

宮崎大学工学部 正 石黒政儀, 正 増田純雄  
学 ○永野 広, 学 野口和弘, 学 高木邦好

1.はじめに:筆者らは、生物学的硝化、脱窒反応に関する諸研究を行い、固定生物膜反応の定常動力学式を提示した。<sup>1,2)</sup>本文では、除去速度を0次反応と仮定し、生物学的脱窒反応と有機物除去に関する一連の回分実験を行い、脱窒反応速度および有機物除去速度と水温との関係について報告する。

2.実験装置および実験条件 ①生物学的脱窒反応: 実験装置を図-1に示す。容量3lのフラスコに回転円板パイルットプラントに付着生育した脱窒菌を投入し、スターラーで攪拌しながらヒーターを用いて水温を一定に保った。C/N比( $\text{CH}_3\text{OH}/N$ )=3で固定し、炭素源としてはメタノール( $\text{CH}_3\text{OH}$ )を使用、微生物量(MLSSとDSSで表示)と水温を実験変数として一連の回分実験を行なった。②有機物除去速度: 実験装置は脱窒反応と同様の装置を用い、ウォーターバスにより水温を一定に保持した。3lフラスコに一週間以上バッチ方式で培養した浮遊性菌を入れ、酸素供給を生じない十分の曝気を行い、有機物としてはメタノールを添加し初期濃度は一律に $200\text{mg/l}$ とした。水中の残留メタノールはガスクロマトグラフィーを用いて検出し、各種の水質試験は下水試験法によった。

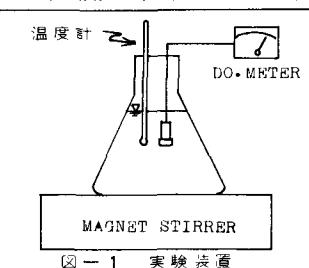
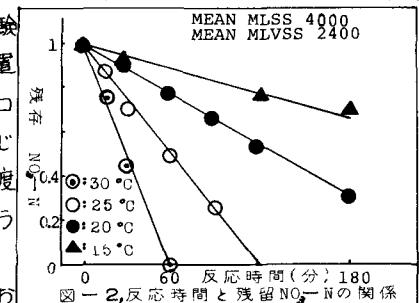
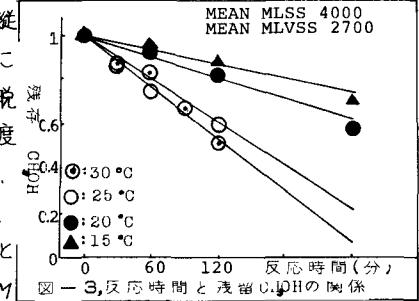


図-1 実験装置

図-2 反応時間と残留 $\text{NO}_3\text{-N}$ の関係図-3 反応時間と残留 $\text{pH}$ の関係

3.実験結果および考察 ①反応次数の決定: 図-2に回分実験における温度を変化させた時の $\text{NO}_3\text{-N}$ 残存率と反応時間の関係を示す。縦軸は各採水時の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度を初期濃度で除して無次元化してある。この図より水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は各温度でほぼ直線的に減少しており、脱窒反応は0次反応である。また、温度の低下と共に $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去速度は低下していることがわかる。図-3は温度をパラメーターとして、メタノール残存率と反応時間の関係を示す。この時の平均MLSSは、 $4000\text{mg/l}$ であり、この図より有機物除去反応も0次反応であることは明白である。図-2に比べて $25^\circ\text{C}$ と $20^\circ\text{C}$ の直線の間隔が広いのはMLSSの変化によるものである。また、ガスクロマトグラフィーの充填剤としてPEG1000を用いたが、これでは低濃度メタノール検出に限界があり、実験測定したのは、 $200\sim50\text{mg/l}$ の範囲のもので低濃度領域においては検討していない。この他に、シリーズとして表-1に示すように菌濃度を変化させて同様の実験を行なったが、水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度とメタノール残存率は直線的に減少し、0次反応であった。

②脱窒反応速度の定量化: 脱窒反応が0次反応であるから硝化の場合と同様の定常動力学式として脱窒反応速度は次式で表わされる。

$$\frac{dC_N}{dt} = R_d = k_d X_M \quad (1)$$

ここに、 $C_N$ :  $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度( $\text{mg/l}$ )

$R_d$ :  $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去速度( $\text{mg/l hr}$ )、 $k_d$ :  $\text{NO}_3\text{-N}$ 除去速度係数( $\text{mg/l hr. DSS}$ )、 $X_M$ : 脱窒菌濃度( $\text{VSS}$ )

本文では、脱窒速度として単位微生物当たりのNO<sub>3</sub>-N除去速度と表わすことを統一した。有機物除去速度もこれに準じた表現として用いる。

(1) DOの変化：脱窒反応の場合、通性嫌気性菌と利用する水に溶解酸素が存在すると、脱窒菌が分子状酸素O<sub>2</sub>の方を優先的に利用するため、NO<sub>3</sub>-N除去速度の定量化が困難となる。そこで、硝酸カリウムとメタノール混合液を投入後、DOが0になった時点を反応時間ゼロとした。DOが0にならまでの時間はMLSS約6000で1~2分、約1000で5分程度であった。有機物除去の場合は、最初11~13 ppmあったDOがメタノール投入後5~6 ppmに急激

に落ち、その後、この値を維持し反応が終ると除々にDOが元の値に回復した。

(2) 水温の影響：水温との関係を図-4、5、6に示す。各温度におけるk<sub>1</sub>(T)をT=30°Cの時のk<sub>1</sub>(30)で除して各温度のはく(T)がk<sub>1</sub>(30)の何%になるかを示したのが図-4である。温度の上昇と共に脱窒速度および有機物除去速度は二次放物線的に増すことがわかる。水温との関係をPhelpsプロットしたのが図-5で、脱窒の場合θ=1.15となる。これは先に浮遊性

菌を用いた硝化反応速度の研究で得られた値と一致している。

この他に表-1に示すように同様の実験シリーズでは、各々θは平均MLSS 5700と1800で1.18、1.14を得た。菌濃度が高い程わずかにθの値が高く温度の影響を受け易い。3つのシリーズの平均のθは1.16であった。この値は固定生物膜の硝化反応のθ値1.05よりも高く、同じ固定生物膜法でも硝化よりも脱窒の方が温度に敏感であることがわかる。図-6は温度との関係のArrheniusプロットであり、3つのシリーズの活性エネルギー

ルギーEは26.0 kcal/molであった。生物学的脱窒に関する温度の影響でMURPHYらが、かんてん培養板上、温度27°Cで純粋培養したPseudomonasを使った回分実験で報告している活性エネルギーは16.8 kcal/molであるのに比べ1.5倍程高い。これは筆者らの使用した菌が回転円板パイロットプラントの円板上からのものでPseudomonasの他、Archromobacter, Bacillus や Micrococcusなどの脱窒過程で主役をなす菌類が混在していたためと思われる。有機物除去速度のθと温度との関係についても図-4、5、6に示す。4つのシリーズの平均θは1.09であり、活性エネルギーは13.8 kcal/molであった。平均MLSS 6200と4000の場合は14.7、14.4 kcal/molと大体同じ値をとるが、菌量が低下するに従って変動し、平均MLSS 200では6.9 kcal/molと約半分に落ちこんでいる。これは、浮遊性菌の活性度が一定でなかったためと考えられる。

4.おわりに：本文では脱窒反応と有機物除去反応が0次反応であることを明らかにし、脱窒の場合、θ=1.16 E=26.0 kcal/mol、有機物除去の場合、θ=1.09、E=13.8 kcal/molであった。その他の因子効果を除くため、%比を固定し、初期濃度を一定に保つ。しかし、浮遊性菌の活性度の問題や種々の菌の混在している影響を勘案していないので、真的速度係数は得られていない。今後は、初期濃度や%比が変化して場合分けの剖りを行おう予定である。

参考文献：1) Y. WATANABE, M. ISHIGURO: Denitrification Kinetics in a submerged Rotating Biological Conference of IAWPR, Prog. Wat. Tech. Vol. 10, No. 516, pp187-195, June 1978. Stockholm SWEDEN 2) Y. WATANABE, M. ISHIGURO, and K. NISHIDOME: Nitrification Kinetics in a Rotating Biological Disk Reactor, 10th International Conference of IAWPR, June 23-27, 1980 Tront CANADA. 3) 黒川義之: 生物学的脱窒反応に関する基礎的研究, 第15回水質汚濁研究会講演集 S.54-2-25 pp.35-43 6月 東京西館 回転円板法の半工業化に対する研究(1), FK 講習会集, Vol. 15, No. 12, 1978, 9 5) R. DAWSON and K. L. MURPHY: The Temperature Dependency of Biological Denitrification, Water Research Pergamon Press 1972, Vol. 6, pp. 71-83 6) P. S. CHEUNG: Biological Denitrification in the Rotating Disk System, Wat. Pollut. Control Vol. 78, No. 3 1979

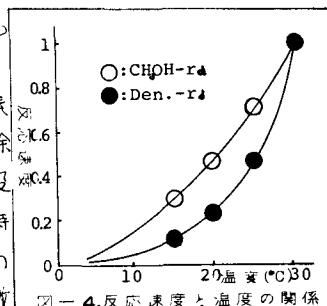


図-4, 反応速度と温度の関係

