

(36) 硝化促進型循環変法における脱窒速度の定式化

FORMULATION OF DENITRIFICATION RATE OF SUSPENDED SLUDGE
IN HIGH RATE NITROGEN REMOVAL PROCESS USING IMMOBILIZED MICROORGANISMS

中村裕紀*, 江森弘祥*, 竹島 正**, 田中和博***

Hiroki NAKAMURA, Hiroyoshi EMORI, Tadashi TAKESHIMA, Kazuhiro TANAKA

ABSTRACT ; Formulation of denitrification rate of suspended sludge (K_{DN}) was attempted in the high rate nitrogen removal process using immobilized microorganisms. BOD amount required for denitrification was expressed by BOD balance in the process, and K_{DN} equation was described as functions of BOD-SS loading (B_L), hydraulic retention time in reactor (θ), nitrified liquor recycling ratio (R), and proportion of aeration time in θ (p). K_{DN} calculated by the equation whose constants were determined by experiment was almost proportional to B_L and fitted to K_{DN} data. Larger K_{DN} being estimated with smaller p value, it was considered that optimizing the p value is important to improve the overall process performance.

KEYWORDS ; Nitrogen removal process, Denitrification rate, BOD-SS loading

1. 緒 言

固定化微生物を硝化槽に添加した下水の窒素除去プロセス(硝化促進型循環変法¹⁾)では、年間を通じて、窒素成分がほぼ完全に硝化される。高い窒素除去性能を得るためには、脱窒槽に循環される硝酸性窒素を十分に脱窒することが重要である。筆者らは、脱窒槽の最適な運転条件を見出すため、浮遊汚泥の脱窒速度に及ぼす各運転条件の影響について検討してきた。前報²⁾では、まず、最も重要な因子と考えられた有機物負荷(BOD-SS負荷 : B_L)の影響を実験により検討し、単位汚泥量あたりの脱窒速度 K_{DN} が B_L にほぼ比例することを示した。また、汚泥内に蓄積される有機物量 A を算定することにより、 K_{DN} が A とその代謝速度定数 k_1 の積に比例する式($K_{DN} = (1/2.86) \cdot k_1 \cdot A$)で表現でき、 A が B_L にほぼ比例するため、結果的に K_{DN} が B_L にほぼ比例することを確認した。しかしここでの A と B_L の関係は、反応槽での有機物量の収支バランスに基づくものではなく、 A に及ぼす B_L 以外の運転条件の影響も不明である。

今回、 K_{DN} 式を各運転条件を用いて一般化することを目的に、 A を増加させる因子としての B_L の他に、3つの重要な減少因子であると考えられた脱窒反応自体に伴う有機物代謝、硝化槽での酸化反応に伴う代謝、及び余剰汚泥内有機物としての系外への引抜きを検討に加えた。まず、窒素除去プロセスでのBOD相当量で表した有機物収支モデルに基づき、それらの因子を用いて K_{DN} 式を設定し、さらに、代謝速度定数などの各定数を実験により決定することにより K_{DN} 式を完成することとした。また、得られた K_{DN} 式をもとに、 K_{DN} をさらに向上させる運転条件について考察することとした。

*日立プラント建設株式会社 (Hitachi Plant Engineering & Construction Co., Ltd.)

**日本下水道事業団 (Japan Sewage Works Agency) (現 東京都下水道局葛西処理場)

***日本大学理工学部 (College of Science and Technology, Nihon University)

2. モデルの設定

2.1 有機物収支モデルの設定

前報の結果から、単位汚泥量あたりの脱窒速度 K_{DN} は、汚泥内有機物量 A の脱窒反応に伴う代謝速度 K_1 、すなわち A とその代謝速度定数 k_1 の積に比例する式で表現できる。 A をBOD相当量として表すと(1)式が成り立つ。

$$\begin{aligned} K_{DN} &= \frac{1}{m} \cdot K_1 \\ &= \frac{1}{m} \cdot k_1 \cdot A \end{aligned} \quad \dots\dots\dots (1)$$

(1)式は脱窒槽汚泥だけでなく、硝化槽汚泥についても嫌気条件を整えることにより成立する。すなわち A は A_d (脱窒槽汚泥)及び A_n (硝化槽汚泥)のいずれにも置き換えられる。脱窒槽汚泥については、(2)式で表される。

$$K_{DN} = \frac{1}{m} \cdot k_1 \cdot A_d \quad \dots\dots\dots (2)$$

窒素除去プロセスのフローに基づき、(2)式の A_d をさらに A_d の増加因子と減少因子を用いて表すため、各槽内の有機物量の収支モデルを図1のように設定した。また、図1で考慮した各槽の有機物量の変化因子を表1にまとめた。有機物量はすべてBOD(究極BOD)相当量とした。 A_d 、 A_n は単位汚泥量あたりの究極BOD量として表される。①の流入分は、一般に用いられるBOD₀濃度(B)に、BOD₀濃度に対する究極BOD濃度の比(u)を乗じて表現した。まず図1の脱窒槽で、 A_d の値は、有機物が原水として流入することにより増加し、脱窒反応に伴う代謝により減少する。また、硝化槽から脱窒槽に循環される硝化汚泥や、最終沈殿池から脱窒槽への返送汚泥中の有機物量にも影響される。次に硝化槽では、汚泥内有機物量 A_n の値は、酸化反応に伴う汚泥内有機物の代謝や、余剰汚泥内有機物としての系外への引抜きによって減少すると考えられる。なお、前報で示したように、各槽内での有機物はほとんどが浮遊汚泥に蓄積されて存在し、ろ液中の量は数%であるため、すべて汚泥内有機物量として表現した。 A_d や A_n には、基質としての有機物だけでなく細胞構成物も含まれ、脱窒や酸化反応に利用されることが考えることができる。ここでは、それら有機物全体としての脱窒、酸化反応に伴う代謝速度を考慮することとし K_1 、 K_2 とおいた。また、余剰汚泥の引抜き流量は原水流量 Q の1%程度と少なく、無視できるものとして収支モデルを設定した。

今回、有機物量の変化因子として重要と考えられた図1に示した①～⑦のみを考慮し、モデルを簡略化するため、考慮から除外する項目と仮定条件を設けた。それらを以下にまとめて示す。

a) 考慮から除外する項目

- 1) 脱窒槽に循環される硝化汚泥中の溶存酸素(DO)により消費される有機物量など、硝化槽以外で生じる酸化反応に伴う有機物の代謝量
- 2) 脱窒槽以外で生じる脱窒反応に伴う有機物の代謝量
- 3) 処理水として流出する溶解性の有機物量
- 4) 硝化反応に伴う硝化菌体の合成に由来する有機物の増加量
- 5) 固定化微生物による有機物の代謝量

b) 仮定条件

- 1) 脱窒槽に脱窒反応を律速しない十分な濃度の NO_3^- -Nが存在する。
- 2) 硝化槽で、有機物の酸化反応を律速しない十分な濃度のDOが存在する。
- 3) 脱窒及び酸化反応に伴う菌体合成による汚泥の生成分が、最終沈殿槽から余剰汚泥として系外に引抜かれ、槽内の汚泥濃度が定常状態にある。また、脱窒槽と硝化槽の汚泥濃度が等しい。すなわち、原水中の浮遊成分の流入による脱窒槽汚泥濃度の局所的な増加や、脱窒槽と硝化槽の汚泥生成速度の違いによる各槽の汚泥濃度の違いを考慮しない。

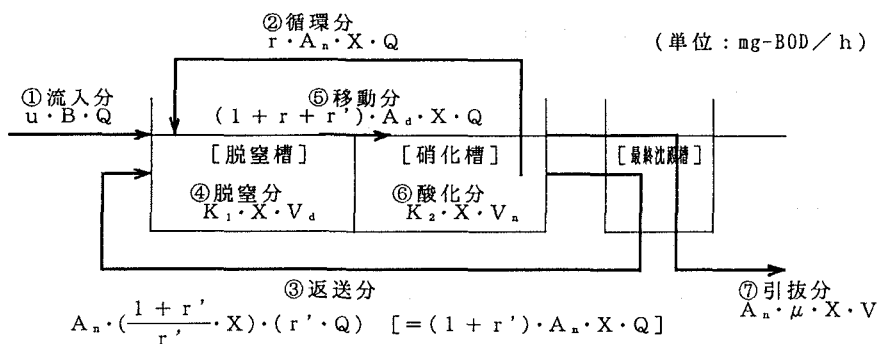


図1 窒素除去プロセスにおける有機物(BOD相当量)の収支モデル

表1 各槽の有機物量変化因子(○番号は図1に対応)

脱窒槽	硝化槽
・増加因子 ①流入分--原水中の有機物量 ②循環分--循環汚泥内の有機物量 ③返送分--返送汚泥内の有機物量	・増加因子 ⑤移動分--脱窒槽⑤と同じ
・減少因子 ④脱窒分--脱窒反応に伴う代謝量 ⑤移動分--脱窒槽から硝化槽へ移動する汚泥内の有機物量	・減少因子 ⑥酸化分--酸化反応に伴う代謝量 ⑦引抜分--余剰汚泥内有機物としての引抜量 ②循環分--脱窒槽②と同じ ③返送分--脱窒槽③と同じ

4) 処理水として流出するSS分を汚泥の生成分, すなわち余剰汚泥の引抜分に含めて考慮する。

5) 脱窒槽と硝化槽は, それぞれ完全混合状態にある。

2.2 脱窒速度式の設定

図1で, まず, 脱窒槽における有機物の増加量と減少量が等しいとし, (3)式を設定した。

$$u \cdot B \cdot Q + r \cdot A_n \cdot X \cdot Q + (1+r') \cdot A_n \cdot X \cdot Q = K_1 \cdot X \cdot V_d + (1+r+r') \cdot A_n \cdot X \cdot Q \quad \dots\dots\dots (3)$$

(1)式, (2)式から $K_1 = k_1 \cdot A_d$ とおくことができ, また $r+r'=R$ とおくと,

$$u \cdot B \cdot Q = k_1 \cdot A_d \cdot X \cdot V_d + (1+R) \cdot (A_d - A_n) \cdot X \cdot Q \quad \dots\dots\dots (4)$$

(4)式の両辺を反応槽内汚泥量 $X \cdot V$ で除すと,

$$u \cdot B_L = (1-p) \cdot k_1 \cdot A_d + \frac{1+R}{\theta} \cdot (A_d - A_n) \quad \dots\dots\dots (5)$$

次に, 硝化槽における有機物の収支バランスは, 最終沈殿槽からの汚泥の返送, 引抜きを含めると, (6)式で表される。

$$(1+r+r') \cdot A_n \cdot X \cdot Q = K_2 \cdot X \cdot V_n + A_n \cdot \mu \cdot X \cdot V + r \cdot A_n \cdot X \cdot Q + (1+r') \cdot A_n \cdot X \cdot Q \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここで, 脱窒反応と同様に, 酸化反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度 K_2 も, A に関する一次反応式で表されると仮定すると, (7)式が得られる。

$$K_2 = k_2 \cdot A \quad \dots\dots\dots (7)$$

硝化槽汚泥については(8)式で表される。

$$K_2 = k_2 \cdot A_n \quad \dots\dots\dots (8)$$

脱窒槽の場合と同様に, (8)式を用いると(6)式は(9)式に変形される。

$$\frac{1+R}{\theta} \cdot (A_d - A_n) = p \cdot k_2 \cdot A_n + \mu \cdot A_n \quad \dots\dots\dots (9)$$

ここで、汚泥の比生成速度 μ は一般に原水BOD₅濃度 B を用いて(10)式で表される⁴⁾。

$$\mu = Y \cdot \frac{B - sBe}{X \cdot \theta} - b \quad \dots\dots\dots (10)$$

なお仮定条件4)により、処理水SSを汚泥の増殖分として考慮した。考慮から除外する項目3)により sBe を省略し、 $\frac{B}{X \cdot \theta} = B_L$ を代入すると(11)式を得る。

$$\mu = Y \cdot B_L - b \quad \dots\dots\dots (11)$$

(9)式に(11)式を代入すると(12)式が得られる。

$$\frac{1+R}{\theta} \cdot (A_d - A_n) = p \cdot k_2 \cdot A_n + (Y \cdot B_L - b) \cdot A_n \quad \dots\dots\dots (12)$$

(5)式、(12)式から A_n 、 A_d は(13)式～(15)式で表される。また、脱窒速度 K_{DN} 式は前出の(2)式と(14)式、及び(15)式で表される。

$$A_n = \frac{u \cdot B_L}{F} \quad \dots\dots\dots (13)$$

[脱窒速度 K_{DN} 式(運転条件との関連式)]

$$K_{DN} = \frac{1}{m} \cdot k_1 \cdot A_d \quad \dots\dots\dots (2)$$

$$A_d = \frac{u \cdot B_L}{F} \cdot \left\{ 1 + \frac{\theta}{1+R} \cdot p \cdot k_2 + \frac{\theta}{1+R} \cdot (Y \cdot B_L - b) \right\} \quad \dots\dots\dots (14)$$

$$F = (1-p) \cdot k_1 + p \cdot k_2 + \frac{\theta}{1+R} \cdot p \cdot (1-p) \cdot k_1 \cdot k_2 + \left\{ \frac{\theta}{1+R} \cdot (1-p) \cdot k_1 + 1 \right\} (Y \cdot B_L - b) \quad \dots\dots\dots (15)$$

したがって K_{DN} 式は、運転条件 B_L 、 θ 、 R 、及び p を変数とし、定数 k_1 、 k_2 、 Y 、及び b を用いて表される。以下、各定数を実験により決定することとした。なお、 $m=2.86$ (化学量論値³⁾)、 $u=1.3$ (前報²⁾での実験値)は一定値として扱った。

3. 実験方法

3.1 実験材料

下水の連続処理装置として、H市K処理場に設置したパイロットプラント(前報²⁾のPP1, 30m³/d処理規模)とK市T下水処理場に設置した実証装置(2,000m³/d処理規模)の2系列を使用した。パイロットプラントは検討可能な負荷範囲が広く、主に高負荷条件でのデータの取得に使用した。また実証装置は、運転の定常性と最終沈殿槽の固液分離性に優れ、処理水SSの流出が極めて少ないため、汚泥の生成量のデータを活用した。装置のフローと反応槽の仕様概要は前報²⁾に示した通りである。いずれも反応槽は脱窒槽と硝化槽各1槽から成り、硝化槽に固定化担体を体積比で7.5%添加した硝化促進型循環変法とした。また、各処理場の下水を最初沈殿槽で一次処理した流出水を原水とした。

各RUNの運転条件とBOD成分に関係する水質の概要を表2に示す。反応槽の滞留時間は概ね8時間とし、RUN4(パイロットプラント)のみ高負荷条件での性能を検討するため、4.5時間に設定した。硝化槽のDO濃度は3～7mg/ℓで推移した。処理水の s -BOD濃度は、いずれの系列でも2mg/ℓ程度以下の低い値に保たれていることから、図1のモデルで考慮から除外したことによるプロセス全体の有機物収支への影響は小さいと判断される。

表2 連続処理装置の運転条件とBOD成分の処理状況の概要

パイロットプラント

RUN	1	2	3	4
実験期間	93.6/24~9/28	10/6~11/9	11/24~94.1/12	1/20~3/15
水 温 : T (°C)	22~27 (高水温)	18~21 (中水温)	12~15 (低水温)	12~13 (低水温)
反応槽滞留時間: θ (h)	7.5~7.7	7.5~8.0	8.0~8.4	4.5~4.6
循環比($r+r'$): R (-)	2.8~3.1	2.8~3.0	2.9	3.0~3.3
反応槽汚泥濃度: X (g-SS/ℓ)	0.63~1.48	0.94~1.58	1.70~2.75	2.23~2.66
BOD-SS負荷 : B_L' (kg-BOD ₅ /kg-SS・d)	0.078~0.349	0.112~0.158	0.085~0.133	0.133~0.168
原水BOD: B (mg-BOD ₅ /ℓ)	34.4~86.7	45.7~66.4	53.7~83.1	58.8~83.1
処理水溶解性BOD: sBe (mg-BOD ₅ /ℓ)	1.0~3.0	1.0~2.2	1.0~2.0	1.0~1.8

実証装置

RUN	5	6	7	8
実験期間	93. 1/7~4/1	4/8~4/22	7/7~9/16	9/30~12/9
水 温 : T (°C)	14~16.5 (低水温)	17.5~18.5 (中水温)	22~24.5 (高水温)	17~21.5 (中水温)
反応槽滞留時間: θ (h)	7.5~7.9	7.5	8.1	8.1
循環比($r+r'$): R (-)	3.1~3.5	2.8~3.1	2.0	2.0
反応槽汚泥濃度: X (g-SS/ℓ)	1.79~2.30	2.17~2.45	0.76~2.02	1.00~2.19
BOD-SS負荷 : B_L' (kg-BOD ₅ /kg-SS・d)	0.126~0.190	0.169~0.180	0.071~0.188	0.059~0.152
原水BOD: B (mg-BOD ₅ /ℓ)	86.5~134	122~130	28.8~78.3	40.5~86.5
処理水溶解性BOD: sBe (mg-BOD ₅ /ℓ)	1.0~1.9	1.0~1.7	1.0~1.9	1.0~3.9

3.2 各定数の決定方法

(A) 脱窒反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数 k_1 の決定方法(1)式を変形し $m=2.86$ とおくと, k_1 は(16)式で表される。

$$k_1 = 2.86 \cdot \frac{K_{DN}}{A} \quad \dots\dots\dots (16)$$

K_{DN} とAの値は, 表3にまとめた方法ですでに前報²⁾でいくつか得られており, それらの値を利用して(16)式から k_1 を求めた。ちなみに K_{DN} は, 連続処理条件での実際の値を測定(on line)したほか, 汚泥のもつ脱窒能を求めるため, DOがなく $\text{NO}_3\text{-N}$ が十分に存在する条件を整えて回分測定(off line)した。回分測定は, 脱窒槽汚泥のほか比較のため硝化槽汚泥も対象とした。またAは, 脱窒槽汚泥での値(A_d)と硝化槽汚泥での値(A_n)のそれぞれについて, 森山らの方法³⁾に従い, 脱窒回分試験における除去可能な最大 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度から間接的に算定した。

(B) 酸化反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数 k_2 の決定方法

汚泥内有機物量をBOD相当量で表現した場合, 酸化反応に伴うその代謝速度は, 化学量論的に, 有機物の酸化反応に係る汚泥の酸素消費速度 K_r に等しいとして推定できる。すなわち(17)式を設定した。

$$K_2 = K_r \quad \dots\dots\dots (17)$$

(17)式を用いると(7)式は(18)式, (19)式に変形される。ただしAは脱窒槽汚泥の場合に A_d を, 硝化槽汚泥の場合に A_n を用いる。

表3 脱窒速度 K_{DN} 、酸素消費速度 K_r 、
汚泥内有機物量 A の測定及び算定方法

測定系	連続系(on line) 〔連続処理装置の脱窒槽〕	回分(off line) 〔連続処理装置の各汚泥を密閉容器内に採取〕
対象汚泥	脱窒槽汚泥	脱窒槽汚泥、硝化槽汚泥
K_{DN} ($\text{mg-N}/$ $\text{g-SS}\cdot\text{h}$)	原水、循環汚泥、返送汚泥、 脱窒槽ろ液の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度 を分析。脱窒槽滞留時間 あたりの $\text{NO}_3\text{-N}$ の減少量 から K_{DN} を換算する。	密閉容器のヘッドスペースを嫌気状態にし、 汚泥の DO 濃度を $0\text{ mg}/\ell$ に保つ。 脱窒回分試験における2, 3時間までの $\text{NO}_3\text{-N}$ の減少量から K_{DN} を換算する。
K_r ($\text{mg-O}_2/$ $\text{g-SS}\cdot\text{h}$)	—	DO 濃度が $5\text{ mg}/\ell$ (脱窒槽汚泥)または 硝化槽内と同じ DO 濃度(硝化槽汚泥)にお ける DO 濃度の減少速度から K_r を換算する。 ただし、アリルチオ尿素(硝化抑制剤)を 10 mg/ℓ 添加した状態で測定する。
A ($\text{mg-BOD}/$ g-SS)	—	脱窒回分試験から推定した除去可能な最大 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度に定数 2.86 を乗じて間接的 に A を算定。(森山らの方法)

- ・いずれの値も、汚泥濃度 $X(\text{g-SS}/\ell)$ を測定し単位汚泥量あたりに換算する。
- ・連続系での K_{DN} の算定は、脱窒槽ろ液の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が $0.2\text{ mg-N}/\ell$ 以上の場合⁶⁾を対象とする。

$$K_r = k_2 \cdot A \quad \dots\dots\dots (18)$$

$$k_2 = \frac{K_r}{A} \quad \dots\dots\dots (19)$$

各水温における連続処理装置の硝化槽汚泥、及び比較のため脱窒槽汚泥を採取して K_r の測定及び A_a または A_d の算定をし、(19)式から k_2 を求めた。 K_r の測定方法を表3に示す。すなわち、採取した汚泥をエアレーションして一旦 DO 濃度を高め、硝化抑制剤のアリルチオ尿素を $10\text{ mg}/\ell$ 添加した後、脱窒槽汚泥は DO 濃度が $5\text{ mg}/\ell$ 、硝化槽汚泥は連続系の槽内と同じ DO 濃度におけるその減少速度から K_r を算出した。

(C) 汚泥収率定数 Y 、自己分解定数 b の決定方法

汚泥の比生成速度を表す(10)式は、 BOD 除去速度 B_R を用いて(20)式に置き換えられる。

$$\mu = Y \cdot B_R - b \quad \dots\dots\dots (20)$$

また、通常、廃水処理装置の設計に使われる単位を用いて、(20)式は(21)式で表される。

$$\mu' = Y' \cdot B_R' - b' \quad \dots\dots\dots (21)$$

(21)式で、 B_R' を横軸、 μ' を縦軸にプロットすると、 Y' が勾配、 b' が切片として求まり、さらに Y 、 b を得ることができる。

ここで、 μ は実験データを用いて、(22)式で求められる。

$$\mu = \frac{X_s \cdot Q_s + X_e \cdot (Q - Q_s) + D_x \cdot V}{X \cdot V} \quad \dots\dots\dots (22)$$

下水の連続処理実験で、1週間ごとに X 、 X_s 、 X_e を測定した。なお、図1のモデルでは反応槽の汚泥濃度 X が定常状態にあると仮定したが、実際には1週間で幾分 X が変化する。ここでは、より正確に μ を求めるため、その間の X の変化量を D_x として考慮に入れた。 X 、 X_s 、 X_e の測定は下水試験方法に従った。

4. 実験結果及び考察

4.1 各定数の決定

(A) 脱窒反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数 k_1 の決定

各水温における脱窒槽汚泥及び硝化槽汚泥の K_{DN} と A の値を用い、(16)式から k_1 の値を求めた。結果を図2に示す。 k_1 の対数は水温 T の上昇とともにほぼ直線的に増加し、いずれの汚泥についても概ね(23)式で近似できた。

$$k_1 = 0.0549 \exp(0.0655(T-20)) \quad \cdots \cdots (23)$$

すなわち k_1 は、温度係数が0.0655の水温 T のみの関数で表された。

(B) 酸化反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数 k_2 の決定

一般に K_r と K_{DN} には相関があることが報告されている。そこで、図3に各汚泥についてまとめた K_r と K_{DN} の関係を示す。両者はほぼ比例する傾向がみられ、(24)式で表わされた。

$$K_r = 5.44 K_{DN} \quad \cdots \cdots (24)$$

また(16)式と(24)式から、(25)式が得られる。

$$\frac{5.44}{2.86} k_1 = \frac{K_r}{A} \quad \cdots \cdots (25)$$

すなわち、 $\frac{5.44}{2.86} k_1 = k_2$ とおけば(19)式が得られる。また、これと(23)式とから k_2 は(26)式で表される。

$$k_2 = 0.105 \exp(0.0655(T-20)) \quad \cdots \cdots (26)$$

ここで、各水温における脱窒槽汚泥及び硝化槽汚泥の K_r と A の値を用い、(19)式から k_2 の値を求めた。

図4に水温 T と k_2 の関係を示す。図4で、(26)式はプロ

ットの近似直線として表された。なお、(23)式と(26)式を比較して、 k_2 は k_1 の2倍程度の値であり、汚泥内有機物の酸素呼吸による代謝速度が、硝酸呼吸によるそれより2倍程度大きいと考察される。

(C) 汚泥収率定数 Y 、自己分解定数 b の決定

実験から求めた各 BOD 除去速度 B_R における反応槽の汚泥濃度 X 、余剰汚泥濃度 X_s 、処理水 SS 濃度 X_e 、及び反応槽の汚泥濃度変化量 Dx を用い、(22)式により μ を算出した。 B_R と μ の単位を修正し、 B_R' と μ' の関係にして図5に示す。森山らの実験では、水温が低いほど自己分解定数 b' が小さくなることを報告しており⁹⁾、図5ではプロットを12～27℃の各水温ごとに3種類に分類して示した。しかし、この水温の範囲で、 b' すなわち y 切片の値の違いは明確でない。そこで、 B_R' と μ' との関係を一括して(27)式で表した。

$$\mu' = 1 \cdot B_R' - 0.02 \quad \cdots \cdots (27)$$

(27)式と(21)式から $Y' = 1$ 、 $b' = 0.02$ と決定され、 $Y = 0.001$ 、 $b = 0.000833$ が得られた。なお、一般に下水を対象とした場合、除去された BOD 量に対する汚泥の生成量を表す収率定数 Y' は $0.5 \sim 0.8$ (kg-SS/kg- BOD_5)、自己分解定数 b' は $0.01 \sim 0.07$ (1/d) の値が報告されている⁴⁾。今回得られた $Y' = 1$ は比較的高い値であり、また b' に及ぼす水温の影響も含め、これらの値についてはさらに詳細に検討する必要がある。

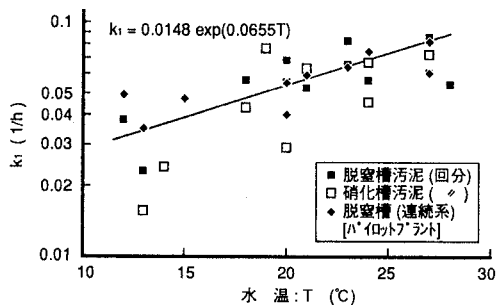


図2 水温 T と k_1 との関係

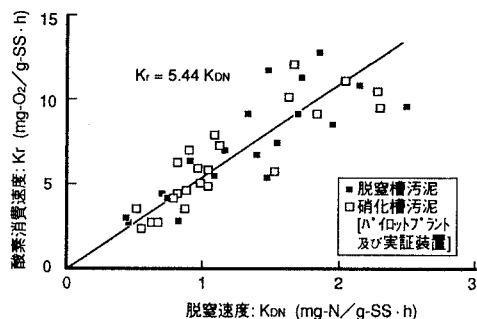


図3 脱窒速度と酸素消費速度との関係

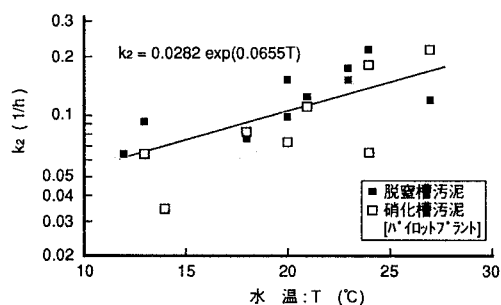


図4 水温 T と k_2 との関係

4.2 脱窒速度式の検証

4.1で得られた各定数を(2)式, (14)式, 及び(15)式に代入した脱窒速度 K_{DN} 式を検証するため, 実測値との整合性を検討した。まず, 実験条件に合わせ, 変数である好気時間比 $p = 0.4$, 循環比 $R = 3$ (実験では $2.7 \sim 3.3$), 滞留時間 $\theta = 4.5$ h 及び 8 hとした場合について, BOD-SS負荷 B_L と K_{DN} との関係を K_{DN} 式((2)式, (14)式, 及び(15)式)により求めた。水温は $T = 15^\circ\text{C}$ 及び 25°C の2通りとした。この関係を連続系における K_{DN} の実測値と合わせて図6に示す。なお, $B_L(\text{mg-BOD}_5/\text{g-SS}\cdot\text{h})$ は, 単位を修正し $B_L'(\text{kg-BOD}_5/\text{kg-SS}\cdot\text{d})$ とした。図6で, K_{DN} の計算値は B_L にほぼ比例する関係が得られた。また, 水温の違いにより K_{DN} に大きな差はなく, 滞留時間 θ の影響もごく僅かである。一方, 実測値も水温ごとに分類して示したが $12 \sim 27^\circ\text{C}$ の範囲で大きな差はなく, K_{DN} が B_L にほぼ比例し, K_{DN} 式により近似されることが明らかとなった。

また同じく $p = 0.4$, $R = 3$ の条件で, 汚泥内有機物量 A を $u \cdot B_L$ で除した値($\frac{A}{u \cdot B_L}$, 単位:h)について検討した。ここで, u は BOD_5 濃度に対する究極BOD濃度の比であり, $\frac{A}{u \cdot B_L}$ は, 原水として流入する究極BOD量に対する汚泥内有機物量 A の割合を示す。(14)式, (15)式から得られる脱窒槽汚泥(A は A_d)についての計算値と, 比較のため(13)式, (15)式から得られる硝化槽汚泥(A は A_n)についての計算値, 及びそれぞれの実測値を水温 T との関係としてまとめ図7に示す。いずれの計算値も, T が低いほど大きくなる傾向が示された。これは T が低いほど k_1 , k_2 が小さくなるため, (15)式の F の値が小さくなり, 単位 B_L あたりの A_d , A_n の値が大きくなるためである。また $\frac{A}{u \cdot B_L}$ の単位は時間hであり, 計算上, 汚泥内有機物が流入BODに置き代わる時間を示している。すなわち, 水温が低いほど有機物の代謝が進まず, 汚泥内に長時間貯留されると説明できる。なお, A_d より A_n の方が幾分小さい値に計算されるが, これは, 硝化槽汚泥が脱窒槽汚泥よりもさらに酸化反応に伴う有機物の代謝が進んだ状態にあるためと説明できる。図7から A_d , A_n に関する計算値も, 実測値とほぼ一致することが確認できた。今後さらに, 今回, 考慮から除外した項目も含めて検討し, 実測値と比較する必要があると考える。

4.3 脱窒量増加因子の考察

(A) 脱窒速度に及ぼす各運転条件の影響

脱窒速度 K_{DN} 式で, 4つの変数であるBOD-SS負荷 B_L , 反応槽滞留時間 θ , 循環比 R , 好気時間比 p の各運転条件について K_{DN} に及ぼす影響を考察した。すでに前項で, B_L は K_{DN} にほぼ比例し, θ はほとんど K_{DN} に影響しないと計算され, 実測値でも確認した。なお, 循環比 R についても, $R = 1$ における K_{DN} は $R = 5$ での値より数%増加するだけであり, 実用的な範囲でほとんど K_{DN} に影響しないと計算された。しかし, 実

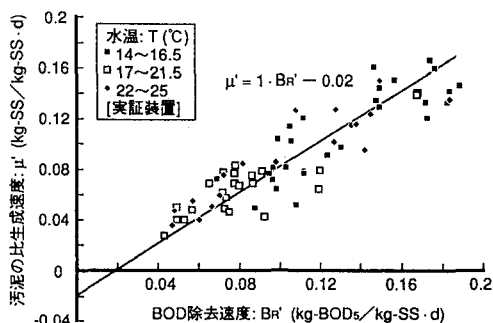


図5 BOD除去速度と汚泥の比増殖速度との関係

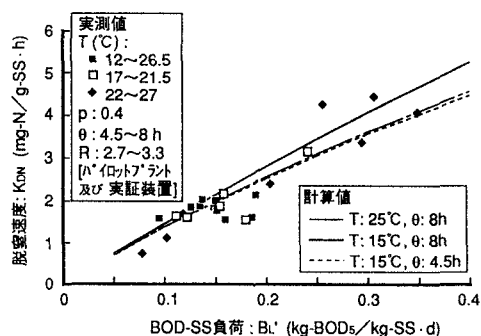


図6 BOD-SS負荷と脱窒速度との関係

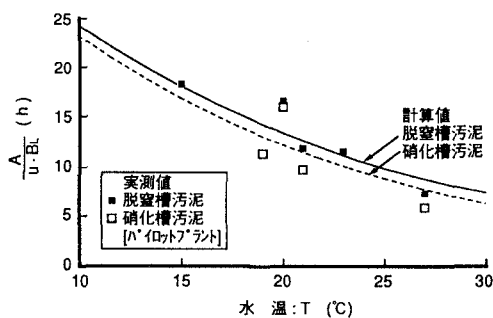


図7 水温 T と $\frac{A}{u \cdot B_L}$ との関係

際にはRが大きくなるほど硝化槽から脱窒槽に持ち込まれるDO量が多くなり、脱窒反応が阻害されると予想される。今後の検討項目として、DOの持込み量の影響は特に重要であると考える。

ここで、残りの変数であるpを変化させた場合を想定し、単位汚泥量あたりの脱窒速度 K_{DN} に加え、脱窒量 D_n に及ぼす影響を検討した。pと D_n 及び K_{DN} の関係は次式で示される。

$$D_n = K_{DN} \cdot X \cdot (1 - p) \cdot \theta \quad \cdots \cdots (28)$$

図8に、計算で求めたpと K_{DN} 及び D_n との関係を示す。BOD-SS負荷 B_L' は0.1, 0.3 kg-BOD₅/kg-SS・dの2条件とし、他の計算条件は図中に示した通りである。ただし、定数である k_1 , k_2 , Y, bの値は、厳密にはpの値によって変化する可能性がある。今回は、実験により求めたp=0.4における値を代用した。図8から、pが小さいほど K_{DN} が幾分か大きくなり、 D_n はさらに大きくなる傾向が認められた。そこで、この裏付けとして、脱窒に利用される有機物量について次に検討することとした。

(B) 脱窒に利用される有機物量

(5)式, (12)式からプロセス全体の有機物の収支式として(29)式が得られる。

$$\begin{array}{ccccc} \text{(流入分)} & \text{(脱窒分)} & \text{(酸化分)} & \text{(引抜分)} & \\ u \cdot B_L = (1 - p) \cdot k_1 \cdot A_d + p \cdot k_2 \cdot A_n + (Y \cdot B_L - b) \cdot A_n & \cdots \cdots (29) \end{array}$$

すなわち流入分の全体が脱窒分、硝化分及び引抜分のそれぞれより除去される式が得られた。一例として、今回の実験条件であるp=0.4において、 B_L を変化させたときの有機物の除去分担を(29)式から求めた。結果を図9に示す。横軸は B_L を単位変更に B_L' とした。図9から各 B_L' において、 $u \cdot B_L$ で表される流入分の全体が各部分により除去されることが示された。各部分の割合は、 B_L' が0.2 kg-BOD₅/kg-SS・dのとき脱窒分が40%, 酸化分が50%, 引抜分が10%程度である。なお、 B_L' が低いほど引抜分の割合が小さくなるのは、汚泥の増殖量に対する自己分解量が多くなり、見かけの増殖量とそれに伴う引抜量が減るためと説明できる。

さらに、 B_L' を0.1 kg-BOD₅/kg-SS・dに固定し、pを変化させた場合について有機物の除去分担を計算した。結果を図10に示す。pが小さいほど脱窒に利用される有機物量の割合が大きくなると計算され、脱窒量が多くなる傾向が裏付けられた。ただし、森山らは、pが小さいほど自己分解定数bが小さくなり、それに伴い汚泥発生量が多くなることを実験で確認している。その結果を考慮すると、pが小さいほど引抜分が多くなり、その分、酸化分とともに脱窒分が幾分少なくなると予想されるが、その影響の程度については、今後、実験で明らかにする予定である。

以上の結果、窒素除去プロセスの各運転条件のうち、BOD-SS負荷 B_L がほぼ K_{DN} に比例するほか、好気時間比pが小さいほど K_{DN} がやや大きくなる上、脱窒量 D_n が大幅に増加する可能性が示唆された。しかし、逆に、pが小さ

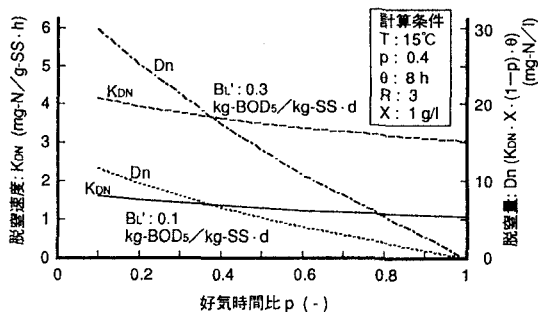


図8 pと脱窒速度及び脱窒量との関係

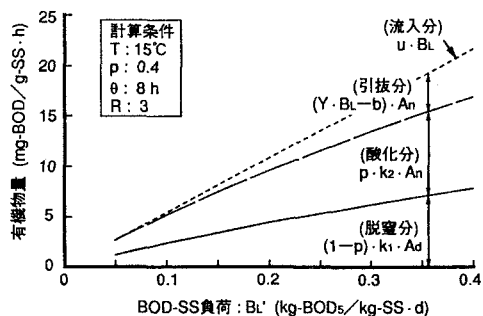


図9 各BOD-SS負荷における有機物量の除去分担

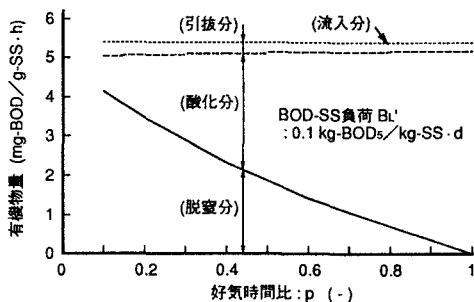


図10 各好気時間比pにおける有機物量の除去分担

くると硝化やBODの処理性能が損なわれ、汚泥の発生量も増加する可能性もある。これらの不具合が生じず、最大の脱窒量を得られる最適な p の値を、今後、実験により確認する必要があると考察される。

5. 結 言

硝化促進型循環変法における浮遊汚泥の脱窒速度 K_{DN} について、有機物(BOD相当量)の収支に基づき、各運転条件との相関式の構築及び検証による定式化を試みた結果、以下の知見を得た。

- (1) 4つの運転条件であるBOD-SS負荷 B_L 、反応槽滞留時間 θ 、硝化汚泥の循環比 R 、及び好気時間比 p (θ に占める好気時間の比)を変数とし、 K_{DN} との相関式(K_{DN} 式)を構築した。
- (2) K_{DN} 式の4つの定数 k_1 、 k_2 、 Y 、及び b を求めた結果、 k_1 、 k_2 は以下のように水温 $T(^{\circ}C)$ の関数で表され、 k_2 は k_1 の2倍程度の値であった。また、汚泥収率定数 $Y=0.001(g\text{-SS}/mg\text{-BOD}_5)$ 、自己分解定数 $b=0.000833(1/h)$ を得た。
$$k_1=0.0549 \exp(0.0655(T-20))$$

$$k_2=0.105 \exp(0.0655(T-20))$$
- (3) これらの定数から成る K_{DN} 式で、 $p=0.4$ の条件で K_{DN} は B_L にほぼ比例し、実測値とよく一致した。また K_{DN} は、 θ 、 R によってほとんど影響されなかった。
- (4) K_{DN} 及び脱窒量は p が小さいほど大きくなると計算された。なお、窒素除去プロセスの他の性能を損なわずに最大の脱窒量を得るための p の最適値を、さらに実験により検討する必要があると示唆された。

[記号]

A : 汚泥内有機物量	($mg\text{-BOD}/g\text{-SS}$)	Q : 原水流量	(ℓ/h)
A_d : 脱窒槽汚泥の汚泥内有機物量	($mg\text{-BOD}/g\text{-SS}$)	Q_s : 余剰汚泥引き抜き流量	(ℓ/h)
A_n : 硝化槽汚泥の汚泥内有機物量	($mg\text{-BOD}/g\text{-SS}$)	r : 原水量に対する循環水量の比	(-)
U : BOD_5 濃度に対する究極 BOD 濃度の比($mg\text{-BOD}/mg\text{-BOD}_5$)		r' : 原水量に対する返送汚泥量の比	(-)
B : 原水 BOD_5 濃度	($mg\text{-BOD}_5/\ell$)	R : 循環比($r+r'$)	(-)
sBe : 処理水溶解性 BOD_5 濃度	($mg\text{-BOD}_5/\ell$)	t : 時間	(h)
B_L : BOD-SS負荷 $B/(X \cdot \theta)$	($mg\text{-BOD}_5/g\text{-SS} \cdot h$)	θ : 反応槽滞留時間	(h)
B_L' : BOD-SS負荷 $(24/1000) B_L$	($kg\text{-BOD}_5/kg\text{-SS} \cdot d$)	V : 反応槽容積(V_d+V_n)	(ℓ)
B_R : BOD除去速度 $(B-sBe)/(X \cdot \theta)$	($mg\text{-BOD}_5/g\text{-SS} \cdot h$)	V_d : 脱窒槽容積	(ℓ)
B_R' : $(24/1000) B_R$	($kg\text{-BOD}_5/kg\text{-SS} \cdot d$)	V_n : 硝化槽容積	(ℓ)
D_n : 脱窒量	($mg\text{-N}/\ell$)	X : 反応槽の汚泥濃度	($g\text{-SS}/\ell$)
K_{DN} : 脱窒速度	($mg\text{-N}/g\text{-SS} \cdot h$)	X_s : 余剰汚泥濃度	(g/ℓ)
K_r : 酸素消費速度(硝化抑制剤添加)	($mg\text{-O}_2/g\text{-SS} \cdot h$)	X_e : 処理水SS濃度	(g/ℓ)
K_1 : 脱窒反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度($mg\text{-BOD}/g\text{-SS} \cdot h$)		Dx : 反応槽汚泥濃度の変化量($g/\ell \cdot h$)	
K_2 : 汚泥内有機物の酸化反応に伴う代謝速度($mg\text{-BOD}/g\text{-SS} \cdot h$)		μ : 反応槽汚泥の比生成速度	($1/h$)
k_1 : 脱窒反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数	($1/h$)	μ' : 24μ	($1/d$)
k_2 : 酸化反応に伴う汚泥内有機物の代謝速度定数	($1/h$)	Y : 汚泥収率定数	($g\text{-SS}/mg\text{-BOD}_5$)
m : 比例定数, 2.86	($mg\text{-BOD}/mg\text{-N}$)	Y' : $1000Y$	($kg\text{-SS}/kg\text{-BOD}_5$)
p : 好気時間比(θ 時間に占める好気時間の比, V_n/V)	(-)	b : 自己分解定数	($1/h$)
		b' : $24b$	($1/d$)

[参考文献]

- 1) 包括固定化担体を用いた硝化促進型循環変法「ベガサス」の評価に関する報告書：日本下水道事業団技術開発部(1993)
- 2) 中村 裕紀 ほか3名：硝化促進型循環変法の脱窒性能に及ぼす有機物負荷と水温の影響：土木学会論文集, No. 521, 11-32, pp. 155-162 (1995)
- 3) 森山 克美 ほか3名：硝化・内生脱窒法における脱窒反応速度に関する研究：下水道協会誌論文集, 29, 339, pp. 65-73 (1993)
- 4) 井出 哲夫：水処理工学：技報堂出版, pp. 213-218 (1976)
- 5) Grady C. : Biological Wastewater Treatment: Marcel Dekker, Inc. (1980)
- 6) 宗宮 ほか3名：活性汚泥法における有機物除去及び硝化特性の動力学モデル化に関する研究：下水道協会誌論文集, 27, 316, pp. 23-33 (1990)
- 7) 大川 和伸 ほか2名：BODの硝化抑制剤としてのATU：用水と排水, 26, 2, pp. 147-154 (1984)
- 8) 笹井 晋一 ほか3名：2次処理水におけるN-BODの抑制方法と硝化細菌の挙動：下水道協会誌, 24, 273, pp. 52-64 (1987)
- 9) 森山 克美, 高橋正宏：高負荷条件下における生物学的栄養塩除去プロセスの制御：環境工学研究論文集, 29, pp. 163-169 (1992)