

# (126) 重金属汚染サイトへの健康リスク評価モデルの適応に関する検討

保高 徹生<sup>1,2</sup>・松田 裕之<sup>1</sup>・中島 誠<sup>2</sup>・武 曉峰<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>横浜国立大学大学院環境情報学府・<sup>2</sup>国際航業(株)・<sup>3</sup>清華大学水利水電工程系

## 1. はじめに

近年、工場跡地の再開発や売却の際、あるいは環境管理の一環として土壌汚染調査を実施する事業者が増加しており、土壌汚染の判明件数が著しく増加している。一般に土壌汚染および地下水汚染とは、土壌および地下水が環境基準に適合しない状態と定義されており、土壌汚染対策法では指定区域の指定基準(土壌溶出量基準、土壌含有量基準)に適合しない状態と定義されている。

また土壌汚染対策法では、土壌汚染に起因する人の健康に関わる被害の防止が土壌汚染対策の目的とされており、その対象として汚染土壌を直接摂取することによるリスク(直接摂取によるリスク)および汚染土壌からの溶出に起因する汚染地下水等の摂取によるリスクの2つが取り上げられている。土壌汚染対策はこれら2つのリスクの解消が目的であり、解消方法として完全浄化(汚染土壌および汚染地下水に含まれる汚染物質の濃度を全て環境基準に適合させること)もしくは暴露経路の遮断という方法を提示しており、暴露経路が遮断された状態の土壌汚染地は指定区域として維持・管理を行っていくこととされている。しかしながら実態としては土壌汚染調査対策の大部分を占める土地売買時には、買主側から完全浄化を求められる場合が多い。

著者らは、土壌・地下水汚染対策の必要性の認識が急速に高まりつつあるものの、経済的理由から浄化対策をあきらめる事例が増え、土壌汚染問題により土地の遊休化を強いられることや、本来優先的に浄化対策が行われるべき環境リスクの高い土壌・地下水汚染に対する浄化対策が遅れたり、行われなくなること懸念している。そのために、完全浄化や暴露経路の遮断といった対策に加えて、土地利用形態を考慮した人の健康リスク評価に基づく浄化目標値の設定という方法で、これらの問題について解決策を検討している。

本研究では、米国 U.S.EPA<sup>1)2)</sup>の考え方をベースに、一般環境からの暴露量および毒性に基づいた曝露評価期間という概念を加え、重金属に汚染された土壌経路による人の健康リスク評価モデルを提案し、実際の鉛汚染サイトに適応した結果を報告する。

## 2. リスク評価の手法

土壌・地下水中の重金属に起因する人の健康リスク評価は、サイトアセスメントによる重金属の濃度および範囲の把握、曝露評価による、対象地からの人への重金属の曝露量の算定、重金属の毒性の評価、人の健康リスクの有無もしくは大小の評価という手順をとる。本研究における人の健康リスク評価の概念図を図1に示す。

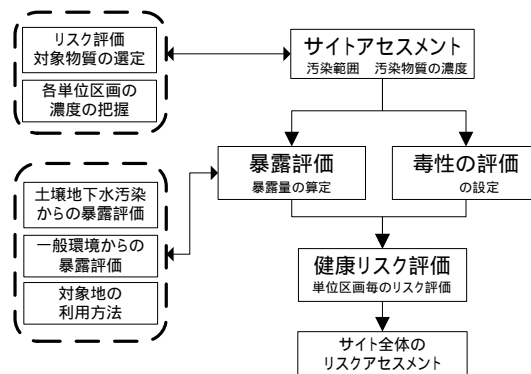


図1 本研究における人の健康リスク評価の概念図

### 2.1. 土壌・地下水からの曝露評価

#### 1) 暴露経路

土壌中の重金属の人への曝露経路を図2に示す。我が国では通常、土壌中の重金属の含有量(以下、含有量)および溶出量(以下、溶出量)を測定する。本研究では、土壌経路の曝露評価は含有量から算定する。本研究では地下水経路による人の健康リスクは考慮していないため、水の飲用等による鉛の暴露は一般環境からの曝露として2.2節で評価した。

The human health risk assessment model's adjustment to contaminated site by heavy metal

Tetsuo Yasutaka<sup>1,2</sup>, Hiroyuki Matsuda<sup>1</sup>, Makoto Nakashima<sup>2</sup>, Xiaofeng Wu<sup>2,3</sup>

(<sup>1</sup>Yokohama Univ, <sup>2</sup>Kokusai Kogyo, <sup>3</sup>Department of Hydraulic Engineering, Tsinghua University)

連絡先: 〒102-0085 東京都千代田区六番町2 国際航業(株) 保高 徹生

TEL 03-3288-9473 FAX 03-3288-9380 E-mail tetsuo\_yasutaka@kkc.co.jp

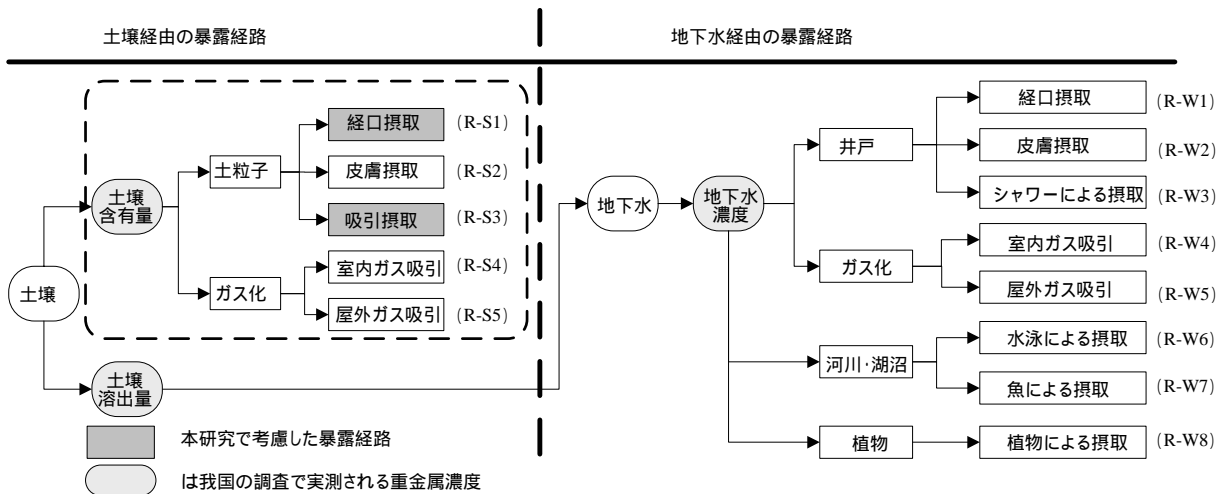


図2 土壌中の重金属の人への一般的な曝露経路

## 2) 曝露量評価

土壌経由の曝露経路は土粒子に付着した化学物質の経口摂取 (R-S1) 皮膚摂取 (R-S2) 吸引摂取 (R-S3) 揮発した化学物質の室内ガス吸引 (R-S4) および屋外ガス吸引 (R-S5) の5つの経路が存在する。ここで皮膚の吸収率は高いという知見は得られていない<sup>3)</sup>ことから、(R-S2)の経路について無視した。また、一般に重金属は水銀を除き揮発性が低いことから(R-S4)(R-S5)の経路も無視した。曝露量算定式<sup>2)</sup>を式(1)~(3)に示す。これらの式は、幼児期と大人の体重差を考慮したもので、U.S.EPA(1989)<sup>1)</sup>と比較して高い曝露量を算出することから、安全側のリスクを算出するため用いた。

曝露量評価は、対象地の土地利用形態(住宅地、公園、商用地)に応じて実施した。また曝露評価期間は、鉛が幼児期に影響を与えることを考慮して、生涯と幼児期についてそれぞれ算定した。必要な共通曝露パラメータを表1に示す。また、摂取頻度( $E_{fa}$ 、 $E_{fc}$ ) 摂取期間( $E_{da}$ 、 $E_{dc}$ ) 影響期間( $A_t$ )の各パラメータを表2に示す。これらのパラメータは対象地の土地利用および曝露評価期間に応じて設定した。なお、重金属の体内における吸収率は、塩酸抽出法による含有量を用いたため、1として計算した。

表1 共通曝露パラメータ

| パラメータ      | 単位                    | 値      |                        |
|------------|-----------------------|--------|------------------------|
|            |                       | 成人 (A) | 子供 (C)                 |
| 体重         | (kg)                  | $Bw_A$ | 56 <sup>4)</sup>       |
|            |                       | $Bw_C$ | 14 <sup>4)</sup>       |
| 日呼吸量       | (m <sup>3</sup> /day) | $Ih_A$ | 15.2 <sup>5)</sup>     |
|            |                       | $Ih_C$ | 8.3 <sup>5)</sup>      |
| 土粒子摂取量     | (mg/day)              | $Is_A$ | 100 <sup>6)</sup>      |
|            |                       | $Is_C$ | 200 <sup>6)</sup>      |
| 土粒子からの吸入濃度 | (mg/m <sup>3</sup> )  | $Cp$   | $C_{soil}/Pe^7)$       |
| 土粒子の飛散因子   | (m <sup>3</sup> /kg)  | $Pe$   | 1.32E+09 <sup>8)</sup> |

Aは大人を、Cは子供を示す。

表2 土地利用および曝露評価期間に応じた曝露パラメータ

| 曝露パラメータ | 単位         | パラメータ    | 生涯               |                  |                  | 幼児期             |                 |
|---------|------------|----------|------------------|------------------|------------------|-----------------|-----------------|
|         |            |          | 商用地              | 公園               | 住宅地              | 公園              | 住宅地             |
| 摂取頻度    | (day/year) | $E_{fA}$ | 250(週5回)         | 50(週1回)          | 365              | -               | -               |
|         |            | $E_{fC}$ | 0                | 250(週5回)         | 365              | 250(週5回)        | 365             |
| 摂取期間    | (year)     | $E_{dA}$ | 35(勤続)           | 74               | 74               | -               | -               |
|         |            | $E_{dC}$ | 0                | 6 <sup>2)</sup>  | 6 <sup>2)</sup>  | 6 <sup>2)</sup> | 6 <sup>2)</sup> |
| 影響期間    | (year)     | $A_t$    | 80 <sup>4)</sup> | 80 <sup>4)</sup> | 80 <sup>4)</sup> | 6               | 6               |

$$RS1 = \frac{C_{soil} \cdot 10^{-6}}{A_t} \left( \frac{E_{dC} \cdot E_{fC} \cdot I_{sC}}{Bw_C} + \frac{E_{dA} \cdot E_{fA} \cdot I_{sA}}{Bw_A} \right)$$

$$RS3 = \frac{Cp}{A_t} \left( \frac{E_{dC} \cdot E_{fC} \cdot Ih_C}{Bw_C} + \frac{E_{dA} \cdot E_{fA} \cdot Ih_A}{Bw_A} \right)$$

$$RS = RS1 + RS3$$

表3 一般環境からの鉛の曝露量

| 摂取経路                    | 鉛摂取量 (μg/kg/day) |
|-------------------------|------------------|
| 食物による摂取 ( $DI_{food}$ ) | 0.88             |
| 水による摂取 ( $DI_{water}$ ) | 0.0004           |
| 大気からの摂取 ( $DI_{air}$ )  | 0.011            |
| 一般環境からの鉛の合計曝露量 ( $DI$ ) | 0.89             |

### 2.2. 一般環境からの曝露評価

日常生活での一般環境からの鉛の曝露経路は、食物からの摂取、飲料水からの摂取、大気からの摂取の3つが考えられる。日本人の鉛の曝露量は、含有量参考値再評価業務のデータ<sup>3)</sup>を用いた。表3に日本人の鉛の曝露量を、式(4)に一般環境からの鉛の曝露量の算定式を示す。その結果、日本人の鉛の一般環境からの曝露量は0.89 μg/kg/dayと推定することができた。

$$DI = DI_{food} + DI_{water} + DI_{air}$$

### 2.3. 毒性評価<sup>9)10)</sup>

鉛が人の健康に及ぼす影響については、多くの知見が報告されている。高濃度の急性毒性については神経系の障害が、低濃度の慢性毒性では腎臓障害、血液中のヘモグロビンに対する影響などが知られており、最近では慢性毒性によるIQの低下との関連性についても報告されている。また発がん性については、IARCでは2Bに、USEPAではB2に分類されており、人に対する発がん性が疑われている物質である。

鉛の人の健康に及ぼす影響の指標として、多数の疫学調査から血中鉛濃度と生体影響との関係が明らかにされている。例えば60µg/dl以上の血中鉛濃度で腎臓への影響が、40µg/dl以上の血中濃度で神経系への影響がある(U.S.C.D.C.)としており、幼児に対するAction Levelとして10µg/dlを設定している。

TDIについては、WHO<sup>9)</sup>は鉛の影響を受けやすい幼児や子供を対象に、血中鉛濃度を上昇させないPTWI(週間耐用量)25µg/kg/week(TDI換算:3.5µg/kg/day)を設定している。一方、USEPAは閾値が明確でないこと等を理由にRfD(TDI同義)を設定していない。

以上のことから、本研究では健康リスク評価のエンドポイントを、鉛血中濃度を上昇させないこと(ハザード:鉛の血中濃度が上昇する)に設定し、WHOのPTWIをTDIに換算した3.5µg/kg/dayを鉛の健康リスク評価に使用することとした。

$$TDI = 3.5\mu\text{g}/\text{kg}/\text{day}$$

### 2.4. 健康リスク評価

本研究では鉛の毒性について非発がん性としているため、健康リスク評価は閾値ありのモデルを用いて評価した。閾値ありのモデルでは、全曝露量をTDIで除した値HQ(ハザード比と呼ぶ)が1未満ならリスクなし、1以上ならリスクありと定義する。HQの算定式を式(6)に示す。

$$HQ = \frac{RS + DI}{TDI} \dots\dots\text{式(6)} \quad HQ \geq 1 \quad \text{リスクあり}, \quad HQ < 1 \quad \text{リスクなし}$$

### 2.5. 浄化目標値の設定

式(6)のHQ=1となる場合の土壌含有量を計算すると、リスクがないと評価される最大の土壌含有量値が得られる。この値は、土地利用の形態によって異なり、各土地利用の浄化目標値(TarC<sub>soil</sub>)とすることができる。TarC<sub>soil</sub>の算定式を式(7)に示す。

$$TarC_{soil} = C_{soil}(HQ=1)$$

## 3. 汚染サイトへの適応

上述のリスク評価モデルを用いて、実際に鉛による土壌汚染が発生しているサイトAにおいて、人の健康リスク評価を実施した。

### 3.1. サイトのデータ

サイトAは機械部品工場であり、工場廃止に伴い土壌汚染調査を実施した結果、鉛(含有量)による土壌汚染が確認された(鉛(溶出量)も溶出量基準の超過が確認されたが、本研究の目的は土壌経由の曝露による健康リスク評価を目的とするため、溶出量については考慮しない)。

サイトの概要を表4に示す。リスク評価を実施する単位は、概ね10mメッシュの単位区画とした。10mメッシュの区画内に分析結果が存在しない場合は、その区画を含む30mメッシュ区画での5地点混合法の分析値を、各単位区画の分析値とした。図3に各サイトの分析値のヒストグラムを示す。また、サイトAの分析は全量分析で実施されたため、当該サイトでの一部検体で実施した鉛の塩酸抽出法による含有量/全含有量の比より、全含有量の濃度に換算係数0.7を乗じて塩酸抽出法による濃度とした。ここで塩酸抽出法とは環境省告示19号による分析法を示す。

表4 サイトAの概要

| サイトA  |                          |
|-------|--------------------------|
| サイト状況 | 工場跡地                     |
| 面積    | 約81,000m <sup>2</sup>    |
| エリア数  | 739エリア                   |
| 分析方法  | 全量分析                     |
| 分析検体数 | 5地点混合 88検体<br>個別分析 242検体 |
| 最高濃度  | 40,000mg/kg              |

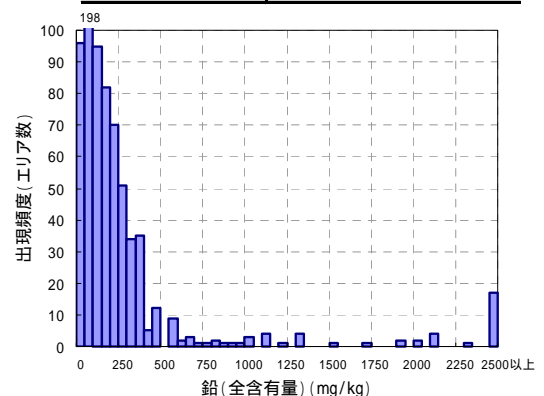


図3 サイトAの鉛(全含有量)のヒストグラム

### 3.2. 結果

サイト A の浄化目標値を図 4 に、リスクありと判定された区画数を表 5 に示す。

#### 1) 浄化目標値

浄化目標値が低い順に、曝露評価期間が幼児期で土地利用が住宅地の場合（以下、幼児期 - 住宅地と記載）188mg/kg、幼児期 - 公園の 274mg/kg、生涯 - 住宅地の 984mg/kg、生涯 - 公園の 2791mg/kg、生涯 - 商用地の 5008mg/kg となった。

#### 2) リスクありと判断された区画数

リスクありと判断された区画数は、土壤含有量基準で判断した場合の 244 区画と比較して、生涯 - 商用地で約 1%、生涯 - 公園で約 4%、生涯 - 住宅地で 12% であった。また幼児期 - 公園で 32%、幼児期 - 住宅地で 76% となった。

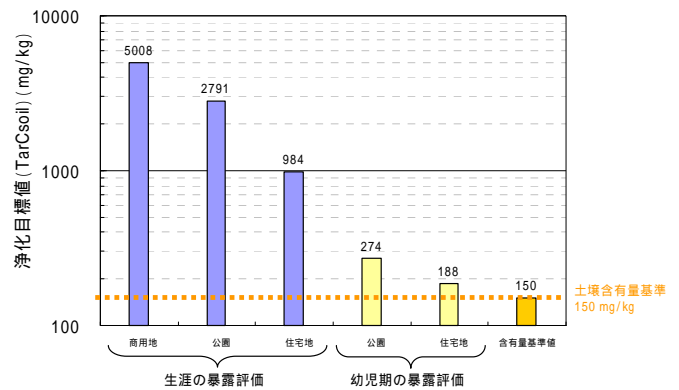


図 4 サイト A の浄化目標値

表 5 サイト A のリスクありと判断された区画数

|  | 土壤含有量基準 | 生涯の暴露評価       |                |               | 幼児期の暴露評価      |                |
|--|---------|---------------|----------------|---------------|---------------|----------------|
|  |         | 商用地           | 公園             | 住宅地           | 公園            | 住宅地            |
| リスクありと判断された(対策が必要な)区画数<br>(リスクありと判断された区画数/<br>土壤含有量基準を超過した区画数) | 244区画   | 3区画<br>(1.2%) | 10区画<br>(4.1%) | 28区画<br>(12%) | 78区画<br>(32%) | 185区画<br>(76%) |

### 4. 考察

本研究では、WHO の PTWI から求めた TDI を用いて、鉛に汚染された土壌の直接摂取による人の健康リスクについて、一般環境からの曝露を考慮したモデルを提案し、土地の利用形態および曝露評価期間を考慮して評価した。

その結果、浄化目標値は、土壤含有量基準（150mg/kg）と比較していずれの場合も大きな値となり（図 4）、最も低い目標値が算出された幼児期 - 住宅地の評価で 188 mg/kg、最も高い目標値は生涯 - 商用地の評価で 5008mg/kg となり、A サイトで対策が必要な区画数（リスクありと判断された区画数）は土壤含有量基準で判断した対策が必要な区画数と比較して前者で 76%、後者で 1.2% となった（表 5）。

上記の結果は、浄化費用が捻出できず遊休地となっている土地に対して、人の健康リスクの観点からみると、土地利用の形態により浄化範囲および浄化目標濃度を軽減すること、つまり浄化費用を軽減することが可能となることを示唆している。

ここで公園と住宅地の浄化目標値を比較した場合、住宅地の方が低い値の評価となっている。これは住宅地と公園での土壌摂取量を同等としているため、摂取期間の違いが評価の違いとなったと考えられる。また、幼児期に影響を強く与える物質の場合は、幼児期のみの曝露評価を実施することが望ましいと考えられ、本研究の結果では生涯の曝露評価結果と比較して、浄化目標値は 1/4 ~ 1/10 となった（図 4）。

上記のように、WHO の PTWI を用いて鉛による人の健康リスクを評価した場合、一般環境からの鉛の曝露量が 0.89 μg/kg/day（表 2-3、土壤環境センター(2000)）であるとする、最も曝露量が高く見積られるケース（幼児期 - 住宅地）でも、浄化目標値は土壤含有量基準よりも高く評価され、対策が必要な区画数も土壤含有量基準で判断した場合と比較して減じることが可能なことが確認された。

なお、本研究ではエンドポイントを鉛血中濃度が上昇しないとしているため鉛濃度 - 症状の重篤度の関係を考慮していない。また、閾値に関する個人差も考慮していないことから、これらのことを考慮するモデルが必要であると考えられる。また、一般の曝露評価に関する曝露量および曝露パラメーター（例えば土壌の摂取量、公園の摂取量とそれ以外の摂取量は同値でよいのか等）については更なる知見が望まれる。

#### 参考文献

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume 1, EPA/540/1-89/002, 1989
- 2) U.S. Environmental Protection Agency, User's Guide/Technical Background Document for Region 9 PRG Table, pp22-23, 2004
- 3) 土壤環境センター, 含有量参考値再評価業務, pp.21 ~ 26, 2000
- 4) 藤長愛一郎, 松久裕之, 笹本謙, 吉田幸司, リスクアセスメントに基づいた土壌・地下水複合汚染現場ごとの浄化目標値に関する検討, 土木学会論文集, No.277, pp.39-43, 2003
- 5) U.S. Environmental Protection Agency, Exposure Factor Handbook, Tables 5-23, EPA/600/P-95/002Fa, 1997
- 6) 中央環境審議会, ダイオキシン類による土壌の汚染に係る環境基準の設定等及びダイオキシン類土壌汚染対策地域の指定の要件について（答申）, 参考 4, 中環審第 170 号, 1999
- 7) Oregon DEQ, Guidance For Conduct of Deterministic Human Health Risk Assessments, Appendix A, pp.A-15-16, 2000
- 8) U.S. Environmental Protection Agency, Soil Screening Guidance: User's Guide, Publication 9355.4-23, pp.21-24, 1996
- 9) Joint FAO/WHO Expert Committee, Summary of Evaluations Performed by the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, 2002, [http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec\\_1089.htm](http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecval/jec_1089.htm)
- 10) World Health Organization, Safety evaluation of certain food additives and contaminants (WHO Food Additives Series, 44), 2000, <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v44jec12.htm>
- 11) 環境省, 土壌の直接摂取によるリスク評価等について, 2001

