

不溶化処理した汚染土壌からの重金属類の長期溶出特性に係る事前検討

染矢雅之・東野和雄・高橋真子*・酒井良枝*・下間志正

(*元・東京都環境科学研究所)

【要 約】シリアルバッチ溶出試験法を用いた不溶化処理土壌からのヒ素 (As) と鉛 (Pb) の長期溶出特性の把握を試みた。結果として、長期的な重金属類の不溶化効果を得るには、不溶化に最適な pH の維持が必要不可欠と考えられた。また、溶出試験法を用いた不溶化効果の長期溶出特性の評価に際して、ろ液の濁りが適正評価の混乱要因になることが示唆された。

【目 的】

掘削除去に代わる汚染土壌対策手法の一つとして不溶化処理技術が注目されている。しかしながら、対策手法としての不溶化は、不溶化機構の解明が不十分な点や長期安定性に対する不安感が払拭できていないことも一因となり、その適用は見送られるケースが多いのが現状である。そこで本研究では、重金属類汚染土壌を対象に不溶化処理を実施し、シリアルバッチ溶出試験法を用いた重金属類の長期溶出特性の把握を試みた。加えて、シリアルバッチ溶出試験で得られた検液を対象に孔径の異なるろ紙を用いたろ過を行い、ろ液に移行した土壌粒子の重金属類溶出濃度に対する影響を評価した。

【方 法】

(1) <試料> 都内で採取した実汚染土壌 A と B を風乾した後に篩いを行い、粒径 < 2 mm のものを未処理汚染土壌 A (A-UT) と未処理汚染土壌 B (B-UT) とした (図 1)。未処理汚染土壌を対象にした重金属類の不溶化は、塩化第二鉄 (六水和物) と消石灰を組み合わせた手法とマグネシア系の不溶化剤を用いた手法で実施し、A-UT に関しては、乾燥土壌重量に対して 4% の塩化第二鉄と 1.6% の消石灰 (A-T1)、若しくは 4% のマグネシア系不溶化剤 (A-T2) を添加、B-UT に関しては、4% の塩化第二鉄と 1.6% の消石灰 (B-T1) 若しくは 4% の塩化第二鉄と 3.2% の消石灰 (B-T2) を添加する条件を採用した。

(2) <シリアルバッチ溶出試験> シリアルバッチ溶出試験は単一試料に対して水溶媒を入れ替え、水溶性成分を繰り返し抽出する溶出試験方法であり、溶出速度の変化の把握、すなわち長期溶出特性の推定を目的とする。シリアルバッチ溶出試験の操作フローを図 1 に示す。また、シリアルバッチ溶出試験において 0.45 μm のメンブレンフィルター (MF) でろ過した検液の一部を 0.22 μm、0.10 μm の MF で順次ろ過するフィルター孔径変更試験を実施した (図 1)。

(3) <重金属類の定性・定量> 上記試験から得た検液に硝酸添加後、ICP-MS でヒ素 (As) と鉛 (Pb) の定性・定量を行った。

【結果の概要】

(1) <シリアルバッチ溶出試験による不溶化処理土壌の長期安定性評価> シリアルバッチ溶出試験の結果を図 2 に示す。

◆**実汚染土壌 A** : 不溶化処理した A-T1 と A-T2 では、試験を通じて As と Pb の溶出濃度が A-UT と比較して明らかに減少しており、いずれの条件に関しても長期的に安定した不溶化効果が継続するものと示唆された。

◆**実汚染土壌 B** : 不溶化処理した B-T1 と B-T2 に関して、試験当初の As 溶出濃度は基準値を下回るレベルで推移したが、累積液固比が 30 もしくは 40 から不溶化効果が損なわれ、それぞれ基準値を超過した。一方で Pb に関して、B-T2 では試験を通じて良好な不溶化効果が持続したが、B-T1 では、As と同様に試験途中から溶出濃度が増加し、不溶化効果が損なわれた。ここで、B-T1 の As と Pb、B-T2 の As 溶出濃度とろ液の pH との関係について解析した結果 (図 3)、B-T1 では明瞭な関係は認められなかったが、B-T2 では、As と pH との間に強い正の相関関係が認められ、不溶化が損なわれた要因に pH の変動が影響した可能性が窺えた。不溶化処理の実施に当たり、長期的に適切な pH を維持することが重要と思われる。

(2) <フィルター孔径変更試験による土壌粒子の影響評価> As と Pb の分析値に対する土壌粒子の影響を評価するため、シリアルバッチ溶出試験で得た B-T1 (ろ液に濁り) と B-T2 (ろ液は無色透明) のろ液を孔径 0.22 μm と 0.10 μm の MF で順次ろ過したフィルター孔径変更試験を実施した (図 4)。その結果、ろ液が無色透明の B-T2 では、As 溶出濃度に対する MF 孔径の影響はほとんど認められなかった一方で、ろ液に濁りがみられた B-T1 では、より小孔径の MF にろ液を通すに従って、ろ液の濁りが薄くなり、それに伴い As と Pb の溶出濃度も明らかに減少した。このことは、B-T1 では、シリアルバッチ溶出試験の途中で溶出濃度の上昇が認められたが (図 2)、実際に化学的な不溶化効果が損なわれたわけではなく、0.45 μm 以下の微細な土壌粒子に吸着した不溶化態の As と Pb を含めて「溶出量」として評価していたことを示唆する。不溶化効果の適切な評価のためには、ろ液の濁りに伴う重金属類溶出濃度に対する影響に留意する必要がある。

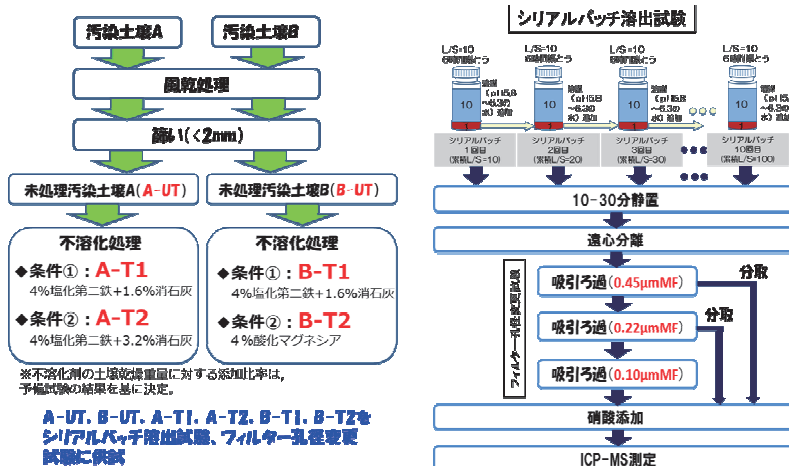


図1: 実汚染土壌の不溶化処理条件及び「シリアルバッチ溶出試験」と「フィルター孔径変更試験」の操作フロー
未処理汚染土壌と不溶化処理土壌を対象に実施した重金属類の長期溶出特性の把握に有用な「シリアルバッチ溶出試験」及び分析値に対する土壌粒子の影響評価のための「フィルター孔径変更試験」の処理の流れを示す。

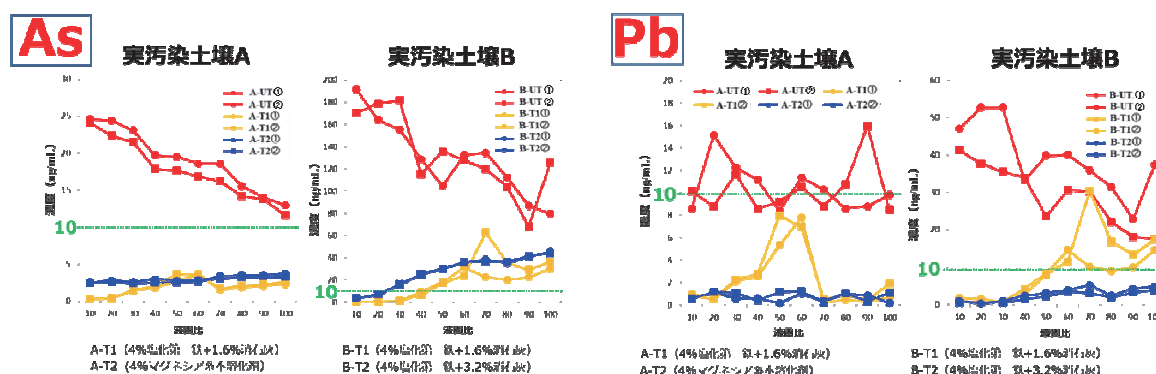


図2: シリアルバッチ溶出試験を用いた未処理汚染土壌と不溶化処理土壌からの重金属類の長期溶出特性の評価
いずれの不溶化処理土壌（黄線と青線）に関しても、未処理汚染土壌（赤線）と比べてAsとPbの溶出濃度の減少がみられた。しかしながら、B-T1のAsとPb、B-T2のAsに関してはシリアルバッチ溶出試験の途中より溶出濃度が増加し、溶出基準値（10ng/mL）を超過した。

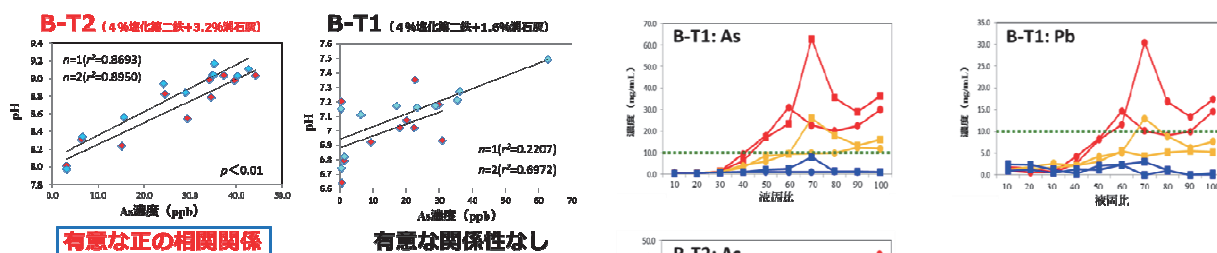


図3: As 溶出濃度と溶出液のpH との関係

不溶化処理土壌 B-T2 に関しては、シリアルバッチ溶出試験を通して溶出したAs濃度と溶出液のpHとの間に有意な正の相関関係が認められた。

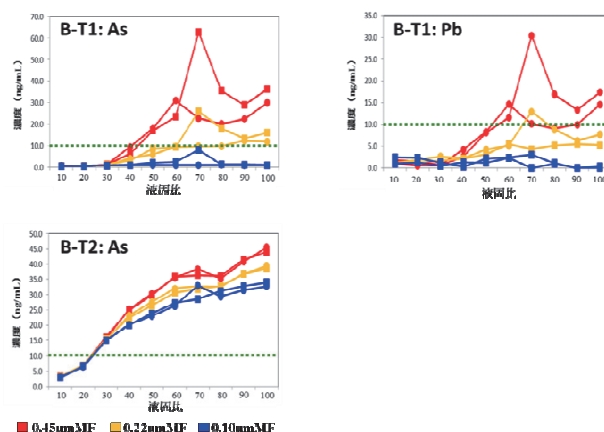


図4: 不溶化処理土壌を対象にしたシリアルバッチ・フィルター孔径変更試験より得られた重金属類溶出濃度の推移（n=2で試験実施）
不溶化処理土壌 B-T2 のAs 溶出濃度に関しては、シリアルバッチ溶出試験を通じてろ過に用いたフィルター孔径の違いによる明らかな影響は認められなかった（Pbは検出下限値付近の濃度のため評価できず）。一方で、B-T1 に関しては、フィルター孔径が小さくなるに従ってAsとPbの溶出濃度が明らかに減少した。