

(33) 単槽式嫌気・好気活性汚泥法における MLSS・ASRT 一定制御による
負荷変動対策

Load Fluctuation Countermeasures Using MLSS and ASRT Constant Control
Method in Single-Stage Intermittent Aeration System

堺 好雄* 大庭真治**
Yoshio SAKAI Shinji OHBA

ABSTRACT ; The amount of sewage that flows into wastewater treatment plant, the quality of the sewage, and the pollution load (the product of first two) are not constant; rather, they undergo periodical changes within unit times such as one day, one week, or one year. It often happens that the difference between the maximum and minimum loads is very high at wastewater treatment plant located in sightseeing areas or industrial zones.

Usually, wastewater treatment plant is designed to handle the maximum daily pollution load and is constructed accordingly. However, it is difficult to achieve constant and stable performance in the wastewater treatment plant where high loads become concentrated in the specific short term of a week or year.

We built a pilot plant and performed the following experiments:

We varied the load to ten times per a single day on one-week cycle in single-stage intermittent aeration system.

We changed the amount of withdrawal excess sludge and the anoxic-oxic time ratio, in accordance with a given load, and thereby maintained a constant MLSS and ASRT.

We found that while influent was BOD 150 ~ 200 mg/ℓ, SS 140 ~ 160 mg/ℓ, T-N 35 ~ 50 mg/ℓ and T-P 3.7 ~ 4.3 mg/ℓ, effluent was 4 ~ 12 mg/ℓ, 3 ~ 8 mg/ℓ, 2.5 ~ 5.9 mg/ℓ and 0.7 ~ 1.9 mg/ℓ, respectively. Accordingly, we believe that we have achieved a constant and stable treatment performance.

KEYWORDS ; Intermittent aeration, Load fluctuation, ASRT constant control, MLSS constant control, Nitrogen removal

1. はじめに

単槽式嫌気・好気活性汚泥法（以下、同法と記す）は、単一の完全混合型反応タンク内を、BOD 酸化および硝化を目的とした好気攪拌、脱窒を目的とした無酸素攪拌を交互に繰り返す活性汚泥法の一変法である。同法は SRT 制御を容易にするため、余剰汚泥を反応タンクから直接引抜くことや、反応タンク内に設置された嫌気・好気両用の水中攪拌機をタイマー設定することにより、好気および無酸素攪拌時間を自在に選定できるなどの特徴を有し、通常の下水を対象とした場合、水温 10℃～20℃、HRT 12～20 時間で処理水の BOD 10mg/ℓ 以下、窒素除去率 80 % 程度以上を安定的に達成できる^{1) 2)}。

同法は一処理ユニットが既存の攪拌技術から 1,000m³/日程度以下に制約されるが、最初沈殿池を使用しないこと、運転制御が容易なことなどから、小規模下水処理施設向けに開発された処理方法である。一般的に小規模下水処理場は負荷変動が大きいとされている。近年、スキー場、海水浴場、温泉地などの観光地で、

* 日本下水道事業団 技術開発部 (Research & Technology Development Division, Japan Sewage Works Agency)

** (株)クボタ (KUBOTA Corporation)

特定環境保全公共下水道事業として小規模下水処理施設の建設が多く行われている。このような地域では年間の特定季節や、一週間の中では週末など、短期間に負荷の集中することも少なくない。

本報では同法の特徴、即ち SRT 制御の容易性と好気・無酸素攪拌時間の自由な選定を利用して、周期的な大きい負荷変動に対処するために行ったパイロットプラントによる処理実験の結果を報告する。

1 日の中の負荷変動対策としての DO 制御手法については、原田ら^{3) 4)}により報告されているが、本論文は長周期の負荷変動対策としての ASRT 一定制御手法について述べており、双方は本質的に異なる。なお、同法の日間の負荷変動対策および適正な嫌気・好気サイクルタイム、好気時間比等については既報済みである¹⁾。

2. 調査・実験方法

2.1 負荷変動調査

数ヶ所の終末処理場において流入下水量のヒヤリングを行った。

2.2 回分実験

(1) 回分実験の目的

空ばっ気条件下での硝化速度、脱窒速度の経日変化を調査した。

(2) 空ばっ気方法と測定項目

同法のパイロットプラントより採取した活性汚泥混合液 50 ℓ を ϕ 400mm、深さ 500mm の容器 3 本に採取し、空気量 8 ℓ / 分で空ばっ気を行った。3 本の容器の空ばっ気方法は、1 本については連続、他の 1 本は 60 分ばっ気 - 60 分ばっ気停止の間欠ばっ気、残りの 1 本については 30 分ばっ気 - 90 分ばっ気停止の間欠ばっ気である。

0 日、1 日、2 日、3 日、6 日後の混合液について水温、MLSS、MLVSS、pH、M-アルカリ度、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、T-N、DO、硝化速度、脱窒速度を測定した。

上記 M-アルカリ度、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、T-N については No.5C のろ紙でろ過した試料を用いた。分析方法は硝化速度、脱窒速度については以下の方法で、その他は下水試験方法⁵⁾に準拠した。

(3) 硝化速度

採取した 2 ℓ の混合液に、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が 20mg/ℓ、アルカリ度が 200mg/ℓ になるように、各々塩化アンモニウム、炭酸水素ナトリウムを添加後、数時間ばっ気を行い、時間の経過ごとに $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度を測定して、その減少から硝化速度を算出した。この方法では、測定中の汚泥自己分解に伴う $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成により、負の測定誤差が生じることが予想されるが、反応時間が短時間であること、さらには実験が硝化速度変化の傾向把握を主眼としているため、ここでは $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成は無視した。

(4) 脱窒速度

混合液 4 ℓ に、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が 20mg/ℓ になるように硝酸カリウムを、さらに水素供与体として生下水を 1.3 ℓ 添加後数時間無酸素攪拌した。時間の経過ごとに、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ を測定して脱窒速度を算出した。

2.3 パイロットプラント実験

(1) パイロットプラントのフロー

パイロットプラントのフローを図-1に示す。実験には 25mm のスクリーンを通過した分流式の N 浄化センターの流入下水を 4.5m³ の原水貯留タンクに揚水して使用した。流入下水の窒素濃度が低いため、T-N として 35 ~ 40mg/ℓ になるように尿素を添加した。

反応タンク容量は 1.9m^3 で、底部に嫌気・好気両用の水中機械式攪拌機が設置されている。無酸素時には攪拌のみ、好気時にはコンプレッサーから供給された空気が攪拌機のインペラーで微細化され、酸素供給が行われる。好気攪拌時には、水中攪拌機と DO センサーを連動させ、DO が $2 \sim 3\text{mg/l}$ になるように水中攪拌機の回転数を制御した。

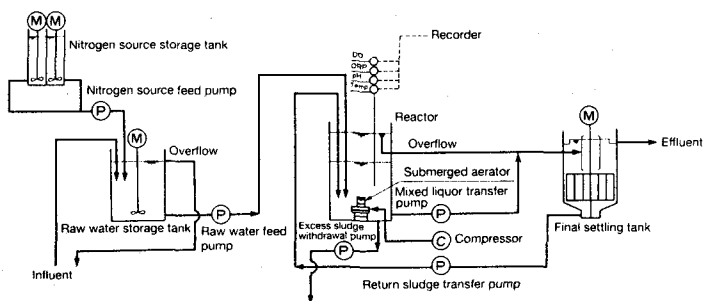


Fig. 1 Flow Diagram of Pilot Plant

SRT の設定は余剰汚泥を反応タンクから直接引抜くことにより行われる。最終沈殿池容量は 0.94m^3 、水面積は 0.78m^2 である。

(2) 実験条件・方法

実験は 1 週間を 1 周期とし、1 日内の時間変動は与えず、各曜日によって原水供給量を変化させた。各 RUN における原水供給量と設定条件を表-1、表-2 に示す。

RUN1 は 1 週間の内、2 日間を HRT19.8 時間、1 日間を 33.0 時間、残り 4 日間を 99.1 時間とした。

この場合、水量の最大負荷 1.0 に対し、最小負荷率 0.2 である。表-2 の中で設定 SRT とあるのは、反応タンク容量に対する反応タンクからの余剰汚泥引抜き量比の逆数である。また設定 ASRT とは、(1) 式に示すように設定 SRT と 1 日の中での好気時間比との積である。

Table 1 Weekly fluctuation of influent flow rate

Unit : (m^3/day)

RUN No.	Mon.	Tue.	Wed.	Thr.	Fri.	Sat.	Sun.
1	0.46	1.38	2.30	2.30	0.46	0.46	0.46
2	0.46	1.38	2.30	2.30	0.46	0.46	0.46
3	0.23	0.23	0.23	2.30	0.23	0.23	0.23
4	0.46	0.46	0.46	2.30	0.46	0.46	0.46

Table 2 Experimental conditions

RUN No.		**									2	3	4			
		I			II			III								
		'92 1/13 ~ 1/24			'92 1/25 ~ 2/10			'92 2/11 ~ 2/29						'92 3/10 ~ 5/14	'92 5/18 ~ 8/5	'92 '93 12/24 ~ 2/17
Experimental periods																
reactor	Inflow rate (m ³ /day)	0.46	1.38	2.30	0.46	1.38	2.30	0.46	1.38	2.30	0.23~ 0.46 99.1~ 198	2.30	0.23	2.30	0.46	2.30
	HRT (hrs)	99.1	33.0	19.8	99.1	33.0	19.8	99.1	33.0	19.8	19.8	198	19.8	99.1	19.8	
	Setting SRT (days)	100~ 136	33~ 45	20~ 27	100~ 173	33~ 58	20~ 33	190	59	36	90~ 158	18~ 31	211	21	112	31
	Excess sludge (t /day)	14~ 19	42~ 57	70~ 95	11~ 19	33~ 57	57~ 95	10	32	53	12~ 21	62~ 103	9	90	17	61
	Setting ASRT (days)	10~ 14	10~ 14	10~ 14	10~ 17	10~ 17	10~ 17	19	18	18	45~ 79	9~ 16	10	6~10	19	13
	** Oxidic and anoxic ON time (mins) OFF	12 108	36 84	60 60	12 108	36 84	60 60	12 108	36 84	60 60	60 60	60 114	6 84-60	20 100	50 70	
Settling tank	Overflow rate of settling tank (m ³ / m ² ·d)	0.59	1.8	2.9	0.59	1.8	2.9	0.59	1.8	2.9	0.29~ 0.59	2.9	0.29	2.9	0.59	2.9
	Settling time (hrs)	49.1	16.4	9.8	49.1	16.4	9.8	49.1	16.4	9.8	49.1~ 98.3	9.8	98.3	9.8	49.1	9.8
	Return sludge ratio (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

*1 RUN I Setting ASRT $\approx$ Critical ASRT *2 Oxidic and anoxic time ON : oxidic time ($\text{DO} \geq 0.5\text{mg/l}$)
II Setting ASRT < Critical ASRT OFF : anoxic time ($\text{DO} \leq 0.2\text{mg/l}$)
III Setting ASRT > Critical ASRT

$$\text{ASRT} = \text{SRT} \times \frac{T_A}{24} \quad \dots (1)$$

ここに、ASRT : 好気時間における SRT (日)

T_A : 1 日における好気運転時間 (時間)

RUN 1, 3, 4 は水量負荷に応じて汚泥引抜き量を変化させ、MLSS を一定とし、この結果設定 SRT は異なるが、(1) 式より 1 日の好気時間比を変えることにより、各 RUN 中の設定 ASRT をほぼ一定とした。一方 RUN 2 の対照実験は水量負荷に応じて SRT を設定したが、ばっ気サイクル 2 時間の中の好気攪拌、無酸素攪拌時間を 60 分ずつに固定したため ASRT は変動する。

各 RUN の条件で 1～2 ヶ月間運転を行い、処理の状態が安定した後にデータを採取した。採取項目は pH, アルカリ度, 透視度, SS, T-COD_{Mn}, S-COD_{Mn}, T-BOD, S-BOD, ATU-BOD, T-P, O-P, T-N, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, 水温, MLDO, ORP, MLSS, MLVSS, SV₃₀ で ORP については飽和塩化銀の複合電極を用い、他は下水試験方法に準拠した。

3. 調査・実験結果と考察

3.1 終末処理場における負荷変動

汚水処理における負荷変動とは、ある単位時間内に処理施設に流入する水量、水質濃度、あるいはそれらの積の変動と定義できる。負荷変動を時系列的にみると、日間、週間、季節間、年間などの単独周期、あるいはそれらの複合周期によって生じる予測可能なものと、雨水流入など長期予測の困難なものに分けることができる。終末処理場における流入水負荷量の変動例を以下に述べる。

(1) 規模別終末処理場における流入下水量の日間変動

流入下水量 410 m³/日の Y 処理場、30,200 m³/日の C 処理場、643,000 m³/日の S 処理場における平日の流入下水パターンを図-2 に示す。各処理場ともに流入下水量は時刻によって変化するが、時間平均水量に対する時間最大水量、即ち変動比は小規模の Y 処理場の 2.9 に対し、中規模の C 処理場では 1.9、大規模の S 処理場では 1.5 と小さくなり、流入水量のピークも Y 処理場が午前 8 時、C 処理場が午前 10 時、S 処理場では午後 1 時と遅れる傾向にある。これは下水が処理場に到達するまでの時間差によるものである。

(2) 流入下水量の週間変動

工場排水を受け入れている特定公共下水道の B 処理場と観光地に立地する特定環境保全公共下水道の K 処理場における週間の流入下水量を図-3 に示す。両者は逆の流入パターンを示すことがわかる。B 処理場では多くの工場が休業となる週末に負荷量が小さくなるが、K 処理場では観光客の多い週末に負荷量が大きくなっている。

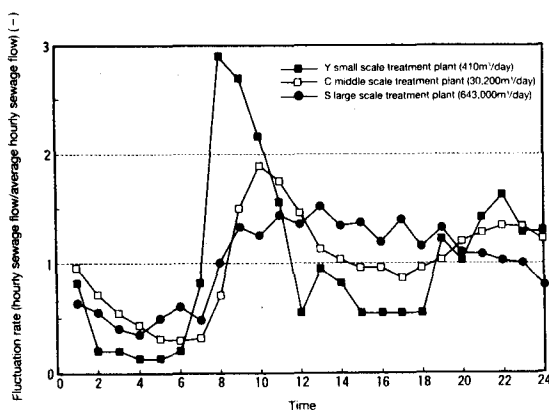


Fig. 2 Hourly Fluctuation of Sewage Flow Rate to Each Scale of Treatment Plant

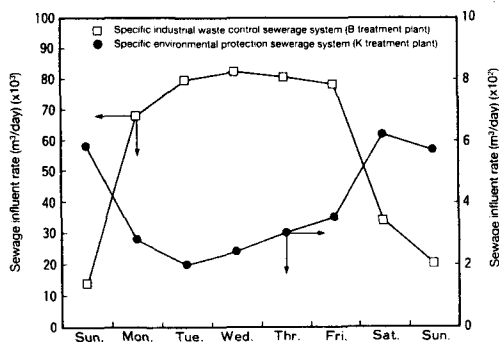


Fig. 3 Weekly Fluctuation Examples of Sewage Influent

(3) 特定時の負荷変動

図-4 は上記 B 処理場における盆前後の流入下水量、図-5 はスキー場に立地する N 処理場における

12月～1月の流入下水水量である。

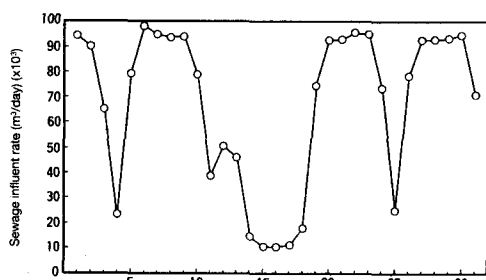


Fig. 4 Daily Fluctuation of Sewage Influent during the Period before and after the Buddhist All Soul's Day (B treatment plant)

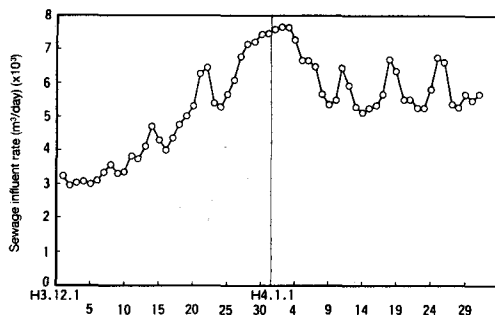


Fig. 5 Daily Fluctuation of Sewage Influent during Specific Period (N treatment plant)

B処理場では盆を中心とした約1週間の負荷量は平日の1/10まで低下し、その後急速に元に戻る。N処理場ではスキーズン入りする12月下旬には同月初旬の2.5倍の負荷量に上昇する。双方とも急激な負荷上昇時の水処理施設、汚泥処理施設の運転に苦慮している。

(4) 流入下水量の年間変動

上記N処理場における年間の負荷変動を図-6に示す。図は各月の日最大、日平均、日最小の流入水量を示しているが、毎年同様のパターンを繰り返していることがわかる。

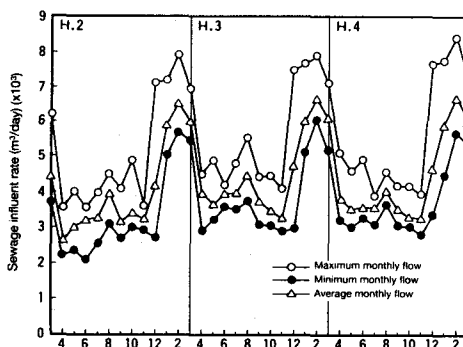


Fig. 6 Monthly Fluctuation of Sewage Influent (N treatment plant)

(5) 考察

一般の生活排水、工場排水、観光地排水などによって終末処理場への流入負荷変動パターンは様々であるが、1～2年程度の運転経験により、予測は可能と考えられる。

3.2 回分実験

3種類の空ばっ気方法による各混合液の性状変化（硝化速度用回分実験時）を表-3に、硝化速度、脱窒速度の経日変化をそれぞれ図-7、図-8に示す。

(1) 回分実験におけるアルカリ剤添加

pH変化による諸影響を防ぐ目的で、実験期間中に混合液pHが6.5以下になれば、アルカリ剤としてNaHCO₃を添加し、pH7付近に調整する予定であった。連続ばっ気を行った混合液は1日後にpH5.43、アルカリ度4.0に低下したためアルカリ剤添加を行った。2日後、3日後も同様であった。一方、間欠ばっ気を行った他の2者はpH低下が生じなかったため、アルカリ剤添加の必要はなかった。

(2) MLSS、MLVSSの経日変化

MLSS、MLVSSは3者間で大きな差が生じた。連続ばっ気では、6日後のMLSSは3,020mg/ℓから1,880mg/ℓとその38%が減少したが、60分毎の間欠ばっ気では2,310mg/ℓ、減少率24%、30分ばっ気90分停止では2,540mg/ℓ、減少率は16%であった。

(3) 窒素濃度の経日変化

連続ばっ気では当初のT-N4.9mg/ℓから徐々に上昇し、6日後には37.9mg/ℓに達した。この内、活性汚泥の自己分解により放出されたNH₄-Nが酸化され、NO₃-Nに変化したものが34.7mg/ℓを占めているが、硝化速度の低下によりNH₄-Nも1.78mg/ℓ残留している。一方間欠ばっ気の2者はMLSS、MLVSS低下の少なさからもわかるように、活性汚泥の自己分解によるNH₄-Nの放出量が小さく、

放出された $\text{NH}_4\text{-N}$ が酸化され、 $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化したとしても、ばっ気停止期間中に脱窒されるため、6 日後の T-N は 60 分毎の間欠ばっ気で 5.2mg/l 、30 分ばっ気 90 分停止では 3.7mg/l と低濃度になったと推定される。

Table 3 Change of water quality during no-load aeration period (before sampling)

		No-load aeration time (days)	Temperature (°C)	MLSS (mg/ L)	MLVSS (mg/ L)	pH (—)	Alkalinity (mg/ L)	NH ₄ -N (mg/ L)	NO ₂ -N (mg/ L)	NO ₃ -N (mg/ L)	T- N (mg/ L)	DO (mg/ L)	Remark (20 % Na ₂ CO ₃ addition)
Continuous aeration		0	24.2	3,020	2,620	7.14	45.8	2.48	0.15	1.3	4.9	2.8	pH 6.84
		1	24.9	2,770	2,370	5.75	4.0	0.97	ND	11.5	14.0	3.1	pH 5.43 → 6.95
		2	25.2	2,580	2,200	7.11	31.3	1.31	0.02	16.0	18.3	3.0	pH 6.86 → 7.10
		3	25.0	2,330	1,970	5.86	2.0	1.13	0.04	28.4	31.0	3.8	pH 5.24 → 7.14
		6	25.9	1,880	1,530	7.00	27.4	1.78	0.01	34.7	37.9	3.9	pH 6.84 Non-addition
Intermittent aeration (mins)	ON 60	0	24.2	3,020	2,620	7.14	45.8	2.48	0.15	1.3	4.9	0.0~2.8	
		1	24.9	2,810	2,400	7.20	42.3	0.69	ND	0.5	2.7	0.0~2.0	Non-addition
		2	25.2	2,730	2,330	7.26	41.3	0.94	0.01	1.0	3.0	0.0~3.0	Non-addition
	OFF 60	3	24.8	2,590	2,190	7.24	34.8	0.47	0.01	2.4	4.0	0.0~3.2	Non-addition
		6	25.9	2,310	1,910	7.20	33.0	0.69	ND	3.1	5.2	0.0~3.4	Non-addition
Intermittent aeration (mins)	ON 30	0	24.2	3,020	2,620	7.14	45.8	2.48	0.15	1.3	4.9	0.0~2.6	
		1	24.9	2,840	2,430	7.41	48.8	0.40	ND	0	1.9	0.0~1.9	Non-addition
		2	25.2	2,800	2,390	7.37	49.8	0.57	0.01	0	1.9	0.0~3.3	Non-addition
	OFF 90	3	24.8	2,710	2,290	7.32	44.8	0.47	0.01	0	1.8	0.0~3.2	Non-addition
		6	26.0	2,540	2,120	7.32	36.3	0.61	ND	2.1	3.7	0.0~3.5	Non-addition

ON : aeration time
OFF : non-aeration time

(4) 硝化速度

硝化速度には極めて顕著な差が現れた。当初の硝化速度 $5.8\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ に対し、6 日後には、連続ばっ気では $0.8\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ と当初の 14 %に、60 分毎の間欠ばっ気では $3.2\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ と 55 %に減少したが、30 分ばっ気 90 分停止では 6 日後も $5.5\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ と当初の 95 %を維持していた。田中ら⁶⁾は包括固定化した硝化細菌について、10 日間の空ばっ気を行った結果、硝化速度は著しく低下し、その原因は硝化細菌 1 細胞当りの硝化活性の低下に起因するのではなく、菌体数の減少によって生じたことを報告している。

本報では、硝化速度、脱窒速度の単位表示を $\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ とした。この理由は、混合培養系における細菌数は ASRT があるレベル以上あれば、MLSS に依存せず一定値を示す⁷⁾ ことから上記単位を用いる方が妥当と判断した。

(5) 脱窒速度

当初の脱窒速度 $1.54\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ に対し 6 日後は $0.67\sim0.84\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ と 3 者間で大差はみられなかったが、間欠ばっ気を行った 2 者は空ばっ気 2 日後まで脱窒速度は低下しなかったのに対し、連続ばっ気では 1 日後に $0.75\text{mg-N/l}\cdot\text{hr}$ と急激に低下した。これは有機物のない状態で、酸素や $\text{NO}_3\text{-N}$ の存在により脱窒細菌の死滅が促進されることを示唆している。

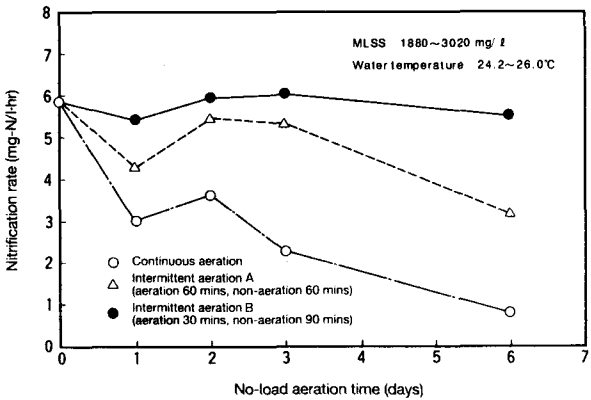


Fig. 7 Relationship between the No-load Aeration Time and Nitrification Rate

(6) 考 察

無負荷状態でのばっ気は活性汚泥の自己分解を促進し、硝化活性、脱窒活性を著しく低下させる。負荷変動の大きい処理場では、負荷量が小さい時はばっ気時間をそれに見合うようにし、さらに余剰汚泥の引抜き量も汚泥発生量に応じて減量すれば、活性汚泥量とその活性を一定に保つことができると推定される。

3. 3 パイロットプラント実験

終末処理場は年間の内、最大負荷量の流入する日に対応できるように設計されている。パイロットプラント実験は、図-3に示した観光地のK処理場のような、週間の内1~2日のみ最大負荷量の流入する処理場を想定して行った。このような負荷変動に対して常時安定した処理を行うためには、最大負荷量流入時に対応できる活性汚泥の量と活性を、長期に亘る低負荷の期間中にも保

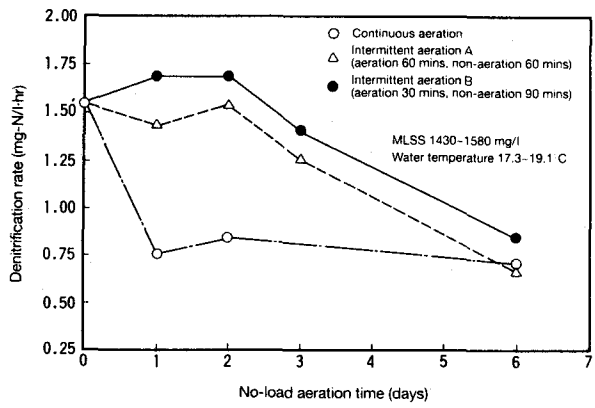


Fig. 8 Relationship between the No-load Aeration Time and Denitrification Rate
Table 4 Results of Experiments

RUN No.	Experimental periods	I									2		3		4	
		I-92			II-92			III-92			I-92		II-92		I-92, II-93	
		1/13 ~ 1/24			1/25 ~ 2/10			2/11 ~ 2/29			3/10 ~ 5/14		5/18 ~ 8/5		12/24 ~ 2/17	
reactor	Inflow rate (m ³ /day)	0.46	1.38	2.30	0.46	1.38	2.30	0.46	1.38	2.30	0.23~0.46	2.30	0.23	2.30	0.46	2.30
	Temperature of reaction (°C)	12.4	13.0	12.3	9.9	10.3	10.5	11.0	10.7	11.4	16.0	14.7	22.3	23.0	15.0	15.7
	MLDO (mg/l)	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~	0~
	• ORP (mv)	-39~	-7~	66~	-55~	-23~	67~	-121~	-118~	-42~	93~	33~	-64~	41~	-95~	-97~
		90	107	139	106	156	178	85	108	105	282	207	98	282	111	120
	MLSS (mg/l)	2,580	2,660	2,630	2,790	2,790	2,770	2,950	2,920	2,930	2,260	2,540	2,100	2,100	3,560	3,320
	MLVSS (mg/l)	2,260	2,310	2,300	2,410	2,420	2,400	2,570	2,550	2,560	1,920	2,180	1,710	1,730	3,080	2,850
	SRT (days)	107	35.3	22.0	121~171	29.7~47.0	18.6~30.2	180	48.7	31.2	149	21.3	158	18.5	147	26.5
	ASRT (days)	10.7	10.6	11.0	12.1~17.1	8.9~14.1	9.3~15.1	18.0	14.6	15.6	74.5	10.7	7.9	6.6	24.5	11.1
	SV ₃₀ (%)	84.6	85.0	83.3	88.1	90.7	87.1	87.8	89.3	86.2	46.2	66.9	24.7	26.7	94.8	91.2
	SVI (ml/g)	329	320	317	316	325	317	298	306	295	190	253	122	128	220	193

• Working electrode : Combined electrode of Saturated Silver chloride

Table 5 Influent and effluent Quality

RUN No.	Inflow rate (m ³ /day)	I, III						II		2				3		4	
		0.46		1.38		2.30		2.30		0.23 ~ 0.46		2.30		2.30		2.30	
		Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent	Influent	effluent
pH	(-)	7.58	7.39	7.77	7.42	7.47	7.17	7.84	7.31	7.61	7.17	7.53	6.92	7.39	7.18	7.81	7.00
Alkalinity	(mg/l)	157	82.9	182	77.1	145	61.9	181	92.5	161	40.6	159	41.8	186	58.9	178	50.2
Transparency	(cm)	3.9	96.0	3.9	80.0	3.6	61	4.1	69	3.6	100	3.8	45.0	3.9	66.1	3.8	52
SS	(mg/l)	140	3.3	136	3.5	156	7.3	137	5.9	169	1.9	164	5.2	165	4.5	154	8.1
T-COD M _n	(mg/l)	95.6	7.5	94.9	7.9	95.6	10.2	87.4	9.4	97.7	6.4	101	8.6	89.5	6.5	74.9	6.7
S-COD M _n	(mg/l)	42.1	7.0	42.1	6.9	40.5	8.4	37.0	7.9	37.9	5.9	44.1	7.1	34.1	5.2	30.3	4.3
T-BOD	(mg/l)	178	3.7	189	5.8	147	11.7	136	17.4	155	2.3	187	7.1	179	6.2	201	8.6
S-BOD	(mg/l)	75.0	1.7	79.4	1.5	74.9	1.2	58.8	1.8	34.9	1.8	71.9	2.1	44.6	1.4	60.1	1.2
ATU-BOD	(mg/l)	-	2.2	-	2.1	-	3.7	-	4.1	-	1.6	-	3.3	-	2.3	-	3.6
T-P	(mg/l)	4.00	1.94	3.67	1.36	4.25	1.50	3.69	1.06	4.31	1.87	4.20	2.17	4.21	1.01	3.68	0.71
O-P	(mg/l)	1.23	1.82	1.08	1.24	1.48	1.30	1.33	0.87	1.16	1.74	1.37	2.01	1.48	0.86	0.89	0.51
T-N	(mg/l)	40.6	2.50	43.6	3.41	34.0	5.30	40.0	8.84	40.1	7.10	34.3	8.81	49.0	4.90	41.9	5.89
NH ₄ -N	(mg/l)	28.3	0.72	30.9	0.63	23.4	1.16	31.6	6.59	28.7	0.21	28.0	0.55	32.9	0.77	30.9	0.84
NO _x -N	(mg/l)	-	0.43	-	1.34	-	2.59	-	1.17	-	5.35	-	7.04	-	2.84	-	3.15

持する必要がある。

MLSS、ASRT一定制御とは、汚泥発生量が負荷量に比例することと、負荷変動が予測できることを前提とした上で、負荷量と汚泥引き抜き量を比例させることによりMLSS濃度を一定とし、さらに負荷量とばっ気時間を比例させることにより活性汚泥の自己分解を防ぎ、活性を保つことを目的としている。

パイロットプラント実験の結果の内、反応タンクについて表-4に、原水と処理水の性状について表-5に示した。

(1) RUN 1 の結果

RUN 1 における ASRT、計算より求めた硝化限界の ASRT、MLSS および処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ を図-9 に示す。硝化限界の ASRT は次式により求めた¹⁾。

$$\text{ASRT} = 40.7 \exp(-0.101T) \dots\dots\dots (2)$$

ここに、 T : 反応タンク水温 ($^{\circ}\text{C}$)

RUN 1-I は ASRT を水温の低下に応じて設定 ASRT = 限界 ASRT となるように 10 日→14 日と漸増させた。実際の ASRT は図にあるように 9.7~12.5 日であった。

設定 ASRT は、反応タンク容量に対する反応タンクからの引き抜き量を計算基準としているが、実際の ASRT は処理水として流出する SS 量と反応タンクから引き抜いた MLSS 量との和を余剰汚泥量としているため、実際の ASRT は設定値より若干低くなる。

RUN 1-II は、設定 ASRT < 限界 ASRT とし、RUN 1-III は、設定 ASRT > 限界 ASRT とした。

処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ は RUN 1-I で 1~3mg/ℓ、RUN 1-II で最大 10mg/ℓ、RUN 1-III では 1mg/ℓ 以下となった。この時の ASRT、処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、反応タンク水温、限界 ASRT の関係を図-10 に示す。図より ASRT 14 日以上ではほぼ完全硝化、10~13 日では不完全硝化、10 日未満では硝化細菌の急速な washout の生じることがわかる。ASRT 10~13 日の不完全硝化は、日間変動による原水中窒素の濃度変化(ピーク負荷)に起因するものと考えられる。

RUN 1-I、III における流入水量 0.46 m^3 /日、1.38 m^3 /日の低、中負荷日では処理水 BOD 3.7~5.8mg/ℓ、 $T\text{-N}$ 2.50~3.41mg/ℓ と良好な処理水質が得られている。RUN 1-I、III、と RUN 1-II の流入水量 2.3 m^3 /日の時の処理水質について、ATU-BOD はそれぞれ 3.7mg/ℓ、4.1mg/ℓ

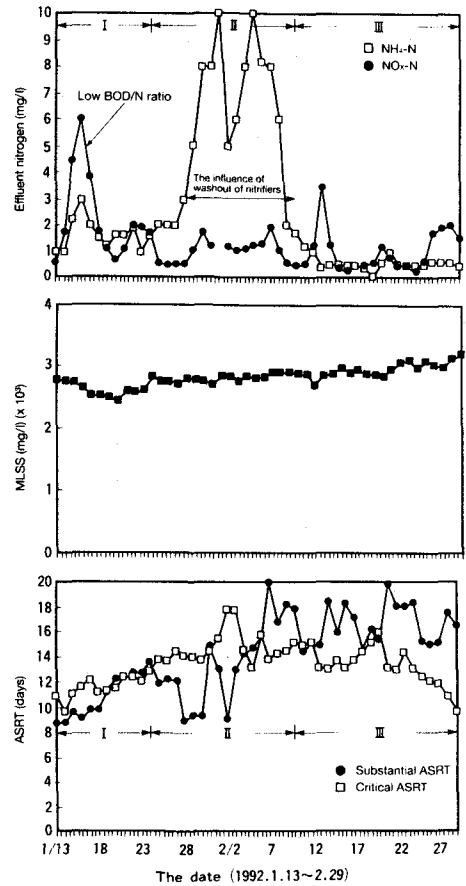


Fig. 9 Time Course of ASRT, MLSS and Effluent Nitrogen (the period of low water temperature) (RUN 1 ASRT control)

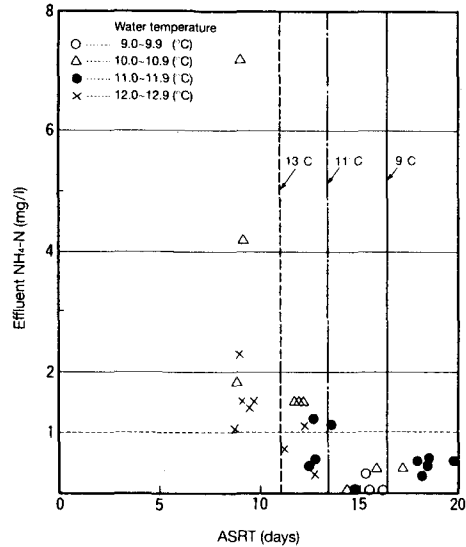


Fig. 10 Relationship between Water Temperature, ASRT and Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$

と大差はなかったが、BODについては11.7mg/ℓ，17.4mg/ℓ，T-Nは5.30mg/ℓ，8.84mg/ℓ，NH₄-Nは1.16mg/ℓ，6.59mg/ℓと、RUN1-Ⅱにおける硝化細菌のwashoutの影響が現れた。

(2) RUN2，RUN3，RUN4の結果

RUN1の結果より、RUN2以降は設定ASRT>限界ASRTとした。RUN2，RUN3，RUN4におけるASRT，計算より求めた硝化限界のASRT，MLSS，処理水NH₄-N，NO_x-Nをそれぞれ図-11，図-12，図-13に示す。

RUN2は負荷

変動パターンの

異なるRUN2

-Ⅰと2-Ⅱ

とで、処理水

NO_x-Nに差

が現れた。処理

水NO_x-Nは

負荷変動に応じ

て周期的に増減

し、RUN2-Ⅰ

では0.6～

10mg/ℓであっ

たが、RUN2

-Ⅱでは2～

14mg/ℓとなっ

た。またMLSS

は、RUN2-Ⅰ

ではほぼ

3,000mg/ℓに安

定していたが、

RUN2-Ⅱでは

徐々に下降し

た。これは最終

沈殿池内で脱窒

が生じ、活性汚

泥が沈殿池表面にスカムとなって浮上堆積したためである。

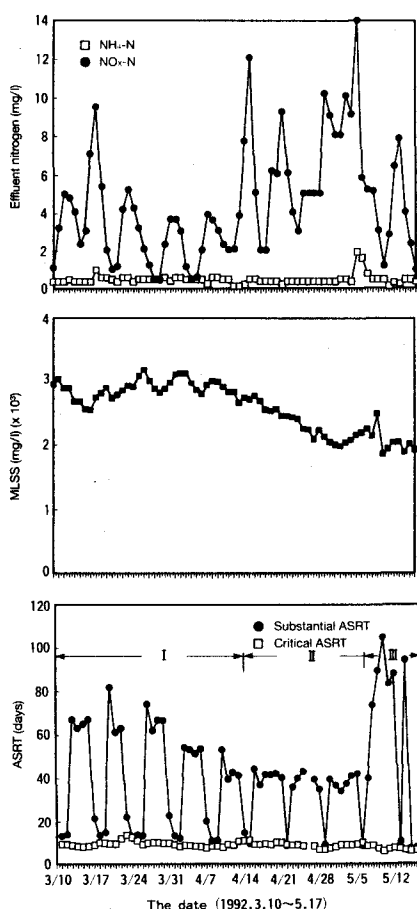


Fig. 11 Time Course of ASRT, MLSS and Effluent Nitrogen (RUN 2 control)

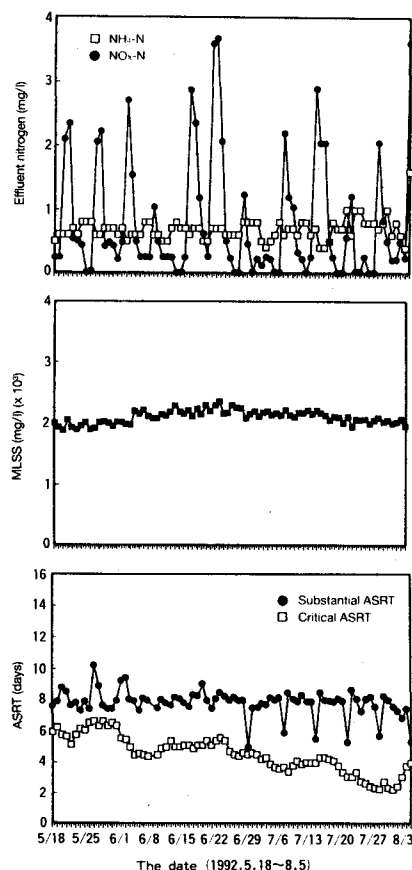


Fig. 12 Time Course of ASRT, MLSS and Effluent Nitrogen (RUN 3 ASRT control)

RUN3は反応タンク水温22～23℃と高水温時の実験で、週の内1日のみ2.3m³/日の高負荷とし、残り6日をその1/10，0.23m³/日の低負荷とした。設定ASRTは実験前半については10日、6月25日以降は2.3m³/日のみ6日とした。実際のASRTはほぼ8日に安定し、MLSSも2,000mg/ℓ付近に安定している。処理水NH₄-Nは1mg/ℓ以下で、NO_x-Nは0～3.8mg/ℓであった。処理水NH₄-Nは負荷が変動しても変化は小さいが、NO_x-Nは高負荷時に高く、低負荷時になると低下する。これは低負荷時には無酸素攪拌時間が長くなるため、脱窒が促進されるからである。実験後半で2.3m³/日の設定ASRTを10日から6日に短縮したのは、無酸素攪拌時間の延長によって、脱窒をさらに促進させる目的であったが、結果は前半と大差がなかった。

設定 ASRT を 15 日とした RUN 4 の負荷変動パターンは RUN 2 - II と同じで、反応タンク水温も RUN 2 - II と類似している。好気攪拌 60 分、無酸素攪拌 60 分に固定した RUN 2 - II と好対照である。

設定 ASRT 15 日に対し、実際の ASRT は 12 日、MLSS は 3,000mg/ℓ 付近に安定し、処理水 $\text{NH}_4\text{-N}$ 1mg/ℓ 以下、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 0 ~ 3mg/ℓ と安定して良好な結果が得られた。2.3 m³/日流入時における処理水質について、ASRT 制御を行わなかった RUN 2 と比較すると、SS, BOD, COD では大差なかったが、T-P は RUN 2 : 2.17mg/ℓ, RUN 4 : 0.71mg/ℓ, T-N は RUN 2 : 8.81mg/ℓ, RUN 4 : 5.89mg/ℓ と差異がみられた。

(3) 考 察

今回の実験では、ASRT 制御の有無によって窒素除去に大きな差が現れたが、BOD 除去に差はみられなかった。これは ASRT 制御を行わない場合でも、無酸素攪拌時間が確保される本法の特徴や BOD 酸化細菌の増殖速度が大きいこと、負荷変動周期が 1 週間と短かったことなどによるものと推定される。

実際の ASRT は、処理水として流出する SS のため、反応タンク容量に対する反応タンクからの汚泥引抜き量から求めた設定値より若干小さくなる。設定 ASRT に対する実際の ASRT は、RUN 2 - III : 18 日 → 15 日, RUN 3 : 10 日 → 8 日, RUN 4 : 15 日 → 12 日と約 80 % が安定的に確保されて

いる。また、RUN 1 の結果より、実際の ASRT は (2) 式から求めた数値の 1.2 ~ 1.3 倍程度確保するのが無難である。これらを考慮し、ASRT は (2) 式から求めた数値の 1.5 倍程度に設定すべきと考えられる。

今回用いたパイロットプラント最終沈殿池の水面積負荷が比較的小さいが、実験設備ゆえに安全サイドに設計したものであり、実施設では異なる。筆者らはオキシデーションディッチ法に比較し、同法が卓越した汚泥の固液分離性能が得られることを既報している⁸⁾。

4. 要 約

調査・実験結果を以下に要約する。

- (1) 終末処理場によって、負荷変動パターンは様々であるが、その予測は可能である。
- (2) 基質供給のない無負荷状態では、ばっ気によって硝化活性は急速に低下し、溶存酸素、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の存在によって脱窒活性も低下する。
- (3) 負荷に応じた余剰汚泥の反応タンクからの直接引抜きと、タイマーによる好気攪拌時間の設定により、MLSS, ASRT は容易に一定制御できる。
- (4) ASRT の設定は、水温に応じて異なる硝化限界の式 $\text{ASRT} = 40.7 \exp(-0.101T)$ を使い、その 1.5 倍程度とするのが妥当である。
- (5) MLSS, ASRT 一定制御により、水温 10 ~ 23℃, HRT 19.8 ~ 198 時間の 1 週間を周期とする負荷変動下で、T-N 除去率 80 % 以上を安定して達成できた。

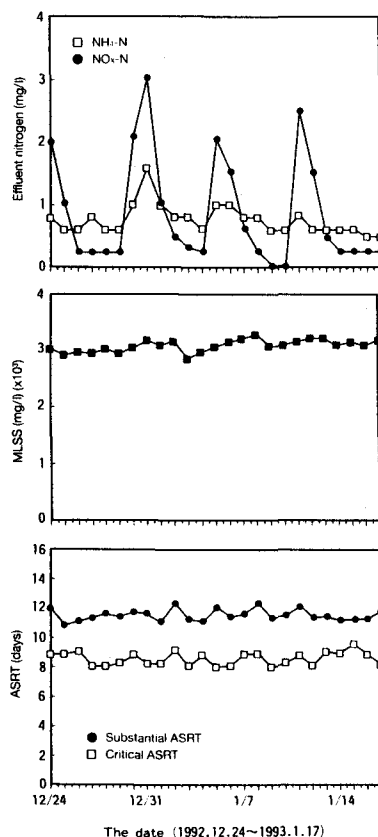


Fig. 13 Time Course of ASRT, MLSS and Effluent Nitrogen (RUN 4 ASRT control)

5. おわりに

単槽式嫌気・好気活性汚泥法は、ASRT 制御を行うことを前提として開発された方法であるが、本法以外でも、ばっ気停止時における散気装置の目詰りに心配がなく、余剰汚泥濃度の把握できる処理場であれば MLSS、ASRT 制御は容易に実行できる。本文中の B 処理場では、数年前から MLSS、ASRT 一定制御が採用され、工場が長期休業する盆暮や 5 月の連休後の水質は、以前より大幅に改善されている。

また ASRT 制御は負荷変動対策の他、巡回による汚泥引抜きが行われ、MLSS が周期的に変動する小規模処理場などにおける処理の安定化にも応用できるものと考えている。

参考文献

- 1) 大庭真治, 堺 好雄: 単槽式嫌気好気活性汚泥法における下水処理特性, 下水道協会誌論文集 投稿中
- 2) 大庭真治, 堺 好雄: 単槽式嫌気好気活性汚泥法の設計手法の提言, 下水道協会誌論文集 投稿中
- 3) 飯尾友幸, 原田良誠, 村上善之: 間欠ばっ気法による窒素除去に関する検討, 下水道協会誌, Vol.25, No.285, PP.16 ~ 23, 1988
- 4) 原田良誠, 三好郭仁: 間欠ばっ気法による窒素除去の処理特性, 衛生工学研究論文集, 第 24 巻, PP.75 ~ 83, 1988
- 5) 日本下水道協会: 下水試験方法, 1984 年度版
- 6) 田中ら: 硝化細菌の固定化担体内における減衰特性、土木学会第 49 回年次学術講演会 (1994 年 9 月)
- 7) 八木橋一郎, 小堀和夫, 落 修一: 活性汚泥中の硝化菌および脱窒菌に関する研究, 下水道協会誌, Vol.18, No.207, PP.10 ~ 19, 1981
- 8) 大庭真治, 堺 好雄: 単槽式嫌気好気活性汚泥法における固液分離特性 — 汚泥沈降速度の改善 —, 月刊下水道, Vol.15, No.12, PP.46 ~ 52, 1992