

石灰石による酸性地下水の中和と鉛の安定化手法

大成建設 (株) 正会員 ○太田 綾子
 大成建設 (株) 正会員 根岸 昌範
 大成建設 (株) 正会員 深澤 道子
 大成建設 (株) 正会員 樋口 雄一

1. はじめに

自然地盤の掘削を伴う建設工事現場や事業場、不法投棄場所などで、自然的原因または人為的原因によって地下水の酸性環境が形成されることが見受けられる。このような場合、地盤中に存在する有害金属の土壌から地下水側への移行量が増大し、周辺環境へ拡散する恐れがあるため、何らかの防止対策が求められることになる。

本研究では強酸性で鉛を含有する汚染地下水に対し、pH を中和し同時に鉛濃度を抑制する手法について室内試験により検討した。酸を中和することが可能な汎用土木資材としては、石灰石、セメント、生石灰などが考えられるが、強アルカリにならないことや炭酸態での安定化効果を考慮して石灰石を検討対象とした。

2. 試験方法

表-1 に試験に使用した汚染地下水A、汚染地下水Bの性状を示す。表中に示す C_T は無機炭素の総量をモル表示したものである。汚染地下水の鉛イオン (Pb^{2+}) 濃度は環境基準 $4.8 \times 10^{-8} \text{ mol/L}$ を超過しており、硫酸イオン (SO_4^{2-}) 濃度と Pb^{2+} 濃度の関係より、硫酸鉛は理論溶解度を超えて存在していることがわかる。

表-1 試料水の性状

	pH	Pb^{2+} [mol/L]	SO_4^{2-} [mol/L]	Ca^{2+} [mol/L]	C_T [mol/L]
汚染地下水A	3.1	1.2×10^{-5}	9.5×10^{-3}	5.5×10^{-3}	4.1×10^{-4}
汚染地下水B	2.3	3.6×10^{-4}	2.9×10^{-3}	2.5×10^{-3}	2.5×10^{-3}
	Na^+ [mol/L]	K^+ [mol/L]	Mg^{2+} [mol/L]	Cl^- [mol/L]	
汚染地下水A	1.1×10^{-3}	2.1×10^{-4}	7.0×10^{-4}	4.2×10^{-4}	
汚染地下水B	$< 4.4 \times 10^{-7}$	$< 2.6 \times 10^{-7}$	$< 4.1 \times 10^{-7}$	7.6×10^{-6}	

バッチ試験では不溶化剤と汚染地下水AまたはBを密閉容器に充填し、往復振とう装置 (200spm) で2時間振とうした上澄み液を $0.45 \mu\text{m}$ でろ過したものについて分析した。表-2 に示すように、不溶化材は試薬の炭酸カルシウム、石灰石 (大分県産)、および炭酸ナトリウムとし、石灰石は粉碎したもの (粉末) と 2mm 程度の粒径のもの (粒状) を使用した。表中に示す分析機器を用いて測定項目の分析を実施した。試験条件は、汚染地下水のpHが中性になるために必要な炭酸イオン (CO_3^{2-}) 量を計算し、炭酸カルシウムまたは石灰石の理論要求量の250倍量添加まで検討した。

表-2 バッチ試験パラメータ

不溶化材料	炭酸カルシウム試薬、粉碎した石灰石 粒状石灰石 (2mm程度)、炭酸ナトリウム試薬
試験検液	汚染地下水A、汚染地下水B
不溶化剤添加量	理論消費量の1.250倍
測定項目	pH (pH計)、炭酸 (TOCメータ) 硫酸 (イオンクロマトグラフ)、鉛 (原子吸光度計) カルシウム (ICP発光光度分光分析計)

カラム試験では不溶化剤として石灰石 (大分産) を粒度調整せず用いた。石灰石の粒径加積曲線を図-1 に示す。内径 4cm 長さ 30cm のガラスカラムに 15cm および 30cm の高さに石灰石を充填し、マイクロチューブポンプにより汚染地下水 A を 0.2mL/min の速度で通水した。一定時間ごとに出口側において採水し、バッチ試験と同様の項目について分析を行った。

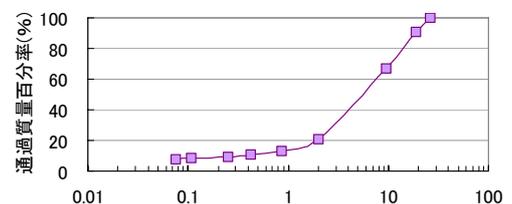


図-1 石灰石の粒径加積曲線

3. 試験結果

図-2 および図-3 にバッチ試験結果を示す。図-2 のpHと Pb^{2+} 濃度の関係より、試験後pHが中性域まで上昇している場合は Pb^{2+} 濃度も環境基準値レベルまで低減していることがわかる。鉛の安定化形態としては、硫酸鉛、水酸化鉛、炭酸鉛が想定

表-3 カラム試験条件

Case No.	充填長さ [cm]	滞留時間 [h]	充填量 [g]	通水試料
1	30	12	604	汚染地下水A
2	15	6	336	

キーワード 酸性地下水, 中和, 鉛, 石灰石

連絡先 〒245-0051 神奈川県横浜市戸塚区名瀬町 344-1 大成建設 (株) 技術センター TEL045-814-7217

されたが、試験前後の SO_4^{2-} 濃度に大きな変化見られなかったこと、試験後のpHが7前後では水酸化鉛の溶解度が大きいことから、炭酸態で安定化されているものと考えられる。図-3はpHと CO_3^{2-} 濃度の関係を示し、縦軸を C_T とpHから計算した CO_3^{2-} 濃度としてプロットした。図中の破線は、炭酸鉛の理論溶解度と鉛の環境基準値から求めた CO_3^{2-} 濃度、曲線は $C_T=0.01\text{-}0.0001\text{mol/L}$ における計算上のpHと CO_3^{2-} 濃度の関係を示した。今回の汚染地下水Aに対しては、石灰石が細粒分であれば理論要求量の25倍、2mm程度の粒径であれば250倍添加すれば、環境基準レベルまで鉛を低減できることがわかった。液相へ供給された炭酸イオンの大部分は速やかに重炭酸イオンとなってpH中和に寄与し、pH上昇に伴って炭酸イオンが一定濃度に達することで鉛の炭酸態での安定化も実現できるものと考えられる。

図-4および図-5にカラム試験結果を示す。図-4ではカラム内空隙の置換回数と出口側 Pb^{2+} 濃度およびpHの関係を示す。試験ケース1では試験期間を通じて Pb^{2+} 濃度は非検出であったが、試験ケース2では置換回数60回程度で環境基準を超過した。一方、出口側pHはともに中性域を維持しており、充填長さによる違いはみられなかった。図-5に、試験後のカラム内に蓄積された鉛について、カラム入口からの距離と石灰石単位重量あたり蓄積量の関係を示す。カラム入口から0-5cm区間でカラム内鉛総量の8~9割が蓄積されており、入口からの距離が長いほど鉛蓄積量は少なくなっている。入口から0-15cm区間での鉛蓄積量は、充填長さによらず同レベルであるが、試験ケース2では出口側で Pb^{2+} 濃度が検出された。試験ケース1では、15cm以降の部分が0.01mg/Lオーダーの環境基準レベルから0.001mg/L未満の定量下限値以下まで処理する役割を果たしていることになる。これらのことから、pH上昇に必要な炭酸イオンは速やかに供給されるものの、炭酸鉛としての除去に15cm程度の長さが必要であると考えられた。カラム試験における2.5cm/h=60cm/dayの通水速度は、地下水実流速としては比較的早いものであったが、ケース2の30cm長さの充填長さで15cm程度の反応域が必要であったにもかかわらず、3.1mg/Lの鉛濃度を100回の試験期間を通じて非検出のまま維持していた。実スケールへ応用する場合には地下水実流速と濃度に応じた反応域の事前評価が重要になると考えられるが、1-2m厚さの浄化壁を構築すれば数年以上のオーダーの耐久性が期待できるものとする。

4. まとめ

硫酸酸性で鉛を含有する汚染地下水に対して、石灰石による中和および不溶化効果を検証した結果、粒径の大きな石灰石を用いた場合でも環境基準レベルまで不溶化することができた。また、連続通水試験の結果から、浄化壁などの実施形態での耐久性も期待できることがわかった。今後さらに石膏の形成¹⁾と炭酸塩溶出速度の経年変化など、耐久性に対する阻害要因について詳細な検討する必要がある。【参考文献】1) 五十嵐敏文ら：黄鉄鉱起因酸性水の抑制のための方解石含有岩石の利用に関する実験的研究, 応用地質 第44巻 第4号 234-242頁, 2003

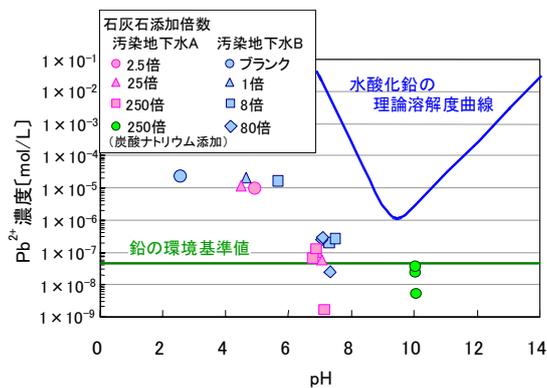


図-2 pHと Pb^{2+} の関係

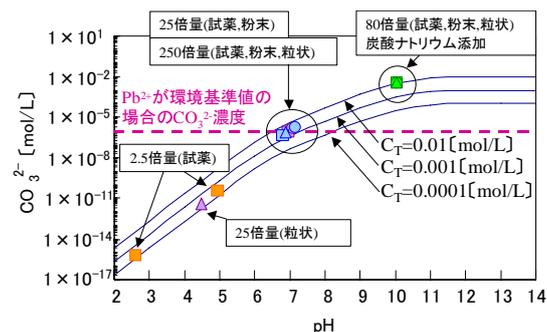


図-3 pHと CO_3^{2-} の関係(汚染地下水A使用時)

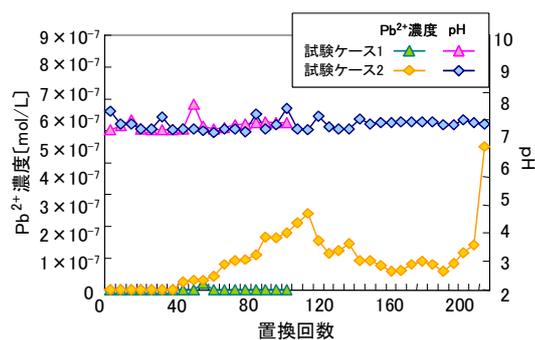


図-4 置換回数とpHの関係

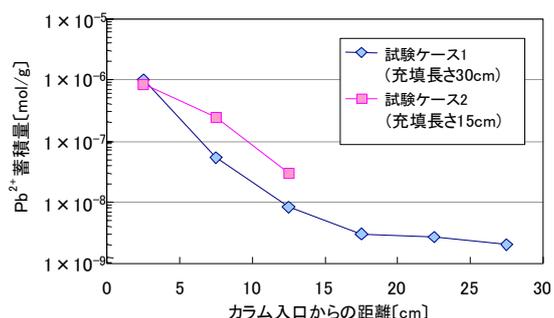


図-5 カラム内の Pb^{2+} の濃度