

下水処理場の硝化に関する研究 (その2)
 ——硝化促進の方法とその技術的条件——

嶋津暉之 木村賢史 三好康彦

要 旨

下水処理場を対象として、硝化促進の方法を検討したところ、次の諸点が明らかとなった。

- ① 各処理施設の硝化率を支配する基本的な要因はばっ気槽の汚泥令であり、汚泥令の逆数を硝化菌の比増殖速度より小さくする必要がある。
- ② 硝化菌の増殖速度は硝化の進行に伴うpHの低下で急速に小さくなっていくので、ばっ気槽前段を脱窒槽にするとともに返送率を100%程度まで高めて、脱窒を進行させ、pHの上昇をはかる必要がある。また、増殖速度の低下を防ぐためには、空気吹込量を増やし、硝化等に必要な酸素を供給することも必要である。
- ③ 上記の条件において冬期にも80%の硝化率を得るのに必要な汚泥令は10日程度と推測される。ばっ気槽のMLSSはこの汚泥令に見合う濃度を維持する必要がある。

なお、この硝化促進の方法を実際の施設に適用するためにはより詳細な検討が必要である。

1 はじめに

多摩川の田園調布堰等におけるN-BODを小さくするためには、下水処理場等において硝化を促進し、NH₄-N排出量を削減する必要がある。前報の下水処理場実態調査結果に基づき、下水処理場における硝化促進の方法とその技術的条件について検討を行ったので、その結果を報告する。

2 調査の対象と方法

前報で述べたとおり、多摩川流域および隅田川流域にある6カ所の下水処理場を調査対象として、季節別に24時間の時間別採水調査とスポット採水調査を行った。延べ調査施設数は24時間調査が11、スポット採水のみ調査が7である。

3 結果及び考察

(1) 硝化に関する基本的な検討

ア 硝化率の支配要因

(ア) 硝化率と関連因子との関係

前報のとおり、24時間調査を行った施設の一日平均の硝化率(余剰汚泥に移行した窒素を除く)は11~83%で、各施設の処理条件により、大きな差があった。この硝化

率の差を引き起こす基本的な要因を確認するため、硝化の進行に関連する因子との関係を調べた。その結果を図1~5に示す。同図の調査データのばっ気槽水温は14.4~25.3℃であるが、大半は17~23℃の範囲(20℃前後)にある。同図で用いた用語の定義は次のとおりである。

$$\text{硝化率} = \frac{\text{硝化N}}{[1 \text{ 沈出口T-N} - \text{余剰汚泥移行N}]} \times 100$$

$$\text{硝化N} = 1 \text{ 沈出口T-N} - 2 \text{ 沈出口T-N} - \text{余剰汚泥移行N} + 2 \text{ 沈出口NO}_x\text{-N}$$

$$\text{ばっ気時間} = \frac{\text{ばっ気槽容量}}{\text{放流量}}$$

$$\text{ばっ気時間} \cdot \text{MLSS} = \text{ばっ気時間} \times \text{ばっ気槽平均MLSS}$$

$$\text{送風倍率} = \frac{\text{ばっ気槽空気吹込量}}{\text{放流量}}$$

$$2 \text{ 沈DO} = \text{第2沈殿池出口の溶存酸素濃度}$$

$$\text{汚泥令(SRT)} = \frac{[\text{ばっ気槽容量} \times \text{ばっ気槽平均MLSS}]}{[\text{余剰汚泥引抜量} \times \text{余剰汚泥MLSS}]} \text{ (日)}$$

ばっ気時間が長いほど、硝化がよく進むと考えやすいが、図1をみると、ばっ気時間と硝化率との関係はばらつきが大きく、ばっ気時間は硝化率の説明因子になっていない。また、ばっ気時間・MLSSはばっ気槽の活性汚泥量を示す指標であり、活性汚泥量が大きいほど、硝化菌の存在量も大きくなると考えられるが、図2をみると、

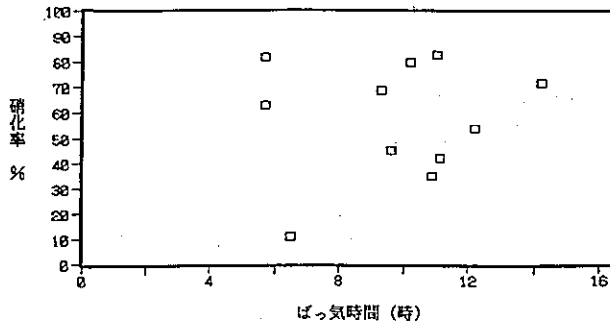


図1 ばっ気時間と硝化率の関係

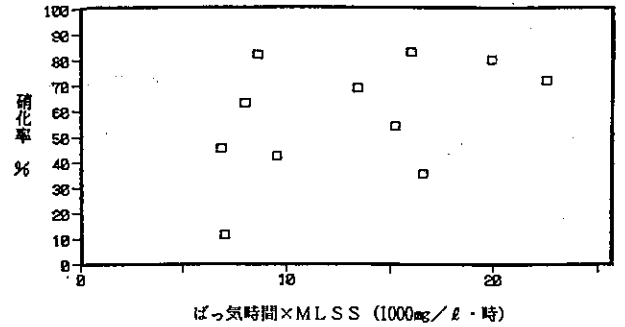


図2 ばっ気時間・MLSSと硝化率の関係

活性汚泥量と硝化率との間にも明確な関係はみられない。

硝化を促進するためには硝化等に必要酸素が十分に供給されなければならない。この酸素供給量に関する指標として送風倍率、2沈DOを取り上げて硝化率との関係をみたのが図3、4である。他の要因の影響が混在しているため、送風倍率、2沈DOとも硝化率との対応が明らかではない。

汚泥令は(1)で述べるように硝化菌の存在量に関する因子である。図5のとおり、汚泥令と硝化率との間に比較的よい対応がみられる。同図における記号※は汚泥移行Nの割合が大きい(45%程度、他の施設は10~30%)、硝化率がみかけ上、高くなったもの、※※は2沈DOが非常に低く、DO不足で硝化が中断したと推定されるものである。これらの例外を除けば、汚泥令が長くなると、硝化率が上昇する傾向を読み取ることができる。汚泥令がおおむね10日以上になると、硝化率が80%程度になっている。このように硝化率をきめる基本的な要因は汚泥令である。

(1) 汚泥令と硝化の関係

汚泥令が硝化率の支配要因になることは次のように理論的にも裏付けられる。硝化菌はBOD酸化菌(有機物を分解する細菌)と比べると、増殖速度がかなり小さい。この硝化菌は付着性が強く、そのほとんどが活性汚泥に付着しているため、余剰汚泥の引き抜きによって硝化菌が系外に引き出されていく。したがって、汚泥令が短いと(汚泥の引き抜き率が高いと)、硝化菌の減少速度がその増殖速度を上回って、硝化が停止する。逆に汚泥令が長いと、硝化菌の増殖速度が減少速度を上回って、硝化が進行する。

汚泥令と比増殖速度の関係は次式で示される。

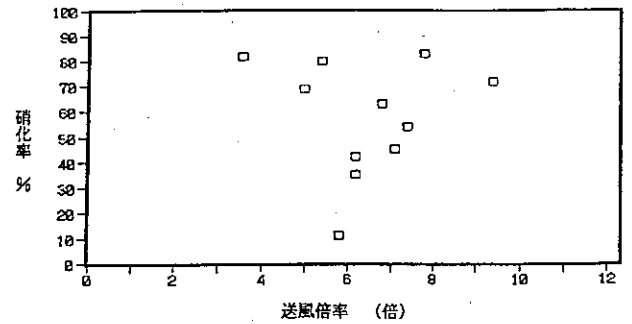


図3 送風倍率と硝化率の関係

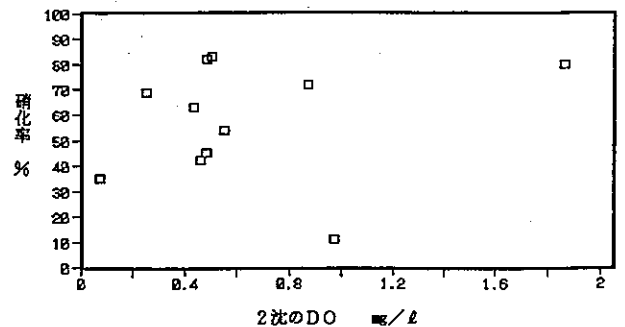


図4 第2沈殿池溶存酸素と硝化率の関係

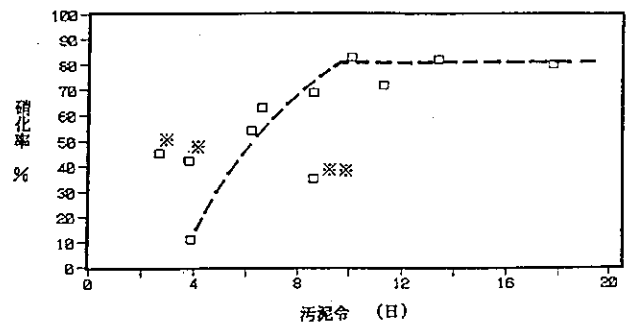


図5 汚泥令と硝化率の関係

$\mu \geq 1/t_s$ 硝化が進む ……………(1)

$\mu < 1/t_s$ 硝化が進まない ……………(2)

μ : 硝化菌の比増殖速度 (1/日)

$\mu = (1/N_n) (dN_n/dt)$

N_n : 硝化菌の菌体量 (kg/m³)

t_s : 汚泥令 (日) $t_s = S_a V / \Delta S$

S_a : ばっ気槽のMLSS (kg/m³)

V : ばっ気槽の容量 (m³)

ΔS : 余剰汚泥の固形物量 (kg/日)

(ウ) 汚泥令と処理水NH₄-Nとの関係

硝化菌の比増殖速度 μ はNH₄-N濃度によって変化する。 μ とNH₄-Nとの関係は次式で示される(ミハエリス・メンテンの式)。

$\mu = \mu_{max} n_a / (n_a + K_n)$ ……………(3)

n_a : NH₄-N濃度 (mg/l)

K_n : 半飽和濃度 (mg/l)

(μ が μ_{max} の1/2を示す時のNH₄-N濃度)

(1)式と(3)式を合わせると、硝化が進行するためには $\mu_{max} \cdot n_a / (n_a + K_n) \geq 1/t_s$ である必要がある。この場合、NH₄-Nが汚泥令 t_s に対応する値 n_a になるまで硝化が進行するので、汚泥令とNH₄-Nには一定の関係がある。

図6は汚泥令を横軸、処理水NH₄-Nを縦軸にとって24時間調査の平均をプロットしたものである。ただし、イで後述する増殖速度への水温の影響を考慮して20℃に換算した値を使用した。

遠矢¹⁾が室内実験から得た係数の値を用いると、(3)式は次式で示される(pH=7、水温20℃)。

$\mu = 0.24 \cdot n_a / (n_a + 0.5)$ ……………(4)

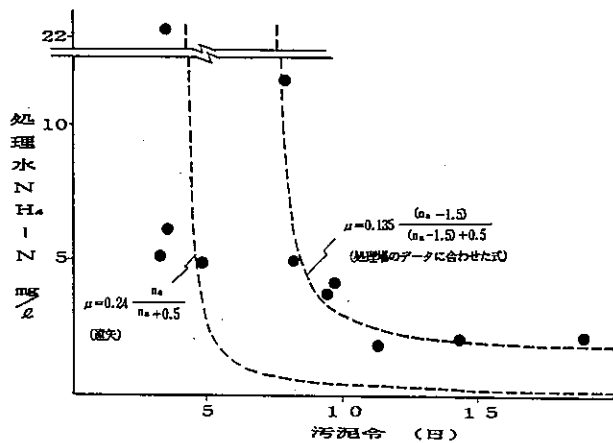


図6 汚泥令と処理水NH₄-Nの関係

(4)式では汚泥令5日で処理水NH₄-Nが2.5mg/lになり、汚泥令をもっと長くすると、NH₄-Nは1mg/lを下回っていく。しかし、今回のデータでは処理水NH₄-Nを2.5mg/lにするためには、おおむね11日の汚泥令が必要であり、それより汚泥令を長くしても、NH₄-Nは2mg/l程度にとどまる。

(4)式と同じ型の曲線を今回のデータに当てはめると、次式が得られる。なお、同図において汚泥令が小さいにもかかわらず、NH₄-Nが5mg/lを下回っているデータがある。この理由としては、前述のように汚泥引き抜きによる窒素除去量が大いこと他に、ばっ気槽の構造で活性汚泥の一部の滞留時間が長くなり、硝化菌の増殖が多少進行していることが考えられる。

$\mu = 0.135 \cdot [(n_a - 1.5)] / [(n_a - 1.5) + 0.5]$ ……………(5)

(4)式と(5)式を比較すると、二点の違いがある。第一点は(5)式が(4)式よりNH₄-Nのベースが1.5mg/l高くなっていることである。これは、前報で述べたように流入水量と流入窒素負荷量の時間変化の影響を受けて、処理水NH₄-Nが大きく変動し、一日平均値が高くならざるをえないことによるものと考えられる。

第二点は(5)式の最大比増殖速度が(4)式の56%(0.135/0.24)に低下していることである。この理由としては、調査対象処理場では硝化の進行に伴ってpHが低下することと、酸素が十分に供給されていないばっ気槽が多いことにより増殖速度が小さくなっていることが考えられる。

一般にばっ気槽の溶存酸素濃度が1mg/l以下になると、硝化菌の活性が低下するとされているが、今回の調査実験では確認できなかった。pH低下の影響についてはイで詳述する。

イ 硝化菌の増殖速度に影響する因子

(ア) 水温の影響

硝化菌の増殖速度を直接測定することは困難であるが、硝化速度が硝化菌の増殖速度を間接的に表している。両者の間には次式に示す関係がある。なお、硝化菌には亜硝酸菌(NH₄-N→NO₂-N)と硝酸菌(NO₂-N→NO₃-N)があるが、増殖速度が遅い方の菌の増殖速度で硝化速度がきまることになる。

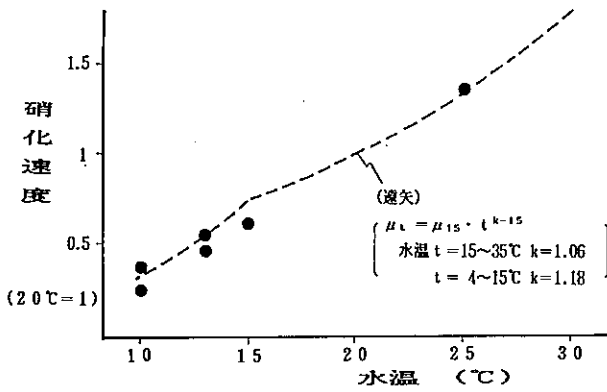


図7 水温と硝化速度の関係 (pH7前後)

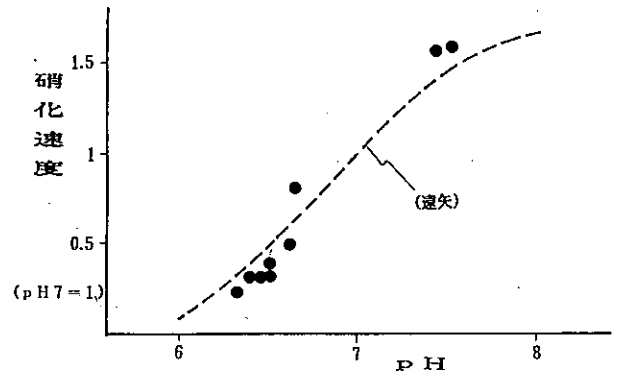


図8 pHと硝化速度の関係(水温20°C)

$$\mu N_n = \delta U_n \dots\dots\dots(6)$$

δ : 1 kgのNH₄-Nの硝化で増殖する硝化菌の菌体量 (kg/kg)

U_n : 硝化速度 (kg/m³/日)

この考え方により、調査対象の下水処理場の活性汚泥を用いて、水温による硝化菌の増殖速度の変化、すなわち、硝化速度の変化を測定した。その結果を図7に示す。同図のとおり、硝化速度は水温によって大きく変化し、水温20°Cの値を1とすれば、水温15°Cで0.7、25°Cで1.4である。また、遠矢が得た実験式¹⁾は今回の測定結果によく一致している。

このように、水温の低下とともに硝化菌の増殖速度が小さくなるので、冬期を想定して硝化進行の条件を確保する必要がある。

(i) pHの影響

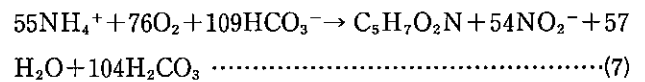
① pHと硝化速度

調査対象の下水処理場の活性汚泥を用いて、pHによる硝化速度の変化を測定した結果を図8に示す。(ア)で述べたように、この変化は硝化菌の増殖速度の変化をも表している。同図のとおり、硝化速度はpHの影響を大きく受け、pHが6台まで低下すると、pHの低下とともに、硝化速度が急速に小さくなっていく。pH7の時の値を1とすると、pH6.6で0.5、pH6.3で0.2である。逆にpHが上昇すると、pH7.5で1.5になる。この測定結果は遠矢の実験式¹⁾と比較的よく一致している。

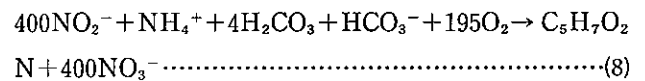
BOD酸化菌の活性度へのpHの影響は、pH7を1とすると、pH6.5で0.8程度のものであるから、それと比べると、硝化菌はpH低下の影響を受けやすい。その理由として、硝化菌はその増殖に大量のアルカリ度を必要とすることが考えられる。亜硝酸菌と硝酸菌の増殖の化

学反応式は次式で示される²⁾。

[亜硝酸菌]



[硝酸菌]



C₅H₇O₂Nは亜硝酸菌と硝酸菌の菌体を表している。独立栄養性細菌である亜硝酸菌と硝酸菌はそれぞれNH₄-NをNO₂-Nへ、NO₂-NをNO₃-Nへ酸化する時に得るエネルギーで増殖する。この増殖に必要な炭素はアルカリ度成分のHCO₃⁻から得る。上式をみると、亜硝酸菌の増殖に大量のアルカリ度が消費されるから、pHが下がり、アルカリ度が少なくなった領域では亜硝酸菌の増殖速度が低下することになる。硝酸菌の方はアルカリ度の消費量が小さいから、pHが低下しても、亜硝酸菌のような影響を受けないが、NH₄-N→NO₂-Nが律速となって、NO₃-Nの生成が抑制される。なお、(7)、(8)式を合わせて考えると、NH₄-N 1 mg/ℓのNO₃-Nへの酸化に4.33mg/ℓの酸素が消費される。菌体の合成を考えない場合の酸素消費量4.57mg/ℓより少し小さな値である。

② pHとアルカリ度の関係

処理水のpHとMアルカリ度との関係を図9に示す。pHをY、Mアルカリ度をX (mg-CaCO₃/ℓ) で表せば、両者の回帰式は次式で示される (r=0.89)。

$$Y = -0.000076X^2 + 0.024X + 5.3 \dots\dots\dots(9)$$

Mアルカリ度が100mg/ℓから50mg/ℓに変わると、pHは6.94から6.31へ低下する。アルカリ度は金属成分(カルシウム、マグネシウム等)によるものと、NH₄-Nと

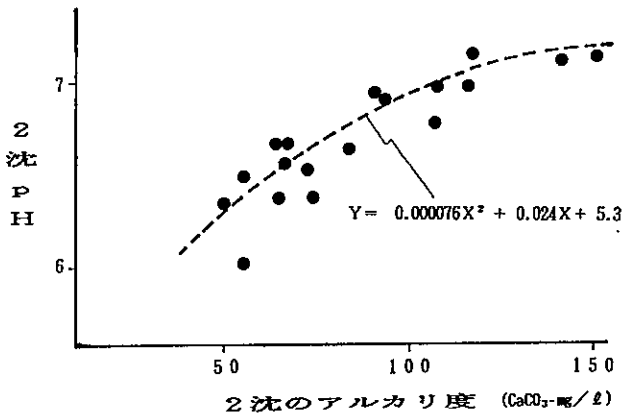


図9 アルカリ度とpHの関係

大きさによって異なる。図10は金属成分アルカリ度を二通り想定し、(9)式および図8のpHと硝化速度の關係を使って硝化の進行に要する処理時間を試算したものである。ただし、この試算では返送汚泥によりばっ気槽前段に持ち込まれるNO_x-Nの全量が還元されるものとした。Aは標準的な処理方法(返送率(返送汚泥量/処理水量)30%)におけるNH₄-Nの変化を示している。金属成分アルカリ度が85mg/lの場合は6時間の処理でNH₄-Nは1mg/l以下になるが、65mg/lの場合は12時間処理してNH₄-Nがようやく2mg/lになり、それより長く処理してもNH₄-Nはほとんど変わらない。

このように金属成分アルカリ度が低い場合は標準的な処理方法では硝化を十分に進行させるのに非常に長い時間を要するばかりか、pHの著しい低下である程度の濃度のNH₄-Nが残留してしまう。

しかし、脱窒を進行させると、NO_x-N 1mg/lの還元でアルカリ度が25.7mg/l上昇するので、pH低下の問題を軽減することができる。同図のBは(2)で述べる方法により、脱窒濃度を高めた場合の試算例である(返送率100%)。金属成分アルカリ度が65mg/lの場合でも、NH₄-Nは6時間弱の処理で2mg/lとなり、7.5時間で1mg/lになる。Aと比べて、硝化を十分に進行させるのに必要な時間が大幅に短縮されている。

(2) 現状施設で硝化を促進するための方法

上記の調査結果に基づき、現状施設において硝化を促進するための方法を整理すると、次のようになる。

ア 汚泥令の確保

硝化菌の比増殖速度の逆数より大きい「ばっ気槽の汚泥令」を確保して、硝化菌が十分に増殖できるようにする。

下水処理場ではばっ気槽流入水のT-Nが25mg/l程度で、そのうち、5mg/l程度が汚泥に取り込まれ、処理水に1.5mg/l程度の有機性窒素が残留することが多い。この条件で硝化率80%に対応する処理水NH₄-Nを求めると、(25-5)×(1-0.8)-1.5=2.5mg/lとなる。(5)式(水温20℃)から2.5mg/lのNH₄-Nに対応する汚泥令を計算すると、約11日である。

水温が低下すると、硝化菌の増殖速度が小さくなり、必要な汚泥令が大きくなるので、冬期を想定した条件確保が必要である。東京の下水処理場における冬期の水温は月平均では15℃程度である。図7の温度と硝化速度の

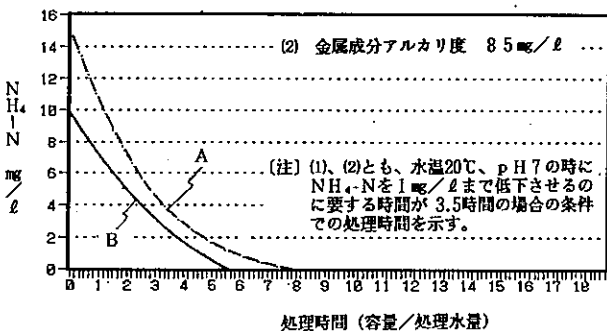
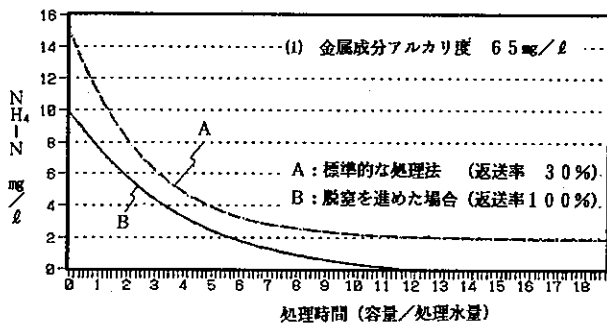


図10 硝化必要時間

NO_x-Nによるものに分けられる。処理水の金属成分のアルカリ度は60~90mg/lである。

③ 硝化・脱窒とアルカリ度との関係

NH₄-N 1mg/lはCaCO₃/2/N=100/2/14=25.7mg/lのアルカリ度に対応し、NO₃-N 1mg/lは-25.7mg/lのアルカリ度に対応する。NH₄-N 1mg/lが硝化されてNO₃-Nになると、アルカリ度が50.7mg/l低下する。それゆえ、硝化が進行すると、アルカリ度の急減でpHが低下し、硝化速度が小さくなっていく。

この硝化速度の低下の度合いは金属成分アルカリ度の

関係を使うと、20℃の必要汚泥令を11日とすれば、15℃の場合は15日の汚泥令が必要となる。

しかし、遠矢の(4)式を使うと、必要な汚泥令がかなり小さくなる。処理水NH₄-N 2.5mg/ℓのうち、時間変化による上積分1.5mg/ℓを別にして1mg/ℓを(4)式に代入すると、20℃で6日、15℃で8日である。

前述のように、この汚泥令の差はpHの低下と酸素の不足によるものであるから、pH低下への対策を進め、同時に十分な酸素を供給すれば、(4)式の値に近づけることは可能と考えられる。どこまで近づけることができるかは、流入水の水質等によって異なるので、実施で確認しなければならない。後出の図11をみると、金属成分アルカリ度が平均的な75mg/ℓの場合、返送率を標準的な30%から100%に引き上げて脱窒を進めることにより、硝化必要時間が約2/3に短縮されている。この試算ではMLSSを一定にしているの、硝化必要時間と硝化必要汚泥令は概ね比例的な関係にある。この例をみると、通常は、15℃で必要な汚泥令を10日程度にすることが可能と推測される。

イ ばっ気槽内への脱窒槽の設置

硝化の進行に伴い、pHが下がり、硝化速度が低下する。硝化速度の低下を防ぐためには、pHを高める方法を取り入れる必要がある。考えやすい方法は炭酸ナトリウムなどのアルカリ剤を注入することであるが、大量のアルカリ剤が消費される。アで示した計算条件では、硝化によるアルカリ度減少分の半分を補うのに、処理水量1ℓあたり30mgの炭酸ナトリウムが常に必要となり、現実性において問題がある。

もう一つの方法は、ばっ気槽の前段を脱窒槽とし、活性汚泥が沈降しない程度まで送風量を小さくして、そこへ返送汚泥により、NO_x-Nを流入させ、脱窒を進めることである。(1)イで述べたように、NO_x-Nの還元でpHが上昇する。処理水T-Nを低減させる効果もあるので、この方法でpHの上昇をはかることが望ましい。返送率と脱窒槽の容量を大きくすればするほど、脱窒量が大きくなるが、ここでは硝化速度を効率的に上昇させる範囲で返送率と脱窒槽の容量をきめることにする。これについてはウで述べる。

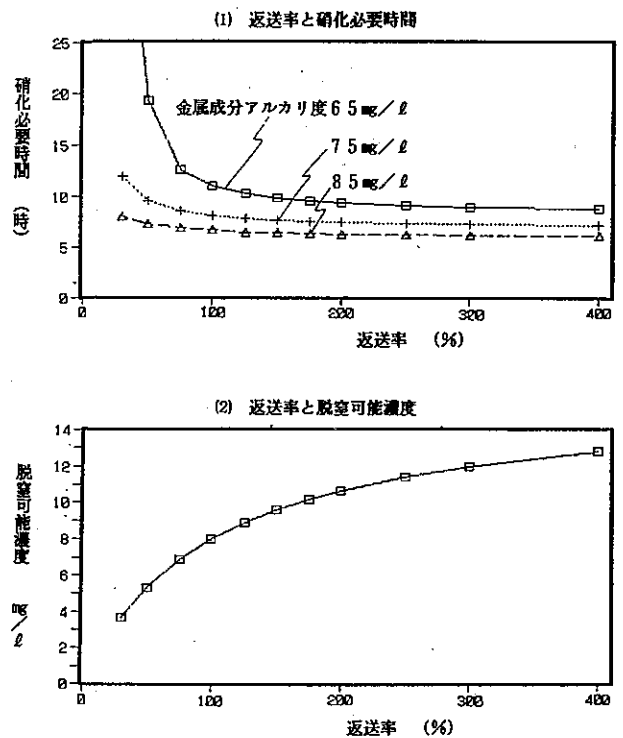


図11 返送率引き上げの効果

ウ 返送率の引き上げ

図11(1)は返送汚泥によりばっ気槽前段に送られたNO_x-Nがすべて還元されるという前提で、返送率と硝化必要時間との関係を試算したものである。計算の条件はアと同じである。硝化必要時間はNH₄-Nを1mg/ℓまで低減させるのに要する時間である。金属成分アルカリ度が65mg/ℓの場合、返送率を標準的な30%から100%に引き上げると、硝化必要時間が1/2以下になる。75mg/ℓの場合は、同じ返送率の引き上げで硝化必要時間は2/3になり、85%の場合は5/6になる。このように金属成分アルカリ度が大きい場合はpHの低下が抑制され、返送率引き上げの効果が小さいが、金属成分アルカリ度が小さい場合は返送率の引き上げにより、硝化必要時間が大幅に短縮される。

しかし、返送率を100%以上に引き上げても、硝化必要時間はあまり短縮されず、硝化必要時間の面では100%程度の返送率を確保すべきと考えられる。

次に、同図(2)をみると、脱窒可能濃度(脱窒槽に持ち込まれるNO_x-Nの処理水量換算濃度)は返送率100%で8mg/ℓ、200%で10.7mg/ℓ、400%で12.8mg/ℓである。返送率を引き上げると、脱窒可能濃度が次第に増加する。窒素除去の面では脱窒槽の容量をできるだけ大きくして

脱窒濃度を高めることが望ましいが、既設の処理施設の場合はばっ気槽の全容量が限られており、脱窒槽を大きくすれば、硝化槽の容量がその分だけ小さくなって硝化の進行に支障が生じることが多い。この点で、返送率100%程度の場合の脱窒可能濃度が現実に対応できる濃度と考えられる。

なお、汚泥令の引き上げに伴うMLSSの上昇により、第2沈殿池での汚泥沈降速度が低下する。その対策としても、返送率を高めて第2沈殿池での汚泥濃縮率を小さくし、沈殿池の負荷を軽減する必要がある。

エ 空気吹込量の増加

NH₄-N 1 mg/l を NO₃-N に変えるためには、(7)、(8)式で示したとおり、4.33mg/l の酸素が必要である。また、汚泥令の引き上げに伴うMLSS濃度の上昇により、活性汚泥の内生呼吸で消費される酸素量が増加する。したがって、硝化を促進するためには、これらの酸素要求が満たされるように空気吹込量を増やす必要がある。

(3) 硝化促進法適用の検討手順

上記の硝化促進の方法を各処理場に当てはめた場合、処理設備と運転条件をどの程度変更することになるかを知るためには、活性汚泥のマスバランス等を検討しなければならない。筆者ら³⁾は1987~88年に大規模住宅団地污水处理施設を対象として生物学的脱窒素法の適用の可能性を検討し、その結果から活性汚泥のマスバランス等についての基本式を整理した。今回はこの基本式を下水処理場の条件に合わせて修正し、それをを用いて処理設備と運転条件の変更点を検討することにする。この検討の手順と基本式は次のとおりである。

ア 所定の汚泥令に対応するばっ気槽MLSSの計算

ばっ気槽前段の一部を脱窒槽とし、残りを硝化槽とする。汚泥令とばっ気槽のMLSSとの関係を次式から求める。

$$S_a = \alpha \ell_B r_B Q / V_N / (1/n + \beta) + n \gamma S_s Q / V_N \dots\dots\dots(10)$$

微生物濃度 不活性SS濃度

- S_a : ばっ気槽(硝化槽)のMLSS (kg/m³)
- V_N : 硝化槽の容量 (m³)
- Q : 処理水量 (m³/日)
- α : BOD汚泥転換率(各処理施設の調査データから逆算)
- ℓ_B : 硝化槽流入水のBOD (kg/m³)
= 1沈出口BOD - 脱窒槽除去BOD

(脱窒槽ではNO_x-N 1 kgの還元で約3 kgのBODが除去される)

- r_B : BOD除去率 (= 1)
- n : 汚泥令 (日)
- β : 微生物の自己酸化率 (1/日) (水温15℃で0.06、25℃で0.15)
- γ : ばっ気槽流入水のSSに占める不活性SSの割合 (通常は0.3程度)
- S_s : ばっ気槽流入水のSS (kg/m³)

イ 脱窒槽容量の検討

脱窒速度を次式から求める。

$$D_N = e \times 7/20 \times 3b \times \alpha \ell_B r_B Q / V_N / (1/n + \beta) \dots\dots\dots(11)$$

- D_N : 脱窒速度 (kg/m³/日)
- e : 微生物量に占める脱窒菌の割合 (通常は0.6程度)
- 7/20 : 酸素吸収速度を脱窒速度に換算するための係数 (2N/5O)
- b : 内生呼吸状態にある微生物1 kgあたりの酸素消費量 (kg/kg/日) (b=1.42βの関係がある)
- 3b : BODが十分に存在する場合の微生物の酸素吸収速度 (kg/kg/日)

脱窒槽の必要容量を次式から求める。

$$V_D = N_D Q / D_N \dots\dots\dots(12)$$

- V_D : 脱窒槽の必要容量 (m³)
 - N_D : 脱窒必要濃度 (kg/m³)
- 脱窒槽の確保容量がV_D以上であることが必要。

ウ 返送汚泥ポンプの能力のチェック

100%の返送率を確保するようにする。この返送率に相当する返送汚泥量R (=Q)を返送汚泥ポンプの能力が上回っていれば、増設不要。

エ 送風機の能力のチェック

酸素供給必要量を次式から求める。

$$O_D / Q = a \ell_B r_B + b \alpha \ell_B r_B / (1/n + \beta) + 4.33 N_N \dots\dots\dots(13)$$

- BOD除去 微生物の内生呼吸 硝化
 - O_D : 酸素供給必要量 (kg/日)
 - a : 除去BOD1kgあたりの酸素消費量 (kg/kg) (約0.5)
 - N_N : 硝化必要窒素濃度 (kg/m³)
- 空気吹込必要量を次式から求める。

$$A_1 / Q = O_D / Q \times 0.21 / 1.3 / p \dots\dots\dots(14)$$

$$A_2 = V_{D0} \times 約0.5 \times 24 \dots\dots\dots(15)$$

$$A = A_1 + A_2 \dots\dots\dots(16)$$

- A : 全空気吹込必要量 (m³/日)
- A₁ : 硝化槽の空気吹込必要量 (m³/日)
- A₂ : 脱窒槽の空気吹込必要量 (m³/日)
(槽内攪拌のため、0.5m³/時/m³程度の空気が必要)
- P : 酸素吸収効率 (各処理施設の調査データから逆算)

0.21 : 空気中の酸素割合

1.3 : 酸素ガスの密度 (kg/m³)

V_{D0} : 脱窒槽の容量 (m³)

送風機の能力がA以上であれば、増設不要。

オ 第2沈殿池の検討

(ア) 容量

ばっ気槽MLSSの引き上げは第2沈殿池での汚泥沈降速度を低下させ、汚泥流出の問題を引き起こすことがある。そこで、次の手順により、汚泥を支障なく沈降させる容量が第2沈殿池にあるかどうかを検討する。(②と

③の計算式は文献3)参照)

① 時間あたり最大処理水量の把握

第2沈殿池の汚泥流出は処理水量増加時に起きやすいので、対象処理施設の時間あたり最大二次処理水量を把握する。

② MLSS引き上げ後のSV₃₀ (P_s) の予測

ばっ気槽のMLSS引き上げに伴ってばっ気槽混合液のSV₃₀ (30分間の汚泥沈降率) がどの程度上昇するかを予測する。

③ 第2沈殿池のSV₃₀上限値 (P_c) の計算

第2沈殿池の最小滞留時間〔容量/(最大二次処理水量+返送汚泥量)〕と返送率から処理可能なSV₃₀の上限値を計算する。

P_c>P_sであれば、MLSSを所定の濃度まで高めることは可能。

(イ) スカムスキマーの設置

MLSSの上昇および硝化の進行に伴う第2沈殿池での一部脱窒により、第2沈殿池で汚泥が浮上する可能性が生じる。第2沈殿池にスカムスキマーが設置されていない場合は浮上汚泥の流出防止対策として、スカムスキマーを新たに設置する必要がある。

(4) 硝化促進法を適用した場合の試算結果

上記の手順により、調査対象の6施設への硝化促進法の適用を試算した。その結果を表1に示す。

今回の試算はあくまで限られたデータの範囲内で、また、いくつかの前提条件をおいて適用の可能性をみたものであり、実際の適用にあたっては次に例示するように検討すべき課題がいくつかある。

- ① 今回の試算では処理水量を現状のままとしたが、各処理場の処理水量が今後どのように推移していくのか。
- ② 脱窒を進めることによるpHの上昇で硝化菌の増殖速度が実際にどの程度上昇するのか。
- ③ 硝化槽の単位容量あたり空気吹込量を現在のばっ気槽より増加させた場合、酸素吸収効率や活性汚泥の凝集性等に変化が生じないか。

運転管理で変更を要するのはばっ気槽のMLSSの引き上げである。5施設のMLSSの引き上げ率の範囲は1.1~1.9倍であった。1施設は3.2倍にもなり、第2沈殿池の容量が不足になった。

設備変更を必要とすることがあるのは返送汚泥ポンプの増設、送風機の増設、ばっ気槽の仕切り、第2沈殿池へのスカムスキマーの設置である。返送汚泥ポンプの不足率(必要施設能力/現有施設能力-1)ただし、現有施設は予備施設を除く)は60~110%、送風機の不足率は0~70%の範囲であった。また、ばっ気槽の仕切りを新たに必要とするものは1施設、スカムスキマーの新設を要するものは4施設であった。

硝化促進法を適用した場合の6施設の冬期の処理水質を試算した結果を図12に示す。硝化率(汚泥移行窒素を除く)は80%とした。処理水のケルダール窒素(NH₄-N+有機性窒素)は現状では5~24mg/lであるが、適

表1 硝化促進法を適用した場合の試算結果

| 施設 項目 | A | B | C | D | E | F |
|--------------------|------|------|------|------|------|------|
| ①ばっ気槽MLSSの変化率 | 1.2倍 | 1.9倍 | 1.3倍 | 1.5倍 | 1.7倍 | 3.1倍 |
| ②ばっ気槽仕切り工事の必要性 | 無 | 必要 | 無 | 無 | 無 | 無 |
| ③返送汚泥ポンプの不足率 | 50% | 90% | 70% | 90% | 60% | 90% |
| ④送風機の不足率 | 0% | 20% | 0% | 30% | 0% | 70% |
| ⑤第2沈殿池の容量の不足 | 無 | 無 | 無 | 無 | 無 | 有 |
| ⑥第2沈殿池へのスカムスキマーの新設 | 無 | 必要 | 無 | 必要 | 必要 | 必要 |

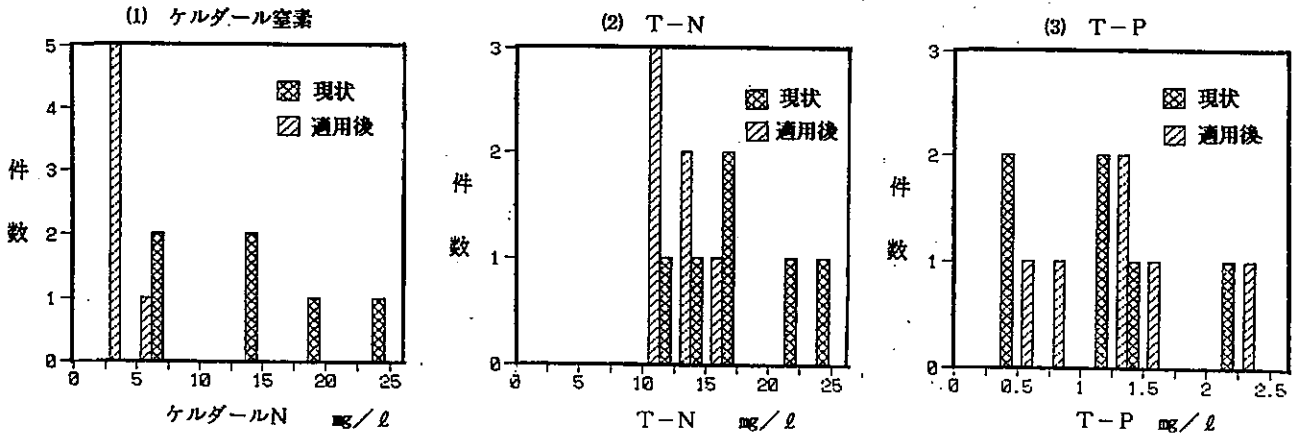


図12 硝化促進法適用後の処理水質の試算(冬期)

用後は4~6mg/lとなる。T-Nは現状12~25mg/lに対して、適用後は12~17mg/lとなる、この適用後の値は脱窒が脱窒槽以外では進行しないとした場合である。実際には第2沈殿池等で脱窒が多少進行するので、適用後のT-Nは最大値を示していると考えられる。

なお、汚泥令を長くすると、汚泥として排除されるりんが減少し、その結果、りん除去率が低下する。しかし、汚泥令が長くなると、汚泥のりん含有率が逆に上昇するので、処理水T-Pはそれほど高くはない⁹⁾。そのT-Pの変化を試算すると、現状が0.4~2.2mg/lに対して、適用後は0.8~2.5mg/lである(同図(3))。

4 おわりに

下水処理場を対象として、硝化促進の方法とその適用の可能性を検討した。その結果は次のとおりである。

① 各処理施設の硝化率を支配する基本的な要因はばっ気槽の汚泥令である。硝化を促進するためには汚泥令の逆数を硝化菌の比増殖速度より小さくする必要がある。この増殖速度は水温の低下とともに小さくなるので、冬期を想定した汚泥令を確保する必要がある。

② 硝化速度および増殖速度はpHの影響が大きく、pHが低くなると、急速に低下する。硝化の進行とともに、pHが低下していくので、硝化速度の低下を防ぐため、ばっ気槽前段を脱窒槽にし、返送率を100%程度まで高めてNO_x-Nの還元によりpHの上昇をはかる必要がある。

③ 硝化速度を低下させないためには硝化槽の空気吹

込量を増やし、有機物質の酸化、活性汚泥の内生呼吸、硝化に必要な酸素を供給することも必要である。

④ 水温15℃において確保すべき汚泥令は流入水の水质等により異なるが、②、③の条件が確保された場合は10日程度であることが多いと推測される。ばっ気槽においてはこの汚泥令に見合うMLSS濃度を維持しなければならない。

⑤ 調査対象処理場への硝化促進法の適用を試算したところ、いずれの施設も返送汚泥ポンプの増設が必要であり、その他に処理施設によっては送風機の増設、ばっ気槽の仕切り、第2沈殿池へのスカムスキマーの設置が必要であった。

なお、上記の硝化促進の方法を実際の施設に適用するためにはより詳細な検討が必要である。

引用文献

- 1) 遠矢泰典：脱窒法、再生水の造水と利用技術資料集大成、p.689(1974)
- 2) C.P.Leslie Grady：Biological Wastewater Treatment, p.788(1980)
- 3) 鳴津暉之ら：住宅団地汚水処理施設への窒素・りん除去技術適用の可能性(その1)、東京都環境科学研究所年報 1988, p.84
- 4) 鳴津暉之ら：住宅団地汚水処理施設への窒素・りん除去技術適用の可能性(その2)、東京都環境科学研究所年報 1988, p.98

Study on Advancement of Nitrification in Sewage Treatment Plants (II)

—Method of Promoting Nitrification and Possibility of Applying —

Teruyuki Shimazu, Kenji Kimura and Yasuhiko Miyoshi

We examined the method of promoting nitrification in the sewage treatment plants centering around the Tamagawa basin . As a result, the following points were found.

- (1) The fundamental factor that influences the nitrifying rate in plants is the sludge retention time of the aeration tank, and the reciprocal of that must be made under the relative increasing speed of nitrifying bacterium .
- (2) The increasing speed of nitrifying bacterium decreases rapidly because of the descent of pH accompanying nitrification . For that reason, we must install the denitrification tank and deoxidize $\text{NO}_x\text{-N}$ with the aim of raising pH. In order to prevent the decline of the increasing speed, air must be supplied sufficiently into the aeration tank, too.
- (3) On the condition that the pH of the aeration tank is raised by promoting denitrification and air is supplied sufficiently, the sludge retention time essential to get the nitrifying rate of about 80% is estimated to be about 10 days at 15°C.