

(37) 酸化剤による下水消化汚泥からの重金属の溶出特性に関する研究

伊藤 歩^{1*}・後藤 宏幸²・高橋 健太³・相澤 治郎⁴・海田 輝之⁴

¹岩手大学大学院工学研究科フロンティア材料機能工学専攻 (〒020-8551 岩手県盛岡市上田4-3-5)

²栗田工業株式会社 (〒160-0023 東京都新宿区西新宿3-4-7)

³岩手大学大学院工学研究科建設環境工学専攻 (〒020-8551 岩手県盛岡市上田4-3-5)

⁴岩手大学工学部建設環境工学科 (〒020-8551 岩手県盛岡市上田4-3-5)

* E-mail: aitou@iwate-u.ac.jp

硫酸を用いて酸化した下水消化汚泥に過酸化水素と硫酸第二鉄を添加することにより、汚泥中のCd、Cu及びZnが効果的に溶出し、特に、Cuの溶出率がpH2で飛躍的に増加することが分かった。

消化汚泥中の重金属の存在画分を水溶性タンパク質、脂溶性タンパク質及び細胞外ポリマーと関連する3つの有機結合態とその残留物態に分類し、重金属の溶出操作前後における各画分の重金属含有量の変化を検討した。その結果、pH2で過酸化水素と硫酸第二鉄を添加することによって、脂溶性タンパク質や細胞外ポリマーと関連のある有機結合態と残留物態として存在するCuの含有量が効果的に減少することが分かり、フェントン反応によって生じるヒドロキシルラジカルが下水汚泥からのCuの溶出を促進する可能性が示された。

Key Words :sewage sludge, heavy metals removal, organically bound metals, oxidizing reagents

1. はじめに

我が国における下水汚泥の排出量は、下水処理人口の増加や下水処理の高度化に伴って年々増加しており、産業廃棄物（約39,323万t／年）の19%を占めている¹⁾。平成15年度における下水汚泥の有効利用の割合は乾燥重量ベースで全体の約64%に達しており、その内訳は緑農地利用が13.7%、建設資材利用が50.1%、燃料化等が0.6%などっている¹⁾。緑農地へ利用される汚泥量は、ここ数年は横ばい状態となっており、その要因の一つとして下水汚泥中の重金属類の存在が考えられる。今後も下水汚泥の円滑な緑農地利用を推進していくためには、肥料や土壤改良剤などの原料として利用される汚泥の安全性や肥効性を向上する必要がある。

下水汚泥中の重金属含有量を低減する工程としては、何らかの方法により下水汚泥から重金属を溶出させた後、重金属を含む溶液と汚泥を分離する方法が提案されている。下水汚泥からの重金属溶出法については、酸の添加^{2)~6)}あるいは硫黄酸化細菌による硫黄の酸化に伴う硫酸

の生成^{7)~10)}によって汚泥のpHを低下させて汚泥中の重金属化合物の溶解度を増加させる方法や酸性条件下において酸化剤の添加^{11)~13)}あるいは鉄酸化細菌^{14)~16)}によって還元型の重金属化合物を酸化して可溶性の形態に変化させる方法などが検討されている。

下水中的重金属は、下水の処理過程やそれに伴い生成される汚泥の処理過程を通じて汚泥中に濃縮される。このような下水汚泥中の重金属は、汚泥中の無機及び有機化合物と関連した様々な形態で存在すると考えられる。著者らはStoverらが開発した連続抽出法¹⁷⁾により下水汚泥中の重金属の存在形態を分画し、pH3での硫酸第二鉄を用いた下水汚泥からの重金属溶出法が硫化物態として存在するCuの溶出に効果的であることを明らかにした¹²⁾。一方、Yoshizakiらは過酸化水素とリン酸を用いる方法が有機的に結合したCuの溶出に効果的であると報告している¹⁸⁾。これらの結果を踏まえると、第二鉄と過酸化水素の双方の添加によって、より効率的な重金属の溶出が期待できる。具体的には、第二鉄による汚泥構成成分の酸化に伴い生じる第一鉄と過酸化水素とのフェントン反

表-1 汚泥中の金属及びリンの含有量 (mg/kg-D.S.)

金属及びリン	Al	As	Cd	Cr	Cu	Mg	Mn	Ni	Pb	Zn	P
含有量	16500	8.40	1.63	42.9	321	3400	503	17.7	39.1	930	27700

表-2 消化汚泥からの金属溶出実験の条件

汚泥濃度	pH	酸化剤等の添加		
		過酸化水素 (1% (v/v))	硫酸第二鉄 (1.0g-Fe/l)	過酸化水素 (1% (v/v)) + 硫酸第二鉄 (1.0g-Fe/l)
2%	2,3,4,5			

応¹⁸から生じる酸化力の強いヒドロキシルラジカルが難溶性の有機結合態金属の溶出を向上させる可能性がある。フェントン反応を利用した汚泥脱水性の向上に関する報告はなされている¹⁹が、下水汚泥中の有機結合態金属化合物の酸化分解に関する報告例は少ない。また、酸性条件下において下水汚泥から重金属を溶出する際に肥効成分であるリンの溶出も同時に起こる可能性があり、汚泥の肥効性を維持するためにリンを汚泥中に保持できる方法の開発も望まれる。

以上の観点から、本研究では、酸性条件下において硫酸第二鉄と過酸化水素の双方を添加した場合での下水汚泥からの重金属とリンの溶出特性について検討するとともに、酸、硫酸第二鉄あるいは過酸化水素のいずれかを添加した条件との比較を行い、硫酸第二鉄と過酸化水素の双方を添加する方法の有効性を検討した。さらに、下水汚泥中の有機結合態金属を有機物の分離条件の違いから3つの画分に分類し、硫酸第二鉄と過酸化水素の双方を添加する方法がどのような有機結合態金属の溶出に効果的であるかを検討した。

2. 実験方法及び実験条件

本研究に用いた下水汚泥は、盛岡市内の下水処理場から採取した嫌気性消化汚泥である。表-1に汚泥中の金属及びリンの含有量を示す。金属及びリンの分析は、下水汚泥を王水煮沸法²⁰で前処理した後、金属をICP-MS法、リンをモリブデン青吸光光度法によって行った²¹。なお、本実験に用いた下水消化汚泥における溶出実験前のAs, Cd, Ni, Cr, Pbの含有量は、肥料取締法における基準値を満たしている。

次に、下水汚泥中の有機結合態金属の分画方法を図-1に示す。まず、水溶性タンパク質と関連のある金属を回収するために、下水汚泥と10mM Tris-HCl緩衝液²²を1(乾燥重量):50(w/v)になるように混合し、超音波破碎²²(150W, 10min)した後、10,000rpmで20分間遠心分離し、上澄み液を回収した(画分①)。次に、細胞膜などに存在する脂溶性タンパク質と関連のある金属を回収

するために、残った沈殿物に対して1% (v/v) Triton X-100²²を加えて同様の操作を行い、上澄み液を回収した(画分②)。さらに、主に細胞外に存在すると考えられるその他の有機物(残留するタンパク質や腐植酸)と関連のある金属を回収するために、残った沈殿物に0.1M Na₄P₂O₇²²を加え、12時間振とうし、遠心分離後に上澄み液を回収した(画分③)。以上の各画分と残留物(画分④)を王水分解法で前処理し、金属量をICP-MS法で測定した²²。

表-2に重金属の溶出除去を目的とした消化汚泥からの重金属溶出実験の条件を示す。条件はpH調整のみ、pH調整と過酸化水素(H₂O₂)の添加、pH調整と硫酸第二鉄(Fe₂(SO₄)₃)の添加、pH調整と過酸化水素及び硫酸第二鉄の添加とした。全ての条件でpHを硫酸または水酸化ナトリウム溶液を用いてそれぞれ2, 3, 4, 5に調整し、25°Cの恒温室内において120rpmで振とうを行った。振とう開始後0, 1, 3, 6, 12, 24時間目の汚泥を採取し、遠心分離後の上澄み液を孔径1μmのろ紙でろ過した。そのろ液を王水分解法で前処理し、金属とリンの測定を上述と同様の方法により行った²¹。なお、溶解性第一鉄については、上述のろ液を用いて1,10-フェナントロリン法により分析した²³。また、重金属の溶出特性を検討するために、pH2における振とう開始後24時間目の汚泥について上述の有機結合態金属の分析を行った。

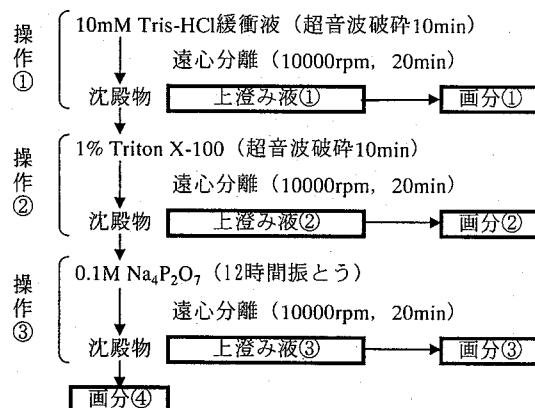


図-1 下水汚泥中の有機結合態重金属の分画方法

なお、後述の溶出実験及び分画実験の結果は、3つの同一試料について得られたデータの平均値で示している。

3. 実験結果及び考察

図-2に消化汚泥中の金属の存在形態と表-1の金属含有量に対する金属回収率を示す。ここでの回収率は、画分①～④の合計を含有量で除したものである。Al, Cd, Cr, Ni及びPbは無機化合物と関連がある画分④で多く存在していることが分かった。画分①～③に注目すると、Niは水溶性タンパク質と関連のある画分①に比較的高い割合で存在していた。Al, Mn及びZnは細胞外の有機物と関連のある画分③に高い割合で存在することが分かった。

図-3, 4に溶出実験における重金属溶出量の経時変化

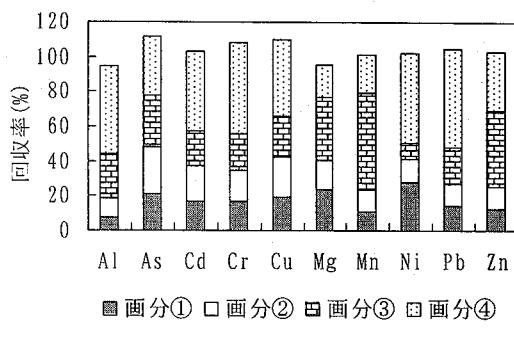


図-2 消化汚泥中の金属の存在形態と金属回収率

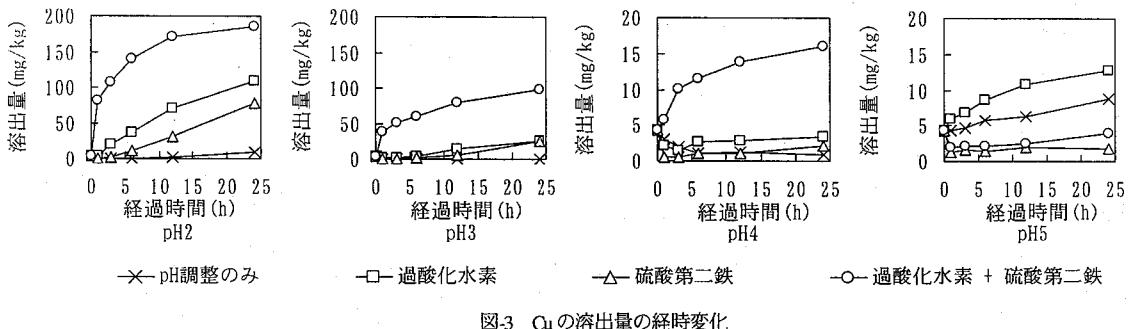


図-3 Cuの溶出量の経時変化

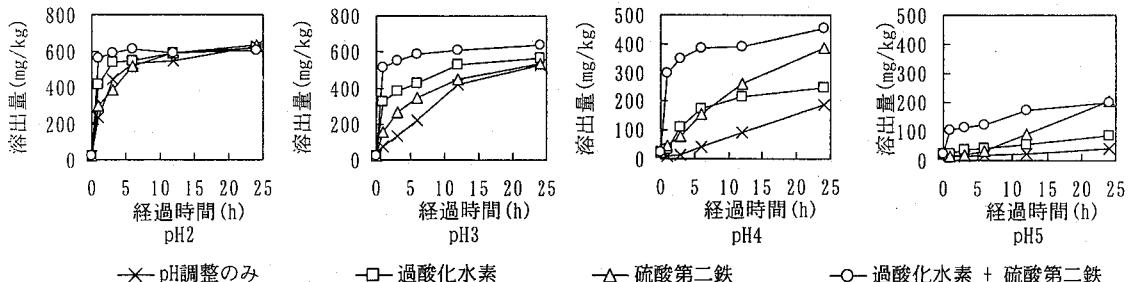


図-4 Znの溶出量の経時変化

の例としてCuとZnを示す。なお、溶出量は、初期汚泥濃度を元に換算した値である。

CuはpH調整のみの条件ではほとんど溶出しなかった。pH2では、過酸化水素あるいは硫酸第二鉄を添加した条件において時間の経過とともに徐々に溶出し、24時間目での溶出量は各々110mg/kg, 78mg/kgであった。過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件では、実験開始1時間目から大幅な溶出がみられ、24時間目では他の条件に比べて高い溶出量となった。

pH3では過酸化水素あるいは硫酸第二鉄またはその双方を添加した条件、pH4では過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件で溶出量の増加がみられた。pH5では、pH調整のみの条件と過酸化水素添加の条件において時間の経過に伴う緩やかな溶出がみられた。

ZnはpH2において実験開始後1時間目から全ての条件で溶出量が200mg/kg以上となり、酸化剤を添加した条件でより溶出した。特に過酸化水素と硫酸第二鉄を添加した条件では560mg/kgと顕著に増加したが、24時間目では条件による溶出量の差はみられなくなった。

pH3では、pH2とほぼ同じ傾向を示し、実験開始後1～6時間目までは酸化剤、特に過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件で効果的に溶出した。pH4では、溶出量は過酸化水素と硫酸第二鉄を添加した条件で実験開始後1時間目から大幅に増加し、その他の3条件では時間の経過とともに徐々に溶出し、24時間目では硫酸第二鉄を添加した2条件での溶出量が高くなかった。pH5では、pH調整のみの条件と過酸化水素添加の条件で顕

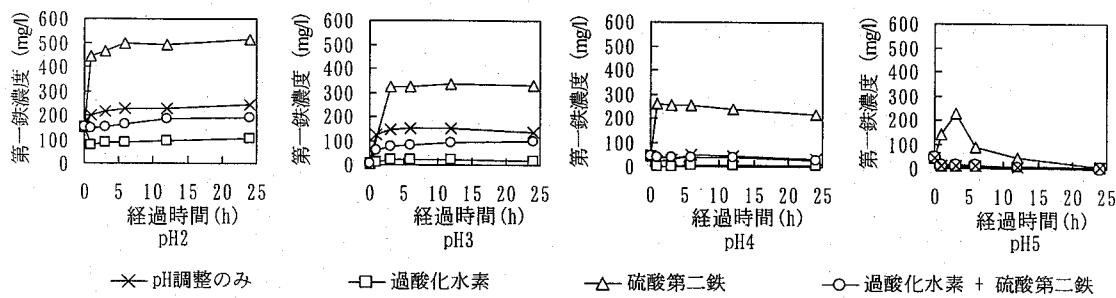


図-5 溶解性第一鉄濃度の経時変化

著な溶出はみられず、過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件では実験開始後 1 時間目から、硫酸第二鉄添加の条件では 3 時間目から溶出量が増加し、24 時間目では約 200mg/kg に達した。

なお、Cu は「農用地における土壌中の重金属等の蓄積防止に係わる管理基準」において、Zn は「農用地の土壤の汚染防止等に関する法律」において基準値 (Zn=120mg/kg, Cu=125mg/kg) が定められているが、溶出実験後における残渣中の Zn と Cu の含有量は、最も低い値で Zn が 297mg/kg, Cu が 136mg/kg であり基準を満たしてはいない。

図-5 に溶解性第一鉄濃度の経時変化を示す。pH 調整のみの条件では、pH2, 3 において実験開始後 1 時間目で第一鉄濃度が大幅に増加し、汚泥からの第一鉄の溶出がみられたが、pH4, 5 では濃度がほとんど増加しなかった。

過酸化水素を添加した条件での第一鉄濃度は、pH2, 3, 4 において pH 調整のみの条件より低くなった。これは汚泥から溶出した第一鉄と添加した過酸化水素が



のようにフェントン反応¹⁰を引き起こし、第一鉄が消費されたためと考えられる。

硫酸第二鉄を添加した条件では、全ての pH で実験開始直後に第一鉄濃度が顕著に増加した。この増加は、添加した第二鉄が汚泥の構成成分を酸化することによって第一鉄に還元されたためと考えられる。

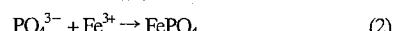
過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件では、硫酸第二鉄を添加した条件に比べて、pH2, 3 では第一

鉄濃度は低くなった。これは、硫酸第二鉄添加の条件と同様に、添加した第二鉄が汚泥の構成成分を酸化して速やかに第一鉄に還元されるが、その第一鉄が添加した過酸化水素とのフェントン反応によって酸化されたためと推察される。

これらの結果より、pH 調整のみの条件と過酸化水素添加の条件における濃度の差と、硫酸第二鉄添加の条件と硫酸第二鉄と過酸化水素双方の添加の条件における濃度の差を比較すると、後者の差の方が大きいことが分かる。これより、過酸化水素のみを添加した条件よりも、過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件の方がフェントン反応による第一鉄の消費量が多く、ヒドロキシルラジカルの生成量も多いと考えられる。

図-6 に pH3 での各条件におけるリンの溶出率の経時変化を示す。リンの溶出率は、溶解性全リン濃度を汚泥中の全リン濃度で除して求めた。

pH 調整のみの条件と過酸化水素添加の条件では、実験開始直後にリンが溶出し、1 時間目以降での溶出率は各々 40% 及び 30% で推移した。硫酸第二鉄を添加した 2 条件では、リンの溶出率は増加しなかった。これは、pH の低下によって汚泥から溶出したリンが



のように添加した第二鉄と反応し、不溶性のリン酸第二鉄として沈殿したためと考えられる。この結果より、本実験条件では過酸化水素の存在下であっても第二鉄の添加によってリンを汚泥中に保持できることが分かった。

図-7 に溶出実験における 3 時間目と 24 時間目での pH に対する重金属類の溶出率を示す。

Al と Mn は溶出率が pH の低下に伴い増加するが、他の重金属に比べて溶出が速く、pH3 以下では酸化剤添加の効果はほとんど見られなかった。

Cd と Zn では、初期の段階において pH4 以下で酸化剤添加による溶出率の増加が顕著であったが、24 時間目になると pH が低いほどそれ自体の影響を受けるために条件による溶出率の差は小さくなる傾向を示した。

Cu は他の重金属に比べて溶出が遅く、pH4, 5 では溶出率が非常に低いが、pH3 以下では過酸化水素と硫酸第二鉄の添加によって溶出率が増加し、最大で約 60% の

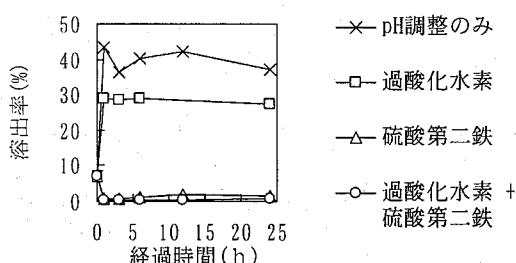


図-6 pH3 におけるリンの溶出率の経時変化

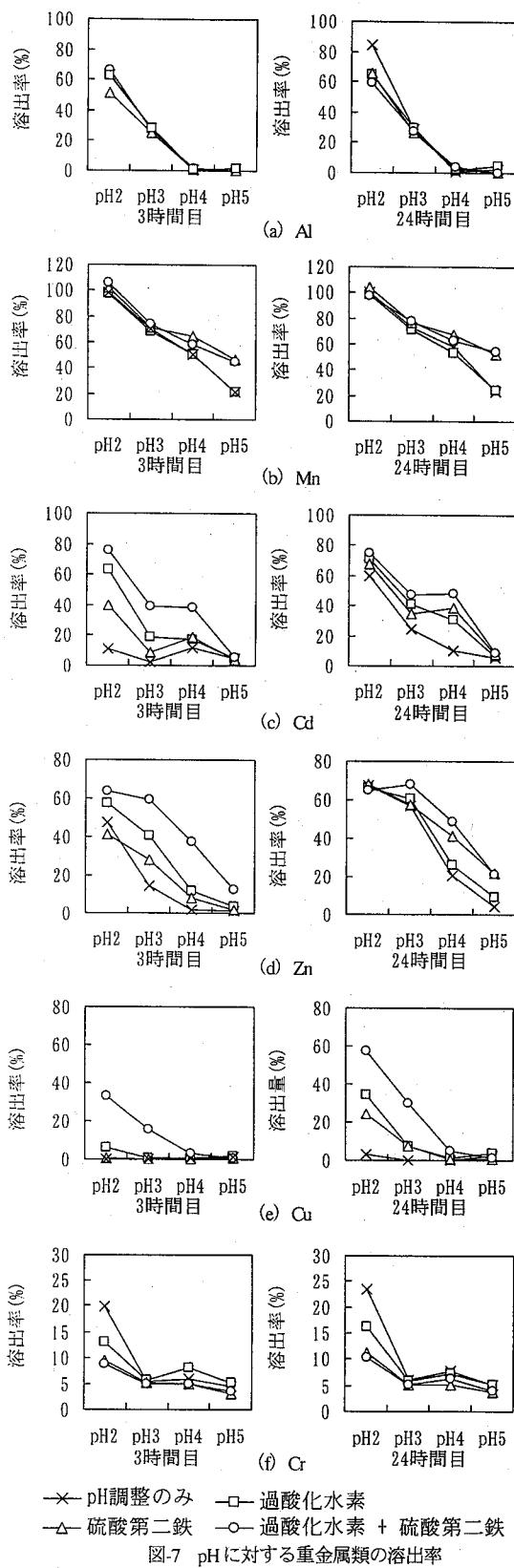


図7 pHに対する重金属類の溶出率

溶出率が得られた。Crの溶出率は、pH3以上では10%以下であり、pH2では約23%に増加するが、酸化剤の添加によって逆に減少する傾向がみられた。

以上の結果から、重金属類の溶出率は全ての条件でpHの低下に伴い上昇する傾向を示すが、酸化剤添加の効果は金属によって異なり、Cd、Cu及びZnの溶出に対しては有効であることが分かった。特に、過酸化水素と硫酸第二鉄の双方の添加によってCuの溶出率が飛躍的に増加することが明らかになった。

図8に溶出実験前とpH2での溶出実験後24時間目における下水汚泥中のCd、Cu及びZnの画別含有量の変化を示す。なお、含有量は初期汚泥濃度を元に換算した値である。溶出実験後の汚泥については遠心分離後の上澄み液を除去したものを用いた。前述した重金属の溶出量と各画分の含有量との合計の収率は、表1に示した含有量に対して89~119%の範囲内であった。

溶出実験前後における各画分の重金属含有量を比較すると、全ての溶出条件において、Cdでは画分②、③及び④、Cuでは画分②、ZnではCdと同様に画分②、③及び④の含有量が減少した。従って、Triton X-100によって抽出される脂溶性タンパク質と関連のあるCd、Cu及びZnやNa₄P₂O₇によって抽出される有機物と関連のあるCdとZnは、pHを2に低下することで容易に除去できることが分かる。

一方、水溶性タンパク質と関連のある画分①の含有量は、Cuの硫酸第二鉄添加以外の条件で若干減少したが、CdとZnではほとんど減少せず、むしろ増加する場合もみられた。この増加は他の画分から溶出したものが移行してきたと考えられ、画分①に含まれる有機物が画分②、③に比べてCdやZnとの高い親和性を有しており、過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加した条件においてフェントン反応によってヒドロキシルラジカルが生成されても、このような有機物の十分な分解には至らないと推察される。しかしながら、2種類の酸化剤を添加した条件では、Cdの画分①、Cuの画分②、③及び④、Znの画分①及び④の含有量が他の条件に比べて低下していることから、フェントン反応によって生じるヒドロキシルラジカルが有機結合態金属や無機態金属などの溶出を促進する効果を有している可能性があることが分かった。特に、Cuは土壤中の有機物と強い親和性があるとの報告があり²⁵⁾、下水汚泥中の有機物も同様にCuとの強い親和性があり、錯体を形成していると考えられる。過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加することによってフェントン反応が起り、ヒドロキシルラジカルが生成され、そのヒドロキシルラジカルが錯体の官能基を分解することによってCuの溶出が促進されているものと考えられるが、その点については明らかになっておらず、今後、

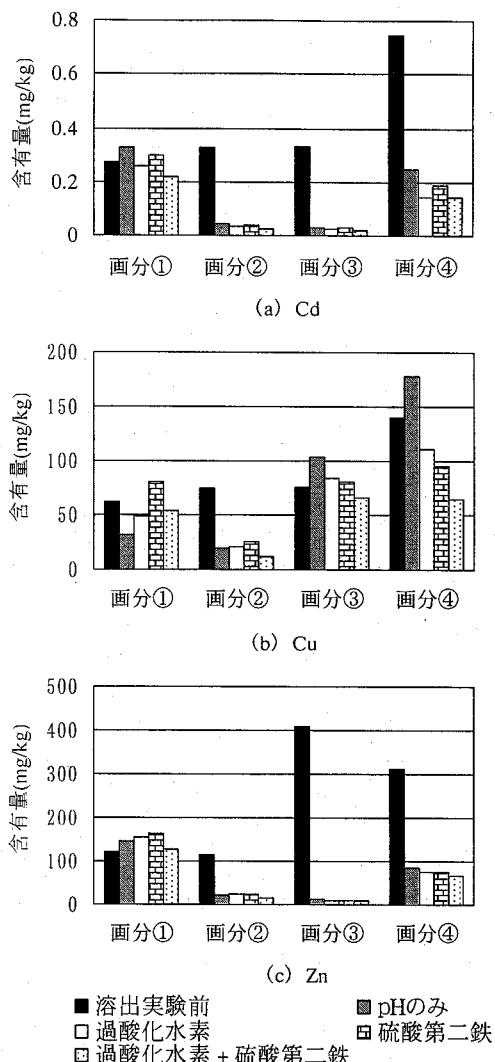


図8 Cd, Cu, Znの画分別含有量

有機物の分解も含めて検討する必要がある。

4. 結論

本研究では、酸性条件下での酸化剤による下水消化汚泥からの重金属類の溶出特性について実験的に検討した。以下に得られた結果を示す。

- 過酸化水素あるいは硫酸第二鉄の添加によって下水汚泥からCd, Cu及びZnが効果的に溶出するが、過酸化水素と硫酸第二鉄の双方を添加することによってCd, Cu及びZnの溶出がさらに促進し、特に、pH 2ではCuの溶出率が飛躍的に増加することが明らか

になった。

- 硫酸第二鉄を添加した条件では、第二鉄が下水汚泥の構成成分を酸化することにより還元されて第一鉄濃度が増加するが、過酸化水素が共存する場合、同様な第一鉄濃度の増加はみられないことから、第二鉄の還元によって生じた第一鉄と過酸化水素が速やかにフェントン反応を引き起こし、その結果としてヒドロキシルラジカルが生成されている可能性が示唆された。
- 下水汚泥中のリンの一部は、pHの低下によって溶出するが、pH3では過酸化水素が存在しても硫酸第二鉄の添加によってリンを汚泥中に保持できることが示された。
- pH2で過酸化水素と硫酸第二鉄を添加することによって、脂溶性タンパク質や細胞外ポリマーと関連のある有機結合態や残留物態として存在するCuの含有量が効果的に減少することが分かった。

以上の結果から、酸性化した下水消化汚泥に過酸化水素と硫酸第二鉄を添加することにより、フェントン反応が生じてヒドロキシルラジカルが生成され、そのラジカルが汚泥中に存在する有機結合態や無機態の還元性金属化合物を酸化し、CdやCu, Znなどの重金属を効果的に溶出除去できることが示唆された。

謝辞：本研究の一部は、文部科学省科学研究費補助金若手研究（B）の援助を受けて実施した。ここに記して謝意を表する。

参考文献

- 松原誠, 伊藤貴輝：下水汚泥有効利用の現状と課題について、再生と利用, Vol.29, No.111, pp.19-27, 2006.
- Scott D. S. and Horlings H.: Removal of phosphates and metals from sewage sludge, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.9, pp.849-855, 1975.
- Oliver B. G. and Carey J. H.: Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery, *Wat. Res.*, Vol.10, pp.1077-1081, 1976.
- Hayes T. D., Jewell W. J. and Kabrick R. M.: Heavy metals removal from sludges using combined biological/chemical treatment, Proc. of 34th Ind. Waste Conf., Purdue Uni, pp.529-543, 1979.
- Jenkins R. L., Scheybeler B. J., Smith M. L., Lo M. P. and Haug R. T.: Metals removal and recovery from municipal sludge, *J. WPCF*, Vol.53, No.1, pp.25-32, 1981.
- Wozniak D. J. and Huang J. Y. C.: Variables affecting metal removal from sludge, *J. WPCF*, Vol.54, No.12, pp.1574-1580, 1982.
- 橋本獎, 藤田正憲, 尾崎直純：硫黄酸化細菌による金属含有汚泥のリーチング処理に関する研究, 水処理技術, Vol.28, No.5, 1987.

- 8) Blais J. F., Tyagi R. D., Auclair J. C. and Huang C. P.: Comparison of acid and microbial leaching for metal removal from municipal sludge, *Wat. Sci. Technol.*, Vol.26, No.1-2, pp.197-206, 1992.
- 9) Blais J. F., Auclair J. C. and Tyagi R. D.: Cooperation between two *Thiobacillus* strains for heavy-metal removal from municipal sludge, *Can. J. Microbiol.*, Vol.38, 1992.
- 10) Kitada K., Ito A., Yamada K., Aizawa J. and Umita T.: Biological leaching of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge using indigenous sulfur-oxidizing bacteria and sulfur waste in a closed system, *Wat. Sci. Technol.*, Vol.43, No.2, pp.59-65, 2001.
- 11) Oliver J. W., Kreye W. C. and King P. H.: Heavy metal release by chlorine oxidation of sludges, *J. WPCF*, Vol.47, No. 10, pp.2490-2497, 1975.
- 12) Ito A., Umita T., Aizawa J., Takachi T. and Morinaga K.: Removal of heavy metals from anaerobically digested sewage sludge by a new chemical method using ferric sulfate, *Wat. Res.*, Vol.34, No.3, pp.751-758, 2000.
- 13) Yoshizaki S. and Tomida T.: Principle and process of heavy metal removal from sewage sludge, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.34, No.8, pp.1572-1575, 2000.
- 14) Tyagi R. D., Couillard D. and Tran F.: Heavy metals removal from anaerobically digested sludge by chemical and microbiological methods, *Environ. Pollut.*, Vol.50, pp.295-316, 1988.
- 15) 伊藤歩, 海田輝之, 相沢治郎, 斎藤紀子, 大村達夫: 下水汚泥からの重金属の溶出除去に関する研究－汚泥滞留時間の影響及びCuの溶出機構, 環境工学研究論文集, Vol.33, pp.1-9, 1996.
- 16) Ito A., Umita T., Aizawa J. and Kitada K.: Effect of inoculation of iron oxidizing bacteria on elution of copper from anaerobically digested sewage sludge, *Wat. Sci. Technol.*, Vol.38, No.2, pp.63-70, 1998.
- 17) Stover R. C., Sommers L. E. and Silviera D. J.: Evaluation of metals in wastewater sludge, *J. WPCF*, Vol.48, No.9, pp.2165-2175, 1976.
- 18) Neyens E. and Baeyens J.: A review of classic Fenton's peroxidation as an advanced oxidation technique, *J. Hazardous Materials*, Vol.98, No.1-3, pp.33-50, 2003.
- 19) Neyens E., Baeyens J., Dewil R. and Deheyder B.: Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering, *J. Hazardous Materials*, Vol.106, No.2-3, pp.83-92, 2004.
- 20) (社)日本下水道協会: 下水試験方法—1984年版一, 1984.
- 21) (社)日本下水道協会: 下水試験方法 下巻—1997年版一, 1997.
- 22) 堀尾武一 編: 蛋白質・酵素の基礎実験法 改定第2版, 南江堂, 1994.
- 23) 熊田恭一: 土壤有機物の化学 第2版, 学会出版センター, 1981.
- 24) 日本分析化学会北海道支部: 水の分析(第3版), 化学同人, 1983.
- 25) 福江正治, 加藤義久, 小松田精吉 訳: 地盤と地下水汚染の原理, 東海大学出版会, 1995.

(2006.5.26受付)

Characteristics of Heavy Metals Elution from Anaerobically Digested Sewage Sludge with Oxidizing Reagents

Ayumi ITO¹, Hiroyuki GOTO², Kenta TAKAHASHI³, Jiro AIZAWA⁴
and Teruyuki Umita⁴

¹Dept. of Frontier Materials and Function Engineering, Graduate School of Engineering, Iwate University

²Kurita Water Industries Ltd.

³Dept. of Civil and Environmental Engineering, Graduate School of Engineering, Iwate University

⁴Dept. of Civil and Environmental Engineering, Iwate University

The characteristics of heavy metals elution from anaerobically digested sewage sludge with oxidizing reagents were investigated by applying hydrogen peroxide, ferric sulfate or their combination to the sludge under acidic conditions. The application of both hydrogen peroxide and ferric sulfate accelerated the elution of Cd, Cu and Zn from the sludge and remarkably improved the elution efficiency of Cu at pH 2.

Heavy metals in the sludge were fractionated into three organically bound forms associated with water-soluble proteins, fat-soluble ones and extracellular polymers and residual one. The contents of Cu in the organically bound forms associated with fat-soluble proteins and extracellular polymers and the residual form were significantly decreased after the metals elution process with ferric sulfate and hydrogen peroxide at pH 2. These results showed a possibility that hydroxyl radicals produced in the Fenton reaction promote the elution of Cu from the sludge.