

低負荷活性汚泥法の BOD 除去特性に関する実験的研究

金 成 英 夫*・山 田 慎 吾**

Experimental Study on the BOD Removal of the Extended-Aeration Activated Sludge Process

By Hideo Kanari* and Shingo Yamada**

Synopsis: This paper deals with the effects of BOD removal characteristics at a extended aeration activated sludge, in which used synthetic waste as substrate. This study shows that the rate constant for BOD reaction is large in low BOD loading and the effluent BOD is almost independent of temperature and pH of the mixed liquor. Therefore, treatment efficiency of the extended aeration activated sludge shows to maintain high level, regardless of the change of the temperature and pH.

要旨: 本論文は曝気時間が長く、BOD 負荷の低い低負荷活性汚泥法の BOD 除去に及ぼす BOD 負荷、水温および混合液の pH の影響について、合成廃水を用いて実験的に検討を加えたものである。BOD 負荷が低い場合、BOD 除去速度係数は大きくなり、処理水 BOD は水温および混合液の pH の影響を受けなくなることを実験的に示した。

したがって、低負荷活性汚泥法は水温および pH 等の変化にもかかわらず、安定した処理効率を保つことができることを基礎的に示した。

1. 緒 論

大都市の下水は、ほとんどの場合、活性汚泥法によって処理されている。活性汚泥法は浄化効率も高く、敷地面積が比較的小さく¹⁾、散水炉床法に比べて、 $1/5 \sim 1/10$ 程度であるとされている²⁾。更に、臭気、蠅等の発生による環境衛生上の問題点も少ない。このため、活性汚泥法は大都市の下水処理法としては優れた方法であると考えられるが、維持管理が難しく、高度の運転技術を必要とし、余剰汚泥の発生量が多く³⁾、冬期の水温低下時に浄化効率が低下するなどの欠点があるとされている⁴⁾。

今後、下水道の普及が予想される地方都市、或は、人口低密度地域の下水処理においては、大都市型の下水処理法をそのまま小型化して用いても、余剰汚泥の処理・処分まで含めた維持管理を考えた場合、困難な問題が発生することが予想される。このため、維持管理が容易で、かつ、処理コストが低廉な低負荷活性汚泥法、すなわち、オキシデーションデッチ法などが、地方都市の下水処理

法として注目され始めている。低負荷活性汚泥法は余剰汚泥の発生量が少ないばかりではなく、酸素供給能が大きいため、負荷変動に強く、温度、流入下水の水質等の変化があっても、処理水々質はほとんど変化しないなど、ショックロードにともなう処理水々質の悪化が起こりにくいとされている⁵⁾⁶⁾。また、硝化も進行し、好氣的条件下でも高い脱窒率が得られるなど⁷⁾⁸⁾、低負荷活性汚泥法にはさまざまな特徴がある。

活性汚泥法の浄化効率に及ぼす BOD 負荷、水温および pH 等の影響に関する研究は数多くなされているが^{4)9)~20)}、BOD負荷の低い低負荷活性汚泥法の浄化効率に及ぼすこれらの因子に関する研究はほとんど行われていない。

本研究は低負荷活性汚泥法の BOD 除去に及ぼす BOD 負荷、水温および pH の影響について、合成廃水を用いて実験的に検討を加えたものである。

2. 実験装置および実験方法

2.1 実験装置

実験装置の概要を図 1 に示す。エアレーションタンクは幅 8.0 cm、長さ 27.0 cm、高さ 70.0 cm および有効容

*土木工学科 助教授
Associate Professor, Civil Engineering Division

**土木工学科

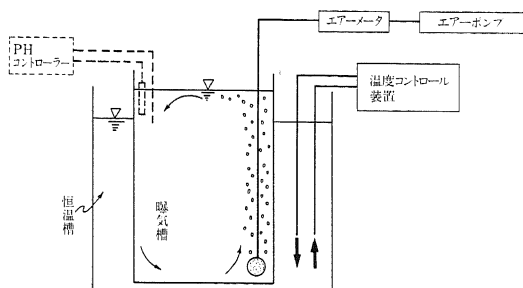


図1 実験装置

積 10.0 l である。タンクは恒温水槽中に設置し、温度コントロール装置によりタンク内の水温を一定とした。実験Ⅱの場合、pH コントロール装置により、タンク内混合液の pH は所定の値以下にならないようにした。エアレーションタンクの底部に散気管を設置し、曝気を行った。曝気量は浮子式流量計で測定した。

2.2 実験方法

(1) 実験Ⅰ

実験Ⅰでは処理水 BOD に及ぼす BOD 負荷および温度の影響について検討を加えた。表 1 は基質として使用した合成廃水の組成を示したものである。実験条件は BOD 容積負荷 (L_v) を 0.05, 0.10, 0.20, 0.40 および 0.60 $\text{kg} \cdot \text{BOD}/\text{m}^3 \cdot \text{日}$ とし、いずれの L_v の場合とも、水温は 5, 15 および 25℃ とした。更に、曝気量は 1 l/分とした。

表1 合成廃水の組成 (実験Ⅰ)

成 分	mg/l
Pepton	5300
肉エキス	5400
NH_4Cl	3300
$(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$	8800
Urea	1300
NaCl	500
K_2HPO_4	1400
KH_2PO_4	1100
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1600
KCl	3700
H_3BO_3	3100
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2000
$12\text{N} \cdot \text{H}_2\text{SO}_4$	4cc

BOD 分析値 BOD=8350 mg/l

表2 基質及び投入量 (実験Ⅱ)

成 分	投入量 (g/10 l・日)
スキムミルク	2
$(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$	0.8*

* 炭酸アンモニウム中の N

実験方法は朝 9 時に曝気を停止し、1 時間の静置沈殿の後、エアレーションタンクから上澄水を 2 l 引き抜いた後、合成廃水を 2 l 投入し曝気を開始する半連続投入のバッチテストとした。合成廃水は水道水で希釈し、所定の BOD 濃度とした後、エアレーションタンクに投入した。タンクから引き抜いた上澄水を処理水として水質分析を行なった。タンク内の MLSS は約 3000 mg/l を維持するように、汚泥の引き抜きを行なった。

(2) 実験Ⅱ

実験Ⅱは処理水 BOD に及ぼすエアレーションタンク内混合液の pH の影響について検討を加えた。基質は表 2 に示す。混合液の pH は pH コントロール装置で NaOH (1N) を添加し、pH 4.0, 5.0, 7.0, 8.5 および 9.5 以下にならないように設定した。

実験条件は水温 20℃ および L_v は 0.18 $\text{kg} \cdot \text{BOD}/\text{m}^3$ 日とし、滞留日数は 5 日とした。実験方法は実験Ⅰの場合と同じである。

(3) 水質分析

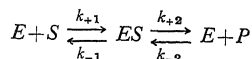
原水および処理水の水質分析は下水道試験法にしたがって行なった。ただし、BOD は硝化防止剤として、アリルチオ尿素を 2 mg/l 添加して分析を行なった。

3. 実験結果と考察

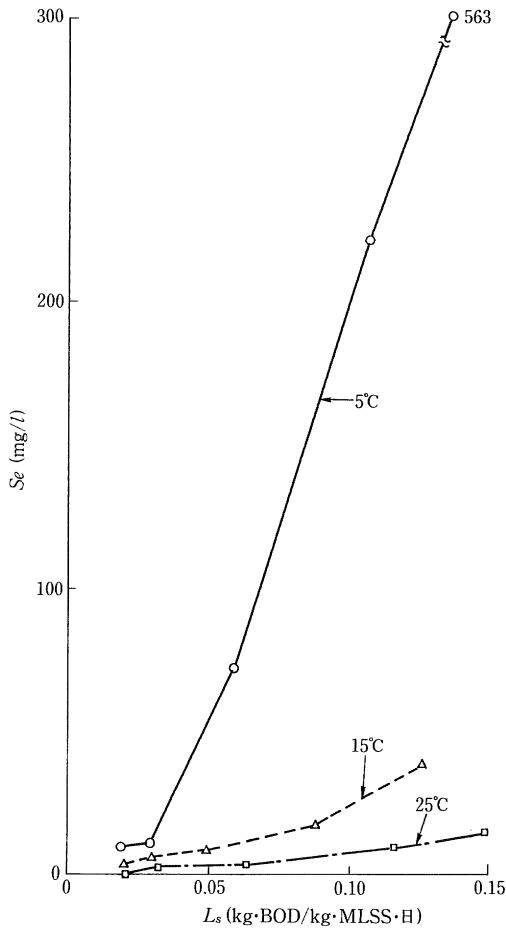
3.1 BOD 負荷と BOD 除去 (実験Ⅰ)

図 2 は BOD 汚泥負荷 (L_s) と処理水 BOD (S_e) との関係である。図 2 から、 L_s が高くなるにしたがって、 S_e は大きくなることが認められる。また、水温が高くなるにしたがって、低温時の場合に比べて、 S_e は大きくなることが認められる。以上の結果から、活性汚泥法の浄化効率は L_s だけでなく、温度にも大きく影響されることが考えられる。

活性汚泥法における基質除去は微生物群の酵素作用の結果であり、Michaelis と Menten は酵素反応を次のようにモデル化した²²⁾。すなわち



E : 酵素

図2 L_s と S_e の関係

S : 基質

ES : 酵素-基質錯体

P : 生産物

$k_{-2} = 0$ の場合、反応速度は次の式で表すことができる。

$$-\frac{dS}{dt_a} = \frac{dP}{dt_a} = \frac{V_m S}{[K_m + S]} \quad (1)$$

(1)式は Michaelis-Menten の式とされている。

生物作用における酵素は微生物が分泌するので、 V_m は次のように表すことができる²²⁾。

$$V_m = k_0 X \quad (2)$$

生産物 P は新しい微生物となると考えると、

$$P = X \quad (3)$$

となり、(1)式は次のように表わせる。

$$\frac{dX}{dt_a} = \frac{k_0 X S}{[K_m + S]} \quad (4)$$

(4)式は Monod の式と呼ばれている。ここで

$$\frac{dX}{dt_a} = -Y \frac{dS}{dt_a} \quad (5)$$

とすると、(4)式は次のようになる。

$$\frac{dS}{dt_a} = -\frac{k_0 X S}{Y [K_m + S]} \quad (6)$$

初期基質濃度が低い ($S_0 \ll K_m$) 場合、 X を一定とすると、(6)式は(7)式で近似できる²³⁾。

$$\frac{dS}{dt_a} = -k X_0 S \quad (7)$$

ただし、

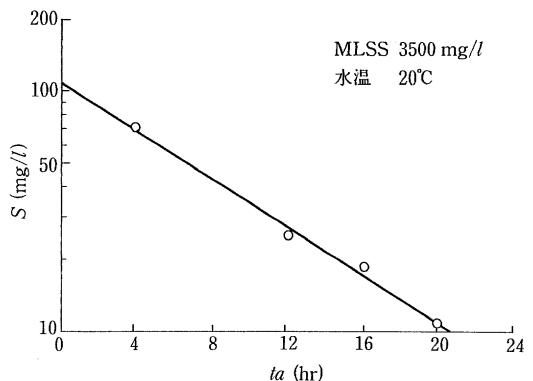
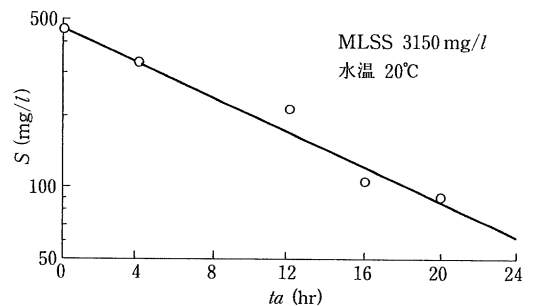
$$k = \frac{k_0}{K_m Y} \quad (8)$$

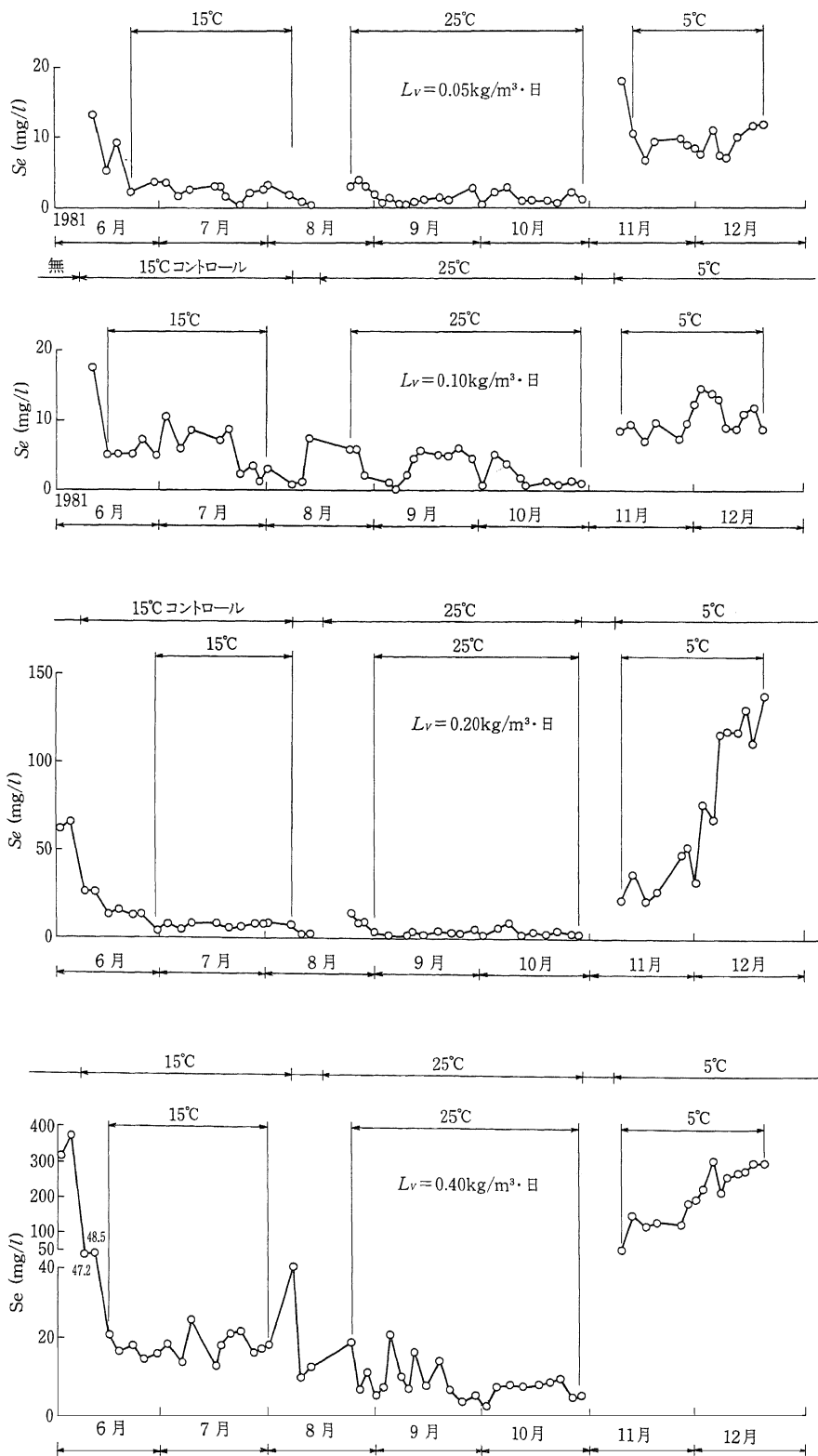
(7)式は Eckenfelder が基質濃度が低い場合の関係式として示した式と同じであり、更に、初期 BOD 濃度が 500 mg/l 以下の処理施設では、(7)式が良く合うとされている²³⁾。(7)式を積分すると、

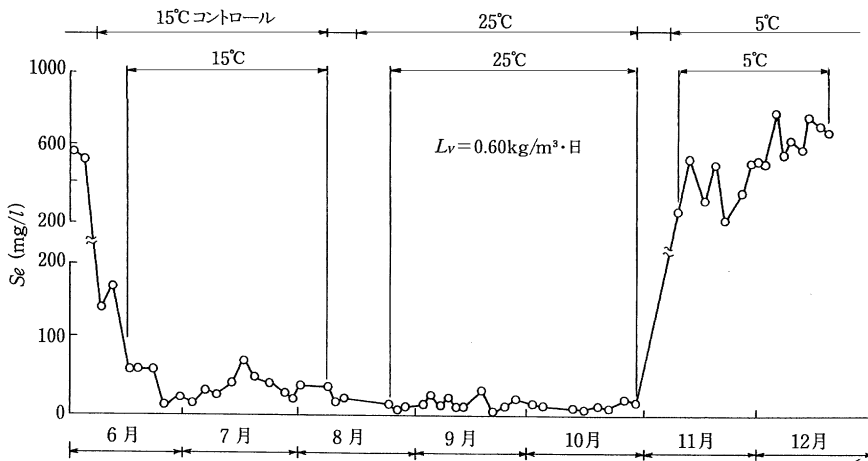
$$\ln \frac{S}{S_0} = -k X_0 t_a \quad (9)$$

となる。したがって、 S と t_a との関係は片対数グラフで直線となる。

図3は t_a と S との関係である。図3に見られるよう

図3 t_a と S との関係



図4 S_e の経日変化

に、 t_a と S との関係は片対数グラフで表わせる。したがって、本実験においても、 t_a と S との間には(7)式が適用できるものと考えられる。

図4は S_e の経日変化を示したものである。ここで、種汚泥は下水道処理場の活性汚泥を用い、合成廃水で約1カ月間馴養した後、所定の水温に設定して測定を開始した。また、水温を変化させた場合、図4に示すように、2週間から3週間の馴致期間後、処理水 BOD がほぼ安定した期間の平均値をその水温時における処理水 BOD 濃度 S_e とした。処理水 BOD を平均した期間は図4の中で矢印で示した。

一方、 S_0 はエアレーションタンク内に残存している BOD 量と投入した合成廃水の BOD 量とから算定した。以上のようにして求めた S_0 および S_e を用い、 X_0 を MLVSS で置き換え、(9)式で k を算定し、表3に示した。図5は L_s と k との関係を示したものである。図5から、いずれの温度の場合とも、 L_s が大きくなるにしたがって k は小さくなることが認められる。また、各温度ごとの L_s と k との関係は次の式で表わせる。すなわち、水温 5°C

$$k = 1.59 \times 10^{-5} - 9.75 \times 10^{-5} L_s \quad (10)$$

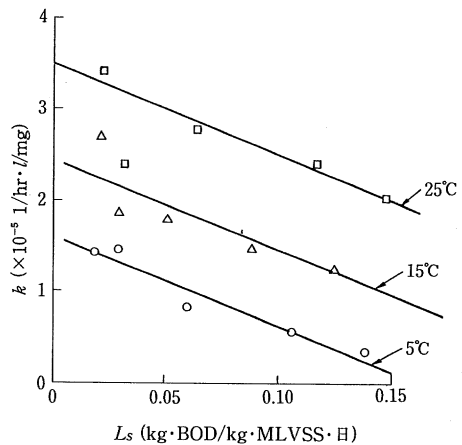
水温 15°C

$$k = 2.42 \times 10^{-5} - 9.75 \times 10^{-5} L_s \quad (11)$$

水温 25°C

$$k = 3.46 \times 10^{-5} - 9.75 \times 10^{-5} L_s \quad (12)$$

以上の結果は活性汚泥法の BOD 除去速度は L_s が小さくするにしたがって高くなることを示している。更に、この結果は大宰らが澱粉工場の廃水を用いて得た実験結果と同じ傾向を示している¹⁰⁾。

図5 L_s と k との関係

3.2 水温と BOD 除去 (実験-I)

活性汚泥法の BOD 除去に及ぼす水温の影響は実験的に種々の関係式が求められているが²⁴⁾、Van't Hoff-Arrhenius の式および Phelps の式が広く用いられている。このため、本研究においても、これらの関係式を用いて活性汚泥法に及ぼす水温の影響について検討を加える。

(1) Van't Hoff-Arrhenius の式

生物学的作用についても、その好適温度範囲内では、Van't Hoff-Arrhenius の式を適用することができる²⁴⁾。すなわち、

$$\frac{1}{k} \cdot \frac{dk}{dT} = \frac{\Delta E}{RT^2} \quad (13)$$

(13)式を積分すると、

表3 L_v, L_s および t と k の関係

L_v (kg/, ³ ・日)	t (°C)	MLSS (mg/l)	MLVSS (mg/l)	L_s (kg・BOD/kg・ MLVSS・日)	S_0 (mg/l)	S_e (mg/l)	k (1/hr・l/mg)
0.05	5	2560	2290	0.0182	50.7	9.1	1.42×10^{-5}
	15	2290	2010	0.0213	45.5	2.6	2.69×10^{-5}
	25	2060	1840	0.0234	44.4	1.6	3.41×10^{-5}
0.10	5	3280	2910	0.0291	95.0	10.2	1.45×10^{-5}
	15	3390	2820	0.0304	91.4	5.7	1.86×10^{-5}
	25	2980	2680	0.0322	89.3	3.1	2.37×10^{-5}
0.20	5	3330	2720	0.0568	231	71.7	8.1×10^{-6}
	15	3900	3410	0.0505	179	7.1	1.79×10^{-5}
	25	3070	2700	0.0640	174	3.4	2.75×10^{-5}
0.40	5	4010	2880	0.105	527	224	5.6×10^{-6}
	15	4670	3890	0.0884	361	17.4	1.47×10^{-5}
	25	3390	2960	0.117	354	8.3	2.40×10^{-5}
0.60	5	4710	2960	0.138	972	563	3.5×10^{-6}
	15	1960	4120	0.125	552	38.0	1.23×10^{-5}
	25	4260	3510	0.148	533	13.3	1.99×10^{-5}

$$\ln k = -\frac{\Delta E}{RT} + C \quad (14)$$

あるいは

$$\log k = -\frac{\Delta E}{2.3R} \cdot \frac{1}{T} + C' \quad (15)$$

となる。(15)式から、 $\log k$ と $1/T$ との関係は傾き $-\Delta E/2.3R$ の直線となる。

表3に見られるように、 L_v が同じでも、水温によって MLVSS が異なるため、必ずしも L_s が同じとは限らない。さらに、図5に示すように、 k は L_s の影響を受ける。このため、5°C および 25°C における k を 15°C の L_s の場合の k に換算 (k') して検討を加えた。すなわち、(10)式~(13)式から、5, 15 および 25°C のいずれの温度の場合とも、 L_s の係数は -9.75×10^{-5} であるため、次式で 15°C の L_s の場合の k に換算した。

$$k'_t = k_t + [(L_s)_t - (L_s)_{15}] \times 9.75 \times 10^{-5} \quad (16)$$

(16)式で換算した k と $1/T$ との関係を図6に示した。これらの直線の傾きから ΔE を求め、 L_s との関係を図7に示した。図7から、 ΔE は L_s が大きくなるにしたがって増加することが認められる。

生物反応では、 ΔE は 8000~18000 cal/mol の範囲内にあるとされ、特に、活性汚泥法では 14400 cal/mol の値が知られている²⁴⁾。また、活性汚泥法による下水処理では、須藤は $\Delta E = 10000 \sim 12000$ cal/mol²⁵⁾、および

Gotaas は水温 5~30°C の範囲では $\Delta E = 6990 \sim 16950$ cal/mol²⁶⁾ であるとしている。下水処理における ΔE が研究者によって以上のように異なった実験値を示しているのは、BOD 負荷が研究者によって異なっていることが原因の1つと考えられる。

(2) Phelps の式

Phelps は k と t との間には次の関係があるとしている²³⁾。すなわち、

$$\frac{k_{t_1}}{k_{t_2}} = \theta^{(t_1 - t_2)} \quad (17)$$

両辺の対数をとると

$$\log k_{t_1} = \log k_{t_2} + (t_1 - t_2) \log \theta \quad (18)$$

となる。したがって、 t と $\log k$ との関係は傾き $\log \theta$ の直線となる。

図8は 15°C の場合に換算した k と t との関係を示したものである。この直線の傾きから θ を求め、 θ と L_s との関係を図9に示した。図9から、 L_s が大きくなるにしたがって θ も増加することが認められる。

表4は橋本らの研究¹²⁾の中から、活性汚泥法の BOD 除去における θ を示したものである。水温範囲が 30~40°C では、 θ は 1 以下の値を示しているが、これは、水温が中温菌の好適温度範囲を越え、馴致が不十分なため、活性汚泥が失活したためと考えられる。したがって、 θ はほぼ 1.04~1.13 の範囲内にあるものと考えられる。本

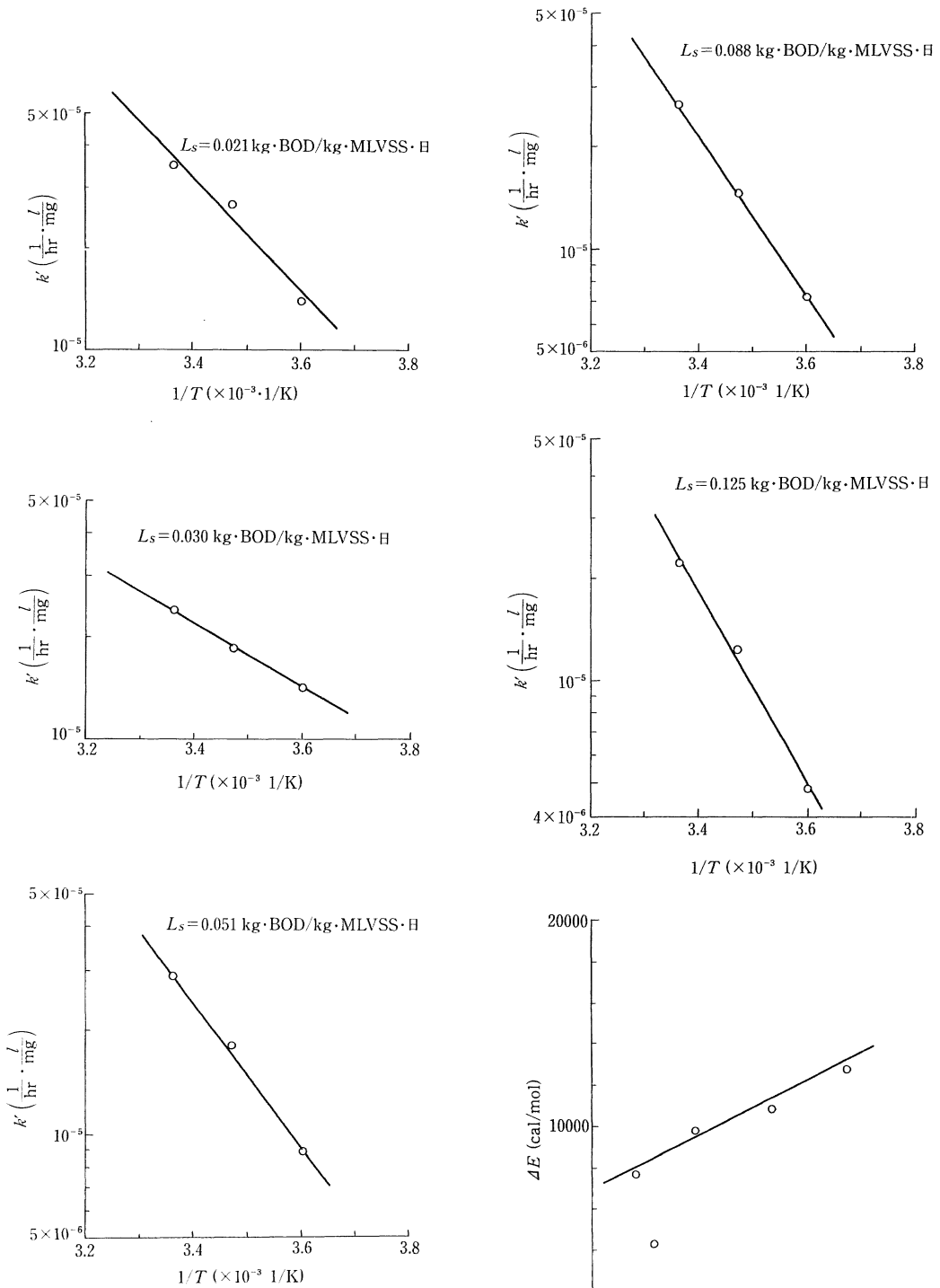


図6 $1/T$ と k' との関係

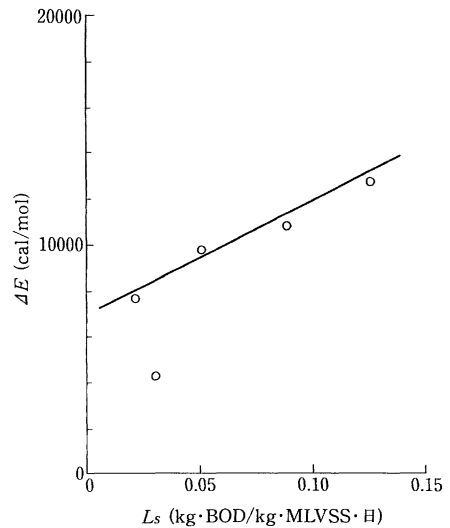


図7 L_s と ΔE との関係

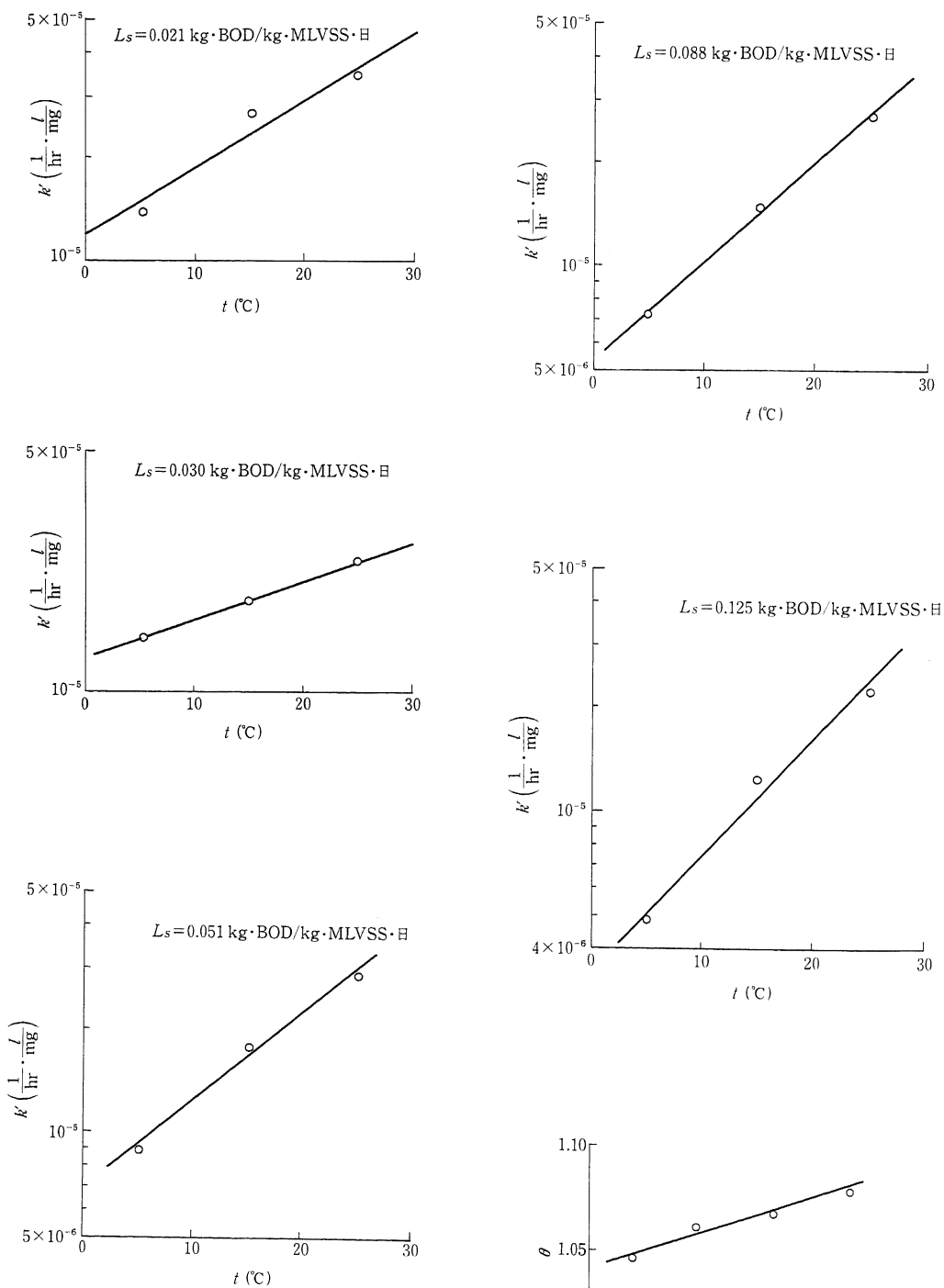
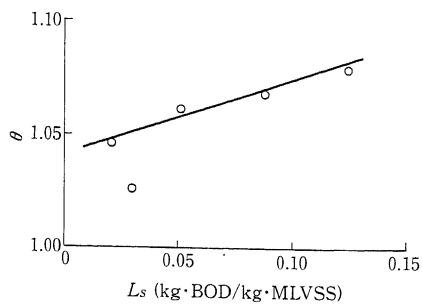
図8 t と k' との関係図9 L_s と θ との関係

表 4 BOD 除去速度における温度係数

研究者	水温範囲 (°C)	θ
Sawyer	10~25	1.035
Gotaas	8~15	1.108
	15~30	1.041
	30~40	0.966
Porges	2~30	1.166
Hunter	4~45	1.029
Zanoni	2~15	1.126
	15~32	1.047
	32~40	0.985
Carpenter	2~30	1.035
Eckenfelder	4~45	1.0~1.041

研究結果と併せて考察すると、研究者によって θ が異なるのは、BOD 負荷が必ずしも同じでないことが原因の 1 つであると推察される。

以上の結果から、BOD 負荷が低くなるにしたがって、活性汚泥法の BOD 除去に及ぼす水温の影響は小さくなることがわかる。したがって、BOD 負荷の低い低負荷活性汚泥法は水温の影響を受けにくく、冬期の低温時においても、安定した処理水を得ることができる。

3.3 pH と BOD 除去 (実験-II)

活性汚泥法による BOD 除去は酵素反応の結果であるため、BOD 除去作用はエアレーションタンク内混合液の pH によって大きく影響を受けるとされている²⁷⁾。このことから、本研究においても、混合液の pH が BOD 除去に及ぼす影響について検討を加えた。

図10は流出水 BOD の経日変化を示したものである。各 pH 値の実験期間の流出水 BOD を平均し、これをその pH 値における流出水 BOD として表 5 に示した。この場合も、 t_0 と S との間には図 3 に示すような片対数グラフで直線で表わせる関係があるものと考え、(9)式で k を求め表 5 に示した。ここで、 L_s は pH 値ごとに異なるため、式の関係が成立するものと考えて、pH 4.0, 5.0, 8.5 および 9.5 の場合の k を pH 7.0 における L_s の場合に換算し、pH と k' との関係を図11に示した。図11から、 k' は pH 7.0 の場合に最も大きな値を示しており、pH 7.0 において BOD 除去効率が最も高いことが認められる。これは従来の研究結果とも良く一致している¹⁷⁾²⁰⁾²⁵⁾²⁷⁾²⁸⁾。一方、pH 4.0 および 9.5 の場合でも、pH 7.0 の場合に比べて、それぞれ89%および97%の k' を示している。従来の研究では、活性汚泥法の BOD 除去に及ぼす pH の影響は pH 4.0 で 43% および pH 10.0 で 54% しか有効に作用しないとされている²⁴⁾。本研究では、低い pH 域および高い pH 域において、従来の研究に比べて、 k' の減少割合が小さい。これは、本研究の

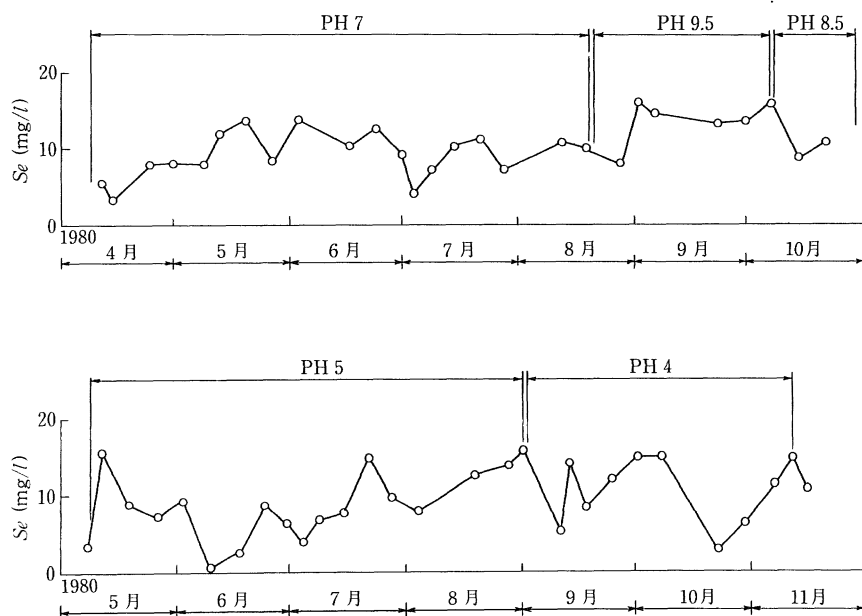
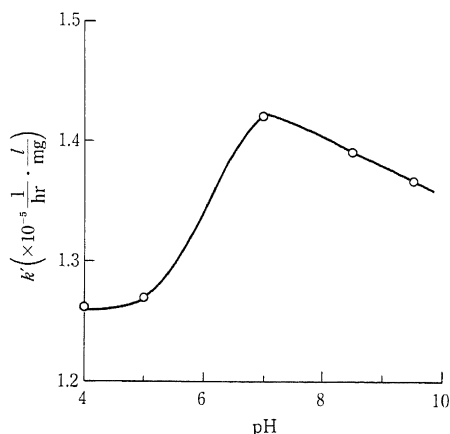
図10 S_e の経日変化

表5 pHと k との関係

pH	t (°C)	L_v (kg/m ³ ・日)	MLSS (mg/l)	MLVSS (mg/l)	L_s (kg・BOD/kg・MLVSS・日)	S_0 (mg/l)	S_e (mg/l)	k (1/hr・l/mg)
4.0	20.0	0.18	4740	4160	0.0433	189	11.4	1.28×10^{-5}
5.0	20.0	0.18	5160	4550	0.0396	186	7.9	1.31×10^{-5}
7.0	20.0	0.18	4440	3990	0.0451	187	9.2	1.42×10^{-5}
8.5	20.0	0.18	4750	3960	0.0445	188	10.1	1.39×10^{-5}
9.5	20.0	0.18	4350	3600	0.0500	192	15.3	1.32×10^{-5}

図11 pHと k との関係

BOD 負荷が低いことが主な原因と考えられる。

以上の結果から、低負荷活性汚泥法は広範囲の pH 域で高い BOD 除去効率を得ることができる。

4. 結 論

合成廃水を用いて、低負荷活性汚泥法の BOD 除去特性について実験的に検討を加えた結果、次のような結論が得られた。

- (1) BOD 除去速度係数 k は BOD 汚泥負荷 L_s が大きくなるにしたがって小さくなる。
- (2) 活性化エネルギー ΔE および温度係数 θ は BOD 汚泥負荷 L_s が大きくなるにしたがって増大する。
- (3) pH 7.0 で BOD 除去速度係数 k は最も大きな値を示す。さらに、pH 5.0~9.5 の pH 域で、BOD 除去速度係数 k は pH 7.0 の場合の 90% 以上の値を示す。
- (4) 低負荷活性汚泥法は低温度および広い pH 域で安定した処理水を得ることができる。

使用記号

C, C' : 積分定数

ΔE : 活性化エネルギー (cal/mol)

k, k' : BOD 除去速度係数 (1/hr・l/mg)

$k_{+1}, k_{-1}, k_{+2}, k_{-2}$: 反応速度定数 (1/hr)

k_0 : 最大比増殖速度 (1/hr)

k_t : $t^\circ\text{C}$ における k (1/hr・l/mg)

k_t : ある L_s に換算した k (1/hr・l/mg)

k_{t_1} : $t_1^\circ\text{C}$ における k (1/hr・l/mg)

k_{t_2} : $t_2^\circ\text{C}$ における k (1/hr・l/mg)

K_m : Michaelis 定数 (mg/l)

L_s : BOD 汚泥負荷 (kg・BOD/kg・MLVSS・日)

$(L_s)_t$: $t^\circ\text{C}$ における L_s

L_v : BOD 容積負荷 (kg・BOD/m³・日)

R : 気体定数 (=1.987 cal/deg・mol)

S_e : 処理水 BOD 濃度 (mg/l)

S_0 : 曝気開始時の BOD 濃度 (mg/l)

t : 水温 (°C)

t_a : 曝気時間 (hr)

T : 絶対温度 (K)

V_m : 最大比増殖速度 (1/hr)

X : 微生物量又は MLVSS (mg/l)

X_0 : 初期微生物量又は初期 MLVSS (mg/l)

Y : 収率

θ : 温度係数

(原稿受付 昭和57年 9月17日)

参 考 文 献

- 1) 洞沢 勇: 排水の生物学的処理, 技報堂, pp. 93~144, 1975
- 2) 野中八郎: 下水処理プロセスとプラントの設計, 日本下水道協会, pp. 120, 1970.
- 3) Otto Pallasch, Walter Triebel; Lehr-und Handbuch der Abwasser-technik, Wilhelm Ernst & Sohn, Band I., pp. 7~15, 1969.
- 4) 寺島重雄, 神山桂一, 真柄泰基: 活性汚泥法における水温の影響, 下水道協会誌, Vol. 8, No. 82, pp. 31~38, 1971.
- 5) 佐野和生: 低負荷活性汚泥法の実施例と経済

- 的設計法, PPM., pp. 39~48, No. 11, 1974.
- 6) 岡田克人, 田中俊郎: 食品工場廃水処理における M.O. ラグーンシステムについて, 食品工業, pp. 57~65, 3下, 1972.
 - 7) 宇井 純, 岡部 整範, 児玉 竜雄: 低負荷半回分活性汚泥法による有機性排水処理の二, 三の知見, 下水道研究発表会講演集, 第13回, pp. 315~317, 1976.
 - 8) 石橋憲雄, 山本 英雄, 久保山 盛雄: 高濃度窒素含有廃水の低負荷活性汚泥法による処理, 下水道研究発表会講演集, 第13回, pp. 339~341, 1976.
 - 9) Daniel Okun; System of Bio-Precipitation of Organic Matter from Sewage, Sewage Works Jour., Vol. 21, No. 5, pp. 763~794, 1949.
 - 10) F. J. Ludzack, R. B. Schaffer, M. B. Ettinge; Temperature and Feed as Variables in Activated Sludge Performance, Jour WPCF, Vol. 33, No. 2, pp. 141~156, 1961.
 - 11) 鳥山明夫, 橋本 奨: 活性汚泥法の浄化機能に及ぼす水温の影響に関する動力学的研究(第1報), 下水道協会誌, Vol. 14, No. 160, pp. 10~21, 1977.
 - 12) 橋本 奨, 鳥山明夫: 活性汚泥法の浄化機能に及ぼす水温の影響に関する動力学的研究(第2報), 下水道協会誌, Vol. 14, No. 161, pp. 26~36, 1977.
 - 13) 橋本 奨, 鳥山明夫: 活性汚泥法の浄化機能に及ぼす水温の影響に関する動力学的研究(第3報), 下水道協会誌, Vol. 14, No. 163, pp. 21~30, 1977.
 - 14) 寺島重雄, 神山 桂一, 真柄 泰基: 融雪水の下水道に及ぼす影響, 下水道協会誌, Vol. 7, No. 75, pp. 2~12, 1970.
 - 15) 寺島重雄, 神山 桂一, 真柄泰基: 活性汚泥法における水温の影響(Ⅱ), 下水道協会誌, Vol. 9, No. 97, pp. 26~32, 1972.
 - 16) 橋本 奨, 松丸 勲: 尿尿の消化処理に関する研究(第7報), 醗酵工学雑誌, Vol. 38, No. 9, pp. 409~413, 1960.
 - 17) 太宰宙朗, 吉田 豊, 小野 英男: 活性スラッジによる産業廃水の処理に関する研究(第1報), 醗酵工学雑誌, Vol. 42, No. 4, pp. 233~239, 1964.
 - 18) 太宰宙朗, 吉田 豊, 小野 英男: 活性スラッジによる産業廃水の処理に関する研究(第2報), 醗酵工学雑誌, Vol. 42, No. 7, pp. 442~447, 1964.
 - 19) 太宰宙朗, 小川 誠, 小野 英男: 活性スラッジによる産業廃水の処理に関する研究(第9報), 醗酵工学雑誌, Vol. 34, No. 6, pp. 409~415, 1965.
 - 20) 太宰宙朗, 小川 誠, 小野 英男: 活性スラッジによる産業廃水の処理に関する研究(第12報), 醗酵工学雑誌, Vol. 45, No. 9, pp. 841~847, 1967.
 - 21) 中西 弘, 石川 宗考: し尿処理施設の改善について——嫌気性消化槽から好気性消化槽への転換——, 下水道研究発表会講演集, 第14回, pp. 416~418, 1977.
 - 22) Donald W. Sundstrom, Herbert E. Klei; Wastewater Treatment, Prentice-Hall, pp. 75~101, 1979.
 - 23) W. Wesley Eckenfelder, Jr.; Industrial Water Pollution Control, McGraw-Hill, pp. 134~152, 1966.
 - 24) W. W. Eckenfelder Jr., D. J. O'Connor; Biological Waste Treatment, Pergamon, pp. 67~72, 1961.
 - 25) 須藤隆一: 廃水処理の生物学, 産業用水調査会, p. 228~229, 1977.
 - 26) Gotaas H. B; Effect of Temperature on Biochemical Oxydation of Sewage, Sewage Works Jour. Vol. 20, No. 3, pp. 441~476, 1948.
 - 27) 高原義昌編: 廃水の生物処理, 地球社, pp. 18~19, 1980.
 - 28) 石田耕一, 桜井敏郎, 須藤隆一, 平井正直, 真柄泰基, 渡辺 勇: 活性汚泥法, 思考社, pp. 69~70, 1980.