

(15) 鉄系凝集剤が活性汚泥の呼吸活性へ及ぼす影響

Effect of Iron Coagulant on Respiratory Activity of Activated Sludge

見島伊織*, 鈴木元治**, 中島 淳*, 金子光美*

Iori Mishima*, Motoharu SUZUKI**, Jun Nakajima*, Mitsumi KANEKO*

ABSTRACT; In order to remove phosphorus or control bulking, coagulants are sometimes added into the activated sludge process. Fe salts and Al salts are usually used as coagulant because they empirically have no influence on the removal efficiency. However, precise influences of coagulants on the respiratory activity of the activated sludge have not been clear yet. Firstly, the measurement method of dehydrogenase activity was discussed in this paper. Secondly, the influence of shock load of ferric chloride on the respiratory activity of the activated sludge was discussed from the batch experiments by measuring dehydrogenase activity and oxygen uptake rate.

The respiratory activity of the activated sludge decreased with ferric chloride addition. Decrease of pH, increase of Cl^- concentration and increase of Fe concentration were suggested to decrease respiratory activity. The effect of increase of Cl^- and Fe concentration was found to be negligible at actual condition. However, respiratory activity was sensitive to the change of pH and it was decreased rapidly with decrease of pH. It is necessary to prevent the decrease of pH value by alkalinity addition in order to maintain the respiratory activity.

KEYWORDS; Coagulant addition, Dehydrogenase activity, Oxygen uptake rate, Substrate removal

1. はじめに

活性汚泥法は下排水の処理において広く普及しており、嫌気好気の組み合わせにより、BOD、SSのみならず窒素やリンの除去にも応用されている。活性汚泥法は基質除去には絶大な効果を発揮するが、特定の物質が混入した際に処理性能が悪化することが知られている。とくに重金属である銅、クロム、ニッケル、亜鉛、水銀などの混入は、基質処理性能に大きく影響することが指摘されており、1960年代後半から1970年代前半にかけて連続流入系やショックロード系において様々な報告がされている^{1,3)}。これらの報告により重金属の活性汚泥法への影響はある程度定量的に明らかになっている。

これらの重金属の混入は、工場排水やノンポイント汚染源などによる非意図的なものであるが、他方、凝集剤添加活性汚泥法は意図的に活性汚泥へ金属を加える。本法は1970年代後半から普及し始め、現在では安定したリン除去を行うための主要な方法の一つになっている⁶⁾。凝集剤は曝気槽へ添加されるとリン酸イオンと化学結合し、リンを不溶性の塩として除去することができる^{6,8)}。凝集剤としては、塩化第2鉄や硫酸第1鉄などのFe塩、硫酸ばん土やPAC (ポリ塩化アルミニウム) のようなAl塩が一般的に使用されている^{7,9)}。凝集剤は活性汚泥の沈降性を向上させることでも知られており、バルキングの解消のために凝集剤が添加される場合もある^{9,10)}。凝集剤添加活性汚泥法では薬品コストと汚泥発生量の増加が課題であり、リン除去性能を維持しながらも凝集剤添加量を削減することが望まれている。凝集剤添加が活性汚泥処理へ及ぼす影響については、連続流入系によっていくつかの報告がされており、基質除去性能には悪影響を与えないとされている^{7,8,11)}。森泉らは鉄電解法を活性汚泥処理に適応する際に、鉄電解法が活性汚泥の呼吸活性に及ぼす

* 立命館大学理工学部 (Faculty of Science and Engineering, Ritsumeikan University)

** 兵庫県立健康環境科学研究所 (Hyogo prefectural institute of public health and environmental sciences)

影響を検討した¹²⁾。その結果、流入リン量に対しモル比2の電解においても呼吸活性は低下しなかったとしている。これらのことから、凝集剤は基本的には基質除去には影響を与えないと判断できる。

1990年代になると凝集剤を使用せずに低コストでリンを除去できるEBPR(生物脱リン)法が普及し始めた。EBPR法は活性汚泥法に嫌気と好気を組み合わせ、ポリリン酸蓄積細菌(PAOs)にリンを摂取させる方法である。本法は、硝化および脱窒工程と組み合わせることによりリンおよび窒素の同時除去が可能となり、世界的にも広く用いられる方法になっている。しかしながら、EBPR法は水温の低下や易分解性有機物量の不足などで絶対嫌気状態が消失すると、リン除去性能が不安定になる場合がある¹³⁻¹⁵⁾。

これらのことから、安定して経済的なリン除去を行うために、EBPR法と凝集剤添加活性汚泥法を併用することが提唱されている¹⁶⁾。リン除去性能が低下した際に凝集剤を添加するといったように、凝集剤添加をフレキシブルにすることで過剰な凝集剤添加を防ぐことができると考えられる。しかしながら、このような凝集剤の一時的な添加が行われた場合に、凝集剤が活性汚泥の基質除去へ及ぼす影響については明らかになっていない。

凝集剤として塩化第2鉄溶液を添加する場合、第2鉄塩(以下Fe)の影響はもちろんであるが、その他に付随して添加される塩化物イオン(Cl⁻)による影響、さらには、pH低下の影響が考えられる。そこで本研究ではFe、ClおよびpHの影響をそれぞれ個別に把握し、塩化第2鉄添加が総合的に活性汚泥の呼吸活性に及ぼす影響を検討する。そして最終的には凝集剤としての塩化第2鉄の添加方法の提言を行うことを目的とする。基質除去への影響を評価するために、脱水素酵素活性および酸素利用速度の2つの指標に着目した。脱水素酵素活性の測定は、解糖系で放出される水素と塩化トリフェニールテトラゾリウム(TTC)からトリフェニールホルマザン(TF)を生成させる方法であるが、Table 1に示すように異なる測定条件が報告されている¹⁷⁻²¹⁾。そこで、まず脱水素酵素活性の最適な測定方法を検討した。そして、得られた最適測定条件を用いて塩化第2鉄の一時的な添加が脱水素酵素活性および酸素利用速度に及ぼす影響を検討した。

2. 実験方法

2.1 脱水素酵素活性測定条件の検討

脱水素酵素活性測定の基本手順はFig.1のとおりとし、活性汚泥にトリス塩酸緩衝液、TTC溶液および還元剤として亜硫酸ナトリウム溶液を加えて放置後、生成した赤色のTFの吸光度を測定した。

用いた活性汚泥はTable 2に示した5施設から採取したものである。ただし、Sample5のみ室内実験汚泥を用いた。検討した測定条件は、Procedure 2のpH調整(pH=5.5, 6.0, 6.5, 7.0, 7.5, 8.0, 8.4, 9.0, 9.5, 10.0; 試料に0.1NHClまたは0.1NNaOHを加えて調整)、Procedure 3の0.5%TTC添加量(0mL, 0.5mL, 1.0mL, 1.5mL,

Table 1 Measurement method of dehydrogenase activity.

	Method 1 ^{17, 18)}	Method 2 ¹⁹⁾	Method 3 ^{20, 21)}	This study
Apparatus	Thunberg tube	Test tube	Centrifuging tube	Centrifuging tube
		50~100mL	15mL	15mL
Sample	2mL	4mL	10mL	5mL
Tris-HCl buffer	pH8.4 2mL	pH8.4 5mL	-	pH8.4 5mL
TTC	0.1% 0.5mL	0.1% 5mL	0.5% 1mL	0.5% 1mL
Sodium sulfite	-	-	0.5% 3drops	0.5% 3drops
Temperature	37℃	37℃	20℃	20℃
Reaction time	15min	15min	1hour	1hour
Normal pressure/Vacuum	Vacuum	Normal pressure	Normal pressure	Normal pressure
Extract	Ethanol/Acetone	Ethanol	Ethanol	Ethanol
Wave length	485nm	483nm	480nm	485nm

2.0mL, 3.0mL), Procedure 4 の 0.5% 亜硫酸ナトリウム添加量 (0, 2, 3, 4, 5 滴), Procedure 5 の反応時間 (0 分, 5 分, 10 分, 20 分, 30 分, 45 分, 60 分, 90 分, 120 分), Procedure 9 の測定波長であり, 上記以外の条件はすべて基本フローの値とした。

2.2 凝集剤添加の影響評価

メスシリンダーまたはビーカーに実施設より採取した活性汚泥 (Sample1 および Sample2; Table 2) を入れ, BOD 濃度が 200mg/L となるようにグルコース溶液を添加した後, 塩化第2鉄溶液を添加した。エアストーンを用いて1分間の曝気を行った後, 活性汚泥の一部を採取し, 脱水素酵素活性および酸素利用速度を測定した。実験は塩化第2鉄溶液を直接添加するケース (実験A), HCl 溶液を添加するケース (実験B), pH を7に調整した塩化第2鉄溶液を添加するケース (実験C), 塩化ナトリウム溶液を添加するケース (実験D), および pH を7に調整した塩化第2鉄溶液を添加し, 試料の上澄みをグルコース溶液で置換した後に両呼吸活性を測定するケース (実験E) の計5種類を行った。いずれの実験にも凝集剤無添加の対照実験を設けており, 凝集剤の呼吸活性への影響はこの対照実験に対する割合で評価した。また, 塩化第2鉄の pH 調整には NaOH 溶液を用いた。実験条件はまとめて Table 3 に示した。

2.3 呼吸活性測定法

脱水素酵素活性の測定は Fig.1 に示すフローに従い各試料につき3本の同時測定を行った。その平均値から空試験値を減じ, 試料 1L あたりの TF 生成量に換算した。さらに, これを試料の MLVSS 濃度 (mg/L) で除して, VSS 当たりの TF 生成量 (mg/g VSS・h) として表した。酸素利用速度の測定は酸素びんに活性汚泥試料を入れ, マグネティックスターラーで攪拌しながら, 内部の DO を DO メーターで測定して減少曲線を自記させた。この DO 減少の直線部の傾きを単位時間当たりの酸素利用濃度とし, これを MLVSS 濃度で除して VSS 当たりの酸素利用速度 (mg/g VSS・h) として表した。脱水素酵素活性および酸素利用速度の前処理操作として, 遠心分離後の上澄液を棄却し蒸留水で置換したもの (内生呼吸活性; De, Ue), 蒸留水の代わりにグルコース溶液 (BOD200mg/L) で置換したもの (潜在的呼吸活性; Dm, Um) も測定し, 前処理操作なし (全呼吸活性; Dt, Ut) の3種類の測定を行った。なお, 脱水素酵素活性測定条件の検討の際に濃厚な試料で脱水素酵素活性が高いものは吸光度が測定不能のため, 試料を蒸留水で希釈して測定した。その他の分析は下水試験方法²¹⁾に従った。

Table 2 Characteristics of activated sludge.

	Treatment process	Type of wastewater	Flow rate (m ³ /d)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)
Sample1	Membrane bio-reactor	domestic	22	19000	15000
Sample2	Membrane bio-reactor	domestic	110	25000	20000
Sample3	Membrane bio-reactor	domestic	39	8000	6800
Sample4	Intermittent aeration	restaurant	16	2800	2500
Sample5	Intermittent aeration	synthetic	0.006	2800	2300

Table 3 Conditions of experiment.

Test	Added material	Concentration (mg/L)	pH adjust
A	FeCl ₃	0-800 (mgFe/L)	
B	HCl		
C	FeCl ₃	0-4000 (mgFe/L)	pH 7
D	NaCl	0-7600 (mgCl/L)	pH 7
E	FeCl ₃	0-4000 (mgFe/L)	pH 7

3. 結果と考察

3.1 脱水素酵素活性の測定条件

(1) 測定波長

標準TFの吸収曲線はFig.2のとおりで、赤色のピークが485nmにみられたことから、これを測定波長とした。

(2) 反応時間

反応時間を変化させた場合のTF生成量はFig.3のとおりであり、120分までの反応時間ではTF生成量は直線的に増加した。これまで提案されている測定方法では15分～1時間が用いられているが、今回の結果から短時間では測定バラツキが大きいため、反応時間は1時間に設定することとした。

(3) TTC 添加量

TTC 添加量を変化させた場合のTF生成量はFig.4のとおりであり、1mL までは増加しそれ以上では一定であった。このことから、TTC 添加量は1mL とした。

(4) 亜硫酸ナトリウム添加量

亜硫酸ナトリウムを変化させた場合のTF生成量はFig.5のとおりであり、3滴までは増加しそれ以上では一定であった。このことから、亜硫酸ナトリウム添加量は3滴とした。

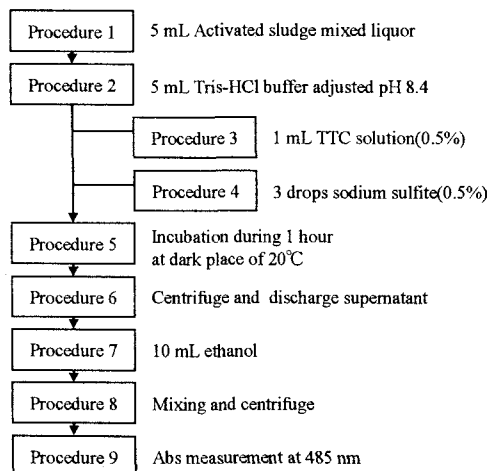


Fig.1 Measurement flow of dehydrogenase activity.

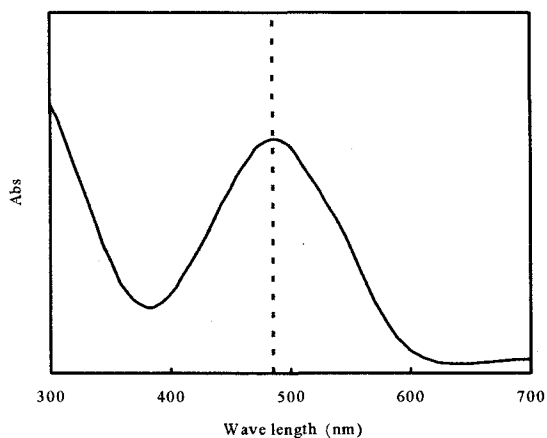


Fig.2 Wave length of TF.

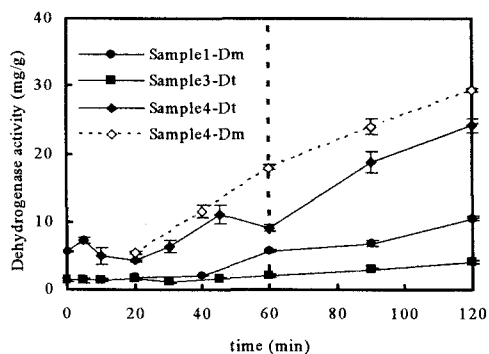


Fig.3 Change of dehydrogenase activity with incubation time.

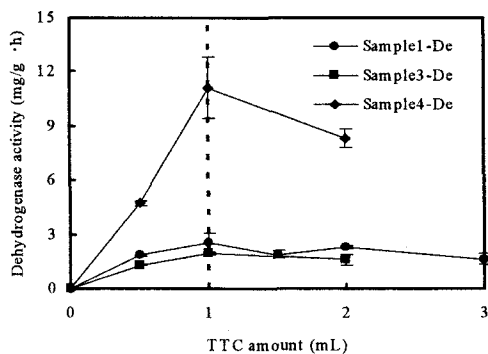


Fig.4 Change of dehydrogenase activity with TTC addition.

(5) pH 調整

試料のpHを変化させた場合のTF生成量はFig.6のとおりであり、酸性側では顕著に低かった。pHが8を超えるとTF生成量は安定したが、9を超えると試料により増減がみられた。この結果から脱水素酵素活性の測定では、pHを8～9とする必要があるといえ、ここではトリス塩酸緩衝液を用いてpHを8.4に調整することとした。

(6) 測定条件のまとめ

以上の検討結果をまとめて、Table 1の測定条件に従いFig.1に示したフローに沿って脱水素酵素活性を測定することとした。

3.2 凝集剤の活性汚泥への影響評価

(1) 実験Aおよび実験B

実験Aにおける呼吸活性とFe濃度の関係はFig.7に示したとおりであり、pH未調整の塩化第2鉄溶液を添加しているため、Fe、Cl⁻およびpHの影響のすべてが観察されと考えられる。脱水素酵素活性はFe800mg/Lでは両試料とも50%以下に減少し、酸素利用速度はFe200mg/Lで両試料とも30%以下に減少した。塩化第2鉄添加で、両呼吸活性は著しく阻害されたといえる。また酸素利用速度は脱水素酵素活性よりもFeが低濃度であっても阻害が顕著であった。Cl⁻濃度を計算で求めるとFeを400mg/Lにした系では760mg/L、Feを800mg/Lにした系では1500mg/L増加していたと考えられる。pHはFe400mg/Lでは3程度、Fe800mg/Lでは2.5と顕著に減少していた。

実験BではHCl溶液を添加することによりpHのみを変化させた。実験Aおよび実験Bの呼吸活性とpHの関係はFig.8に示すとおりである。両呼吸活性とも同試料において実験Aおよび実験Bの変化がほぼ一致した。これは、実験Aにおいての塩化第2鉄添加による呼吸活性の阻害はpHの低下が主な原因であることを示している。脱水素酵素活性ではpH5以下、酸素利用速度ではpH6以下において呼吸活性が低下しており、呼吸活性を維持するためにはpHの低下を抑制する必要があるといえる。また、脱水素酵素活性が酸素利用速度よりpHの変化に対しての緩衝性が観察された。これは脱水素酵素活性測定においてはトリス塩酸緩衝液にてpH8.4に調整しており、反応時間内においてのpHは回復しているのに対し、酸素利用速度は試料のpHを未調整のまま測定しており、pHが反応時間中も影響しているためであると考えられる。また、同呼吸活性においても試料間で差異が見受けられる。これは、各試料において元のpHやアルカリ度に違いがあるためであると考えられる。

(2) 実験Cおよび実験D

実験A、BからpHの変化によって呼吸活性の阻害が起こることが示唆されたため、実験C、DではpH7に

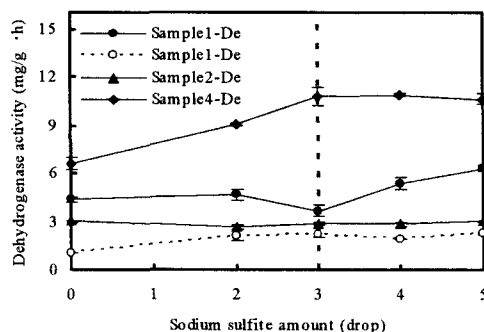


Fig.5 Change of dehydrogenase activity with Sodium sulfite addition.

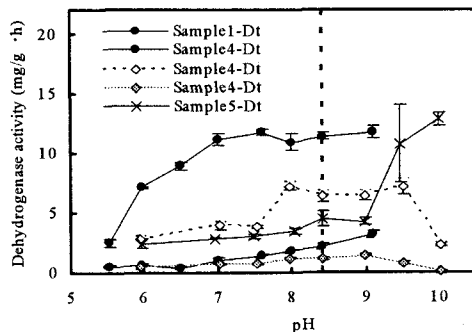


Fig.6 Change of dehydrogenase activity with pH change.

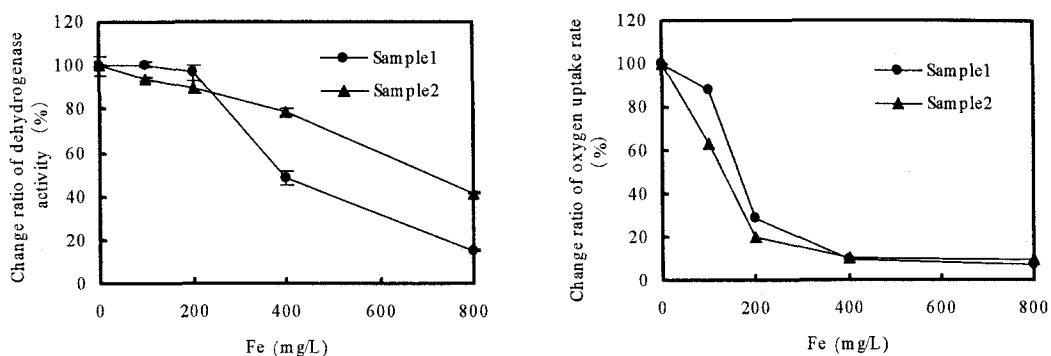


Fig.7 Relationship between the Fe concentration and the respiratory activity at test A (left dehydrogenase activity, right oxygen uptake rate).

調整した塩化第2鉄溶液および塩化ナトリウム溶液を添加した。実験CのFe濃度と呼吸活性の関係はFig.9に示すとおりである。Fe濃度を4000mg/Lと非常に高濃度にまで増加させた結果、両呼吸活性とも同様にFe濃度1000mg/L付近から減少傾向にあった。pH7の塩化第2鉄溶液を添加したためpHの低下はなく、Cl⁻もしくはFe濃度の増加が原因で呼吸活性は低下したものと考えられる。実験C、DのCl⁻濃度と呼吸活性の関係はFig.10のとおりであり、Cl⁻濃度が2000mg/L付近から脱水素酵素活性、酸素利用速度ともに減少している。両呼吸活性とも実験Cおよび実験DのCl⁻濃度に対する呼吸活性の低下度合いがほぼ一致した。これは、実験CにおいてのpH7に調整した塩化第2鉄添加による呼吸活性の阻害はCl⁻の増加によるものであることを示唆している。既存の報告においてもCl⁻の影響で基質除去が妨げられることが知られている²²⁻²⁵⁾。本多ら²³⁾は海水に含まれるCl⁻の活性汚泥への影響を検討した結果、実験Cおよび実験Dで呼吸活性阻害が観察されたCl⁻濃度よりも高いCl⁻濃度においても酸素利用速度に阻害はなかったとしている。この相違は、我々の実験系ではCl⁻のショックロードを観察しているのに対し、本多らはCl⁻が連続流入する条件であるために活性汚泥がCl⁻に馴致していると思われる。このことから連続添加では活性汚泥に対して影響がでないような濃度においても、ショックロードでは影響を来す恐れがあることがわかる。Kincannonら²⁴⁾は活性汚泥法への塩化ナトリウムのショックロードを検討し、30000mg/L (18200mgCl⁻/L)では基質除去能は30%減少し、45000mg/L (27300mgCl⁻/L)では大幅に阻害されることを報告した。佐藤ら²⁵⁾は同様に、Cl⁻濃度1000～4000mg/Lでは活性汚泥の酸素消費は増加し、それ以上になると阻害が現れるとした。このように、Cl⁻濃度の影

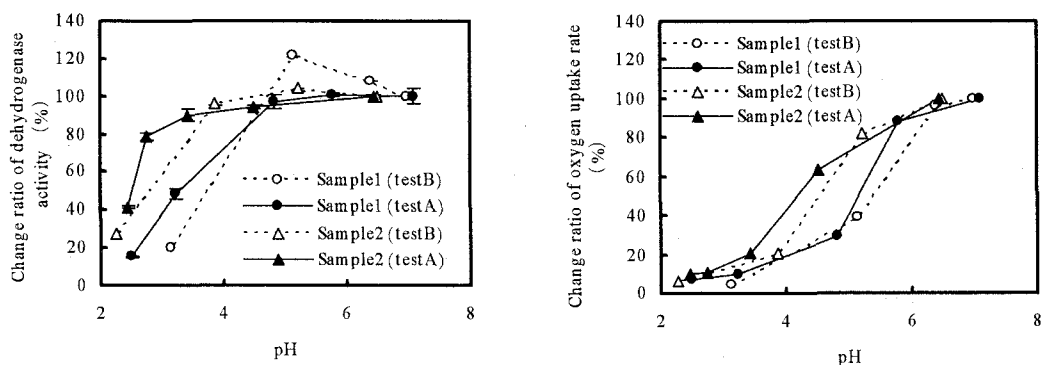


Fig.8 Relationship between the pH and the respiratory activity (left dehydrogenase activity, right oxygen uptake rate).

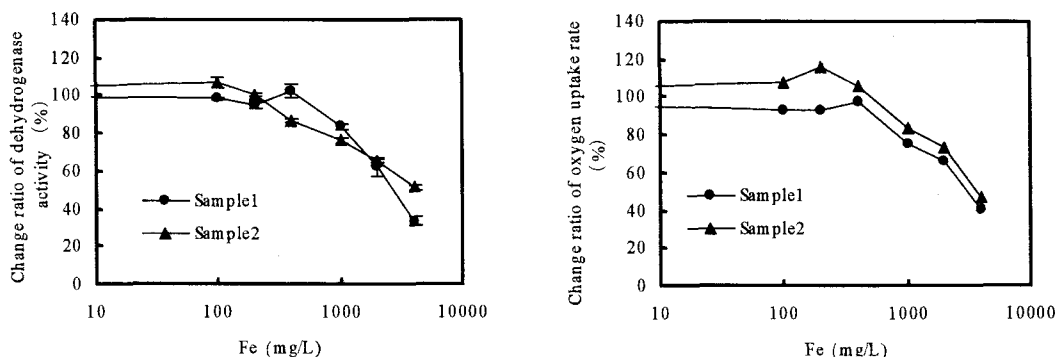


Fig.9 Relationship between the Fe concentration and the respiratory activity at test C (left dehydrogenase activity, right oxygen uptake rate).

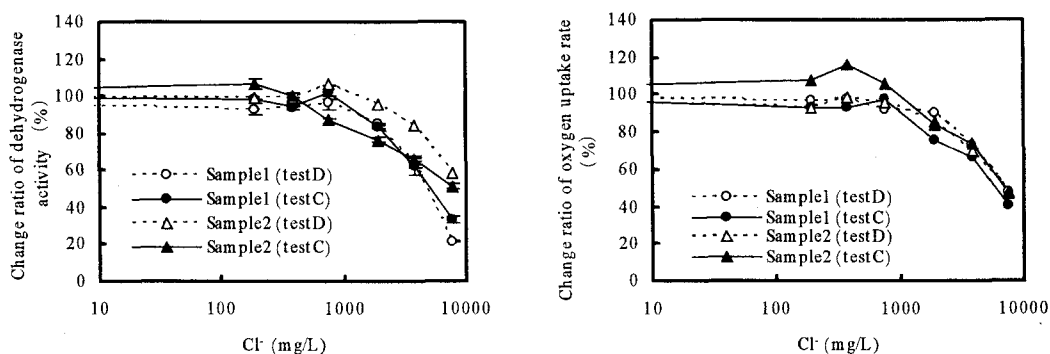


Fig.10 Relationship between the Cl⁻ concentration and the respiratory activity (left dehydrogenase activity, right oxygen uptake rate).

響で活性汚泥の呼吸活性は減少するため、塩化第2鉄添加の際も Cl⁻ 濃度の増加に注意を払う必要があると考えられる。

(3) 実験 E

呼吸活性は pH および Cl⁻ の影響で阻害されることが明かとなった。実験 E では pH7 の塩化第2鉄を添加することで pH の影響を排除し、さらに遠心分離後の試料の上澄液を棄却しグルコース溶液で置換して Dm を測定することとした。pH7 では Fe のほぼすべてが水酸化鉄として固体を形成するが、Cl⁻ は溶解している。よって、上澄液の置換により Cl⁻ の影響を排除し、Fe のみの影響を観察することができる。実験 E の Fe 濃度と呼吸活性の関係は Fig.11 に示すとおりである。Fe 濃度 1000mg/L 以下では両呼吸活性に変化はなく、2000mg/L を越えるとわずかに減少した。これは Fe の影響のみでも呼吸活性は低下するが、その程度は小さいことを示している。森泉ら¹²⁾ の鉄電解法を用いた実験では曝気槽内の Fe 濃度は 1000mg/L 以下で呼吸活性の低下はなかったとしている。本実験結果は森泉らの結果を裏付けていることになる。

(4) 考察

実験 C では Cl⁻ 濃度 2000mg/L 辺りから呼吸活性が低下し、実験 E では Fe 濃度 2000mg/L 付近から呼吸活性の低下が観察されている。実験 A では最大 Cl⁻, Fe 濃度はそれぞれ 1500, 800mg/L である。このことから、実験 A では pH の影響のみが観察されたことになる。また、実験 C, E の最大 Fe 濃度は等しいが、実験 C では Fe 濃度 1000mg/L 付近から呼吸活性が低下した。実験 E では Fe 濃度 2000mg/L

においても呼吸活性の低下はほとんどないことから、実験CのFe濃度1000mg/L付近での呼吸活性の低下はCl⁻のみの影響であることがわかる。Sample2を用いた場合の実験A, C, EのFe濃度と脱水素酵素活性の関係はFig.12に示すとおりであり、塩化第2鉄添加によってpHの影響、Cl⁻の影響、Feの影響の順で脱水素酵素活性が阻害されていることがわかる。

見島ら²⁶⁾は凝集剤添加活性汚泥法において凝集剤として添加されたFeは曝気槽に蓄積し、最大Fe含有率は以下の式(1)によって表されたとした。ただし、 CFe_{max} は凝集剤含有率の最大値(mg/g), u はFe添加量(mg/d), S は曝気槽内全固形物量(g)である。

$$CFe_{max} = u \cdot SRT / S \quad \text{式(1)}$$

ここで、両辺にMLSSを乗じ含有率を濃度に変換すると式(2)のようになる。ただし、 Fe_{max} は凝集剤濃度の最大値(mg/L)である。

$$Fe_{max} = u \cdot SRT / V \quad \text{式(2)}$$

また、1日あたりの凝集剤添加量 u (mg/d), 流入リン濃度 P_i (mg/L), 流量 Q (L/d)およびFe添加モル比 M を用いて式(3)に変換できる。ただし、55.85, 30.97はそれぞれFe, リンの原子量である。

$$Fe_{max} = 55.85 / 30.97 \cdot M \cdot P_i \cdot Q \cdot SRT / V \quad \text{式(3)}$$

さらに、 V/Q はHRT(d)と置き換えられるため Fe_{max} は式(4)と表すことができる。

$$Fe_{max} = 1.80 \cdot M \cdot P_i \cdot SRT / HRT \quad \text{式(4)}$$

式(4)に、一般的な下水処理場の設計である $P_i=5$, $SRT=5$, $HRT=1/3$ とし、さらに M に1または2を代入すると Fe_{max} は $M=1$ のとき135mg/L, $M=2$ のとき270mg/Lとなる。以上の計算で求めたFe濃度はFeの連続添加による最大Fe濃度であるため、一時的なFe添加を行う場合のFe濃度とは異なる。しかしながら、一時的に凝集剤を添加する場合に、これらの連続添加系のFe濃度を超える必要がない。 $M=2$ のFe濃度270mg/LにおいてはFeの影響はなく、Cl⁻の影響もないと考えられる。いずれにせよ、Feのみで呼吸活性を低下させる濃度は、現実的には考えられないような高い濃度であり、Feのみの阻害影響は考える必要がない。

実際の運転中にリン除去性能が減少して塩化第2鉄を一時的に加えたとしよう。流入リン量に対してモル比での添加を1日分の流量に対して行ったとする。その場合のFe濃度は式(5)で表すことができる。

$$Fe = P_i \cdot Q \cdot M / V \cdot 55.85 / 30.97 \quad \text{式(5)}$$

先ほどの条件を代入するとFe濃度は54mg/Lとなる。この濃度はFig.12では、FeはもちろんCl⁻, pHの影響も観察できなかった濃度である。しかし、pHの低下に関しては試料中のアルカリ度の大小によって大きく変わることが予想される。窒素除去において硝化が十分に行われ脱窒が制限しているよ

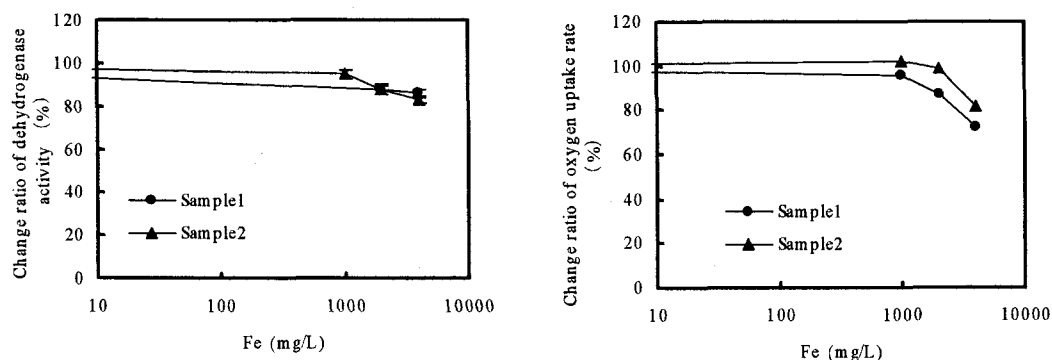


Fig.11 Relationship between the Fe concentration and the respiratory activity at test E (left dehydrogenase activity, right oxygen uptake rate).

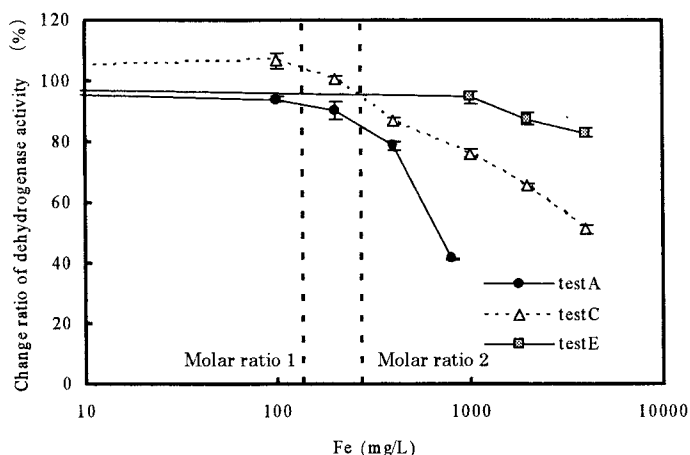


Fig.12 Relationship between the Fe concentration and the dehydrogenase activity of sample 2 at test A, C and E.

うな施設ではアルカリ度が低く、少量の凝集剤でも pH が低下してしまう恐れがある。pH の影響で呼吸活性は低下しやすいため、凝集剤添加により pH が低下してしまうような施設では、pH の低下を抑制するためのアルカリ添加を行う必要がある。よって、一時的な塩化第 2 鉄添加を行う際には pH の低下の抑制に注意を払うことで、活性汚泥の呼吸活性を阻害せず基質除去能を維持できると考えられる。

4. 結論

本研究では、凝集剤添加による活性汚泥の呼吸活性阻害について脱水素酵素活性と酸素利用速度を用いて室内実験により検討した。主要な成果を以下に記す。

- 1) 脱水素酵素活性の最適な測定条件は、試料 5mL に対して pH8.4 に調整したトリス塩酸緩衝液 5mL、0.5% TTC 溶液 1mL、0.5% 亜硫酸ナトリウム 3 滴を加え 1 時間 20℃ の暗所で放置した後、遠心分離を行い上澄みをエタノールで置換し再度遠心分離、エタノール抽出した TF を波長 485 にて測定することであった。
- 2) 活性汚泥の呼吸活性は、塩化第 2 鉄添加に伴い、pH の低下、Cl⁻ および Fe の増加により低下した。
- 3) 実施設において、塩化第 2 鉄添加に伴う Cl⁻ または Fe の増加による呼吸活性阻害は、ほとんどないと考えられた。
- 4) pH の低下を抑制することで、塩化第 2 鉄添加は、基質除去を阻害しないと考えられた。

参考文献

- 1) 金子光美, 南部敏博 (1973): 金属の活性汚泥に対する毒性効果についての考察 (その 1), 下水道協会誌, Vol.10, No.107, pp.2-12.
- 2) 金子光美 (1973): 金属の活性汚泥に対する毒性効果についての考察 (その 2), 下水道協会誌, Vol.10, No.108, pp.2-11.
- 3) 金子光美, 安斎忍 (1973): 金属の活性汚泥に対する毒性効果についての考察 (その 3), 下水道協会誌, Vol.10, No.109, pp.23-29.
- 4) Lamb A. and Tollefson E.L. (1973): Toxic effect of cuppic, chromate and chromic ions on biological oxidation,

- Wat.Res., Vol.7, No.4, pp.599-613.
- 5) 伊藤康市 (1966) : 流入下水中の重金属が活性汚泥に及ぼす影響について, 下水道協会誌, Vol.3, No.28, pp.31-35.
 - 6) 村田恒雄 (1992) : 下水の高度処理技術, 理工図書, 東京.
 - 7) Rittmann B.E. and McCarty P.L. (2001) : Environmental Biotechnology: Principles and Applications, McGraw-Hill, New York.
 - 8) 日本下水道協会 建設省都市局下水道部 (1994) : 下水道施設計画・設計指針と解説 後編 — 1994年度版一, 日本下水道協会, 東京.
 - 9) 高橋正宏, 宮田純, 滝沢智, 国文剛 (1994) : 供用中のりん・窒素除去施設の設計, 運転に関するアンケート調査結果, 下水道協会誌, Vol.31, No.373, pp.65-72.
 - 10) Yamamoto-Ikemoto R., Matsui S., Komori T. and Bosque-Hamilton E. K. (1998) : Control of filamentous bulking and interactions among sulfur oxidation-reduction and iron oxidation-reduction in activated sludge using an iron coagulant, Wat.Sci.Tech, Vol.38, No.8-9, pp.9-17.
 - 11) 松尾友矩編 (1993) : 水質環境工学, 技報堂出版, 東京.
 - 12) 森泉雅貴, 見島伊織, 鈴木元治, 中島淳 (2003) : 鉄電解法の活性汚泥処理への適用, 水環境学会誌, Vol.26, No.9, pp.589-594.
 - 13) 見島伊織, 中島淳 (2003) : リン除去型活性汚泥法における汚泥中の凝集剤およびリンの挙動, 水環境学会誌, Vol.26, No.2, pp.99-104.
 - 14) Rieger L., Koch G., Kuhn M., Gujer W. and Siegrist H. (2001) : The EAWAG Bio-P module for activated sludge model no.3, Wat.Res., Vol.35, pp.3887-3903.
 - 15) 石田貴 (1984) : 実施設における生物学的脱リン法の運転について, 水質汚濁研究, Vol.7, pp.614-618.
 - 16) 鈴木穰 (1993) : 凝集剤添加活性汚泥法と嫌気・好気活性汚泥法による排水中のリン除去, 資源環境対策, Vol.29, No.11, pp.1014-1019.
 - 17) 金子光美 (1965) : 活性汚泥の脱水素酵素活性測定について, 水処理技術, Vol.6, No.10, pp.43-48.
 - 18) 金子光美 (1975) : 活性汚泥の微生物活性とその評価に関する研究, 京都大学博士論文.
 - 19) 須藤隆一, 杉本一夫, 大越芳男, 秋野由成 (1965) : 活性汚泥の活性度の測定, 下水道協会誌, Vol.2, No.16, pp.22-28.
 - 20) 須藤隆一, 吉野勲, 三橋孝子 (1968) : エアレーションタンクの管理指標, 下水道協会誌, Vol.5, No.45, pp.9-15.
 - 21) 日本下水道協会 (1984) : 下水試験方法— 1984年度版一, 日本下水道協会, 東京.
 - 22) Burnett W. E. (1974) : The effect of salinity variations on the activated sludge process, Water and sewage works, March, pp.37-55.
 - 23) 本多淳裕, 伊藤尚失, 井上善介, 近藤潔 (1965) : 活性汚泥処理施設における海水混入下水浄化の実際, 下水道協会誌, Vol.2, No.13, pp.1-16.
 - 24) Kincannon D. F. and Gaudy Jr A. F. (1966) : Some effects of high salt concentrations on activated sludge, Journal WPCF, pp.1148-1159.
 - 25) 佐藤孝彦, 高木証弥 (1967) : 活性汚泥に対する塩化ナトリウムおよび海水の影響について, 下水道協会誌, Vol.4, No.37, pp.14-20.
 - 26) 見島伊織, 中島淳 (2003) : 凝集剤添加活性汚泥法におけるリン除去プロセスの解析とそのモデル化, 土木学会論文集, No.748/ VII -29, pp.43-55.