

土地利用を考慮した自然由来のヒ素汚染についての健康リスク評価の検討

A Human Health Risk Assessment of the Naturally Occurring Arsenic under Land Use Patterns

田中 宏幸*1 笹本 謙*2
Hiroyuki Tanaka Yuzuru Sasamoto

要旨

本報告は、土壌と地下水に存在する自然由来のヒ素の健康影響を評価したものである。大阪府の土地利用形態を例にとり、種々の曝露条件を設定し、ケーススタディを行った。その結果、詳細な評価が必要である発がんリスクの水準と定義される 1.0×10^{-5} を超過するのは、住宅の場合のほか、商業地と農地で土壌や地下水と皮膚接触あるいは吸入する多くの場合、または山林・原野では 10 mg/L 以上の地下水と接触する場合であった。ただし、ヒ素が水道水基準の 0.01 mg/L 含まれる水を、毎日 2 L 、 70 年にわたって飲用する場合の生涯余剰発がんリスクは 6.0×10^{-4} となり、この水準を超過するのは、毎日住宅に滞在し土壌とは接触するものの地下水に関しては飲用せずに 0.2 mg/L 以上の地下水に対する皮膚接触のときのみであった。したがって、地下水を飲用しない条件では、重大な健康影響は生じないといえる。
キーワード：健康リスク評価 自然由来 ヒ素 土地利用

1. はじめに

有害な化学物質による土壌の汚染に対し 2002 年に土壌汚染対策法が制定されたが、その目的には、土壌汚染のために、環境基準値以上の汚染土壌をすべて除去するような対策と比較して、より合理的な対応を浸透させることが含まれている。しかし、同法が規制する対象には人為と自然に由来するものの区別はないため、広範囲に、しかも環境基準と同程度の低い水準で存在する特質を有する後者の存在にも、掘削除去等のコストの高い対応が取られている。また、その量の大きさから建設工事においては問題化している。建設工事のみならず、日常においてもその生活形態によっては、低濃度の化学物質の影響を受けるため、その健康リスクを評価検討し適切な対応を講じることが重要になる。その手段としての健康リスク評価は、今後、日本でも普及が期待されているが、計算モデルやパラメータの設定、ひいては評価結果の有効な活用という点でまだ十分に確立されていない。そこで本研究では、以前から大阪府で知られている自然由来のヒ素の健康リスクについて、種々の土地の利用状況とヒ素の濃度分布を関連させた評価を行った。

2. 健康リスク評価の概念

環境リスクとは、化学物質がヒトの健康や環境の生態系に及ぼす有害な影響の重大性とその発生の可能性とで定義

できる。本研究では、環境リスクのうちヒトに対する健康リスクを取り扱う。健康リスク評価は、化学物質を長期にわたり体内に取り込むことにより、どのような種類の有害な健康影響をどの程度の可能性で被るのかを知ることである。その流れは図1のようになり、まず、調査によって得られた情報について、有害性の評価と曝露の解析を行う。有害性の評価には、有害性の種類や性質の確認と、化学物質の量とその影響との関係（用量反応、図2）の評価が含まれる。

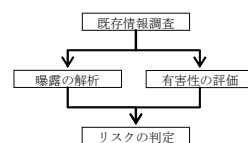


図1 リスク評価のプロセス

※（「環境リスク解析入門」吉田・中西、2006）

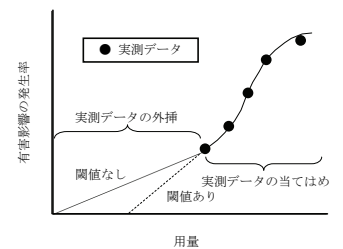


図2 用量反応曲線の概念

※（「環境リスク解析入門」吉田・中西、2006）

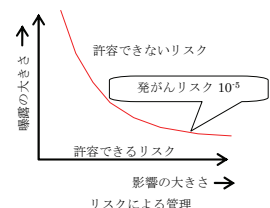
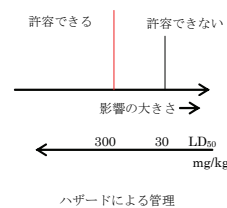


図3 ハザード管理とリスク管理

※（「リスクってなんだ」花井、2006）

*1 大阪本店 土木技術部 *2 株式会社東京カンテイ（元：大阪本店 土木技術部）

一方、曝露解析では、ヒトが化学物質に曝露されて体内に取り込む量の評価を行う¹⁾。

これら2つの評価結果が揃って、有害な影響の発生する可能性とその重大性を評価することができる。こうして得られたリスク評価への対応としては、図3に示す二つの方法があげられる²⁾。ひとつは、管理値を超えるかどうかで化学物質を規制するハザード管理である。これに対し、化学物質に有害性があっても、その影響を充分小さくすればリスクとして許容できるという考え方、すなわちリスク管理がある。リスク管理では、化学物質のリスクに対して便益の大きさを考慮した対策を設けることになる。

3. 健康リスクの評価方法

3.1 ヒ素の濃度分布

3.1.1 大阪府の表土におけるヒ素の濃度分布

図4は、産業技術総合研究所地質調査総合センターが測定した表土におけるヒ素の分布を示している³⁾。試料は河川の岸に堆積する土壌を対象としており、「農用地の土壌の汚染防止に関する法律」に基づく0.1N塩酸浸出法による可溶性元素の抽出法を前処理として行い、原子吸光法で分析を行っている。土壌汚染対策法では1Nの塩酸による抽出条件が採用されているが、図4の調査結果の場合には、土壌粒子の表面に吸着されているか、希酸に溶出し易く移動性の高い形態を対象にしていることになる。

この図によると、大阪府では北部の山間部が相対的に高く、17.8~21.3 mg/kgの水準で検出されている。全体的には0.510~3.97 mg/kgの濃度域が大部分を占めているが、一部で14.4~17.8 mg/kgの水準が検出されている。

ちなみに、土壌汚染対策法においては、ヒ素に関する土壌の指定基準として溶出量は0.01 mg/kg、含有量は150 mg/kg、さらに自然的レベルの範囲内と見なせる重金属の含有量の上限値の目安として39 mg/kgとなっている。

3.1.2 大阪府の地下水におけるヒ素の濃度分布

図5は、大阪府の地下水調査によるヒ素の分布である⁴⁾。同図に示されたデータは、1999年から2006年の8年間に各井戸で採取された地下水のヒ素濃度を示す。採取深度は0.1~500 mとばらつきがある。地下水のヒ素濃度の環境基準値0.01 mg/Lであるが、0.41 mg/Lを最大値として中央部から北部にかけて同基準値を超過するケースが見られる。また、環境基準値以上のヒ素が検出された地点の近傍であっても環境基準値以下の結果となっているケースが多い。

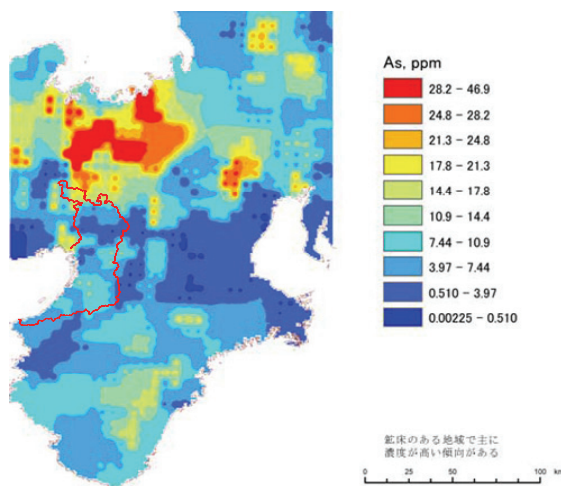


図4 大阪府の表土におけるヒ素含有量
※（「日本の地球化学図」産業技術総合研究所、2004）をもとに作成）

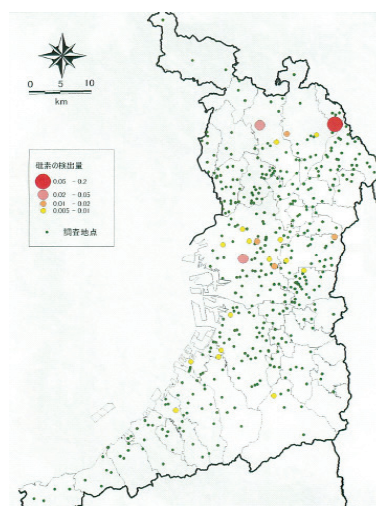


図5 大阪府の地下水におけるヒ素濃度
※（「大阪府環境白書 平成11~18年度版」大阪府、1999-2006）

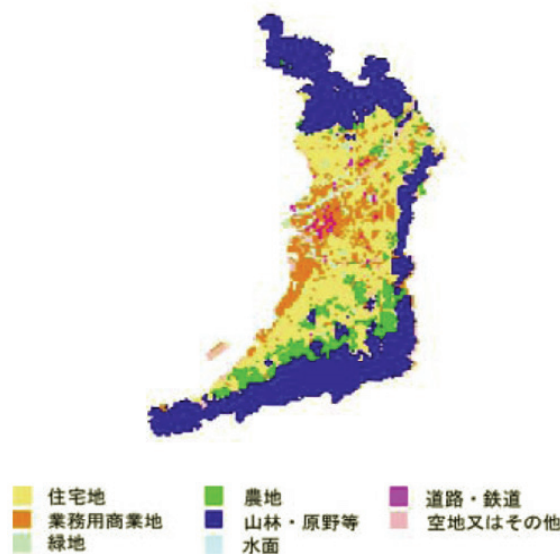


図6 大阪府の土地利用分布
※（大阪府資料、2004）

表1 本研究で取り扱う曝露経路

汚染媒体	曝露経路		略号	
地下水	井戸	飲用	経口	A
		入浴	皮膚+吸入	B
	雑用水 (炊事・洗濯)	皮膚	C	
		ガス化	吸入	—
川・湖沼	水泳	経口+皮膚	—	
	食用 (魚)	経口	—	
土壌	露出	経口+皮膚+吸入	D	
	ガス化	吸入	—	
食物	食用	経口	—	

表2 土地利用に応じた曝露経路

土地利用	曝露経路		曝露シフト
	地下水	土壌	
住宅	A+B+C	D	I
商業地	C	D	II
緑地	—	D	III
農地	C	D	II
山林・原野	—	D	III
水面	—	—	—
道路・鉄道	—	—	—
空地・その他	—	—	—

3.2 曝露条件の設定

表1は、今回の健康リスク評価で考慮する曝露経路を示したものである。汚染媒体が地下水のときには、飲用や雑用水として経口や皮膚接触による曝露が対象となる。ヒ素は土壌や地下水から直接ガス化することはないことと、川や湖沼における曝露は限られたケースであるとして、ここでは取り扱っていない。

一方、土壌が汚染媒体となると、地表面の土壌との曝露として、日常生活や農作業の際の経口と皮膚接触という曝露を対象とした。食物由来の曝露は考慮していない。

図6に示した大阪府の土地利用の分類⁵⁾に対して本件等で考慮した曝露ケースを表2にまとめて示す。住宅地では、地下水による曝露は飲用水や雑用水として地下水を100%利用すること、土壌による曝露は日常生活上庭での作業程度の曝露があると設定した。商業地では、地下水による曝露は地下水を雑用水として利用することに加え、土壌による曝露も設定した。

これらの曝露ケースに対して、表3で示した算定式とパラメータ値により曝露量を算定した。パラメータの入力値のうち曝露期間については、年間労働時間として、商業地については種々の産業に関する厚生労働省の調査結果から1,847 h/year (表4)、農業については農林水産省による1,835 h/year (表5)、緑地については国土交通省の公園訪問者を対象にした調査による133 h/year (表6)、林業では農林水産省による595 h/year (表7)とした。また、住宅地の曝露期間はEPA(アメリカ合衆国環境保護庁; United States Environmental Protection Agency)によって示されている350日²⁰⁾とした。曝露期間を設定するために、これらをもとに1日の労働時間を8hと想定し、表8に示すような曝露期間を設定した。なお、今回のリスク計算では、性別、および大人と子供の区別はしていない。

3.3 毒性条件の設定

ヒ素化合物のヒトへの毒性は、ヒ化水素の形態が最も高

く、続いて亜ヒ酸、ヒ素(III)、ヒ素(V)、ヒ酸塩、そして有機ヒ素化合物の順になっており、その毒性には、急性毒性と慢性毒性が確認されている。急性毒性の早期の臨床症状は、皮膚の紅潮を伴う腹痛、嘔吐、下痢、筋肉痛、衰弱、また、四肢の麻痺と刺痛、筋肉の痙攣、丘疹状の紅斑性皮膚疹等が出現し、さらに1ヶ月以内に強烈な四肢の感覚異常、手足の爪のミーズ線(爪に現れる白線)、運動と感覚の進行性不調が現れるとされる。短期間でもTDI(耐容一日摂取量; Tolerable Daily Intake)を超過する量を摂取する場合には、急性毒性の可能性について注意を払う必要がある。

慢性毒性の症状としては、皮膚病変、末梢神経障害、皮膚がん、末梢血管症等が知られている。中国(台湾地区)で行われた疫学研究により、井戸水中のヒ素濃度および曝露量と、皮膚病変、鳥足症、末梢血管病変、皮膚がんの発生には濃度に依存した明瞭な相関性が認められたことにより、ヒ素の曝露量と皮膚がんについて多段階モデルを適用し生涯発がんリスクを推定することができる。

無機ヒ素化合物のヒトへの発がん性は動物実験により遺伝毒性が確認され、国際がん研究機関(IARC)によってグループ1(ヒトに発がん性がある。)に分類されている^{21), 22)}。

ヒ素化合物の毒性は形態によって異なる(表9)が、ここでは毒性のデータが豊富に示されている無機ヒ素を健康リスク評価の対象とし、形態ごとの毒性の違いは考慮していない。

無機ヒ素の用量反応データについては、米国EPAのIRIS(統合リスク情報システム; Integrated Risk Information System)によると、RfD(非発がん物質の参照用量; Reference Dose)として 3×10^{-4} mg/kg-day、発がんリスクとしては経口スロープ・ファクターに1.5 per mg/kg/day(単位曝露量あたりの発がん確率で無単位量)、肺がんのユニット・リスクに4.3 per mg/m³とされている²³⁾。有害な化学物質に対して、より安全性の高い対応を取

るという観点から、閾値の存在しない発がん性物質への曝露の有無を優先して評価するため、発がんリスクを評価の対象とし、IRISの経口スロープ・ファクターおよび肺がん

ユニット・リスクを本研究で使用することとした。

表3 曝露量算定式とパラメータ

汚染媒体	曝露経路		概念式	パラメータ		出典	
				項目	数値		
地下水	井戸	飲用	$\frac{C(\text{mg/L}) \times Cdw(\text{L/day}) \times Ed(\text{day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	C: 地下水濃度	実測値	—	
				Cdw: 飲用水量	2	6	
				Ed: 曝露期間	70(year)×days (日数: 表8参照)	—	
				BW: 体重	50(kg)	7	
				At: 影響期間	70(year)×365(day)	6	
	井戸	雑用水 (入浴)	$\frac{C(\text{mg/L}) \times Df(\text{cm/h}) \times Ss(\text{cm}^2) \times Ed(\text{day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	C: 地下水濃度	実測値	—	
				Df: 皮膚吸収係数	1×10 ⁻³ (cm/h)	8	
				Ss: 皮膚面積	16,000 (cm ²)	9	
				Ed: 曝露期間	1 (h/day)	10	
				BW: 体重	50(kg)	7	
	井戸	雑用水 (洗濯、炊事)	$\frac{C(\text{mg/L}) \times Df(\text{cm/h}) \times SA(\text{cm}^2) \times Ed(\text{day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	C: 地下水濃度	実測値	—	
				Df: 皮膚吸収係数	1×10 ⁻³ (cm/h)	8	
				SA: 皮膚面積	800 (cm ²)	10	
				Ed: 曝露期間	2 (h/day)	11	
				BW: 体重	50(kg)	7	
土壌	露出	日常生活、 農作業	$\frac{Cs(\text{mg/kg}) \times Is(\text{mg/day}) \times Ed(\text{day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	Cs: 土壌含有量	実測値	—	
				Is: 土壌摂取量	(表8参照)	6	
				Ed: 曝露期間	70(year)×days (日数: 表8参照)	—	
				BW: 体重	50(kg)	6	
				At: 影響期間	70(year)×365(day)	7	
		露出	日常生活、 農作業	$\frac{Cs(\text{mg/kg}) \times Af(\text{mg/day}) \times Sa(\text{cm}^2) \times Df \times Ed(\text{day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	Cs: 土壌含有量	実測値	—
					Af: 皮膚接触量	0.5 (mg/cm ²)	12
					Sa: 両手の皮膚面積	5,000 (cm ²)	13
					Df: 吸収率	0.03	14
					Ed: 曝露期間	70(year)×days (日数: 表8参照)	—
	露出	日常生活、 農作業	$\frac{Cp(\text{mg/m}^3) \times Ed(\text{day}) \times Ih(\text{mg/day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	Cp: 土壌粒子の気中濃度	Cs/Pe (mg/m ³)	—	
				Pe: 土壌粒子飛散因子	1.32×10 ⁹	15	
				Ih: 土壌摂取量	15.2(m ³ /day)	9	
				Ed: 曝露期間	70(year)×days (日数: 表8参照)	—	
				BW: 体重	50(kg)	6	
露出	日常生活、 農作業	$\frac{Cp(\text{mg/m}^3) \times Ed(\text{day}) \times Ih(\text{mg/day})}{BW(\text{kg}) \times At(\text{day})}$	At: 影響期間	70(year)×365(day)	7		

表4 各種産業の労働時間

業種	実労働時間(h/year)				出典
	5~29人	30~99人	100~499人	500人以上	
鉱業	2,105	2,015	1,924	—	
建設業	2,051	2,100	2,084	2,058	
製造業	1,948	2,014	2,009	2,010	
電気・ガス	1,859	1,858	1,933	1,999	
情報通信業	1,888	1,979	1,970	1,951	
運輸業	2,210	2,154	2,090	1,892	
卸売・小売業	1,678	1,693	1,692	1,766	16
金融・保険業	1,836	1,805	1,852	1,868	
不動産業	1,943	1,895	1,871	1,798	
飲食店、宿泊業	1,286	1,350	1,961	1,824	
医療、福祉	1,534	1,678	1,758	1,902	
教育、学習支援業	1,535	1,729	1,507	1,343	
複合サービス事業	1,822	1,858	1,766	1,776	
サービス業	1,866	1,838	1,778	1,682	
算術95パーセンタイル		2,101			
算術平均		1,847			
中央値		1,866			

※ 「毎月勤労統計調査」厚生労働省、2007 をもとに作成。
 ※ 調査対象は一般・パートを含む。

表5 農業の労働時間

経営種別	実労働時間(h/year)	出典
水田作	415	
畑作	1,249	
野菜作	1,704	
果樹作	1,450	
花き作	2,583	
搾乳牛	2,844	17
肉用牛	1,375	
繁殖牛	1,185	
肥育牛	1,688	
養豚	2,432	
採卵養鶏	2,909	
ブロイラー養鶏	2,192	
算術95パーセンタイル	2,873	
算術平均	1,835	
中央値	1,696	

※ 「農業経営統計調査」農林水産省、2008 をもとに作成。

表6 公園の分類と利用時間

分類	性質(誘致圏等)	利用時間(h/year)	利用条件	出典
街区	誘致圏：15分程度	84	1回40分、3日に1回	
近隣	誘致圏：25分程度	151	1回60分、週2~3回(3回とした)	18
総合等	誘致圏：60分程度	206	1回2時間程度、週1~2回(2回とした)	
国営	誘致圏：1時間以上	9	1回3時間、年数回(3回とした)	
算術95パーセンタイル		198		
算術平均		113		
中央値		118		

※ 「平成13年度都市公園利用実態調査」国土交通省都市・地域整備局公園緑地課、2002 をもとに作成。

表7 林業の労働時間

	実労働時間(h/year)	出典
北海道	569	
東北	360	
北陸	340	
関東・東山	518	
東海	716	19
近畿	906	
中国	467	
四国	573	
九州	907	
全国合計	632	
算術95パーセンタイル	907	
算術平均	595	
中央値	569	

※ 「林業経営統計調査」農林水産省、2008 をもとに作成。

表8 土壌摂取量と曝露期間の設定値

	地下水				※ 商業地、緑地、農地、山林・原野のばく露期間(h/year) = 実労働時間(表4~7、h/year) = 滞在期間(h/day) × 滞在期間(day/year)	
	飲用		入浴	雑用水		
	接触期間(day/year)	接触期間(day/year)	接触期間(h/day)	接触期間(day/year)		
住宅	350 ²⁰⁾	350 ²⁰⁾	2 ¹¹⁾	350 ²⁰⁾		※ 土壌摂取量は、商業地のみ土壌の侵入し易い屋内の場合で、その他の土地利用では屋外における摂取を想定する。 ※ 住宅での土壌摂取では欧米の標準的な摂取量を採用したうえで、屋外滞在時間と住宅での滞在時間には日本における調査結果からの数値を設定した。 ※ 土壌の肺吸入では、日呼吸量を計算に用いるため、24h/day に対する滞在時間を影響期間に用いる。
商業地	—	—	2 ¹¹⁾	231		
緑地	—	—	—	—		
農地	—	—	2 ¹¹⁾	234		
山林・原野	—	—	—	—		
最少曝露条件	—	—	1	1		
最大曝露条件	—	—	8	365		

	土壌									
	経口				皮膚			吸入		
	摂取量(mg/day)	接触期間(h/day)	滞在期間(h/day)	滞在期間(day/year)	接触時間(h/day)	滞在期間(h/day)	滞在期間(day/year)	1日生活時間(h/day)	滞在期間(h/day)	滞在期間(day/year)
住宅	100 ²⁰⁾	1.2 ⁹⁾	16 ⁹⁾	350 ²⁰⁾	1.2 ⁹⁾	16 ⁹⁾	350	24	16 ⁹⁾	350 ²⁰⁾
商業地	50 ²⁰⁾	8	8	231	8	8	231	24	8	231
緑地	100 ²⁰⁾	8	8	14	8	8	14	24	8	14
農地	100 ²⁰⁾	8	8	234	8	8	234	24	8	234
山林・原野	100 ²⁰⁾	8	8	75	8	8	75	24	8	75
最小曝露条件	100 ²⁰⁾	1	8	1	1	8	1	24	1	1
最大曝露条件	100 ²⁰⁾	8	8	365	8	8	365	24	24	365

表9 無機ヒ素の形態と毒性²³⁾

物質名	最小毒性量 TDL ₀	最小致死量 LDL ₀	経口の50% 致死量LD ₅₀	発ガンリスク
ヒ素(As)				・経口slope factor: 1.5 per mg/kg/day ²²⁾ ・肺がんリスク: 4.3 per mg/m ³ ²²⁾
無水亜ヒ酸 (As ₂ O ₃)	2~100 mg/kg	29~2,941 mg/kg		
亜ヒ酸塩 (NaAsO ₂)		143mg/kg	ラット: 41mg/kg	
ヒ酸 (H ₃ AsO ₄)			ラット: 48mg/kg	

形態・物質名		毒性・症状
三価	アルシン (AsH ₃)	・極めて毒性強い ・溶血性、中枢神経障害性 発疹、水腫、顔面蒼白、咳、めまい、頭痛、神経痛、 血尿、脾臓肥大、心臓衰弱、呼吸困難、体温上昇、失神
	無水亜ヒ酸 (As ₂ O ₃) 亜ヒ酸塩 (NaAsO ₂)	・機能障害、細胞毒 色素沈着、皮膚角化、脱毛、四肢脱力感、筋萎縮、コレ ラ様嘔吐、下痢、食欲不振
五価	ヒ酸 (H ₃ AsO ₄)	・三価に較べかなり低い ・体内で三価に還元され毒性発現

※ 中室、2004 をもとに作成。

3.4 リスク管理値の設定

生涯余剰発がんリスクは、生涯にわたる発がん性のリスクの増加を表すもので、通常、 $1.0 \times 10^{-4} \sim 10^{-6}$ の範囲でエンドポイント（影響判定点）が設定される。ここで、 1.0×10^{-5} は10万人に1人の割合で発がんすることを表現したものであり、一般に詳細な評価が必要となる水準であると定義されている。WHO（世界保健機関；World Health Organization）の飲料水水質ガイドラインの設定根拠にはこの値が採用されている。

日本におけるヒ素の水道水基準値は0.01 mg/Lであるが、これはFAO/WHO JECFA（FAO/WHO 合同食品添加物専門家会議；Joint Expert Committee on Food Additives）による暫定耐容一日摂取量（PTDI；The Provisional Tolerable Daily Intake、TDI と同義）：0.002 mg/kg/dayに、水の寄与率：20%、体重：50 kg、飲料水量：2 L/dayという条件を考慮して算定されたものである。WHO 飲料水水質ガイドラインでは、疫学研究で皮膚がんの生涯リスクが 1.0×10^{-5} となるヒ素濃度を0.17 μg/Lと算出しているが、実際の危険性を過大評価しているという解釈がされていること、および現行の分析方法の定量精度が0.01 mg/Lであることから、暫定的ガイドライン値として0.01 mg/Lが勧告されている²¹⁾という経緯がある。0.01 mg/Lの場合の生涯余剰発がんリスクを計算すると 6.0×10^{-4} となるため、本研究では基準値である0.01 mg/Lのヒ素を含む水道水を飲用した場合と比較して、どれだけ生涯余剰発がんリスクが高まるかという評価を行った。

4. 健康リスクの評価結果

4.1 曝露シナリオに応じた健康リスクの評価

図7は、表2で分類した曝露シナリオを構成する曝露経路毎の発がんリスクを示している。

用途が住宅の場合の曝露シナリオIでは、地下水の飲用による経口経路のリスクが最も高く、0.0001 mg/Lのヒ素でも 1.0×10^{-5} を超過している。これに続いて地下水を入浴や雑用水として利用するときの皮膚接触の経路による発がんリスクが高い。土壌の摂食による経口、皮膚接触、及び埃の肺吸入の経路による発がんリスクは、雑用水として利用する場合に較べ3オーダー低く、土壌成分を埃として吸入する場合の発がんリスクは、土壌の経口や皮膚接触のときよりもさらに8オーダー低い結果であった。ちなみに、今回のパラメータ値を使用した計算結果からは、水道水基準である0.01 mg/Lの水道水を飲用した場合の発がんリスクは 6.0×10^{-4} となった。このとき、入浴や洗濯のための雑用水としての曝露による発がんリスクは、それぞれ 5.4×10^{-6} 、 2.7×10^{-7} であり、ヒトの発がんリスクに与える影響としては、経口によるものが最も大きいことが判る。

曝露シナリオIIは、商業地や農地としての用途の場合であるが、地下水を雑用水として利用する場合のリスクが最も高く、その2オーダー低い水準で土壌摂食と皮膚接触の経路が続き、土壌を肺吸入する場合がこれより10オーダー低い結果であった。商業地と農地とでは、それぞれの経路におけるリスクは同程度であった。

用途を緑地や山林・原野と想定する曝露シナリオIIIでは、汚染媒体に土壌のみを対象としているが、山林原野の経口と皮膚経路のリスクが最も高く、1オーダー低い水準で緑地の経口と皮膚経路が続き、さらに9オーダー低い水準で土壌を肺吸入したときの発がんリスクが現れた結果となった。

健康リスクの評価では、計算値に大きな影響を与えるパラメータとして曝露期間があげられる。今回の計算で用いた曝露期間には一部にEPA等による標準的な数値以外のものを使用している。そこで、そのような設定の妥当性を確認する必要性から、図8では4つの曝露経路について、曝露期間の異なる土地用途に応じた発がんリスクを示している。

地下水を雑用水として利用する皮膚接触の経路では、最低量の曝露期間として、1.2 h/day×1 day/year、最大量として8 h/day×365 day/yearとする場合、その最大曝露条件から1オーダー低い水準で住宅、さらに農地と商業地は1オーダー低いリスク値となっている。

土壌の摂食による経口経路の曝露では、最低曝露期間を

土地利用を考慮した自然由来のヒ素汚染についての健康リスク評価の検討

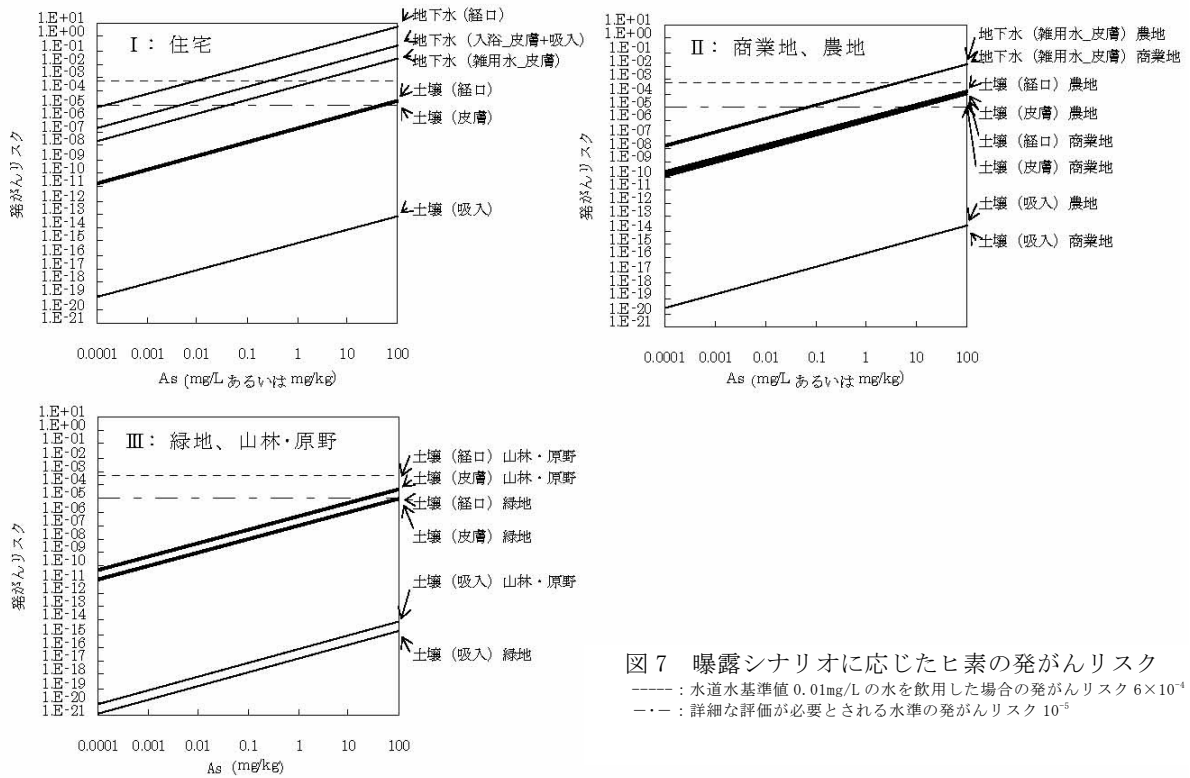


図7 曝露シナリオに応じたヒ素の発がんリスク
 ---: 水道水基準値 0.01mg/Lの水を飲用した場合の発がんリスク 6×10^{-4}
 - - -: 詳細な評価が必要とされる水準の発がんリスク 10^{-5}

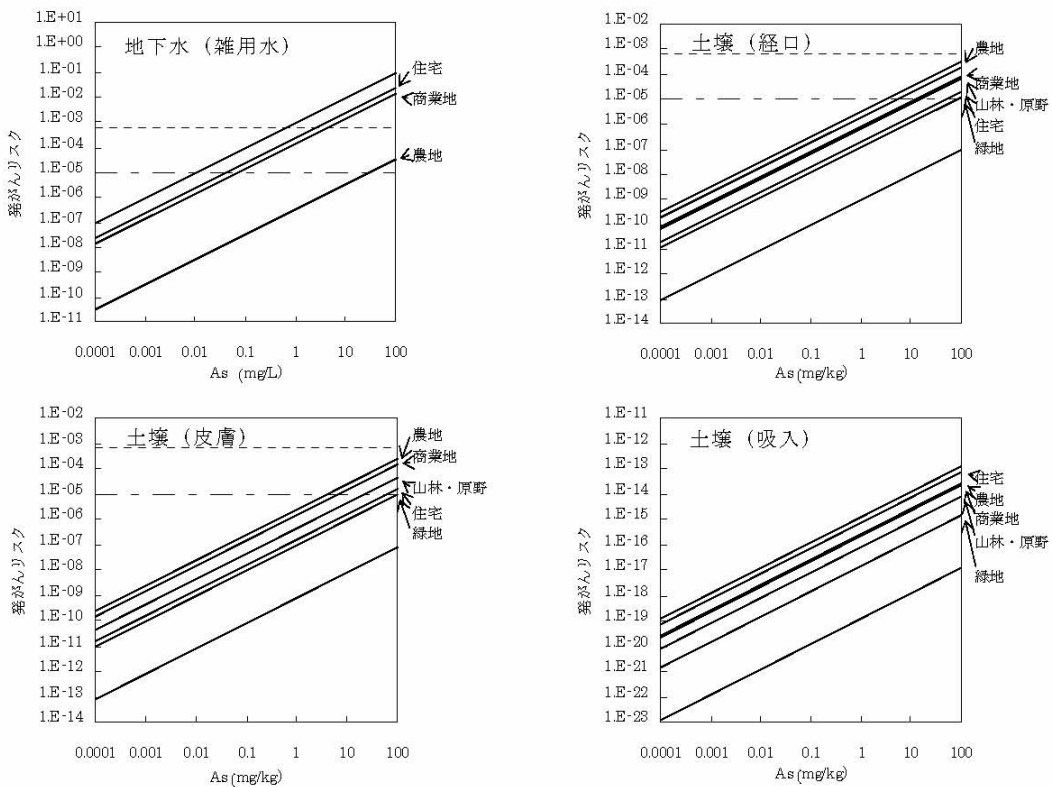


図8 曝露期間と発がんリスクの関係

---: 水道水基準値 0.01mg/Lの水を飲用した場合の発がんリスク 6×10^{-4}
 - - -: 詳細な評価が必要とされる水準の発がんリスク 10^{-5}
 ※: 下端と上端の直線は表8で設定した最少および最大の曝露条件における発がんリスクを示す。

表 10 地下水と土壌を摂取すると仮定した場合の大阪府における自然由来のヒ素の最大値と最小値に対する発がんリスク

As濃度		発がんリスク														
		住宅			商業地			緑地			農地			山林原野		
土壌 (mg/kg)	地下水 (mg/L)	土壌	地下水	合計	土壌	地下水	合計	土壌	地下水	合計	土壌	地下水	合計	土壌	地下水	合計
0.5	0.005	1.9E-07	3.0E-04	3.0E-04	1.1E-06	6.9E-07	1.8E-06	1.0E-07	—	1.0E-07	1.7E-06	7.7E-07	2.5E-06	5.4E-07	—	5.4E-07
	0.4		2.4E-02	2.4E-02		5.5E-05	5.5E-05		—			6.2E-05	6.4E-05		—	
21	0.005	7.9E-06	3.0E-04	3.1E-04	4.5E-05	6.9E-07	4.6E-05	4.2E-06	—	4.2E-06	7.1E-06	7.7E-07	7.2E-05	2.3E-05	—	2.3E-05
	0.4		2.4E-02	2.4E-02		5.5E-05	5.5E-05		—			6.2E-05	1.3E-04		—	

※ 白抜きで表示した数値は、 10^5 を超過した発がんリスクを示す。

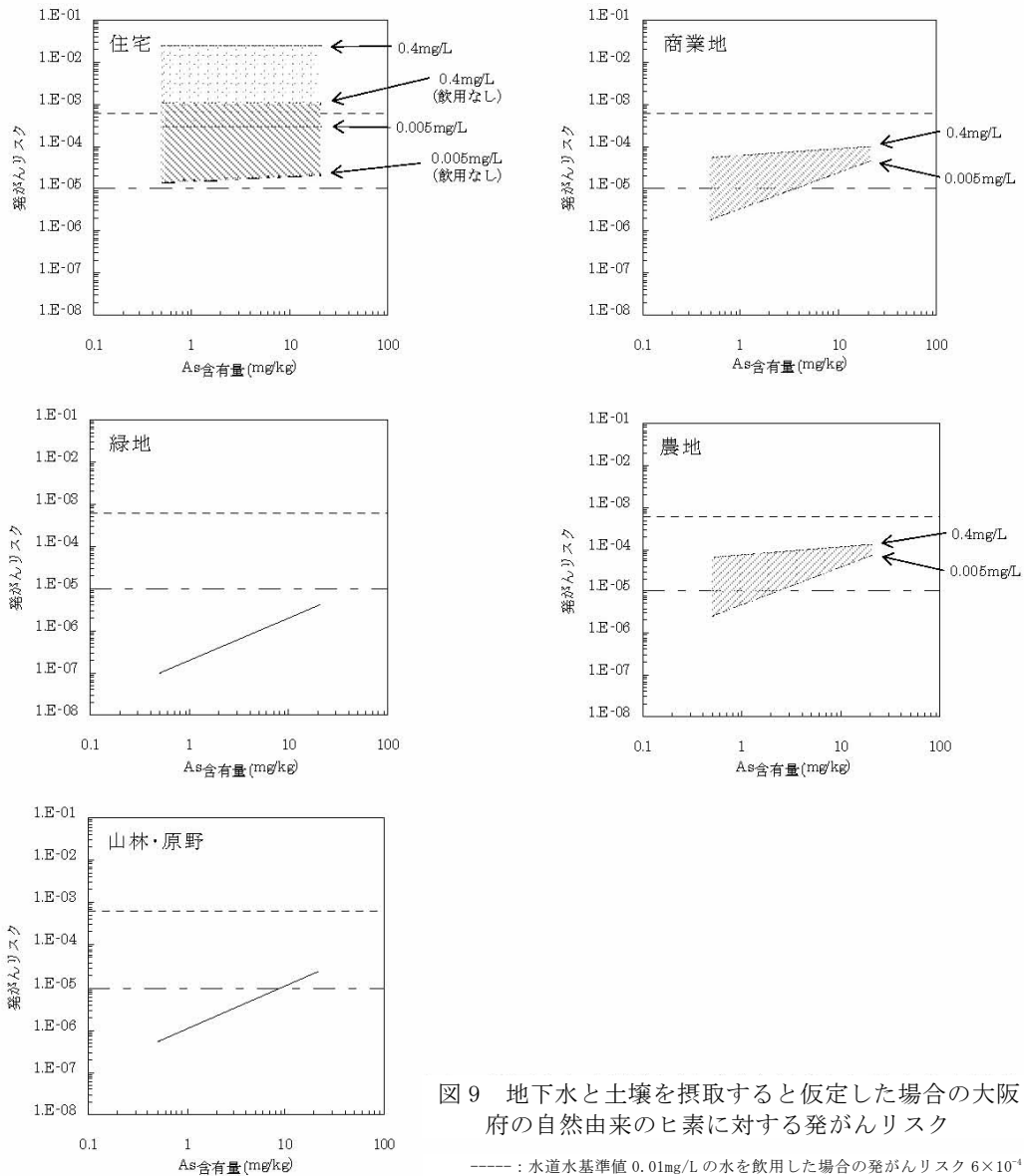


図 9 地下水と土壌を摂取すると仮定した場合の大阪府の自然由来のヒ素に対する発がんリスク

----- : 水道水基準値 0.01mg/Lの水を飲用した場合の発がんリスク 6×10^{-4}
 - · - : 詳細な評価が必要とされる水準の発がんリスク 10^{-5}

1 h/8 h/day×1 day/year、最大期間として8 h/8 h/day×365 day/yearとした。このとき、最大曝露条件から1オーダー強低い水準の範囲に農地、商業地、山林・原野、住宅、緑地の順で発がんリスクが増大することとなった。住宅において、欧米と同様の居住形態を想定して屋外時間/滞在時間を16 h/16 h/dayとした場合、最大曝露条件に近い発がんリスクとなるが、この経路において100 mg/kgのヒ素含有濃度でも、今回試算した条件下では曝露量は 1.4×10^{-5} mg/kg/dayとなり、急性毒性としての危険性は低い。

土壌の皮膚経路の曝露では、影響期間を経口経路と同様に設定した。このときの発がんリスクは経口経路の場合と比較すると全体として低いが、その差は1オーダー以内の近い値となった。

土壌の肺吸入経路では、増大する発がんリスクは全体として低い水準で、考慮する曝露経路のうちで最も影響度が小さかった。

4.2 大阪府における自然由来のヒ素に対する健康リスクの評価

表10は、図4、5で示した大阪府で検出された自然由来ヒ素による汚染濃度の最大値と最小値に対する、土地利用毎の発がんリスク算定値を示している。これをもとに算出した大阪府で確認された汚染濃度範囲における自然由来ヒ素の発がんリスクを図9に示す。

住宅では、対象とする全ての経路を含む場合、最低濃度の条件でも発がんリスクは 1.0×10^{-5} を上回り、また、その値には土壌含有量に依存しない傾向が確認されたため、地下水の飲用による経口経路を考慮しない曝露シナリオによる発がんリスク（点線の範囲）を併記した。地下水の経口を考慮しない場合、発がんリスク 1.0×10^{-5} は超過するが、水道水基準値0.01 mg/Lの地下水を飲用した場合に発がんリスク 6.0×10^{-4} を上回るのは、地下水のヒ素が約0.2 mg/L以上のときに限定され、ほとんどのケースでは問題がないといえる。ただし、生活用水として地下水への依存率は22.0%だとする試算結果²⁴⁾もあるとおり、地下水利用の経路による健康リスクには注意を要する。

商業地と農地では、発がんリスクが 1.0×10^{-5} を超過する場合は多いものの 6.0×10^{-4} には達しておらず、重大な健康影響は生じないと考えられる。

緑地と山林・原野では、一部の条件を除けば、発がんリスクが 1.0×10^{-5} を超過することはないため、問題のない水準といえる。

5. むすび

本研究の内容を以下のようにまとめることができる。

- ・ 水道水基準の0.01 mg/Lの水を飲用した場合の生涯余剰発がんリスクは 6.0×10^{-4} であった。
- ・ 住宅地では地下水を飲用とした場合のリスクが大きな比率を占め、大阪府における最低の汚染レベルでも 1.0×10^{-5} の発がんリスクを超過している。
- ・ 商業地と農地では自然由来のヒ素の存在が原因で、発がんリスク 6.0×10^{-4} を超過するような重大な健康リスクの増大は起こらない。
- ・ 緑地と山林・原野では、大阪府で確認されている自然由来のヒ素濃度の条件においては、発がんリスクがほぼ 1.0×10^{-5} 未満に収まっている。

以上の検討結果から、自然由来のヒ素に対しては次のようなケースに注意を促す必要があると考えられる。

- ・ ヒ素などの重金属を高濃度に含む地下水の飲用・雑用水としての利用
- ・ 土地の用途の変更
- ・ 工事に伴う土壌の移動

今回のリスク評価では、自然由来のヒ素の存在する土地で栽培された作物の摂取による曝露が考慮されておらず、今後の課題として検討する必要がある。また、低濃度で広範囲に存在する自然由来の重金属等の問題は人為由来と比較してより経済的な対応を必要としているが、リスク評価はリスクコミュニケーションに有効であり、化学物質、環境、そして人間の関係の改善に貢献できるものである。そのためにも今後も、土壌汚染に対する健康リスク評価を日本において定着させるように努めなければならないと考えている。

謝辞

本研究は、財団法人地域地盤環境研究所「地盤環境に関する研究協議会」の調査課題として実施したものである。これを実施するに当たって、貴重な助言と資料を提供していただいた委員長である高松工業高等専門学校・嘉門校長、部会長である京都大学・勝見教授、明石工業高等専門学校・鍋島准教授をはじめとする委員の方々、また鴻池組に在職中からリスク評価について助言をいただいている大阪府立工業高等専門学校・藤長准教授には厚くお礼申し上げます。

参考文献

- 1) 吉田喜久雄、中西準子：環境リスク解析入門、東京出版、2006
- 2) 花井荘輔：リスクってなんだ、丸善、2006
- 3) 産業技術総合研究所 地質調査総合センター：日本の地球化

- 学図、
<http://riodb02.ibase.aist.go.jp/geochemmap/data/data.htm>、
 2004
- 4) 大阪府：大阪府環境白書 平成 11～18 年度版、1999-2006
 - 5) 大阪府：「大阪府ヒートアイランド対策推進計画」策定に係る検討資料、2004
 - 6) 環境省・中央環境審議会：土壌汚染対策法に係る技術事項について（答申）、2002
 - 7) 環境省・中央環境審議会：土壌汚染対策法に係る技術事項について（答申）、2002
 - 8) U.S.EPA: Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications, Office of Health and Environmental Assessment, Table 5-7(Pc), Table 8-6(upper event EtBath and EtR, Central value EfR)、1992
 - 9) 産業技術総合研究所 化学物質管理研究センター：暴露係数ハンドブック、
<http://unit.aist.go.jp/riss/crm/exposurefactors/>、2007
 - 10) U.S.EPA: Exposure Factor Handbook, Table 6-4、1989
 - 11) NHK 放送文化研究所：2005 年国民生活時間調査報告書、2005
 - 12) U.S.EPA Region I: Supplemental Risk Assessment Guidance for the Superfund Program, EPA/901/5-89/001、1989
 - 13) 環境省・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）、2002
 - 14) U.S.EPA: Risk Assessment Guidance for the Superfund Volume I, Part E, EPA/540/R/99/005、2004
 - 15) U.S.EPA: Soil Screening Guidance: Use's Guide, Equation 5, Office of Solid Waste and Emergency Response, Publication 9355.4-23、1996
 - 16) 厚生労働省：毎月勤労統計調査、<http://stat.jil.go.jp/>、2007
 - 17) 農林水産省大臣官房統計部：農業経営統計調査 平成 17 年営農類型別経営統計、
<http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?bid=000001009501&cycode=0>、2008
 - 18) 国土交通省都市・地域整備局公園緑地課：平成 13 年度都市公園利用実態調査、2002
 - 19) 農林水産省大臣官房統計部：林業経営統計調査 平成 18 年林家の林業経営収支、
<http://www.maff.go.jp/j/tokei/tyousa/rinkei/index.html#1>、2008
 - 20) U.S.EPA: Supplemental Guidance for Developing Soil Screening Levels for Superfund Sites, Office of Emergency and Remedial Response, OSWER 9355.4-24, Exhibit 1-2、2002
 - 21) (社) 日本水道協会：WHO 飲料水水質ガイドライン（第 2 版）第 2 巻、1999
 - 22) U.S.EPA: Integrated Risk Information System, Arsenic, Inorganic; CASRN 7440-38-21998
 - 23) 中室克彦：土壌・地下水汚染における環境リスクのとりえ方 - ヒ素化合物について -、地下水技術、第 46 巻第 8 号、pp.18-28、2004
 - 24) 国土交通省土地・水資源局水資源部：平成 19 年版 日本の水資源、
<http://www.mlit.go.jp/tochimizushigen/mizsei/chikasui/genjou.html>、2007