp.	21 000	2 400	88.6
Synedora acus	0	0	
Stephanodiscus	0	0	
Navicula sp.	0	0	
Nitzschia sp.	12 000	2 100	82.5
Fragilaria c.	3 000	0	100
Melosira spp.	93 000	22 500	75.8
Others	12 000	0	100
Chlorophyceae	120 000	15 600	87.0
Ankistrodesmus spp.	3 000	900	70.0
Closterium	3 000	600	80.0
Staurastrum d.	18 000	600	96.7
Pediastrum b.	51 000	4 800	90.6
Dinobryon spp.	3 000	1 500	50.0
Others	42 000	7 200	82.9
Chrysophyceae	21 000	3 300	84.3
Uroglena americana	0	0	
Glenodinium sp.	3 000	300	90.0
Dinobryon spp.	0	0	
Mallomonas sp.	0	0	
Cryptomonas sp.	6 000	600	90.0
Others	12 000	2 400	80.0
Rhizopoda	3 000	0	100
Ciliata	0	300	
Rotatoria	0	0	
Others	0	0	
Total and removal	402 000	58 800	85.4

〔参考文献〕

- 1) 藤田賢二ら, 水道協会雑誌, 56巻8号, (1987), p. 2
- 2) 中村豊, 環境技術, 11巻10号, (1982), p. 739
- 3) 川崎博幸ら, 化学工学論文集, 9巻3号, (1983), p. 289
- 4) 川崎博幸ら, 化学工学論文集, 9巻6号, (1983), p. 695
- 5) 川崎博幸, 私信
- 6) 厚生省生活衛生局水道環境整備部監修, 上水試験方法, (1986), 日本水道協会, p. 279, p. 255
- 7) 橋本健治, 反応工学, (1956), 培風館
- 8) 井戸哲夫編, 水処理工学, (1976), 技報堂
- 9) 藤田賢二ら, 第39回全国水道研究発表会講演集, (1988), p. 209
- 10) 西尾弘伸, 第39回全国水道研究発表会講演集, (1988), p. 194
- 11) 石橋良信, 水道協会雑誌, 57巻6号, (1988), p. 30
- 12) 例えは, 住友恒ら, 水道協会雑誌, 57巻4号, (1988), p. 42
- 13) 厚生省生活衛生局水道環境整備部監修, 上水試験方法, (1986), p. 42