

動力学モデルによるオキシデーションディッチのシミュレーション (II)

佐賀大学工学部 〇学 松尾保成 学 永吉 茂

正 荒木宏之 正 古賀憲一

正 井前勝人

九州大学工学部

正 楠田哲也 正 栗谷陽一

1. はじめに 地方中小都市においても、水質汚濁等の環境問題への関心が高まっている。小規模下水処理施設の一つであるオキシデーションディッチ法(OD法)が見直され、各方面で研究、開発がおこなわれている。OD法は低負荷で運転されるため、汚泥の発生量が少なく、BOD、窒素等も運転操作法によっては、高い除去率を得るという報告もある。しかし、その運転操作法の確立や、処理特性の把握などの点に関しては、未だ検討すべき問題も多いようである。前報では、間欠曝気方式を用いたOD法のシミュレーションを行い、実測値との比較から、高い窒素除去を行うには、最適な好気時間及び嫌気時間が存在することを示した。本報では、前回の結果を踏まえてサイクル時間、好気時間比が脱窒素、有機物除去に及ぼす影響について検討を加えた。

2. 実験装置 シミュレーション結果と比較するための実測値を以下の装置及び方法で求めた。図-1に実験装置を示す。2.8(1)の反応槽と0.8(1)の固液分離槽からなる。反応槽の汚泥の沈降を防ぐためにプロペラで攪拌した。好気時間比を所定の値になるように、タイマーと、エアープンプの空気量で調節して行った。学内に設置したオキシデーションディッチの汚泥を、設定した好気時間比で10日間馴致して実験を行った。サイクル時間は前回の結果(30分サイクル)と比較するために110分とした。流入下水は負荷変動のある学内廃水を定量ポンプで供給し、連続運転で行った。実験条件と流入条件(平均値)を表-1に示す。固液分離槽による時間的遅れを防ぐために、反応槽から直接採水し、0.45 μ mメンブランフィルターでろ過したものを試料水とした。水質分析は下水試験方法により行い、全窒素についてはアルカリ性ペルオキソ二硫酸カリウムによる分解法で行った。

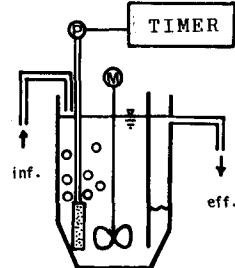


図-1 実験装置

表-1 実験条件

Cycle	Q	HRT	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	T-N	COD _{Cr}	MLSS	Temp
min	ml/min	hr	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	℃
110	1.8	26	20.9	0.6	0.1	21.3	87.3	1651~1918	17

表-2 動力学モデル

EQUATIONS OF REACTION RATES	
・BOD	$r_{s1} = \frac{\hat{v}_{s1} \cdot S1}{K_{s1} + S1} \cdot \frac{DO}{K_o + DO} \cdot \alpha_1 \cdot X$
・NH ₄ ⁺ -N	$r_{s2} = \frac{\hat{v}_{s2} \cdot S2}{K_{s2} + S2} \cdot \frac{DO}{K_{on} + DO} \cdot \alpha_2 \cdot X$
・NO ₃ ⁻ -N	$r_{s3} = \frac{\hat{v}_{s3} \cdot S3}{K_{s3} + S3} \cdot \frac{S1}{K_{s10} + S1} \cdot \left(1 - \frac{DO}{K_{od} + DO}\right) \cdot \alpha_3 \cdot X$

S1: BOD (mg/l) K_{s1}: saturation constant for BOD (mg/l)
 S2: NH₄⁺-N (mg/l) K_{s2}: saturation constant for NH₄⁺-N (mg/l)
 S3: NO₃⁻-N (mg/l) K_{s3}: saturation constant for NO₃⁻-N (mg/l)
 K_o, K_{on}, K_{od}: saturation constant for DO (mg/l)
 α・ $\hat{v}_s$: (weight fraction)・(maximum specific rate) (day⁻¹)
 X: MLSS (mg/l)

3. 実験結果及び計算結果 シミュレーションに用いた動力学モデルを表-2に示す¹⁾。間欠曝気方式によるオキシデーションディッチ法の混合特性は完全混合型として扱う。対象とした基質は、溶解性のBOD, NH₄⁺-N, NO₃⁻-Nで、NO₂⁻-Nは流入下水、処理水中にほとんど存在しないので省略した。各反応式にはMonod式を用いた。流入水質変化(計算入力条件)を図-2、処理水の実測値及びシミュレーション結果を図-3、4に示す。流入水、処理水のBODは、それぞれCOD_{Cr}/BODの実測値1.5、3.2により換算した値である。総括酸素移動容量係数に関しては、清水で測定した値を計算に用いた。シミュレーション結果は実測値と照合し、α₁・ $\hat{v}_{s1}$ 、α₂・ $\hat{v}_{s2}$ 、α₃・ $\hat{v}_{s3}$ 定めた。図-3、4に示すようにシミュレ-

シジョン結果と実測値との一致は良好である。図-3ではサイクル比が0.25と小さく、DOの最大値 (DO_{max})も0.5mg/lと低く硝化が進行せず、処理水の NH_4^+-N の濃度は高く、したがって窒素除去において硝化過程が律速となっていることが分かる。一方、図-4のサイクル比0.38では、 DO_{max} が2.4mg/lと高くサイクル比0.25に比べ、硝化は進行しているものの、脱窒が不十分で NO_3^--N は高い。本例の場合、T-N除去率が20%前後と低いのは、学内廃水のため窒素に対する有機物の比が小さすぎるためであろう。BOD除去は、いずれの好気時間比においても86%と安定した処理成績である。図-5、6は、実測値とシミュレーション結果のDOパターンであり、両者の一致は極めて良好で、DO収支もとれていることが分かる。図-7、8、9に各好気時間比に用いた $\alpha_1 \cdot \hat{v}_{s1}$ 、 $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ 、 $\alpha_3 \cdot \hat{v}_{s3}$ を示す。図-8の $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ において、30分サイクルと110分サイクルの有意な差はないようである。110分サイクルの $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ が若干低いのは、このときの水温が17℃で、30分サイクルに比べ6℃も低く、水温低下により活性が下がったためであると考えられる。好気時間比が1.0付近になると $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ の低下は、どちらのサイクル時間においてもみられる。好気時間比1.0のpHは6.0で、好気時間比0.38のpH7.1に比べ低く、pH低下による硝化への影響があるとも思われる。図-9に示した $\alpha_3 \cdot \hat{v}_{s3}$ は、 $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ と同様、サイクル時間の違いによる差はなく、約0.15 (1/day)である。しかし 図-7の $\alpha_1 \cdot \hat{v}_{s1}$ は、好気時間比0.38、0.9において、110分サイクルの方が30分サイクルに比べ、6~7倍の程度大きくなった。また好気時間比0.25では、3.0(1/day)と高い値をとる。これは、絶対的嫌気時間が長くBOD酸化菌が飢餓状態となり、その活性が変化したのか、嫌気状態で硝酸呼吸以外の何らかの現象により有機物が取り込まれたため、見掛け上 $\alpha_3 \cdot \hat{v}_{s3}$ が大きくなったとも考えられる。

4. あとがき サイクル時間の違いによる影響は硝化、脱窒には現れずBOD酸化に違いがみられた。今後は、基礎的実験を併せて行うことにより、間欠曝気が $\alpha \cdot \hat{v}_s$ に及ぼす影響を検討し、パラータの同定を行っていく必要がある。

参考文献

1) 荒木、古賀、井前ら：間欠曝気方式におけるオキシデーションディッチ法の窒素除去特性、衛生工学研究論文集、Vol.22, 1986

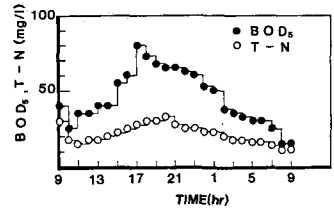


図-2 流入水質変化

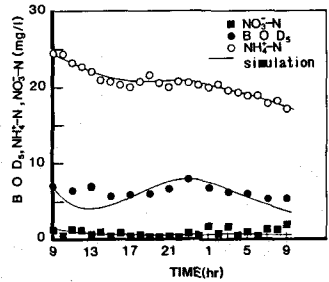


図-3 実測値及びシミュレーション結果 (好気時間比0.25)

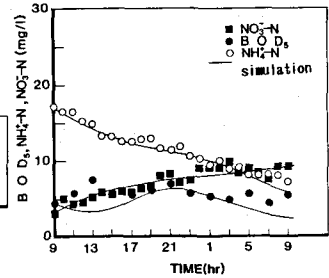


図-4 実測値及びシミュレーション結果 (好気時間比0.38)

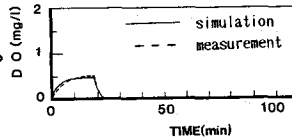


図-5 DO パターン (好気時間比0.25)

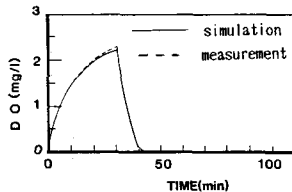


図-6 DO パターン (好気時間比0.38)

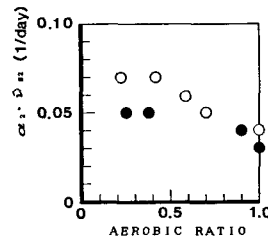


図-8 好気時間比と $\alpha_2 \cdot \hat{v}_{s2}$ との関係 (○: 30 min, ●: 110 min)

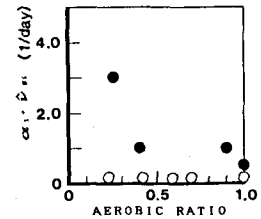


図-7 好気時間比と $\alpha_1 \cdot \hat{v}_{s1}$ との関係 (○: 30 min, ●: 110 min)

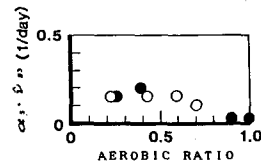


図-9 好気時間比と $\alpha_3 \cdot \hat{v}_{s3}$ との関係 (○: 30 min, ●: 110 min)