

内生脱窒速度の定量化法について

九州大学工学部 正員 森山克美
浜松市下水道部 原田良誠

1. はじめに 生物学的窒素除去法の反応槽滞留時間は、15～24時間が一般的である。しかし、6～8時間で窒素除去が達成される例が、相次いで報告されている¹⁾。硝化速度については、硝化細菌に必要な好氣的固形物滞留時間を確保すれば、反応槽滞留時間に依存しないことが推察される。脱窒速度については、従来より高速であると認められるが、原因は明らかとなっていない。このため現在新たに考案されつつある滞留時間を従来法より短く設定する窒素除去法の適切な設計のためには、従来の低負荷条件も含む広い範囲のBOD-SS負荷に対応した脱窒速度の合理的な評価・決定法を確立する必要がある。そこで、本研究では硝化・内生脱窒法を対象とし、内生脱窒速度(以下、脱窒速度)の決定機構について、モデルと回分実験から考察した。

2. モデル 実施設における脱窒速度の重要な制限因子は有機物濃度である。制限因子としての有機物濃度とは一般には液相中有機物濃度を考える。しかし、本法では脱窒反応が内生脱窒であるので脱窒槽液相中の有機物濃度ではなく、汚泥内に蓄積・吸着された有機物量、すなわち、単位汚泥当たりの蓄積有機物量を制限因子とし、その有機物の代謝速度を用いて脱窒速度を定量化する必要がある。いま、蓄積有機物の代謝速度がそれに関する一次反応式で表現できると仮定すると、式(1)、(2)が成り立つ。(使用記号は末尾に示す)

$$\frac{1}{X} \frac{dC}{dt} = \frac{1}{\alpha} \frac{dA}{dt} \dots\dots\dots(1) \quad -\frac{dA}{dt} = KA \dots\dots\dots(2)$$

活性汚泥に含まれる有機物には、流入水中のSS性有機物、溶解性有機物が菌体成分や貯蔵物質に転換したものと、種々の形態がある。このため活性汚泥自体をBOD、CODのような生物、化学的手法、TOCのような機器で分析しても、分析された有機物の全量が脱窒反応に関与しているかは不明である。また、その脱窒反応時の代謝速度の定量化も困難である。そこで本研究では、次項に示すような液相中に有機物がほとんどない条件下で、内生脱窒に関する回分実験を行い、硝酸性窒素の減少量から式(3)により、蓄積有機物量Aを求め、Aの脱窒反応時の代謝速度も求める方法を提案する。C₀値は回分実験にて得られない場合は、最終BOD濃度のグラフによる解析法であるThomas法を応用して求められる。以上の方法によれば活性汚泥に含まれ、脱窒反応に関与した有機物のみをBOD換算で把握することが可能となる。また、式(1)(2)(3)から式(4)が求まる。

$$A = \alpha (C - C_0) / X_0 \dots\dots\dots(3) \quad \ln(C - C_0) = \ln(C_0 - C_0) - Kt \dots\dots\dots(4)$$

3. 実験方法 実験には、滞留時間24時間で運転中の本法の実施設である浜松市湖東浄化センターと同処理場流入下水を流入原水とした滞留時間12時間のパイロットプラント(以下、PPと記す)の各汚泥を用いた。図-1に実施設、PPの処理フローを示す。実験は以下のように行った。脱窒槽汚泥(PP:第1～3脱窒槽の3汚泥、実施設:第1、2脱窒槽の2汚泥)を生物処理水で3倍希釈し(MLSS約1000mg/ℓとなる)、硝酸性窒素をPP汚泥については60mg/ℓ、実施設汚泥については30mg/ℓ添加し、20℃において内生脱窒の回分実験を実施した。

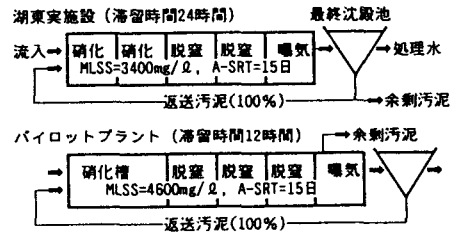


図-1 処理フロー

4. 結果および考察 連続運転時の脱窒速度と水温の関係を図-2に示す。PPの脱窒速度は、実施設の1.5～2倍の値を示した。この値は、循環法のように流入下水を脱窒槽に流入させる窒素除去法の速度に等しい。同一プロセスでも滞留時間、BOD-SS負荷が異なれば脱窒速度が変化することが明らかとなった。

回分実験結果を図-3に示す。開始直後の脱窒速度は、PP汚泥1.5、実施設汚泥0.7mgN/gSS/時であった。脱窒速度は硝酸性窒素濃度に関して零次反応とみなせるので、図-3(a)に示す硝酸性窒素の減少は、脱窒反応の水素供与体となる汚泥に蓄積・吸着された有機物の代謝速度に比例していると考えられる。前述のように、この回分実験は、硝酸性窒素濃度の減少という脱窒現象を介して、蓄積有機物の代謝現象を間接的に把握している。硝酸性窒素について式(4)に従って整理した結果を図-3(b)に示す。同図から蓄積有機物の代謝速度は、蓄積有機物に関して一次反応で近似できると考えられる。またPP汚泥では初期4時間の反応速度が、それ以降の速度より大きな値である。これは、PPの運転条件下では、易分解性有機物が活性汚泥に吸着・蓄積されていることを示

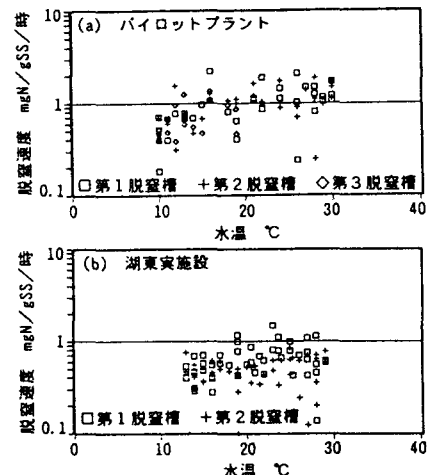


図-2 脱窒速度と水温の関係

している。 C_0 値と回分過程の硝酸性窒素濃度、初期活性汚泥濃度を式(3)に適用し、 A の減少過程を求めた結果が図-4である。 A の初期値 A_0 (PP、実施設の脱窒槽における定常状態の蓄積有機物量に相当する。)は、PP汚泥で114~116、実施設汚泥で80~82 mgBOD当量/gMLSSであった。その代謝反応は、式(2)で仮定したように A に関する一次反応で近似できることが明らかとなった。一次反応速度定数 K は、PPでは4時間までのデータから 0.038時^{-1} 、実施設では全データから 0.023時^{-1} とした。また、PPの4時間以降(A の値としては、90程度以下)の速度定数はほぼ実施設における値と同程度であると認められる。

以上のように図-4に示された蓄積有機物量の差、反応速度定数の差が、図-2に示したPPと実施設における脱窒速度の差になったと考えられる。以上の結果は、滞留時間が短縮され、これに伴う有機物の高負荷化が脱窒反応に与える蓄積有機物量を増やし、脱窒速度の高速化につながることを示している。従って本法においては、図-5に示すように、水温に加えBOD-SS負荷あるいは蓄積有機物量をパラメータとして脱窒速度を定量化することがより適切な設計につながると考える。すなわち、Phase I でBOD-SS負荷と、それに対応した A が定まる。次にPhase II で 20°C における脱窒速度定数 $K_{DN, 20}$ と A の関係式から $K_{DN, 20}$ が求まる。一方、 K_{DN} と水温の関係は一般に式(5)で表される。従って、最終的に脱窒速度定数を定める式は式(6)となる。

$$K_{DN} = K_{DN, 20} \cdot \exp \{ a(T - 20) \} \cdots \cdots (5)$$

$$K_{DN} = KA \cdot \exp \{ a(T - 20) \} / \alpha \cdots \cdots (6)$$

この式は、Phase III に示すように脱窒速度と水温の関係を示す実線の傾き、すなわち水温の影響は一定であるが、従来、一定と考えていた $K_{DN, 20}$ がBOD-SS負荷の違いにより、上下にシフトすることを示している。

5. おわりに 本研究で得られた主な結論を以下に示す。

- (1) 内生脱窒速度の制限因子は、水素供与体である蓄積有機物の代謝速度であり、この速度は一次反応式で近似できる。
- (2) 従って、滞留時間を短縮し負荷を高くすると、蓄積有機物量が高くなり、脱窒速度が速くなる。
- (3) 脱窒速度は、従来の水温だけを因子としたものではなく、滞留時間の違い、BOD-SS負荷の違いや、これに起因した脱窒反応に与える蓄積有機物量の違いも因子とする必要のあることを明らかにし、脱窒速度の決定機構を示した。
- (4) これによって、従来、滞留時間24時間程度が必要と考えられていた本法を12時間程度としても、十分に窒素除去が達成されることを裏付けた。

<使用記号>

C : 硝酸性窒素濃度(mg/ℓ), C_0 : 硝酸性窒素初期濃度(mg/ℓ), C_u : 最終硝酸性窒素濃度(mg/ℓ), X : 活性汚泥濃度(gMLSS/ℓ), X_0 : 初期活性汚泥濃度(mg/ℓ), A : 脱窒反応に与える蓄積有機物量(mg蓄積有機物/gMLSS), α : 比例定数(硝酸性窒素1 mgの脱窒に必要な有機物量に相当する。菌体合成を無視し、有機物をBOD換算で評価すると2.86となる。), K : 蓄積有機物代謝速度定数(1/時), T : 水温($^\circ\text{C}$), a : 水温の影響を表す定数(-)

<参考文献>

- 1) 森山: 生物学的窒素・リン除去法の現況と課題, 下水道協会誌, VOL. 29, No. 338, 1992
- 2) 佐藤・森山: 長時間エアレーション法の生物学的窒素・リン除去プロセスへの改善技術調査, 建設省土木研究所資料第2747号, 1989

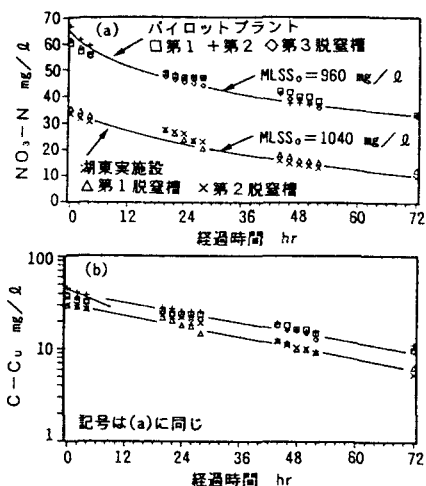


図-3 脱窒回分実験結果

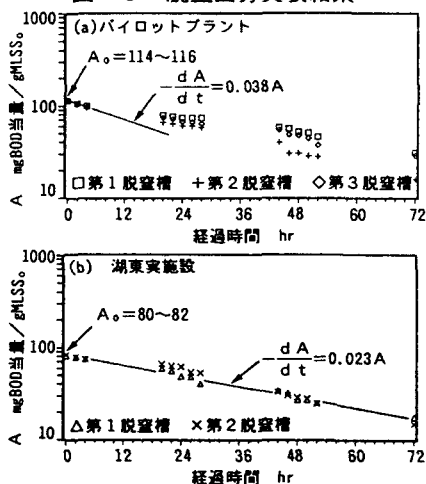


図-4 蓄積有機物量 A の減少

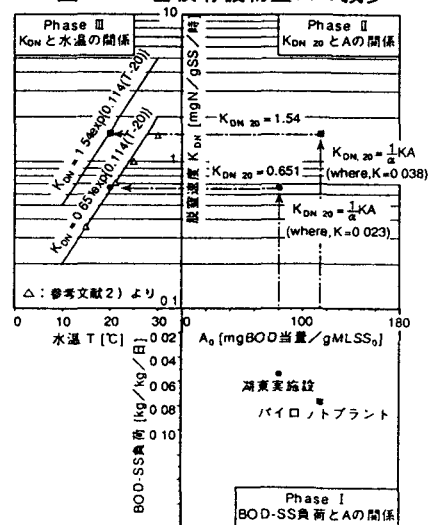


図-5 内生脱窒速度の決定機構