

詳細リスク評価書 鉛
暫定版

独立行政法人産業技術総合研究所
化学物質リスク管理研究センター

第1章	はじめに	1-1
1.1	鉛の物性	1-1
1.2	鉛に関する基準値	1-3
第2章	鉛の生産・使用・排出	2-1
2.1	鉛の物質循環	2-1
2.2	化学物質排出異動届出制度（PRTR）に基づく鉛の異動・排出	2-9
第3章	一般環境中の鉛	3-1
3.1	公共用水域	3-1
3.2	土壌環境中における鉛濃度	3-1
3.3	一般環境中における大気中鉛濃度	3-7
3.4	地下水中の鉛濃度	3-9
3.5	食品中の鉛	3-20
3.6	飲料水（水道水）中の鉛	3-20
3.7	鉛暴露を受けていない日本人の血中鉛濃度	3-36
第4章	日本人の鉛暴露の現状	4-1
4.1	経気動暴露量の推定	4-1
4.2	経口による暴露量の推定	
4.2.1	日本人のトータルダイエットによる鉛暴露量	4-4
4.2.2	土壌の直接摂食による暴露量の推定	4-8
4.2.3	飲料水（水道水）からの暴露量の推定	4-16
4.3	一般環境におけるヒトの暴露量	4-16
第5章	日本人の鉛リスク評価	
5.1	鉛の毒性	5-1
5.2	各国のリスク評価	5-1
5.3	本リスク評価におけるエンドポイント	5-3
5.4	PBPKモデル（IEUBKモデル）による日本人の血中鉛濃度およびリスクの推定	5-11
5.4.1	IEUBKモデルの概要	5-11
5.4.2	IEUBKモデルによる血中鉛濃度の推定	5-12
第6章	リスク削減代替案に関するリスク評価	6-1
6.1	鉛給水管の取替え	6-1

引用文献

第1章 はじめに

鉛は、人類によって最も古くから利用されてきた金属の一つで、ほぼ 6000 年の歴史をもつ。鉛は軟らかいため加工性がよく、表面が薄い酸化膜で覆われており溶出しにくいいため、さまざまな産業分野で用いられてきた。一方、鉛は生体に有害な金属であり、白粉による仙痛や乳児の脳膜炎などの鉛中毒、鉱山作業従事者の鉛中毒などを引き起こしてきた。近年では鉛水道管からの鉛の溶出問題や、鉛弾を使用する射撃場における土壌汚染やその周辺地域における公共用水域汚染など各種の鉛汚染が存在しているが、大気、土壌、公共用水域および労働環境等への規制により、環境中や生体中の鉛濃度は小さくなっている。しかし、鉛は大気や土壌および公共用水のみならず、日常生活における様々な製品や食品に含まれているため、これらを介してヒトに取り込まれる。またその半減期は長く、分解性もほとんどないため蓄積されるため、ヒトに取り込まれた鉛がどのような影響を及ぼし、そのリスクがどの程度か把握しなければならない。さらにヒトのみでなく、間接的にヒトに影響を及ぼすと考えられる農作物や牧畜および地圏や水圏に棲息する様々な共存生物への影響やリスクについても把握することが重要である。

本研究では鉛の物質循環や環境中濃度等について把握し、それをもとにヒトや生態系への曝露状況を把握すると共にそのリスクを算定し、わが国における鉛の詳細リスク評価書を作成することを目的としている。

1.1 物性

鉛の存在形態は金属鉛のほかに硫酸鉛や炭酸鉛などの無機化合物やアルキル鉛やエチル鉛などの有機鉛などその形態はさまざまである。表 1-1 に金属鉛、無機化合物および有機鉛の溶解度や沸点などさまざまな物性についてまとめたものを示す。金属鉛や無機化合物のほとんど水には不溶であり、溶けてもごく微量である。

表 1-1 鉛とその化合物の性質

	CAS No.	組成式	分子量	比重	融点	沸点	溶解度
鉛	7439-92-1	Pb	207.21	11.34	327.43	1540-1740	不溶
炭酸鉛	598-63-0	PbCO ₃	267.2	6.61			不溶
硫化鉛	1314-87-0	PbS	239.25	7.5	1114	1281	不溶
硫酸鉛	7446-14-2	PbSO ₄	303.25	6.2	1000		ほとんど不溶
リン酸鉛	7446-27-7	Pb ₃ (PO ₄) ₂	811.51	6.9-7.3	1014		不溶
一酸化鉛	1317-36-8	PbO	223.19-223.21	9.53	888		不溶
二酸化鉛	1309-60-0	PbO ₂	239.19	9.375	290		不溶
塩化鉛	7758-95-4	PbCl ₂	278.09-278.12		501	950	いくらか溶ける
硝酸鉛	10099-74-8	Pb(NO ₃) ₂	331.23	4.53	470		38.8
テトラエチル鉛	78-00-2	(C ₂ H ₅) ₄ Pb	323.43-323.45	1.65-1.66	-136	78-152	不溶
酢酸鉛	301-04-2	Pb(CH ₃ COO) ₂	325.29-325.31	2.55	75		可溶
テトラメチル鉛	75-74-1	(CH ₃) ₄ Pb	267.35	1.99	-28	110	

1.2 鉛に関する基準値

鉛の週間許容摂取量(PTDI) 25 µg/kg 体重・週 (WHO, 1987)

JECFA (1986) では、妊婦と子供の鉛摂取量と血中鉛濃度あるいは曝露による鉛の蓄積との関係について検討したところ、Ryu らや Ziegler ら(1978)の報告にあるように一日あたり平均 3-4µg/kg・体重の鉛の摂取は血中鉛濃度の増加や曝露による蓄積が認められないことが確認された。そこで、週間許容摂取量を (PTWI) 25µg/kg 体重・週に設定し、妊婦や子供以外についてもこの値を許容摂取量に定めている。

WHO 飲料水中の鉛のガイドライン値 0.01 mg/l

WHO(1987)による鉛の許容摂取量 25µg/kg 体重・週から、1 日の許容摂取量 TDI は 3.6µg/kg・day となる。鉛の健康影響は乳幼児期に特に影響を受けやすいので、体重 5kg の乳幼児が 1 日 0.75l の飲料水を摂取するという仮定に基づき算出している。1 日当たり飲料水から摂取する量 I_D [µg/kg・day] は、

$$I_D = C_D \times 0.75 / 5 = 0.15 C_D [\mu\text{g}/\text{kg} \cdot \text{day}]$$

となる。ここに C_D は飲料水中の鉛濃度 [µg/l] である。WHO では TDI 値の 50% を飲料水に割り振り、1 日当たりの飲料水からの鉛最大摂取量を 1.75µg/kg・day とし、式(1)から逆算して C_D を算出すると

$$C_D = 1.75 / 0.15 = 11.6 [\mu\text{g}/\text{l}] = 0.0116 [\text{mg}/\text{l}]$$

となり、ガイドライン値となっている。

日本における水道水基準値 0.05mg/l → 将来的に WHO のガイドライン値 0.01mg/l

鉛の健康影響については、その摂取量と血中鉛濃度との関係が、Ryu ら (1983) により報告されており、子供にとっての主要な摂取源は、水道水であると考えられていることから、子供の血中濃度が健康に影響を及ぼさないレベルとなるよう、水道水の鉛の基準は設定されるべきであるとしている。

最近のデータによると、米・英・豪・加などの子供の血中鉛濃度は、6-10µg/dl であるのに対して、日本はスウェーデンと同レベルの 3µg/dl 程度と低い値になっている。これは、大気、食品、ハウスダスト、ペイントなどからの鉛摂取量が諸外国と比べて少ないためである。

健康影響を及ぼさないと考えられる子供の血中鉛濃度は、健康影響に関する知見の拡大と共に、大幅に低くなってきており、例えば米国では 1970 年代以来過去 20 年間に 40µg/dl から 30, 25µg/dl へと低くなってきている。現時点で USEPA は 15µg/dl を 10µg/dl まで下げることが検討している。そこで、安全性をみて日本における健康影響の血中鉛濃度レベ

ルを 10 μ g/dl としている。

水質汚濁に係わる環境基準 一人の健康の保護に関する環境基準（公害対策基本法）

公共用水・地下水（0.01mg/L）

水道水基準に基づき制定されている。

健康に係わる有害物質についての排水基準（水質汚濁防止法）

0.1mg/L

おおむね公共用水域では 10 倍に希釈されることを前提として設定されている。

土壌の汚染に係わる環境基準（公害対策基本法）

溶出基準(0.01 mg/L)

2mm のふるいを通させた土壌を用い、溶媒として純粋に塩酸を加えて pH5.8-6.3 となるようにしたもので溶出試験を行う。溶出試験では重量体積比が 10%となるようにし、かつ、その混合液が 500mL 以上となるようにする。調整した試料液を常温（おおむね 20°C）常圧（おおむね 1 気圧）で振とう器を用いて毎分約 200 回転、振とう幅 4cm-5cm で 6 時間連続して振とうする。上記の操作を行い得られた試料液を 10-30 分程度静置後、毎分約 3000 回転で 20 分間遠心分離した後の上澄み液を孔径 0.45 μ m のメンブレンフィルターでろ過したものを検液とする。

含有量基準（150mg/kg）

昭和 59 年度に環境庁が都市部の土壌を調査し、その含有量の対数正規分布から算出した 3 σ の値(600mg/kg)が含有量参考値として用いられていたが、平成 15 年 2 月に土壌汚染対策法が施行され、鉛の含有量基準値 150mg/kg が定められた。

食品用金属缶の規格

鉛：0.4ppm（溶出条件記載あり）

食品の pH が 5 より大きいものについては、溶媒として水を用い温度 60°C で 30 分間溶出を行う。ただし、製品を 100°C 以上で使用するものについては溶出条件の温度を 90°C にする。食品の pH が 5 以下については、溶媒を 0.5%のクエン酸とし温度 60°C で 30 分間溶出を行う。

食品容器具・容器包装用ガラス，陶磁器，ホーロー引きの規格

鉛：2.5mg/L 以下（侵出条件等記載あり）

溶媒は 4%酢酸を用い室温・暗所で 24 時間溶出する。深さが 25mm 以下の平らな製品については 1cm²あたり 17μg を超えないこととする。また深さが 25mm 以上で容量が 1.1L より小さい製品については 2.5mg/L 以下、容量が 1.1L 以上のものについては 5.0mg/L を超えないこととしている。

食品用器具（ほ乳分は除く）・容器包装用ゴムの規格（材質試験）

鉛：100ppm 以下

溶媒に 4%酢酸を用い製品 1cm²あたり 2mL の溶媒を用いる。温度は 60°C（100°C 以上の高温で用いるものについては 90°C）とし、30 分間溶出する。

ゴム製ほ乳瓶の規格（材質試験）

鉛：10ppm 以下

製品 1g あたり 20mL の 4%酢酸を用い 40°C で 24 時間溶出する。

特別管理産業廃棄物－特定有害産業廃棄物(廃掃法)

鉛またはその化合物の濃度

廃油、廃酸、廃アルカリ以外のもの（溶出値）：0.3mg/L を超える

廃酸、廃アルカリ（含有量）：1mg/L を超える

海洋投入処分基準(廃掃法)

0.01mg/L

労働環境

管理濃度（作業環境測定結果から当該単位作業場所の作業管理の良否を判断する際の管理区分を決定するための指標）

鉛として 0.1mg/m³

許容濃度（日本産業衛生学会の勧告，1996）

労働者が 1 日 8 時間，週 40 時間程度，肉体的に激しくない労働強度で有害物質に曝露される場合に，当該有害物質の平均曝露濃度がこの数値以下であればほとんど全ての労働者に健康上の悪い影響がみられないと判断される濃度

鉛および鉛化合物（アルキル鉛化合物を除く）0.1mg/m³ 2B（証拠が比較的十分でない発ガン物質）

生物学的許容値（日本産業衛生学会の勧告，1996）

生物学的モニタリング値がその勧告値の範囲であれば、ほとんどすべての労働者に健康上の悪い影響がみられないと判断される濃度

血液鉛 40 μ g/dl

血液プロトポルフィリン：200 μ g/100mL 赤血球または 80 μ g/100mL 血液（継続曝露 1 ヶ月以降）

尿デルタアミノレブリン酸：5mg/L

米国産業衛生専門家会議(ACGIH)の Threshold Limit Value(TLVs)と Biological Exposure Indices(BEIs)(1995-1996)

鉛，元素と無機化合物 (Pb として)：0.05mg/m³, A3(動物発ガン性)

砒酸鉛 (Pb₃(AsO₄)₂として)：0.15 mg/m³

クロム酸鉛 (Pb として)：0.05mg/m³, A2(人発ガン性の疑い)

鉛 血液鉛：30 μ g/dl (採取時期は特定しない)

ばい煙を排出する施設に対する排出規制 (大気汚染防止法)

鉛，鉛化合物：10－30mg/Nm³(施設の種類により異なる)

第2章 鉛の生産・使用・排出

2.1 鉛の物質循環

現在、国内において鉛がどの程度輸入・採掘され、製錬を経て製品化されているか、また流通・消費・廃棄およびリサイクルがどの程度行われているか把握するため、鉛のマテリアルフローについて検討した。鉛のマテリアルフローについては、井上ら(2002)が詳細に調査・報告したものがある。この調査では、資源・原材料・部品段階：資源・原材料・部品については、通産省資源統計年報および同省機械統計年報を使用している。また、部品についての輸出・輸入量は関係者のヒアリングによりデータ収集している。製品段階：調査対象製品に関する鉛のデータ収集は、主に関係者へのヒアリングを行い、情報を収集している。製品における年間の鉛使用量は、各製品一個あたりの鉛含有量を調査し、これに年間生産量を乗じて求めている。製品としての鉛が輸出入される量についても、同様に計算を行っている。電化製品や自動車のような多くの部品から構成される製品については、①製品に含まれる鉛が、どのような鉛使用部品から構成されているかを把握、②1製品あたりの鉛含有量を算出し、そして③製品ごとの年間鉛量を計算している。

図 2-1 に鉛のマテリアルフローを示す。わが国では平成 7 年度輸入鉛 50%，国内鉛およびスクラップ・その他が 50%精錬され、35.4 万 t の鉛地金（資源段階）が生産される。鉛地金は次に電気鉛（原材料）に精錬され、国内 32.5 万 t，輸入を含めて 40.6 万 t が市場に供給される。鉛地金の 71.7%が原材料（電気鉛）となり、原材料段階から部品に入ってくる鉛量の 94.1%が実際の部品となっている。一方、部品段階から製品・販売段階に入ってくる鉛量の 95.7%は製品として利用されており、ほぼ全量の鉛を製品段階で押さえることができている。

表 2-1 に生活環境に入ってくる製品・販売段階における鉛量の内訳を示す。鉛蓄電池（バッテリー・小型シール電池）が 55%，バッテリーを部品の一部として組み込んでいる自動車が 22%，塩ビ製品が 7%である。電化製品の鉛量は全体の 7%であるがそのうちの 96%が、テレビおよびデスクトップ型パソコンのブラウン管に含まれている。ガラス製品と塩ビ製品の割合が高いことが注目される。

一方、廃製品から鉛がリサイクルされる場合は、回収段階で 20 万 t，リサイクルされた量として 18.3 万 t となり、製品段階で使われている鉛の約 50%に達している。

図 2-1 のマテリアルフローにおいて、消費・滞留段階～滞留間のコンパートメントの鉛の数値がほとんどなく、焼却コンパートメントの値があるにすぎない。その値は年ゴミ中の鉛は 5 千 t/年，多くても 1 万 t/年で、この量が一般廃棄物の最終処分場に入ってくる。回収鉛を除いた残りの 19 万 t の行き先は不明である。

表 2-2～表 2-4 ((財) 廃棄物研究財団, 1993) を含む製品の含有量を調査した結果である。

これらの製品は家庭から一般ゴミとして回収され、焼却施設等で焼却されるが、その焼却過程において、排ガスから一般環境に排出され、また燃焼後の灰は埋め立て地へと運搬され処分されている。また乾電池等は通常リサイクルされるが、希に一般ゴミに混入していることがあり、この場合多くの鉛が一般環境へ負荷される可能性がある。

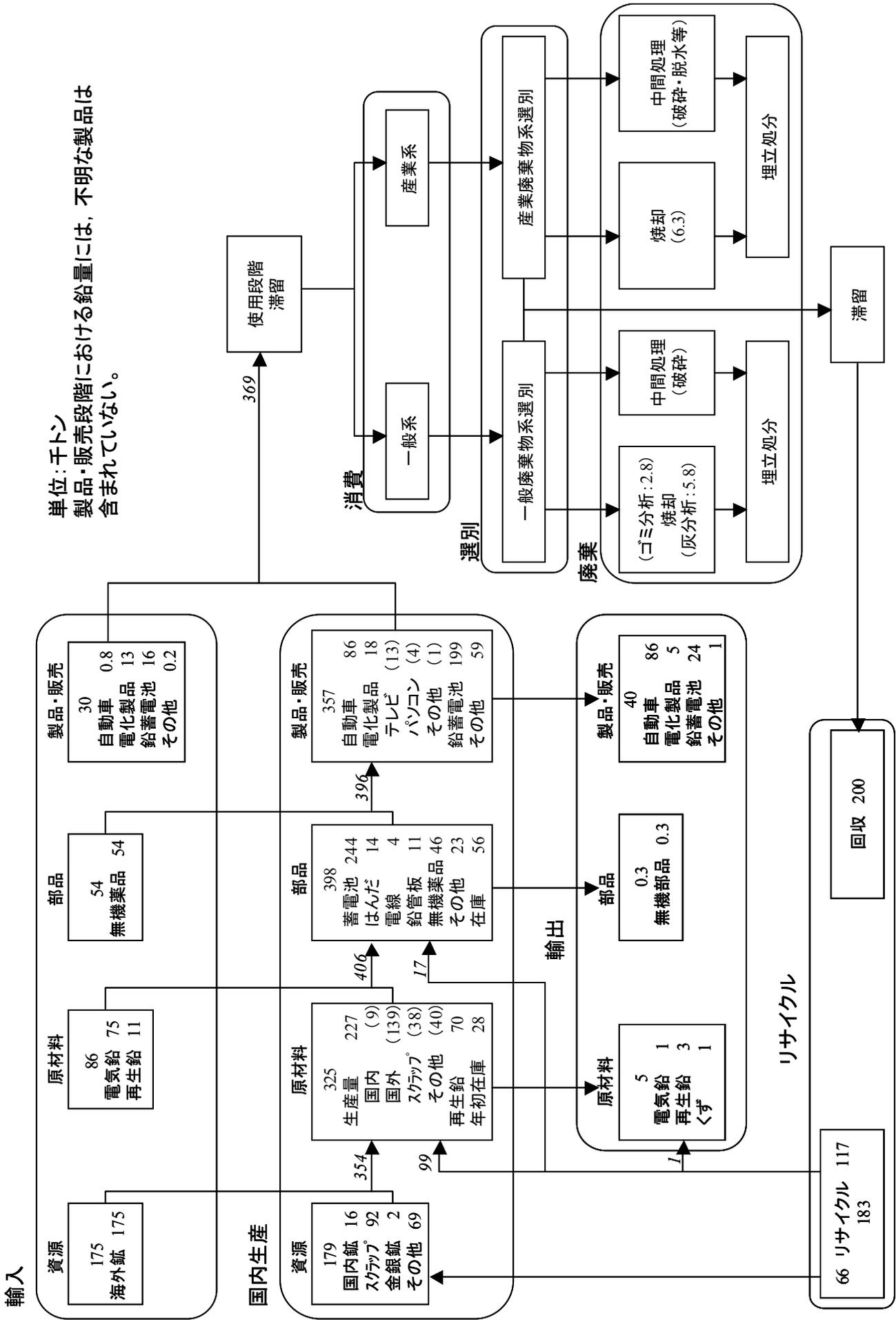


図1. 我が国における鉛のマテリアルフロー

表 2-1 製品鉛中の含有量(平成 7 年度)

製品		含量 (t)	割合%
自動車		85880.2	22.68
	自動車	80153.5	21.17
	自動二輪車	5726.7	1.51
家電製品		17890.4	4.72
	冷蔵庫	28.5	0.01
	洗濯機	13.4	0.00
	ビデオ	188.2	0.05
	オーディオ	25.9	0.01
	テレビ	13076.9	3.45
	デスクトップパソコン	4380.1	1.16
	電子レンジ	177.5	0.05
大量含有製品		254656.3	67.25
	鉛蓄電池	199316.3	52.64
	鉛チューブ	422.0	0.11
	ガラス製品	37213.0	9.83
	電球	4928.5	1.30
	乾電池	4609.6	1.22
	塗料	8167.0	2.16
その他		20246.0	5.35
	給水管	395.0	0.10
	配水管	2196.0	0.58
	通気管	34.0	0.01
	陶磁器	919.0	0.24
	ゴム	379.0	0.10
	塩ビ製品	16323.0	4.31
合計	378672.9	100	

表 2-2(a) 日常的に排出される製品中の鉛濃度 その1

測定項目		Pb濃度 [ppm 乾ベース]	
紙類	新聞紙	3.1	
	書籍類	7.9	
	使い捨て商品	6.9	
	PRに使用された紙	4.7	
	食料品関係の紙箱	6.8	
	日用品関係の紙箱	10.2	
	段ボール箱	11.5	
	包装紙・紙袋	14.4	
	その他の紙	9	
プラスチック類	食生活用品	非塩ビ混色	<2.3
	おもちゃ・スポーツ用品等	非塩ビ混色	9.2
		塩ビ混色	2.3
	その他の商品・使い捨て商品等	非塩ビ混色	47
		塩ビ混色	<2.3
	飲料水・食料品のプラボトル	塩ビその他色	22.5
		非塩ビ・黄・白色	19.7
		非塩ビその他色	6.1
	日用品のプラボトル	塩ビ・黄・白色	5.4
		塩ビその他色	11.7
		非塩ビ・黄・白色	8.5
		非塩ビその他色	<2.3
	食料品トレイ・パック・カップ(発泡製を除く)	塩ビその他色	3.8
		非塩ビ白色	4
		非塩ビ黄色	<2.3
		非塩ビその他色	25.8
	日用品トレイ・パック・カップ	塩ビその他色	21.6
	発砲トレイ・パック・カップ, 梱包材	非塩ビ白色	5.4
		非塩ビ黄色	<2.3
	ラップ	塩ビその他色	8.7
	手下げプラ袋	非塩ビ白色	16
		非塩ビ黄色	54
		非塩ビその他色	8
	食品のがら入りプラ袋	非塩ビ混色	2.3
	食品の小・中・大袋	非塩ビその他色	39.9
	日用品の小・中・大袋	非塩ビ白色	10.1
		非塩ビその他色	35.2
	その他	非塩ビ混色	16.7

表 2-2(b) 日常的に排出される製品中の鉛濃度 その2

繊維類		5.8
ゴム類		21
皮革類		140
ガラス類	食生活用品等	1.6
	蛍光管 直管	<1
		曲管
	電球	4.8
	ビン	<1
金属類	商品, 使い捨てカイロ, その他の容器・包装材	2
	乾電池	1200
	飲料缶	<1
	食料品の缶詰	<1
	小箱・缶箱	<1
	スプレー缶	<1
	塗料缶	1200
	食料品の複合アルミ箔	13
草木類・木片類		19
陶磁器類		120
厨芥類		4.5
その他	その他不燃物	6
	その他可燃・準燃物	20
色彩具		<1

表 2-3 表 2-2 の製品において少量・高濃度の鉛を含有する製品

品名			製品重量[g]	含有量[dry-ppm]	1個当たりの含有量[mg]
乾電池	マンガン電池	単一	99.252	690	68.48
			112.689	200	22.54
		単二	50.978	780	39.76
			54.296	250	13.57
		単三	18.739	920	17.24
			18.694	210	3.93
			17.814	630	11.22
	アルカリ	単三	22.975	13	0.299
			22.93	<10	<0.299
ニッカド電池			21.909	<10	<0.299
ボタン型電池	リチウム		1.076	<10	<0.011
	酸化銀		0.928	53	0.049
	アルカリ		1.521	29	0.044
	水銀		2.918	40	0.147
	空気		1.674	160	0.268

表 2-4 色彩具中の鉛濃度

品名		製品重量 [g]	含有量 [dry-ppm]	1個当たりの含有量[mg]
クレヨン	黄色	5.332	13	0.067
	白色	6.377	4.8	0.03
	赤色	5.793	2.5	0.014
水性 絵の具	黄色	27.261	<1	<0.017
	白色	31.77	<1	<0.022
	赤色	25.473	<1	<0.016
油性 絵の具	黄色	57.207	<1	<0.043
	白色	78.979	290	18.88
	赤色	50.639	1.3	0.048
油性マジック	赤色	43.032	<1	0.069
	ふた	5.89	<1	<0.006
	中味	11.654	5.9	0.069
	黄色	43.203		<0.018
	ふた	5.868	<1	<0.006
	中味	11.851	<1	<0.012
	黒色	43.059		<0.018
	ふた	5.847	<1	<0.006
	中味	11.824	<1	<0.012
水性マジック	赤色	9.095		<0.005
	ふた	1.734	<1	<0.002
	中味	2.666	<1	<.003
	黄色	8.953		0.126
	ふた	1.722	38	0.065
	中味	2.525	24	0.061
	黒色	9.173		0.033
	ふた	1.642	<1	<0.002
	中味	2.8		0.031

2.2 化学物質排出移動届出制度 (PRTR)に基づく鉛の移動・排出

平成 11 年 7 月に公布された特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律（化学物質排出把握管理促進法又は化管法）に基づき、化学物質排出移動量届出制度（いわゆる P R T R）が導入された。P R T R の導入により、相当広範な地域の環境において継続して存すると認められ、人の健康を損なうおそれ又は動植物の生息若しくは生育に支障を及ぼすおそれのある 354 種類の化学物質（第一種指定化学物質）について、事業者は環境への排出量や廃棄物に含まれての移動量の届出を行い、国はその集計結果及び届出対象外の排出量推計値の集計結果を公表している。鉛については第一種指定化学物質（政令番号 230）に指定されており、各都道府県の各業種より届出がなされている。表 2-5 に都道府県別の PRTR の集計結果を示す。都道府県別に見てみると秋田県の排出・移動合計が全体の約 40%と最も多くなっている。排出量については、ほとんどが埋立（99%）となっており、大気や公共用水域および土壌への排出はほとんどないと報告されている。また、移動量についても廃棄物への移動がほとんどであり、下水道への移動はごくわずかであった。表 2-6 に業種別による鉛排出・移動の推計結果を示すが、業種別の排出移動合計量では、非鉄金属製造業が全体の 50%以上を占めていた。

表 2-5(a) 都道府県別鉛排出・移動量

	排出量kg/year				移動量kg/year				排出・移動合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	合計	廃棄物移動	移動量kg/year		
							下水道への移動	合計	
北海道	152	1078	1	690009	691239	171869	2	171871	863110
青森	2400	496	0	0	2896	114817	0	114817	117713
秋田	7835	478	0	8100150	8108464	56698	0	56698	8165162
岩手	0	4	0	0	4	78153	0	78153	78158
宮城	545	24	0	0	570	408780	0	408780	409350
山形	35	42	0	4	81	7508	2	7510	7591
福島	6237	5895	0	0	12132	164515	0	164515	176647
茨城	331	138	0	0	469	265147	6	265153	265622
千葉	1605	119	15	0	1739	624520	28	624548	626287
群馬	28	17	0	0	45	20687	0	20688	20733
栃木	201	76	0	0	277	147623	0	147623	147900
埼玉	173	1743	6	0	1922	683073	27	683100	685022
東京	76	4669	4	0	4748	150929	36	150965	155713
神奈川	383	196	0	0	579	148856	9	148865	149444
山梨	29	2	0	0	31	47956	0	47956	47987
新潟	21	221	1	0	243	37510	0	37510	37752
長野	192	82	0	0	274	153918	16	153934	154208
静岡	3605	433	0	0	4038	172976	0	172976	177014
愛知	3235	1172	7	123000	127414	1690661	5	1690666	1818080
富山	536	277	4	0	817	201887	0	201887	202704
石川	8	27	0	0	34	122748	0	122748	122783
福井	0	27	0	0	27	116521	0	116521	116548
岐阜	192	1233	0	0	1426	67228	0	67228	68654
滋賀	864	70	0	0	934	113120	0	113121	114055
三重	40	39	0	1	80	62612	0	62612	62692
京都	308	295	0	0	603	48503	17	48520	49123
大阪	2118	4548	0	0	6666	1961464	42	1961506	1968172
奈良	1	1	0	0	2	8534	0	8534	8535
兵庫	7514	1883	0	30	9427	735387	98	735485	744913

表 2-5(b) 都道府県別鉛排出・移動量

	排出量kg/year				移動量kg/year				排出・移動合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	合計	廃棄物移動	下水道への移動		
							合計		
和歌山	0	10	0	0	10	4854	0	4854	4864
広島	5059	177	0	0	5237	25566	1	25567	30803
岡山	2718	38	0	1500	4256	90549	16	90565	94821
鳥取	0	130	0	0	130	1020	0	1020	1150
島根	29	3	0	2	34	58036	0	58036	58070
山口	19	971	0	250000	250990	61933	0	61933	312923
香川	617	3126	0	0	3743	3732	4	3736	7479
徳島	0	0	0	0	0	1401	0	1401	1401
愛媛	3002	1287	0	0	4289	94766	0	94766	99055
高知	0	4	0	0	4	130	40	170	174
福岡	1732	360	0	25	2117	204681	30	204711	206827
長崎	170	266	0	0	436	2067	0	2067	2503
佐賀	0	4	0	0	4	69821	2	69822	69826
大分	3170	1108	16	0	4294	6296	1	6298	10592
熊本	65	122	42	2	230	9420	0	9420	9650
宮崎	0	564	0	0	564	83017	0	83017	83581
鹿児島	0	79	0	0	79	37952	0	37952	38031
沖縄	19	0	0	0	19	365	0	365	384
合計	55264	33534	96	9164723	9253617	9339806	382	9340190	18593806

業種別鉛排出・移動量

	排出量kg/year						移動量kg/year			排出 移動合計
	大気	公共用水域	土壌	埋立	合計	廃棄物	下水道	合計		
								移動量	排出量	
金属鉱業	52	160	0	690023	690235	150	0	150	690385	
原油・天然ガス鉱業	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
衣服・その他の繊維製品製造業	0	0	0	0	0	340	0	340	340	
木材・木製品製造業	0	0	0	0	0	2	0	2	2	
家具・装備品製造業	0	0	0	0	0	7	0	7	7	
パルプ・紙・紙加工品製造業	0	0	0	0	0	170	0	170	170	
出版・印刷・関連産業	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
化学工業	814	148	0	150	1112	398147	46	398193	399305	
石油製品・石炭製品製造業	0	0	0	0	0	141	0	141	141	
プラスチック製品製造業	252	9	9	0	270	263122	5	263127	263397	
ゴム製品製造業	1	9	0	0	9	37666	0	37666	37675	
窯業・土石製品製造業	8813	1170	4	27	10014	1134621	20	1134641	1144655	
鉄鋼業	1895	970	0	373000	375865	3345006	2	3345007	3720872	
非鉄金属製造業	33916	12702	1	8101508	8148126	2293508	68	2293575	10441701	
金属製品製造業	3182	65	56	0	3303	209952	19	209971	213274	
一般機械器具製造業	207	14	1	0	223	79764	0	79764	79987	
電気機械器具製造業	1266	254	0	0	1520	831555	63	831617	833137	
輸送用機械器具製造業	4337	329	23	0	4690	388254	15	388269	392959	
精密機械器具製造業	9	0	0	0	9	10443	0	10444	10452	
その他の製造業	2	5	0	0	7	44459	0	44459	44466	
電気業	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ガス業	0	0	0	0	0	17	0	17	17	
下水道業	50	16955	1	4	17010	71621	138	71759	88770	
鉄スクラップ卸売業	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
燃料小売業	305	0	0	0	305	0	0	0	305	
自動車整備業	6	0	0	0	6	0	0	0	6	
一般廃棄物処理業	51	93	0	2	145	89420	5	89425	89571	
産業廃棄物処分業	108	652	0	10	769	141440	0	141440	142209	
合計	55266	33535	95	9164724	9253618	9339805	381	9340184	18593803	

製造業

第3章 一般環境中の鉛

3.1 公共用水域

わが国における公共用水域（河川、湖沼、海域）における鉛濃度は環境省で測定結果をとりまとめている。鉛については健康項目に該当しており環境基準は0.01mg/l以下と定められており、平成12年度の調査では全4762地点における平均値は0.002mg/lとなっており、8地点（0.17%）で環境基準を超えていた。また、汚染の場所は全てが河川で湖沼および海域ではほとんど全てが検出限界以下となっている。8地点の環境基準超過地点における汚染原因は、休廃止鉱山廃水による原因が3カ所、自然由来のものが3カ所、事業場排水によるものが1カ所および原因不明が1カ所となっており、その濃度の範囲は0.019-0.094mg/lとなっていた。1995年度－2000年度の6年間における公共用水域の鉛濃度平均値は0.002-0.003mg/lとほぼ横ばいであった。現況では公共用水域における鉛濃度は極めて少ないといえる。

3.2 土壌環境中における鉛濃度

一般環境中における土壌中鉛濃度(環境省，2001)

環境省では、昭和60年度に重金属の含有量調査を関東以西で実施しており、鉛やカドミウムなどその一部の物質については3σ値を参考値としている。また、平成11年に補完現地調査を行い、北海道、東北の主要都市である仙台、札幌、中国、四国を代表して広島市、さらに日本海側を代表して新潟市を加えて表3-1に示す10都市で調査を実施している。

表 3-1 補完現地調査による測定地点・測定数

都市名	地点数
札幌市	20
仙台市	12
新潟市	11
東京都	53 (区部 29, 市部 24)
川崎市	7
横浜市	27
名古屋市	18
大阪市	14
広島市	17
福岡市	14
合計	193

サンプリングでは鉛直方向については表層から 5cm までを対象として行い、水平方向については設定したメッシュ(3-5km)の交点付近を代表する試料を得るため、土地の利用状況、土壌の性状を考慮し、一帯の数地点において土壌を採取、混合し、当該地点を代表する試料としている。市街地では土壌が露出している面積、形状が様々であるため、採取地点は 3-5 カ所程度とし 5 地点混合方式に準じて試料としている。また、一般環境の土壌中の重金属を評価するため、廃棄物処分場地や過去に廃棄物処分地であったことが明確な地域、農耕地、採取地および周辺地域がアスファルトなどで舗装され、水の移動に障害がある場所、傾斜地などで土壌および土壌成分の著しい流出がある場所はサンプリング地点から除外している。

測定項目としては水銀、カドミウム、鉛、砒素、セレン、ホウ素、フッ素の重金属、土壌への重金属の吸着や溶出と関連のある全炭素や pH、土壌の化学性の基本的な指標となる電気伝導度 (EC) などについて測定している。

表 3-2 は補完現地調査による各都市の土壌中鉛濃度の平均値、標準偏差などを示したものである。全体での土壌中の鉛濃度の平均値は 19.0mg/kg、標準偏差は 21.0mg/kg および幾何平均(GM)、幾何標準偏差(GSD)はそれぞれ 13.2mg/kg、2.2mg/kg と算出された。東京都および大阪市で全体の平均値より平均値が高くなっている。一方、昭和 60 年度の調査では幾何平均値 45.0、幾何標準偏差 2.4 となっており、土壌中の鉛濃度は低くなっていると

いえる。

図 3-1 に全体の土壌中鉛濃度の度数分布図，図 3-2 から図 3-11 に各都市における土壌中鉛濃度の度数分布図を示す。一般に環境中の化学物質の分布は対数正規分布で表すことができるため，それぞれの分布を表 3-2 における幾何平均および幾何標準偏差値を用いて対数正規分布としたものが図中の曲線である。図 3-1 より土壌中の鉛濃度の分布は対数正規分布として考えることができるといえる。

表 3-3 は土性別による鉛濃度の平均値などを示したものである。調査した土壌の土性は SL(砂壤土)がもっとも多く，ついで L(壤土)，CL(埴壤土)となっている。本表より傾向としては土壌中の鉛濃度が高くなるほど全炭素量も高くなることが分かり，吸着やキレート態として土壌中の炭素が関連していることがいえる。

農用地における土壌中鉛濃度

前述した一般土壌環境中の鉛には農用地が含まれていない。しかし，農用地における重金属類は作物などに吸収されるため，それを経て人への曝露源となる。特にコメのカドミウム汚染は深刻な問題となっている。表 3-4 に日本土壌協会（1984）のデータを用い浅見（2001）が作成した非汚染水田，畑，森林土壌の重金属濃度を示す。一般土壌環境中の幾何平均値と比較すると若干濃度が高めであるが，測定した年代が古く前述した昭和 60 年度の一般環境中の調査と比較すると低くなっており，農用地でも一般環境中の鉛濃度とそれほど変わらないものといえる。

表 3-2 補完現地調査による各都市の土壤中鉛濃度 (mg/kg)

地域	検体数	最小値	中央値	最大値	平均値	標準偏差	幾何平均	幾何標準偏差
札幌	20	3.7	8.7	97.2	14.3	20.3	9.9	2.1
仙台	12	4.7	8.8	21.3	9.9	5.4	8.8	1.6
新潟	11	5.1	9.0	30.8	10.8	7.0	9.6	1.6
東京	53	4.1	19.1	141.0	32.5	29.8	23.6	2.2
川崎	7	4.2	13.8	34.6	16.0	9.5	13.6	1.9
横浜	27	1.6	8.4	30.9	9.4	6.7	7.4	2.1
名古屋	18	4.3	9.5	69.1	17.1	15.9	12.8	2.1
大阪	14	4.1	20.1	79.7	24.4	21.4	17.4	2.4
広島	17	6.4	8.4	27.0	11.0	6.1	9.8	1.6
福岡	14	5.7	13.8	36.3	15.7	8.2	14.0	1.6
全体	193	1.6	13.0	141.0	19.0	21.0	13.2	2.2
昭和60年度	150	6.3	42.3	324.0			45.0	2.4

GM:13.2 GSD:2.2

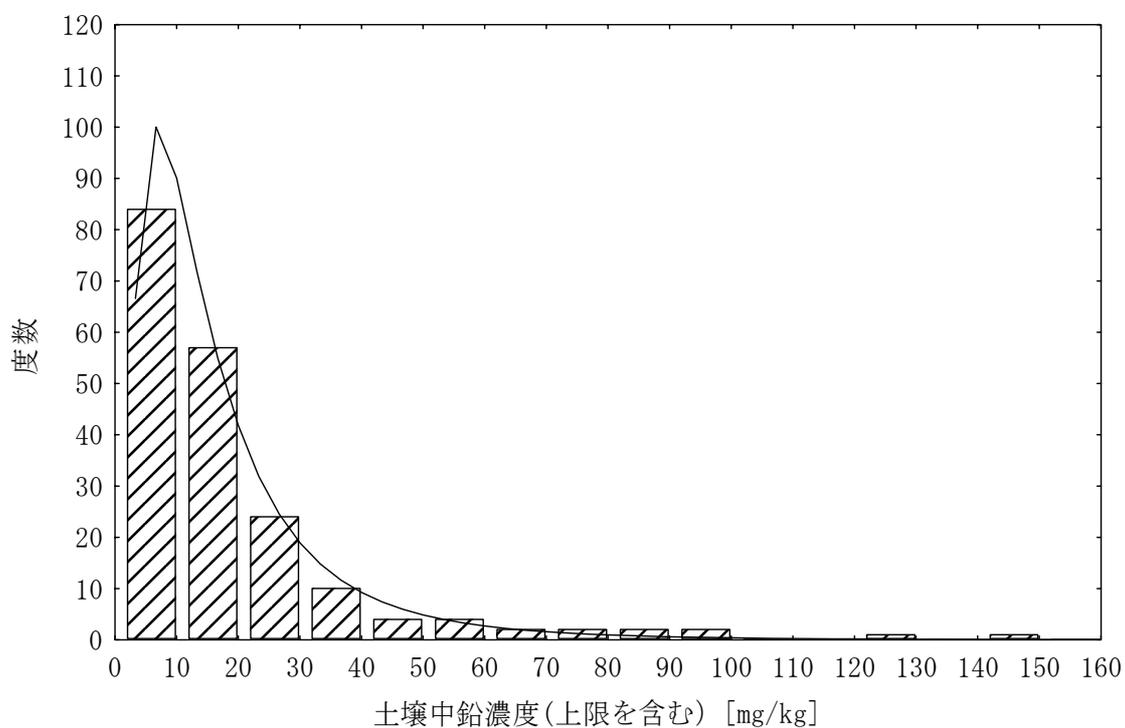


図 3-1 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図 (全体)

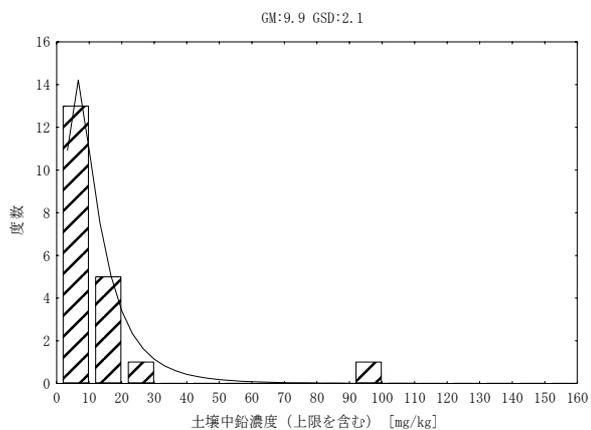


図 3-2 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（札幌）

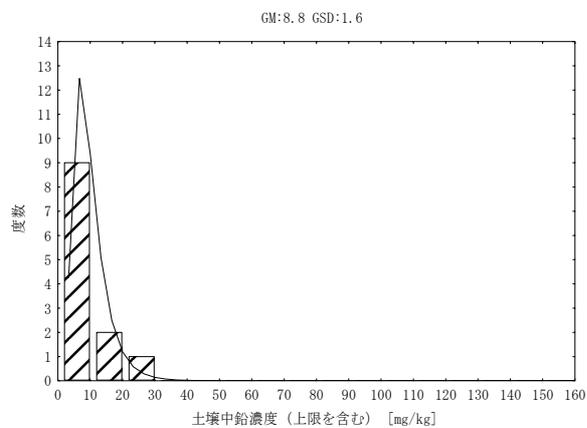


図 3-3 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（仙台）

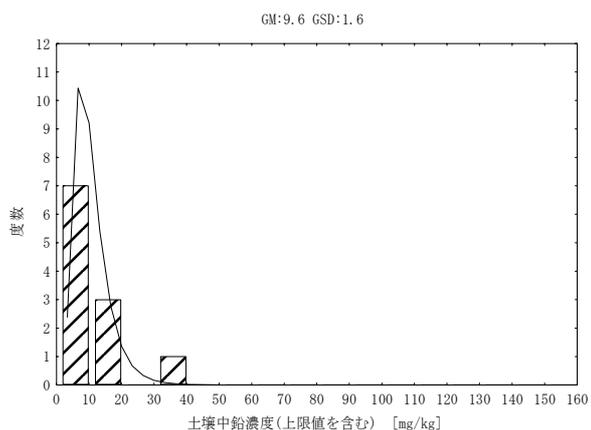


図 3-4 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（新潟）

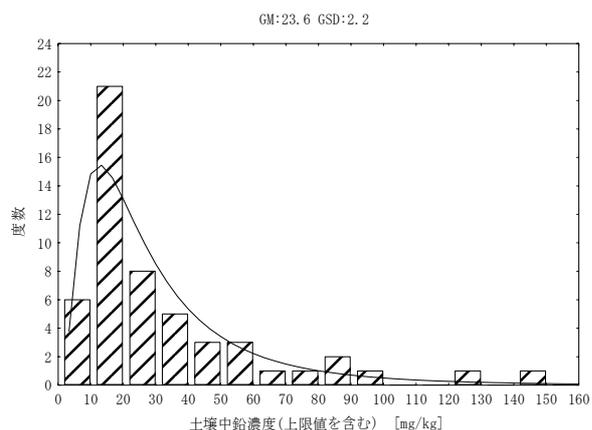


図 3-5 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（東京）

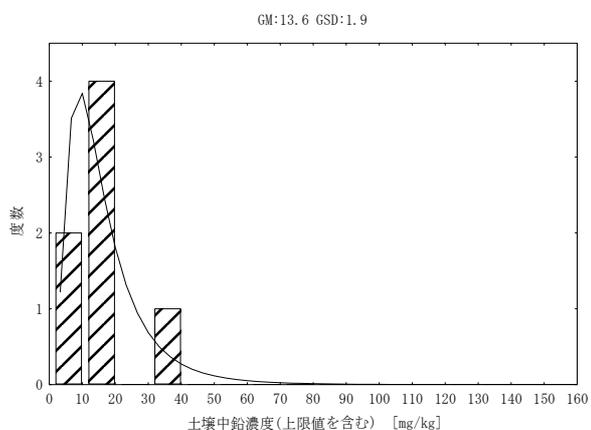


図 3-6 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（川崎）

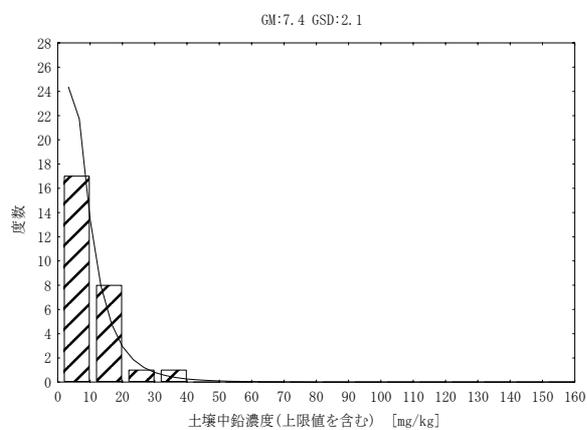


図 3-7 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図（横浜）

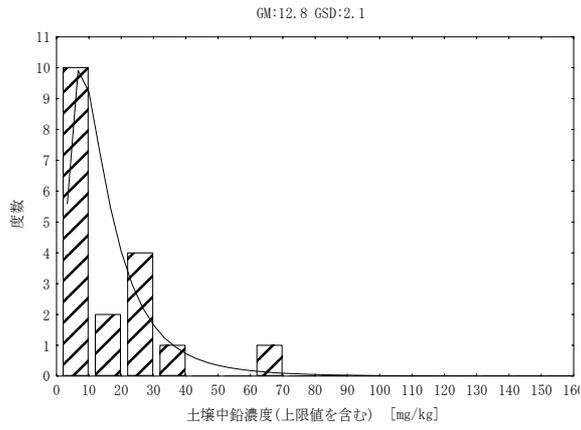


図 3-8 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図(名古屋市)

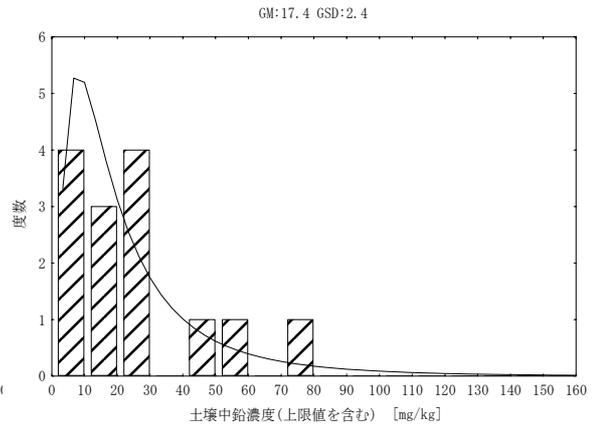


図 3-9 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図(大阪市)

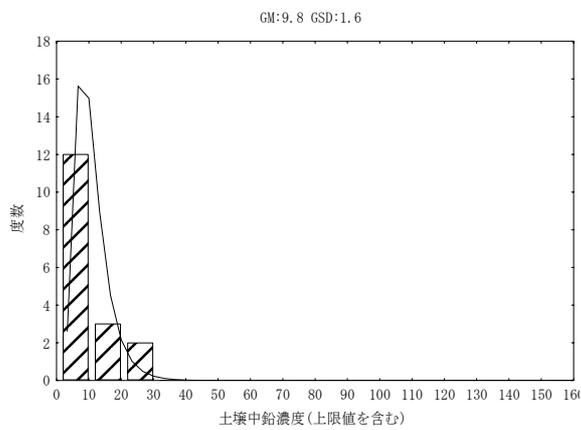


図 3-10 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図(広島市)

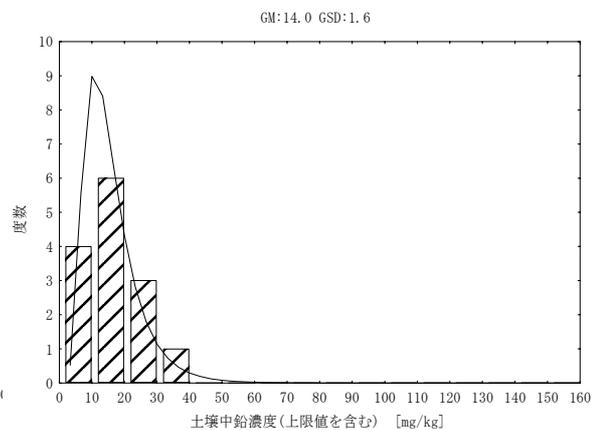


図 3-11 一般環境における土壤中鉛濃度の度数分布図(福岡市)

表 3-3 土性別による土壤中鉛濃度[mg/kg]

土性	検体数	最小値	中央値	最大値	平均値	標準偏差	幾何平均	幾何標準偏差	全炭素(幾何平均%)
HC(重埴土)	3	7.8	14.5	21.1	14.5	6.7	13.4	1.7	3.2
CL(埴壤土)	37	4.2	14.2	130.0	24.4	25.8	17.2	2.2	2.7
SL(砂壤土)	77	1.6	8.7	141.0	16.4	22.5	10.6	2.3	0.9
L(壤土)	40	4.1	15.9	81.3	19.7	17.7	15.1	2.0	1.2
SiL(シルト質壤土)	18	6.8	26.8	69.1	27.3	16.6	23.0	1.8	3.6
S(砂土)	18	2.5	7.6	26.7	9.9	6.0	8.6	1.8	0.3

表 3-4 非汚染水田, 畑, 森林土壌の土壤中鉛濃度

(幾何平均[mg/kg])

	水田土壌	畑土壌	森林土壌	全体
検体数	231	166	236	633
表層土	19.9	14.8	16.4	17.1
下層土	15.9	13.3	14.0	14.5

表層土：農地用ではおおむね 0-15cm, 林地では 0-10cm

下層土：地表下おおむね 30-60cm のうち主要な層位 15cm

3.3 大気環境中の鉛濃度

一般環境中における大気中鉛濃度

大気中の重金属については、国設大気測定網においてカドミウム、鉛、砒素、セレンなどについて浮遊粒子状物質としての濃度が測定されている。そのうち鉛については有鉛ガソリンの使用が規制された 1975 年以降は急激に大気中の濃度が減少している。例えば、東京では 1977 年における年平均の大気中鉛濃度が 300 ng/m³ であったのが、1996 年には 75ng/m³ (環境庁大気保全局大気規制課監修, 1992-1996) というようにここ 20 年で 4 分の 1 に、北九州市でも 1972-74 における年平均 150 ng/m³ が 1984-86 では年平均 50 ng/m³ と約 10 年で 3 分の 1 まで減少している(今泉ら, 1996)。一方、ここ数年は横ばいとなっている。表 3-5 に 1992 年から 1996 年における浮遊粒子状物質中の平均鉛濃度を示す。表に示すように 1992 年から 1996 年までの 5 年間の大気中鉛濃度の平均値は 73 ng/m³ となっている。この値は工業地帯や比較的人口密集地帯のものであるが、そうでない地域ではもっと低い値になっている。例えば熊本県が調査した報告では、一般環境と沿道における浮遊粒子状物質中の鉛濃度の平均値はそれぞれ 20.8 ng/m³ および 30.0 ng/m³ となっており主要 4 都市の濃度と比較すると極めて小さいものとなっている。

一般大気環境中における鉛の主要な発生源としては、1980 年以前は主に自動車であったが、現在はゴミ焼却場からの排出や中国大陸からの移動によるものが挙げられる。坂田ら(2000)は大気中の鉛同位対比を測定し、鉛同位対比は鉛のどの変動や調査時期に関係なく

ほぼ一定であり、その変動は繰り返し測定の誤差と同程度にすぎないことを明らかにした。
 また、その同位対比はゴミ焼却フライアッシュの鉛同位対比と一致しており大気中の鉛は
 ほぼ全量がゴミ焼却起源であるとしている。

表 3-5 国設大気測定網における浮遊粒子状物質中の年平均鉛濃度[ng/m³]

都市	1992	1993	1994	1995	1996	5年間平均	4地点5年間平均値
東京	76	66	68	84	81	75	73
川崎	90	80	85	87	81	85	
名古屋	48	55	54	57	70	57	
大阪	70	75	74	73	77	74	

3.5 食品中の鉛

鉛の曝露源としてもっとも割合が大きいのは食品からの摂食である。データは少ないもののいくつかの食品についてはその鉛含有量が調査されており、食品衛生化学物質データブックに含有量が記載されている。表 3-8 に内山（1982）が全国の県衛生研究所および国立衛生試験場において 1971-1980 年の 10 年間に分析された各種の食品汚染物質のデータのうち、鉛についてとりまとめたものを示す。魚類や貝類、海草類の鉛含有量が大きくなっている。魚介類については 1989-1994 年までの 6 年間に広島市衛生研究所において測定したデータがあり、その結果を表 3-9 に示す。この測定では全 109 検体のうち検出されたのはわずか 7 検体(6.4%)で、魚類ではその含有量は低いものとなっている。一方、貝類では含有量が多く平均値は 0.26mg/kg-wt である。内山の結果と比較すると貝類では同様の結果となっているものの、魚類については一桁値が少なくなっている。

日本人の主食である米類については Zhang ら(1996)がアジア 10 カ国とその他の地域 7 カ国より採取した米 1528 検体について鉛の分析を行っている。その結果を表 3-10 に示す。明らかに他地域と比較し鉛の含有量が少ないのはオーストラリアの 2.07 $\mu\text{g}/\text{kg}$ で、それに続きアメリカ(3.41 $\mu\text{g}/\text{kg}$)、日本(5.06 $\mu\text{g}/\text{kg}$)、イタリア(6.97 $\mu\text{g}/\text{kg}$)となっていた。それに対し含有量が高いのはスペインの 58.31 $\mu\text{g}/\text{kg}$ でそれに続いてインドネシア(39.07 $\mu\text{g}/\text{kg}$)、フィリピン(37.60 $\mu\text{g}/\text{kg}$)、フランス(26.81 $\mu\text{g}/\text{kg}$)となっていた。また、日本産米の鉛含有量について産地別にまとめたものを表 3-11 に示す。表より北陸産米が 8.13 $\mu\text{g}/\text{kg}$ と最も高い値を示した。これは、中国大陸からの黄砂の影響や神通川や阿賀野川流域における土壌中の鉛濃度が高いためにこのような結果になったのではないかと推測される。一方、関東産米や沖縄産米については鉛含有量が低くなっている。

犬山ら(1995)はマーケットバスケット法により 14 食品群について 1 日鉛摂取量を測定している。この報告では購入した 85 分類、102 種目の食品について分別、調理しそれぞれ群ごとに均一に混合して分析を行っている。表 3-12 に平成 7 年度における調査結果を示す。各群における食品中鉛濃度の範囲は ND-0.08 ppm となっている。日本人の主食である米類ではその濃度が 0.01ppm であり、内山ら(1982)の報告よりも少ない値となっている。

3.6 飲料水（水道水）中の鉛

飲料水中の中の鉛は自然界から溶け込んだ鉛がわずかに存在することもあるが、鉛の汚染源は主として給水管に使用されている、鉛管、ハンダ、継ぎ手、銅合金の給水器具、その他鉛を含有している配管材料などからの溶出によるものが多い。わが国では鉛管は管内に錆が発生せず、可とう性、柔軟性に富み、加工・修繕が容易であるという特性のため、

創設期から近年に至るまで、給水管用として使用してきた。一方、近年鉛管からの鉛溶出が社会的な問題となってきたため、厚生省では 1989 年 6 月に「給水管に係わる衛生対策について」を通知した。この概要は、

- ①新設の給水管には鉛溶出のない管を使用すること
- ②現在布設されている鉛管について、配水管の更新を行う場合等には、それに付随する鉛管を鉛溶出のないものに布設替の努力をすること
- ③pH の低い水道は、その改善に努めること
- ④鉛溶出が問題となる開栓初期の水は、引用以外に用いることが望ましく、その旨の広報活動を行うこと

の 4 点である。

その後、WHO の飲料水水質ガイドラインの改正の動きや、近年の科学的知見の向上などを背景に、厚生省は、1992 年 12 月に水道水基準の全面的な改正を行った。この改正で鉛については従来の 0.1mg/l から 0.05g/mL に基準が強化された。

この新しい水道水基準は 1993 年 12 月から施行され、水道事業体は、その供給する水道水中の鉛についてこの基準を遵守する義務があり、鉛濃度の低減化対策の実施が強く求められている。

また、基準改正と同時期に厚生省は、水質基準改正に係わる通知を出し、「概ね 10 年後の鉛の基準の長期目標を 0.01mg/l とすること」としており、2003（平成 15 年）を目途に鉛基準の再強化が行われる見通しとなっている。

一方、水道事業体においては、厚生省の通知や、水質基準改正内容などを受けて、鉛給水管の取り替えや pH 調整、広報活動等の対策をすすめている。しかし、1999 年の調査によれば、わが国においては未だ延長 27000km を超える膨大な鉛配水管が残存している状況である。

原水・浄水中の鉛

表 3-13-17 に 1995 年度から 1999 年度における全国の原水および浄水中の鉛濃度の分布を示す(社)日本水道協会、1997-2001)。1995 年度において全地点のデータで鉛濃度の最高値が現行の基準である 0.05mg/l を超えた地点は原水で 4 地点、浄水で 1 地点であるのに対し、1999 年度では基準を超えた地点はなかったことから、明らかに原水および浄水中に存在する鉛の量は減少傾向にあるといえる。また、WHO ガイドラインである 0.01mg/l を超える地点は、1995 年度では原水で 50 地点 (1.0%)、浄水で 57 地点 (1.1%)、1996 年度では原水で 27 地点(0.5%)、浄水で 32 地点(0.6%)、1997 年度では原水で 23 地点(0.4%)、浄水で 34 地点(0.6%)というように減少傾向にあったが、1998 年度では原水で 23 地点 (0.4%)、浄水で 41 地点(0.7%)、1999 年度では原水で 31 地点(0.6%)、浄水で 46

地点(0.8%)というようにここ 2, 3 年は増加傾向にある。さらに, 1995 年度では表流水において 0.01mg/l を超える比率(原水 2.5%)が高かったものの, 1996 年度以降はダム・湖沼水においてその比率(1996 年 2.6%, 1997 年 2.6%, 1998 年 3.0%, 1999 年 2.5%)が高くなっている。しかし, ダム・湖沼水において 0.01mg/l を超えるのは浄水であり, 原水においてはそれほどその濃度を超えていないことから, 浄水装置や配管に問題があるものと考えられる。

水道水中の鉛

原水・浄水を経た後, 一般家庭の水道に供給される水道水については朝一番に使用する水とその後の水道水とで鉛濃度に変化があることが知られている。厚生省給水管衛生問題検討会(1989)では, 全国 544 カ所の給水栓について滞留水および流水の鉛濃度を測定している。図 3-12 に滞留水の鉛濃度分布を示す。滞留時間が明確なものは 439 カ所で滞留時間も 1 時間未満から 48 時間までとバラツキがあり, pH 値は 6.5-7.8 の範囲であった。この調査結果では 0.01mg/l 以下であったものが 345 カ所(63.4%)であり, 残りの 109 カ所については 0.01mg/l 以上であった。また, 0.05mg/l を超えたものは 33 カ所(6.1%)であり, 0.1mg/l 以上のものは 11 カ所(2%)となっていた。また, pH 値との関連性についても調査している。水の pH 値を①6.9 未満, ②6.9 以上 7.1 未満, ③7.1 以上の 3 つに区分して, 鉛濃度を調査したところ, 鉛濃度が 0.05mg/l を超えたものは①9.0%, ②6.3%, ③2.5%, 0.1mg/l を超えたものは①3.0%, ②3.6%, ③0%であり, pH 値が低いほど高濃度の鉛が溶出される傾向にあった。一方, 流水の鉛濃度分布を図 3-13 に示すが, 0.01mg/l 以下であったものが 506 カ所と全体の 93.0%を占めており 0.05mg/l を超えたものは 2 カ所(0.4%), 0.1mg/l を超えたものは 0 カ所というように, 滞留水に比べると明らかに鉛濃度は小さくなっている。

上口ら(1988)は大阪市の 145 給水栓について冬季と夏季それぞれ初流水と流水とで鉛濃度を測定している。その結果を図 3-14 に示す。冬季における初流水では 0.01mg/l 以下の給水栓が 73 カ所(50.3%)となり約半分が 0.01mg/l を超えていた。0.05mg/l を超えたものは 9 カ所(6.2%)となっており, 0.1mg/l を超過した給水栓は 2 カ所(1.4%)であった。流水については 0.01mg/l を超えた給水栓は 27 カ所(18.6%), 0.05mg/l を超過した給水栓は 1 カ所と明らかに初流水の方鉛濃度が大きくなっている。また, 夏季に調査した 80 地点については初流水では 0.01mg/l 以下の給水栓が 41 カ所(51.3%)となり約半分が 0.01mg/l を超えていた。0.05mg/l を超えたものは 9 カ所(5.0%)となっており, 0.1mg/l を超過した給水栓は 1 カ所(1.3%)であった。流水については 0.01mg/l を超えた給水栓は 18 カ所(22.5%), 0.05mg/l を超過した給水栓は 0 カ所と明らかに初流水の方鉛濃度が大きくなっている。この調査では夏季と冬季による差がほとんど認められていない。

小椋（1998a,b）は茅ヶ崎市の 75 カ所の給水栓について水道水中の鉛を測定している。この調査では①集合住宅，②戸建住宅（築 20 年未満），③戸建住宅（築 20 年以上）の 3 つの区分に分類し測定を行っている。表 3-19 にその測定結果を示す。どの場合においても初流水の鉛濃度が流水のそれよりも高くなっている。①，②，③を比較すると①では受水槽や高置水層が使用されているため水層までの配管が口径 50－60 程度の呼び径の大口径管を用い，細い鉛管を使うケースが少ないため鉛濃度が小さくなっていると考えられる。一方，戸建住宅では築 20 年以上の水道水中の鉛濃度が高くなっており，鉛管やハンダなどの老朽化により溶出しやすい状態になっているものと思われる。図 3-15 に茅ヶ崎市の調査における全体の鉛濃度分布を示す。初流水では 0.01mg/l を超過するものが 16.0% 占めていたが 0.05mg/l を超過するものはなかった。一方，流水においては 0.01mg/l を超過するものが 8.0% 占めており初流水と比較すると鉛濃度は小さい。

東京都水道局(2001)では H13.6～7 までの期間，鉛給水管使用延長を①1m 以下，②1m を超え 3m 以下，③3m を超え 6m 以下，④6m を超える，の 4 つに区分して鉛濃度の測定を行っている。配水管から蛇口までの間に一部でも鉛製給水管が使われている件数は，約 169 万件であり，そのうちメータから蛇口までの間に鉛製給水管が使われている件数は，約 102 万件であった。表 3-19 に東京都水道局の測定結果を示す。初流水では使用延長 1 m 以下の給水千からも 13% が 0.01mg/l を超えており，使用延長が長くなるほどその比率が多くなっていく。また，使用延長 6m を超えるグループで 8 % が 0.05mg/l を超えている。流水では，使用延長が 3m 以下であれば水道水中の鉛は 0.01mg/l を超えないものの，使用延長が長くなると 0.01mg/l 以上の濃度が検出される比率が多くなっていく。

表 3-8 食品中に含まれる鉛 mg/kg(現物)

食品	n	50%値	90%値	最大値	算術平均値
玄米	626	0.077	0.317	0.858	0.133
白米	376	0.088	0.197	0.439	0.108
ジャガイモ	491	0.059	0.202	0.554	0.097
かんきつ類	432	0.153	0.445	1.228	0.227
リンゴ	349	0.053	0.222	0.710	0.092
イチゴ	268	0.065	0.157	0.304	0.078
ニンジン	189	0.047	0.109	0.237	0.058
ホウレンソウ	525	0.121	0.489	0.966	0.194
ダイコン	231	0.036	0.155	0.364	0.067
トマト	402	0.048	0.204	0.399	0.083
キャベツ	208	0.049	0.143	0.259	0.067
キュウリ	680	0.054	0.291	0.545	0.101
海藻類	173	0.274	0.802	1.337	0.383
カレイ・ヒラメ	308	0.178	0.399	0.884	0.219
アジ	301	0.155	0.399	0.661	0.195
イワシ	279	0.245	0.543	1.246	0.286
イカ	196	0.183	0.536	1.561	0.282
アサリ	452	0.306	0.637	1.384	0.359
カキ	272	0.258	0.498	1.338	0.312
豚肉	115	0.059	0.295	0.614	0.134

表 3-9 魚介類中の鉛濃度 [mg/kg 湿潤重量]

種類	検体名	検体数	濃度範囲	平均値
魚類	アカウオ	1	ND	
	アジ	8	ND-0.05	<0.05
	アナゴ	1	ND	
	イサキ	1	ND	
	イシダイ	1	ND	
	イワシ	3	ND-0.08	0.05
	ウマズラハギ	11	ND-0.06	<0.05
	エソ	1	ND	
	カツオ	1	ND	
	カレイ	1	ND	
	グチ	3	ND	
	クロダイ	3	ND	
	コイ	1	ND	
	コノシロ	1	ND	
	サバ	1	ND	
	サワラ	1	ND	
	スズキ	5	ND	
	タイ	21	ND	
	ニベ	1	ND	
	ハマチ	21	ND-0.06	<0.05
	ヒラメ	6	ND	
	ボラ	2	ND	
	マグロ	1	ND	
	メジナ	1	ND	
メバル	8	ND		
ワカサギ	1	ND		
	小計	106	ND-0.05	<0.05
甲殻類	エビ	9	ND	
	ロブスター	1		
	カニ	1		
	小計	11		
貝類	アゲマキガイ	1	0.15	0.15
	イガイ	1	0.78	0.78
	サザエ	1		
	ホタテガイ	1	0.07	0.07
	ムラサキインコガイ	1	ND	
	小計	5	ND-0.78	0.26
	合計	122	ND-0.78	<0.05

表 3-10 世界の米に含まれる鉛量

地域	原産国	平均値[ug/kg]	標準偏差	検体数
アジア				
オーストラリア		2.07	1.37	8
中国		22.17	2.31	215
台湾		10.84	3.18	104
インドネシア		39.07	2.26	24
日本		5.06	2.64	488
韓国		7.95	1.79	172
タイ		8.75	2.28	13
マレーシア		9.31	2.61	97
フィリピン		37.60	2.71	26
ベトナム		7.25		1
その他の地域				
カナダ		10.98	3.28	4
コロンビア		8.09	2.80	22
フィンランド		1.60		2
フランス		26.81	4.97	5
イタリア		6.97	3.28	15
スペイン		58.31	2.76	3
アメリカ		3.41	4.03	29

表 3-11 産地別の米中鉛濃度

産地	平均値[ug/kg]	標準偏差	検体数
北陸	8.13	2.66	127
関西	5.61	3.09	114
九州	5.5	2.74	116
中国	4.88	2.77	53
東北	4.85	2.45	215
北海道	4.54	2.13	44
四国	3.92	2.29	23
関東	2.8	1.57	48
沖縄	2.71	1.71	48

表 3-12 食品群別の鉛摂取量

食品群	食品NO	食品名	1日摂取量g	分別g	調理	調理後重量	備考	濃度ppm	1日鉛摂取量 $\mu\text{g/day}$	成分比%
I	2	精白米	190	570	○	1434.5				
	3	ビーフン	4.6	13.8	○	52.13				
	小計		194.6	583.8		1486.63	10日分 +精製水1167.6g	0.01	8.9	27.1%
II	4	米状麦	0.3	3	○	13.68				
	5	中力粉麦粉	7.6	76	○	128.65				
	6	食パン	35.6	356	○	319.01				
	7	ジャムパン	7.7	77		77				
	8	ゆでそば	27.3	273	○	319.07				
	9	スパゲッティ	4.5	45	○	120.57				
	10	ラーメン	3.3	33	○	108.77				
	11	ポップコーン	1.6	16		16				
	12	バターピーナツ	1.3	13		13				
	13	さつまいも	10.7	107	○	102.29				
	14	じゃがいも	27.1	271	○	197.9				
	15	さといも	9.2	92	○	88.94				
	16	ポテトチップス	15.3	153		153	10日分			
小計		151.5	1515		1657.88	+精製水1515g	nd			
III	17	三温糖	10.3	309		309				
	18	イチゴジャム	1.1	33		33				
	19	キャンデー	0.4	12		12				
	20	焼きせんべい	1.3	39		39				
	21	カステラ	2.5	75		75				
	22	クラッカー	3.6	108		108				
	23	かしわもち		117		117				
	23	どらやき		117		117				
	23	らくがん	11.7	117		117	30日分			
	小計		30.9	927		927	+精製水927g	0.02	1.2	3.6%
IV	24	バター	0.5	25		25				
	25	マーガリン	2	100		100				
	26	ごま油	10.1	505		505				
	27	牛脂	0.1	5		5				
	28	ドレッシング	5.2	260		260	50日分			
小計		17.9	895		895		0.02	0.4	1.2%	
V	29	みそ	12.5	250		250				
	30	木綿豆腐	43.9	878		878				
	31	あぶらあげ	7.6	152	○	145.28				
	32	納豆	4.3	86		86	20日分			
	33	インゲン豆	3	60		60				
小計		71.3	1426		1419.28	+精製水713g	0.03	3.2	9.7%	
VI	34	ハウスミカン	32.5	325		325				
	35	りんご	31.3	313		313				
	36	ばなな	7	70		70				
	37	イチゴジャム	0.3	3		3				
	38	プラム		144		144				
	38	ぶどう		144		144				
	38	メロン	43.2	144		144				
39	ミカンジュース	9.4	94		94	10日分				
小計		123.7	1237		1237		nd			
VII	40	にんじん	16.6	332	○	327.01				
	41	ほうれんそう	18.2	364	○	270.49				
	42	ピーマン	4.1	82	○	64.84				
	43	トマト	10.1	202		202				
	44	こまつな		185	○	154.11				
	44	かぼちゃ		185	○	176.02				
	44	さやいんげん	27.8	186	○	184.96	20日分			
小計		76.8	1536		1379.43	+精製水768g	0.02	2.2	6.7%	

表 3-12 つづき

VIII	45	大根	36.6	369		369			
	46	たまねぎ	26.4	264	○	231.23			
	47	キャベツ	19.2	192		192			
	48	キュウリ	11.9	119		119			
	49	はくさい	29.5	295	○	253.63			
	50	ごぼう		108	○	65.22			
	50	もやし		108	○	80.85			
	50	なす	32.4	108	○	76.63			
	51	白菜漬け物	5.4	54		54			
	52	奈良漬け	7.9	79		79			
	53	生椎茸	12.7	127	○	93.95			
	54	もずく		24		24			
	54	ところてん	4.8	24		24			
		小計	186.8	1871		1662.51	+精製水935.5g	10日分	0.02
IX	55	淡口しょうゆ	21.2	212		212			
	56	トンカツソース	4.3	43		43			
	57	塩	2	20		20			
	58	めんつゆ		66		66			
	58	焼き肉たれ	13.2	66		66			
	59	日本酒	24.2	242		242			
	60	黒ビール	49.4	494		494			
	61	ウイスキー	6.9	69		69			
	62	コーヒー		510		510			
	62	新茶	53	20	○	1037.5		10日分	
	小計	174.2	1742		2759.5			0.02	5.5 16.7%
X	63	マス	1.5	15	○	13.48			
	64	カツオ	5.4	54	○	49.56			
	65	アマダイ	11.9	119	○	94.98			
	66	マアジ	13.4	134		134			
	67	イサキ		49		49			
	67	スズキ		49	○	35.2			
	67	トビウオ	14.7	49	○	35.67			
	68	タコ	19	190	○	121.11			
	69	サザエ	4.7	47		47			
	70	塩鮭	6.9	69	○	56.07			
	71	干しアジ	6.6	66	○	57.46			
	72	鰹油漬け缶詰	1.5	15		15			
	73	ワカサギ飴煮	0.1	1		1			
	74	ちくわ	12.3	123		123			
	75	魚肉ソーセージ	0.9	9		9			
	小計	98.9	989		841.53	+精製水989g	10日分	0.03	5.5 16.7%
XI	76	牛肉もも	27.3	273	○	226.59			
	77	豚肉ロース	20.8	208	○	151.23			
	78	鶏肉もも	20.1	201	○	138.61			
	79	クジラ				0			
	80	マトン	1.3	13	○	9.48			
	81	ロースハム	9.5	95		95			
	82	鶏卵	47.2	472	○	443.56		10日分	
	小計	126.2	1262		1064.47	+精製水1262g		nd	
XII	83	牛乳	122.6	2452		2452			
	84	プロセスチーズ	1.6	32		32			
	85	八雲ヨーグルト	8.7	174		174		20日分	
	小計	132.9	2658		2658			nd	
XIII	86	カレールー		510		510		200日分	
	86	ハヤシルー	5.1	510		510			
	小計	5.1	1020		1020	+精製水1020g		0.08	0.8 2.4%
XIV	87	水道水		600		600		1日分	nd
	合計	1390.8	17662		19008.23				32.9 100.0%

厚生省 初流水
N=544 GM:0.009 GSD:2.3

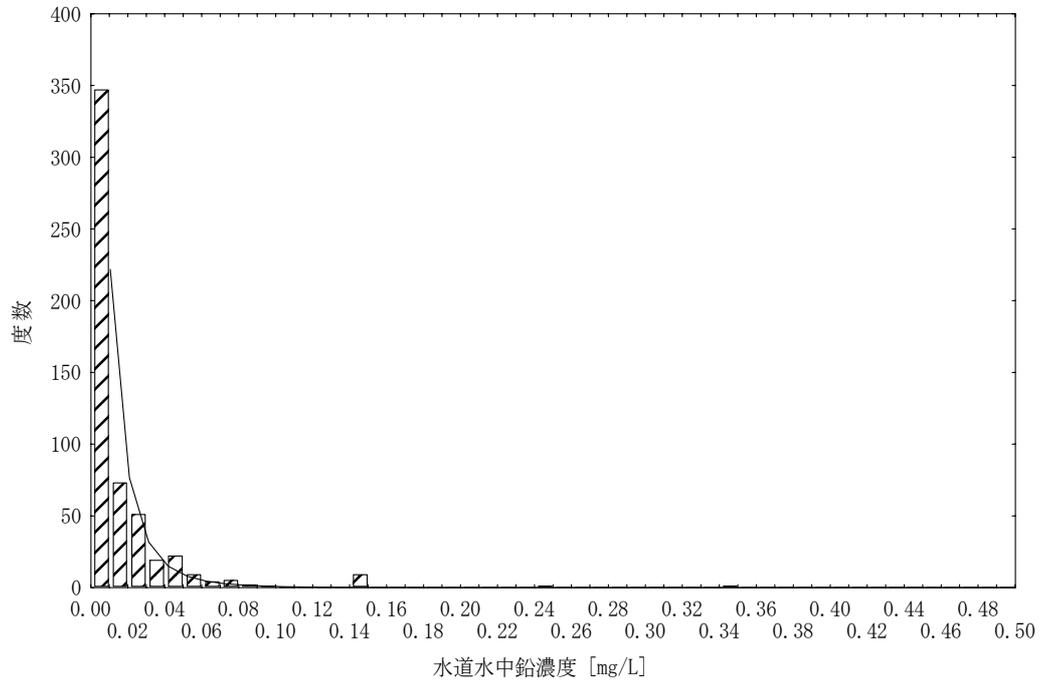


図 3-12 水道水中の鉛濃度分布 初流水 (厚生省)

厚生省 流水
N=544 GM:0.006 GSD:1.1

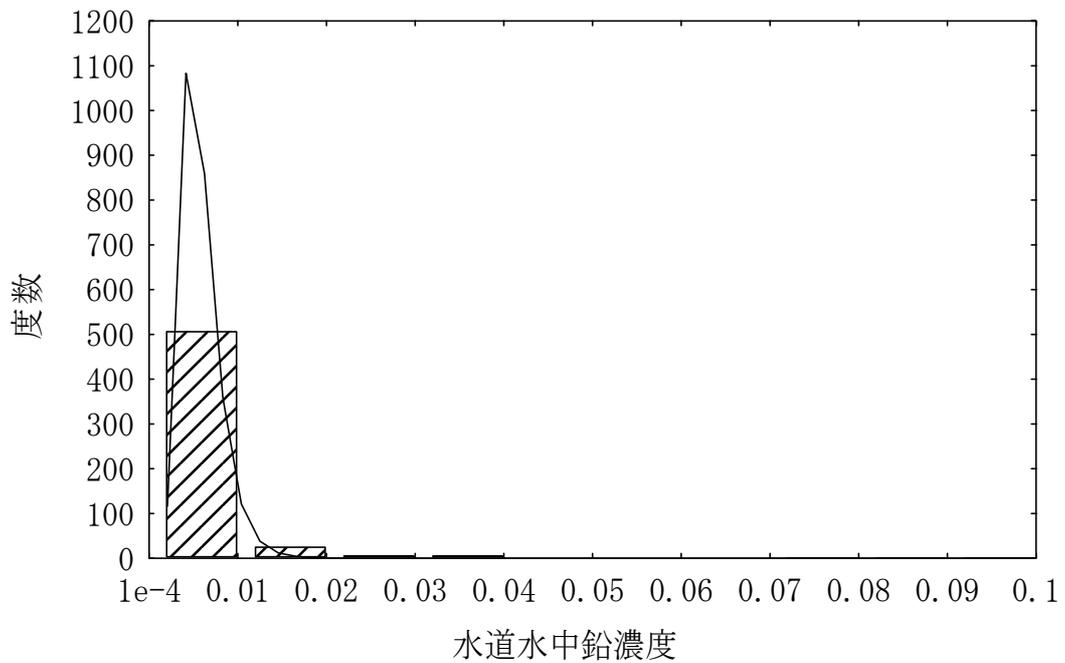


図 3-13 水道水中の鉛濃度分布 流水 (厚生省)

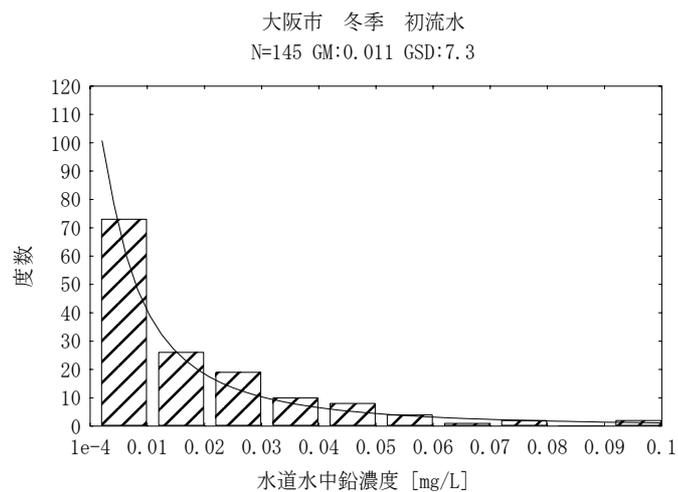
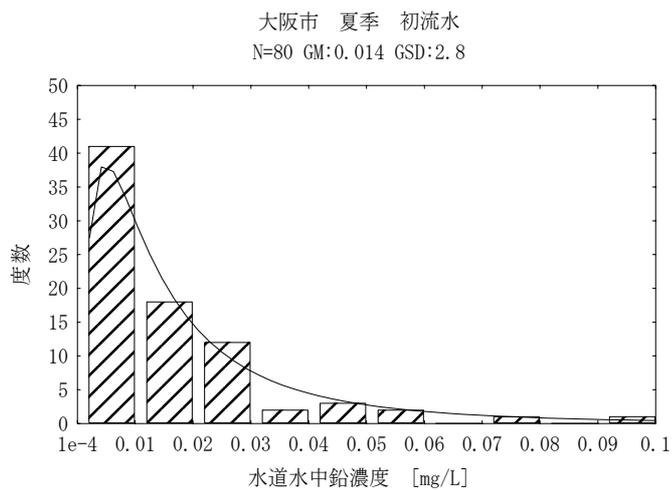
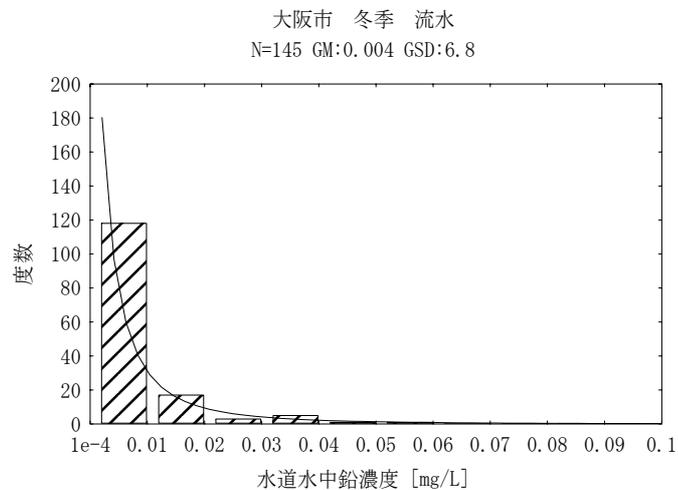
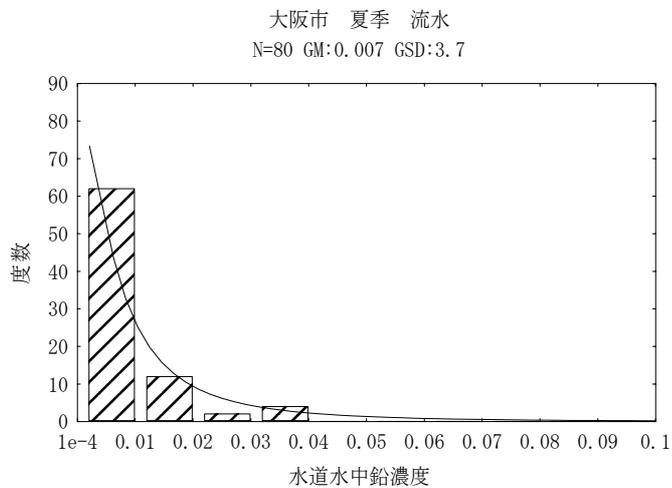
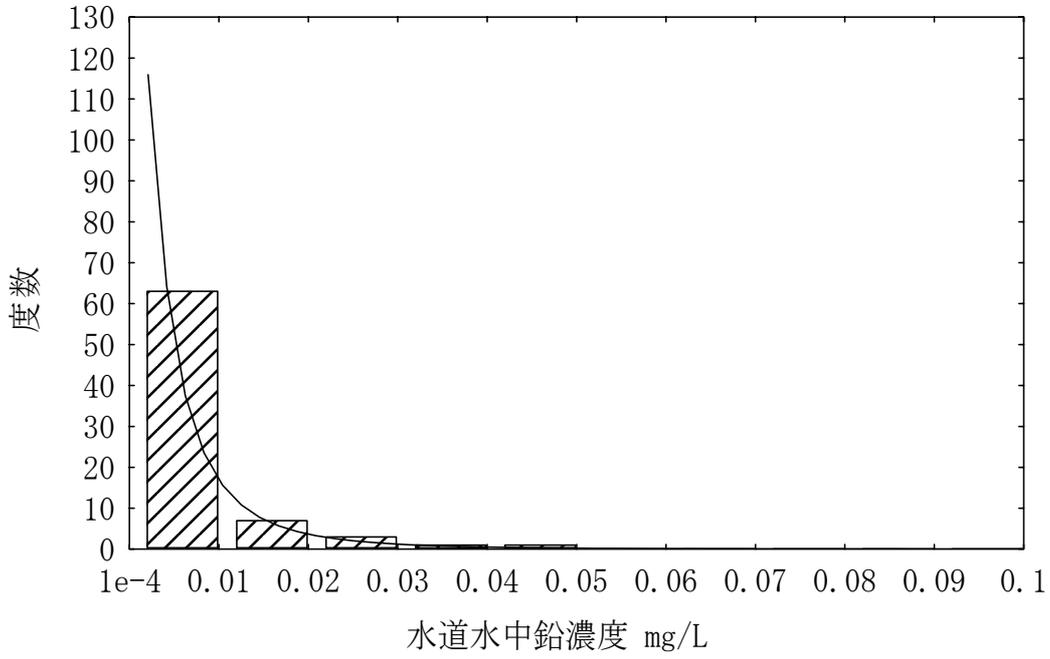


図 3-14 水道水中鉛濃度の分布 (大阪市)

茅ヶ崎市 初流水
 N=75 GM : 0.0035 GSD:2.9



茅ヶ崎市 流水
 N=75 GM:0.0021 GSD:3.0

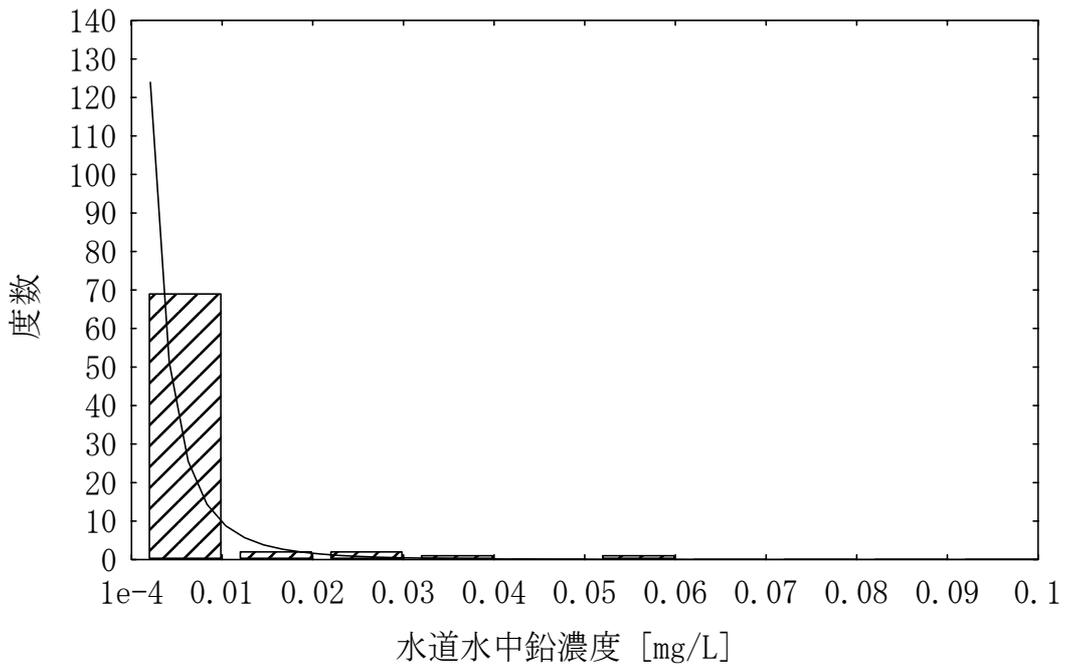


図 3-15 水道水中の鉛濃度分布 (茅ヶ崎市)

表 3-13 全国，原水・浄水の鉛濃度（1995 年度）

濃度範囲 [mg/L]	データ数	~0.005	~0.010	~0.015	~0.020	~0.025	~0.030	~0.035	~0.040	~0.045	~0.050	0.051~
全データ	(原水)	5,218	47	17	9	9	4	1	3	2	1	4
	(浄水)	5,424	83	35	8	6	3	2	1	0	1	1
表流水	(原水)	5,218	28	15	2	1	0	0	1	0	1	2
	(浄水)	5,424	48	3	2	1	2	1	0	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	838	13	4	5	4	3	0	1	2	0	1
	(浄水)	853	19	1	1	0	0	0	0	0	0	0
地下水	(原水)	838	9	3	0	1	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	853	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
全データ	(原水)	2,43	4	1	1	1	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	239	5	1	0	0	0	1	0	0	1	0
表流水	(原水)	239	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	234	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	2,814	21	5	1	2	1	0	2	0	0	1
	(浄水)	2,722	39	21	4	3	3	1	0	0	0	0
地下水	(原水)	2,814	11	6	1	0	0	0	1	0	0	1
	(浄水)	2,722	27	3	2	1	2	0	0	0	0	0

表 3-14 全国，原水・浄水の鉛濃度（1996 年度）

濃度範囲 [mg/L]	データ数	~0.005	~0.010	~0.015	~0.020	~0.025	~0.030	~0.035	~0.040	~0.045	~0.050	0.051~
全データ	(原水)	5,252	49	10	10	1	2	2	1	0	0	1
	(浄水)	5,387	61	16	10	1	3	0	1	1	0	0
表流水	(原水)	5,252	22	1	2	0	1	0	1	0	0	1
	(浄水)	5,387	29	2	3	0	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	806	17	6	3	1	1	1	0	0	0	0
	(浄水)	816	799	5	4	0	0	0	0	0	0	0
地下水	(原水)	806	4	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	(浄水)	816	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
全データ	(原水)	238	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0
	(浄水)	229	1	3	1	1	0	0	0	1	0	0
表流水	(原水)	238	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	226	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	2,900	21	2	4	0	0	0	1	0	0	0
	(浄水)	2,741	36	2	3	0	2	0	1	0	0	0
地下水	(原水)	2,900	13	0	2	0	0	0	1	0	0	0
	(浄水)	2,741	20	1	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-15 全国，原水・浄水の鉛濃度（1997年度）

濃度範囲 [mg/L]	データ数	鉛濃度 [mg/L]										
		~0.005	~0.010	~0.015	~0.020	~0.025	~0.030	~0.035	~0.040	~0.045	~0.050	0.051~
全データ	(原水)	5,484	58	8	8	3	0	1	0	0	0	3
	(浄水)	5,613	68	17	10	2	3	1	1	0	0	0
平均値		5,483	31	2	3	0	0	0	0	0	0	1
表流水	(原水)	5,613	34	4	6	2	3	0	0	0	0	0
	(浄水)	851	19	2	1	2	0	0	0	0	0	2
最大値		863	15	2	1	0	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	851	5	1	0	0	0	0	0	0	0	1
	(浄水)	863	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0
最大値		238	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
地下水	(原水)	235	226	3	1	1	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	235	238	0	0	0	0	0	0	0	0	0
最大値		3,029	24	4	4	0	0	0	0	0	0	0
平均値	(原水)	2,863	26	6	6	0	1	1	0	0	0	0
	(浄水)	3,029	17	1	3	0	0	0	0	0	0	0
最大値		2,863	15	2	3	1	1	0	0	0	0	0

表 3-16 全国，原水・浄水の鉛濃度（1998年度）

濃度範囲 [mg/L]	データ数	鉛濃度 [mg/L]										
		~0.005	~0.010	~0.015	~0.020	~0.025	~0.030	~0.035	~0.040	~0.045	~0.050	0.051~
全データ	(原水)	5,522	51	10	4	4	2	2	0	0	0	1
	(浄水)	5,600	70	20	7	4	3	5	2	0	0	0
平均値		5,522	22	2	1	0	0	1	0	0	0	0
表流水	(原水)	5,600	34	8	3	1	0	2	0	0	0	0
	(浄水)	850	20	5	2	3	1	2	0	0	0	1
最大値		852	11	3	0	0	0	1	1	0	0	0
ダム・湖沼水	(原水)	842	6	1	0	0	0	1	0	0	0	0
	(浄水)	852	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
最大値		243	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
平均値	(原水)	237	4	3	2	2	0	0	0	0	0	0
	(浄水)	243	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
最大値		3,055	21	3	2	0	0	0	0	0	0	0
地下水	(原水)	2,856	32	11	4	2	3	1	0	0	0	0
	(浄水)	3,055	11	1	1	0	0	0	0	0	0	0
最大値		2,829	19	7	1	0	0	0	0	0	0	0

表 3-17 全国、原水・浄水の鉛濃度 (1999 年度)

濃度範囲 [mg/L]	データ数	~0.005	~0.010	~0.015	~0.020	~0.025	~0.030	~0.035	~0.040	~0.045	~0.050	0.051~
全データ	最大値	5,551	60	9	15	1	4	1	1	0	0	0
	平均値	5,705	80	15	12	4	13	0	2	0	0	0
表流水	最大値	5,551	36	5	2	0	0	1	0	0	0	0
	平均値	5,705	40	12	1	1	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	最大値	865	15	2	6	0	2	0	1	0	0	0
	平均値	866	9	3	3	1	2	0	0	0	0	0
地下水	最大値	865	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0
	平均値	866	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0
全データ	最大値	246	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0
	平均値	238	4	2	0	0	3	0	1	0	0	0
表流水	最大値	246	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	平均値	238	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ダム・湖沼水	最大値	3,057	27	4	6	0	1	1	0	0	0	0
	平均値	2,907	44	6	7	0	5	0	1	0	0	0
地下水	最大値	3,057	20	3	1	0	0	1	0	0	0	0
	平均値	2,907	19	9	0	0	0	0	0	0	0	0

表 3-18 住宅別による水道水中鉛濃度

単位mg/L	検体数	平均	標準偏差	幾何平均	幾何標準偏差
集合住宅	初流水	0.0030	0.0037	0.0018	1.0
	流水	0.0013	0.0020	0.0009	2.3
戸建住宅 (築20年未満)	初流水	0.0061	0.0069	0.0039	2.6
	流水	0.0045	0.0062	0.0023	3.1
戸建住宅 (築20年以上)	初流水	0.0075	0.0089	0.0046	2.8
	流水	0.0057	0.0100	0.0029	2.8
全体	初流水	0.0061	0.0077	0.0035	2.9
	流水	0.0044	0.0082	0.0021	3.0

表 3-19 鉛給水管使用延長別の水道水中鉛濃度 (東京都)

鉛製給水管 使用延長	調査 件数	初流水			流水		
		0.01mg/l以下	0.01mg/l超 0.05mg/l以下	0.05mg/l超	0.01mg/l以下 0.05mg/l以下	0.01mg/l超 0.05mg/l超	0.05mg/l超
1m以下	47	87%	13%	0%	100%	0%	0%
1mを超え3m以下	80	81%	19%	0%	100%	0%	0%
3mを超え6m以下	91	65%	35%	0%	93%	7%	0%
6mを超える	93	60%	32%	8%	78%	22%	0%

3.7 鉛曝露を受けていない日本人の血中鉛濃度

日本人の血中鉛濃度は、減少傾向にある。これは、自動車ガソリンへアンチノック剤としてアルキル鉛を添加することが規制（1971）され、さらには無鉛化（1975）されることにより大気中の浮遊物質中の鉛濃度が激減したためである。瀬戸ら（1996）の報告では1970年代における東京都民の血中鉛濃度の推移について報告している。表3-20と図3-16に1970-1980年における東京都民の血中鉛濃度の平均値および標準偏差を示す。本表からも分かるとおり、近年になるほど血中鉛濃度が小さくなってきており、1970年と1980年とを比較するとその血中鉛濃度の値は約1/2となっている。

これまで報告された血中鉛濃度について Horiguchi（1990）および原田（1990）の総説などを参照して表3-21にまとめた。各文献により測定方法が異なっているため単純に比較はできないが、表より男子の場合1970年代の血中鉛濃度は10 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 程度と比較的高くなっている。一方、1980年以降は少しずつ減少傾向を示しておりおよそ3-5 $\mu\text{g}/\text{dl}$ の血中鉛濃度となっている。これは、前述したように大気中の鉛濃度が有鉛ガソリンの規制により激減したためである。また女子の場合は男子と比較すると1970年代では1割程度低い値となっているものの、1980年以降ではそれほど男女間に差異が認められなかった。なお、血中鉛濃度の測定法としては1984年以前の報告では5-10mlの血液を灰化下後、溶媒抽出を行い、原子吸光分析（ポーラログラフ分析）して得たものが多い。一方、1986年以降はフレイムレス原子吸光分析法により得たものも多く、両者を比較すると明らかに前者の値が若干高くなる傾向にある。

1985年以降に報告された値として牧野ら（1996）は1992年の1月から12月までの1年間に中央労働災害防止協会労働衛生センター、同大阪労働衛生総合センターにおいて鉛健康診断を受診した3634人の血中鉛濃度を測定している。その結果血中鉛濃度は対数正規分布を示しその幾何平均値および幾何標準偏差は6.7 \pm 2.8 $\mu\text{g}/\text{dl}$ であり中央値5.2 $\mu\text{g}/\text{dl}$ （範囲：0.9-132.8 $\mu\text{g}/\text{dl}$ ）と報告している。分布区分別では20 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 以下2949人、20 $\mu\text{g}/\text{dl}$ を超え40 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 以下441人、それ以上246人であった。Moritaら（1996）は、男子105検体、女子36検体について男子で範囲1.8-6.9 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、平均値3.9 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、標準偏差1.2 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、幾何平均3.7 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、幾何標準偏差1.4 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および女子で範囲1.1-4.3 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、平均値2.4 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、標準偏差0.7 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、幾何平均1.3 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、幾何標準偏差 $\mu\text{g}/\text{dl}$ と報告しており、その内訳は41人の電気機械工場労働者、63人の運転手、33人のバスガイドおよび3人の事務員であった。須那らは成人（35-59歳）109検体、高校生（17-18歳）46検体および鉛作業（19-34歳）22検体について血中鉛濃度を測定し、成人、高校生および鉛作業者の血中鉛濃度の平均および標準偏差がそれぞれ4.78 \pm 1.69 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、5.08 \pm 1.39 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および6.02 \pm 2.93 $\mu\text{g}/\text{dl}$ であったと報告している。品川ら（1992）は、男子191名、女子142名の鉛を扱わない労働者の血中鉛濃度を測定したところ、男子でその範囲は1-12 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、中央値4 $\mu\text{g}/\text{dl}$ 、平均値4.4 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および標

標準偏差 1.9 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および女子でその範囲は 1-10 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 中央値 4 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 平均値 4.1 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および標準偏差 1.7 $\mu\text{g}/\text{dl}$ であったと報告している。大原ら(1984,1989)は男子 347 検体および女子 466 検体について測定し, 男子で平均値 5.16 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 標準偏差 1.89 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 幾何平均値 4.85 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および女子で平均値 4.21 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 標準偏差 1.64 $\mu\text{g}/\text{dl}$ と報告している。

渡辺ら(1988)は男子 153 検体および女子 118 検体についてその幾何平均値がそれぞれ 4.44 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および 3.46 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 幾何標準偏差がそれぞれ 1.44 $\mu\text{g}/\text{dl}$ および 1.51 $\mu\text{g}/\text{dl}$ と報告している。さらに Watanabe ら(1985)は農業に従事する人の血液サンプル 2583 検体 (冬季: 男子 779, 女子 1299 夏季: 男子 222, 女子 283) について血中鉛濃度を測定している。この報告書では季節による血中鉛濃度の変動および飲酒や喫煙の影響についても検討しており, 飲酒や喫煙により血中鉛濃度が大きくなることと, 季節変動による血中鉛濃度に優位な差がないと述べている。Kaji ら (1997) は小児科の 1 才から 15 才までの子供 (男子 106 人, 女子 82 人) 188 検体について血中鉛濃度を測定している。全体でみると血中鉛濃度の平均値は 3.16 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 標準偏差 1.34 $\mu\text{g}/\text{dl}$ であり, その範囲は 0.80 $\mu\text{g}/\text{dl}$ –9.51 $\mu\text{g}/\text{dl}$ であった。一方, 男子と女子の平均値および標準偏差は男子で 3.17 \pm 1.34 $\mu\text{g}/\text{dl}$, 女子で 3.14 \pm 1.69 $\mu\text{g}/\text{dl}$ と特に優位な差は認められなかった。また, 両親の喫煙による影響についても検討しており, 親が子供のいるところで喫煙するグループでは明らかにそうでないグループよりも血中鉛濃度が高くなると報告している。

表 3-20 1970-1980 年における日本人の血中鉛濃度[$\mu\text{g}/\text{dl}$]

年	検体数	年齢	平均	標準偏差
1970	790	2-83	10.9	5.9
1971	808	6-89	9.7	5.3
1972	834	18-77	10.1	4.2
1973	194	11-80	8.0	3.2
1974	256	6-77	7.9	4.2
1975	303	12-15	7.9	2.8
1976	262	10-18	8.0	3.1
1977	405	7-18	6.0	2.0
1978	373	7-14	6.4	2.1
1979	395	5-60	7.0	2.2
1980	392	6-18	5.6	2.0



図 3-16 1970-1980 年における日本人の血中鉛濃度変化

表 3-21 日本人男性の血中鉛濃度(1970-1997 年)[$\mu\text{g}/\text{dl}$]

報告者	報告年	Mean	SD	GM	GSD	検体数
日向ら	1970	11.9				112
関ら	1971	17				823
東京都衛生局	1971	15				1645
斉藤ら	1973	10				203
荒記ら	1973	12				21
石津	1973	16				27
児玉ら	1974	11				28
桜井ら	1974	14				76
友国	1983	9				165
荒記ら	1984	10				46
中明ら	1984	5				115
Watanabeら	1985			4.81	1.51	779
大原ら	1986	5.16	1.89			347
渡辺ら	1988			4.44	1.44	153
品川ら	1992	4.40	1.90			191
那須ら	1994	4.78	1.69			109
Moritaら	1996	3.90	1.20	3.70	1.40	105
Kajiら	1997	3.17	1.34			106

表 3-21 日本人女性の血中鉛濃度(1970-1997年)[$\mu\text{g}/\text{dl}$]

報告者	報告年	Mean	SD	GM	GSD	検体数
日向ら	1970	8				95
関ら	1971	12				318
東京都衛生局	1971	11				1724
荒記ら	1973	7				18
石津	1973	9				43
児玉ら	1974	9				27
友国	1983	8				156
荒記ら	1984	9				11
中明ら	1984	3				426
Watanabeら	1985			3.21	1.50	1229
大原ら	1986	4.21	1.64			466
渡辺ら	1988			3.46	1.51	118
品川ら	1992	4.10	1.70			142
Moritaら	1996	2.40	0.70	2.30	1.30	36
Kajiら	1997	3.14	1.69			82

第4章 日本人の鉛曝露の現状

一般環境において日本人がどの程度鉛の曝露を受けているか検討した。一般的に鉛は呼吸による経気道および食物などの摂食による経口で人体に取り込まれる。一方、皮膚接触による曝露については、Lilleyら(1988)が、汗を通じての鉛の皮膚吸収を調査した結果、その吸収量は無視できると報告しており、ここでは皮膚接触による曝露は考慮に入れなかった。

4.1 経気道曝露量の推定

経気道曝露については、大気中鉛濃度および土壌からの飛散を考慮に入れて曝露量を推定した。大気中鉛濃度は国設大気測定網において測定された浮遊粒子状物質としての鉛濃度を用いた。また、土壌からの飛散については、環境省で昭和60年度および平成11年度(1999年度)に行った重金属の含有量調査で測定された土壌中鉛濃度のデータを用い飛散した粒子による曝露量を推定した。

土壌飛散粒子からの曝露量の推定はオランダで開発されたCSOILモデル(Rikkenら, 2001; Otteら, 2001)を用いた。このモデルでは土壌中の鉛濃度をCs[mg/kg]とすると以下の式で飛散粒子による1日あたりの曝露量(IP [mg/kg·day])が算出される。

$$IP = TSP \cdot frs \cdot AV \cdot T \cdot Cs \cdot fr \cdot fa / W \quad (1)$$

ここに、TSP[mg/m³]は大気中の浮遊粒子濃度、frs[-]は浮遊粒子中で土壌粒子が占める割合、AV[m³/day]は1日あたりの呼吸量、T[h]は曝露時間、fr[-]は肺における保持係数およびfa[-]は吸収率である。1日あたりの呼吸量AVには、Travis(1987)による体重との相関式を用いた。

$$AV = AV_x \cdot (W/W_x)^{3/4} \quad (2)$$

ここに、AVw[m³/day]はある体重Wx[kg]における1日あたりの呼吸量である。わが国では大人50kgの呼吸量AVwを15m³/dayとしていることが多いため(環境庁, 1999)、その値を用いて土壌吸入による曝露量を算出した。なお、子供15kgの場合6m³/dayと算出される。大気中の鉛濃度をCa[mg/m³]とすると1日当たりの曝露量IA[mg/kg·day]は次式で表される。

$$IA = Ca \cdot AV \cdot T \cdot fr \cdot fa / W \quad (3)$$

式(1)と(3)を足し合わせるにより、経気道による1日当たりの全曝露量 IIh [mg/kg·day] が算出される。

$$IIh = (Ca + TSP \cdot frs \cdot Cs) \cdot frs \cdot fr \cdot fa \cdot AV/W \quad (4)$$

大気中の鉛濃度は1996年度における東京、川崎、名古屋および大阪の4地点における平均鉛濃度 77.3 ng/m^3 ($7.73 \times 10^{-5} \text{ mg/m}^3$) を使用し、土壌中鉛濃度 Cs は平成11年度に環境省が行った測定結果の幾何平均値 13.2 mg/kg を計算に用いた。表4-1に推定に用いた各パラメータ値を示す。

式(4)より経気道による1日当たりの全曝露量 IIh は大人($IIha$)で $2.3 \times 10^{-2} \mu\text{g/kg} \cdot \text{day}$ 、子供($IIhc$)で $2.9 \times 10^{-2} \mu\text{g/kg} \cdot \text{day}$ と算出された。また、1980年度および1985年度における調査についても同様に計算を行った。なお、1980年度の大気中鉛濃度の平均値として 150 ng/m^3 ($1.50 \times 10^{-4} \text{ mg/m}^3$)、1985年度の大気中鉛濃度の平均値として 105 ng/m^3 ($1.05 \times 10^{-4} \text{ mg/m}^3$)、1985年度の土壌濃度の幾何平均値として 43.2 mg/kg 、1980年度の土壌中濃度はデータがなかったため1985年度の幾何平均値を計算に用いた。表4-2に1980年度、1985年度、1999年度における経気道による1日当たりの鉛の曝露量を示す。1980年度と比較すると1985年度では経気道による鉛の曝露量は約3分の2、1999年度では約半分まで1日当たりの曝露量は減少していることがわかる。また、この結果より土壌からの飛散については平均的な土壌濃度の範囲では無視でき、経気道による鉛の曝露量はほぼ大気中鉛濃度で決定されるといえる。

表 4-1 土壌飛散による吸入曝露量推定に用いたパラメータ値

記号	単位	備考	デフォルト値	説明
TSP	mg/m ³	室内 TSPi	7.00E-02	大気中浮遊粒子濃度
		室外 TSPo	5.25E-03	
frs	-	室内 frsi	0.5	大気中浮遊粒子中における土壌粒子の割合
		室外 frso	0.8	
AV	m ³ /day	大人 AVa	15	呼吸量
		子供 AVc	6	
fr	-		0.75	肺における保持係数
fa	-		1.0	吸収率
W	kg	大人 Wa	50	体重 (CSOIL デフォルト値は大人 70 子供 15)
		子供 Wc	15	

曝露時間 T について

	曝露地点	平日		週末		1日当たり 平均曝露時間[h]	記号
		日数	時間	日数	時間		
大人	室内	5	24	2	20	22.86	Tia
	室外	5	0	2	4	1.14	Tic
子供	室内	5	22	2	19	21.14	Toa
	室外	5	0	2	5	2.86	Toc

表 4-2 経気道による鉛の曝露量 [μg/kg/day]

	1980 年度		1985 年度		1999 年度	
	大人	子供	大人	子供	大人	子供
大気吸入による 曝露量 (IA)	4.5×10 ⁻²	5.7×10 ⁻²	3.2×10 ⁻²	4.0×10 ⁻²	2.3×10 ⁻²	2.9×10 ⁻²
土壌飛散による 曝露量 (IP)	5.4×10 ⁻⁴	6.8×10 ⁻⁴	5.4×10 ⁻⁴	6.8×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻⁴
全経気道による 曝露量 (IIh)	4.6×10 ⁻²	5.8×10 ⁻²	3.2×10 ⁻²	4.1×10 ⁻²	2.3×10 ⁻²	2.9×10 ⁻²

4.2 経口による曝露量の推定

ヒトの経口による鉛の曝露量は 2 つの経路により推定した。ひとつは食品や飲料水中に含まれる鉛を食事として摂取する場合、もう一つは土壌中の直接摂取により曝露される場合である。

4.2.1 日本人のトータルダイエットによる鉛曝露量

日本人の食事による 1 日鉛摂取量は減少傾向にある。図 4-1 に 1977-1997 年までの 19 年間における 1 日鉛摂取量の平均値を示す。ここ数年はほぼ横ばいとなっているが全体的には減少傾向になっている。1997 年では $37\mu\text{g}$ となっており、日本人の体重を 50kg とすると、JECFA による PTWI 値 $25\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重・週から換算される 1 日鉛摂取量 $179\mu\text{g}$ の約 20% を占めている。

豊田ら (1998) は 1986-1997 年までの 14 食品群別摂取量についてまとめており、1993-1997 年までの 5 年間の 1 日平均摂取量は $36.8\mu\text{g}$ であり、その内訳では米類が 33.0%、雑穀・芋類 13.6%、魚介類 11.5%、野菜・海草類が 10.2%としている。日本人の主食である米からの摂取量が多くなっている。

犬山ら (1995) はマーケットバスケット法により 14 食品群について 1 日鉛摂取量を測定している。この報告では購入した 85 分類、102 種目の食品について分別、調理しそれぞれ群ごとに均一に混合して分析を行っている。表 4-5 に平成 7 年度における調査結果を示す。各群における食品中鉛濃度の範囲は $\text{ND}-0.08\text{ ppm}$ となっている。日本人の主食である米類ではその濃度が 0.01 ppm であった。一方、1 日鉛摂取量は $\text{nd}-8.9\mu\text{g}$ であり、全体では $32.9\mu\text{g}$ と算出された。その内訳は米類が 27.1%と最も高く、ついで嗜好品、魚介類が 16.7%、野菜・海草類が 15.8%となっている。

保元ら (1993) は、調査対象各個人の 1 日に摂取したものと全く同じ食事の複製 (陰膳) を用意した陰膳方式食物収集により岩手県、宮城県、三重県、山口県、沖縄県の男女計 274 人でトータルダイエットによる鉛摂取量を測定している。図 4-2 は男性および女性の鉛摂取量の度数分布を示したものである。分布は男性および女性とも対数正規分布を示し、その幾何平均値 (幾何標準偏差値) は男性で $12.1\mu\text{g}/\text{day}(1.93)$ 、女性で $10.8\mu\text{g}/\text{day}(2.25)$ となっていた。また、各食品群別に 1 日鉛摂取量との関係について検討したところ、豆類、魚介類、乳類およびきのこ類との間に優位な正の相関が認められている。また、1980 年における調査では男性の幾何平均値 (幾何標準偏差値) は $29.9\mu\text{g}/\text{day}(2.05)$ 女性は $25.0\mu\text{g}/\text{day}(1.70)$ となっている。男女とも 1980 年における調査時よりも全体として 50%以上の減少率があり、1 日あたりの鉛摂取量は低下しているといえる。豊田らによる 1 日当たりの摂取量の平均値と比較すると値が約 3 分の 1 となっているが、さまざまな地域において年齢や男女間など幅広い層からサンプリングしており、一般的な大人の 1 日あたりの鉛摂取量を把握できて

いるものと考えられる。したがって、大人の食事による 1 日当たりの曝露量 D_{ifa} [$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$] のデフォルト値として、女性における幾何平均値 $10.8\mu\text{g}/\text{day}$ を設定し、

$$D_{ifa}=10.8\cdot f_a/W=10.8/50=0.22 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}] \quad (5)$$

とした。

一方、曝露の影響が大きいと考えられる子供については、詳細なデータがないため食事による 1 日当たりの摂食量は不明である。しかし、労働福祉事業団のホームページによると 1 日当たり必要なカロリーは大人で約 2500kcal 、子供で約 1500kcal とされている。したがって、単純にはこのような計算にはならないが概算として大人の食事による鉛摂取量の約 60%程度を子供が食事により摂取しているの見積られる。したがって、子供の 1 日当たりの摂取量 D_{ifc} は

$$D_{ifc}=10.8\cdot 0.6\cdot f_a/W=10.8\cdot 0.6/15=0.43 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}] \quad (6)$$

と算出される。

日本人の 1 日当たりの食事からの摂取量は対数正規分布と仮定することができるので、幾何平均値および幾何標準偏差値から 50%値, 75%値, 90%値および 95%値を算出した(表 4-3)

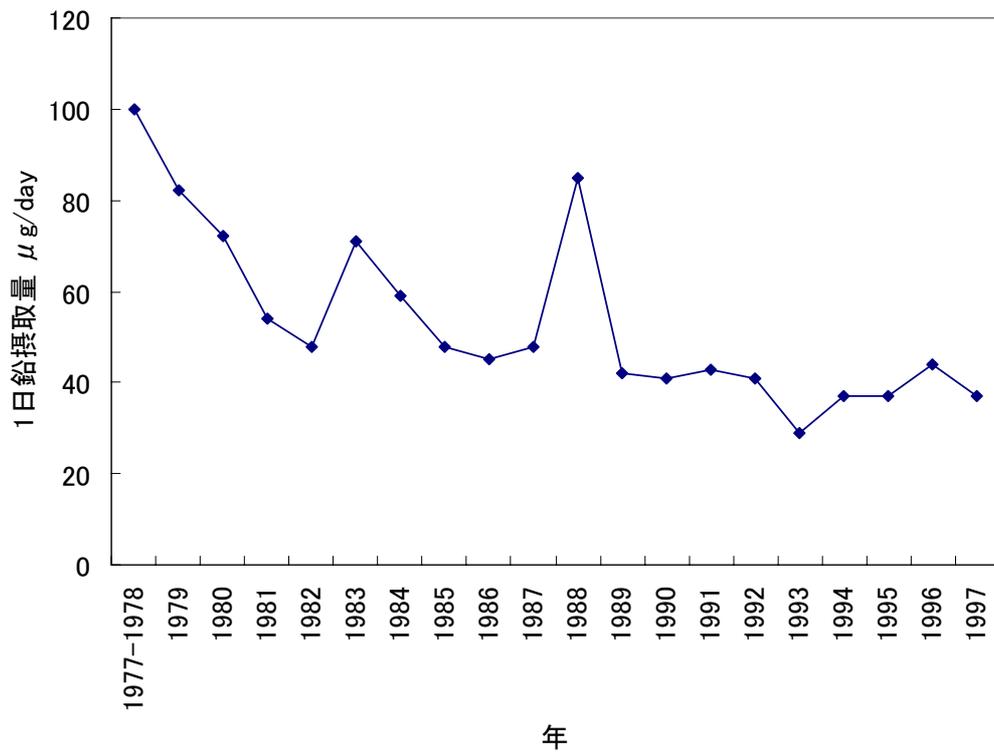
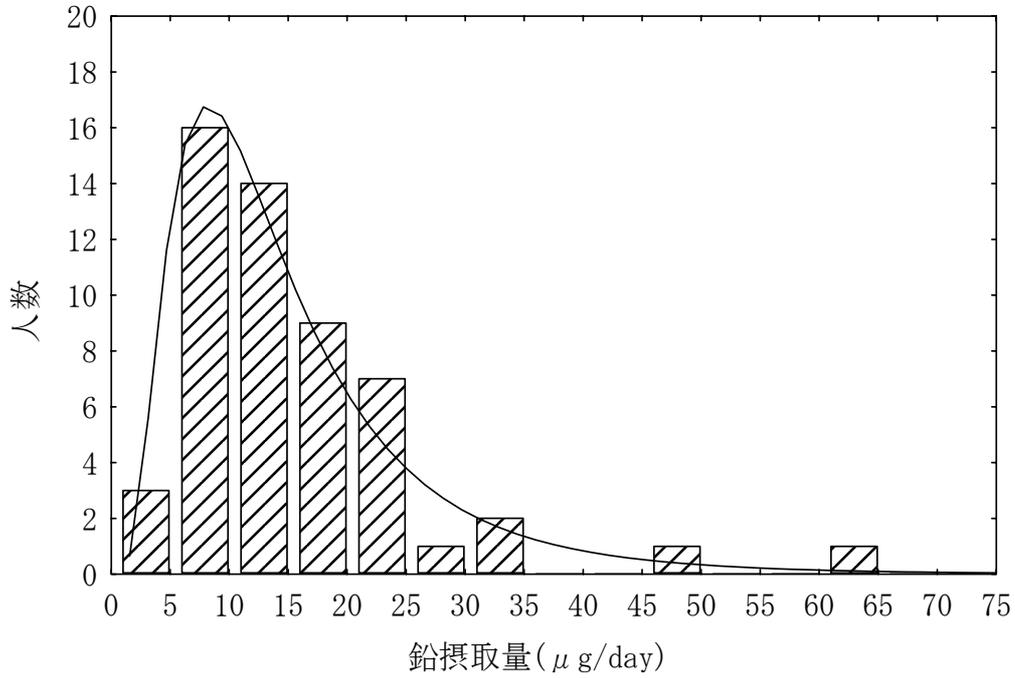


図 4-1 食事による 1 日当たりの鉛摂取量

表 4-3 日本人の 1 日当たりの食事からの摂取量の 50%, 90%, 95% 値

	50%値	75%値	90%値	95%値
大人	0.21	0.37	0.61	0.82
子供	0.43	0.75	1.2	1.6

男性 (N=55) GM:12.1 GSD1.93



女性 (N=219) GM : 10.8 GSD:2.25

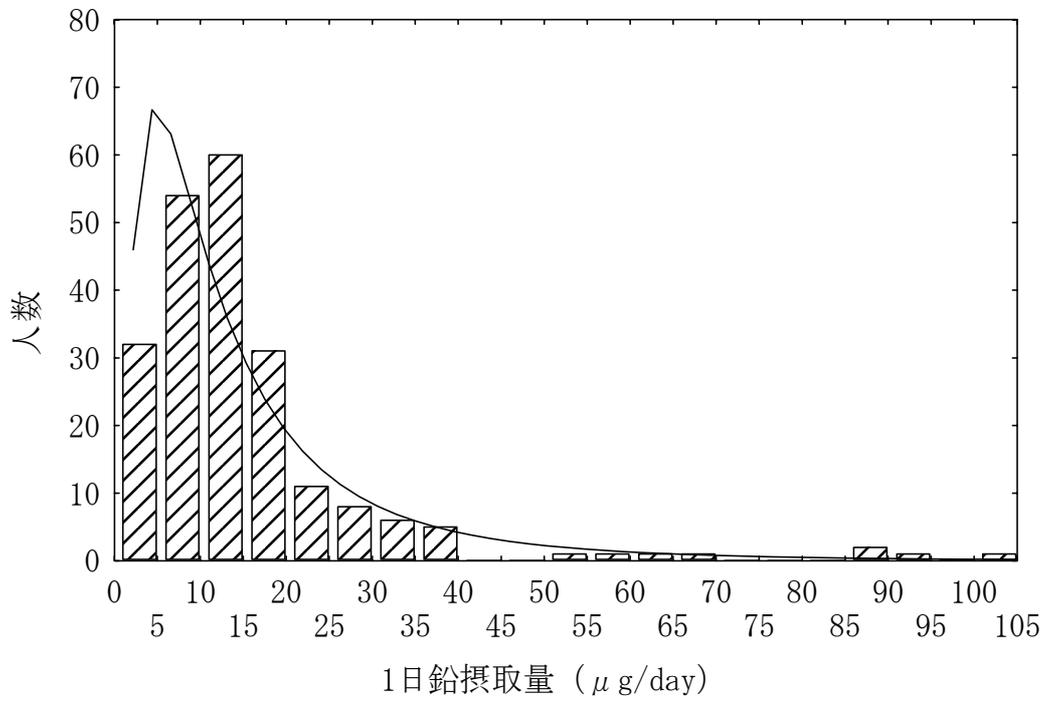


図 4-2 食事による 1 日鉛摂取量の分布

4.2.2 土壌の直接摂食による曝露量の推定

土壌からの直接摂食による曝露量を推定する上で最も重要な要素となるのは、1日当たりの土壌摂食量である。1日当たりの土壌摂食量は子供および大人で異なっている。1才から6才までの子供の土壌の摂食量についてはいくつかの報告(Binderら, 1986; Clausingら, 1987; Calabreseら, 1989; van Wijnenら, 1990; Davisら, 1990; Stanekら, 1995a,b)があり、その摂食量の推定はトレーサーとして糞便中に含まれる土壌由来の物質、例えばAl, SiやYtなどを使用している。さらに全てのトレーサーのうち最も少ないものを使用するLimited tracer method(LTM)を採用した研究(Binderら, 1986; Clausingら, 1987; van Wijnenら, 1990)も多くある。表4-4にこれまで報告されている子供の土壌1日当たりの摂食量を示す。文献により大きくばらつきがあるが、全体で見ると平均値は122mg, 90%値はおよそ190mg, 95%値は240mg および幾何平均値は105mg程度となっている。一方、大人の1日当たりの土壌摂食量について検討した報告を表4-5に示す。どちらの報告においても調査した検体数が少ないため、90%値や95%値が子供の場合よりも大きな値となっている。平均値をみるとCalabreseら(1990)が報告した値ではおよそ40mg, Stanekら(1997)の報告では6mgとなっているが4週目の値が極端に小さいためこの値を排除して計算すると53mgと計算される。したがって、少なくとも子供の平均値と比較すると大人の1日当たりの土壌摂食量は子供の平均値と比較すると半分程度であるといえる。

表4-6は各国における曝露量推定の計算に用いる1日当たりの土壌摂食量の値を示したものである。CLEA(イギリス)におけるデフォルト値は、子供80mg, 大人60mg, CalTOX(アメリカ)では子供100mg, 大人50mg, UMS(ドイツ)では大人16mg, 子供は1-3才が123mg, 4-8才が74mg およびCSOIL(オランダ)では子供150mg, 大人50mgと設定している。わが国においては環境庁中央環境審議会ダイオキシン類に関する検討会(1999)で子供200mg, 大人100mgをデフォルト値として設定している。子供におけるこの値は、表4-4における90-95%値に相当しており諸外国と比較しても明らかに大きい値となっている。また、大人に関しても諸外国の子供と同程度の値が設定されており、過去の文献と比較しても2倍程度大きい値となっており現況における土壌からの曝露量を明らかに多く見積る可能性がある。そこで、土壌1日当たりの直接摂食量のデフォルト値として表4-3における全文献の幾何平均値より110mg/dayを子供のデフォルト値とし、個人差や地域間などによる不確実性を考慮して土壌の1日当たりの摂食量を対数正規分布と仮定し、van Wijnenら(1990)のdaycare1+2の幾何平均値110mg/day, 幾何標準偏差値1.6を使用した。また、大人については、表4-5における2つの文献値と表4-4における子供による摂食量を比較すると大人の摂食量は子供の半分程度であったため、デフォルト値として55mg/dayとし、不確実性を考慮する場合においては、幾何平均値55mg/day, 幾何標準偏差値1.6の対数正規分布を設定した。表4-7に今回土壌の直接摂食による曝露量を推定するのに用いた

パラメータ値を示す。

土壌の直接摂食による 1 日当たりの曝露量を $DI_s[\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{day}]$ とすると

$$DI_s = AID \cdot C_s \cdot fa / W(4)$$

と表される。ここに、 AID は 1 日当たりの土壌摂食量 $[\text{mg}/\text{day}]$ で表 4-5 に示したものである。 $fa[-]$ は吸収率および $W[\text{kg}]$ は体重であり、これらの値は表 4-1 に示している。また、 $C_s[\text{mg}/\text{kg}]$ は土壌中の鉛濃度であり、1999 年度における幾何平均値である $13.2\text{mg}/\text{kg}$ を使用した。表 4-8 に土壌の直接摂食による曝露量について計算した結果を示す。一般的な環境における日本人の土壌摂食による鉛曝露量は、大人で $1.5 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 、子供で $9.7 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ と算出された。一方、1985 年度調査時における土壌中鉛濃度の幾何平均値 $45.0\text{mg}/\text{kg}$ として計算した場合には、 $5.0 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ 、 $33 \times 10^{-2} \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ となっており、ここ 10 年間の間に土壌の直接摂食による曝露量は減少傾向にあるといえる。1999 年度における値は大気からの経気道による曝露量とほぼ同程度である。しかし、日本全国の一般環境における土壌中鉛濃度の分布は数 mg/kg から数百 mg/kg と幅広くなっている。

そこで、日本全国の一般環境における土壌中鉛濃度の分布を考慮して土壌摂食からの曝露量を推定した。表 4-9 は、鉛濃度の分布を幾何平均値 $13.2\text{mg}/\text{kg}$ 、幾何標準偏差値 2.2 の対数正規分布としてモンテカルロシミュレーションにより 10000 回試行した場合における土壌摂食からの曝露量の 50% 値、90% 値および 95% 値を示したものである。表より大人については、土壌中鉛濃度の分布を考慮してもそれほど曝露量はそれほど増加していないものの、子供については 90% 値および 95% 値はそれぞれ 0.26 、 $0.35 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ となり、食事による摂取量と同程度の鉛を土壌からの直接摂食により摂取していることとなる。

また、同様に 1 日当たりの土壌摂食量の不確実性を考慮した場合の結果を図 4-3 および表 4-10 に示す。表および図より大人については、土壌中鉛濃度の分布および 1 日当たりの土壌摂食量の分布を考慮してもそれほど曝露量はそれほど増加していないものの、子供については 90% 値および 95% 値はそれぞれ 0.31 、 $0.43 \mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$ となり、食事による摂取量と同程度の鉛を土壌からの直接摂食により摂取していることとなる。

表 4-4 1 日当たりの土壌摂取量の報告 (子供) [mg]

範囲	土壌摂取量mg/day				測定方法	被験者	文献
	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95% タイル値			
□ 4~708	108{121}	88	65{2.96}	386	LTM ^(a) {Al,Si,Ti}	米国/1~3歳/65名/3日	Binderら, 1986
□ 40~640					Al,Si,Ti MBM ^(b) {Pb ²¹⁰ ,Pb}	□と同じ 1~3歳/10名	Sedman, 1989
□ 13~921	91	59	62{2.23}	231	Al,Si,Ti MBM ^(b) {Pb210,Pb}	□と同じ	Thompsonら, 1991
□ 23~362	105{67}	82	90	201	LTM ^(a) {Al,Si,ATR ^(c) }	オランダ/2~4歳/18名/ 5日/保育所	Clausingら, 1987
□ 26~84	49{22}	48	{1.75}	79	LTM ^(a) {Al,Si,ATR ^(c) }	オランダ/2~4歳/6名/ 5日/病院	
□ Max:6837(Al) Max:5549(Si) Max:6736(Y) Max:6707(Ti)	153{852}(Al) 154{693}(S) 85{890}(Y) 218{1150}(Ti)	29 40 9 55	45{1.57}	223(Al) 276(Si) 106(Y) 1432(Ti)	MBM ^(b) {Al,Ba,Mn,Si,Ti,V,Y,Zr}	米国1~4歳/64名/8日	Calabreseら, 1989
□ -279~5	39{14}(Al) 154{693}(Si) 246{120}(Ti)	24(Al) 59(Si) 81(Ti)			MBM ^(b) {Al,Si,Ti}	米国/2~7歳/104名	Davisら, 1990

表 4-4 1 日当たりの土壌摂取量の報告 (子供) [mg]

範囲	土壌摂取量mg/day				測定方法	被験者	文献
	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95% タイム値			
□ Max:6837(Al) Max:5549(Si) Max:6736(Y) Max:6707(Ti)	179(推定期 間)	45 (推定期間)	75 (年間推定)	208 (年間期間) 1751 (年間推定値)	Al,Ba,Mn,Si,Ti,V,Y,Zr	□と同じ	Stanekら, 1995a
□ Max:6837(Al) Max:5549(Si) Max:6736(Y) Max:6707(Ti)	4705(4日) 48.5(30日) 48.1(1年) 49.5(70年)	33		157(4日) 224(30日) 105(1年) 108(70年)	Al,SI,Y	□と同じ	Stanekら, 1998
□ Max:7703 (測定期間) 1~2268 (年間推定値)	132			154	BTM ^① {Al,SI,Ti,Y,Zr}	□と同じ	Stanekら, 1995b
□	69	44		246	BTM ^① {Al,SI,Ti}	□と同じ	
□	220(□) 170 (□) 195 (□+□) 250 (推奨値)				AL,SI,V,Yまたは Al,SI,Ti	□および□と同じ	Stanekら, 1994

表 4-4 1 日当たりの土壌摂取量の報告 (子供) [mg]

範囲	土壌摂取量mg/day				測定方法	被験者	文献
	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95% タイル値			
□	162		111{1.60}	240	LTM ^(a) {Al,Ti,ATR ^(e) }	オランダ/1~5歳/162名/ 7日/託児所	Van Wijnenら, 1990
□	213		174{1.73}	429	LTM ^(a) {Al,Ti,ATR ^(e) }	オランダ/1~5歳/78名/7日/ キャンプ場	
□	93 70~120		74		LTM ^(a) {Al,Ti,ATR ^(e) }	オランダ/1~5歳/15名/7日/ 病院	
□	6.8{74.5}	1(-2.4)		160	MBM ^(b) ,BFTM ^(b) {Al,Si,Ti,Y,Zr}	米国/1~4歳/64名/7日	Calabreseら,1997a
□	135{278}	11			MBM ^(b) {Al,Si,Ti}	米国/1~3歳/12名/7日	Calabreseら, 1997b
□	117 (BSTM)	51 (BSTM)		277(BSTM)	MBM ^(b) ,BFTM ^(b)	□と同じ	Walkerら, 1998
0~899 (BSTM)	83 (BFTM)	39 (BFTM)		273(BFTM)	{Al,Si,Ti,Cr,Y,Zr<La,Ce, Nd}		

表 4-5 1日当たりの土壌摂取量の報告 (大人) [mg]

範囲	土壌摂取量mg/day				測定方法	被験者	文献
	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95% タイル値			
□	60.5(年平均)						Hawley, 1985
□	110(Al) -231(Ba) 330(Mn) 30(Si) 71(Ti) 1288(V) 63(Y) 134(Zr)	60(Al) -71(Ba) 388(Mn) 31(Si) 102(Ti) 1192(V) 44(Y) 124(Zr)			MBM ^(b) {Al, Ba, Mn, Si, Ti, V, Y, Zr}	米国/25~41歳/6名/9日	Stanekら, 1990
□	6[165]	<1(<11)		331	MBM ^(b) ;FTM ^(b) {Al, Si, Ti, Y, Zr}	米国/22~45歳/10名/28日	Stanekら, 1997

表 4-6 各国における曝露量推定に用いる 1 日当たりの土壌摂食量

Model	国	大人	子供	吸収率
CLEA	イギリス	60	80	-
CalTOX	アメリカ	50	100	-
UMS	ドイツ	16	123 74	1.0
CSOIL	オランダ	50	150	1.0

表 4-7 土壌の直接摂食による曝露量推定に用いた土壌の直接摂食量 [mg]

	幾何平均値	幾何標準偏差	分布
大人	55	1.6	対数正規分布
子供	110		対数正規分布

表 4-8 土壌の直接摂食による平均的な曝露量 [$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$]

	曝露量 DI [$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$]	
	1999 年度	1985 年度
大人	1.5×10^{-2}	5.0×10^{-2}
子供	9.7×10^{-2}	33×10^{-2}

表 4-9 土壤中鉛濃度の不確実性を考慮に入れた場合における土壌摂取による 1 日当たりの曝露量の 50%,90%,95%値 [$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$]

	50%値	90%値	95%値
大人	1.4×10^{-2}	3.9×10^{-2}	5.3×10^{-2}
子供	9.4×10^{-2}	26×10^{-2}	35×10^{-2}

表 4-10 土壤中鉛濃度および 1 日当たりの土壌摂取量の不確実性を考慮に入れた場合における土壌摂取による 1 日当たりの曝露量の 50%,90%,95%値 [$\mu\text{g}/\text{kg}\cdot\text{day}$]

	50%値	90%値	95%値
大人	1.5×10^{-2}	4.7×10^{-2}	6.5×10^{-2}
子供	9.7×10^{-2}	31×10^{-2}	43×10^{-2}

4.2.3 飲料水（水道水）からの曝露量の推定

飲料水からの曝露量 DI_w [mg/kg·day] の推定は、次式により推算した。

$$DI_w = Q_{dw} \cdot C_{dw} \cdot f_a / W \quad (5)$$

ここに Q_{dw} [L/day] は1日当たりの飲料水量で、大人1日当たりの飲料水量 Q_{dw} を 2L/day、子供のそれを 1L/day とした。また、 C_{dw} [mg/L] は飲料水中の鉛濃度で厚生省、大阪市および茅ヶ崎市で調査された流水中の鉛濃度の幾何平均値 0.005mg/L をデフォルト値として使用した。

式(5)により計算された飲料水からの曝露量は、大人で 0.20 μ g/kg·day および子供で 0.33 μ g/kg·day と推算され、食事による曝露量と同じ程度となっている。

また、飲料水の分布は幾何平均値 0.005mg/L および幾何標準偏差 2.0 の対数正規分布と仮定できたので、モンテカルロシミュレーションにより 10000 回試行を行いこの濃度分布による飲料水からの曝露量を算出した。表 4-11 に飲料水の濃度分布を考慮した場合における曝露量の 50% 値、90% 値および 95% 値を示す。

表 4-11 飲料水の濃度分布を考慮した場合における曝露量の 50% 値、90% 値および 95% 値 [μ g/kg·day]

	50% 値	90% 値	95% 値
大人	0.20	0.48	0.62
子供	0.33	0.81	1.0

4.3 一般環境におけるヒトの曝露量

経気道および経口による一般環境における曝露量を表 4-12 に示す。表よりヒトへの曝露経路は大部分が経口(大人 95.0%、子供 96.7%)であるといえる。各経路別にみると最も多いのが食品で(大人 48.0%、子供 48.5%)ついで飲料水(大人 43.7%、子供 37.2%)、土壌摂食(大人 3.3%、子供 10.9%)となっている。また、子供の全曝露量は大人の全曝露量の約 2 倍であり、土壌摂食の割合が大人の場合よりも高く土壌摂食の影響を受けやすいといえる。1990-1999 年度と 1980-1985 年度とを比較すると大人・子供ともに全曝露量は約 1/2 まで減少している。

図 4-3 に土壌濃度、食品からの鉛摂取量、土壌の直接摂食量および飲料水濃度の分布を考慮し、モンテカルロシミュレーションで 10000 回試行した場合における日本人の鉛曝露量の分布、また表 4-13 に各種統計値を示す。図表より子供の鉛曝露量は、大人の鉛曝露量と比較して 2 倍近く高くなっている。また、大人および子供の曝露量は 95% 値においても JECFA が定めた 1 日当たりの許容摂取量 (TDI 値) 3.5 μ g/kg·day を超えなかったことから、一般環境において日常生活レベルによる曝露量はそれほど大きくないといえる。しかし、

曝露量とその生体影響との関係や、生態系への影響などについてこれから吟味する必要がある。

表 4-12 一般環境におけるヒトの平均曝露量 [μg/kg/day]

	1980-1985 年度		1990-1999 年度	
	大人	子供	大人	子供
大気吸入 (IA)	0.045(5.7%)	0.057(3.3%)	0.023(5.0%)	0.029(3.3%)
土壌粒子吸入 (IP)	5.4×10^{-4} (0.1%)	6.8×10^{-4} (0.0%)	1.7×10^{-4} (0.0%)	2.1×10^{-4} (0.0%)
全経気道 (Ith)	0.046(5.8%)	0.058(3.3%)	0.023(5.0%)	0.029(3.3%)
食品 (DI _f)	0.50(62.9%)	1.0(58.2%)	0.22(48.0%)	0.43(48.5%)
土壌直接摂食 (DI _s)	0.050(6.3%)	0.33(19.2%)	0.015(3.3%)	0.097(10.9%)
飲料水 (DI _w)	0.20(25.1%)	0.33(19.2%)	0.20(43.7%)	0.33(37.2%)
全経口 (DI)	0.75(94.2%)	1.7(96.7%)	0.44(95.0%)	0.86(96.7%)
全曝露量	0.80	1.7	0.44	0.89

表 4-13 日本人の鉛曝露量 [μg/kg·day]

	50%値		75%値		90%値		95%値	
	大人	子供	大人	子供	大人	子供	大人	子供
全曝露量	0.42	0.79	0.58	1.1	0.80	1.5	0.96	1.8

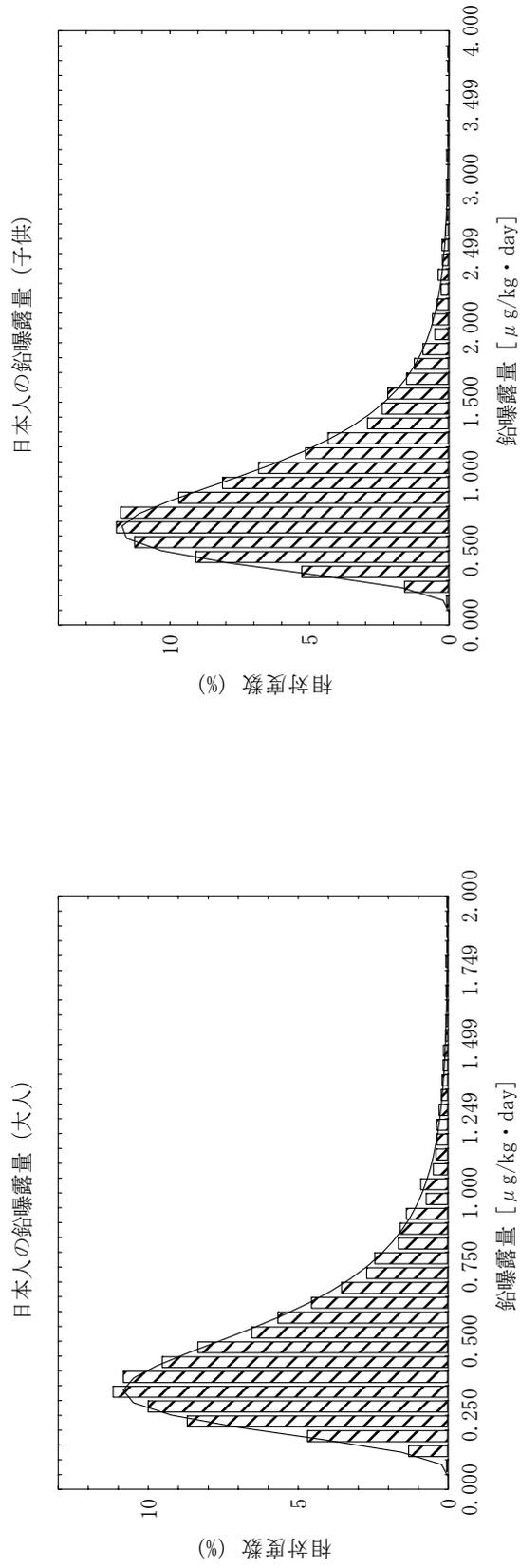


図 4-3 モンテカルロシミュレーションによる日本人の鉛曝露量の分布

第5章 日本人の鉛リスク評価

5.1 鉛の毒性

鉛による急性中毒は、鉛の短時間大量曝露によって起きるが、非常にまれである。初期症状は口渇、金属味がみられ、その後悪心、腹痛、嘔吐が続く。感覚異常症、疼痛そして筋力低下等の神経症状もあげられる。急性溶血のため貧血やヘモグロビン尿が認められる。

慢性中毒では典型的症状は鉛蒼白、貧血、鉛緑、鉛疝痛、伸筋麻痺、コプロポルフィリン尿があげられていたが、最近わが国ではこのような症例はほとんどみられない。胃腸管症状は鉛が胃腸管の平滑筋に作用して食欲不振、腹部不快感、便秘、腹痛などが起こる。末梢神経症状は神経筋症状、手首の伸筋麻痺による下垂手（鉛麻痺）や末梢神経伝導速度の軽度遅延などがある。鉛による血液学的影響は、溶血性貧血とヘム合成系への障害に大別される。溶血性貧血は主に鉛のトランスフェリン結合鉄および非結合鉄の網状赤血球への取り込み障害、Pyrimidine 5'-nucleotidase 活性障害、Kイオンチャンネルの活性低下および赤血球細胞膜のナトリウムポンプ阻害によってもたらされたものと考えられる。ヘム合成の障害は主に鉛の δ -アミノレブリン酸脱水酵素（ δ -ALAD）に対する阻害によるものと考えられ、その結果は、尿中の δ -ALA、コプロポルフィリン排泄が増加し、血中 δ -ALAD活性が低下する。これらのパラメータと血中鉛が鉛曝露指標として用いられており、その用量-反応関係について多くの報告がなされている（表 5-1 (ATSDR,1999)）。本表に示すように血中鉛濃度のレベルに対して血液系や神経系などにさまざまな生体影響が現れている。しかし、同じ血中鉛濃度の場合でもその生体影響については報告により異なっている場合も多くあり、これは血中鉛濃度の分析方法の差異や交絡因子や個人差があるためと考えられる。したがって、血中鉛とその生体影響との容量-反応関係については一応の目安にすぎず、鉛による健康影響を評価するためにはさらなる研究が望まれる。

5.2 各国のリスク評価

WHO クライテリアヒトの健康リスクの評価（WHO,1995）

WHO クライテリアにおけるヒトの健康リスク評価の部分で、鉛のヒトへのリスクについて以下のような記述がなされている。

現存する疫学研究は、閾値の明確な証拠を示していない。血中鉛濃度の濃度が $10\sim 15\mu\text{g/dl}$ 以下の範囲では、交絡因子の影響、分析と精神測定学上の精度の限界は、影響のすべての予測に付随する不確実性を増加する。しかし、この範囲以下での関連性について、ある程度の証拠が存在する。動物実験では、鉛と神経系機能との間の因果関係が確認されており、 $11\sim 15\mu\text{g/dl}$ の血中鉛濃度濃度において認識作用の欠損が報告されており、それは鉛曝露の中止後も持続を示した。ヒトにおける末梢神経の伝達速度の低下は、血中鉛濃度濃

度 $30 \mu\text{g/dl}$ の低いレベルで起こる。さらに、感覚運動機能は約 $40 \mu\text{g/dl}$ で障害され、自律神経系機能(心電図の R-R 感覚の変動性)は、約 $35 \mu\text{g/dl}$ の血中鉛濃度平均濃度において影響される。作業における鉛による腎疾患のリスクは、 $60 \mu\text{g/dl}$ の血中鉛濃度濃度以上において増加する。しかし、腎機能のより鋭敏な指標を用いた最近の研究では、さらに低濃度の鉛曝露における腎臓への影響を示唆している。鉛曝露は、軽度の血圧上昇に関連性を有している。その関連性の程度は、血中鉛濃度濃度が 2 倍に増加した場合には(例えば、 16.6 から $33.3 \mu\text{g/dl}$ への増加)、心臓収縮期血圧において平均 1mmHg 上昇する。心臓弛緩期での関連性は類似しているが、その程度はより低い。しかし、これらの統計学的関連性が、本当に鉛曝露の影響なのか、あるいは攪乱要因による人為的結果(artifact)なのかについては疑問がある。一部の疫学研究(すべてではない)では、血中鉛濃度 $0.72 \mu\text{mol/l}(15 \mu\text{g/dl})$ 以上において、早産および胎児の成育と成熟の一部の指標に用量依存性の関連性が示された。また、ヒトにおける鉛および無機鉛化合物の発がん性の証拠は不十分である。

多種類の酵素系および生化学的パラメータに対する鉛の影響が立証されている。臨床的な意義を有するこれらのパラメータに対し、現在の技術で立証できる血中鉛濃度濃度は、すべて $20 \mu\text{g/dl}$ 以上である。酵素についての一部の影響は、より低い血中鉛濃度濃度で立証可能であるが、その臨床的意義は不明確である。

U.S. EPA 土壌、ほこり、塗料に含まれる鉛のリスク (U.S.EPA,1998 ; 2000)

U.S.EPA による土壌・ほこり・塗料に含まれる鉛のリスク評価では、特に鉛の感受性が高い 1-2 歳の幼児についてリスク評価を行っている。その理由としては、

- (a) 1-2 歳では手を口に入れることが多く、ほこりや土壌、塗料からの鉛を摂取しやすい。
- (b) 脳神経系の発達が急速であるため、鉛の影響を受けやすい。
- (c) 脳における前頭皮質のシナプス密度が最も高い期間であるため、鉛の曝露によりシナプスの発達が遅れたり抑制されたりする可能性がある。
- (d) 血中鉛濃度が $1\mu\text{g/dl}$ 増加すると IQ が 0.25 ポイント落ちる傾向がある。

このリスク評価では以下に示すようにエンドポイントを何種類か設定している。

- (a) 血中鉛濃度 $10\mu\text{g/dl}$ 以上 知能、聴力低下、ビタミン D 代謝への影響の敷居値 (CDC)
- (b) 血中鉛濃度 $20\mu\text{g/dl}$ 以上 血圧上昇、反応の低下、貧血、腎疾患 (CDC)
- (c) 鉛の曝露により IQ スコアが 70 ポイントより小さい
- (d) 鉛の曝露により IQ スコアが 1 ポイント以上低下する可能性
- (e) 鉛の曝露により IQ スコアが 2 ポイント以上低下する可能性
- (f) 鉛の曝露により IQ スコアが 3 ポイント以上低下する可能性

結果を表 5-2 に示す。

表 5-2 U.S.EPA による土壌・ほこり・塗料に含まれる鉛のリスク評価

エンドポイント	全体に占める割合%
血中鉛濃度 20 μ g/dl 以上	0.588%
血中鉛濃度 10 μ g/dl 以上	5.75%
鉛曝露により IQ70 より小さい	0.115%
鉛曝露により IQ 1 ポイント低下	38.5%
鉛曝露により IQ 1 ポイント低下	10.8%
鉛曝露により IQ 1 ポイント低下	3.70%

U.S.EPA IRIS データベース

RfD, RfC 値の設定なし。

5.3 本リスク評価におけるエンドポイント

前述したように血中鉛濃度と生体影響については比較的よい用量-反応関係が得られるものの、交絡因子や個人差など不確実性が大きくどの血中鉛濃度をエンドポイントに設定するかによって、そのリスク値が異なってくる。また、鉛の場合ヒトに対する発ガン性の証拠に乏しいため発ガンリスクを算出することができない。したがって、現段階で正確なエンドポイント値を設定することは極めて困難である。

本リスク評価では表 5-1 の血中鉛濃度と生体影響との用量-反応関係や 5.2 節で述べた各国のリスク評価におけるエンドポイントに基づいて暫定的なエンドポイントを設定した。エンドポイントとしては赤血球デルタアミノレブリン酸脱水酵素 (ALAD) 活性や赤血球ピリミジン 5'-ヌクレオチダーゼ (P5N) 活性の阻害が認められる血中鉛濃度 10 μ g/dl とした。これら酵素についての影響は、臨床的意義が不明確とされているが生体系に何らかの影響を及ぼしていると考えられ、今後の鉛の曝露によるリスクを増加させないためにも一つの指標とされている (CDC,1991)。また、慢性的な鉛中毒患者に特徴的な末梢神経障害として血中鉛濃度 50 μ g/dl 付近から起こり得るといわれている末梢神経伝達伝導速度の低下を要注意レベルのエンドポイントに設定した。

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
>1年	職業的		高血圧, 腎炎, 新生物による死亡の増加	63-80	Cooper et al.1985; Cooper et al. 1988
—	職業的		脳血管疾患, 腎炎, 新生物による死亡の増加	—	Fanning 1988; Malcolm and Barnett 1982; Michaels et al. 1991
>3年	職業的		肺ガンによる死亡の増加	34-58	Lundstrom et al. 1991
—	—		幼児期における急性脳症の増加	125-750	NAS 1972
2週間	職業的	心血管	血圧上昇	30-120	de Kort et al. 1987; Pollock and Ibels 1986; Marino et al. 1989; Weiss et al. 1986,1988
>1年	職業的	心血管	血圧に影響なし	40(平均)	Parkinson et al. 1987
>1年	職業的	心血管	心筋層の心電図の変化	51(平均)	Kirkby and Gyntelberg 1985
—	一般	心血管	血圧上昇	44.9(平均)	Khera et al. 1980b
—	一般	心血管	血中濃度が2倍上昇することに収縮期圧 1-2mmHg上昇, 拡張期血圧1.4mmHg上昇 中年 男性が最も顕著に現れる	7-38	Coate and Fowles 1989; Harlan 1988; Harlan et al. 1988; Landis and Flegal 1988; Pirkle et al. 1985; Schwartz 1988; Proctor et al. 1996
—	一般	心血管	血圧と血中鉛濃度に有意な相関なし	6-13	Elwood et al. 1988; Grandjean et al. 1989;Neri et al. 1988; Staessen et al. 1990,1991
—	一般	心血管	幼児期における心筋層の変化, 心電図異常	6-20	Silver and Rodriguez-Torres 1968
—	子供 環境曝露	心血管	血中濃度が10から30に増加することにより収縮期 圧1.8mmHg上昇, 拡張期血圧0.9mmHg上昇	37.3(平均)	Factor-Litvak et al. 1996
—	一般	胃腸	幼児期における疝痛	60-100	EPA 1986a; NAS 1972

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
—	職業的	胃腸	疝痛(腹痛, 便秘, 生理痛, 吐き気, 嘔吐, 食欲不振, 体重減少)	400-200	Awad et al. 1986; Baker et al. 1979; Haeninen et al. 1979; Holness and Nethercott 1988; Kumar et al. 1987; Marino et al. 1989; Matte et al. 1989; Muijser et al. 1987; Pagliuca et al. 1990; Pollock and Ibels 1986; Schneitzer et al. 1990
—	職業的	血液学	ALASの増加, ALADの減少	87	Alessio et al. 1976; Meredith et al. 1978; Wada et al. 1973
—	一般	血液学	ALADの減少	3-56(大人)	Chisholm et al. 1985; Hemberg and Nikkanen 1970; Lauwerys et al. 1978; Roels and Lauwerys 1987; Roels et al. 1976; Secchi et al. 1974
—	職業的	血液学	尿中あるいは血中ALAの増加	>35(大人) 25-75 (子供)	Lauwerys et al. 1974; Meredith et al. 1978; Pollock and Ibels 1986; Selander and Cramer 1970; Solliway et al. 1996
—	一般	血液学	尿中ALAの増加	>25-35	NAS 1972; Roels and Lauwerys 1987
—	一般	血液学	FEPの増加	30-40(男性) 20-30 (女性)	Grandjean and Lintrup 1978; Roels et al. 1975
—	一般	血液学	EPの増加	>=15(子供)	Roels and Lauwerys 1987; Roels et al. 1975, 1976, 1979; Stuick 1975
—	一般	血液学	ZPPの増加	51(平均)	Hammond et al. 1985; Piomelli et al. 1982; Rabinowitz et al. 1986; Roels and Lauwerys 1987; Roels et al. 1976
1-28年	職業的	血液学	ZPPの増加および尿中ALAの増加の増加	40-75	Gennart et al. 1992a
—	一般	血液学	尿中コプロポルフィンの増加	>=35(子供) >=40	EPA 1986a

			(大人)	
--	--	--	------	--

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
—	一般	血液学	ヘモグロビンの減少	>=40(子供)	Adebonojo 1974; Betts et al. 1973; Pueschel et al. 1972; Rosen et al. 1974
—	職業的	血液学	赤血球の好塩基性斑点を伴ったり, 伴わなかったりするヘモグロビンの減少	>=40	Awad et al. 1986; Baker et al. 1979; Haenninen et al. 1979; Holness and Nethercott 1988; Kumar et al. 1987; Marino et al. 1989; Matte et al. 1989; Mujiiser et al. 1987; Pagliuca et al. 1990; Pollock and Ibels 1986; Schweitzer et al. 1990
—	一般	血液学	貧血(ヘマトクリット値<35%)	>20(子供)	Schwartz et al. 1990
—	職業的	血液学	Py-5Nの減少	—	Buc and Kaplan 1978; Paglia et al. 1975,1977
—	一般	血液学	Py-5Nの減少	7-80(子供)	Angle and McIntire 1978; Angle et al. 1982
—	一般	肝臓	オキシダーゼ活性の減少	-(子供)	Alvares et al. 1975; Saenger et al. 1984
—	職業的	腎臓	慢性腎症	40->100	Biagini et al. 1977; Chia et al. 1995a; Cramer et al. 1974; Lillis et al. 1968; Maranelli and apostoli 1987; Ong et al. 1987; Pollock and Ibels 1986; Verschoor et al. 1987; Wedeen et al. 1979
1-30年	職業的	腎臓	腎臓に無影響	40-75	Buchet et al. 1980; Huang et al. 1988a; Gennart et al. 1992a
—	一般	腎臓	高血圧や痛風を伴う腎臓障害	18-26	Batumen et al. 1981,1983
—	一般	腎臓	アミノ酸尿症 ファンconi症候群	>80(子供)	Chisolm 1962; Pueschel et al. 1972
—	子供 環境曝露	腎臓	血中鉛濃度10ug/dLにおいてNAG活性が14%上昇する	34.2(平均)	Verberk et al. 1996

0.2-20年	職業的	内分泌腺	甲状腺ホルモン(T4)の減少	>=56	Tuppurainen et al. 1988
1-28年	職業的	内分泌腺	甲状腺ホルモンTSH, LH, FSHに影響なし	51(平均)40-75	Gennart et al. 1992a
表 5-3 血中鉛濃度とその影響					
曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
-	一般	内分泌腺	子供の甲状腺ホルモロンに影響なし	2-77	Segel et al. 1989; Huseman et al. 1992
-	一般	その他	子供における血中鉛濃度と血清の1,25ジハイドロビタミンDに負の相関	12-120	Mahaffey et al. 1982; Rosen et al. 1980
-	一般	その他	ビタミンDの代謝に影響なし	5-24	Koo et al. 1991
-	一般	その他	子供の成長阻害	>=30-60, >18.7ug/g(歯中鉛)	Angle and Kuntzelman 1989; Lauwers et al. 1986; Lyngbye et al. 1987; Huseman et al. 1992
-	一般	その他	血中鉛濃度と成長阻害に関連性がない	10-47	Greene and Ernhart 1991; Sachs and Moel 1989;
-	一般	その他	成長速度の減少	7.7	Shukla et al. 1989, 1991
-	子供環境曝露	その他	身長の減少	>=9-10	Frisancho and Ryan 1991
18年<	職業的	免疫学	細胞の免疫機能の低下, 体液性免疫には影響なし	21-90	Alomran and Shleamoon 1988; Ewers et al. 1982
平均6年	職業的	免疫学	いくつかのマーカーやIgG, IgMの低下	38-100	Undeger et al. 1996
平均5.3年	職業的	免疫学	重要な影響は見られなかった	25-55	Pinkerton et al. 1998
-	急性	神経	脳症(大人)	50->300	Kehoe 1961a; Kumar et al. 1987; Smith et al. 1988
-	一般	神経	神経行動学テストの低下	5.5(平均)	Payton et al. 1998
-	職業的	神経	神経行動学機能に影響なし(大人)	40-60	Milburn et al. 1976; Ryan et al. 1987
-	職業的	神経	末梢神経系機能に影響なし	60-80	Ishida et al. 1996; Spivey et al. 1980
出生前	一般	発達	出生児や胎内児の体重低下, 死産や乳幼児の死亡率の上昇	12-17	Bornshein et al. 1989; McMichael et al. 1986; Moore et al. 1982; Ward et al. 1987; Wibberley et al. 1977

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
—	急性職業的	神経	倦怠感, 健忘症, 神経過敏, 無気力, 頭痛, 疲労感, インポテンズ, 性欲低下, めまい, 脱力, 知覚障害の兆候(大人)	40-80	Awad et al. 1986; Baker et al. 1979; Campara et al. 1984; Haenninen et al. 1979; Holness and Nethercott 1988; Marino et al. 1989; Matte et al. 1989; Pagliuca et al. 1990; Parkinson et al. 1986; Pasternak et al. 1989; Pollock and Ibels 1986; Schneitzer et al. 1990; Zimmerman-Tansella et al. 1983
—	職業的	神経	動眼神経機能の障害, 応答時間, 視覚機能, 手の器用さ, IQテストや認識能, 神経質, 気分, 対処能, 記憶の低下	40-80	Arnvig et al. 1980; Baker et al. 1983; Baloh et al. 1979; Campara et al. 1984; Glickman et al. 1984; Haenninen et al. 1978; Hogstedt et al. 1983; Mantere et al. 1982; Maizlish et al. 1995; Spivey et al. 1980; Stollery et al. 1989, 1991, 1996; Valciukas et al. 1978; Williamson and Teo 1986
—	職業的	神経	神経伝達速度の低下(大人)	30->=70	Araki et al. 1980; Chia et al. 1996; Muijser et al. 1987; Rosen et al. 1983; Seppalainen et al. 1983; Triebig et al. 1984
—	職業的	神経	平衡感覚の低下	36(平均)	Chia et al. 1996
—	一般	神経	神経過敏, 無気力, 行動上の問題, 脳障害(子供)	60-450 >80-800 (脳症)	Bradly and Baumgartner 1958; Bradley et al. 1956; Chisolm 1962, 1965; Chisolm and Harrison 1956; Gant 1938; Rummo et al. 1979; Smith et al. 1983;
—	一般	神経	IQテスト若干の低下, 心理学的テストの低下(子供)	40-200	de la Burde and Choate 1972, 1975; Ernhart et al. 1981; Kotok 1972; Kotok et al. 1977; Rummo et al. 1979

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
—	一般	神経	IQテスト若干の低下, 心理学的テストの低下(子供)	歯: 60->30ug/g 血 中6-60	Bellinger and Needleman 1983; Bergomi et al. 1989; Fulton et al. 1987; Hansen et al. 1989; Hawk et al. 1986; Needleman et al. 1979,1985,1990; Schroeder et al. 1985; Silva et al. 1988; Wang et al. 1989
—	一般	神経	血中濃度と子供の神経行動学的発達に関係なし(子供)	10-15	Bellinger et al. 1989a; Cooney et al. 1989a; Dietrich et al. 1987a; Ernhart and Greene 1990; Harvey et al. 1984,1988; Lansdown et al. 1986; McBride et al. 1982; McMichael et al. 1986; Pocock et al. 1989; Smith et al. 1983; Winneke et al. 1984
—	子供環境曝露	神経	視覚表現と血中鉛濃度に相関関係	1.4-17.4	Altmann et al. 1988; Winneke et al. 1994
—	子供環境曝露	神経	行動認識機能に障害	40-50(20才)	Stokes et al. 1988
—	一般	神経	聴覚や知覚障害(子供)	4-60	Holdstein et al. 1986; Robinson et al. 1985; Schwartz and Otto 1987
—	子供環境曝露	神経	聴覚障害に関して証拠不十分	6.2-128.2	Counter et al. 1997
—	一般	神経	平衡感覚の低下	11.9(幾何平均 5才まで)	Bhattacharya et al. 1993
—	一般	神経	末梢神経や伝達速度の低下(子供)	20-30	Erenberg et al. 1974; Landrigan et al. 1976; Schwartz et al. 1988; Seto and Freeman 1964
—	一般	発達	血中鉛と出生児, 胎内児の体重低下および死産や乳幼児の死亡率上昇に因果関係なし	3-55	Factor-Litvak et al. 1991; Greene and Ernhart 1991

表 5-3 血中鉛濃度とその影響

曝露期間	曝露対象	システム	影響	血中鉛濃度	文献
—	一般	発達	精神発達の障害(子供)	10-15	Baghurst et al. 1987; Bellinger et al. 1984, 1985a, 1985b, 1986a, 1986b, 1987a, 1987b; Bornsheim et al. 1989; Deitrich et al. 1986, 1987a, 1987b; Ernhart et al. 1985, 1986, 1987; McMichael et al. 1988; Rothenberg et al. 1989a; Tong et al. 1996; Wigg et al. 1988; Winnele et al. 1985a, 1985b; Wolf et al. 1985; Vimpani et al. 1985, 1989
—	一般	発達	行動発達の障害(6才)	>=9	Dietrich et al. 1993b
—	一般	発達	ウェルスラー児童知能検査におけるIQスコアのわずかな低下(6.5才)	>=20	Dietrich et al. 1993a
—	一般	発達	認識機能テストの低下(5才, 10才)	6.5	Bellinger et al. 1991, 1992
—	一般	発達	血中鉛とALAおよびALAD活性との逆相関係	10-33(平均)	Haas et al. 1972; Kuhnert et al. 1977; Lauwerys et al. 1978
—	子供環境曝露	発達	血中鉛濃度と異常行動との間にわずかな関連性があった	40.9(幾何平均)	Wasserman et al. 1988
—	職業的	生殖	受精率の低下	37.2(平均)	Lin et al. 1996
—	一般	生殖	流産や死産の増加	>=10	Baghurst et al. 1987; Hu et al. 1991; McMichael et al. 1986; Nordstorm et al. 1979; Wiberley et al. 1977
—	一般	生殖	血中濃度と自然流産に相関なし	2	Murphy et al. 1990
—	職業的	生殖	精子数の低下, 精子の移動性の低下, 異常精子	40-50	Alexander et al. 1996; Assennato et al. 1987; Braunstein et al. 1978; Chowdhury et al. 1986; Cullen et al. 1984; Lancranjan et al. 1975; Rodamilans et al. 1988; Wildt et al. 1983

5.4 PBPK モデル (IEUBK モデル) による日本人の血中鉛濃度およびリスクの推定

5.4.1 IEUBK モデルの概要(U.S.EPA, 1994a;1994b)

曝露量から血液中や各臓器および排泄物中の化学物質の濃度を推定するモデルとして Physiologically Based Pharmacokinetic Model (PBPK モデル) がある。鉛についてはいくつもの PBPK モデルがあり、それらは主に血中鉛濃度を推定するために用いられている。そのうち IEUBK モデル (U.S.EPA, 1994) は、鉛曝露に対する感受性の高い7歳までの期間について血中鉛濃度を推定できるモデルであり、PC上で容易に操作可能なグラフィカルユーザーインターフェイスを兼ね備えている。

図5-1にIEUBKモデルの概要図を示す。本図に示すようにこのモデルの曝露媒体は大気、ほこり、土壌、塗料、食事および飲料水であり、大気中の鉛は呼吸により肺へ、その他の媒体については摂食により直接消化器官へ移行する。肺や消化器系へ移行した鉛はその後、吸収され血漿や体液により中骨、皮質骨、赤血球、腎臓、肝臓あるいはその他の脱落軟組織に輸送され、それらの組織との平衡関係により組織中の濃度が決定される。また、血漿や体液中の鉛の一部については、尿として排出される。鉛の排出は汗や皮膚、髪などの脱落軟組織からも排出される。さらに、消化器系から直接糞便として排出される。

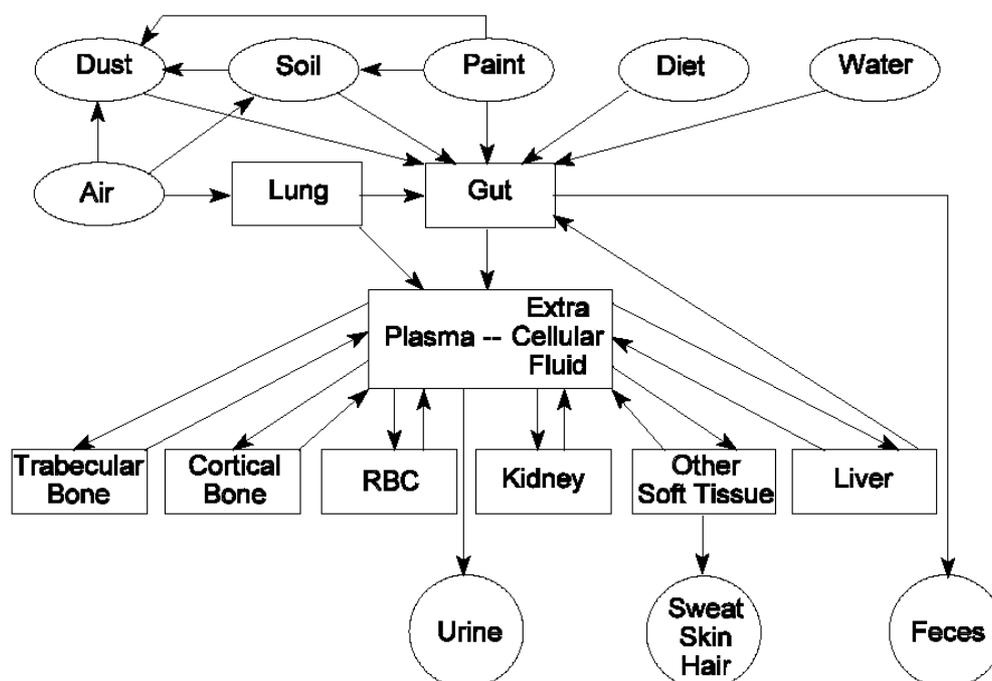


図 5-1 IEUBK モデルの概要図

5.4.2 IEUBK モデルによる血中鉛濃度の推定

前述したように IEUBK モデルでは、大気、土壌、食事、飲料水などを曝露媒体としており、それらの媒体からの曝露量により血中鉛濃度が推定される。このモデルでは1年毎に土壌摂食量や食事摂取量などを変化させ血中鉛濃度を推定しているが、本リスク評価では0-6歳までの平均的な子供の血中鉛濃度を算出した。また、ほこりや塗料からの曝露は考慮に入れなかった。

使用したパラメータは吸収率など基本的には IEUBK モデルのデフォルト値としたが、前述したように0-6歳までの平均的な血中鉛濃度を推定するために、土壌の摂食量や食事の摂取量は一定とした。また、値については第4章において求められた曝露量の値を用いた。

図5-2は日本人子供の血中鉛濃度の推定値分布を示したものである。本図に示すように、0-6歳までの子供の血中鉛濃度の幾何平均値は $3.3\mu\text{g}/\text{dl}$ 、幾何標準偏差1.6と推定され対数正規分布で表すことができた。また、表5-4に示すように1980-1985年までの血中鉛濃度と比較すると幾何平均値で43%していた。また、現在における95%値についても $7.1\mu\text{g}/\text{dl}$ と推定されほとんどの子供の血中鉛濃度は、 $10\mu\text{g}/\text{dl}$ より小さいといえる。表5-5に各血中鉛濃度におけるリスクを示すが、 $10\mu\text{g}/\text{dl}$ を超える割合は1980-1985年において 10^{-1} であるのに対して1990-1999年では 8.6×10^{-3} 、 $50\mu\text{g}/\text{dl}$ を超える割合は1980-1985年において 3.1×10^{-7} であるのに対して1990-1999年では 2.2×10^{-9} と推定され、明らかに鉛曝露に対するリスクは減少傾向にあるといえる。

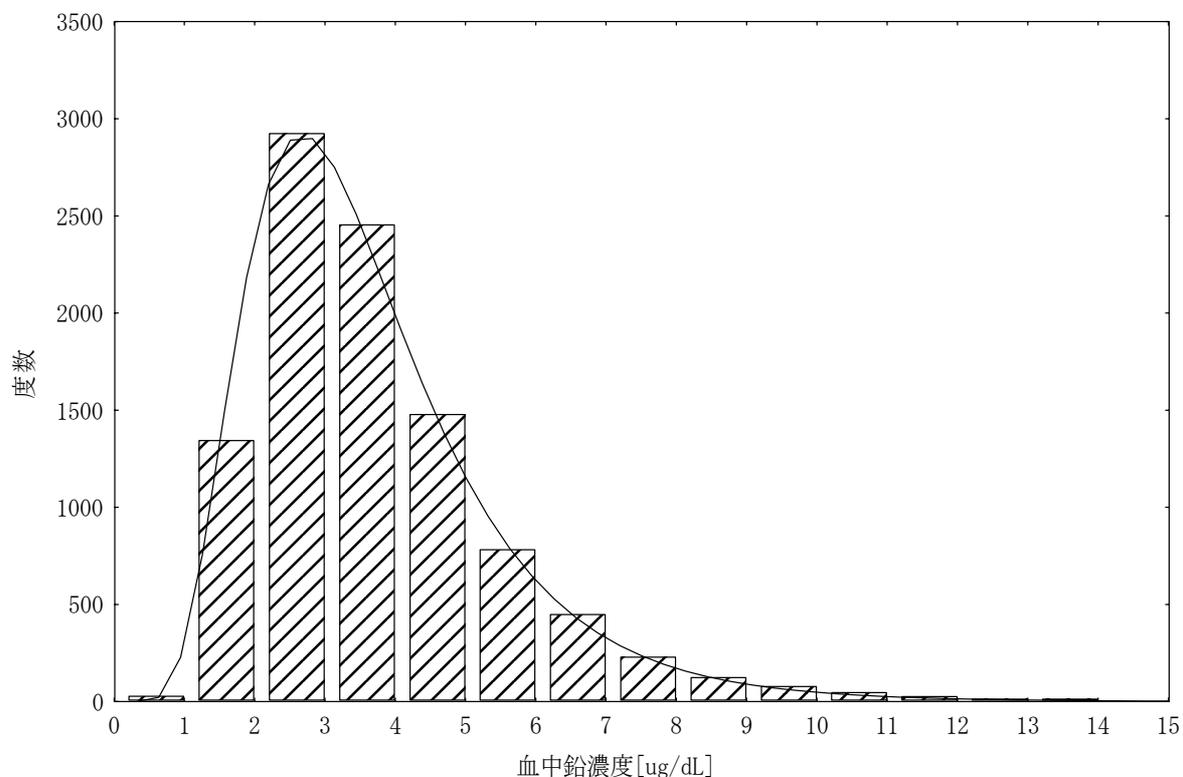


図 5-2 日本人子供の血中鉛濃度の分布

表 5-4 日本人子供の血中鉛濃度の推算値 [μg/dL]

	50%値	75%値	90%値	95%値
血中鉛濃度 (1990-1999)	3.3	6.0	7.1	7.1
血中鉛濃度 (1980-1985)	5.7	7.7	10.1	11.8

表 5-5 日本人子供の鉛曝露のリスク

血中鉛濃度 [μg/dl]	リスク	
	1990-1999年	1980-1985年
10	8.6×10^{-3}	1.0×10^{-1}
20	5.0×10^{-5}	2.0×10^{-3}
30	9.6×10^{-7}	7.0×10^{-5}
40	3.6×10^{-8}	3.9×10^{-6}
50	2.2×10^{-9}	3.1×10^{-7}

第6章 リスク削減代替案に関するリスク評価

第4章で鉛のヒトへの曝露経路について論じたが、主たる曝露経路は食品となっている。したがって食品中の鉛を軽減できれば鉛のリスクが削減される。しかし、ほとんど全ての食品に鉛は含まれており、それら個々に対して鉛の削減対策をとることは極めて困難であると考えられる。そこで本章では食品について主要な経路となっている飲料水（水道水）の鉛を削減する対策とその効果について論じる。

6.1 鉛給水管の取り替え

わが国ではいまだに鉛給水管が使用されているケースが多く、平成3年度に(社)日本水道協会が行った調査((社)日本水道協会, 1992)では、鉛給水管残存延長: 41,340 km, 鉛給水管使用世帯数: 1,222 万世帯, 1世帯辺り平均延長: 3.4mであった。また、(財)水道技術研究センターが平成11年度に行った調査((財)水道技術研究センター, 2000)では鉛給水管残存延長: 27,467 km, 鉛給水管使用世帯数: 852 万世帯, 1世帯辺り平均延長: 2.7mと以前の調査と比較すると減少しているもの、多くの鉛給水管が使用されている。

取り替える給水管の種類としてはポリエチレン管, 硬質塩ビ管, 耐衝撃性硬質塩ビ管, 内外面硬質塩ビライニング鋼管, 内外面ポリ粉体ライニング鋼管などが挙げられるが、平成11年度の調査によるとポリエチレン管および耐衝撃性硬質塩ビ管が全体の約65%を占めており、主流となっている。これらの給水管に換える費用として、1mあたり48,000円の費用がかかると見積もられており、もし、現存する鉛給水管を全て取り替える場合の費用は約1兆3千億円となっている。

そこで、現存する鉛給水管を取り替えた場合、日本人の子供の血中濃度がどの程度減少するか見積もることにした。しかし、鉛給水管を取り替えた場合においても、共給水に鉛が含まれていれば除去効果がないため、水道水中の鉛濃度が0となることはない。したがって、鉛給水管を取り替えた場合の水道水濃度は1999年における浄水中の平均鉛濃度(水道統計, 2001)を用いて計算した。1999年における浄水中の平均鉛濃度は99.1%が0.005mg/l以下となっている。そこで、鉛給水管を取り替えた場合における水道水中の鉛濃度を0.0025mg/lと仮定した。その他の曝露経路については第4章で用いたデータを用いて計算した。表6-1に鉛給水管取替え前後における日本人の鉛平均曝露量の計算結果を示す。水道水中の鉛濃度が半減するため、飲料水による曝露量が半減しているが、全曝露量としては、大人23%, 子供18%の減少に過ぎない。表6-2に第5章で述べたIEUBKモデルを用いて子供の血中鉛濃度を推定した結果を示す。日本にある鉛給水管を全て取り替えた場合において、子供の血中鉛濃度の幾何平均値は0.9µg/dl減少した。また、血中鉛濃度が10µg/dl以上となる子供の割合も大幅に減少する。前述したようにわが国における鉛給水管を全て取り替えた場合における総費用は約1兆3千億円である。すなわち、血中鉛濃度の

幾何平均値を 0.9µg/dl 低下させるためのコストは 1 兆 3 千億円と見積もられる。

表 6-1 鉛給水管取替え前後における平均曝露量

	取り替え前		取り替え後	
	大人	子供	大人	子供
大気吸入 (IA)	0.023	0.029	0.023	0.029
土壌粒子吸入 (IP)	1.7×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻⁴
全経気道 (Ith)	0.023	0.029	0.023	0.029
食品 (Dif)	0.22	0.43	0.22	0.43
土壌直接摂食 (DIs)	0.015	0.097	0.015	0.097
飲料水 (DIw)	0.20	0.33	0.10	0.17
全経口 (DI)	0.44	0.86	0.34	0.70
全曝露量	0.44	0.89	0.34	0.73

表 6-2 鉛給水管取替え前後における子供の血中鉛濃度

	50%値	75%値	90%値	95%値	血中鉛濃度 10µg/dl 以上
鉛給水管取替え前	3.3	4.5	6.0	7.1	0.86%
鉛給水管取替え後	2.4	3.2	4.1	4.7	0.025%

図 6-1 に鉛給水管取替え率と血中鉛濃度の幾何平均値との関係を示す。本図よりそれらの関係は直線で近似できるといえる。すなわち 1%の鉛給水管を取り替えるごとに血中鉛濃度の幾何平均値が $0.009\mu\text{g}/\text{dl}$ 減少していく。ただし、現段階で日本人（子供）の血中鉛濃度の幾何平均値は十分に $10\mu\text{g}/\text{dl}$ より低く、また全部取り替えた場合でも血中鉛濃度の幾何平均値は $2.4\mu\text{g}/\text{dl}$ となっており、あまり効率的ではないといえる。

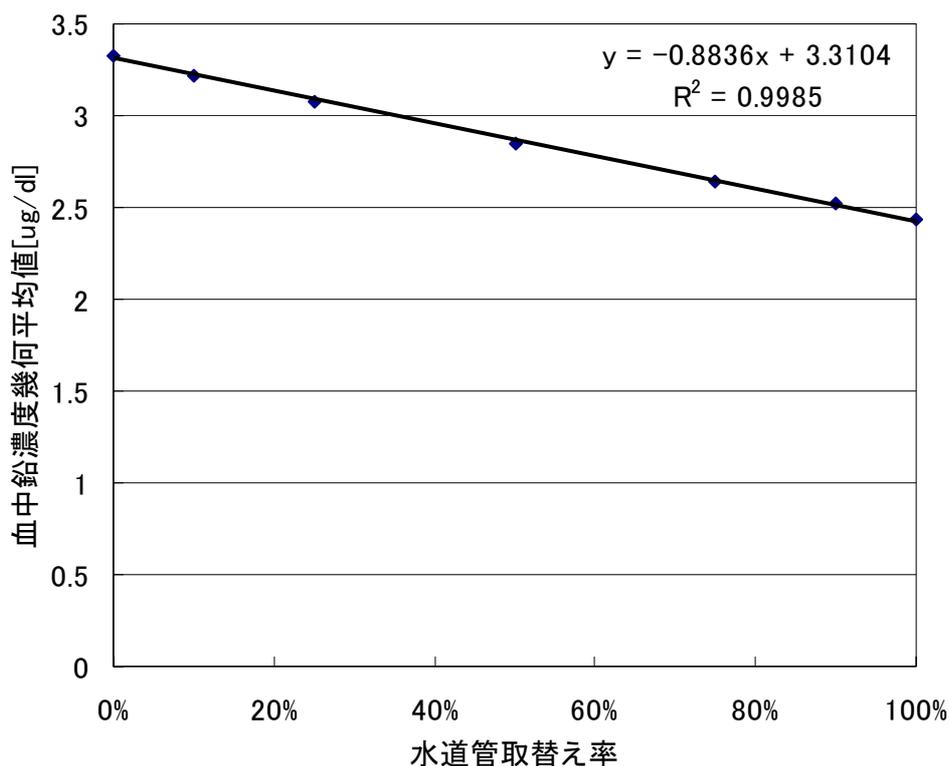


図 6-1 水道管取替え率と血中鉛濃度の幾何平均値との関係

図 6-2 に鉛給水管取替え率と血中鉛濃度 $10\mu\text{g}/\text{dl}$ 以上の割合との関係を示す。本図の傾きについて見てみると、取替え率 10%程度まで、10%以上 80%程度まで、および 80%以上の 3 つに分けることができる。80%以上の場合では傾きが最も小さく処理効率が悪いことがわかる。また、10%付近でも一度定常になってしまうため、鉛給水管の取り替えを行う場合は 10%以上 80%程度の取替え率で行うことが効率的であるといえる。

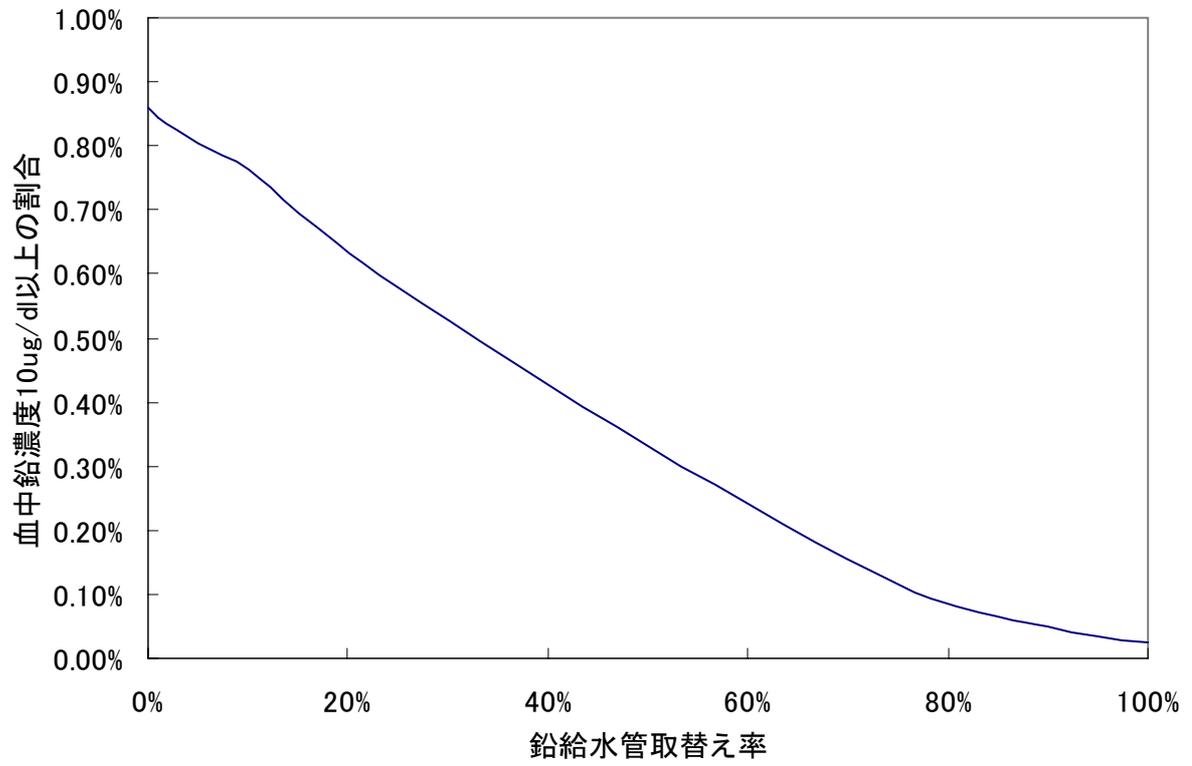


図 6-2 に鉛給水管取替え率と血中鉛濃度 10µg/dl 以上の割合との関係

6.2 鉛除去能力のある浄水器

近年、各メーカーから鉛除去能力のある浄水器が製造され市販されている。除去性能についてはほとんどが JIS S3201 により定められている方法により 80%以上の除去能力が確認されている。浄水処理方法は、活性炭、プレフィルター、中空糸膜、RO 膜、イオン交換膜などの組み合わせにより処理している。また、価格については安いものは数万円、高いものは数十万円と幅広くなっているが、これは除去性能に差異があるわけではなく、設置方法やその他の性能に依存している。浄水器を利用した場合の利点としては、鉛給水管の場合と異なって、原水中に鉛が存在していても処理可能であるということである。一方、コストでは鉛給水管では一度取り替えてしまえば一生利用可能であるのに対して、除去フィルターの交換などのメンテナンスや電気代などの費用がかかってしまい、結果として鉛給水管を取り替えるよりコスト高になってしまうと考えられる。

そこで、各家庭において鉛除去能力のある浄水器を利用した場合、日本人の子供の血中濃度がどの程度減少するか見積もることにした。飲料水については浄水器による鉛の除去率を 80%として、その他の曝露経路については第 4 章で用いたデータを用いて計算した。表 6-3 に浄水器設置前後における日本人の鉛平均曝露量の計算結果を示す。水道水中の鉛濃度が 80%減少するため、飲料水による曝露量が大人 32%、子供 31%の減少すると推算された。表 6-4 に第 5 章で述べた IEUBK モデルを用いて子供の血中鉛濃度を推定した結果を示す。浄水器を設置した場合には、子供の血中鉛濃度の幾何平均値は $1.2\mu\text{g}/\text{dl}$ 減少した。また、血中鉛濃度が $10\mu\text{g}/\text{dl}$ 以上となる子供の割合も大幅に減少するが、飲料水中の鉛濃度が分布をもっているため、鉛給水管の場合ほどの減少とはならなかった。

浄水器本体の価格を 35000 円、フィルター価格を 10000 円およびその交換回数を年 1 回とすると 1 年で 45000 円の支出となる。鉛給水管を使用している世帯数は 852 万世帯となっているので 1 年目のコストは約 3800 億円と算出される。2 年目以降については年 1 回のフィルターの交換だけとなるので 852 億円/年となるが、浄水器本体の寿命を仮に 10 年とすると 11 年目に再び約 3 億 8 千万円の費用がかかる。図 6-3 に浄水器使用年数と総費用との関係を示すが、10 年程度までであれば鉛給水管の取り替えよりもコストが安くなっている。

表 6-3 浄水器設置前後における平均曝露量

	浄水器なし		浄水器設置	
	大人	子供	大人	子供
大気吸入 (IA)	0.023	0.029	0.023	0.029
土壌粒子吸入 (IP)	1.7×10^{-4}	2.1×10^{-4}	1.7×10^{-4}	2.1×10^{-4}
全経気道 (Ih)	0.023	0.029	0.023	0.029
食品 (Dif)	0.22	0.43	0.22	0.43
土壌直接摂食 (DIs)	0.015	0.097	0.015	0.097
飲料水 (DIw)	0.20	0.33	0.040	0.067
全経口 (DI)	0.44	0.86	0.28	0.59
全曝露量	0.44	0.89	0.30	0.62

表 6-4 浄水器設置前後における子供の血中鉛濃度

	50%値	75%値	90%値	95%値	血中鉛濃度 10 μ g/dl 以上
浄水器なし	3.3	4.5	6.0	7.1	0.86%
浄水器設置	2.1	2.9	3.9	4.6	0.062%

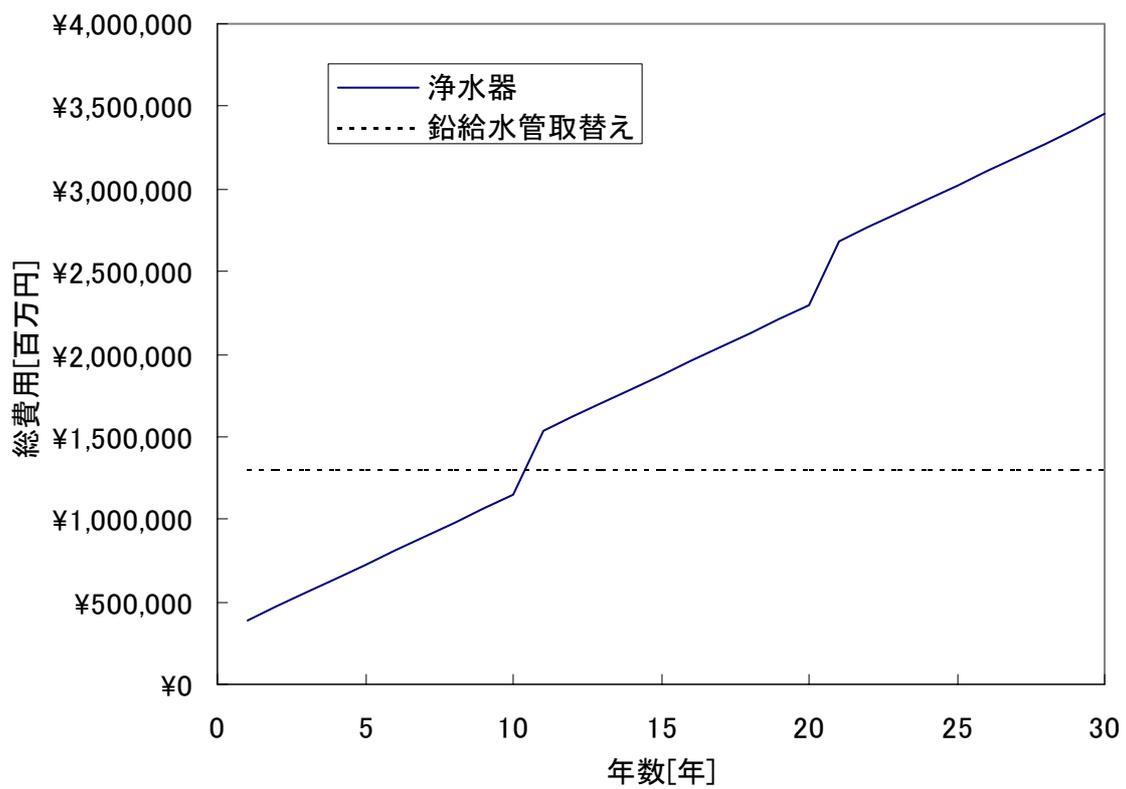


図 6-3 浄水器使用年数と総費用との関係

引用文献

- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)(1997): TOXICOLOGICAL PROFILE FOR LEAD, U.S. DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES Public Health Service
- Binder, S., Sokal D. and Maughan, D.(1986):Estimating Soil Ingestion: The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children. Archives of Environmental Health, **41**, p341-345
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J.III and Barnes, R.M.(1997b):Soil Ingestion Rates in Children Identified by Parental Observation as Likely High Soil Ingesters. Journal of Soil Contamination, **6**,p271-279
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J.III, Pekow, P. and Barnes, R.M.(1997a):Soil Ingestion Estimates for Children Residing on a Superfund Site. Ecotoxicology and Environmental Safety,**36**,: p258-268
- Calabrese, E.J.,Barnes, R.,Stenek, E.J. III ,Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P.,Wang, X., Lazinty, A. and Kostecki, P.T.(1989):How Much Soil Do Young Children Ingest: An Epidemiologic Study. Regulatory toxicology and Pharmacology, **10**,p123-137
- Clausing, P., Brunekreef, B. and Van Wijnen, J.H.(1987):A Method for Estimating Soil Ingestion by Children. International Archives of Occupational and Environmental Health, **59**,p73-82
- Davis, S., Walter, P., Buschbom, R., Ballow, J., and White, P.,(1990):Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children between the Age of 2 and 7 years: Population – based Estimates Using Aluminum, Silicon, and titanium as Soil tracer Elements. Archives of Environmental Health,**45**,p112-122
- Hawley, J.K.(1985):Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil. Risk Analysis, **5**,p289-302
- Horiguchi, S. (1990) : Biological Monitoring of Lead. In V. Fiserova-Bergerowa and Ogata, M.[eds.], Biological Monitoring of Exposure to Industrial Chemicals, p.95-99, American Conference of Governmental Industrial Hygienists Inc., Cincinnati
- Kaji, M., Gotoh, M., Takagi, Y. and Masuda, H. (1997): Blood Lead Levels in Japanese

- Children: Effects of Passive Smoking, *Health and Preventive Medicine*, **2**, p.79-81
- Lilley S.G., Florence T.M. and Stauber J.L. (1988): The Use of Sweat to Monitor Lead Adsorption Through the Skin, *Sci. Total Environ.* **64**, p.267-278
- Morita, Y.(1996): A Reference Value for Delta-Aminolevulinic Acid in Plasma in the Population Occupationally Unexposed to Lead, *Industrial Health*, **34**, p.57-60
- Otte, P.F., Lijzen, J.P.A., Otte, J.G., Swartjes, F.A. and Versluijs, C.W. (2001): Evaluation and Revision of CSOIL Parameter Set, Proposed Parameter Set for Human Exposure Modeling and Deriving Intervention Values for the First Series of Compounds, RIVM report, 711701021
- Rikken, M.G.J., Lijzen, J.P.A. and Cornelese, A. A. (2001): Evaluation of Model Concepts on Human Exposure, Proposals for Updating the Most Relevant Exposure Routes of CSOIL, RIVM report 711701022
- Ryu, J. E.; Ziegler, E. E.; Nelson, S. E.; Fomon, S. J. (1983). Dietary intake of lead and blood lead concentration in early infancy. *Am. J. Dis. Child.* **137**: 886-891.
- Sedman, R.M. and Mahmmod, R.S.(1994): Soil Ingestion by Children and Adults Reconsidered Using the Results of Recent Tracer Studies. *Air and Waste*, **44**, p141-144
- Sedman, R.M.(1989): The Development of Applied Action Levels for Soil Contact: A Scenario for the Exposure of Humans to Soil in a Residential Setting. *Environmental Health Perspectives*, **79**, p291-313
- Stanek, E.J. III and Calabrese, E.J.,(1995a): Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. *Environmental Health Perspectives*, **103**, p276-285
- Stanek, E.J. III, Calabrese, E.J., Barnes, R.M. and Pekow P.(1997): Soil Ingestion in Adult-Results of a Second Pilot Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **36**, p249-257
- Stanek, E.J. III, Gilbert, C.E. and Barnes, R.M.,(1990): Preliminary Adult Soil Ingestion Estimates: Results of a Pilot Study. *Regulatory toxicology and Pharmacology*, **12**, p88-95
- Stanek, E.J. III and Calabrese, E.J. and Xu L.(1998): A Caution for Monte Carlo Risk Assessment of Long Assessment, **4**, p409-422

- Stanek, E.J. III and Calabrese, E.J. (1995b): Soil Ingestion Estimates for Use in Site Evaluations Based on the Best Tracer Method. *Human and Ecological Risk Assessment*, **1**, p133-156
- Thompson, K.M. and Burmester, D.E. (1991): Parametric Distribution for Soil Ingestion by Children. *Risk Analysis*, **11**, p339-342
- Travis, C.C. (1987): Interspecies and Dose-Route Extrapolations, *Pharmacokinetics in Risk Assessment, Drinking Water and Health, Volume 8* (National Academy of Sciences, Washington, DC., pp.208-220
- U.S.EPA (1994a): Guidance manual for the integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children, EPA/540/R-93/081, PB93-963510
- U.S.EPA (1994b): Technical support document: Parameters and equations used in integrated exposure uptake biokinetic model for lead in children (v0.99d), EPA/540/R-94/040, PB94-963505.
- U.S.EPA (1998): Risk Analysis to Support Standards for Lead in Paint, Dust, and Soil, EPA 747-R-97-006
- U.S.EPA (2000): Risk Analysis to Support Standards for Lead in Paint, Dust, and Soil: SUPPLEMENTAL REPORT, EPA747-R-00-004
- Van Wijnen, J.H., Clausing, P. and Brunekreef, B. (1990): Estimated Soil Ingestion by Children. *Environmental Research*, **51**, p147-162
- WHO (1995): *Environmental Health Criteria 165 Inorganic Lead*
- Walker, S. and Griffin, S. (1998): Site-specific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, **106**, p133-139
- Watanabe, T., Fujita, H., Koizumi, A., Chiba, K., Miyasaka, M. and Ikeda, M. (1985): Baseline Level of Blood Lead Concentration among Japanese Farmers, *Arch. Environ. Health*, **40**, p.170-176
- World Health Organization (WHO) (1987): Toxicology evaluation of certain food additives and contaminants (WHO food additives Series, No.21), Cambridge University Press, 223-255.
- Zhang, Z. W., Moon, C. S., Watanabe, T., Shimbo, S. and Ikeda, M. (1996): Lead

Content of Rice Collected from Various Area in the World, Sci. Total. Environ.,
191,p.169-175

Ziegler, E. E.; Edwards, B. B.; Jensen, R. L.; Mahaffey, K. R.; Fomon, S. J. (1978).
Absorption and retention of lead by infants. *Pediatr. Res.* **12**: 29-34.

(財) 水道技術研究センター(2000):鉛給水管布設替え等の動向に関する調査報告

(社) 日本水道協会(1992) : 新浄水装置及び給水器具の評価に関する調査報告

(社) 日本水道協会 (1997) : 水道統計 水質編, 第 78-2 号 平成 7 年度, p.2-17

(社) 日本水道協会 (1998) : 水道統計 水質編, 第 79-2 号 平成 8 年度, p.2-17

(社) 日本水道協会 (1999) : 水道統計 水質編, 第 80-2 号 平成 9 年度, p.2-17

(社) 日本水道協会 (2000) : 水道統計 水質編, 第 81-2 号 平成 10 年度, p.2-17

(社) 日本水道協会 (2001) : 水道統計 水質編, 第 82-2 号 平成 11 年度, p.2-17

井上雄三, 山田正人, 久保利晃(2002) : サブスタンスフローアナリシスによる鉛の蓄積
と自然環境への排出特性の把握および将来シナリオの評価, 第 13 回廃棄物学会研究
発表会

環境省 (2001) : 土壌の含有量リスク評価検討会

環境庁 : 土壌中のダイオキシン類に関する検討会第一次報告, (1999)

環境庁大気保全局大気規制課監修 (1992-1996) : 日本の大気汚染状況

犬山義晴, 後藤宗彦, 竹下忠昭, 五明田孝 (1995) : 日常食品中の汚染物摂取量調査 (平成
7 年度), 島根衛公研所報, **37**, p.70-74

原田 章, 緒方正名, 井上尚英, 河野慶三 (1990) : 鉛健康診断のすすめ方, 全国労働衛
生団体連合事務局, 東京

厚生省給水管衛生問題検討会 (1989) : 給水管等に係る衛生対策について (開栓初期の水
における鉛の溶出問題について), p.30-35

広島市衛生研究所食品環境部 (1995) : 魚介類中の重金属調査結果 (平成元~6 年度), 広
島市衛生研究所年報, **14**, p.96-98

今泉五和男, 大和康博 (1996) : 衛生科学, **42**, p.182-188

財団法人 廃棄物研究財団(1993) : 有害廃棄物対策研究重金属自然賦存量調査解析

- 坂田昌弘 (2000) : 都市大気中の重金属発生源, 日本環境化学会講演会予稿集, **33**, p.13-17
- 小椋健二 (1998a) : 水道水中の鉛, 特に茅ヶ崎市の水栓末端浄水の分析結果, 水, **40**, p.27-33
- 小椋健二 (1998b) : 水道と鉛, 水, **40**, p.31-36
- 上口浩幸, 井川 清 (1988) : 鉛管からの鉛の溶出の低減化方法の検討, 大阪市水道局水質試験所調査研究ならびに試験成績, **40**, p.65-71
- 瀬戸 博, 高橋利恵子, 長島親治, 藤谷和正, 秋山和幸, 溝口 勲, 野牛 弘 (1996) : 都民の血中, 尿中鉛量について—1970年代における年次推移と地域差—, 東京衛研年報, **47**, 219-224
- 浅見輝男 (2001) : データで示す—日本土壌の有害金属汚染, (株)アグネ技術センター, 東京, pp.7
- 大原昭男, 道辻広美, 山名正記, 山口恭平, 藤木幸雄, 城山達三 (1986) : 血中鉛の生理値について, 産業医学, **28**, p.658
- 中明 賢二, 深堀 すみ江, 増田 富江 (1984) : 都市在住者の血液中鉛, カドミウムレベルについて, 労働科学, **60**, p.577-583
- 渡辺孝男, 中塚晴夫, 池田正之, 井上 修, 清治和則 (1988) : 東アジア 3 国の鉛非暴露作業車の血中鉛比較, 産業医学, **30**, p.722
- 東京都水道局 (2001) : 鉛製給水管の使用状況・水質調査結果
<http://www.waterworks.metro.tokyo.jp/water-news/2001/n0109-03.htm>
- 那須 滋, 實成文彦, 浅川富美雪, 武田則昭, 真鍋芳樹, 崔 眞玉(1994) : 鉛, カドミウム正常域付近における尿中および血中濃度の相関に関する一検討, 四国公衛誌, **39**, p.179-185
- 内山 充 (1982) : 食品汚染モニタリングデータ (1971-1980) I, 国立衛生試験所
- 日本土壌協会 (1984) : 土壌汚染環境基準設定調査—カドミウム等重金属自然
- 品川興造 (1992) : 鉛曝露指標としての赤血球遊離プロトポルフィリンの評価, 大阪市医学会誌, **41**, p.329-345
- 保元美保子, 今井美子, 河村佐規子, 木村恵子, 山本久美子, 石見億丈, 渡辺孝男, 池田正之, 新保慎一郎 (1993) : 食事からのカドミウムおよび鉛摂取量, 第2編 日本人の食事からのカドミウムおよび鉛摂取量, 食物学会誌, **48**, p.8-16

豊田正武，松田りえ子，五十嵐敦子，齋藤行生（1998）：日本における環境汚染物の1日摂取量の推定およびその由来解析，食品衛生研究，**48**，p.43-65

牧野茂徳，小立尚紀，河合俊夫，水沼一典，岡田洋子，岩井利和，堀口俊一，佐藤吉洋，相羽洋子，瀬戸 拓，清水容子，佐々木則寛，宇都宮忠生，高田 勲（1996）：鉛健康診断における血中鉛と尿中ALAとの関連について，産業医学ジャーナル，**19**，p.34-37

- Binder, S., Sokal D. and Maughan, D.(1986):Estimating Soil Ingestion: The Use of Tracer Elements in Estimating the Amount of Soil Ingested by Young Children. Archives of Environmental Health, **41**, p341-345
- Sedman, R.M.(1989):The Development of Applied Action Levels for Soil Contact: A Scenario for the Exposure of Humans to Soil in a Residential Setting.Environmental Health Perspectives, **79**,p291-313
- Thompson, K.M. and Burmister, D.E.(1991):Parametric Distribution for Soil Ingestion by Children. Risk Analysis,**11**, p339-342
- Clausing, P., Brunekreef, B. and Van Wijnen, J.H.(1987):A Method for Estimating Soil Ingestion by Children. International Archives of Occupational and Environmental Health, **59**,p73-82
- Calabrese, E.J.,Barnes, R.,Stenek, E.J.III,Pastides, H., Gilbert, C.E., Veneman, P.,Wang, X., Lazinty, A. and Kostecki, P.T.(1989):How Much Soil Do Young Children Ingest: An Epidemiologic Study. Regulatory toxicology and Pharmacology, **10**,p123-137
- Davis, S., Walter, P., Buschbom, R., Ballow, J., and White, P.,(1990):Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children between the Age of 2 and 7 years: Population – based Estimates Using Aluminum, Silicon, and titanium as Soil tracer Elements. Archives of Environmental Health,**45**,p112-122
- Stanek, E.J.III and Calabrese, E.J.,(1995):Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. Environmental Health Perspectives, **103**,p276-285
- Stanek,E.J.III and Calabrese, E.J. and Xu L.(1998): A Caution for Monte Carlo Risk Assessment of Long Assessment, **4**,p409-422
- Stanek,E.J.III and Calabrese, E.J.(1995):Soil Ingestion Estimates for Use in Site Evaluations Based on the Best Tracer Method. Human and Ecological Risk Assessment, **1**,p133-156
- Sedman, R.M. and Mahmmmod, R.S.(1994):Soil Ingestion by Children and Adults Reconsidered Using the Results of Recent Tracer Studies. Air and Waste, **44**,p141-144
- Van Wijnen, J.H., Clausing, P. and Brunekreef, B.(1990):Estimated Soil Ingestion by Children. Environmental Research, **51**,p147-162
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J.III, Pekow, P. and Barnes, R.M.(1997):Soil Ingestion Estimates for Children Residing on a Superfund Site. Ecotoxicology and Environmental Safety,**36**,: p258-268
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J.III and Barnes, R.M.(1997):Soil Ingestion Rates in Children Identified by Parental Observation as Likely High Soil Ingesters. Journal of Soil Contamination, **6**,p271-279

- Walker, S. and Griffin, S.(1998):Site-specific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives*, **106**,p133-139
- Hawley, J.K.(1985):Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil. *Risk Analysis*, **5**,p289-302
- Stanek, E.J.III, Gilbert, C.E. and Barnes, R.M.,(1990):Preliminary Adult Soil Ingestion Estimates: Results of a Pilot Study. *Regulatory toxicology and Pharmacology*, **12**,p88-95
- Stanek, E.J.III, Calabrese, E.J., Barnes, R.M. and Pekow P.(1997):Soil Ingestion in Adult-Results of a Second Pilot Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **36**,p249-257