

参 考 資 料

1.	含有量分析について	- 1 -
2.	ビスフェノールAの追加について (化学物質の環境リスク評価 第3巻, 平成16年9月, 環境省環境保健部環境リスク評価室 より)	- 53 -
3.	有機物調査(廃棄物土)について	- 73 -
4.	油分分析について	- 83 -
5.	水産用水基準との比較について	-113-
6.	PCBについて	-117-
	(報告事項)		
7.	水銀について	-151-
8.	高アルカリ地下水について	-153-
9.	平成18年度周縁地下水モニタリング調査結果について	-157-

1 含有量分析について

中央環境審議会土壤農薬部会委員名簿

部会長	松本 聰	秋田県立大学生物資源科学部教授
部会長代理	須藤 隆一	東北工業大学土木工学科客員教授
委員	浅野 直人	福岡大学法学部教授
〃	藤井 絢子	滋賀県環境生活協同組合理事長
〃	榊井 成夫	読売新聞社論説委員
〃	村岡 浩爾	大阪産業大学人間環境学部教授
臨時委員	大塚 直	早稲田大学法学部教授
〃	岡田 齊夫	(社)日本植物防疫協会研究所長
〃	亀若 誠	(社)農林水産技術情報協会理事長
〃	河内 哲	(社)日本経済団体連合会環境安全委員会環境リスク対策部会長
〃	岸井 隆幸	日本大学理工学部土木工学科教授
〃	黒川 雄二	(財)佐々木研究所理事長
〃	櫻井 治彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長
〃	寫田 道夫	農林漁業信用基金副理事長
〃	鈴木 英夫	三菱マテリアル(株)顧問
〃	高橋 滋	一橋大学大学院法学研究科教授
〃	谷山 重孝	(社)日本農業集落排水協会特別顧問
〃	中杉 修身	(独)国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター長
〃	中野 璋代	全国地域婦人団体連絡協議会理事
〃	西尾 道德	筑波大学農林工学系教授
〃	福島 徹二	前横浜市環境保全局公害対策部長
〃	眞柄 泰基	北海道大学大学院工学研究科教授
〃	森田 昌敏	(独)国立環境研究所統括研究官
〃	山口梅太郎	東京大学名誉教授
〃	米澤 敏夫	(社)日本鉄鋼連盟環境・エネルギー政策委員会委員長
〃	渡部 徳子	東京水産大学水産学部教授

中央環境審議会土壤農薬部会土壤汚染技術基準等専門委員会委員名簿

委員長	村岡 浩爾	大阪産業大学人間環境学部教授
委員	浅野 直人	福岡大学法学部教授
臨時委員	大塚 直	早稲田大学法学部教授
〃	櫻井 治彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長
〃	中杉 修身	(独)国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター長
〃	福島 徹二	前横浜市環境保全局公害対策部長
〃	眞柄 泰基	北海道大学大学院工学研究科教授
〃	森田 昌敏	国立環境研究所統括研究官
専門委員	佐藤 洋	東北大学大学院医学系研究科教授
〃	鈴木 規之	(独)国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター総合研究官
〃	富永 衛	(独)産業技術総合研究所化学物質リスク管理研究センター副研究センター長
〃	平田 健正	和歌山大学システム工学部教授
〃	細見 正明	東京農工大学工学部教授
〃	三木 博史	(独)土木研究所技術推進本部総括研究官

「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項

目次

「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項
「土壌汚染対策法」第2条第1項関係の調査結果に関する事項

I 背景

II 土壌汚染対策法に係る技術的事項について

- 1 特定有害物質【法第2条第1項関係】
- 2 土壌汚染状況調査の方法【法第3条第1項関係】
- 3 指定区域の指定に係る基準【法第5条第1項関連】
- 4 指定区域台帳に記載する調査結果に関する事項【法第6条第2項関連】
- 5 汚染の除去等の措置の実施に関する技術的基準【法第7条第4項関連】
- 6 土地の形質の変更の施行方法に係る基準【法第9条第4項関連】
- 7 その他

III おわりに

IV 別添資料

- 土壌ガス調査法

- 「土壌の直接摂取によるリスク評価等について」

（平成13年8月土壌の含有量リスク評価検討会報告書）

3 指定区域の指定に係る基準【法第5条第1項関係】

土壌汚染による健康リスクの管理を図るべき土地の基準（指定基準）のうち、地下水等の摂取によるリスクについては、本年1月に取りまとめられた中央環境審議会答申「今後の土壌環境保全対策の在り方について」において、「地下水等の摂取に係る健康影響を防止する観点からは、地下水等への溶出に着目して現行の土壌環境基準（溶出基準）が定められており、これを用いることとする。」とされたことから、地下水等の摂取によるリスクに係る基準（以下「土壌溶出基準」という。）は現行の土壌環境基準（溶出基準）とすることとする。

一方、直接摂取によるリスクについては、同答申において、「感受性の高い集団も念頭に置き、汚染土壌を通じた長期的な暴露を前提として、健康影響に係るリスクについて、何らかの管理が必要と考えられる濃度レベルとして設定する。」とされるとともに、昨年8月に取りまとめられた土壌含有量リスク評価検討会報告書「土壌の直接摂取によるリスク評価等について」（別添資料）において、「汚染土壌の直接摂取を通じた長期的な暴露による人の健康に対する有害物質のリスクについて、何らかのリスクの低減が必要と考えられる濃度レベル」として算定された「要措置レベル（以下「検討会算定値」という。）」を踏まえ、同答申において「『要措置レベル』を基に検討」することとされた。

以上のことを踏まえ、法第5条第1項の指定基準のうち、直接摂取によるリスクに係る基準（以下「土壌含有基準」という。）について、検討会算定値を基に「暴露される時期及びその期間」等の考え方にに基づき個別物質毎に検討した場合の結果を整理した。

3-1 個別物質毎に検討した場合の結果

(1) 基本的考え方

① 暴露される時期及びその期間

一生涯にわたって暴露（摂取）される総量が問題となる物質であるカドミウム以外については、体内での半減期が比較的短いことから、生涯にわたり当該物質への暴露量が常に一定量以下であることが望ましく、土壌摂取量の多い子供の期間においても達成されるようにすることが考えられる。

しかしながら、一方で、土壌摂取に伴う暴露評価については、暴露頻度の設定値（365日）、1日当たりの土壌摂取量（大人100mg、子供200mg）及び土壌中の対象物質の含有量の測定方法の中で安全率を見込んで既に設定又は今後設定することとしていることから、水道水質基準の設定に際して急性影響又は比較的短期的な影響を勘案して設定されている物質（六価クロム、ふっ素及びシアン）を除き、土壌含有基準は土壌摂取量の多い子供の期間に限定せず、人の平均的な飲料水の摂取量（2L）や1日当たりの土壌摂取量を用いて算定された検討会算定値と同じ値とする。

また、六価クロム、ふっ素及びシアンについては、上記の土壌摂食量の多い子供の期間においても達成されるようにする。

参考1：各物質の半減期

② その他

年間に1、2回程度見られるといわれている幼児の非意図的な土壌の多量の摂食(1回に10g程度)に伴う急性影響が懸念される物質(六価クロム、ふっ素及びシアン)については、この急性影響の観点からも問題のない濃度レベルとなるよう考慮する。

参考2：重金属等の致死量及び中毒濃度レベル

参考3：その他参考資料

(2) 個別物質毎の検討結果

1) 水銀

① 我が国の水銀に係る水道水質基準については、1992年に、疫学上の結果を基とすれば0.001mg/L以下であるが、水道水質基準の見直しに当たっては継続性を考慮して従来までの値どおり0.0005mg/L以下とされてきたものであることから、飲料水からの理論最大摂取量から算定する場合には、検討会算定値で用いた水道水質基準である0.0005mg/L以下ではなく、0.001mg/L以下の値によることとする。

② 上記に基づき算定すると土壌含有基準は15mg/kg以下となる。

2) カドミウム

土壌含有基準は検討会算定値と同じ150mg/kg以下とする。

なお、現在、WHO等において再評価がなされており、それら動向を踏まえ、今後、我が国の米の食品規格基準等が見直される可能性がある(WHO等(JECFA)において、1993年にPTWIとして7 μ g/kg/週と確認されているところである。)

これにより、仮に我が国の関連するその他の基準等が見直されることとなった場合には、土壌含有基準についても必要に応じ再検討することとなる。

3) 鉛

土壌含有基準は検討会算定値と同じ150mg/kg以下とする。

なお、我が国における水道の水質基準については、既に本年3月に現行の0.05mg/L以下から0.01mg/L以下と変更するとされたところであり、来年4月より施行されることとなっている。

4) 砒素

土壌含有基準は検討会算定値と同じ 150mg/kg 以下とする。

5) 六価クロム

① 我が国の水道の水質基準は、1950年にクロムの毒性について六価クロムの急性影響を考慮して吐き気等の症状が生じない濃度レベルに安全率を見込んで設定されたものであるが、その後の見直しを経て、1992年においても、従来通り六価のものに着目し、従来通り 0.05mg/L 以下とされている。

このため、飲料水からの理論最大摂取量から算定する場合には、このような六価クロムの急性影響も勘案し、幼児期の土壌の摂食に伴う暴露量が飲料水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定する。

② 上記に基づき算定すると土壌含有基準は 250mg/kg 以下となる。

③ この濃度レベルであれば、年間1、2回程度見られるといわれている幼児の非意図的な土壌の多量の摂食（1回に10g程度と推定）に伴う急性影響も問題がないと考えられる。

6) ふっ素

① 我が国の水道の水質基準については、1992年に、斑状歯発生予防の観点から 0.8mg/L 以下とすることとされている。

このため、斑状歯発生予防の観点から幼児期の土壌の摂食に伴う暴露量が飲料水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定する。

② 上記に基づき算定すると土壌含有基準は 4000mg/kg 以下となる。

③ この濃度レベルであれば、年間1、2回程度見られるといわれている幼児の非意図的な土壌の多量の摂食（1回に10g程度と推定）に伴う急性影響も問題がないと考えられる。

7) ほう素

土壌含有基準は検討会算定値と同じ 4000mg/kg 以下とする。

8) セレン

土壌含有基準は検討会算定値と同じ 150mg/kg 以下とする。

9) シアン

① 我が国の水道水質基準はシアンの急性毒性も勘案して設定されており、飲料水からの理論最大摂取量から算定する場合には、このようなシアンの毒性を勘案し、土壌中の含有量の測定・評価は全シアンではなく遊離シアンとするとともに、幼児期の土壌の摂食に伴う暴露量が飲料水からの理論最大摂取量と同程度となるよう算定する。

この場合、我が国のシアンに係る水道水質基準については、1992年に、毒性試験の結果を基とすれば0.06mg/L以下と算出されるが、水道水質基準の見直しに当たっては継続性を考慮して従来までの値どおり0.01mg/L以下とされてきたものであることから、水道水質基準である0.01mg/L以下又は0.06mg/L以下とすることが考えられる。

② 各々の値に基づき算定すると土壌含有基準は遊離シアンとして、水道水質基準である0.01mg/L以下からは50mg/kg以下、0.06mg/L以下の値から300mg/kg以下となる。

③ この場合、遊離シアンとして50mg/kg以下であれば、年間1、2回程度見られるといわれている幼児の非意図的な土壌の多量の摂食(1回に10g程度と推定)に伴う急性影響も問題がないものと考えられる(300mg/kg以下では問題がないとは言えない)。

④ 以上のことから土壌含有基準は遊離シアンとして50mg/kg以下となる。

(3) 土壌中の対象物質の含有量の測定方法

土壌中の対象物質の含有量の測定方法については、土壌環境中での化合物の形態の変化及び土壌からの対象物質の体内での摂取の実態を考慮して、一定の安全性は見込むが完全分解による全量分析までは行わないような分析法とする。

具体的には、金属類の全量を測る方法として知られているアルカリ熔融法やふっ酸混酸分解法といった分解力の非常に強い方法を用いず、土壌環境中での化合物の形態の変化及び土壌からの対象物質の体内での摂取の実態の双方を考慮して別紙3-1のとおりとする。

3-2 土壌含有基準について

以上のことから、土壌含有基準については、上記において検討会算定値を基に個別物質毎に検討した結果として算定される値とすることとする(別紙3-2)。

別紙 3 - 1 土壌含有基準に係る測定方法

指定基準のうち、土壌含有基準に係る測定方法の概要は以下のとおりとする。

1 試料

採取した土壌を風乾し、中小礫、木片等を除き、土塊、団粒を粗砕した後、非金属製の 2 mm の目のふるいを通させて得た土壌とする。

2 抽出方法

(1) 水銀、六価クロム及びシアン以外の物質

1 N (規定) 塩酸により抽出する。

(2) 六価クロム及びシアン

① 六価クロム

水により抽出する。

② シアン

弱酸性で蒸留抽出する。

(3) 水銀

① 無機水銀

1 N (規定) 塩酸により抽出する。

② アルキル水銀による汚染のおそれがある場合のアルキル水銀

アルカリ分解後、塩酸、トルエンにより抽出する。

3 その他の事項

(1) 抽出時の温度管理

室温 (25℃) とする (シアンを除く。)

(2) 抽出時の固液比

1 N (規定) 塩酸により抽出する方法及び水により抽出する方法については、土壌 1 に対して溶媒は 30 ~ 50 程度をベースに設定する。

4 測定に係るフロー図

図 1 ~ 3 のとおり (測定方法の詳細は上記 1 ~ 3 及び本図に基づいて環境大臣が定める。)

図-1 1 N 塩酸抽出法(六価クロム、遊離シアンを除く)

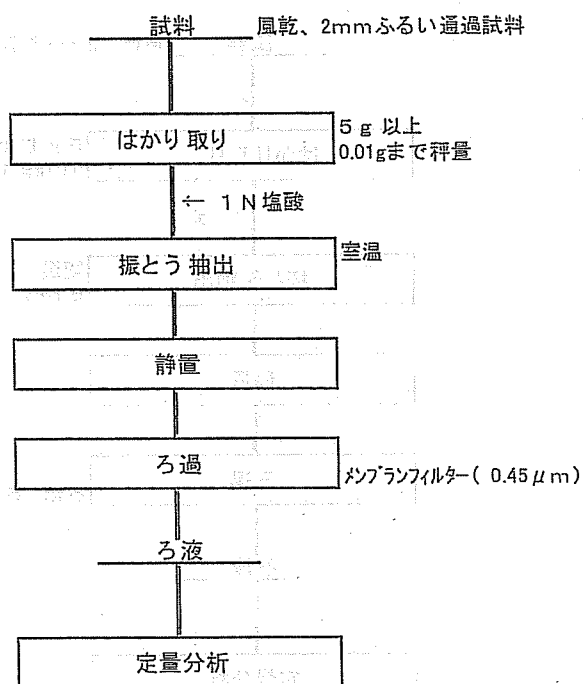


図-2 水抽出法(六価クロム)

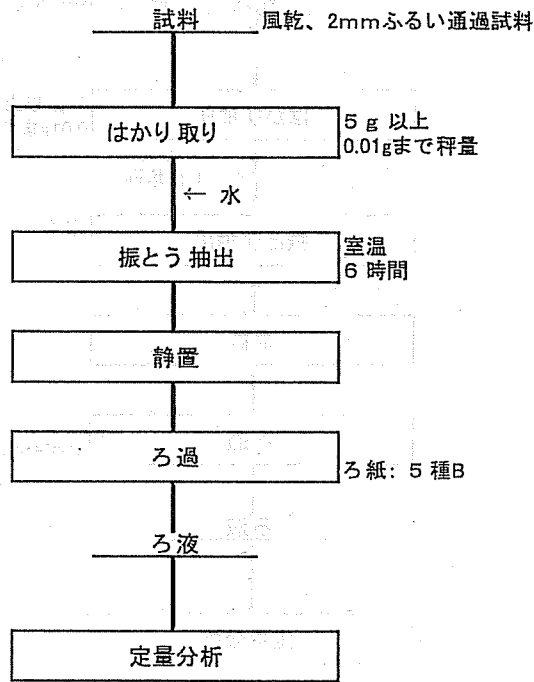
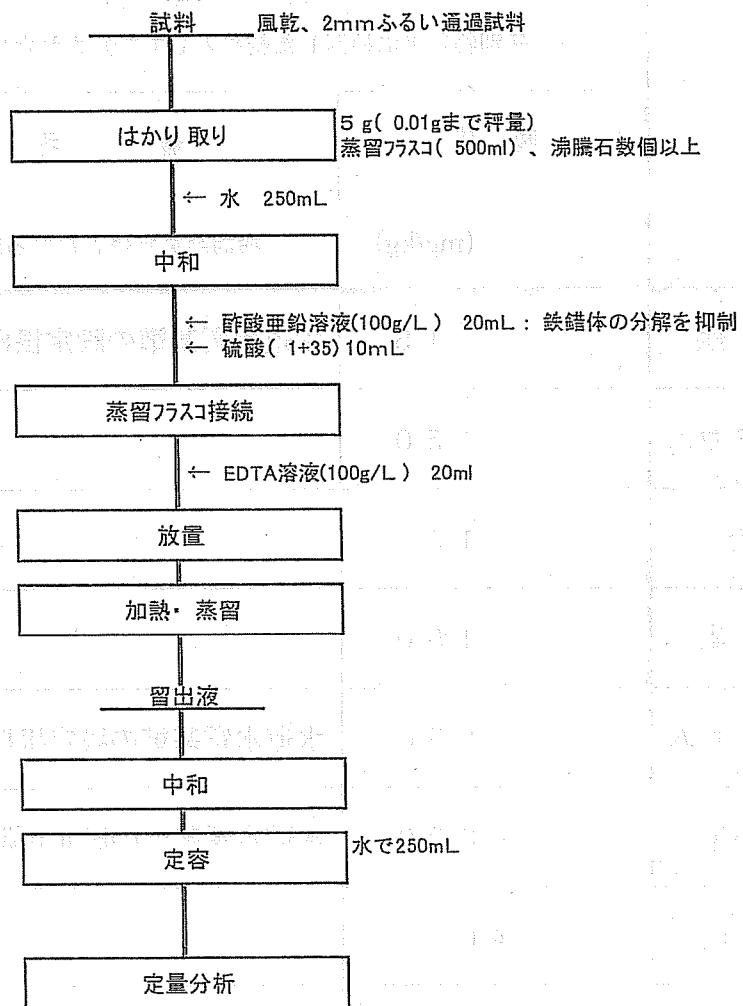


図-3 蒸留法(遊離シアン)



別紙 3-2 土壌含有基準

	土壌含有基準 — 個別物質毎に検討した結果として算定された値 —		参 考 検討会算定値 (要措置レベル) (mg/kg)
	数 値 (mg/kg)	備 考 検討会算定値と異なる理由	
水 銀	1 5	水道水質基準の設定根拠による	9
カドミウム	1 5 0		暫定値 1 5 0
鉛	1 5 0		1 5 0
砒 素	1 5 0		1 5 0
六価クロム	2 5 0	水道水質基準の設定根拠を考慮	9 0 0
ふっ素	4 0 0 0	水道水質基準の設定根拠を考慮	1 0 0 0 0
ほう素	4 0 0 0		4 0 0 0
セレン	1 5 0		1 5 0
シアン	遊離シアンとして 5 0	水道水質基準の設定根拠を考慮するとともに、遊離シアンとして測定・評価	全シアンとして 3 5 0

... (faint text) ...

... (faint text) ...

... (faint text) ...

土壤中の重金属の体内における溶出について

... (faint text) ...

... (faint text) ...

... (faint text) ...

... (faint text) ...

... (faint text) ...

1 目的

土壌を経口摂食した場合に、土壌中の重金属がヒト体内で溶出される可能性に関する情報を収集し、整理する。

2 ヒト器官を模擬した実験

ヒト器官（胃、腸）の条件を模擬した溶液で土壌中の重金属を溶出させ、溶出した重金属の量からヒト体内での溶出割合を推測する実験例がある。それによると、土壌中の重金属の全量の2、3割程度しか溶出しない事例が多いが、7割程度溶出した事例もあった（鉛精錬所汚染土）。この実験方法では、土壌種類、重金属の汚染状況（人為汚染の有無）により実験結果が大きく左右される。

3 土壌中の重金属の存在形態別の移動特性から考慮したヒト体内での溶出

① 土壌中の重金属の存在形態

重金属の土壌中における存在形態は、交換態、炭酸塩結合態、鉄マンガン結合態、有機物結合態、難溶態がある。ヒト器官を模擬して使用した酸、有機溶媒等の実験条件において、溶出しやすい存在形態は、ヒト器官（胃、腸）の条件下においても溶出される可能性は極めて高いと考えられる。

② 実験例

日本全国20ヶ所汚染土中の重金属の存在形態（表2-1）¹⁾では、難溶態部分が57%以下であったため、難溶態以外の比較的溶出しやすい部分は、土壌含有量の43%以上であると推算できた。

非汚染土中のカドミウムの存在形態（表2-2）²⁾では、難溶態の部分が10~55%であるので、溶出しやすい部分は45~90%と推算できた。

また、土壌中の重金属の存在形態（表2-3）³⁾では、カドミウムと鉛の含有量が3mg/kg以上の場合、それぞれの難溶態が12%と10%であり、溶出しやすい部分はおおよそ90%以上であった。

4 結論

実験事例により、土壌、特に汚染土壌中の重金属の難溶態以外の部分はおおよそ5~10割程度であった。

表1 全国20ヶ所汚染土壤中の重金属の存在形態

含有量：mg/kg

試料	pH	カドミウム		鉛		砒素		セレン	
		含有量	難溶態 %	含有量	難溶態 %	含有量	難溶態 %	含有量	難溶態 %
A	7.1	0.4	47.5	77	21.9	58	0.5	<1	-
B	7.6	1.4	42.3	904	6.2	11	0.3	<1	-
C	9.8	24	20.1	1,570	17.6	21	0.8	<1	-
D	8	0.3	55.5	44	44.4	6	3.1	<1	-
E	8.1	0.4	49.4	67	16.6	13	3.8	<1	-
F	8.2	0.2	47.7	553	8	3	0.2	<1	-
G	7.9	1.6	13.3	97	41.8	23	88.9	<1	-
H	8.5	0.1	2.4	32	35.7	661	44.6	<1	-
I	8.3	5.7	12.1	589	12.5	17	57.8	<1	-
J	7.9	0.8	5.1	499	27.1	4	63.6	<1	-
K	7.8	0.3	18.9	18	71.9	6	76	<1	-
L	9.1	0.6	6.6	391	14.8	14	70.9	<1	-
M	7.7	<0.1	6.2	98	6.3	13	53.7	<1	-
N	7.1	0.8	15.4	95	55.7	10	74.5	<1	-
O	9.6	0.1	0.8	65	12.1	56	27.6	<1	-
P	4.2	32	56.9	11,700	4.8	1,050	0	11300	0.3
Q	7.7	805	3.1	53	13.6	10	77.2	1680	0.3
R	7.5	<0.1	44.8	21	13.1	8	0.4	<1	-
S	7.8	1	44.2	2,370	5.1	580	0	<1	-
T	8	1	3.7	67	27.3	17	81.2	<1	-

表2 日本非汚染土カドミウムの存在形態
(Cd)

土壌種類	pH	難溶態 (%)
黒ぼく土	4.7	20
	5.7	55
赤黄色土	4.9	10
	5.3	25

表3 土壌中の重金属の存在形態

元素	含有量 (mg/kg)	難溶態 (%)
Cd	<0.5	58.7
	0.5~3	20.1
	>3.0	11.9
Pb	≤20	30
	>20~≤200	10.5
	>200	9.6

【参考文献】

- 1) 社団法人土壌環境センター：平成9年環境庁委託業務結果報告書：「土壌環境リスク管理手法調査」
重金属の溶出特性に関する基礎調査。1998
- 2) 定元裕明・飯村康二・本名俊正・山本定博：土壌中重金属の形態分別法の検討。日本土壌肥科学雑誌 65 (6) 645-653,1994

平成13年8月10日（水）

平成13年8月10日（水）

平成13年8月10日（水）

平成13年8月10日（水）

土壌の直接摂取によるリスク評価等について

平成13年8月10日（水）

資料編 土壌の直接摂取によるリスク評価等について

1. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	1
2. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	2
3. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	3
4. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	4
5. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	5
6. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	6
7. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	7
8. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	8
9. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	9
10. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	10
11. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	11
12. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	12
13. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	13
14. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	14
15. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	15
16. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	16
17. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	17
18. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	18
19. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	19
20. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	20
21. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	21
22. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	22
23. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	23
24. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	24
25. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	25
26. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	26
27. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	27
28. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	28
29. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	29
30. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	30
31. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	31
32. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	32
33. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	33
34. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	34
35. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	35
36. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	36
37. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	37
38. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	38
39. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	39
40. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	40
41. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	41
42. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	42
43. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	43
44. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	44
45. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	45
46. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	46
47. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	47
48. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	48
49. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	49
50. 土壌の直接摂取によるリスク評価等について	50

資料編

平成13年8月

土壌の含有量リスク評価検討会

検討経過

第1回（平成12年6月22日）

第2回（平成12年11月24日）

第3回（平成13年2月23日）

第4回（平成13年3月8日）

第5回（平成13年7月5日）

第6回（平成13年8月2日）

土壌の含有量リスク評価検討会委員名簿

大野泰雄	国立医薬品食品衛生研究所薬理部長
櫻井治彦	中央労働災害防止協会労働衛生調査分析センター所長
佐藤 洋	東北大学大学院医学系研究科教授
鈴木庄亮	群馬大学医学部公衆衛生学教室教授
中杉修身	国立環境研究所化学物質環境リスク研究センター長
永沼 章	東北大学大学院薬学研究科教授
◎林 裕造	元国立医薬品食品衛生研究所安全性生物試験研究センター長
平田亜古	宮城学院女子大学助教授
米谷民雄	国立医薬品食品衛生研究所食品添加物部長
吉永 淳	東京大学大学院新領域創成科学研究科助教授

（◎：検討会座長）

目 次

1	目的	1
2	土壌汚染の暴露経路のとらえ方	2
3	汚染土壌の直接暴露の経路に係るリスク評価及び要措置レベル	4
4	表層土壌の汚染の実態	7
5	表層土壌が汚染された土地におけるリスク管理の方法について	8
6	今後の対応等	9
別添1	土壌汚染の暴露経路のとらえ方	10
別添2	土壌の摂食等による有害物質の摂取量の算定方法	11
別添3	個別重金属等の要措置レベルの算定	13

1 目的

環境基本法に基づき平成3年に設定された現行の土壤環境基準のうち、水質を浄化し及び地下水をかん養する機能を保全する観点から、水質環境基準のうち人の健康の保護に関する環境基準の対象となっている項目について、土壤（重量：g）の10倍量（容量：ml）の水でこれらの項目に係る物質を溶出させ、その溶液中の濃度が、各々の水質環境基準の値以下であることを環境上の条件としている基準（以下このような観点から設定した環境上の条件を「溶出基準」という。）は、人への暴露という観点からは、土壤に含まれる有害物質が地下水に溶出し、その地下水を摂取するという経路について設定されているものである。

一方、平成12年1月より施行されたダイオキシン類対策特別措置法におけるダイオキシン類に係る土壤環境基準は、地下水を経由する経路ではなく、汚染土壤を摂食又は皮膚接触（吸収）するような暴露経路（直接摂取）について設定された。

本検討会では、このような新たな動きを踏まえ、現行の溶出基準がとらえていない土壤中の有害物質の暴露経路について検討するとともに、汚染土壤の直接摂取を通じた長期的な暴露による人の健康に対する有害物質のリスクについて、何らかのリスクの低減が必要と考えられる濃度レベル（以下「要措置レベル」という。）の検討を行った。

また、併せて、汚染土壤の直接暴露のリスクの低減のための措置の考え方（リスク管理の方法）についての整理を試みた。

本報告書は、本検討会におけるこれらの検討結果としてとりまとめたものである。

2 土壤汚染の暴露経路のとりえ方

- (1) 汚染土壤に起因する有害物質の人等への暴露経路については、「人の健康の保護の観点」及び「生活環境（生態系を含む）の保全の観点」に整理でき、それぞれについて、「汚染土壤の直接暴露」及び「他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露」に分けられ、

人の健康の保護の観点からの暴露経路は、

- 1) 汚染土壤の直接暴露（汚染土壤の摂食^{*1}及び皮膚接触（吸収））
- 2) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露
 - ① 地下水等（への溶出）→ 飲用等
 - ② 大気中（への揮散）→ 吸入
 - ③ 公共用水域（への土壤粒子の流出）→（魚介類への蓄積）→ 摂食
 - ④ 農作物、家畜（への蓄積）→ 摂食

（*1：飛散による土壤粒子の摂取を含む。）

生活環境（生態系を含む）の保全の観点からの暴露経路は、

- 3) 汚染土壤の直接暴露
 - ① 生活環境（不快感等）
 - ② 農作物、農作物以外の飼料用植物の生育阻害
 - ③ 生態系への影響
- 4) 他の媒体（大気、公共用水域、地下水）を通じての暴露
 - ① 生活環境（飲料水の油膜等）
 - ② 生態系への影響

と整理できる（別添1）。

- (2) 2) の①の暴露経路については、現在、溶出基準が設定されているところである。

- (3) 2) の②の暴露経路については、トリクロロエチレン等4物質について大気環境基準が設定されているが、これらを含む揮発性有機化合物は、

- ・ これまでに汚染土壤に起因する大気汚染の事例や大気濃度レベル測定結果の報告がないこと
- ・ これまでの知見では、汚染土壤の上の大人の鼻や口の高さに対応する 1.5m の高さで大気環境基準を超過するレベルの大気汚染を引き起こす汚染土壤は土壤溶出基準も超過する可能性が高いこと（トリクロロエチレン等4物質）
- ・ 大気環境基準を超過する可能性のある汚染土壤の濃度レベルは、モデルによる計算である程度の推計は可能であるが、汚染の規模や範囲、その深さ、土質、暴露される場所の地形や気象条件等によりかなり変動するものと考えられ、また、新たな負荷がないような場合には、時間とともに土壤濃度が減少し、大気中へ揮散する量も減少していくものと考えられること
- ・ 大気への揮散によるリスクを評価するには、例えば、土壤ガスのような含有量以外の指標が適切かもしれないこと

から、また、揮発性のある水銀についても、これまでに汚染土壤に起因する大気汚染の事例の報告等がないこと、大気環境基準については現在検討中であることから、この暴

露経路について、直ちに要措置レベルを検討する必要はないと考えられる。

この暴露経路については、現時点では必ずしも関連するデータ等が十分とは言えないため、今後は、表層土壌の調査に際して、汚染地の地上 1.5m の大気濃度の測定を行い、大気環境基準を超過した場合は連続測定する等、汚染地での大気濃度の実態把握や調査研究に努め、必要があれば改めて検討を行うものとする。

- (4) 2) の③、3) の①及び③並びに4) の②の暴露経路については、十分なデータや知見が得られておらず、現時点ではリスク評価及び要措置レベルの検討は困難である。
今後は、関連するデータの蓄積等に努めるものとする。
- (5) 2) の④及び3) の②の暴露経路については、現在、土壤環境基準（農用地基準）が設定されているところである。
- (6) なお、本検討会では、溶出基準でとらえられていない暴露経路について、要措置レベル等の検討を行うものであるが、現行の溶出基準において考慮されていない飲料水の油膜等（4）の①）の暴露経路及び要措置レベルについては、その実態等を踏まえて別途検討することが望まれる。
- (7) 以上のことから、1) の「汚染土壌の直接暴露」に係る経路について、現在溶出基準が設定されている項目（以下「有害項目」という。）を対象に、長期（慢性）毒性等の関連する文献やデータを収集整理し、要措置レベルについて検討することとする。

3 汚染土壌の直接暴露の経路に係るリスク評価及び要措置レベル

食物等からの化学物質の摂取割合については、例えば、農薬では、作物からの摂取割合を8割、飲料水からの摂取割合を1割、その他からの摂取割合を1割とすることを基本として登録保留基準が設定されている。

また、最近では、ダイオキシン類対策特別措置法（以下「ダ法」という。）に基づき、大気、水質、土壌に係る環境基準が設定されているが、土壌については、汚染土壌からの直接摂取（摂食及び皮膚接触）による健康影響が懸念されたことから、当該暴露経路に係る土壌環境基準が設定されている。これらダイオキシン類に係る土壌等の環境基準値から TDI に占める割合を計算すると、土壌からの摂取割合は十数%程度（食物や飲料水からの吸収率と土壌からの吸収率の差を考慮しない場合には7～8%程度）となっている。また、この数値レベルが、ダ法における対策発動の要件にもなっている。

人の健康に対する影響が懸念される汚染土壌の直接暴露については、土地の利用目的やそこでの暴露可能性について様々な場合が想定されるが、要措置レベルについては、以下のような考え方を基に算定することが考えられる。

(1) 土壌の摂食等による有害物質の摂取量

土壌の摂食等による有害物質の摂取量については、ダイオキシン類に係るリスク評価における考え方を踏まえ、別添2の考え方によることが適当である。

(2) 汚染土壌の直接摂取に伴う要措置レベルの考え方

汚染土壌の直接摂取に伴う要措置レベルについては、ここでは、

○ 我が国で設定した TDI 等がある場合には、TDI 等の配分の目安として概ね 10 % 程度、

我が国で設定した TDI 等がない場合には、

○ 汚染土壌からの当該物質の摂取量が飲料水からの摂取量（人の健康の保護の観点から設定されている場合）と同程度とすることを基本とし、その際、併せて WHO 等における TDI 等も勘案することとする。

なお、その際、その他の主要な暴露経路である食物や飲料水経由の摂取量がそれぞれの基準値等から算定される摂取量（理論最大摂取量）の合計として TDI 等の9割を超えることと計算又は推定される場合等、汚染土壌からの直接摂取（摂食及び皮膚接触）による当該有害物質の摂取量を加えると総摂取量として TDI 等を超過するおそれのある場合について考慮する。

(3) 要措置レベルの算定について検討する有害項目

有害項目のうち、揮発性有機化合物、PCB 及びチウラム等（農薬）については、次のような事情にあることから、要措置レベルの算定の検討は重金属等について行うこととする。

① 揮発性有機化合物

揮発性有機化合物については、土壌中での下層への移動性や大気中への揮発性が高く、その後の負荷がないような状態では、一般には、表層土壌中に、高濃度の状態のまま長期（複数年）蓄積するような状況はないと考えられるため、長期毒性（慢性毒性）の観点から、表層土壌中の有害物質の含有量としての要措置レベルを算定する必要はないと考えられる。

② PCB

PCB については、蓄積性が高く、表層土壌中に高濃度に含有していた汚染事例の報告がある。

また、現在、暫定許容摂取量は $5 \mu \text{g/kg/日}$ であり、魚介類等について暫定規制値が設定されている。水質環境基準については検出されないこととされ、飲料水が定量下限レベルの濃度であったと仮定した場合には、当該摂取量の概ね 0.4 % 程度を飲料水から摂取することとなる。ちなみに、土壌中の含有量として暫定許容摂取量の 10 % 程度を割り振ると 400mg/kg となる。

一方、PCB の中で毒性の強いコプラ PCB については、既にダイオキシン類の中の異性体として位置づけられて、ダ法の中で土壌の直接摂取の観点からの土壌に係る環境基準値が設定されて汚染土壌に係る対策がとられている。これまでの知見では、土壌中の PCB に占めるコプラ PCB の割合は 1 ~ 15 % と推定されているところである。また、東京都が昨年度に実施した大田区の区道下のダイオキシン類に係る環境調査の中で PCB とダイオキシン類としてのコプラ PCB との濃度の関係について解析した結果によると、当該 PCB については概ね PCB 濃度が 25mg/kg を超過するとダイオキシン類としてのコプラ PCB の濃度が土壌環境基準である $1,000\text{pg-TEQ/g}$ を超過する可能性が高いことが推定されている。

以上のことから、PCB による表層土壌の汚染については、ダイオキシン類として調査を行い、土壌環境基準の達成の有無について把握することにより必要な措置を講ずれば足りると考えられる。

なお、PCB については、PCB の製品や非意図的発生源の種類毎に PCB に含有するコプラ PCB の割合が大きく異なること、コプラ PCB の生物濃縮がダイオキシンよりも 1 桁程度高いこと等から、今後とも必要な知見の充実等に努めることが必要である。

③ チウラム、シマジン、チオベンカルブ、有機燐及び 1, 3-ジクロロプロペン

これら物質は一般に農薬として使用されるものであり、土壌中での分解が早く、長期間高濃度に土壌が汚染されるようなことはないと考えられるため、要措置レベルの算定の対象から除外した。

ただし、農作業を行う人の労働環境としての安全性の配慮が必要であること、及びチ

ウラムについては農業用以外の用途もあることに留意しておく必要がある。

(4) 個別重金属等の要措置レベルの算定

個別重金属等の要措置レベルの算定については、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

（注）個別重金属等の要措置レベルの算定に当たっては、別添3のとおりとすることが適当である。

4 表層土壌の汚染の実態

重金属等について、これまでに環境省において把握している調査結果から、土壌中のこれら項目の含有量が測定されているデータを収集・整理して、個別物質毎の表層土壌について汚染の実態をとりまとめ、上記3で算定した要措置レベルとの対比を行った。

なお、ここでの表層土壌は、表層から50cm未満の深さまでの土壌である。

また、これらデータは、人為的な汚染のないようなバックグラウンドの状況を把握するために実施したものが混在しており、データの解析結果の評価に際しては、その点に留意する必要がある。

① 総水銀

表層土壌中の含有量について測定された結果では、740 サンプル中、11 サンプルで要措置レベルの9 mg/kg を超過した。

② カドミウム

表層土壌中の含有量について測定された結果では、755 サンプル中、5 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

③ 鉛

表層土壌中の含有量について測定された結果では、777 サンプル中、53 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

④ 砒素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、528 サンプル中、18 サンプルで要措置レベルの150mg/kg を超過した。

⑤ 六価クロム

表層土壌中の含有量について測定された結果では、38 サンプル中、12 サンプルで要措置レベルの900mg/kg を超過した。

⑥ ふっ素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、142 サンプル中、要措置レベルの10,000mg/kg を超過したものはなかった（最大640mg/kg）。

⑦ ほう素

表層土壌中の含有量について測定された結果では、177 サンプル中、要措置レベルの4,000mg/kg を超過したものはなかった（最大1,040mg/kg）。

⑧ セレン

表層土壌中の含有量について測定された結果では、176 サンプル中、要措置レベルの150mg/kg を超過したものはなかった（最大30mg/kg）。

⑨ シアン化合物又は全シアン

表層土壌中の含有量について測定された結果では、28 サンプル中、要措置レベルの350mg/kg を超過したものはなかった（最大51mg/kg）。

5 表層土壤が汚染された土地におけるリスク管理の方法について

- (1) 本検討会は、土壤汚染の暴露経路のとらえ方、有害物質の要措置レベルの検討を目的としたものであるが、表層土壤が汚染された土地（以下「汚染地」という。）のリスク管理の方法についても整理を試みた。

土壤中の有害物質の健康リスクについては、大気等の他の環境媒体とは異なり、

- 移動性が特に低く、ほとんど拡散・希釈されないため、暴露経路そのものの遮断が可能
 - 暴露の機会そのものが土壤の表層の状態（裸地、又はコンクリート等の舗装地であるか等）に大きく左右される
- という特徴がある。

従って、その健康リスクの低減のための管理の方法については、一般に、次の「暴露管理（汚染土壤と接触する機会の抑制）」、「暴露経路遮断（汚染土壤との接触の抑制）」及び「汚染土壤の浄化」の3つの方法が考えられる。

① 暴露管理（汚染土壤と接触する機会の抑制）

汚染土壤と接触することのないよう、汚染地を柵で囲む等することにより土壤が存在する土地への不特定多数の人の立入りを禁止又は制限する方法が考えられる。

② 暴露経路遮断（汚染土壤との接触の抑制）

暴露経路遮断、すなわち汚染土壤との接触を抑制する措置として、「覆土・舗装」及び「封じ込め」が考えられ、「覆土・舗装」については、汚染地全体の表面を隙間なく、汚染土壤が露出することのないよう、汚染されていない土砂等により一定以上の厚さで覆土することや、アスファルトやコンクリート等により適切な厚さ及び強度を保ちながら舗装すること等の方法が考えられ、「封じ込め」については、掘削除去して不溶化等の必要な処理をしたり、掘削せずにそのまま不溶化する等して当該土地内に封じ込める方法が考えられる。

③ 汚染土壤の浄化

汚染土壤の浄化措置として、汚染土壤を掘削除去し、有害物質を洗浄・分離して汚染地内に埋め戻す等により処理する方法、汚染土壤を原位置のままで分解又は抽出して処理する方法、及び汚染土壤を掘削除去して最終処分場等に適切に処分する方法が考えられる。

- (2) また、これら汚染地については、一定レベルのリスクの管理を行っている又は行った状態にある土地であるので、例えば、その旨を登録管理する、汚染土壤の搬出・利用を防止する等の措置も併せて検討する必要がある。

6 今後の対応等

土壌の直接摂取によるリスクについては、以上検討してきたとおり、今後の汚染実態調査により、表層土壌において要措置レベルを超過するような多数の汚染事例が顕在化してくることが想定されることから、そのリスク低減のための方策について早急に検討を行うことが必要である。