

(21) 間欠曝気方式によるオキシデーションディッチ法の窒素除去特性

Nitrogen Removal in Oxidation Ditch with Intermittent Aeration

荒木宏之*・古賀憲一*・井前勝人*・栗谷陽一**・楠田哲也**

Hiroyuki ARAKI*, Kenichi KOGA*, Katsuto INOMAE*

Youichi AWAYA**, Tetsuya KUSUDA**

ABSTRACT ; One of the processes of nitrogen removal in the oxidation ditch is achieved through the control of aeration time. Operating conditions on nitrogen removal with high efficiency by this method have not obtained yet. The purpose of this study is to establish the oxidation ditch system with a high rate of nitrogen removal by intermittent aeration. Effects of intermittent aeration on nitrogen removal were studied by experiments with bench scale- and full scale-plants and by simulation on the system. The condition of the optimum operation (aerobic and anoxic periods) for a high rate of nitrogen removal was found out. The condition substantially depends upon the rates of nitrification and denitrification. Due to operating the full scale plant system with intermittent aeration (cycle time is 45 minutes and aerobic ratio is 0.42), a high rate nitrogen removal efficiency of 81% was performed without adding any alkaline matters and organic carbon sources. The comparison of the observed data and the results of simulation revealed that the rates of nitrification and denitrification depend upon the conditions of intermittent aeration.

KEYWORDS ; oxidation ditch, intermittent aeration, nitrogen removal, nitrification, denitrification

1. まえがき

オキシデーションディッチ法による窒素除去の実績は欧米では以前から報告されており^{1),2),3)}、我が国でも近年各方面でその可能性と運転法について研究が行われている。^{4),5),6)} 長時間曝気法の一つであるオキシデーションディッチ法は内生呼吸に近い状態で運転されるため、高い負荷で運転される標準活性汚泥法等とは物質代謝機構などにおいて異なる特性を持つものと考えられる。オキシデーションディッチによる窒素除去は空間的(流れ方向、水深方向)に形成される好気ゾーン、嫌気ゾーンを利用する方法と、エアレーターの運転、停止を繰り返す方法(間欠曝気方式)があるが、いずれの方法にしる効率的な窒素除去を行うための運転操作条件については未だ検討すべき問題も残されているようである。本研究は、間欠曝気方式を用いたオキシデーションディッチ法による窒素除去法の確立を最終目標として、間欠曝気条件が窒素除去特性に及ぼす影響について検討を加えたものである。最適運転法を確立するためには、間欠曝気条件(好気時間、嫌気時間)の違いが硝化菌・脱窒菌の菌体量や活性度に及ぼす影響を把握し、運転条件と処理特性との関連を明らかにする必要がある。本研究では、オキシデーションディッチ法の窒素除去に関する実用性やその支配要因を明らかにするために基礎実験、実規模処理実験を行い、また、動力学モデルによるシミュレーションを行い実測値と照合することによりパラメーターを定めて、間欠曝気運転条件が硝化速度、脱窒速度に及ぼす影響について検討を加えた。

*佐賀大学 Saga Univ. **九州大学 Kyushu Univ.

2. 計算式

以下に示す基礎実験の結果との比較を行い、間欠曝気条件が硝化速度、脱窒速度に及ぼす影響を調べるために動力学モデルによるシミュレーションを行った。モデル式とパラメーターをTable 1, 2に示す。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を完全混合型として扱う。またDOに関して間欠曝気方式では流れ方向の分布はなく、間欠的に行う曝気・非曝気に応じてディッチ内全域のDOが変化するものとして取り扱う。対象とする基質はBOD、 NH_4^+-N 、 NO_3^--N で、いずれも溶解性物質とし、MLSSは実測値の変化がほとんどないので一定として計算した。 NO_2^--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。各基質の反応速度式には、Monod式を用いた。通性嫌気性菌のDO依存はMonod型に従うものと仮定した。⁷⁾ 式中の α_1 、 α_2 、 α_3 はそれぞれBOD酸化細菌、硝化菌、脱窒菌の汚泥当りの菌体量である。

3. 実験装置及び実験方法

3.1 基礎実験

硝化・脱窒反応に影響を及ぼす因子としては、流入基質の組成、汚泥負荷、DO、pH、水温、SRT等が挙げられるが、間欠曝気条件のみの影響を調べるためにFig. 1に示す実験装置を用い、曝気条件のみを変え他の条件は同一にし同時に実験を行った。反応槽の容量は2.8ℓ、固液分離槽は0.7ℓであり、曝気停止時に汚泥の沈降を防ぐためブローラ攪拌装置を有している。実験は恒温室(20℃)で行い、流

Table 1 Kinetic Model for Oxidation Ditch system
with Intermittent Aeration

EQUATIONS OF REACTION RATES	
• BOD	
$r_{s1} = \frac{\hat{\mu}_{s1} \cdot S_1}{K_{s1} + S_1} \cdot \frac{DO}{K_o + DO} \cdot \alpha_1 \cdot X$	
• NH_4^+-N	
$r_{s2} = \frac{\hat{\mu}_{s2} \cdot S_2}{K_{s2} + S_2} \cdot \frac{DO}{K_{on} + DO} \cdot \alpha_2 \cdot X$	
• NO_3^--N	
$r_{s3} = \frac{\hat{\mu}_{s3} \cdot S_3}{K_{s3} + S_3} \cdot \frac{S_1}{K_{s1D} + S_1} \cdot \left(1 - \frac{DO}{K_{oD} + DO}\right) \cdot \alpha_3 \cdot X$	
EQUATIONS OF MASS BALANCE	
• BOD	
$\frac{dS_1}{dt} = [Q \cdot S_{10} + Q_r \cdot S_1 - (Q + Q_r) \cdot S_1] / V - r_{s1} - a \cdot r_{s3}$	
• NH_4^+-N	
$\frac{dS_2}{dt} = [Q \cdot S_{20} + Q_r \cdot S_2 - (Q + Q_r) \cdot S_2] / V - r_{s2}$	
• NO_3^--N	
$\frac{dS_3}{dt} = [Q \cdot S_{30} + Q_r \cdot S_3 - (Q + Q_r) \cdot S_3] / V - r_{s3} + r_{s2}$	
• DO	
$\frac{dDO}{dt} = [Q \cdot DO_0 + Q_r \cdot DO_r - (Q + Q_r) \cdot DO] / V - C_b \cdot r_{s1} - C_N \cdot r_{s2} - K_D \cdot X + KLa(DO_s - DO)$	
• MLSS	
$\frac{dX}{dt} = [Q \cdot X_0 + Q_r \cdot X_r - (Q + Q_r) \cdot X] / V + Y \cdot r_{s1} + Y_N \cdot r_{s2} + Y_D \cdot r_{s3} - K_d \cdot X$	

Table 2 Numerical Values of Parameters Employed
in Kinetic Model

symbol	quantity name	value
$\alpha_1 \cdot \hat{\mu}_{s1}$	(weight fraction of heterotrophs (BOD)) $\times$ (maximum specific rate of BOD oxidation)	0.15 day ⁻¹
K_{s1}	saturation constant for BOD	100 mg/l
K_o, K_{oD}	saturation constant for DO in BOD oxidation and denitrification respectively	0.5 mg/l
$\alpha_2 \cdot \hat{\mu}_{s2}$	(weight fraction of nitrifying bacteria) $\times$ (maximum specific rate of nitrification)	see Fig. 17
K_{s2}	saturation constant for NH_4^+-N	0.5 mg/l
K_{on}	saturation constant for DO in nitrification	1.3 mg/l
$\alpha_3 \cdot \hat{\mu}_{s3}$	(weight fraction of denitrifying bacteria) $\times$ (maximum specific rate of denitrification)	see Fig. 18
K_{s3}	saturation constant for NO_3^--N	0.1 mg/l
K_{s1D}	saturation constant for BOD in denitrification	100 mg/l
a	BOD consumption coefficient in denitrification	2.5
C_b	DO consumption coefficient in BOD oxidation	0.5
C_N	DO consumption coefficient in nitrification	4.57
K_D	DO consumption rate in endogenous decay	0.07 day ⁻¹
KLa	overall oxygen transfer coefficient	72~173 day ⁻¹
DO_s	saturation concentration of DO	8.8 mg/l
Y	yield coefficient for heterotrophs(BOD)	0.5
Y_N	yield coefficient for nitrifying bacteria	0.15
Y_D	yield coefficient for denitrifying bacteria	0.36
K_d	endogenous decay rate	0.055 day ⁻¹

S1: BOD (mg/l)

S3: NO_3^--N (mg/l)

DO: dissolved oxygen

Q: influent flow rate (l/min)

X: MLSS (mg/l)

S2: NH_4^+-N (mg/l)

V: volume of the reactor

DO_r: dissolved oxygen of return sludge

Q_r: return sludge flow rate (l/min)

X_r: return sludge concentration (mg/l)

* Subscript 0 means the influent concentration of each substrate.

入下水は学内廃水を2日に1度の割合でタンクに貯蔵し、定量ポンプで供給した。運転は好気時間と嫌気時間の和（以下、サイクル時間と呼ぶ）を一定にし、サイクル時間に対する好気時間の割合（以下、好気時間比と呼ぶ）のみを変えて行った。DOの制御は行わず最大で1~3mg/ℓとなるように曝気時間の長短に応じて空気量を設定している。サイクル時間は20分と45分について行った。Table 3 に流入条件を示す。

3.2 基礎実験（シミュレーション対象実験）

シミュレーション結果と比較するために、Fig. 1と同様の装置を用い連続流実験を行った。実験は恒温室（25℃）で行い、流入下水は負荷変動のある学内廃水を直接定量ポンプで供給した。サイクル時間は30分とし、流入下水、流入量などの条件を同一とし好気時間比のみを変え同時に平行して実験を行った。その時の実験条件をTable 4に示す。本例の場合、実験期間が夏期休暇と重なり流入下水の濃度が低下したのでF/Mを前述の実験と同程度とするために流入量を2倍としている。

3.3 プラント実験

間欠曝気方式による窒素除去の可能性を確認するために実規模スケールでの処理実験を行った。実験に用いたプラントをFig. 2、実験条件をTable 5に示す。ディンチの有効容量は17m³で横軸式エアレーターを有している。流入下水は学内廃水処理施設の初沈流入下水を用いている。調整槽は直接学内廃水をディンチに流入させるのが困難なため、ポンプアップを容易にするための一時貯留槽として用いており、生下水は常時オーバーフローさせ学内廃水処理施設へ戻している。生下水の採水はディンチ流入口で行い、また、最終沈殿池が処理特性に及ぼす影響を除くため、ディンチ内混合液を採水し0.45μmのメンブランフィルターでろ過したものを処理水とした。エアレータのON-OFFはタイマーにより行い、エアレーター停止時には、汚泥の沈降を防ぐためディンチに沈めた

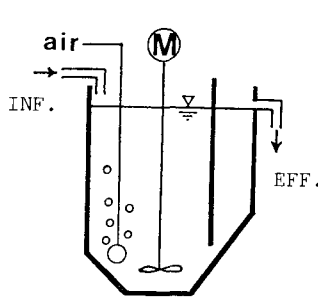


Fig.1 Bench Scale
Reactor
Reactor : 2.8(l)
Clarifier : 0.7(l)

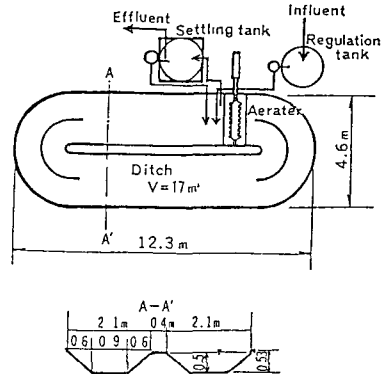


Fig.2 Full Scale Test-Plant

Table 3 Experimental Conditions in the Bench Scale Experiments

Cycle	Q	HRT	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	T-N	COD _{Cr}	Alkalinity	MLSS	Temp
min	ml/min	hr	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	℃
20	1.94	24	25.9~31.5	0.10~0.22	0.07~0.15	38.2~46.9	173~200	172~198	3026~3223	19
45	1.94	24	28.9~34.3	0.06~0.64	0.01~0.04	46.0~50.9	231~320	173~189	3140~3433	19

Table 4 Experimental Conditions in the Bench Scale
Experiments (use for simulation)

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	℃
30	4.0	12	7.4	0.9	0.1	11.5	49.2	1934~2542	23

Table 5 Operating Conditions
of the Full Scale Test Plant

run	1	2	3	4
cycle (min)	20	45	60	60
aerobic ratio	0.36	0.42	0.34	0.50
MLSS (mg/l)	3430	2950	2900	2950
SV (%)	90	99	99	97
SVI	289	336	341	329
Q inf. (l/min)	9.8	9.8	9.2	9.2
Q ret. (l/min)	12.0	13.6	12.0	12.0
HRT (hr)	30.6	30.6	32.6	32.6
Temp. (℃)	12.4	10.5	10.3	10.7
DO max (mg/l)	1.0	1.2	1.3	1.5

2台の水中ポンプで流速を与えている。流速はエアレーター運転時で20 cm/s 以上、停止時でも10 cm/s 以上であり汚泥の著しい沈降、堆積は見られなかった。

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シ二硫酸カリウムによる分解法で行った。

4. 結果と考察

4.1 基礎実験

Fig. 3に20分サイクルにおけるDOの記録結果の一例を示す。

DOは曝気開始と同時に上昇し、曝気を停止すると酸素消費によって低下し遂には嫌気状態となる。曝気開始からDOが再び0となるまでの時間を好気時間とし、サイクル時間に対する好気時間の割合を好気時間比と定義する。好気時間比は所定の値となるように曝気時間と空気量の調節を行い設定した。更新する生下水の濃度の違いのため日によっては設定した好気時間比に若干の変化も見られたが、1日の内での好気時間比の変動は最大でも1割程度であった。最終的な好気時間比は日平均値である。Fig. 4にCOD_{cr}除去率を示す。好気時間比が小さくなると、除去率は若干低下するようであるが、サイクル時間、好気時

間比によらず、いずれも90%以上の除去率が得られている。有機物の除去に関しては後述するように炭素源律速となって脱窒が十分に進行しない場合もあり、硝酸呼吸による有機物の減少がかなりの部分を占めると思われるため、通常の低負荷で運転されるオキシデーションディッチ法では、好氣的な有機物の酸化を効率的に行うよりも、むしろ脱窒時の有機炭素源としていかに有効に生下水中の有機物を利用するかという事が重要な意味を持っているようである。いずれにしても、有機物の除去という観点からみれば、間欠曝気方式を用いたオキシデーションディッチ法でも十分に除去可能である。Fig. 5, 6に流出水のT-N, NH_4^+-N , NO_3^--N を示す。 NO_2^--N は最大でも0.1 mg/lと低かったので図示していない。 NH_4^+-N は好気時間比が小

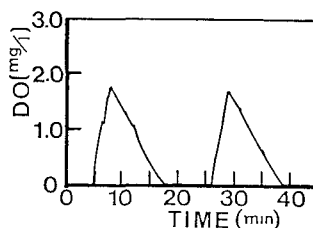


Fig.3 A Typical Change of DO Concentration in 20 Minutes Cycle Time

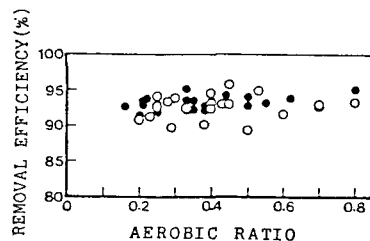


Fig.4 Relationship between the COD Removals and the Aerobic Ratio in the Bench Scale Experiment. (○:20 minute cycle, ●:45 minute cycle)

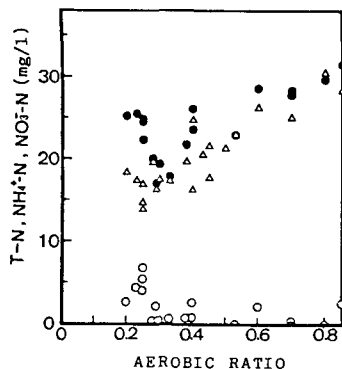


Fig.5 Relationship of Effluent Concentration and the Aerobic Ratio in 20 Minute Cycle. (●:T-N, ○:NH₄⁺-N, △:NO₃⁻-N)

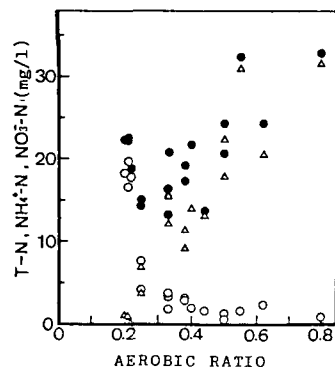


Fig.6 Relationship of the Effluent Concentration and Aerobic Ratio in 45 Minute Cycle. (●:T-N, ○:NH₄⁺-N, △:NO₃⁻-N)

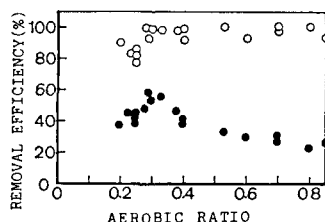


Fig.7 Relationship between the Removal Efficiency and the Aerobic Ratio in the 20 Minute Cycle. (●:T-N, ○:NH₄⁺-N)

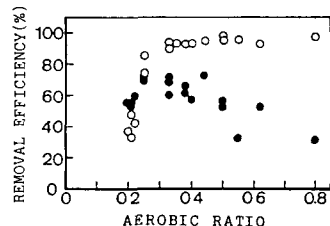


Fig.8 Relationship between the Removal Efficiency and the Aerobic Ratio in the 45 Minute Cycle. (●:T-N, ○:NH₄⁺-N)

さくなるに従い増加し、0.3 以下になると、嫌気時間内に蓄積した NH_4^+-N を十分に硝酸化するための好気時間が不足し、急激に処理水中に蓄積することがわかる。一方、 NO_3^--N は好気時間比 0.3 以上では硝酸化がほぼ完了しているため、当然のことながら、好気時間比が小さくなるに従いほぼ直線的に減少していることが認められる。以上の結果から本実験のサイクル時間において T-N は好気時間比 0.25~0.3 付近で最も低くなるのがわかる。Fig. 7, 8 に各サイクル時間の硝化率と T-N 除去率を示す。硝化率は、両サイクル時間とも好気時間比 0.3 以上では 90% 以上であるが、0.3 以下になると急激に低下してくることがわかる。T-N については Fig. 5, 6 の水質変化からわかるように、好気時間比 0.25~0.3 で最大の除去率が得られる。20 分サイクルの除去率が 45 分に比べ低いのは、流入 COD 濃度が低かったため有機炭素源律速になったことが主な原因とも考えられる。以上の結果より、有機炭素源、アルカリ剤の添加をせずに高い窒素除去率を得るためには、硝化が十分進行する範囲で可能な限り好気時間を小さくし、嫌気時間を相対的に大きくしなければならず、この好気時間、嫌気時間は基本的には硝化速度、脱窒速度から決まることがわかる。好気時間比を出来る限り小さくすることは、好気時間内に酸化される有機物量を減らし、後に続く脱窒過程での有機炭素源として有効に利用する面からも好ましいことである。

4.2 プラント実験

前述したように、負荷を一定とした基礎実験の結果から間欠曝気運転法にはある最適な曝気条件が存在し、適切な運転を行えばかなりの窒素除去が可能であることが明らかとなった。ここでは、負荷変動のある実規模スケールでの処理実験を行い実施への適用性について検討する。Fig. 9, 10, 11 に RUN 1, 2, 4 (Table 6 参照) の流入下水と処理水の水質変化を示す。流入下水は前述のように学内廃水であるため負荷変動が大きく、最大値と最小値では 3~5 倍の違いがある。流入負荷変動に伴い処理水の水質は若干変動しているものの、その変動は小さく負荷変動に強いと言われるオキシデーションディッチ法の特性は間欠曝気運転を行っても変わらないことが認められる。処理水の NO_3^--N は各 RUN とも低い値で脱窒はほぼ完全に進行しているが、 NH_4^+-N は各 RUN とも処理水中にまだ存在しており硝化が不十分で硝化過程が T-N 除去の律速となっていることがわかる。Table 6 に示すように硝化が最も進行したサイクル時間 45 分、好気時間比 0.42 で最大の窒素除去率 81% が得られた。基礎実験においては Fig. 7, 8 に示すように好気時間比 0.3 以上では、20 分サイクル、45 分サイクルの場合とも 90% 以上の硝化率（有機態窒素を考慮すると 100% 近い）となっているが、プラント実験では同一サイクル時間、好気時間比の場合でも硝化率は 70% 程度（有機態窒素を考慮すると 85% 程度）

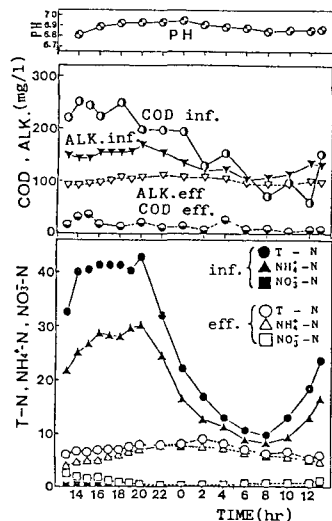


Fig.9 Variation in Water Quality of the Influent Wastewater and Effluent Water. (RUN 1)

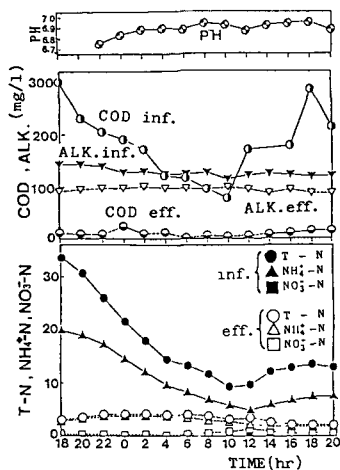


Fig.10 Variation in Water Quality of the Influent Wastewater and Effluent Water. (RUN 2)

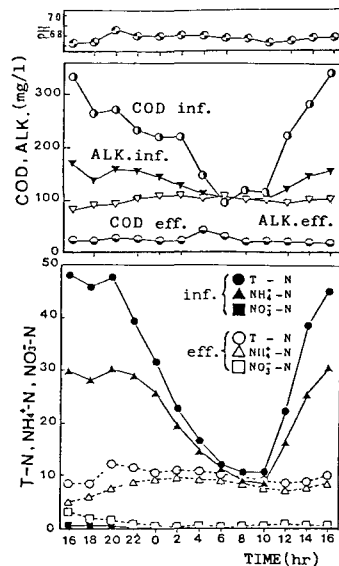


Fig.11 Variation in Water Quality of the Influent Wastewater and Effluent Water. (RUN 4)

にとどまっている。このように、今回行った模型実験とプラント実験においては双方の最適好気時間比が異なっているようである。両者の相違点は水温が約10度違うこと、他、負荷変動の有無、曝気方法の違い、反応槽の構造・大きさなどであるが、各要因の影響については今後さらに検討が必要である。実施設の場合、曝気装置の種類、ディノチの規模、構造によっ

Table 6 Summary of Average Performance Data

RUN	1			2			3			4		
Cycle (min)	20			45			60			60		
	INF.	EFF.	REM%	INF.	EFF.	REM%	INF.	EFF.	REM%	INF.	EFF.	REM%
COD (mg/l)	160	15	91	201	11	95	170	9	95	235	25	89
T-N (mg/l)	25.2	7.3	71	17.8	3.4	81	33.3	15.7	53	28.8	10.1	65
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	18.1	6.3	65	10.8	3.0	72	25.7	15.0	42	20.7	8.1	61
NO ₂ ⁻ -N (mg/l)	0.05	0.01	—	0.05	0.01	—	0.01	0.01	—	0.06	0.03	—
NO ₃ ⁻ -N (mg/l)	0.2	0.08	—	0.2	0.4	—	0.1	0.2	—	0.45	1.0	—
Alkali (mg/l)	136	102	—	130	96	—	161	130	—	132	100	—

ては局所的に DO の低い部分ができる可能性もあり運転に際してはこれらの点もある程度考慮する必要がある。更に、プラント実験で特徴的な点は、汚泥の沈降性が悪いということである。SVI は、良好な場合でも 200 以上、本実験の場合で、300 程度である。このような現象は、実施設のオキシデーションディノチでも一般的に見られることが報告されている。^{8), 9)} 本実験では、特にエアレータの回転数を上げて運転した場合、沈降性の悪化が助長され、汚泥が解体気味となったが、糸状菌は観察されなかった。機械的な曝気強度と SVI の増加傾向との関連については今後詳細な検討を行う必要があろう。

4.3 シミュレーション

模型実験より最適運転条件は硝化速度、脱窒速度によって決める必要があることを指摘した。最大除去速度は菌体量と活性度に比例するが、この最大除去速度は単一汚泥を繰り返し好気・嫌気状態とするため同一の F/M であっても連続的に好気状態とした場合の最大除去速度とは異なってくるものと考えられる。特に、低負荷、長時間曝気で運転されるオキシデーションディノチ法は内生呼吸期に近い状態にあり、菌体量、活性度は標準活性汚泥法等に比べかなり低いため、間欠曝気条件が菌体量および活性度にどのような影響を与えるかについて知ることは最適運転操作条件を確立するために、また、運転管理上からも重要なことと考えられる。菌体量と活性度の正確な定量、分離は混合培養系である活性汚泥に対しては、醸酵工学における単一微生物を対象とする手法を踏襲するには種々の困難が生じるであろう。従来、実用的な面から菌体量の指標としては MLSS、VSS が広く用いられてきたが、これらの指標では非生物性の SS・有機物を含む活性汚泥においては、正確な生物量の指標としては不十分であるため、DNA、ATP、汚泥内タンパク、炭水化物、生菌数などを用いた研究も行われている。^{10), 11), 12)} 一方、活性度の指標としては RNA、酸素利用速度、脱水素酵素活性などが用いられている。しかしながら、汚泥当り菌体量 (α) および最大比基質利用速度 ($\hat{\mu}_s$) が間欠曝気条件によってどのように変わるかその特性を知ること重要であると考えられる。ここでは動力学モデル式によるシミュレーションを行い実験結果と比較することにより曝気条件の違いが ($\alpha \cdot \hat{\mu}_s$) に及ぼす影響について検討を加える。

計算は Fig. 12 に示す流入水質の時間変化を計算入力条件とし、Runge-Kutta 法で行った。なお、流入下水、流出水の BOD はそれぞれ

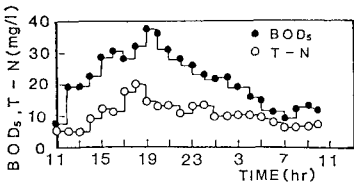


Fig.12 Variation in Water Quality of the Influent Wastewater (calculation condition)

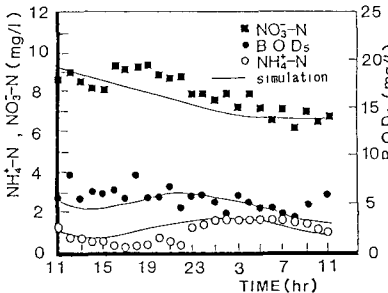


Fig.13 Comparison of the Simulated Results with the Observed Data (aerobic ratio is 0.70)

れCOD_{cr}/BOD₅の実測値 2.3, 4.1により換算した値である。Fig.13, 14, 15に実測結果とシミュレーション結果を示す。流出水のBODは前述のFig. 9, 10, 11と同様にサイクル比によらずほぼ5mg/ℓ前後で、時間変動は少なく比較的安定している。好気時間比が0.7、0.57の場合NH₄⁺-Nの平均値は約1mg/ℓと低いが、好気時間比が0.23の場合好気時間が不足し硝化が十分に進行しなかったため平均値は約3mg/ℓと高くなっている。また、22時頃からNH₄⁺-Nの上昇が見られるがこれは流入負荷が11時頃から次第に上昇したのとそれに伴いDOが低下したためと考えられる。一方、NO₃⁻-Nの平均レベルは好気時間比が小さくなるに従い低下している。最大T-N除去率が得られたサイクル比0.23においては硝化は不十分ながらも脱窒は他に比べてより進行している。しかしながら、その値は54%と低い。このように除去率が低かったのは、前述したように夏季休暇に入り通常の学内廃水に比べ生下水中の有機物・窒素比が小さくなり脱窒時の有機炭素源が不足したためと考えられる。

シミュレーションを行うにあたり KLa は別途実験で得た値を用い、その他のパラメーターには化学量論的に求まる値、文献値(13), (14), (15), (16) (Table 2参照)を用いたが $\alpha_1 \cdot \hat{\nu}_{s1}$, $\alpha_2 \cdot \hat{\nu}_{s2}$, $\alpha_3 \cdot \hat{\nu}_{s3}$ は実測結果を最も良く再現できるような値を試行錯誤により決定した。計算結果は大略的にみて実測処理水の時間的な挙動を良く表わしているようである。Fig. 16に好気時間比が0.23、0.7の場合の実測値と計算値のDOパターンを示す。双方の結果の一致は良好であり、DO供給、消費についてはほぼ収支がとれていることがわかる。以上のことから、本モデルによって間欠曝気方式によるオキシデーションディノチ法の窒素除去、有機物除去をほぼ再現できることがわかった。Fig. 17は各好気時間比のシミュレーションに用いた $\alpha_2 \cdot \hat{\nu}_{s2}$ と好気時間比の関係を示したものである。 $\alpha_2 \cdot \hat{\nu}_{s2}$ は好気時間比が小さくなるに従い徐々に大きくなり0.3前後でピークを持つような曲線となるようであり、好気時間比0.25~0.4では好気時間比1.0の場合に比べ1.7倍の値となっている。Fig. 18は同様に $\alpha_3 \cdot \hat{\nu}_{s3}$ と好気時間比の関係を示したものである。 $\alpha_3 \cdot \hat{\nu}_{s3}$ は好気時間比0.7で若干低下しているが実験の範囲内ではほぼ一定となっている。窒素除去機構や生物活性などについて詳細に検討するためには α と $\hat{\nu}_s$ を分離した考察が今後必要と思われる。

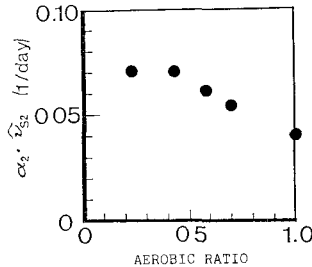


Fig.17 Effect of the Aerobic Ratio on $\alpha_2 \cdot \hat{\nu}_{s2}$

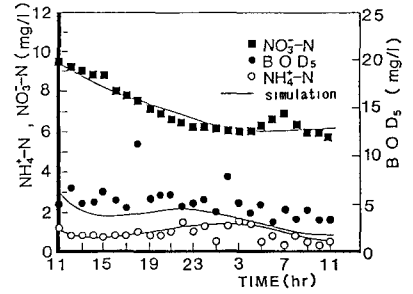


Fig.14 Comparison of the Simulated Results with the Observed Data (aerobic ratio is 0.57)

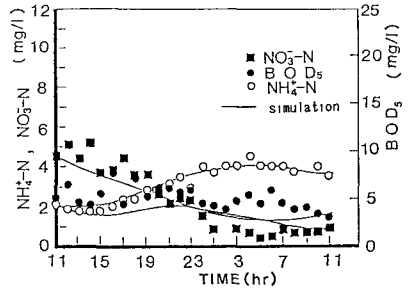


Fig.15 Comparison of the Simulated Results with the Observed Data (aerobic ratio is 0.23)

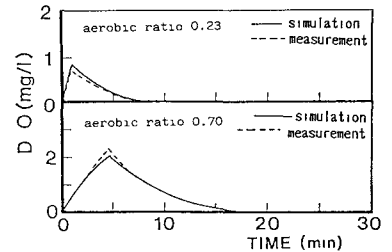


Fig.16 Comparison of the Simulated DO with the Measured DO

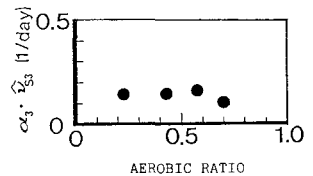


Fig.18 Effect of the Aerobic Ratio on $\alpha_3 \cdot \hat{\nu}_{s3}$

5. あとがき

実規模プラント実験により間

欠曝気方式によるオキシデーションディノチ法でアルカリ剤、有機炭素源を添加することなしに80%以上の窒素除去が可能で、負荷変動にも強いことが確かめられた。負荷変動を一定にした基礎実験から、高い窒素除去率を得るための最適運転条件は基本的には硝化速度と脱窒速度によって決め得ることが示唆された。本研究で得た実測値とシミュレーションの結果から($\alpha \cdot \hat{v}_s$)に及ぼす好気時間比の影響について検討を加え、間欠曝気運転を行うことにより、硝化に関しては好気時間比によってかなり変化すること、脱窒に関しては本実験の範囲ではほぼ一定であることを示した。ここでは飽和定数など除去速度以外の動力学パラメーターは文献値を用い一定として取り扱ったが低負荷、長時間曝気での基礎資料は乏しく、またこれらの値も間欠曝気の影響を受けることが考えられ、今後、基礎実験等の知見をもとに検討を進める必要がある。更に、本研究では菌体量と活性度を分離していないため間欠曝気が微生物に及ぼす生物学的な意味は不明のままであり、分離定量法の検討を含め今後更に研究を進めていきたい。

最後に、本研究を進めるにあたり貴重な助言を頂いた(株)西原環境衛生研究所の千種薫主任研究員、鹿児島高専の森山克美助手、および分析に多大なる協力を頂いた九州大学の石京子教務員に心より感謝の意を表します。なお、本研究の一部は昭和59年度文部省科学研究費(奨励研究A)および(財)日本生命財団の補助を受けて行ったものである。

参考文献

- 1) R. Drews, A. Greeff: Nitrogen Elimination by Rapid Alternation of Aerobic/"An-oxic" Conditions in "Orbal" Activated Sludge Plants, Wat. Res., Vol. 7, 1973
- 2) N. Matsche, G. Spatzier: Austrian Plant Knocks out Nitrogen, Water and Wastewater Eng., 12, 1975
- 3) A. Greest, W. Witvoet: Nitrification and Denitrification in Carrousel Systems, Prog. Wat. Tech., Vol. 12, No. 4/5, 1977
- 4) 福永 栄、茂木浩一: オキシデーションディノチにおける窒素除去、下水道協会誌, Vol. 21, No. 238, 1984
- 5) 寺島 泰、尾崎博明、桐 慶明: オキシデーションディノチ法における有機物および窒素除去のモデル化とシミュレーション、第22回下水道研究発表会, 1985
- 6) 岡田光正、須藤隆一、西嶋 渉: オキシデーションディノチ法シミュレータの開発、第19回水質汚濁学会講演集, 1985, 3
- 7) 阿部好孝、平岡正勝、津村和志: 動力学モデルによる活性汚泥法の設計に関する研究、土木学会年次学術講演会, 1981
- 8) 占部一誠: OD法の現状と課題、月刊下水道、Vol. 6, 12, 1983
- 9) 井本信義、桑山明夫: オキシデーションディノチ法(北海道苫小牧市における実施例)、用水と廃水, Vol. 26, No. 1, 1984
- 10) 森山克美、栗谷陽一、久米秀俊: 活性汚泥の基質除去・代謝に関する動力学モデル、土木学会論文報告集、No. 339, 1983
- 11) 金子光美: 活性汚泥の微生物活性とその評価に関する研究、京都大学学位論文、1974
- 12) 宗宮 功、河村清史、安福秀章: 活性汚泥による都市下水中有機物の代謝に関する研究(Ⅱ)、下水道協会誌、Vol. 17, No. 196, 1980
- 13) USEPA: Process Design Manual for Nitrogen Control, 1975
- 14) J. Sherrard: Kinetics and Stoichiometry of Completely Mixed Activated Sludge, WPCF, Vol. 49, 1977
- 15) Y. Argaman: Single Sludge Nitrogen Removal in an Oxidation Ditch, Water Res. Vol. 12, 1984
- 16) W. Johnson: Process Kinetics for Denitrification, Proc. ASCE, SA4, 1972, 8