

# 重金属汚染土壌に対する不溶化処理の適用評価手法の検討

星 純也 高橋 真子 酒井 良枝 染矢 雅之 保高 徹生\*

(\* (独)産業技術総合研究所)

## 要 旨

重金属汚染土壌の処理方法の一つであり、比較的簡便で低コストで実施できる不溶化処理法の普及のためには、処理土壌の長期安定性評価が必要となる。長期安定性評価の基礎的情報として、土壌からの汚染物質の溶出特性を鉛及び六価クロム汚染土壌を対象に検討した。その結果、鉛は実環境中ではほとんど溶出、移動せずに拡散しにくい汚染物質であることが示唆された。一方、六価クロムは水との接触で簡単に溶出しやすく、汚染土壌の潜在的な溶出容量のほぼすべてが中性の水との接触で溶出する可能性が示された。また、鉛汚染土壌を不溶化処理し、酸アルカリ溶出試験によって安定性を評価したところ、安定的に不溶化されていることが確認され、酸アルカリ溶出試験による不溶化の安定性評価が可能であると考えられた。一方、六価クロム汚染土壌は不溶化処理後も再溶出しやすい条件があり、溶出試験の試験液 pH をもとに不溶化剤添加量を制御しながらの不溶化処理が必要であることが明らかになった。

キーワード：土壌汚染、重金属、溶出挙動、不溶化

## 1 はじめに

平成 24 年度に全国で土壌汚染対策法に基づいて要措置区域に指定された件数は 72 件、形質変更時要届出区域に指定された件数は 394 件となっている。このうち東京都内の指定は要措置区域で 19 件、形質変更時要届出区域で 88 件であり、それぞれ全国の 26 %、22 % を占めている<sup>1)</sup>。このように全国の約 1/4 の対策件数を有する都では、土壌汚染対策に際して、“合理的かつ適切な対策の促進”、“操業中からの土壌汚染への対応”、“そして”経済的負担の軽減”を進める必要がある<sup>2)</sup>。

土壌汚染対策の経済的負担となっているものとして、土壌の汚染「調査」と汚染土壌の「処理」が挙げられる。このうち調査について、当研究所ではこれまで、簡易・迅速に土壌汚染の調査を実施できる測定法の技術評価を行い、その普及を進めてきた<sup>3)~5)</sup>。一方、処理については、コスト、環境負荷の高い掘削除去が実施されることが多く、他の処理方法が普及していないのが現状である。

土壌汚染物質のうち第二種特定有害物質（重金属類）を比較的簡便かつ低コストで処理することができ、操業中からの土壌汚染への対応も可能な手法として不溶化処理がある。しかし、不溶化処理は汚染物質の「除去

という法令上の条件を満たしていないため、「指定区域」が解除されないことや、土地所有者等が持つ不溶化処理の長期安定性に対する不安が払拭できないなどの課題がある。これらのことから平成 24 年度に全国で対策が実施された 385 件のうち、不溶化埋め戻しは 1 件、原位置不溶化についても実施事例は 2 件であった<sup>1)</sup>。

不溶化処理の普及には長期安定性の評価が不可欠であり、そのために、まず、土壌からの汚染物質の溶出特性を把握する必要がある。溶出特性を把握する試験方法としてはシリアルバッチ試験、逐次抽出試験、酸アルカリ溶出試験、固液比変更試験、カラム試験等が提案されている<sup>6),7)</sup>。本研究では長期間にわたる土壌からの汚染物質の溶出特性を把握し、不溶化処理の長期安定性評価へ活用するために、実汚染土壌を用いたシリアルバッチ試験、固液比変更試験、上向流カラム試験及び逐次抽出試験を実施した。シリアルバッチ試験は環境省告示第 46 号<sup>8)</sup>による溶出方法を繰り返して実施する試験法であり、土壌試料と水の接触時間を延ばしていくことによって長期的な影響を評価する試験である。固液比変更試験はシリアルバッチ試験の試料と溶媒（pH5.8~pH6.3 に調製した水）の比率（L/S 比）を公定法である 10 以外の場合に变化させて溶出挙動を評価し、シリアルバッチ

チ試験と同等の評価をより簡便に行うことができないか検討するための試験である。逐次抽出試験は抽出に用いる溶媒の液性を順次変えながら抽出操作を行い、汚染物質の存在形態を推定するための試験である。これらの結果から汚染物質の地下水等への溶出特性についての評価を行った。

また、実汚染土壌の不溶化処理条件を検討し、不溶化処理の安定性を酸アルカリ溶出試験によって評価した。今回はこれらの試験結果のうち鉛汚染土壌と六価クロム汚染土壌の結果についてまとめたので報告する。

## 2 試験方法

### (1) 実験用試料

試験には都内事業所において採取した2種類の実汚染土壌を用いた。このうち、土壌Ⅰは鉛(Pb)およびヒ素、土壌Ⅱは六価クロム(Cr<sup>6+</sup>)の溶出量基準を超過する汚染土壌であった。

### (2) 試料の前処理および分析

採取した土壌は風乾装置を用いて概ね7日間風乾させた後、2 mmの目のふるいを通過させ、十分混合して試料とした。試料からの汚染物質の溶出には下記の4つの試験方法を用いた。それぞれの試験で得られた検液を平成15年環境省告示第18号<sup>9)</sup>に従って分析した。また、土壌含有量は平成15年環境省告示第19号<sup>10)</sup>に従って分析した。

### (3) 上向流カラム試験

上向流カラム試験はISO/CEN規格<sup>11)</sup>に準拠して行った。カラムは、直径5 cm、高さ30 cmの亚克力製のカラムを用いた。試料は、高さ6 cm毎に5層に分けて充填し、各層充填後ランマー(125g)を高さ20 cmより3回落下させ締め付けた。静置後、ペリポンプを用いて通水速度を12±2 ml/hとしてカラム内を通水させた。通水開始後、試料と通水した溶媒の比率(単位:L/kg、以下、L/Sとする)が10になるまで通水した。カラム浸出水は、L/S=1までは7回程度、L/S=1~10までは、L/S=1~2ごとに1回程度採水し、0.45 μmのメンブレンフィルターを用いて吸引濾過をしたものを検液とした。

### (4) シリアルバッチ試験

シリアルバッチ試験では試料を10g取り、pH5.8~pH6.3の水100 mLを加え6時間連続して振とうした。その後、遠心分離した上澄み液を孔径0.45 μmのメンブ

レンフィルターでろ過し、ろ液を1回目の検液とした。遠沈管内の残渣に、ろ紙上の残渣を加え、再び100 mLとなるように水を加えて6時間連続して振とうし、遠心分離、ろ過して2回目の検液とした。この操作をn=2で10回繰り返して、1つの汚染土壌から10種の検液を作成した。試験操作の概念図を図1に示した。

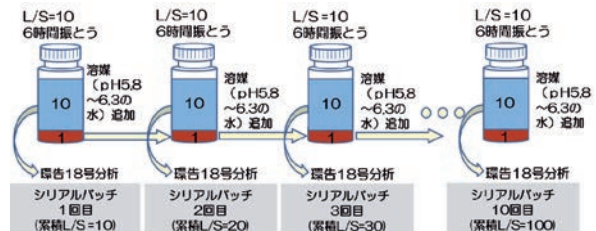


図1 シリアルバッチ試験の概念図

### (5) 固液比変更試験

固液比変更試験ではL/Sを2、5、10、100に変化させて溶出試験をn=2で行った。シリアルバッチ試験同様、6時間振連続して振とうし、遠心分離、ろ過を行い、検液とした。

### (6) 逐次抽出試験

逐次抽出はその目的により画分数や使用する抽出溶媒について種々提唱されているが、本研究では国立環境研究所発行の技術資料<sup>12)</sup>を参考に六つに分画する逐次抽出試験を行った。試料10gを容器に量りとり、抽出溶媒を添加した後、容器の蓋に開けた穴に攪拌翼を差し込み200 rpmで攪拌し抽出した(F1~F5)。F4及びF5については加温機を用いて系内が所定温度になるように保温した。抽出終了後、3000 rpm、20分間遠心分離し、上澄みを0.45 μmのメンブレンフィルターでろ過し、ろ液を検液とした。F2からF5では容器内の残渣について洗浄を行った。すなわち、残渣に純水50 mLを加え軽く攪拌した後、3000 rpm、10分間遠心分離し、上澄みを0.45 μmのメンブレンフィルターで濾過した。抽出液および洗浄液のろ過工程でメンブレンフィルター上に残った試料は次の工程で容器内に戻して使用した。また洗浄後の容器内の残渣は105℃で2時間乾燥した後、次の工程の試料とした。試験液、洗浄液ともに環告18号に従って分析を行い、洗浄液中の有害物質は各画分の抽出分として加算した。各画分の抽出溶媒、添加量等の条件を表1に示した。

### (7) 酸アルカリ溶出試験

溶出に用いる溶液(溶媒)の酸(硫酸)およびアルカ

表1 逐次抽出試験の各画分の抽出条件等

画分名	抽出溶媒	溶媒pH	溶媒量(ml)	抽出温度(°C)	抽出時間(h)	
F1	水溶性態	純水	(6.8)	100	室温	6
F2	イオン交換態	1M酢酸アンモニウム	7	100	室温	18
F3	炭酸塩態	1M酢酸ナトリウム (酢酸でpH調整)	5	100	室温	18
F4	酸化物態	酢酸25vol%を含む0.2M塩酸ヒドロキシルアミン	1.7	100	85	6
F5	有機物・硫化物態	30%過酸化水素水 (硝酸でpH調整)	2	50	85	2
		硝酸11.1vol%を含む1.78M酢酸アンモニウム	0	100	室温	0.5
F6	残留物態	濃硝酸、濃塩酸	-	-	120	-

リ(消石灰)の濃度を变化させてpH1.9~pH12.2の間の8種類の抽出溶媒を作成し、各々の溶媒を用いて環境省告示第46号<sup>8)</sup>に基づき検液を作成し、環境省告示第18号<sup>9)</sup>に従って分析した。

### 3 結果と考察

#### (1) 土壌からの汚染物質の溶出特性

土壌の不溶化処理の安定性評価のための基礎的な情報として、土壌からの汚染物質の溶出特性の把握を行った。ここではカラム試験、シリアルバッチ試験を用いた。以下に汚染物質毎にその結果を示す。

##### ア Pb 汚染土壌 (土壌 I)

Pb 汚染土壌 (土壌 I) のカラム試験、シリアルバッチ試験の結果を図2に示した。図の横軸は積算のL/Sで示しており、L/S=10まではカラム試験の結果を示し、L/S=10からL/S=100まではシリアルバッチ試験の結果を示している。

図から明らかなように、カラム試験では溶出液中のPb濃度はほとんど定量下限値未満であった。一方、シリアルバッチ試験ではL/S=10では約0.04 mg/Lの溶出

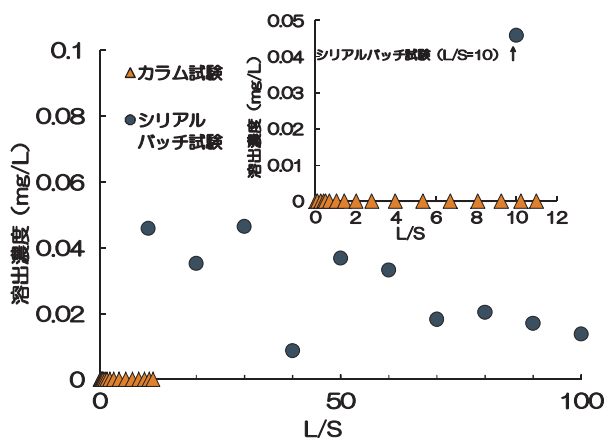


図2 カラム試験、シリアルバッチ試験結果 (土壌 I : Pb 汚染土壌)

が確認され、その後L/S=100にかけて濃度の低減傾向はあるものの、全ての試料からPbが検出される結果となった。この理由としては、Pbは土壌への吸着能が高く、カラム試験では土壌からのPbの溶出、移流に伴う移動に対して、カラム内土壌に再吸着する割合が卓越し、カラム内から溶出してこないことが考えられる。しかし、詳細については今後、さらに考察が必要である。

一方、シリアルバッチ試験では試験に供した土壌試料全量をL/S=10の割合の溶媒中で振とうすること、振とうに伴う土壌構造等の破壊が生じることなどが、カラム試験に比べ高めの溶出濃度になる理由と想定される。実環境での土壌汚染サイトからの汚染物質の溶出、地下水へ浸透の状況は、固液比1:10の溶出試験よりもカラム試験に近いと想定され、Pb汚染土壌は土壌溶出量基準を数倍超える濃度レベルでも、下層への移動性は極めて低いことが示唆された。

図3には、固液比変更試験、シリアルバッチ試験、逐

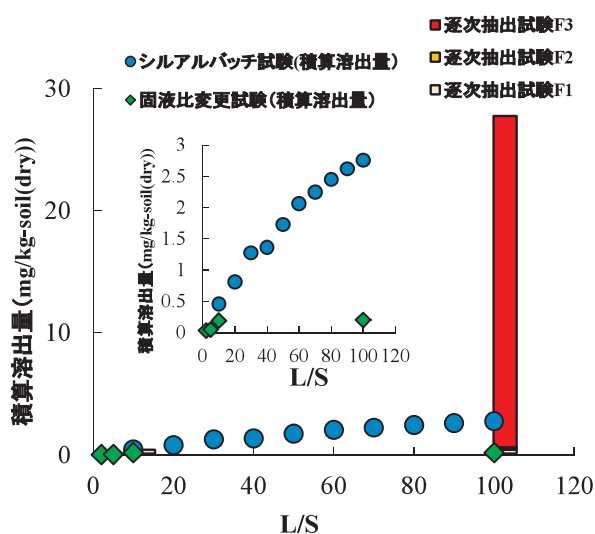


図3 固液比変更試験、シリアルバッチ試験、逐次抽出試験の積算溶出量の変化 (土壌 I : Pb 汚染土壌)

次抽出試験の結果を積算溶出量(乾燥土壌 1 kg 当たりの溶出量の累積値)で示した。また逐次抽出試験の F1 の値を L/S=10 として、F1 から F3 までの逐次抽出試験の合計の積算溶出量を L/S=100 の値と併記した。これは、実環境で想定しうる pH と抽出温度領域から、自然状態での最大溶出量を逐次抽出試験の F1 から F3 の合計値として設定し、比較したものである。

固液比変更試験とシリアルバッチ試験を比較すると、L/S=10 までは、固液比変更試験からシリアルバッチ試験まで連続的に積算溶出量が増加しているが、L/S=100 ではシリアルバッチ試験に比べ固液比変更試験の積算溶出量が大幅に少なくなっている。ここでは試験方法の影響が表れていると考えられるが、土壌への吸着能が高い Pb 汚染土壌は L/S 比(試料と溶媒の比率)よりも抽出の繰り返し回数の方が溶出量に影響していることがうかがえた。

また、逐次抽出試験とシリアルバッチ試験の値を比較すると、逐次抽出試験の F1 から F3 の合計値はシリアルバッチ試験の L/S=100 に比べ 10 倍程度の値になっている。これは、逐次抽出試験で溶出する形態の鉛でも、シリアルバッチ試験では溶出しにくいことを示している。すなわち、逐次抽出試験の F1 から F3 で得られるイオン交換態や炭酸塩態のような存在形態の場合、シリアルバッチ試験で用いた中性付近の水での抽出では、L/S=100 までの総溶出量で見た場合でも、大部分が溶出しないことが示唆された。

イ Cr<sup>6+</sup>汚染土壌(土壌Ⅱ)

Cr<sup>6+</sup>汚染土壌(土壌Ⅱ)のカラム試験、シリアルバッチ

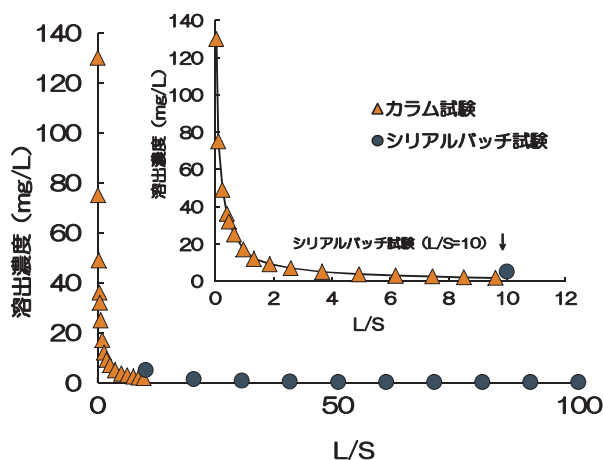


図4 カラム試験、シリアルバッチ試験結果(土壌Ⅱ: Cr<sup>6+</sup>汚染土壌)

チ試験の結果を図4に示した。Cr<sup>6+</sup>ではカラム試験からシリアルバッチ試験にまで L/S に応じて溶出濃度が指数関数的に減少していく結果となった。初期試料(L/S=0.04)では Cr<sup>6+</sup>濃度が 130mg/L と極めて高濃度となった。初期溶出量はシリアルバッチ試験の L/S=10 時点の溶出量と比較して極めて大きいものの、その濃度は急激に低下していった。さらに、シリアルバッチ試験の L/S=10 時点の溶出量はカラム試験の L/S=10 までの溶出液の平均的な濃度であり積算溶出量の観点から両試験に相違は確認されないことなどの特徴が見られた。これらのカラム試験の結果をどのように解釈するのかは今後の課題である。

図5に、固液比変更試験、シリアルバッチ試験、逐次抽出試験の結果を積算溶出量で示した。また逐次抽出試験の F1 の値を L/S=10 として、F1 から F3 までの逐次抽出試験の合計の積算溶出量を L/S=100 の値と併記した。

固液比変更試験とシリアルバッチ試験を比較すると固液比変更試験の L/S=2 からシリアルバッチ試験の L/S=100 まで連続的に積算溶出量が増加している。また、固液比変更試験の L/S=100、シリアルバッチ試験の L/S=100、逐次抽出試験の F1 から F3 の合計値は同様の値となっている。本試験の結果からは、土壌中の Cr<sup>6+</sup>は抽出溶媒が中性付近の水であっても土壌の潜在的溶出量のほとんどが溶出する結果となった。また、L/S=100 の溶出条件をシリアルバッチ試験の累積でなく、固液比変更試験によって行ってもおおむね同量が溶出してい

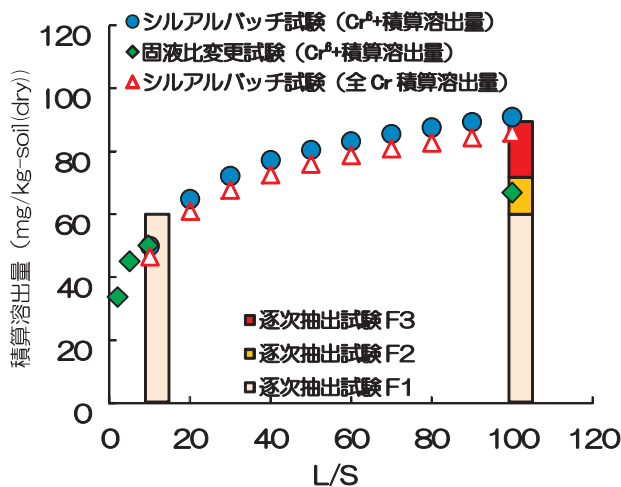


図5 固液比変更試験、シリアルバッチ試験、逐次抽出試験の積算溶出量の変化(土壌Ⅱ: Cr<sup>6+</sup>汚染土壌)

ると考えられる。すなわち、Cr<sup>6+</sup>は土壤汚染を引き起こすと、汚染土壤から容易に溶出し、地下浸透や地下水等の汚染を引き起こす可能性が高い物質であるといえる。また、全Crの積算溶出量と比較すると、両者はほぼ同値を示しており、土壤中のCrのほとんどがCr<sup>6+</sup>の形で存在していたと考えられる。

(2) 汚染土壤の不溶化処理条件の検討

試験に用いた2種類の実汚染土壤について、不溶化処理の条件の検討と、処理の安定性について評価を行った。以下に、汚染土壤毎に結果を示す。

ア Pb 汚染土壤 (土壤 I)

Pb 汚染土壤については硫化ナトリウム (Na<sub>2</sub>S・9H<sub>2</sub>O) と硫酸鉄 (FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O) を不溶化剤として用いた不溶化処理を行った。不溶化処理に適した不溶化剤添加量を決定するため、硫化ナトリウムを乾燥土壤試料に対して0.03~0.5%までの6段階、硫酸鉄を0.01~0.3%までの7段階に分けて添加し、処理土壤を作成した。これらの土壤について環境省告示法によって溶出試験を行い、十分に溶出濃度が低減される条件として、処理条件① (Na<sub>2</sub>S・9H<sub>2</sub>O : 0.1%, FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O : 0.04%) 及び処理条件② (Na<sub>2</sub>S・9H<sub>2</sub>O : 0.1%, FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O : 0.02%) を決定した。

不溶化処理を施した汚染土壤から重金属等が溶出する環境条件としては、pH、酸化還元電位や微生物等の種々の因子が考えられるが、その中でもpHが最も重要で影響しやすい因子であると考えられる<sup>13),14)</sup>。ここでは、未処理の実汚染土壤に加えて、不溶化処理土壤について、平成20年に社団法人土壤環境センターにより制定された硫酸添加溶出試験法・消石灰添加溶出試験法 (GEPC

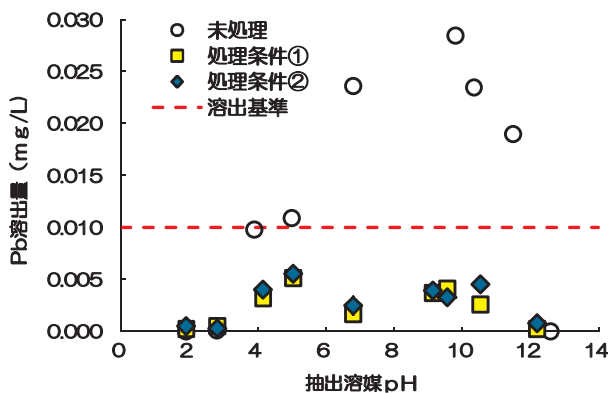


図6 Pb汚染土壤の酸アルカリ溶出試験結果 (土壤 I : Pb 汚染土壤)

技術標準 重金属不溶化処理土壤の pH 変化に対する安定性の相対的評価方法<sup>14)</sup>を実施した。また、土壤環境センターの試験法よりも pH 変動による溶出挙動をより詳細に見るため、同法を参考に、使用する溶液の pH を広範に変えた酸アルカリ溶出試験をおこなった。溶出試験の結果を図6に示した。

溶媒の pH が 1.9、2.8 および 12.2 で不溶化処理の有無にかかわらず Pb の溶出量はほぼ 0 であった。酸アルカリ溶出試験においては酸側の溶媒に硫酸を用いている。このため酸側の試験では難溶性の硫酸鉛が生成し溶出量は小さくなると考えられる。これ以外の pH 条件下では不溶化処理土壤はいずれも未処理土壤より Pb の溶出量は少なく、基準以下であり、またその変化も小さかった。このことから、決定した不溶化条件は抽出溶媒の pH 変化に対して安定して不溶化処理効果を維持していることが分かった。

次に、土壤 I の不溶化処理土壤および未処理土壤の逐次抽出試験結果を図7に示した。土壤中の Pb は不溶化処理土壤、未処理土壤とも F3 ~ F6 の画分が大部分を占め、F1、F2 は非常に少なくなっている。これは、2 (1) アで述べたように、潜在的溶出量に対して、実際の溶出量の割合が非常に小さくなる鉛汚染土壤の特徴を裏付けているといえる。また、未処理土壤に比べて処理土

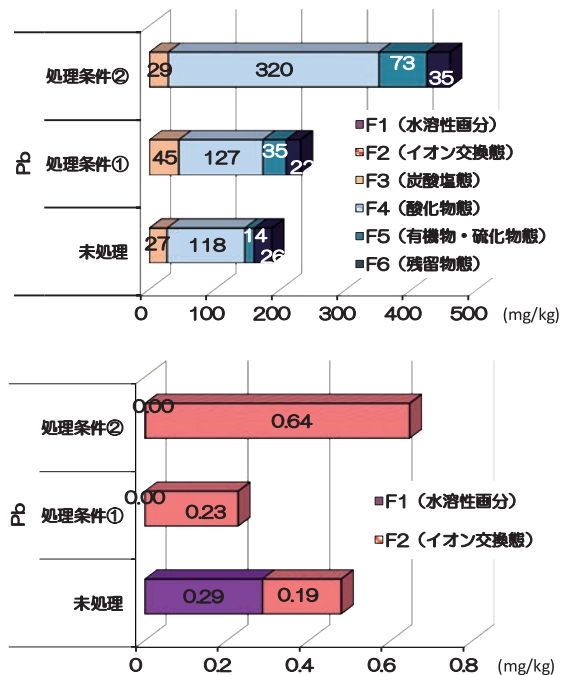


図7 Pb 汚染土壤の逐次抽出試験結果 (土壤 I : Pb 汚染土壤)

壤では最も溶出しやすい画分であるF1が減少している。これは、土壤中のPbが水酸化鉛のような溶解度の低い形態に化学変化して溶出しにくくなっていることが考えられ、不溶化処理の効果が現れている結果と推察される。しかし、2種の処理条件とも未処理土壌と処理土壌でF1～F6の合計値が異なる結果となっており、この原因は不明である。

イ Cr<sup>6+</sup>汚染土壌（土壌II）

Cr<sup>6+</sup>汚染土壌については硫酸鉄（FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O）と水酸化カルシウム（Ca(OH)<sub>2</sub>）を不溶化剤として用いた。FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>Oを乾燥土壌に対して1～5%割合で5段階に変化させて加え、各々の段階に対してCa(OH)<sub>2</sub>の添加量を変化させて加え、それぞれの不溶化条件で処理した土壌からのCr<sup>6+</sup>の溶出量を測定した。結果を図8に示した。その結果、溶出基準値を下まわる程度にまで不溶化できる条件はFeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>Oを3%以上添加した場合であり、Ca(OH)<sub>2</sub>の添加量の少ない領域と多い領域の2極に分かれる結果となった。また、FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>Oを5%添加に固定し、Ca(OH)<sub>2</sub>を変化させた際のCr<sup>6+</sup>、全Crの溶出

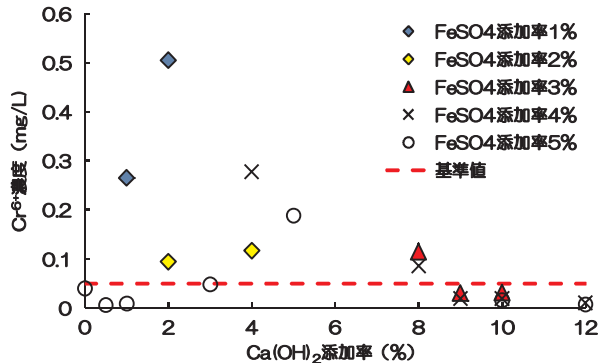


図8 不溶化処理条件の検討  
(土壌II：Cr<sup>6+</sup>汚染土壌)

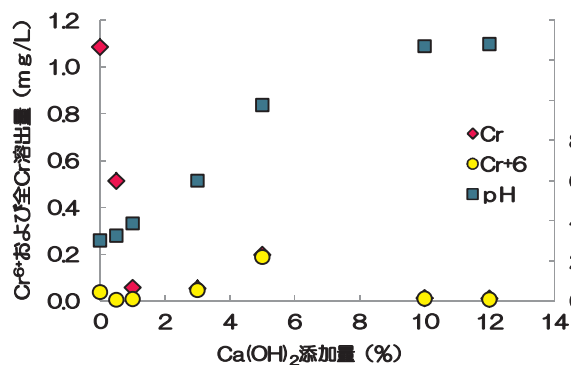


図9 FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O 5wt%添加時のCa(OH)<sub>2</sub>添加量とCr<sup>6+</sup>および全Cr溶出量の関係

量及び溶出試験を行った後の試験液のpHとの関係を図9に示した。

その結果、pHの低い領域で処理した場合はCr<sup>6+</sup>は低いものの全Crが高い値となった。長期的な不溶化の安定性を考慮した場合、処理時のpHが低い条件では、Cr<sup>6+</sup>の溶出が抑えられたとしても溶出しやすい形態の全Crが残存しているため、全CrがCr<sup>6+</sup>に変化し、再び高いCr<sup>6+</sup>が溶出することも考えられる。

また、選定した2種の不溶化条件で不溶化した土壌について、ポリエチレン容器で室温保存し、処理後数か月経過した段階で再度溶出試験を行い、経時的な安定性を確認した。試験は処理条件検討で作成した不溶化処理土壌を用いて行った。各々の不溶化処理土壌の作成直後と、ポリエチレン容器で室温保存し、一定時間経過（1ヶ月～7ヶ月）した後に測定したCr<sup>6+</sup>溶出濃度を比較検討した。結果を図10に示した。図は横軸を不溶化処理直後の溶出試験時の試験液のpH、縦軸にCr<sup>6+</sup>溶出濃度を示した。図から明らかのように、いずれのFeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O添加率の場合も試験液のpHが高い領域では経時変化が起り、Cr<sup>6+</sup>が溶出しやすくなっている。すなわち、不溶化処理直後では試験液pHが6程度の中性付近でも12程度の高いアルカリ性でも不溶化ができて見えるように見えるが、アルカリ域では長期安定性が確保できない可能性が示された。一方、図9に示したように試験液pHが非常に低い酸性の領域では全Crが高い濃度で検出され、環境中でCr<sup>6+</sup>に変化する可能性も否定できない。試験液pHが中性付近の処理条件では、全Crの溶出も抑えられており、Crが化学的に安定な形態に変化していることが伺える。Cr<sup>6+</sup>の安定的な不溶化処理を行うためには、

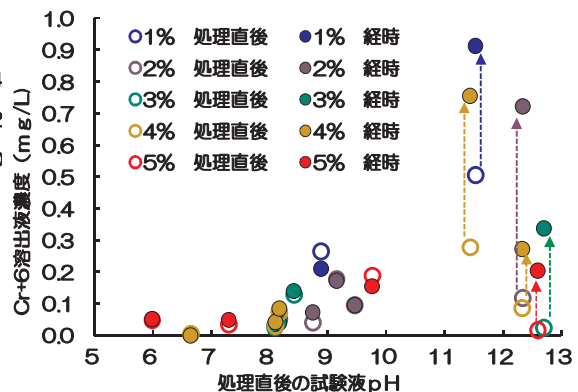


図10 FeSO<sub>4</sub>・7H<sub>2</sub>O添加率毎に見たCr<sup>6+</sup>不溶化処理土壌の溶出量経時変化  
不溶化処理直後の溶出液pHが中性付近になるように添

加量を制御する必要があると推察された。

#### 4 まとめ

重金属類で汚染された実汚染土壌を用いて、汚染物質の土壌からの溶出挙動の把握、及び不溶化処理条件の検討、処理の安定性の評価を行った。その結果、以下のようない知見を得た。

- ▶ カラム試験の結果、鉛汚染土壌は実環境では溶出しにくく、雨水や地下水によって汚染サイトから汚染が拡散する可能性が少ないことが示唆された。
- ▶ 六価クロムは潜在的な溶出量のほとんどが実環境で溶出する可能性があり、特に汚染初期には非常に高濃度の溶出となる可能性が示された。
- ▶ 不溶化処理した鉛汚染土壌の酸アルカリ溶出試験を行った結果、広範な溶出溶媒 pH で安定して不溶化されていることが評価できた。
- ▶ 六価クロムは不溶化処理して溶出液の濃度が下がる場合でも再度溶出する事例が見られた。再溶出の有無は不溶化処理直後の溶出試験液 pH によって推測でき、試験液の pH が弱酸性～中性になるように不溶化剤を制御しながら不溶化処理を行う必要性が示された。

#### 謝辞

本研究の一部は独立行政法人産業技術総合研究所との共同研究「合理的な土壌汚染措置推進に向けた地域特性に応じた環境リスク評価手法の構築に関する研究」として実施したものである。

#### 参考文献

- 1) 環境省 水・大気環境局：平成 24 年度土壌汚染対策法の施行状況及び土壌汚染調査・対策事例等に関する調査結果 (2013)  
[http://www.env.go.jp/press/file\\_view.php?serial=24077&hou\\_id=17813](http://www.env.go.jp/press/file_view.php?serial=24077&hou_id=17813)
- 2) 東京都環境局：土壌汚染に係る総合支援対策検討委員会報告書、東京都における土壌汚染の課題と対策の方向性について (2008)  
<http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/chemical/soil/information/others.html>
- 3) 吉川ら：土壌の簡易迅速分析技術の活用と普及のた

めの検討、東京都環境科学研究所年報、p149-153 (2009)

- 4) 吉岡ら：土壌の簡易迅速分析法の技術評価について、東京都環境科学研究所年報、p105-107 (2008)
- 5) 星ら：土壌中 VOC の簡易迅速測定手法の評価、東京都環境科学研究所年報、p55-62 (2007)
- 6) 保高ら：重金属汚染土壌の溶出特性評価-カラム試験と各種溶出試験による累積溶出量の比較-, 第 49 回地盤工学研究発表会要旨集 (2014)
- 7) 保高ら：重金属等の溶出特性評価方法に関する一考察, 第 20 回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会要旨集 (2014)
- 8) 環境省：平成 3 年 8 月 23 日環境省告示第 46 号「土壌の汚染に関する環境基準について」  
[http://www.env.go.jp/ki\\_jun/dojou.html](http://www.env.go.jp/ki_jun/dojou.html)
- 9) 環境省：平成 15 年 3 月 6 日環境省告示第 18 号「土壌溶出量調査に係る測定方法を定める件」  
<http://www.env.go.jp/water/dojo/law/kaisei2009/an15-18.pdf>
- 10) 環境省：平成 15 年 3 月 6 日環境省告示第 19 号「土壌含有量調査に係る測定方法を定める件」  
<http://www.env.go.jp/water/dojo/law/kaisei2009/an15-19.pdf>
- 11) ISO/21268-3, Soil quality -Leaching procedure for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and materials, Part3: Up-flow percolation test, TECHNICAL SPECIFICATION, International Organization for Standardization
- 12) 国立環境研究所 資源循環・廃棄物研究センター：放射性物質の挙動から見た適正な廃棄物処理処分 (技術資料) (2011)
- 13) (社) 土壌環境センター：平成 21 年度技術委員会技術標準検討事業報告書 別冊 不溶化処理技術の基礎知識 (2010)
- 14) (社) 土壌環境センター：G E P C 技術標準「重金属不溶化処理土壌の pH 変化に対する安定性の相対的評価方法」、GEPC/TS-02-S1、2008