

住宅団地汚水処理施設への窒素・リン除去技術適用 の可能性（その1）—— 窒素の除去 ——

嶋津暉之 志村真理 井上 互
(多摩環境保全事務所)

1 はじめに

東京湾等の停滞水域の富栄養化を防止するためには、栄養塩類である窒素・リンの流入を削減しなければならぬ。排水中の窒素・リンを除去する技術については昭和40年代から研究が行われており、各除去技術の有効性と問題点はかなり整理されてきているが、実際の既設処理施設で窒素・リンを除去するための具体的な改善方法はあまり明確ではなく、その改善の条件を明らかにすることが東京湾等の富栄養化防止対策を進めていく上で重要な課題の一つになっている。

筆者らは昭和58年度から都営住宅三沢・稲城の両団地で窒素・リンの除去実験を進め、既設の住宅団地汚水処理施設に適用すべき窒素・リン除去技術の導入条件についての研究を行ってきた。その結果の一部は既報で報告した¹⁾。61年度は、既設の住宅団地汚水処理施設がこの窒素・リン除去技術の導入条件をどの程度備えているのか、また、現状のままでは導入がむずかしい処理施設はどのような改善を進めればよいのかを明らかにするため、大規模住宅団地の汚水処理施設である45施設を対象にして、窒素・リン除去技術の適用の可能性について調査を行った。窒素除去に関する調査結果を（その1）、リン除去に関する調査結果を（その2）で報告する。

2 調査対象

水質汚濁防止法に基づく届け出排水量が500m³/日以上²⁾の住宅団地汚水処理施設を調査対象とした。ただし、東京湾流域外の施設及びごこ2～3年のうちに下水道に切り換える予定のある処理施設は調査対象から除外した。調査対象45施設の内訳は表1のとおりである。処理対象人員は計21万人、一日処理水量は計3.6万m³/日である。施設別にみると、処理水量が最大の施設は1850m³/日、最小の施設は260m³/日で、平均は780m³/

日である。

3 窒素除去の現状

(1) 二次処理水の水質調査結果

昭和61年9月上旬から10月上旬にかけて調査対象45施設の水質調査を行った。水質分析の方法は表2に示すとおりである。この水質調査による二次処理水のT-N（全窒素）は3.8～27.3mg/ℓ（平均11.9mg/ℓ）であった。流入水の水質も調べたが、住宅団地の場合、処理水に比べて流入水の水質は日間変動が大きく、今回のスポット採水で日間平均値を知ることはできない。三沢・稲城団地については流入水の24時間水質調査を数回行ってきているので、その結果を使うと、両団地とも流入水T-Nの日間平均値はほぼ同じで、35mg/ℓ程度である。この数字を住宅団地の流入水の平均水質として上記の処理水質と比べると、今回の調査対象は窒素の平均除去率が比較的高く、約65%になる。

しかし、上記の処理水の水質は夏場に近い時期での調

表1 調査対象の内訳

調査対象	区 部		多 摩 地 区								
	足立区	葛飾区	世田谷区	立川市	東村山市	国立市	保谷市	東久留米市	八王子市	日野市	計
住宅都市整備公社	3	2	—	2	—	1	1	1	2	2	14
都 営 住 宅	5	—	—	—	—	1	—	—	4	1	11
住宅供給公社	—	—	1	—	1	—	—	2	2	1	7
民 間	—	—	—	—	—	—	—	—	11	2	13
計	8	2	1	2	1	2	1	3	19	6	45

査データであるから、年間を通しての平均的な値を示しているわけではない。図1は多摩環境保全事務所水質保全課の調査資料を用いて、2施設における処理水質の変動をみたものである。処理水T-Nが採水の時期によって大きく変わり、冬場に上昇する施設があるが、これはばっ気槽の容量に余裕のない処理施設では水温が下がると、硝化菌の増殖が困難となるからである。

そこで、各処理施設の平均的な処理水T-Nを推定するため、水温降下による硝化菌の活性の低下を考慮した補正を行った。その結果を図2に示す。45施設の処理水T-Nは10~32mg/l、平均16mg/lである。流入水のT-Nを35mg/lとすれば、窒素の平均除去率は54%となる。

(2) 三次処理の効果

調査対象のうち、9施設は三次処理を行っている。三次処理は表3に示す5通りの方法があった。三次処理の窒素除去効果を調べた結果を図3に示す。

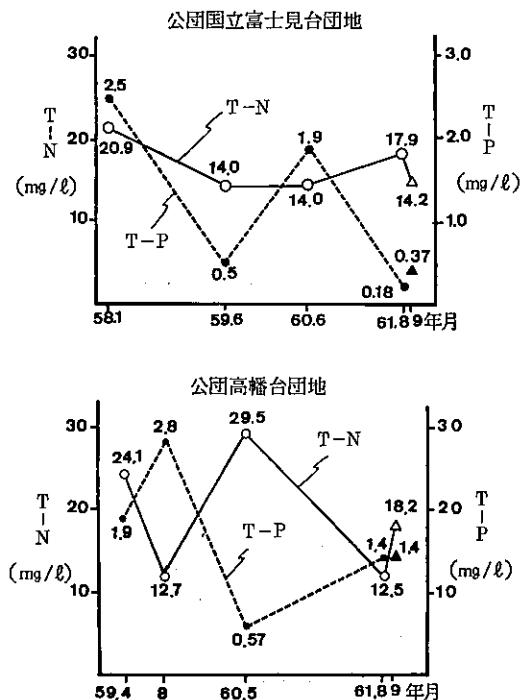


図1 処理水T-N, T-Pの変動 (多摩環境保全事務所の調査資料)

T-Nは三次処理水と二次処理水がほぼ同じような値を示しており、三次処理の窒素除去効果は殆どない。ただし、三次処理のうち、接触酸化処理と生物戸過はアンモニアの酸化を部分的に進める役割はあるが、生成された硝酸の還元工程がないので、窒素成分は除去されない。

このように、三次処理は窒素の除去にあまり効果的ではないので、窒素を十分に除去するためには二次処理施設そのものを改善していく必要がある。

表2 分析方法

項目	分析方法
T-N	ベルオキシソ二硫酸カリウム溶液添加分解後、銅カドミウムカラム還元・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法 (オートアナライザー使用)
NH ₄ -N	インドフェノール青吸光光度法 (オートアナライザー使用)
NO ₂ -N+NO ₃ -N	銅カドミウムカラム還元・ナフチルエチレンジアミン吸光光度法 (オートアナライザー使用)
T-P	ベルオキシソ二硫酸カリウム溶液添加分解後、モリブデン青 (アスコルビン酸) 吸光光度法 (オートアナライザー使用)
PO ₄ -P	モリブデン青 (アスコルビン酸) 吸光光度法 (オートアナライザー使用)

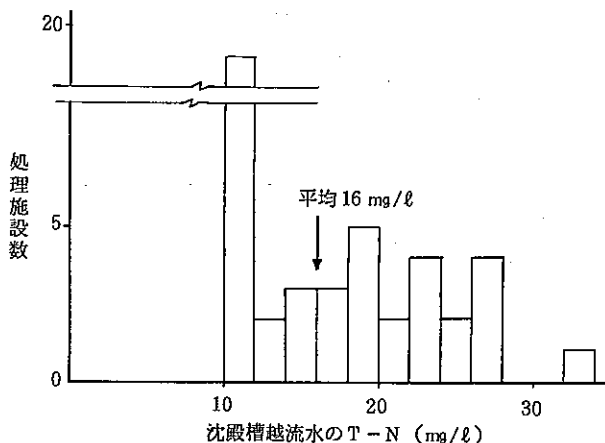


図2 二次処理水T-Nの年間平均値の推定

4 生物学的脱窒素法的方式

除去効果に優れ、二次公害のない窒素除去技術は生物学的脱窒素法に限定される。生物学的脱窒素法とはまず、硝化菌の働きでアンモニアを亜硝酸・硝酸に酸化し（硝化工程）、次に脱窒菌の働きで亜硝酸・硝酸を還元して（脱窒工程）、生じた窒素ガスを大気中に放出する方法である。住宅団地の污水处理施設にこの方法を導入して両工程の条件を充たせば、処理水T-Nを概ね5 mg/ℓ以下に保つことができる。

この生物学的脱窒素法はいろいろな処理方式があるが、既設の活性污泥処理施設に適用できる方式は、間欠ばっ気式と簡易循環式である（図4参照）。間欠ばっ気

表3 三次処理の方法

方 法	施設数
① 生物汚過	4
② 接触酸化処理+生物汚過	1
③ 砂汚過	1
④ 沈殿+砂汚過	2
⑤ 凝集沈殿+砂汚過	1

[注] 生物汚過： アンスラサイトを充填したばっ気槽を通過させて、アンスラサイト表面の生物膜で生物学的処理を行う。
 沈殿+砂汚過： 装置上は凝集沈殿+砂汚過であるが、凝集剤を使用していない施設。

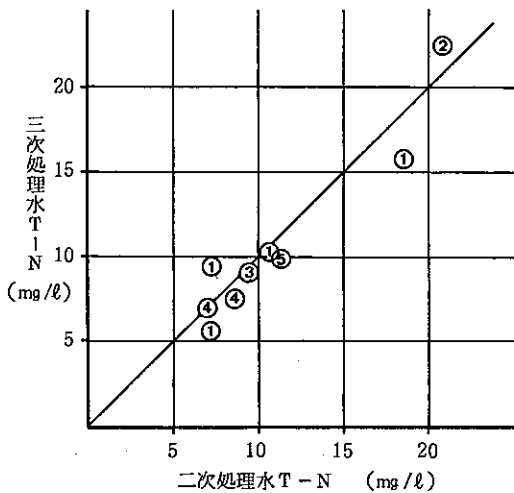


図3 三次処理の窒素除去効果
 (①～⑤は表3の番号と同じ)

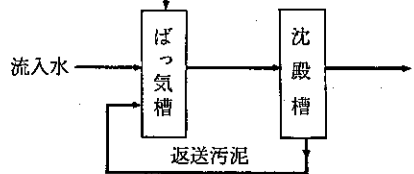
式は、汚水流入の制御を行わない方式（Ⅰ）と行う方式（Ⅱ）に分けられる。三つの方式の特徴を表4に示す。このうち、間欠ばっ気式Ⅰ、Ⅱはばっ気槽が1槽だけの施設にも適用できるが、簡易循環式の適用はばっ気槽が2槽以上に分かれている施設に限られる。三つの方式の中で、わずかな改善費用で済む間欠ばっ気式Ⅰが最も導入しやすいが、ばっ気槽の容量とブロウの能力に余裕のあることが必要である。

5 生物学的脱窒素法導入の基本式の確立

上記三つの方式の生物学的脱窒素法を各污水处理施設に適用することはどこまで可能なかを明らかにすることが、本研究の課題である。この適用の可能性を知るためには硝化工程と脱窒工程の基本条件を明確にしなければならぬ。硝化・脱窒の基本条件については遠矢等の研究があるが、住宅団地污水处理施設についての具体的な条件は示されていない。本研究では、三沢団地における窒素除去実験及び今回の住宅団地污水处理施設の機能解析から、住宅団地についての硝化と脱窒の基本条件を求め、窒素除去技術導入の基本式を確立した。基本式を求めた過程を次に述べる。

(1) 間欠ばっ気式

空気吹込みを間欠制御（ブロウの断続運転）



(2) 簡易循環式

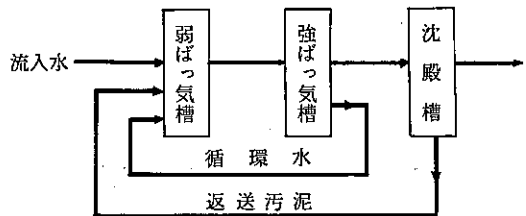


図4 間欠ばっ気式と簡易循環式の模式図

(1) 硝化工程

ア ばっ気槽の容量とMLSS濃度

(ア) 必要十分な硝化菌が存在するための条件

活性汚泥処理において硝化を進行させる第一の条件は流入 $\text{NH}_4\text{-N}$ (アンモニア性窒素) を酸化するのに必要十分な硝化菌が存在していることである。硝化菌は付着性が強く、その殆どが活性汚泥に付着し、その一部を構成しているので、余剰汚泥の引き抜きとともに系外に引き出されていく。それゆえ、汚泥引き抜きによる硝化菌の減少速度が菌の増殖速度を上回ると、硝化菌が系内に存在できなくなる。このことから、必要十分な硝化菌がばっ気槽に存在する条件は次式で示すことができる。

$$\mu \geq 1/n \quad \dots\dots\dots (1)$$

μ : 硝化菌の比増殖速度 (1/日), 硝化菌の菌体量を N_N とすれば, $\mu = (dN_N / dt) / N_N$ で, 硝化菌の1日の増殖率を示す。

n : 好気槽の汚泥令 (日), $1/n$ が汚泥の引き抜きによる好気槽内汚泥の1日の更新率を示す。

図5は硝化菌とBOD酸化菌(有機物を酸化分解する細菌)の増殖速度の違いを示したものである。このうち、BOD酸化菌の値は室内実験で得たものであり、硝化菌の値は遠矢の測定値を引用したものである²⁾。ただし、同図に示す基質濃度と比増殖速度の関係はミハエリス・メンテン式 $\mu = \mu_{\max} \cdot \ell / (\ell + K)$ を適用し

表4 生物学的脱窒素法の三つの方式

	方 法	ばっ気槽の容量	ブロワの必要能力	施 設 改 善
①間欠ばっ気式 I	ばっ気中に硝化(アンモニアの酸化)、ばっ気停止中に脱窒(亜硝酸・硝酸の還元)を行う。脱窒は活性汚泥の内生呼吸のみによる。	Aの3/2倍 〔脱窒が汚泥の内生呼吸のみに依存するので、脱窒に長い時間を必要とする。〕 〔ばっ気と停止の時間比は1:1〕	Bの2倍 〔②に比べて空気を供給できる時間が短いので、ブロワの必要能力が大きくなる。〕	ブロワへのタイムスイッチ取り付け
②間欠ばっ気式 II	ばっ気停止の直前に汚水の流入を集中させ、流入有機物による還元作用で脱窒を進める。	A 〔流入有機物を脱窒に利用するので、停止時間を短くできる。〕 〔ばっ気と停止の時間比は3:1〕	Bの4/3倍 〔③と比べて、ばっ気停止の時間の分だけ、ブロワの必要能力が大きくなる。〕	ブロワへのタイムスイッチ取り付け、ばっ気槽へ汚水を送るポンプの能力増強 〔一日平均処理水量の3~4倍〕
③簡易循環式	ばっ気槽の前段を弱ばっ気にして脱窒槽、後段を強ばっ気にして硝化槽とし、後段の硝化槽から前段の脱窒槽へ液を循環させて、流入有機物による還元作用で脱窒を行う。	A+ α 〔強ばっ気槽と弱ばっ気槽の容量比は3:1以上〕	B	大容量の循環ポンプの設置 〔一日平均処理水量の3~4倍〕

[注] A : 間欠ばっ気式IIのばっ気槽の必要容量
〔簡易循環式は強ばっ気槽と弱ばっ気槽の容量比が3:1の時、合計容量がAに等しい。〕
B : 簡易循環式のブロワの必要能力

て求めたものである。lは基質濃度 (mg/l), Kは半飽和濃度 (mg/l) で、硝化菌の場合はNH₄-N 1 mg/l, BOD酸化菌の場合はBOD20mg/lである。

この図で明らかなように、硝化菌はBOD酸化菌に比べて比増殖速度がかなり小さい。また、BOD酸化菌はBOD濃度が上昇すると、比増殖速度が大幅に上昇する性質をもつが、一方、硝化菌はNH₄-N濃度が高まっても、比増殖速度はあまり大きくならない。したがって、両者の比増殖速度を比較すると、基質濃度が低い状態では3~4倍、基質濃度が高く、最大の比増殖速度を示す状態では10倍近い差が見られる。

このように、硝化菌の増殖速度が大きくないことは、硝化工程において汚泥令が重要な因子であることを示している。

(イ) 汚泥令とばっ気時間・MLSSの関係

ア) nとMLSS・V₁/Qの関係式

汚泥令nはV₁/Q (ばっ気時間) 及びばっ気槽のMLSS (混合液の浮遊物質濃度) と一定の関係がある。ばっ気槽内の浮遊物質濃度は微生物の菌体量と不活性SS (微生物の食餌の対象にならない浮遊物質) の和であるので、それぞれの支取をとることにより、nとMLSS・V₁/Qの関係を示す次式が得られる。^(注1)

$$S_a \cdot V_1 / Q = (S_{a1} + S_{a2}) V_1 / Q = \alpha l_0 r_B / (1/n + \beta) + n \gamma S_s \dots \dots (2)$$

Q : 処理水量 (m³/日) . ただし、雨水流入量を除く。

V₁ : 好気槽の容量 (m³)

〔ばっ気槽のうち、好気状態が保たれる部分で、間欠ばっ気式の場合は停止時間帯を按分て除いた容量、簡易循環式の場合は強ばっ気槽の容量を意味する。〕

S_a : ばっ気槽のMLSS濃度 (kg/m³)

S_{a1} : ばっ気槽の微生物濃度 (kg/m³)

S_{a2} : ばっ気槽の不活性SSの濃度 (kg/m³)

α : BODの汚泥転換率 (kg/kg)

l₀ : 流入水のBOD濃度 (kg/m³)

r_B : BOD除去率

β : 微生物の自己酸化率 (1/日)

γ : 流入SS中に不活性SSが占める割合

S_s : 流入水のSS濃度 (kg/m³)

住宅団地の污水処理施設では流入水のBODとSSの平均はいずれも200mg/l程度で、BOD除去率は95~98%であるから、上記(2)式においてl₀r_B≒0.2, S_s=0.2である。したがって、(2)式における未知の係数はα, β, γであり、それらの値が定まれば、nとMLSS

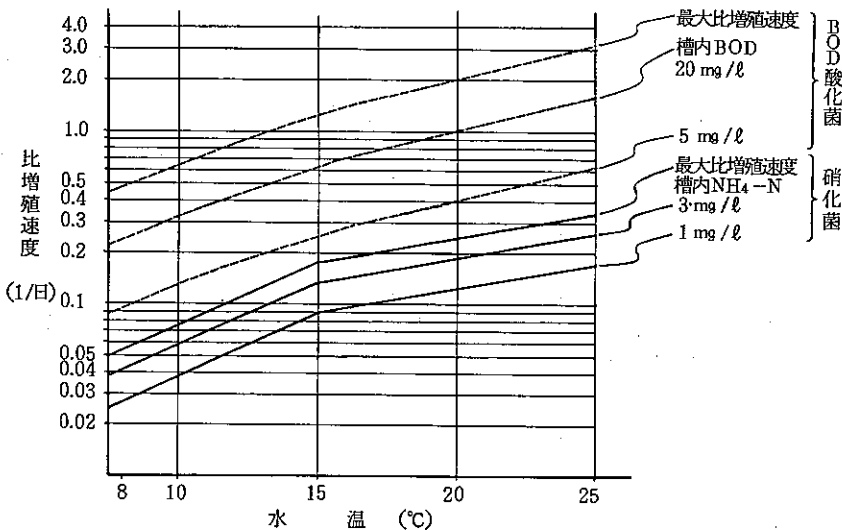


図5 硝化菌とBOD酸化菌の比増殖速度

S・V₁/Qの関係が得られ、(1)式と組み合わせると、必要十分な硝化菌が存在するための MLSS・V₁/Qを計算することができる。このα、β、γの値を住宅団地の調査データ及び室内実験から次のように求めた。

[注1] (2)式の求め方

まず、微生物の収支をとると、

増殖量 自己酸化量 排出量
 $\alpha \ell_0 r_B Q - \beta S a_1 V_1 = S a_1 V_1 / n$ (3)

(3)式から、

$$S a_1 \cdot V_1 / Q = \alpha \ell_0 r_B / (1/n + \beta)$$
 (4)

次に、不活性SSの収支をとると、

流入量 排出量
 $\gamma S s Q = S a_2 V_1 / n$ (5)

(5)式から、

$$S a_2 \cdot V_1 / Q = n \gamma S s$$
 (6)

(4)式と(6)式を合わせると、(2)式が得られる。

1) γ (不活性SS比)の値

γは流入水SSのうち、不活性SS、すなわち、微生物の食餌の対象にならないSSが占める割合であるから、その全量が余剰汚泥となる。一方、その他の余剰汚泥は微生物の菌体であるから、微生物の自己酸化が進むほど小さくなり、ばっ気時間が非常に長く、空気吹込量の多い処理施設の場合はほぼゼロにもなる。それゆえ、自己酸化が十分に進んだ施設の処理水量1m³あたりの汚泥固形物発生量(ΔS/Q)はγSSに近い値を示すはずである。そこで、今回の調査対象の中からばっ気時間(V₁/Q)が30時間以上の施設を取り上げて、ΔS/Qの分布を調べた。その結果は図6に示すとおり

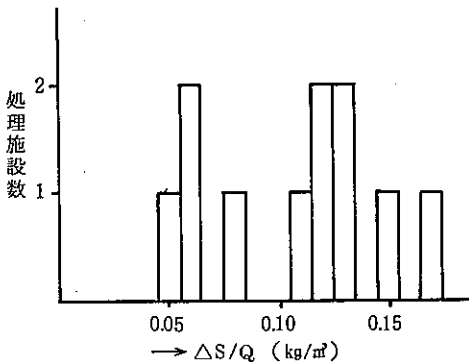


図6 処理水量1m³あたり汚泥固形物発生量の分布 (ばっ気時間30時間以上の処理施設)

で、ΔS/Qが最も小さい施設は0.05~0.06kg/m³であった。よって、γSSの値として0.06kg/m³、SSは前述のように0.2kg/m³であるから、γの値として0.3を用いることにする。

ウ) α (BOD汚泥転換率)の値

活性汚泥処理で除去された有機物(BOD起因物質)の一部は微生物に摂取同化され、残りは酸化されて微生物の増殖のエネルギーに使われる。除去BOD1kgあたりの酸素消費量をa(kg/kg)で示すと、αは摂取同化、aは酸化の係数であるから、両者の間に一定の関係がある。活性汚泥微生物の化学組成をmC₅H₇NO₂で表すと、微生物増殖と有機物酸化分解の反応式から、aとαの関係を示す次式が得られる。^[注2]

$$a + 1.42\alpha = 1.5$$
 (7)

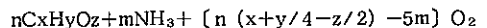
αは測定の誤差が大きく、確かな値を得るのがむずかしいが、aは有機物注入後の酸素吸収速度の変化から確実な数字を求めることができる。BOD既知の下水を三沢団地の活性汚泥に注入して、酸素吸収速度の上昇量を求めたところ、a=0.5という値を得た。この値を(7)式に代入すると、α=0.7となる。

しかし、この係数はBOD酸化菌だけを考えたものであって、ばっ気槽にはその他に硝化菌や原生動物、後生動物などの微生物が生息している。(2)式のαℓ₀r_Bは微生物の全量を示す項であるので、αをその他の微生物も含めた係数に直す必要がある。(2)で述べるように、BOD酸化菌は活性汚泥中の全微生物の約6割を占めていると推定されるから、その比を用いると、活性汚泥中の全微生物を考えたαは0.7÷0.6≒1.2となる。

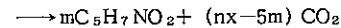
[注2] (7)式の求め方

流入水の有機物をnCxHyOzとすれば、微生物増殖の反応式は次式で示される(nとmは倍数)。

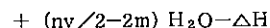
流入有機物



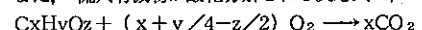
微生物



反応熱



また、流入有機物が酸化分解される反応式は、



+ y/2 · H₂O - ΔHであるから、流入有機物の最終

BODはn(x+y/4-z/2)O₂である。

最終BOD/BOD₅=qとすれば、aとαは次式で

示される。

$$a = \frac{[n(x+y/4-z/2) - 5m] O_2}{[n(x+y/4-z/2) O_2/q]}$$

$$= q \frac{[n(x+y/4-z/2) - 5m]}{(x+y/4-z/2)}$$

$$\alpha = \frac{mC_5H_7NO_2}{[n(x+y/4-z/2) O_2/q]}$$

$$= \frac{113mq}{[32n(x+y/4-z/2)]}$$
 このaとαの式から $a + 1.42\alpha = q$ が得られる。住宅団地の流入水のqを測定したところ、1.5前後であった(硝化によるBODを除く)。よって、 $a + 1.42\alpha = 1.5$ となる。

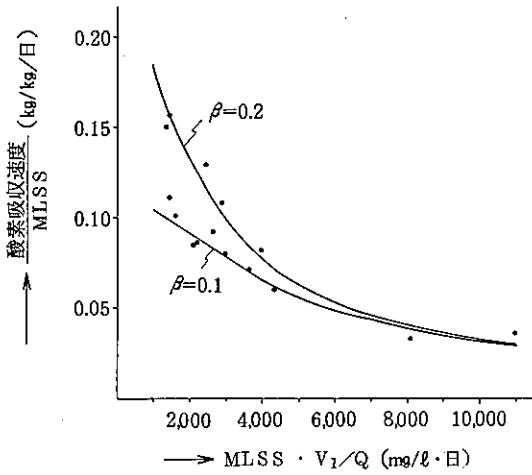


図7 MLSS · V₁/Qと酸素吸収速度の関係 (水温25℃前後)

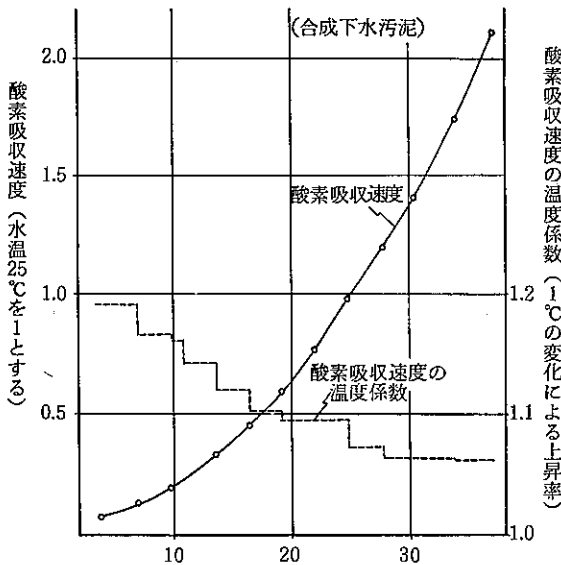


図8 水温と酸素吸収速度の関係 (内生呼吸状態)

エ) β (自己酸化率) の値

まず、内生呼吸状態にある微生物1kgあたりの酸素消費量b(kg/kg/日)とβの関係を求める。微生物の自己酸化の反応式は $C_5H_7NO_2 + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3$ で示されるから、自己酸化(内生呼吸)によって失われる菌体量と消費される酸素量の比は $C_5H_7NO_2/5O_2 = 1/1.42$ である。よって、 $\beta = b/1.42$ となる。

次に、MLSS 1kgあたり酸素消費量b' とβの関係を求める。

$$b' = b S_{a1} / S_a$$

S_{a1} に(4)式、 S_a に(2)式、 $b = 1.42\beta$ を代入すると、

$$b' = 1.42\beta / [1 + n\gamma S_s (1/n + \beta) / \alpha l_0 r_B] \dots\dots\dots (8)$$

上式における変数はnだけであるから、b' は同一水温では好気槽の汚泥令nと一義的な関係がある。(2)式に示すとおり、 $MLSS \cdot V_1/Q$ もnと一義的な関係がある。そこで、各住宅団地処理施設の活性汚泥を採取して、内生呼吸状態の酸素吸収速度を測定し、b' と $MLSS \cdot V_1/Q$ の関係を求めた。その結果を図7に示す。ただし、活性汚泥採取時の各施設のばっ気槽水温は25℃前後であった。

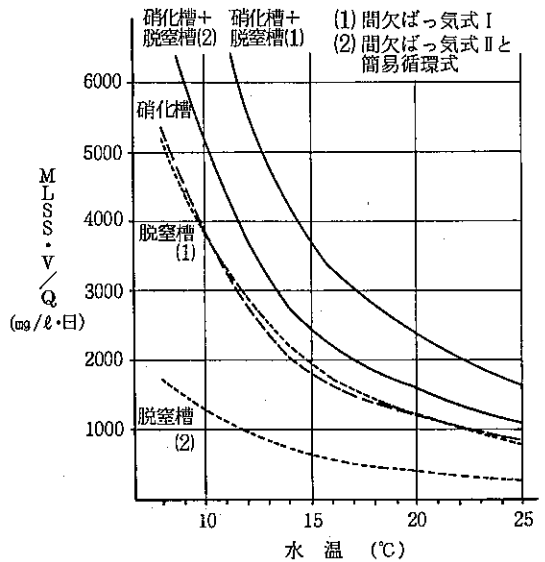


図9 硝化槽と脱窒槽の必要容量 (V: 容量, Q: 処理水量)

(8)式と(2)式に $\beta=0.2$ と 0.1 を代入して b' と $MLSS \cdot V_1/Q$ の関係を描いたのが、同図の二つの曲線である(ただし、 $\gamma Ss=0.06$)。各施設の値は概ねこの二つの曲線の間に入っており、 β は $25^\circ C$ 前後では $0.1 \sim 0.2$ の値をとることがわかる。その中間値を採用すれば、 $\beta=0.15$ となる。

なお、同じ活性汚泥について水温による酸素吸収速度の変化を調べたところ、図8に示す結果が得られた。この図が b 及び β の相対的な水温変化を示している。

(ウ) 硝化を進めるのに必要な $MLSS \cdot V_1/Q$

上記の検討で α 、 β 、 γ の値が得られた。(2)式に $\alpha \theta_{orB}=0.24$ 、 $\gamma Ss=0.06$ を代入すると、
 $Sa \cdot V_1/Q = 0.24 / (1/n + \beta) + 0.06n$
 必要十分な硝化菌が存在するためには、(1)式により、 $1/n \leq \mu$ であるから、 $1/n$ を μ に置き換えると、次式が得られる。

$$Sa \cdot V_1/Q \geq 0.24 / (\mu + \beta) + 0.06 / \mu \dots (9)$$

これが硝化を進めるのに必要な $MLSS \cdot V_1/Q$ を求める式である。槽内の NH_4-N 濃度を 3 mg/l として、図5から水温別の μ を読み取り、更に、水温 $25^\circ C$ の β 、 0.15 (1/日)に図8の変化率を乗じて水温別の β を求めると、(9)式から水温別の $MLSS \cdot V_1/Q$ の最小必要値を計算することができる。その計算結果が図9の硝化槽の線で、この線の上側領域であれば、必要十分な硝化菌がばっ気槽内に存在する。

イ 空気吹込量

硝化を進行させるための第二の条件は必要十分な空気を供給することである。ばっ気槽に送られた酸素は有機物の酸化分解、活性汚泥の内生呼吸、アンモニアの酸化の三つに利用される。これらの酸化反応に必要な酸素を供給しないと、硝化が途中で停止する。この酸素供給必要量は次式で示される。

$$\begin{aligned} O_D/Q &= a \theta_{orB} d + b Sa_1 \cdot V_1/Q + 4.6 n_o r_N \\ &= a \theta_{orB} d + b \alpha \theta_{orB} V_1 / (1/n + \beta) / Q + 4.6 n_o r_N \dots (10) \end{aligned}$$

O_D : 酸素供給必要量 (kg/日)

Q : 処理水量 (m^3 /日)

4.6 : NH_4-N 1 kgの硝化に必要な酸素量

(kg/kg)

n_o : 流入水のT-N濃度 (kg/m^3)

r_N : 硝化率(流入T-Nのうち、1~2割は汚泥に移行するので、 $n_o r_N$ として約0.025)

d : 乗数 $\begin{cases} \text{間欠ばっ気式 I,} & 1 \\ \text{間欠ばっ気式 II, 簡易循環式} & 0.5 \end{cases}$
 (流入有機物を脱窒に利用する場合)

その他の記号はア(イ)と同じ

また、酸素供給必要量から空気吹込必要量への換算は次式で行う。

$$A/Q = f O_D / [Q \cdot (0.21 \times 1.3 \times 0.06 \times 24)] \dots (11)$$

A : 空気吹込必要量 (m^3 /時)

0.21 : 空気中の酸素割合

1.3 : 酸素ガスの密度 (kg/m^3)

0.06 : 酸素吸収効率(粗大気泡型の散気装置の場合)
 は $0.06 \sim 0.08$ であるが、安全側をみて、
 0.06)

f : ばっ気停止時間帯を考慮して時間あたりのばっ気量をふやすための乗数

$\begin{cases} \text{間欠ばっ気式 I} & 2 \\ \text{間欠ばっ気式 II} & 1/3 \\ \text{簡易循環式} & 1 \end{cases}$
 (間欠ばっ気式 I はばっ気停止時間が1日の約半分、間欠ばっ気式 II は約1/4を占める)

(10)式における係数 a 、 b 、 α はアでの検討ですでに値が確定している。住宅団地の場合、 $a=0.5$ 、 $\alpha=1.2$ であり、 b は 1.42β で、水温により変化する。水温 $25^\circ C$ の b は $1.42 \times 0.15 = 0.21 \text{ kg/kg/日}$ である。

(10)式の変数は汚泥合 n であるが、 n は(2)式に示したとおり、 $MLSS \cdot V_1/Q$ と一定の関係がある。したがって、(2)式、(10)式、(11)式を使えば、空気吹込必要量 A/Q と $MLSS \cdot V_1/Q$ の関係を求めることができる。その関係を図10に示す。ただし、水温によって変化する b は年間最大値に近い $25^\circ C$ の値を用いた。

図10に示される A/Q 以上の空気量を供給しないと、硝化が中断される。ただし、空気吹込量を過大にすると、活性汚泥が解体して処理水質が悪化するので、空気吹込量を適正な値に保つことが必要である。

(2) 脱窒工程

脱窒、すなわち、硝酸・亜硝酸の還元をほぼ完了させ

るためには、脱窒速度に見合う脱窒槽の容量が必要である。その関係は次式で示される。

$$V_2 \geq Q n_0 r_N / D_N \dots\dots\dots (12)$$

V_2 : 脱窒槽の容量 (m³)

D_N : 脱窒速度 (kg/m³/日)

その他の記号はア (イ) と同じ

D_N は内生呼吸のみによる場合と有機物を流入させる場合とで値が大きく違う。この D_N の求め方を次に述べる。

ア 内生呼吸状態での脱窒速度

脱窒菌は酸素がある状態では酸素を利用し、酸素が欠乏してくると、酸素の代わりに硝酸・亜硝酸を還元して有機物を分解するBOD酸化菌である。脱窒菌は自己酸化にも同じように酸素または硝酸・亜硝酸を使う。流入有機物の分解がほぼ終わって内生呼吸のみの状態にある三沢団地の活性汚泥について酸素吸収速度と脱窒速度を測定したところ、図11に示すとおり、後者は前者の6割程度の値であった。

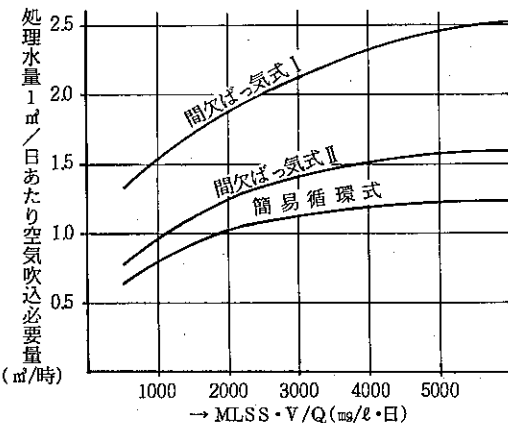
活性汚泥微生物の6割が脱窒の機能をもっているとすれば、内生呼吸のみによる脱窒速度、すなわち、間欠ばっ気式 I のばっ気停止時の脱窒速度は次式で示される。

$$D_N = b Sa_1 \times 0.6 \times 7/20$$

(4)式の Sa_1 を代入すると、

$$D_N = 0.21 \cdot b \alpha \theta_{rB} Q / (1/n + \beta) / V_1 \dots\dots\dots (13)$$

b : 微生物 1 kgあたりの酸素消費量 (kg/kg/日)



(Q : 処理水量, V { 間欠ばっ気式 I, II : ばっ気槽の全容量 }
簡易循環式: 強ばっ気槽の容量)

図10 MLSS · V / Q と空気吹込必要量の関係

0.6 : 微生物中に脱窒菌が占める割合

7/20 : 酸素吸収速度を脱窒速度に換算するための乗数 (硝酸を還元する場合で $2N/5O$ から求められる)

その他の記号はア (イ) と同じ。

なお、BOD酸化菌の殆どは脱窒の機能をもつとされているから、³⁾ 脱窒の機能をもたない約4割の微生物はBOD酸化菌以外のもの、すなわち、硝化菌や原生動物・後生動物などが大半を占めていると考えられる。その中で最も比率が高いのは硝化菌であろう。硝化菌、すなわち、亜硝酸菌 (アンモニア酸化菌) と硝酸菌 (亜硝酸酸化菌) はそれぞれアンモニアの酸化反応、亜硝酸の酸化反応から得たエネルギーで、水中の二酸化炭素を炭素源として細胞合成を行う。一方、BOD酸化菌は有機物を炭素源として、有機物の酸化分解で得たエネルギーで細胞合成を行う。両者の獲得エネルギーを住宅団地污水处理施設の条件に合わせて理論計算で求めると、硝化菌はBOD酸化菌の4割程度になる。このことから考えて、硝化菌が脱窒の機能をもたない活性汚泥微生物の半分以上を占めていると思われる。

イ 有機物が流入した場合の脱窒速度

活性汚泥に有機物を加えると、BOD酸化菌が自己増殖のため、有機物を急速に分解していく。無酸素状態であれば、酸素の代わりに硝酸・亜硝酸が有機物の分解に使用され、脱窒速度が大幅に上昇する。有機物の流入で

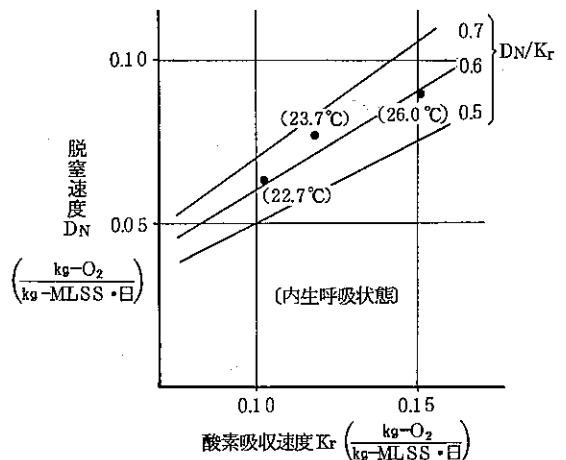


図11 酸素吸収速度と脱窒速度の関係 (三沢団地)

[注] 脱窒速度は O_2 の消費速度に換算した値を示す。

槽内のBODが $\ell_t \text{ mg}/\ell$ になった時の脱窒速度は次式に示すとおり、BOD酸化菌の比増殖速度から求めることができる。^[注3]

$$D_N = 7/20 \cdot \ell_0 r_B Q / (1/n + \beta) \cdot [a \ell_t / (\ell_t + K) \cdot \nu_{max} + 0.6b\alpha] / V_1 \dots (14)$$

a : 1 kgのBODの除去に伴う酸素消費量, 0.5 (kg/kg)

ℓ_t : 槽内のBOD濃度 (kg/m³)

K : BOD酸化菌の半飽和濃度, 20(mg-BOD/ ℓ)

ν_{max} : BOD酸化菌の最大比増殖速度 (1/日)

その他の記号はア (イ) と同じ。

[注3] (14)式の求め方

まず、BODの除去速度とBOD酸化菌の増殖速度の関係は次式で示される。

$$\alpha' \nu_B = \nu N_B \dots (15)$$

α' : 1 kgのBODの除去で増殖するBOD酸化菌の菌体量 (kg/kg)

ν_B : BOD除去速度 (kg/m³/日)

ν : BOD酸化菌の比増殖速度 (1/日)

N_B : BOD酸化菌の菌体量 (kg/m³)

ア (イ) で示したミハエリス・メンテン式により、 $\nu = \ell_t / (\ell_t + 20) \cdot \nu_{max}$, また、BOD酸化菌

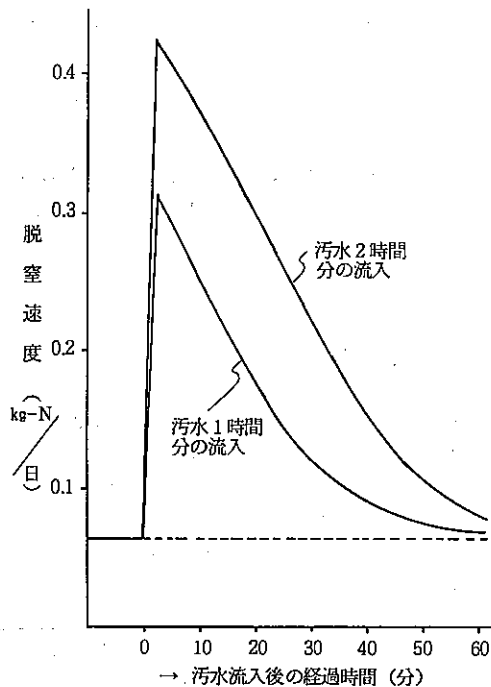


図12 汚水の流入による脱窒速度の変化

が全微生物の6割を占めているとすれば、 $\alpha' = 0.6$ 、 $N_B = 0.6 S a_1$ である。これらの式と $S a_1$ (14)式を(15)式に代入すると、

$$\nu_B = \ell_0 r_B Q \ell_t / (\ell_t + K) \cdot \nu_{max} / [(1/n + \beta) V_1] \dots (16)$$

酸素が十分にある状態でのBOD酸化菌の酸素吸収速度は内生呼吸によるものを除くと、 $a \nu_B$ であり、酸素のない状態では酸素の代わりに亜硝酸・硝酸が還元されて $D_N = 7/20 \cdot a \nu_B$ となる。(16)式に $7/20 \cdot a$ を乗じて内生呼吸分として(13)式を加えると、(14)式が得られる。

間欠ばつ気式IIにおいて脱窒工程(ばつ気停止)に入る直前に汚水を流入させた場合、内生呼吸時に比べて脱窒速度がどの程度上昇するかを(14)式により、計算したのが図12である。ただし、処理水のばつ気槽滞留時間を16時間、そのうちの12時間はばつ気を行うものとし、汚泥令 n は20日とした。脱窒速度はBODの分解に伴って次第に小さくなっていくので、汚水流入後1時間の脱窒速度の平均上昇率を計算すると、汚水1時間分の流入で2.4倍、2時間分の流入で3.7倍である。このように、間欠ばつ気式IIはばつ気停止直前に2時間分の汚水を流入させれば、脱窒速度を3倍以上に高めることができる。

一方、簡易循環式の場合、弱ばつ気槽では流入有機物の分解が終わらないので、BOD濃度が比較的高い。この槽には攪拌のため、内生呼吸分程度の空気が送られるが、BOD濃度が高いので、送られた酸素はすみやかに消費され、脱窒が進行する。弱ばつ気槽の残存BOD濃度が高いので、簡易循環式の脱窒速度は間欠ばつ気式IIよりも大きいと考えられるが、ここでは安全側を見て、間欠ばつ気式IIと同じ値を採用する。

よって、間欠ばつ気式II、簡易循環式とも次式から脱窒速度を求めることにする。

$$D'_N = 3 D_N \dots (16)$$

D'_N : 有機物を流入させた場合の脱窒速度 (kg/m³/日)

D_N : 内生呼吸状態での脱窒速度 (kg/m³/日)

ウ 脱窒槽の必要容量

脱窒槽の必要容量は(13)式または(16)式を(12)式に代入すれば、求められる。すなわち、

$$V_2 \geq V_1 n_{orN} / [0.21 c b \alpha \ell_{orB} / (1/n + \beta)] \dots (17)$$

- ただし、c { 間欠ばっ気式 I 1
 間欠ばっ気式 II 3
 簡易循環式 3

この式にV₁の式などを代入して展開し、係数の値を代入すると、次式が得られる。^[注4]

$$S_a \cdot V_2 / Q \geq (0.105 / \beta + 0.021 / \mu) / c \quad (18)$$

(18)式に各水温のβとμを代入すれば、水温別のMLSS・V₂/Qの必要量を求めることができる。このようにして脱窒槽のMLSS・V₂/Qの最小必要値を計算したのが前出の図9の脱窒槽の線である。

[注4] (17)式から(18)式の求め方

まず、(17)式にb=1.42β、(2)式のV₁=[α_{l0}r_B/(1/n+β)+nγSs]Q/S_aを代入すると、
 $S_a \cdot V_2 / Q \geq n \alpha r_N / (0.298 c) \cdot \{ [1 + \gamma Ss / (\alpha l_0 r_B)] / \beta + n \gamma Ss / (\alpha l_0 r_B) \}$
 1/n ≤ μであるから(μ：硝化菌の比増殖速度) 1/nの代わりにμを入ると、
 $S_a \cdot V_2 / Q \geq n \alpha r_N / (0.298 c) \cdot \{ [1 + \gamma Ss / (\alpha l_0 r_B)] / \beta + \gamma Ss / (\alpha l_0 r_B \mu) \}$
 α_{l0}r_B=0.24、γSs=0.06、nαr_N=0.025を代入すると、(18)式が得られる。

(3) 沈殿槽の能力

上述のように硝化と脱窒を十分に進めるためには、いづれもMLSS・V₁/QとMLSS・V₂/Qをある値以上に高めなければならない。既設の処理施設の場合はばっ気槽の容量V=V₁+V₂は所与のものであるから、容量に余裕がない場合はMLSSを上昇させることが必要となる。しかし、MLSSの上昇は沈殿槽での汚泥の沈降速度に影響を与えるので、汚泥のキャリーオーバーが生じないかどうかを検討しておく必要がある。このMLSS濃度と沈殿槽の能力の関係を示す式が確立されていないので、この検討のための計算式を測定データに基づき、次のように求めた。

ア. 沈殿槽の滞留時間とSV₃₀の上限値の関係

まず、沈殿槽の能力をSV₃₀で評価する方法を検討する。沈殿槽の役目を汚泥面からみると、ばっ気槽から送られてきた混合液を返送汚泥の濃度まで濃縮することにある。沈殿槽の容量が不足してこの濃縮が完了しない場合は、汚泥界面が上昇して汚泥のキャリーオーバーが生ずる。この関係は次式で示され、この式が成立すると、

汚泥の流出がないが、逆の関係であれば、汚泥が流出する。

$$V_s \geq Q(1+r) \cdot t_r \quad (19)$$

V_s：沈殿槽の容量(m³)

Q：処理水量(m³/時)

r：返送汚泥率

Q(1+r)：沈殿槽の通過水量(m³/時)

t_r：混合液の汚泥濃度を返送汚泥の濃度まで濃縮するのに要する時間(時)

この式のt_rは汚泥の沈降性に関わるものであるから、SV₃₀(30分後の汚泥沈殿率)の関数として示すことができる。

汚泥界面の沈降曲線の第一段階は図13の測定例に示すとおり、指数関数(e^{-mt})で近似することができる(t：時間)。SV₃₀はパーセント表示であるので、100pで表わすと、p=e^{-0.5m}で、m=-2lnpとなる。したがって、t時間後の汚泥沈殿率はe^{(2lnp)t}で示される。しかし、SV₃₀はメスシリンダーで測ったもので、実際の沈殿槽では汚泥かき寄せ機のレーキ作用により、汚泥の沈降速度がはやまる。三沢団地の沈殿槽について検討したところ、沈殿槽ではメスシリンダーの4倍以上の速度で汚泥が沈降することがわかった。上式のmを4倍すると、次式が得られる。

$$\text{沈殿槽での } t \text{ 時間後の汚泥沈殿率} = e^{(8 \ln p)t} \quad (20)$$

ばっ気槽のMLSSはS_a、返送汚泥のMLSSはS_a(1+r)/rであるから、沈殿槽の必要濃縮度は(1

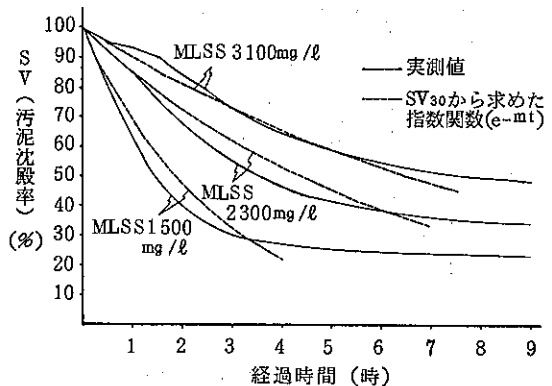


図13 MLSS濃度が汚泥界面の沈降速度に及ぼす影響

+r) / r, 汚泥沈殿率で表すと, その逆数 r / (1+r) である。r / (1+r) を(20)式の左辺として t を求めると, 次式のとおり, 返送汚泥の濃度まで濃縮するのに要する時間 t_r と SV₃₀ の関係が得られる。

$$t_r = \ln \left[\frac{r}{1+r} \right] / (8 \ln p)$$

この t_r を(19)式に入れると, 沈殿槽の滞留時間 V_s / Q に対応する SV₃₀ の上限値を求める式が得られる。

$$[SV_{30} \text{の上限}] = 100 \left(\frac{r}{1+r} \right)^{\frac{1+r}{8V_s/Q}} \quad \dots\dots\dots (21)$$

イ MLSS の上昇による SV₃₀ の変化

MLSS を上昇させた場合の SV₃₀ の変化を知るため, 三沢団地処理施設の汚泥をその処理水で希釈して MLSS 濃度を変え, それぞれの汚泥沈降曲線を測定した。その一例が前出の図13である。

吉岡はクレー濃厚液の沈降曲線 e^{-mt} (t : 時間) の係数 m は初期濃度に逆比例することを実験的に示している⁴⁾。活性汚泥の混合液に吉岡の式をそのまま当てはめることは困難であるので, 図13等のデータから係数 m と MLSS の関係を求めたところ, 図14に示すとおり, 同一性状の汚泥に関しては MLSS の 2.5 乗に反比例して汚泥界面の沈降が遅くなること, すなわち, 相関係数 0.95 で m = k / Sa^{2.5} (Sa : MLSS, k : 定数) という式が得られた。この式から MLSS 上昇後の SV₃₀ を求める式が得られる。

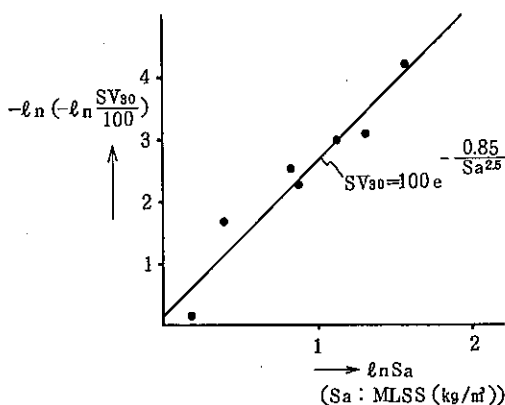


図14 MLSS と SV₃₀ の関係 (三沢団地)

$$\ln p_b / \ln p_a = (-k / Sa'^{2.5}) / (-k / Sa^{2.5}) = (1/u)^{2.5}$$

よって,

$$p_b = p_a^h \quad \dots\dots\dots (22)$$

ただし, h = (1/u)^{2.5}

p_a : (SV₃₀の現状値) / 100

p_b : (MLSS 上昇後の SV₃₀) / 100

S'a : 上昇後の MLSS

u : MLSS の上昇率 (S'a / Sa)

ウ 沈殿槽の能力の検討

(21)式で求められる SV₃₀ の上限値と, (22)式から計算される MLSS 上昇後の SV₃₀ を比較し, 前者が後者を上回っていれば, MLSS を上昇させることは可能である。

6 生物学的脱窒素法の導入の検討

(1) 検討の手順

5で示した生物学的脱窒素法導入の基本式を各処理施設に当てはめれば, 導入の可否を知ることができる。この検討の手順は, 次のとおりである。

ア 間欠ばっ気式 I の導入について

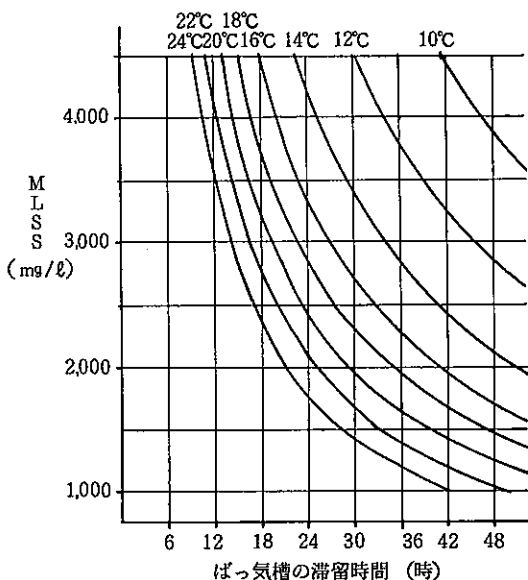


図15 間欠ばっ気式 I のばっ気槽滞留時間と MLSS の関係

(ア) ばっ気槽の容量の検討

まず、各処理施設のばっ気槽容量で最低何℃まで窒素除去ができるかを検討する。図9で直接、この検討を行うのは煩雑であるので、この図を基にして、間欠ばっ気式Ⅰのばっ気槽滞留時間とMLSSの関係を水温別に示したのが図15である。図15から、各処理施設の「ばっ気槽の滞留時間」に対応する「窒素除去が可能な最低水温」とMLSSを読み取る。ただし、MLSSは上限を4500mg/lとし、なるべく低い値を選択する。なお、この図から読み取るMLSSは最低水温時のものであって、(汚泥合が一定であれば)水温の上昇とともにMLSSが小さくなる。「窒素除去が可能な最低水温」以上の月が年間6カ月を越える時は(イ)へ進む。

(イ) 沈殿槽の容量の検討

次に、MLSSの上昇による沈殿槽への影響を検討する。

各処理施設の「沈殿槽の滞留時間」に対応する「SV₃₀ (30分後の汚泥沈殿率)の上限値」を②式から計算する(返送汚泥率は100%とする)。

「MLSSの上昇率」と「SV₃₀の現状値」を②式に代入して「MLSS上昇後のSV₃₀」を求める。

沈殿槽の「SV₃₀の上限値」>「MLSS上昇後のSV₃₀」ならば、沈殿池の能力の範囲内に収まるので、(ウ)に進む。

(ウ) ブロワの能力の検討

最後に、既設ブロワの能力で対応できるかどうかを検討する。

図10からMLSS・V/Qに対応する「処理水量1m³あたり空気吹込必要量A/Q」を読み取る。

「既設ブロワの最大吹込み可能量」>Aであれば、間欠ばっ気式Ⅰの導入が可能である。

イ 間欠ばっ気式Ⅱの導入について

(ア) 汚水調整槽の容量の検討

間欠ばっ気式Ⅱはばっ気停止直前に汚水の流入を集中させるので、汚水調整槽にそれだけの汚水を貯留できる余裕があることが必要である。2時間分の汚水を集中させるとして、その倍の容量を判定の目安とする。よって、汚水調整槽に概ね、処理水量4時間分以上の容量がある場合は次へ進む。

以下、ア(ア) (イ) (ウ) で述べた手順にしたがって、ばっ気槽の容量、沈殿槽の容量、ブロワの能力の検

討を行う。

ウ 簡易循環式の導入について

(ア) ばっ気槽の槽数の検討

ばっ気槽が2槽以上に分かれている場合は次の(イ)へ進む。ばっ気槽が3槽以上ある場合は前段/後段の容量比が1/3以上となるように、前段と後段に区分けする。

(イ) 硝化槽と脱窒槽の容量の検討

前段の槽を弱ばっ気槽、後段の槽を強ばっ気槽としてそれぞれ脱窒槽、硝化槽としての容量があるかどうかを検討する。検討の手順はア(ア)に述べたものと同じである。

次に、ア(イ) (ウ) で述べた手順にしたがって、沈殿槽の容量、ブロワの能力の検討を行う。ただし、空気吹込必要量には弱ばっ気槽の分も加算する必要がある(槽1m³あたり0.4m³/時くらい)。

(2) 検討結果

上記に示す手順で、各住宅団地の汚水処理施設に間欠ばっ気式Ⅰ、Ⅱ、簡易循環式を導入することが可能かどうかを検討した。改善費用の面では間欠ばっ気式Ⅰの導入が最も容易であるので、まず、間欠ばっ気式Ⅰの導入を検討し、その導入が困難な場合は間欠ばっ気式Ⅱと簡易循環式の導入を検討した。ブロワの能力などの数字が必ずしも正確とは言えない施設もあるので、更に詳細な調査が必要と思われるが、当面得られたデータで検討した結果は表5に示すとおりで、調査対象45施設のうち、導入可能な処理施設は33施設である。

以上のように届け出排水量500m³/日以上住宅団地汚水処理施設の大半は生物学的脱窒素法の導入が可能である。ただし、導入にさほどの費用を必要としない間欠ばっ気式Ⅰの適用可能な施設が意外と少なく、全体の約

表5 生物学的脱窒素法の導入が可能な施設数

	間欠ばっ気式Ⅰの導入が可能	間欠ばっ気式Ⅱと簡易循環式の導入が可能	間欠ばっ気式Ⅱの導入が可能	簡易循環式の導入が可能	並列のばっ気槽を直列に改造すれば、簡易循環式の導入が可能
公 団	1	3	3	2	1
都 営	2	1	1	1	1
公 社	4	1	0	0	1
民 間	3	2	1	4	1
計	10	7	5	7	4

1/4であった。これは、この方式を導入すると、既設プロワの能力に不足をきたす施設が多かったからである。もし、プロワの増強が可能であれば、表6に示すように、間欠ばっ気式Ⅰを導入できる施設が大幅に増え、調査対象45施設のうち、39施設への適用が可能となる。また、残りの6施設も間欠ばっ気式Ⅱか、簡易循環式の導入が可能となる。このように、生物学的脱窒素法を導入する際に一番問題となるのは、既設プロワの能力である。

しかし、いずれにせよ、大半の施設は生物学的脱窒素法の導入が可能なのであるから、導入可能な処理施設への技術指導を進めていくべきである。生物学的脱窒素法が導入されれば、住宅団地からの窒素排出量が現状の1/3に減少する。

なお、間欠ばっ気式または簡易循環式を導入するのに必要な施設改善の費用は概略、表7に示すとおりである。

表6 プロワの増強を前提とした場合の適用可能施設数

	間欠ばっ気式Ⅰ	間欠ばっ気式Ⅱまたは簡易循環式	簡易循環式(並列を直列に改造)
公団	10	4	0
都営	11	0	0
公社	5	0	2
民間	13	0	0
計	39	4	2

表7 生物学的脱窒素法導入の費用(試算)

	施設改善の内容	費用(処理水量800m ³ /日の施設)
間欠ばっ気式Ⅰ	プロワへのタイムスイッチの取り付け	10~20万円(操作盤を含む)
間欠ばっ気式Ⅱ	同上及び汚水ポンプの増強または更新	同上及び250~380万円
簡易循環式	循環ポンプと循環配管の設置	300~420万円 ただし、エアリフトポンプを使えばこの数分の一以下
間欠ばっ気式Ⅰ [プロワの能力が足りない施設]	プロワの増強または更新及びタイムスイッチの取り付け	600~1000万円以上

(上記の費用は昭和62年2月の価格による)

7 おわりに

今回の調査研究により、次の諸点が明らかになった。

① 届け出排水量500m³/日以上住宅団地汚水処理施設、45施設の処理水T-Nは10~32mg/l(16mg/l)で、窒素の平均除去率は50%強である。調査対象のうち、9施設は生物戸過、砂戸過、凝集沈殿などの三次処理を行っていたが、三次処理による窒素除去効果は殆どなかった。

② 生物学的脱窒素法の導入の検討にあたって、調査実験データに基づき、ばっ気槽の必要容量とMLSS濃度、沈殿槽の必要容量、プロワの必要能力についての基本式を確立した。この基本式により、住宅団地汚水処理施設への生物学的脱窒素法導入の可否を知ることが可能となった。

③ 調査対象45施設について生物学的脱窒素法の三つの方式、間欠ばっ気式ⅠとⅡ及び簡易循環式の適用の可能性を検討したところ、間欠ばっ気式Ⅰは10施設に、間欠ばっ気式Ⅱは12施設に、簡易循環式は11施設(間欠ばっ気式Ⅱとの重複分7施設を除く)に導入できることが明らかになった。ただし、プロワの能力を増強すれば、間欠ばっ気式Ⅰの適用可能な施設数は39施設となり、大半の処理施設は間欠ばっ気式Ⅰの導入が可能となる。

④ 間欠ばっ気式Ⅰ等の生物学的脱窒素法を住宅団地汚水処理施設に導入すると、処理水T-Nは概ね5mg/l以下となり、窒素排出量を現状の1/3以下に落とすことができる。

今後は、工場の排水処理施設など、住宅団地以外の処理施設についても窒素・リン除去技術適用の可能性の調査を行うとともに、室内実験でBOD酸化菌と硝化菌の菌体量の測定を進め、今回の研究では仮説の域を出なかった活性汚泥微生物の構成比を検証していきたい。

参考文献

- 1) 嶋津暉之他：既設処理施設の窒素・リン除去に関する研究(1), (2), 東京都環境科学研究所年報(1986)
- 2) 遠矢泰典：脱窒法、再生水の造水と利用技術資料集大成, 689(1974)
- 3) 同上, 720(1974)
- 4) 吉岡直哉他：均質スラリーの回分沈降における諸特性, 化学工学, 19(12), 616(1955)