

(2) 製錬工場周辺環境における土壌-作物系での
アンチモンの動態と健康リスク

Study on Antimony Distribution in Soil-products System
and Related Health Risks around a Smelter

森田 真史^{*}、堀内 将人^{*}、颯田 尚哉^{**}、森澤 真輔^{*}
Shinji MORITA^{*}, Masato HORIUCHI^{*}, Naoya SATTA^{**}, Shinsuke MORISAWA^{*}

ABSTRACT ; Antimony concentrations in soils and products around a antimony smelter were determined. Using these data and metabolic model of antimony in human body, health risks of residents around the smelter were evaluated.

The results obtained in this study can be summarized as follows;

- 1) Farm soils around the smelter were highly contaminated by antimony.
- 2) Antimony concentrations in products were much lower than that in farm soils. It was considered that low concentration of soluble fraction in soil contributed to this result. Antimony fallout may contribute the high concentration observed in leaf.
- 3) Vegetable intake by adults and soil ingestion by children were considered for major passways of antimony intake.
- 4) For dietary intake of vegetables cultivated around the smelter, accumulation of antimony in human body was relatively small.
- 5) For soil ingestion by children, accumulation of antimony was also small, but it is possible that absorption amount of antimony excess the intake limit for children when pH of stomach solution is low (pH = 1.3).

KEYWORDS ; Antimony, Smelter, Soil-products system, Physiologically based extraction test, Health risk

1. はじめに

土壌汚染は付加された汚染物質の大部分が土壌に吸着・保持されるため蓄積性を持ち、農作物や地下水等に長期にわたって影響を与える。土壌の吸着・保持力は環境影響に対して緩衝力でもあるため、汚染物質による被害が顕在化しにくく、土壌汚染についての研究・対策は他の環境汚染問題に比べて非常に遅れている。また、環境中での動態や毒性が未解明のまま排出されている重金属・化学物質も多く、それらによる土壌の汚染状況や土壌中での動態を明らかにすることは今後の土壌環境、生活環境を保全する上で不可欠である。

著者らは4年前から土壌中元素濃度に関するデータを蓄積し、その結果清掃工場周辺や一般市街地においてもケミカルフォールアウトによる汚染が認められる元素としてアンチモンに注目し、研究を行ってきた¹⁾。アンチモンは慢性毒性が強く、1993年に改訂された水道水質基準・水質環境基準では(要)監視項目として2 $\mu\text{g/L}$ という厳しい値が設けられており、環境中での動態の解明が急がれる元素の一つである。昨年度著者らは、過去にアンチモンによる汚染問題が顕在化した製錬工場(現在は三酸化アンチモンの精製のみを行っている)周辺を対象地として土壌の採取を行い、工場周辺土壌の汚染状況や土壌中のアンチモンの動態に関する知見を得た²⁾。本研究では、昨年度と同一の製錬工場周辺を対象地とし、分析対象を土壌-作物系に広げることにより、(1)周辺環境の汚染状況の更なる把握、(2)土壌-作物系での動態の解明、(3)周辺住民のアンチモンによる健康リスクの評価、を行うことを目的とした。

* 京都大学大学院工学研究科環境地球工学専攻 (Department of Global Environment Eng., Graduate School of Eng., Kyoto University)

** 京都大学原子炉実験所 (Research Reactor Institute of Kyoto University)

2. 試料の採取

製錬工場周辺と、固定発生源から遠く離れ人為的汚染が無視できると考えられるコントロール地点において土壌・作物試料を採取した。この製錬工場周辺では昭和40年代にアンチモンによる汚染・健康被害が顕在化し、大きな問題となった。この工場は昭和56年以降製錬事業を停止しており、現在は金属アンチモンから三酸化アンチモンの精製のみを行っている。工場が事業を縮小したこと、県が条例に基づき定期的な環境モニタリングを実施していること等から、環境中へのアンチモンの付加は以前と比べて大きく低下しているものと推定されている。製錬工場周辺（Fig. 1）では、工場からの方角・距離が異なる畑3カ所と水田1カ所について土壌試料と作物試料（可食部・葉）を採取した。またコントロール地点においても土壌試料と作物試料を採取した。採取した試料をTable 1に一覧する。なお、土壌試料は全て乾燥（60℃、48h）させた後、2mmのふるいにかけ、測定時までプラスチック容器内に密封して保管した。作物試料は水道水で土等を洗い流し、精製水で洗浄した後、乾燥（60℃、48h）させ同様に保管した。

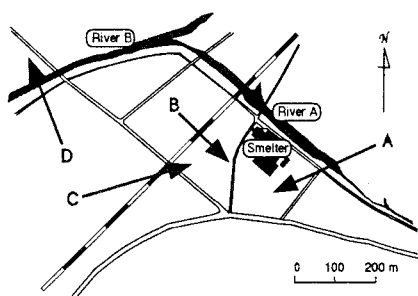


Fig.1 Sampling Points Around a Smelter

Table 1 Sample List

		Code			
	Site	Farm	Soil	Edible part	Leaf
Smelter site	A	Egg-plant	A(E)-S	A(E)-E	A(E)-L
		Sweet potato	A(S)-S	A(S)-E	A(S)-L
		Green pepper	A(G)-S	A(G)-E	A(G)-L
		Radish	A(R)-S	A(R)-E	A(R)-L
		Cucumber	A(C)-S	A(C)-E	A(C)-L
	B	Egg-plant	B(E)-S	B(E)-E	B(E)-L
Control site	C	Egg-plant	C(E)-S	C(E)-E	C(E)-L
		Chinese cabbage		C(C-in)-E C(C-out)-E	
	D	Rice	D(K)-S	D(K)-E	
Control site	X	Egg-plant	X(E)-S	X(E)-E	X(E)-L

・ C(C-in)-E represents inner part of Chinese cabbage (edible part)

・ C(C-out)-E represents outer part of Chinese cabbage (edible part)

3. 試料の測定方法

3.1 中性子放射化分析法による全量濃度の測定

全土壌試料・作物試料について測定を行った。試料はメノウ乳鉢で微砕した後、100mg（可食部については300mg）をポリエチレン袋で二重に封入し、さらに外袋で封入して測定試料とした。照射は、京都大学原子炉実験所圧気輸送管（pn-2、中性子束密度約 3.5×10^{13} [1/cm² sec]：実測値）において行った。照射時間は3600秒で、冷却時間は8～9日（中寿命核種）・28～35日（長寿命核種）とした。計測には4096チャンネル波高分析器付きGe半導体検出器（EG&G社製 ORTEC Hp-Ge Ge COAXIAL DETECTOR）を用いた。計測時間は、3000秒（中寿命核種）・7200秒（長寿命核種）とした。¹²⁴Sbのγ線エネルギーとして1691.02 keVを採用した。また標準試料としてBCR176（Commission of The European Communities, City Waste Incineration Ash）を同時に照射・計測し、濃度の補正を行った。

3.2 各種抽出液を用いた土壌中濃度の測定

精製水、DTPA（ジエチレントリアミン五酢酸）溶液を抽出溶媒として、土壌からのアンチモンの抽出実験を行った。精製水により抽出されたものは水溶性の形態として、DTPA溶液により抽出されたものは植物に対する可給態として土壌中に存在していると考えられる³⁾。全ての土壌試料について精製水による抽出実験を、またA地点、B地点とコントロール地点の土壌についてDTPA溶液による抽出実験を行った。

精製水による抽出実験は、試料土壌 3g と精製水 30mL を、DTPA 溶液による抽出実験は、0.005mol DTPA、0.1mol 酢酸アンモニウム、0.01mol 塩化カルシウムに精製水を加え 1 L とした溶液 50mL と試料土壌 20g を、それぞれ 100mL 三角フラスコ内で固液接触させた後、直ちに 200rpm で 1 時間振とうし、上澄み液を 0.45 μ m メンブランフィルターで濾過したものを測定試料とした。各試料溶液中のアンチモン濃度を ICP 発光分析器（島津製作所製 ICPS-4960、超音波ネブライザ使用）により測定した。

4. 測定結果

4.1 中性子放射化分析法による全量濃度の測定

土壌中アンチモン濃度の測定結果を Fig. 2 に示す。本研究でのコントロール地点の濃度が約 1mg/kg（自然界値は約 0.5mg/kg）であることから、Fig. 2 より製錬工場周辺の土壌は現在もアンチモンによって高濃度に汚染されていることがわかる。製錬工場からの距離が遠くなるに従って土壌中アンチモン濃度は低くなっている。しかし、同一地点においても土壌中アンチモン濃度にかなりのばらつきがみられる。この原因としては、栽培作物の違い（主として作物種により施肥の方法が異なることにより生じた土質の違いに起因するアンチモン保持容量の違い）、土壌濃度のばらつき（サンプリングした土壌の地点代表性）のどちらも考えられるが、現在の調査結果からはどちらが主原因であるかを結論づけるには至っていない。

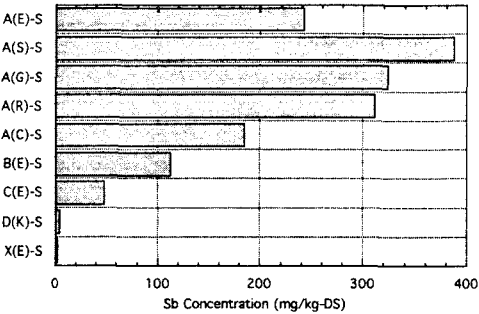


Fig.2 Total Concentration of Antimony in Soil

作物中アンチモン濃度の測定結果を Fig. 3 に示す。製錬工場周辺の全ての葉部の試料からアンチモンを検出した。根菜において可食部中よりも葉中により多くのアンチモンが検出されたことについて、

- ① 大気より葉の表面に沈着したアンチモンが洗い流されずに残った
- ② 植物が根から取り込んだアンチモンが葉に選択的に蓄積された

などの原因が考えられる。いずれが原因であるかは特定していないが、今回測定した白菜のサンプルにおいては外側の葉中 (C(C-out)-E) にアンチモンが検出され、内側の葉中 (C(C-in)-E) には検出されていなかったこと

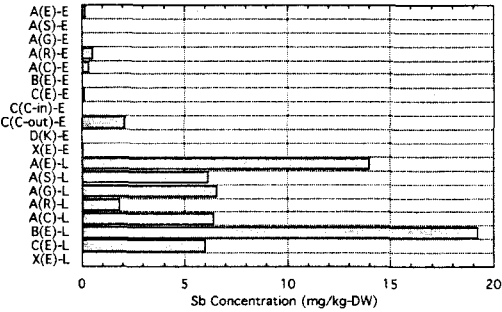


Fig.3 Total Concentration of Antimony in Vegetable (edible part and leaf) and Rice

ことから、①の可能性が高いと推定される。筆者が葉中濃度と洗浄の程度との関係について行った実験では、蒸留水による洗浄でアンチモンの葉中濃度は約 60% 減少した。Ainsworth ら⁴⁾ は、植物中のアンチモンはその大部分が大気からの沈着によるもので、大気から葉に沈着したアンチモンは葉の最外層の蠟質に取り込まれたり、葉の表面の毛などを通して取り込まれ保持されるため、蒸留水による洗浄では半分しか除去できない、と述べており、これとはほぼ一致する。Fig. 2 と Fig. 3 より、土壌中アンチモン濃度と葉中アンチモン濃度にはあまり相関が見られないが、この原因としては、土壌中アンチモンは長期にわたって降下したアンチモンが蓄積したものと考えられるのに対し、葉中に検出されたアンチモンの多くは生育期間中に降下したアンチモンが付着・沈着したものと考えられることなどが挙げられる。また、得られた土壌中アンチモン濃度と作物中アンチモン

濃度から、可食部における移行係数 (TF: 作物中アンチモン濃度 [mg/kg] / 土壤中アンチモン濃度 [mg/kg]) は最高で 1.99×10^{-2} と計算される。

作物中アンチモン濃度の中では、なすの葉中のアンチモン濃度が最も高かった。しかし、この結果がなすと他の作物とのアンチモンの吸収特性の差によるものか、なすの葉が表面に付着したアンチモンを洗い落としにくい形状をしていたためか、あるいは他の原因によるものかを特定するには至らなかった。

4.2 各種抽出液による土壌からの抽出実験

精製水、DTPA 溶液によって抽出したアンチモン濃度 (いずれも乾重量ベース) をあわせて Fig. 4 に示す。また、これらの濃度が全量濃度に占める割合を Fig. 5 に示す。

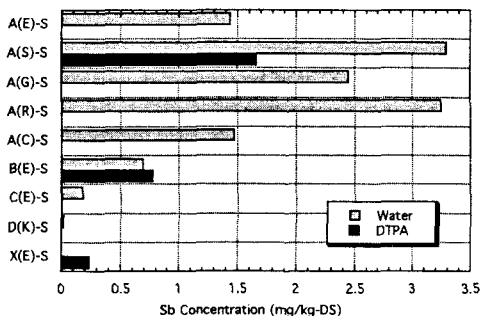


Fig.4 Antimony Concentration
Extracted with Water and DTPA

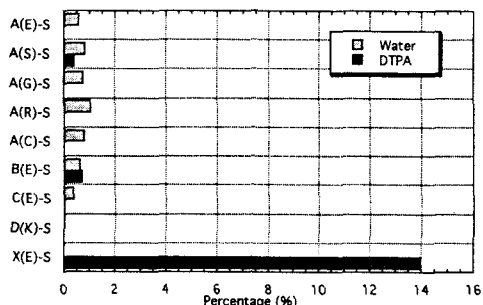


Fig.5 Antimony Concentration Extracted with
Water, Tartaric acid, DTPA (Percentage)

精製水によって抽出された水溶性アンチモンは、雨水や灌漑水の浸透とともに表層土壌から下方へ移動しやすい形態と言える。製錬工場周辺土壌でこの形態のアンチモンが数mg/kg も検出されていることから、現在もケミカルフォールアウトによる製錬工場周辺土壌へのアンチモンの付加が続いている可能性が示唆される。あるいは土壌中で水溶性アンチモンと他の形態のアンチモンとの間に平衡関係が成り立っており、土壌から溶出する水溶性アンチモンは定常的に下方に移動している可能性もある。いずれにせよ、水溶性アンチモンの存在は製錬工場周辺の地下水等の水環境にアンチモンが流入している可能性を示唆するため、地下水中のアンチモン濃度のモニタリング、浸透機構の解明が今後の重要な研究課題である。

DTPA 溶液により抽出された可給態アンチモン濃度は A 地点で最も高い値を示したが、コントロール地点の可給態濃度と比べて約 3 倍高い程度であり、全量濃度の差 (2~3 オーダー差) と比較するとその差ははるかに小さい。このような汚染地土壌での可給態アンチモン濃度の低さが作物中アンチモン濃度の低さに反映されたものと考えられる。

5. 周辺住民の健康リスクの評価

5.1 摂取経路の同定

一般に、環境中の汚染物質がヒトの体内に取り込まれる経路には、食物、飲料水等からの経口摂取、大気からの吸入摂取、の 2 つがある。Fig. 3 で示したようにコメからアンチモンは検出されておらず、地下水は現在飲料用には利用されていない。また、大気中のアンチモン濃度は本研究においては未測定である。そこで本研究では、摂取経路の一つとしてアンチモンを含む野菜の摂取を考える。また周辺土壌中のアンチモン濃度が自然界値よりも 2~3 オーダー高いことから、もう一つの摂取経路として、幼児による土壌の偶発的な直接摂取を考える。本研究では、この 2 つの摂取経路からの人体へのアンチモンの移行・蓄積量をモデル・実験により算出し、アンチモン濃度が高められた環境中で生活するヒトの健康リスクについての評価を試みた。

5.2 生理学的抽出試験による土壤中アンチモンの体内摂取量の評価

(1) 実験の目的

野菜等作物中に含まれる(有害)元素は一般に胃腸管中においては全て溶解性として取り扱われる⁶⁾。一方、土壤中に含まれる元素は土壤に保持されたまま排泄される割合も多い。従って土壤の摂取によるアンチモンの体内蓄積量を推定するためには、土壤中アンチモンのうち体内に吸収可能なアンチモン量(胃腸管内での溶出量)を把握することが不可欠である。そこで本研究ではRubyら⁵⁾が提案した生理学的抽出試験(PBET; physiologically based extraction test)を実施し、土壤中アンチモンのうちヒトの体内において吸収可能な量を実験的に得ることを試みた。

(2) 実験方法

生理学的抽出試験は、動物試験ができない場合に重金属の生物吸収能を評価する目的で開発された生体外試験システムであり、固相マトリクスとヒトの胃腸管を模擬した反応器(胃と小腸のpHおよび化学的特性、土と溶液の比率、胃での混合および胃の通過速度を模擬したもの)を用いて、金属の生物吸収能を評価する。鉛とヒ素についてはRubyら⁵⁾がこの試験を実施し、サイトごとの曝露評価を行うのに有効な方法であると報告している。本研究ではRubyらの提案した方法を基に生理学的抽出試験を行った。

実験装置をFig. 6に、試薬および試験方法をFig. 7に示す。Fig. 6の装置の3つの反応器により空腹状態の異なる3通りの体内状態を同時に模擬できる。反応器中の模擬胃液のpHは、胃での滞留時間(60分間)中、それぞれ1.3、2.5、4.0に保たれており、pHが低いほど空腹状態を模擬する。また、実験開始より60分以内(Arガスによる混合中)に溶出したアンチモンは胃で吸収され、それ以降に溶出したものは小腸で吸収されるものとする。

採取した試料溶液中のアンチモン濃度は京都大学原子炉実験所所有のICP-MS(横河A.S.社製、HP4500)により測定した。

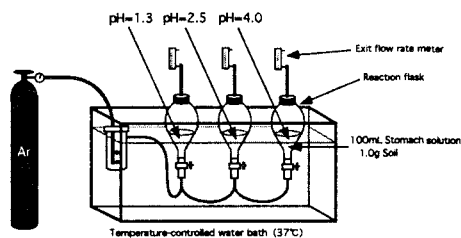
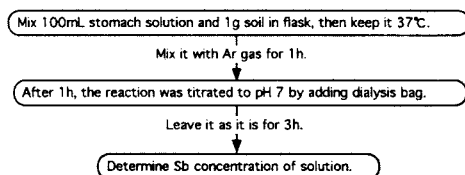


Fig.6 PBET Experimental System



Stomach solution: 1.25g of pepsin, 0.5g of citrate, 0.5g of malate, 420 μ g of lactic acid and 500 μ L of acetic acid in 1L deionized water (pH was adjusted).

Fig.7 PBET Flowchart

(3) 実験結果

製錬工場周辺(A、B地点)、コントロール地点のなす畑の土壤について試験を行った。また同時にブランク試験を行い、その測定結果をブランク値として測定値を補正した。

Fig. 8に、生理学的抽出試験の試料溶液中アンチモン濃度の経時変化を示す。

アンチモンは胃中では時間の経過と共に溶出を続け、小腸では新たな溶出はほとんどなかった。溶出はおもにpHに依存すると考えられる。また、胃腸管でのアンチモン溶出量は

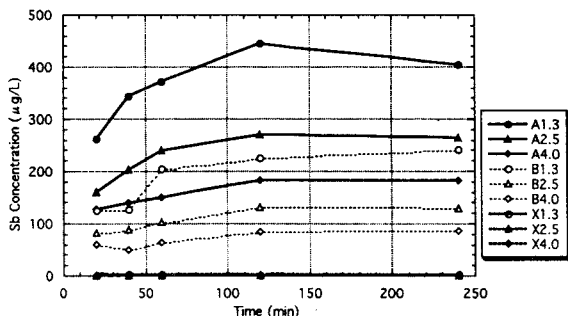


Fig.8 Sb Concentration profile in PBET

胃のpH（空腹の度合い）に大きく依存し、空腹時（pH 1.3）は満腹時（pH 4.0）の2～3倍のアンチモンが溶出している。

また、生理学的抽出試験により溶出したアンチモン濃度は最高で土壌 1.0g に対し約 40 μ g に達した。この値は土壌中濃度に換算すると約 40mg/kg に相当する。他の抽出法に比べると生理学的抽出試験により抽出されたアンチモン濃度が突出して高いことがわかる。

5.3 リスク評価

(1) アンチモンの人体代謝モデルの構成

体内に入ったアンチモンは生物学的半減期に従って代謝される。本研究ではアンチモンの生物学的半減期を考慮した残留関数を用いて、人体のアンチモン代謝モデルとして次式を設定した。

$$B(t) = \int_0^t f \cdot CW \cdot R(t) dt \quad \dots \dots \dots (1)$$

ここで、 $B(t)$ ：付加的なアンチモン蓄積量 [mg/ヒト]

f ：アンチモンの胃腸管からの吸収率 [－]

C ：野菜または土壌中平均アンチモン濃度 [mg/kg]

W ：一日の平均野菜または土壌摂取量 [kg/day]

$R(t)$ ：残留関数

(2) パラメータ値の設定

胃腸管からの吸収率 f 、摂取量 W は文献に基づいて^{6)・8)}、また野菜および土壌中平均アンチモン濃度 C は実測値に基づいて式(1)中のパラメータ値を以下のように設定した。

- ・アンチモン量の初期値：7.9mg/ヒト（成人）（ICRP⁶⁾による）
（製錬工場周辺住民が野菜または土壌の摂取することより付加されるアンチモン量をこの値に加える）
- ・アンチモンの胃腸管からの吸収率 f [－]：0.01、0.1、0.4、0.8（文献⁶⁾での最小値～最大値）
- ・野菜中平均アンチモン濃度 C [mg/kg]：0.01 mg/kg、0.05mg/kg、0.1mg/kg（湿重、実測値）
- ・一日の平均野菜摂取量 W [kg/day]：251.3g/day（日本人の平均値⁷⁾）
幼児の一日の平均土壌摂取量 W [kg/day]：0.135g/day（US-EPA⁸⁾による）
- ・アンチモン吸収量 fCW [mg/day]：4.89 μ g/day
（PBET 試験から求められるアンチモン吸収量、 $f=0.8$ のとき）
- ・残留関数 $R(t)$ ： $R(t) = 0.95 \times \exp(-0.693 t / 5) + 0.05 \times \exp(-0.693 t / 100)$
（体内に入ったアンチモンはその95%が5日の生物学的半減期で代謝され、5%が100日の生物学的半減期で代謝される⁶⁾）

以上の値を式(1)に代入し、 $B(0)=0$ の初期条件で解くことにより、ヒトのアンチモン蓄積量を求めた。ただし、今回のリスク評価では野菜経路と土壌経路とを独立に計算した。

また、この生理学的抽出試験では土壌量を 1.0g としたので、US-EPA が幼児の一日の摂食量として示した 0.135g に合わせ溶出量を補正した。

(3) 健康リスクの評価

i) 野菜の摂取による健康リスク

アンチモンの特別な付加がない地域から製錬工場周辺地区に移り住んだヒトの1カ月後、6カ月後、1年後、5年後、10年後の体内のアンチモン蓄積量の計算結果（野菜中アンチモン濃度が 0.1mg/kg-DW の場合）を Fig. 9 に示す。

計算結果より、人体に蓄積されるアンチモン量はパラメータ値の変動に関わらず非常に小さいことがわかる。野菜中アンチモン濃度、胃腸管吸収率ともに最大と仮定した場合でも野菜の摂取によるアンチモンの蓄積量の増加分は初期値の3%未満に過ぎない。計算結果では、おおむね6月から1年で計算値は収束し、平衡値に達する。これはアンチモンの生物学的半減期が短いことによるものである。この平衡値から考えて、アンチモンを含む野菜の摂取による周辺住民の健康リスクは低いと考えられる。

次に、アンチモンの許容経口摂取量 ($24.5 \sim 32.5 \mu\text{g/day}$ (形態により異なる)⁹⁾) との比較・検討を試みた。ア

ンチモンを全て野菜から摂取すると仮定すると、許容経口摂取量に対応する野菜中アンチモン濃度は $0.10 \sim 0.13\text{mg/kg}$ と計算される。野菜の含水率を90%とすると、乾重量ベースでは $1.0 \sim 1.3\text{mg/kg}$ である。葉部の測定試料の中にはアンチモン全量濃度が 20mg/kg 近くを示す試料もあるため、葉菜を摂取することにより健康リスクが高まる可能性も十分ある。今後、葉菜については他の品種についてのモニタリングを継続し、葉菜からのアンチモンの総摂取量を評価する必要がある。

ii) 幼児の土壌の摂取に伴う健康リスク

Table 2 にパラメータを変化させた場合の胃腸管へのアンチモン吸収量を示す。

生理学的抽出試験で得られた最大のアンチモン溶出量 ($4.89 \mu\text{g/day}$) を摂取量として前述の代謝モデル (式 (1)) に代入し、体内蓄積量の計算を行った。その結果、10年経過後の人体中のアンチモン蓄積量は成人の初期値 (7.9mg/ヒト) と比べてもごくわずかであった (0.004mg/ヒト)。ゆえに、幼児がアンチモンを多量に含む土壌を直接摂取した際の健康リスクは、現在の仮定・データからは小さいといえる。ただし、吸収率・生物学的半減期等のパラメータ値については幼児に対する値が得られなかったため、成人に対する値を用いた。従って、この計算結果から幼児へのアンチモンの蓄積が無視できると判断するには至らない。

アンチモンの許容経口摂取量は $24.5 \sim 32.5 \mu\text{g/day}$ であるが、これは成人について示された値であり、許容経口摂取量が体重に比例すると仮定すると、2～3才の幼児の場合、許容経口摂取量は $1/4 \sim 1/5$ に低下する。これを前述のアンチモン溶出量 ($4.89 \mu\text{g/day}$) と比較すると、土壌の直接摂取による健康リスクが無視できないレベルに達することがわかる (Fig. 10)。また、空腹時は胃腸管からの吸収率が増加するということも考えられ、リスク評価の際には空腹時を仮定する必要があるといえる。

Table 2 Sb Absorption in Gastrointestinal Tract

Sb Absorption in Gastrointestinal Tract ($\mu\text{g/day}$)					
		Absorption ratio			
Code	pH in stomach	0.01	0.1	0.4	0.8
A(E)-S	1.3	0.10	0.99	3.32	4.89
	2.5	0.07	0.64	2.14	3.15
	4.0	0.04	0.42	1.40	2.01
B(E)-S	1.3	0.06	0.57	1.88	2.72
	2.5	0.03	0.29	0.97	1.38
	4.0	0.02	0.19	0.62	0.88
X(E)-S	1.3	0.00	0.00	0.01	0.02
	2.5	0.00	0.00	0.00	0.00
	4.0	0.00	0.00	0.00	0.00

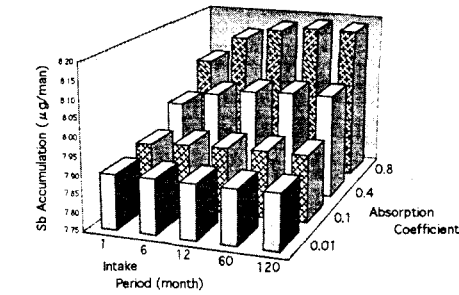


Fig. 9 Sb Accumulation in Human Body
(Sb concentration of Vegetable = 0.1mg/kg-DW)

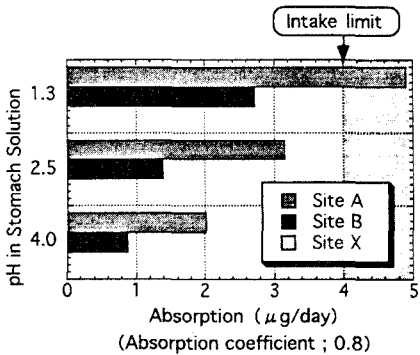


Fig.10 Sb Absorption by Soil Ingestion

6. 結論

本研究ではアンチモン製錬工場周辺において各種環境試料の分析を行うことにより、汚染の実態・土壌－作物系でのアンチモンの動態を明らかにするとともに、分析結果をヒトの体内代謝を記述した数学モデルに適用すること等により周辺住民の健康リスクの評価を行った。

以下に得られた結果に基づく結論を要約する。

- 1) 製錬工場周辺では現在もアンチモンによる汚染が顕著である。
- 2) 土壌から作物へのアンチモンの移行に関して、可給態濃度は汚染土壌と非汚染土壌の間の差が少なく、この差が作物中アンチモン濃度の低さに寄与している可能性がある。また葉中濃度には大気からの寄与も考えられる。
- 3) 体内代謝モデルを用いた体内蓄積量に関する計算の結果、現在得られているパラメータ値の範囲内ではアンチモンを含む野菜および土壌を継続的に摂取した場合の健康リスクは少ない。
- 4) 許容摂取量が体重に比例する等の仮定を設けた場合、アンチモンを含む土壌の直接摂取による幼児の健康リスクは無視できないレベルに達し得る。

参考文献

- 1) 堀内将人他：ケミカルフォールアウトによる土壌へのアンチモンの付加とその起源に関する検討、土木学会第50回年次学術講演会第二部（B），pp.908-909, 1995
- 2) 隅谷純子他：製錬工場周辺土壌におけるアンチモンの濃度分布とその動態に関する実験的考察、第33回環境工学研究フォーラム講演集，pp.156-158, 1996
- 3) 後藤重義：可給態測定法「放射性物質の農作物への移行」放医研環境セミナーシリーズ No.13、大桃陽一郎・田中義一郎編，pp38-44, 1987
- 4) N.Ainsworth, J.A.Cooke：Distribution of Antimony in Contaminated Glassland, Water, Air and Soil Pollution Vol.57-58 pp.193-199, 1991
- 5) Michael V. Ruby et al.,: Estimation of Lead Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test, Environ Sci. Technol. Vol.30 pp.422-430, 1996
- 6) ICRP：ICRP Publication 30：作業者による放射性核種の摂取の限度 part.3, 1980
- 7) WHO：WHO Offset Publication No.87：Guidelines for the Study of Dietary Intakes of Chemical Contaminants, 1985
- 8) U.S.EPA.：Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children, 1994
- 9) Saul Patai：The chemistry of organic arsenic, antimony and bismuth compounds, JOHN WILEY & SONS, 1994