感潮域に堆積する有機汚泥の還元環境改善技術の開発

DEVELOPMENT OF A METHOD FOR IMPROVING REDUCED ENVIRONMENT OF THE SLUDGE DEPOSITED IN ESTUARINE REGIONS

TOUCH NARONG¹・金城信隆²・太刀内紘平²・中下慎也³・日比野忠史⁴
Narong TOUCH, Nobutaka KINJO, Kohei TACHIUCHI, Shinya NAKASHITA, and
Tadashi HIBINO

¹正会員 工博 広島大学特任助教 工学研究院 社会環境空間 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

²学生会員 広島大学 工学研究科 社会基盤環境工学 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

³正会員 工博 広島大学助教 工学研究院 社会環境空間 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

⁴正会員 工博 広島大学准教授 工学研究院 社会環境空間 (〒739-8527 広島県東広島市鏡山1-4-1)

Laboratory experiments were conducted to propose a microbial fuel cell-based technology for recovering electrons from the sludge deposited in estuarine regions, in order to improve the reduced environment (i.e. removal of hydrogen sulfide “H₂S” and redox potential “ORP”) of the sludge and the water environment. The results suggested that the electron recovery could perfectly remove H₂S from the sludge and increase the ORP of the sludge. By electron recovery, the ORP of overlying water was kept higher and the electrical conductivity was kept lower comparing with those without the electron recovery. These ensure that the electron recovery could also confine the ion diffusion from sludge to overlying water, which lower the aggravation of water environment by the ion diffusion from the deposited sludge.

Key Words: Sludge, electron recovery, hydrogen sulfide removal, water environment restoration

1. はじめに

合流式下水道施設では計画を超える排水量の増大により、大量の未処理下水が河川や海域に放流されている。この結果感潮域には下水を起源とした有機汚泥が堆積し、底質環境と水環境の悪化を引き起こしている。特に、堆積した有機汚泥内の有機物分解によって強い還元環境が形成され、悪臭（アンモニアや硫化水素ガス等）や無酸素水層の発生等の沿岸環境問題を引き起こす主な要因となっている。下水が放流され、堆積した有機汚泥の分解に伴ったスカム（浮上有機汚泥の塊）の発生（写真-1, 左）、東北大震災地における津波堆積物や下水起源の有機汚泥からの悪臭ガスや害虫の発生（写真-1, 右）は生活を阻害する深刻な問題である。下水の未処理放流は社会生活に悪影響を及ぼしているが、下水を全て処理する場合、莫大な電力と廃棄物（現状でも下水処理には全電力の0.7%の使用と産業廃棄物の2割を超える量の汚泥が処理されている）がさらに増えることになる。地球規模の環境保全を考えれば、計画を越えて放流される下水等

写真-1 有機汚泥の分解によるスカムやガスの発生。

による有機汚泥の強い還元環境を効率的に改善、特に硫化水素ガス等による悪臭を解決するための技術開発が必要である。流れや微生物等の自然条件を持つ感潮域で放流下水を適切に処理することができれば経済面のみならず、環境負荷の低減効果は極めて大きい。有機汚泥の浄化には有機物の分解プロセスに直接インパクトを与える手法が極めて有効である。

近年では下水の新たな浄化技術として、微生物燃料電池（MFC）の研究が国内外で進められている。MFC

表-1 微生物燃料電池による有機物の分解に関する既往研究.

研究者	手法	成果
Jung and Regan, 2007 ¹⁾	下水起源の汚泥にMFCを適用し、アノード電極のbacterial communityを分析し、微生物の多様性を評価した.	アノード電極付近では、geobacter sulfurreducensが支配的に有機物の分解を担っていることが報告されている.
Hong et al., 2008 ²⁾	Lake sedimentにMFCを適用し、堆積物の有機物量(LOI)および酸化還元電位(ORP)の変化によりMFCの効果を現地において評価した.	アノード電極付近のLOIが約2.8%低下、ORPが-152 mVから+128 mVに上昇した. MFCは有機物の分解を促進させるとともに、堆積物の還元性を改善できることが示された.
Hong et al., 2010 ³⁾	淡水堆積物を用いて、バイオポリマー、フルボ酸、フミン酸に含まれる有機炭素と吸光分析によりMFCによる有機物の腐植化が検討された.	有機物の有機炭素量の減少、および吸光分析結果(SUVAの増加等)により有機物の腐植化が促進されることが示唆された.
Morris and Jin, 2012 ⁴⁾	Hydrocarbon-contaminated sedimentにMFCを適用し、有機炭素含有量から有機物の分解を評価した.	適用されないケースに比べてMFCによる有機物の分解量が12倍促進されることが有機炭素含有量の低下により示された.
Touch et al., 2014 ⁵⁾	感潮河川から採取した有機泥にMFCを適用し、ORP、酸素消費能力等から有機泥の性状変化を評価した.	電子回収により有機泥のORPが上昇することや酸素消費能力が高くなること等により有機物形態の変化が確認された.

は微生物が有機物を嫌気分解する代謝活動から有機物の化学エネルギーを電気エネルギーに直接変換でき、同時に有機汚泥の浄化が期待できる装置である(図-1). 堆積物にMFCを適用するSMFC(sediment microbial fuel cells)の効果として、堆積物の有機物の分解(有機炭素量や有機物量の低下)、還元性の改善、微生物の活性化(増殖等)が報告されている(表-1). さらにSMFCが有機物を酸化させる過程で、下水起源の有機汚泥の悪臭源である硫化水素イオン等の無機物を酸化させているため、有機汚泥の悪臭を除去する技術としても期待できる.

しかしながら、SMFCで回収できる電力が極めて低いこと⁶⁾から、本研究では有機汚泥から強制的に電子回収を行い、有機汚泥内の硫化水素イオンの除去、および有機汚泥内の有機物分解を検討することを目的としている. 具体的には、SMFCの技術を用いた有機汚泥からの電子回収による有機汚泥間隙水内のイオン濃度、有機汚泥の燃焼特性、および酸化還元状態等の変化を検討する. また、これらのパラメータの変化に及ぼす有機汚泥からの電子回収条件(通電量、回収電流)の効果も検討する.

2. 室内実験の概要と条件

(1) 通電方法を変えた微生物燃料電池の性能評価

a) 微生物燃料電池の作成

体積が約500 mL容器の底から高さ50 mmまで投入した有機汚泥をアノード層とし、アノード層の上を水道水で満たして(上層水)、分析用ボトルを作成した. さらに分析用ボトルを60 L水槽内(カソード水)に静置させた(図-2). 海水よりイオン濃度が小さい水道水を使用したのは、電子回収による有機汚泥から上層水へのイオン拡散をより明確に検討するためである. アノード電極は36 cm²の4枚の電極を容器の底から10 mmの間隔で有機汚泥内に設置された. 4枚の電極を設置するのは、電子回

図-1 微生物燃料電池による有機物の分解.

図-2 実験に用いた装置の概略図.

収に伴う有機汚泥の性状変化を均一にするためである. カソード電極(144 cm²の1枚)は60 L水槽の水面付近に設置された. 60 L水槽内にカソード電極を設置するのは、有機汚泥からイオン拡散と通電に伴うカソード水質の変化を低減させるためである. 両電極はポテンショスタットまたは外部抵抗とNi-導線(Nilaco, NI311477)で接続されている.

b) 実験に用いた材料

アノード層には広島県福山内港に堆積した有機汚泥が用いられた. 使用した有機汚泥は下水起源の有機物を主な有機組成物としている. 現地有機汚泥層内では有機物分解が活発に起こっており、採取時にはメタンや硫化水素ガスが発生し、悪臭を放していた. 採取した有機汚泥を2 mmふるいに通して、通過した有機汚泥を実験に用いた. 実験に使用した有機汚泥の性状および水道水の水質は表-2に示されている. 以降に示す電位はAg/AgClを

基準とした値である。表-2に示した有機汚泥の電気伝導率 (EC, Horiba: 3552-10Dで測定) は有機汚泥の間隙水の値であり、強熱減量 (LOI) は50℃乾燥した有機汚泥を600℃で4時間燃焼させたときの質量の減量割合である。粒子状炭素含有量 (PCC) は50℃乾燥した有機汚泥をCHNS分析装置 (Pelkin Elmer社製, CHNS/O 2400 II型) で測定した。電極材料としてカーボנקロス (News Company, PL200-E) を用いている。なお、カーボנקロスの燃焼により電極性能を向上される⁷⁾ため、本研究ではカーボנקロスを500℃で30分燃焼させた。

c) 通電条件の設定とアノード電位変化の評価

Wangら⁸⁾ (2009) はアノード電位を200 mVに設定し、微生物燃料電池を構築することで電気生産細菌の活性化 (電極での電気生産細菌の付着・増殖) に成功した。このことは、電気生産細菌を活性させることによりスタートアップの短縮、すなわち、安定な電力回収への早期移行を可能にすることを示している。この結果を基に、本研究においても初期のアノード電位が200 mVになるように電流の設定を検討した。まず、ポテンシostat (北斗電工, HA-151B) を用いて電流とアノード電位との関係を検討し、アノード電位を200 mVに上昇させた電流 (1 mA, 電流密度は69.5 mA/m²) を明らかにした。次に、有機汚泥から異なる電流 (0.54 mA, 1 mA, 2 mA) と通電条件 (表-3) によるアノード電位の経時変化を評価するとともに、各々の通電条件による有機汚泥の性状変化を評価する。1 mA (Case 1~3) と2 mA (Case 5) の通電にはポテンシostatが用いられ、0.54 mA (Case 4) の通電には100 Ωの外部抵抗を組み込んだ回路が用いられた。

図-3には異なる通電条件によるアノード電位の変化が示されている。1 mAの電流を固定する (Case 1~3) ことで、初期のアノード電位が-322 mVから200~300 mVまで上昇できた。0.54 mAの通電 (Case 4) ではアノード電位が-150 mVまでの上昇であったのに対し、2 mAの通電 (Case 5) では450 mVに上昇した。1 mAを設定したCase 1~3では電子回収中のアノード電位が実験終了時に67 mV (Case 1), 0 mV (Case 2), -100 mV (Case 3) まで低下したが、2 mAを設定したCase 5ではさらに高い電位状態 (380 mV以上) で維持されている。アノード電位の上昇はアノード電極への電子供給が不足していることを示している。ただし、200 mVのアノード電位では電気生産細菌が得られるエネルギーは大きいと、電気生産細菌の活動が活性化し、電子伝達効率を向上させる⁸⁾。したがって、本実験でのアノード電位の上昇後の経時的な低下はアノード電極への電気供給が向上していることを示しており、1 mAの電流は電気生産細菌の活動を活性化させていると判断できる。

(2) 電子回収に伴う有機汚泥性状の評価方法

本研究では有機物分解によって形成された有機汚泥の

表-2 実験に用いた材料の初期性状。

材料	pH	ORP [mV vs. Ag/AgCl]	EC [mS/m]	LOI [mg/g]	PCC [mg/g]
有機汚泥	7.02	-376	3450	288	131
水道水	7.78	314	9.48	—	—

(注) EC: 電気伝導率, LOI: 強熱減量値, PCC: 粒子状炭素含有量

表-3 有機汚泥からの電子回収条件。

ケース	回収量 [C]	回収電流 [mA]	回収方法	実験期間
Case 1	600	1 (連続)	ポテンシostatを用いて 1 mAの電流を固定する。	6d 22h 40min
Case 2	1200	1 (連続)		13d 21h 20min
Case 3	1200	1 (断続)		22d 21h 20min
Case 4	1259	0.54 (連続)	100 Ω抵抗で連続通電する。	27d 58min
Case 5	1200	2 (連続)	ポテンシostatを用いて 2 mAの電流を固定する。	6d 22h 40min
Case 1~5の実験期間に対応する無通電条件での5つのケース (Control) も行った。				

(注) C: クーロン

図-3 異なる通電条件でのアノード電位の変化。

還元環境を効率に改善することができるとして、決定した表-3に示した通電条件 (通電量, 回収電流) で検証する。検証は通電ケースの実験期間 (表-3) に対応する無通電条件 (0 C, C: クーロン) での5つのケース (Control) との比較によって行われた。

異なる通電条件による有機汚泥の還元環境の改善評価は、通電後の間隙水・上層水のイオン濃度 (共立理化学研究所, ラムダー9000で測定), および有機汚泥の性状 (pH, ORP, 燃焼特性) 分析により行われた。pHとORPの測定には堀場製作所のD-70シリーズが用いられた。燃焼特性試験では、電気マッフル炉 (Yamato化学機器, FO610) を用い、乾燥質量に換算して約1.5 gの有機汚泥を50℃の96時間で乾燥してから、100, 200, 300, 375, 500と600℃の各温度で4時間燃焼させた。本論文では有機物の形態を構造が不安定な有機物と腐植性有機物に大別して扱う。Cuypersら⁹⁾は有機物の示差熱から有機物の特定を試みており、脂肪酸、セルロース等の構造が不安定な有機物は250~350℃で最も燃焼し、腐植性有機物は370~540℃で最も燃焼する結果を得ている。

3. 電子回収による底質環境と水環境の改善効果

(1) 電子回収による有機汚泥の還元環境の改善

MFCが適用された堆積物では、通電に伴う有機物お

よび無機物（例えば、 HS^- 、 Fe^{2+} 等）の酸化によって最終的に堆積物のORPが上昇することになる。この時、酸化により発生したプロトンのカソード層への拡散が制限されるため、プロトンが堆積物内に蓄積し、堆積物のpHが低下していく。

図-4には実験終了時の通電あり・なしのCase 1～5のpH～ORP関係が示されている。図中の実線は $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ の酸化還元電位を示している。この図より、1 mA以上の電流で電子回収する場合はpHの低下とORPの上昇があり、還元体物質の酸化とプロトンの蓄積が確認できる。600 Cを回収したCase 1において、pHは7.01（Case 1-Control）から6.48まで低下、ORPは-372から-326 mVまで上昇した。ただし、ORPの上昇が $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ の酸化還元反応線にあるため、有機汚泥が酸化状態に移行したとは言えない。1200 C以上を回収（Cases 2, 3, 5）すると、pHは6.35以下まで低下、ORPは-280 mV以上まで上昇し、有機汚泥が酸化状態に移行している。

1 mAのCase 2に比べて、2 mAのCase 5のpHが低い（ORPが同程度）のは、Case 5のアノード電位のみ実験終了まで380 mV以上の高い電位で維持された（図-3）ため、異なる電子伝達体の酸化反応が生じたと考えられる。例えば、 $E^0=303 \text{ mV vs. SHE}$ （pH=6.2では-294 mV vs. Ag/AgCl ）での $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ の酸化還元反応（(1)式）では1モルの電子に対して5/4モルのプロトンが生成される。これに対して、 $E^0=1057 \text{ mV vs. SHE}$ （pH=6.2では56 mV vs. Ag/AgCl ）での $\text{Fe}(\text{OH})_3/\text{Fe}^{2+}$ の酸化還元反応（(2)式）では1モルの電子に対して3モルのプロトンが生成され、この反応が支配的に生じれば、有機汚泥にプロトンが多く蓄積することになると理解できる。

ここに、 E^0 は標準還元電位 [vs. SHE]である。

0.54 mAの電流で1259 Cを電子回収したCase 4では、pHは1200 Cを回収したCase 2のpHと同程度であるが、ORPの上昇は小さい（-407 mVに対して-381 mV）。電子回収速度（0.54 mA）は遅く、実験期間が長い（約27日間）Case 4では、有機物分解の進行とともに電子が生成されたために、有機汚泥のORPが上昇していないと考えられる。これらの結果は電子回収量が同じ場合においても電子回収方法（異なる回収電流）によって有機汚泥の酸化還元状態が異なることを示している。

以上の結果から、有機汚泥の還元状態を酸化状態に移させるには有機物分解からの電子生産量を上回る電子回収の電流を設定する必要があることがわかる。本実験条件では、電子回収量が600 C以上、かつ回収電流が1 mA（電流密度が69.5 mA/m^2 ）を設定することで、有機汚泥が酸化状態に移行することを明らかにした。

(2) 電子回収による有機汚泥の悪臭（ H_2S ）除去

電子回収に伴うpH～ORPの変化は $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ の酸化還元反応線の付近にあり（図-4）、アノード電極では主に H_2S が酸化されることが推測される。表-4には実験終了時の間隙水および上層水（図-2）のイオン濃度が示され

図-4 各ケースの有機汚泥のpH～ORP関係。
(pHとORP測定の最大誤差は各々：0.015, 7.5 mV)

表-4 電子回収に伴う間隙水中、および上層水のイオン濃度の変化。

(－：未測定、 H_2S 、 SO_4^{2-} 、鉄イオンの測定誤差は各々、 $\pm 0.75 \text{ mg/L}$ 、 $\pm 7 \text{ mg/L}$ 、 $\pm 0.025 \text{ mg/L}$ である)

Sample (実験期間)	回収量	間隙水				上層水			
		H_2S [mg/L]	SO_4^{2-} [mg/L]	Fe^{2+} [mg/L]	Fe [mg/L]	H_2S [mg/L]	SO_4^{2-} [mg/L]	Fe^{2+} [mg/L]	Fe [mg/L]
Sludge-start		83.50	<10	0.09	0.11	—	—	—	—
Case 1 (6d 22h 40min)	600 C	<0.05	<10	—	—	—	—	—	—
	Control	78.75	—	—	0.07	—	—	—	—
Case 2 (13d 21h 20min)	1200 C	<0.05	26	41.50	90.00	<0.05	17	7.55	7.40
	Control	40.75	—	—	0.06	17	41	0.13	0.17
Case 3 (22d 21h 20min)	1200 C	<0.05	17	82.50	86.50	<0.05	18	2.60	2.23
	Control	8.75	<10	—	0.15	0.752	55	<0.05	0.12
Case 4 (27d 58min)	1259 C	<0.05	<10	21.75	46.50	<0.05	19	9.15	9.85
	Control	8.7	<10	—	0.17	3.775	41	0.13	0.15
Case 5 (注) (6d 22h 40min)	1200 C	<0.05	65	26.75	31.50	<0.05	26	1.65	1.35
	Control	7.375	75	—	0.14	5.1	86	<0.05	<0.05

(注) Case 1～4の実験は同時期に開始したが、Case 5はCase 4が終了した後に開始した。Control: 無通電条件のケース

ている．無通電条件（対照ケース：Control）では実験期間が長くなると、 H_2S が減少している．上層水中に H_2S と SO_4^{2-} が確認されたことから、 H_2S は上層水へ拡散し、溶存酸素を利用して酸化されることが理解できる．なお、実験期間が約27日間になっても H_2S が完全に酸化されず、有機汚泥の間隙水中に 8.70 mg/L の H_2S が残存した（Case 4）．これに対して、600 Cを電子回収したCase 1（実験期間が約7日）は有機汚泥内の H_2S が検出されなかった（Controlでは $\text{H}_2\text{S} = 78.75 \text{ mg/L}$ ）．電子回収したCase 2～5の上層水において H_2S が検出されなかったため、間隙水の H_2S が検出されないのは、 H_2S はアノード電極反応により酸化されると推定される．すなわち、電子回収は H_2S の完全な除去を誘発でき、有機汚泥の悪臭を効率的（短期間）に除去できる技術として期待できる．

全ての通電ケースにおいて H_2S は完全に除去されている．特に、1200 Cを回収したCase 2とCase 3ではpH－ORPの変化とともに SO_4^{2-} （酸化体物質）の上昇が確認され、有機汚泥が $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ に対して酸化状態にあることを裏付けている．(1)式によれば、1モルの H_2S の酸化では1モルの SO_4^{2-} が生成される．Case 2では 40.7 mg/L 以上の H_2S が酸化されるため、 115 mg/L 以上の SO_4^{2-} が生成されることになる．しかし、測定された間隙水内の SO_4^{2-} 濃度が低い状態にある（Case 1では SO_4^{2-} が検出されなかった）．これは、上層水への SO_4^{2-} の拡散が生じる、または SO_4^{2-} と異なる硫黄形態が形成されるためと考えられる．表-4に示す全ての通電ケースにおいて上層水には H_2S 存在しないが、 SO_4^{2-} が存在しており、有機汚泥から上層水への SO_4^{2-} 拡散が確認できる．

一般的に $\text{SO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{S}$ の酸化還元反応は、(1)式で表されるが、実際は H_2S の酸化は直接 SO_4^{2-} へ変換されず、反応電位によってSと SO_2 が介在する（(3)～(5)式）．

図-3により、1 mA以上の電子を回収した場合、アノード電位は通電条件に応じて $-150 \sim 450 \text{ mV}$ の範囲に変化していることから、 SO_4^{2-} 以外の(3)～(5)式の反応に応じた硫黄形態（Sと SO_2 ）が有機汚泥内に存在する可能性があると考えられる．

(3) 電子回収による水環境の改善

有機汚泥と上層水間に形成される濃度勾配はイオンを含めた任意の物質を拡散させる．電子回収した場合には濃度勾配に加えて、電位分布（電気泳動）が物質を拡散させる．ここでは、上層水の電気伝導率（EC）とORPの変化により電子回収に伴う有機汚泥から上層水へのイオン拡散について述べる．

1200 Cを電子回収したケースと無通電条件ケースの上層水のECとpHを7にして換算された ORP_7 との比較を

図-5 1200 C回収と無通電時の上層水のECと ORP_7 ．

（ECの測定誤差： $\pm 3 \text{ mS/m}$ 、黒棒は無通電条件）

図-5に示した．有機汚泥内からイオンが上層水へ拡散すると、電気伝導率が上昇する．拡散するイオン中に還元体物質が含有されれば、上層水中の酸素等の酸化体物質が消費され、 ORP_7 が低下することになる．無通電条件に比べて、電子回収ありの条件では上層水の電気伝導率が低く、 ORP_7 が高い状態にある．実験期間が約27日間のCase 4では、有機汚泥からのイオン拡散によってECが 200 mS/m まで上昇し、 ORP_7 は -385 mV まで低下している（有機汚泥のORPと同程度）が、1259 Cを電子回収することでECが 80 mS/m にとどまり、 ORP_7 が -134 mV に抑えられている．これは有機汚泥内の還元体物質がアノード電極で酸化されること（還元体物質の濃度勾配が小さくなる）のために、カソード層への還元体物質の拡散が制限されたと考えられる．

以上の結果により電子回収は有機汚泥の悪臭（硫化物）を除去し、底質環境を改善することに加えて、上層水の水質改善を誘発することが明らかになった．

(4) 電子回収に伴う有機物の形態変化

有機汚泥の燃焼特性を用いて電子回収に伴う有機汚泥に存在する有機物の形態変化を明らかにする．

腐植性有機物はカルボキシル基やフェノール性水酸基等を持っており、粘土鉱物や鉄イオン等の多価金属イオンと結合して安定な錯体（以降、金属イオン錯体と呼ぶ）が形成し、有機化合物として有機汚泥に存在する．そのため、腐植性有機物は分解し難く、微生物に利用し難い．

金属イオン錯体の安定度はpHに依存しており、pHの低下とともに減少していく．金属イオン錯体の破壊が生じれば、結合された金属イオンと有機物が分裂することになる．分裂された有機物が分解し易くなり、有機汚泥の有機物分解が促進されると期待できる．1259 Cを回収したCase 4では無通電条件ケース（Control）での鉄イオン濃度（最大 0.17 mg/L ）に比べて鉄イオン濃度が約274倍（ 46.5 mg/L ）まで上昇した（表-4）．鉄イオンの溶解は、pHの低下によって有機汚泥内に存在する鉄イオン錯体が破壊されることを裏付けている．このため、

有機汚泥の燃焼特性に変化をもたらすことが予想される。

図-6に1259 Cを電子回収したCase 4の有機汚泥の燃焼特性の変化を示した。燃焼温度はILの添え字として、例えば600℃までの燃焼割合はIL₆₀₀ (mg/g) のように標記した。図-6より電子回収によってIL₆₀₀の変化がないが、有機汚泥の燃焼特性は変化することがわかる。IL₆₀₀の減少は有機物が無機化（二酸化炭素やメタンが発生）を示しているが、IL₆₀₀が減少せず、燃焼特性が変わるのは有機物が無機化に至らず、有機物の形態が変化することを示している。図-6では1259 Cを回収すると、375~600℃で燃焼する物質が減少しており、300~375℃で燃焼する物質が増加している。ここでは示していないが、他の電子回収ケースにおいても同様な傾向が確認されている。Cuypersら⁹⁾の結果（不安定な有機物は250~350℃で燃焼、腐植性有機物は370~540℃で燃焼）と照合すれば、電子回収によって不安定な有機物が増加すると推測される。すなわち、電子回収は結合された金属イオンと有機物を分裂（有機汚泥の有機物形態を変化）させる働きがあることが理解できる。分裂した有機物が分解し易くなり、電子回収は有機汚泥の有機物分解を促進させることも期待できる。

4. まとめ

本研究では、有機汚泥の還元環境・悪臭を短期的に改善できる技術を開発すること目的として、強制的に電子回収による有機汚泥の性状変化を室内実験で検討した。得られた結果を以下にまとめる。

- 電子回収は有機汚泥内のH₂Sを完全に除去できるとともにORPを高くすることによって、有機汚泥の還元環境を改善できる。
- 泥層の還元環境を改善することにより上層水のORPを高く、ECを低い状態に維持できることから、電子回収は有機汚泥から上層水へのイオン拡散を制限し、有機汚泥による水質悪化を低減させる。
- 電子回収に伴う375~600℃で燃焼する物質が減少、300~375℃で燃焼する物質が増加、さらに鉄イオンが増加することから、電子回収は結合された金属イオンと有機物を分裂（有機汚泥の有機物形態を変化）させることができる。
- Wangら（2009）の結果と同様に、初期のアノード電位を200~300 mVになるように、電流を1 mA（電流密度は69.5 mA/m²）に設定することで、電気生産細菌の活動を活性化することが得られた。

謝辞：本研究は日本学術振興会若手研究B（課題番号：26820204）および科学研究費補助金（課題番号：266630229）による助成を受けた。ここに記して謝意を表する。

図-6 Case 4の有機汚泥の燃焼特性の変化。

参考文献

- Jung, S., and Regan, J.M.: Comparison of anode bacterial communities and performance in microbial fuel cells with different electron donor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, Vol. 77, pp. 393-402, 2007.
- Hong, S.W., Kim, H.S., Choi, Y.S., and Chung, T.H.: Field experiments on bioelectricity production from lake sediment. *Bulletin of the Korean Chemical Society*, Vol. 29, No. 11, pp. 2189-2194, 2008.
- Hong, S.W., Kim, H.S., and Chung, T.H.: Alteration of sediment organic matter in sediment microbial fuel cells. *Environmental Pollution*, Vol. 158, pp. 185-191, 2010.
- Morris, J.M., and Jin, S.: Enhanced biodegradation of hydrocarbon-contaminated sediments using microbial fuel cells. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 213-214, pp. 474-477, 2012.
- Touch, N., Hibino, T., Nagatsu, Y., Tachiuchi, K.: Characteristics of electricity generation and biodegradation in tidal river sludge-used microbial fuel cells. *Bioresource Technology*, Vol. 158, pp. 225-230, 2014.
- Kaewkannetra, P., Chiwes, W., and Chiu, T.Y.: Treatment of cassava a mill wastewater and production of electricity through microbial fuel cell technology. *Fuel*, Vol. 90, No. 8, pp. 2746-2750, 2011.
- Feng, Y., Yang, Q., Wang, X., and Logan, B.E.: Treatment of carbon fiber brush anodes for improving power generation in air-cathode microbial fuel cells. *Journal of Power Sources*, Vol. 195, pp. 1841-1844, 2010.
- Wang, X., Feng, Y., Ren, N., Wang, H., Lee, H., Li, N., and Zhou, Q.: Accelerated start-up of two-chambered microbial fuel cells: Effect of anodic positive poised potential, *Electrochimica Acta*, Vol. 54, No. 3, pp. 1109-1114, 2009.
- Cuypers, C., Grotenhuis, T., Nierop, K.G.J., Franco, E.M., Jager, A.D., and Rulkens, W.: Amorphous and condensed organic matter domains: the effect of persulfate oxidation on the composition of soil/sediment organic matter, *Chemosphere*, Vol. 48, pp. 919-931, 2002.