

II-472

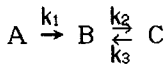
廃棄物埋立処分場における都市ごみ焼却残さ中の重金属類の溶出挙動に関する研究

国立公衆衛生院 （学）上田晃輔
 神奈川県 岩下博之
 国立公衆衛生院 （正）田中 勝

序

今までのバッチ溶出実験から、都市ごみ焼却残さから一旦溶出した重金属類は、溶媒との接触時間の経過に伴い、再び不溶化し溶媒中濃度が低下することがわかった（高田ら1987）。このような現象は石炭飛灰でも観察され、Rothら（1983）は溶出・吸着モデルで説明している。本研究では、都市ごみ焼却残さにおける溶出・再不溶化現象についてRothらのモデルに修正を加えたモデルを用いて、水の流れのある埋立処分場の都市ごみ焼却残さ埋立層内における重金属類の溶出、移行について検討した。

ここで用いたモデルとは灰粒子に元々含まれていた塩と、粒子に吸着あるいは沈澱不溶化したものを別々の状態として捉えるもので、灰粒子中の易溶成分をA、溶媒中の成分をB、再不溶化した成分をCとおけば、溶出・再不溶化現象は



と表される。溶出速度係数 k_1 、再不溶化速度係数 k_2 、再溶解速度係数 k_3 はそれぞれ（時間） $^{-1}$ の次元を持つ。すなわち、溶媒の交換のないバッチ系は

$$dA/dt = -k_1A$$

$$dB/dt = k_1A + k_3C - k_2B$$

$$dC/dt = k_2B - k_3C$$

という連立一次微分方程式で表される。本研究では亜鉛に注目し、まずバッチ攪拌実験によって、都市ごみ飛灰におけるこれらの反応速度係数を求め、その値をモデルに用いて埋立カラムにおける亜鉛の鉛直方向濃度分布の推定された値と実測値の比較検討を行った。埋立処分場の様な雨水の流入がある場合の予測モデルにて次のような仮定の下に鉛直方向の濃度分布の時間的変化を求めた。

- （1）埋立層内の雨水の流れは鉛直方向の層流であり、カラム断面積は全断面積で有効である。
- （2）溶媒の移動速度に比べて溶出亜鉛の拡散速度は無視できるほどに小さい。

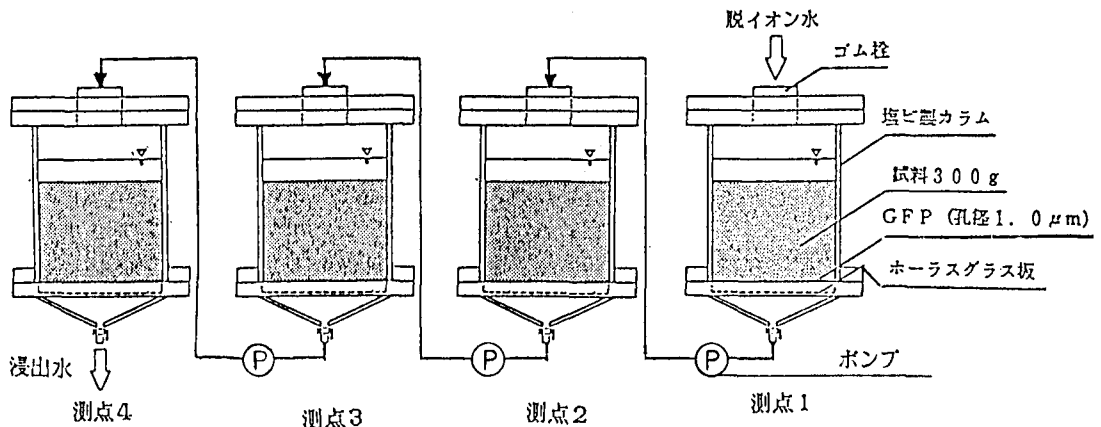


図1 連続カラム浸漬実験装置

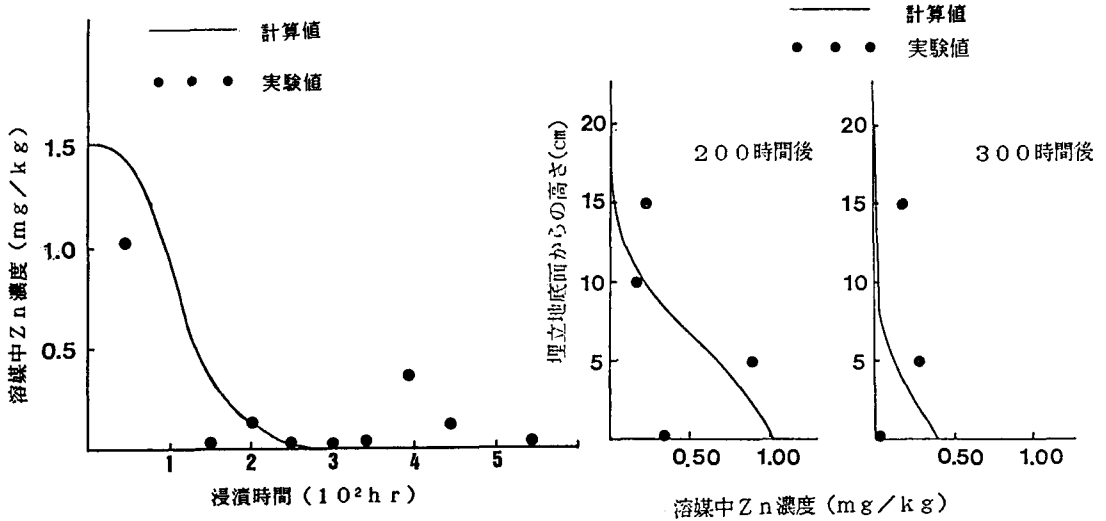


図2 カラム浸漬実験 計算値との比較（測点2） 図3 カラム浸漬実験 計算値との比較（垂直分布）

材料と方法

実験に用いた試料は、清掃工場から採取したEP灰の60メッシュ通過分（粒径0.25mm）である。飛灰試料への石灰の混入はなく、含水率は0.8%，亜鉛含有量は6890mg/kgであった。また溶媒には脱イオン水を用いた。

バッチ攪拌実験はビーカーに飛灰試料10gと溶媒1000mLを入れ攪拌した。攪拌を行いながら試料溶媒混合液を採取し、濾過を行った後、亜鉛濃度を測定した。

埋立カラム通水実験には図1に示す内径100mmの4連カラムを用いた。各カラム底部には孔径1μmのGFPを敷き、飛灰試料300gと溶媒1000mLを混ぜて充填した。溶媒を約800mL/日の割合で通水し、2日毎に4点の浸出液取水口から検液を採取し亜鉛濃度を測定した。

結果と考察

バッチ攪拌実験における溶媒中の亜鉛濃度変化の測定値から最小二乗法を用いて $k_1=1.19 \times 10^3$ ， $k_2=1.87$ ， $k_3=5.17 \times 10^{-1}$ ，および易溶成分初期量 $A_0=7.03$ (mg/L) が得られた。

埋立カラム通水実験の結果とモデルから計算された推定値を図に示した。図2に示すのは測点2における溶媒中亜鉛濃度の経時的変化である。図3には鉛直方向の濃度分布を示す。モデルによる計算値と埋立地を想定した実験値とは必ずしも一致しないが、今回の限られた実験から、およその傾向をつかむのには有効であることがわかった。実際の埋立処分場における長期間の浸出液中の重金属類濃度の予測に適用するには、モデルを埋立地のさらに細かい条件を勘案したものにする必要があろう。

なお、岩下は中央大学理工学部在学中にこの研究に参加した。

参考

Roth, J. A. et al., (1983), Removal of zinc from coal bottom ash in aqueous solutions, Water Res., 17, (9), 1139-1143.

高田直樹ら（1987），都市ごみ飛灰における重金属類の溶出および吸着に関する研究，第8回全国都市清掃研究発表会。