

VII-277

電気分解水を用いた底泥中の重金属除去に関する検討

大成建設 技術研究所 正会員 片倉 徳男

正会員 帆秋 利洋、金子 文夫

高原 誠吉、岡田 和夫

1. はじめに

閉鎖性水域の汚染状況は依然として改善されていない。これは堆積・腐敗化した底泥からの有機物や栄養塩類の再溶出の影響による。このような底泥に対する処理技術としては、直接水系外へ底泥を取り出す浚渫法が最も効果的な手法の一つである。底泥を汚濁拡散することなく吸い上げる浚渫技術は急速に進歩しているが、浚渫後の底泥処理は非常に困難である。これは底泥の性状が高含水、難脱水性であるだけでなく、地域によっては有害重金属を含有している場合もあり、コストがかかるためである。さらに処理量が大量で底泥処分場の確保が困難であり、また利用価値が少ない腐敗土で悪臭の原因となっていることがあげられる。したがって、底泥の拡散による二次汚染を防止し、処理施設における底泥の減容化、再利用が可能となれば浚渫事業の進展を図ることが可能となる。

そこで底泥の処理方法として、電気分解水法で作製した強酸性水を用いた手法に着目し、底泥処理への電気分解水法の適用の可能性について検討を行った。電気分解水は、水を入れた水槽内を隔膜で2分割し、それぞれに陽・陰電極を入れて通電することで陽極に酸性水、陰極にアルカリ水を生じる。酸性水・アルカリ水のpHは水中に溶け込む食塩等の電解質の量と電力の積で決定される。電気分解水は水と食塩という安価で無害な物質で作製され、自然界中ではただの水に戻るため環境を汚染しない。現在、強酸性水は医療、農業の分野で殺菌剤、除草剤として注目されている。今回は電気分解水による底泥の重金属の溶出特性ならびに底泥の沈降特性に着目した実験を行った。

2. 実験方法

2.1 電気分解水法による酸性水の作成

電気分解水はNaCl添加量の調整により、生成される酸性水・アルカリ水のpHを変化させた。なお電気分解水の生成には市販の装置を用いた。本装置ではNaClの添加量の調整によりpH1.5～pH1.6までの電気分解水が生成できる。

2.2 電気分解水を用いた硫化金属の解離と溶出特性

一般に底泥は還元状態にあり各種重金属が含有されているとすれば、硫化金属の形態で存在すると考えられる。そこで底泥を用いた実験を行う前に、電気分解水法で生成された酸性水が硫化金属として存在する重金属をどの程度溶出させるかを把握する目的で実験を行った。各種重金属を硫化金属とするために12種類の重金属（Al, Zn, Pb, Ni, Cd, Mn, Fe, Cr, Cu, Hg, Sn, As）を混合して最終濃度を各50mg/lに調整し、ここに25g/lのNa₂Sを添加して硫化金属の沈殿を生じさせた。これを攪拌しながらNaOHを添加してpH5.6に調整後、静置し各重金属を硫化金属として沈殿させた硫化金属汚染水を作製した。なお12種類の重金属のうちCd, Mn, Zn, Niは約60%（約30mg/l）が遊離したままであり、Cuでは14%（7mg/l）が遊離した状態であった。その他7種類については完全な硫化金属としての沈殿を得た。この硫化金属汚染水50mlにpH1.67～3.03の酸性水を20mL加え混合攪拌し、24時間静置後上澄みの重金属溶出濃度を測定した。

2.3 模擬重金属汚染底泥の沈降特性ならびに重金属溶出特性

実際の底泥を用い重金属の溶出と凝集・沈殿に関する実験を行うために、U湖の底泥に10種類の重金属（Zn, Pb, Ni, Cd, Mn, Cr, Cu, Hg, Sn, As）を混合し最終濃度各5mg/lに調整した模擬重金属汚染底泥を作製した。この模擬重金属汚染底泥とpH1.6～3.5の酸性水を、9:1、7:3、5:5の3条件でシリンダー内で混合し400mlとし

た。これを約120時間静置し経時的な界面位置の測定及び終了時における上澄みの重金属溶出濃度を測定した。

2.4 重金属溶出濃度の測定

実験における重金属濃度の分析は、試料を遠心・濾過し原子発光分析装置（ICP）を用いた。溶出濃度の分析は12種類の重金属（Al,Zn,Pb,Ni,Cd,Mn,Fe,Cr,Cu,Hg,Sn,As）について行った。なお底泥中に溶け込んだ各重金属の含有量は、加圧分解方式による分解後、同操作により分析した。

3. 実験結果

3.1 電気分解水を用いた硫化金属の解離と溶出特性

硫化金属汚染水のpHは酸性水の混合により低下した。表-1に混合させた酸性水と混合後の硫化金属汚染水のpHを、図-1に酸性域での重金属の溶出挙動を示す。酸性水の添加によりAl,Pb,Fe,Cr,Cu,Hg,Sn,Asは硫化金属汚染水のpHが低くなるにつれて溶出濃度が高くなる挙動を示した。特にpH4.5以下ではCu,Al,Hg,Crが12mg/l以上の溶出量であった。

3.2 模擬重金属汚染底泥の沈降特性ならびに重金属溶出特性

模擬汚染底泥のpHは酸性水混合前は約pH6.7であった。混合後のpHは酸性水の添加量によって変化し最低でpH4.45となった。図-2にNiおよびMnにおける底泥からの溶出率について示す。水道水及びイオン交換水ではいずれの混合条件でも溶出は確認されなかった。酸性水を混合した場合、混合条件9:1ではpHは6.1までしか低下せず、いずれの重金属でも溶出率は0.05%以下となった。混合条件7:3では各重金属の溶出率は5%以下であったが、特にAl,Zn,Ni,Mn,PbでpHの低下に伴って溶出率が高くなる傾向を確認した。混合条件5:5でも12種類の重金属の溶出は確認され、Al,Zn,Ni,Mn,Pb,Sn,CrでpHの低下に伴う溶出率の上昇を、AsではpHが低いほど溶出率も低くなる傾向を確認した。

底泥沈降特性を把握する目的で行った界面位置の測定では、混合条件9:1では差は見られなかった。混合条件7:3では混合する酸性水のpHが低いほど界面は早く沈降した。混合条件5:5ではpHが低いほど界面の沈降は遅くなる傾向を確認した。なお水道水及びイオン交換水を混合した場合は、実験初期の24～50時間において酸性水を混合した場合より早く沈降した。

4. まとめ

以上の結果より

- ・硫化金属に対し電気分解水法を用いた場合、酸性水を底泥に混合した時点での溶出率が顕著なpHは、Cuに関しては5.0以下、Al,Cr,Hgに関しては4.0以下であった。
- ・実際の底泥における電気分解水法による重金属の溶出率は低かった。
- ・電気分解水法による底泥の凝集沈殿効果はみられなかった。

本実験より電気分解水が底泥の重金属分離に効果を持つ可能性が示唆された。今後は、電気分解水法により酸性水の混合比率を低く保ち、かつ底泥のpHを4.0以下にして効率的に重金属を分離し、凝集沈殿を行う条件についての検討を行う予定である。

表-1 添加酸性水と硫化金属汚染水へ混合後のpH変化

酸性水pH	1.67	2.06	2.50	3.03
混合後pH	3.37	4.52	5.06	5.26

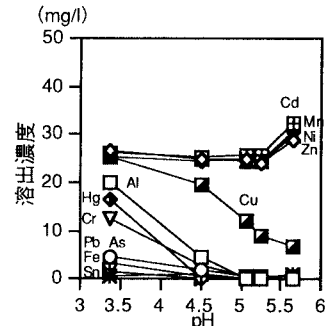


図-1 酸性域における重金属溶出量

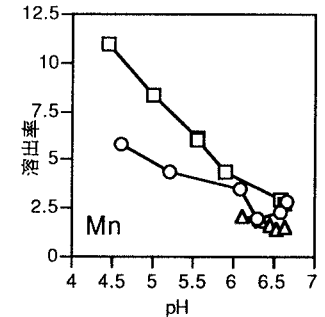
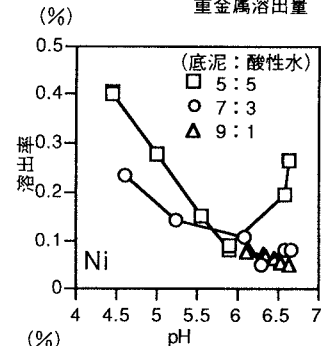


図-2 Ni,MnのpHに伴う溶出率