

土壤中のダイオキシン類に関する検討会

第一次報告

平成 1 1 年 7 月

土壤中のダイオキシン類に関する検討会

## はじめに

ダイオキシン類は、廃棄物焼却等の燃焼過程などで非意図的に生成される有機塩素系化合物であり、その毒性は発がん性や免疫毒性など多岐にわたることが指摘され、最近では、外因性内分泌攪乱作用も懸念されている。

我が国では、昭和58年に都市ごみ焼却施設の飛灰からダイオキシン類が検出されたとの報道を契機として社会的な関心を集めるようになった。これを受けて、発生源の排出実態や環境中の濃度に係る情報の収集、発生源の対策が講じられてきた。また、環境庁、厚生省及び水産庁は紙パルプ工場に係るダイオキシン類緊急調査を行った結果を踏まえ、平成3年11月に対策について取りまとめるとともに、平成4年3月に関係団体等に対策の推進を要請し、業界が自主的な取組みを開始した。さらに、特に、主要な発生源とされている廃棄物焼却炉等については、平成9年12月に大気汚染防止法及び廃棄物処理法に基づき規制措置が導入されたところであり、全国のダイオキシン排出総量を、今後4年以内に平成9年に比べ約9割削減することを目標として、排出削減対策を推進している。

ダイオキシン類は、分解されにくいいため、環境中に微量ではあるものの広く存在することが知られているが、大気、水、土壌等の環境中における挙動について科学的知見が蓄積していないのが現状である。

特に、土壌については、底質とともに、過去に環境中に排出されたダイオキシン類が長期間残留し、最終的に環境中における大きなシンクとなると推定されているが、その汚染の実態、土壌環境中の挙動、人の健康に及ぼす影響等については、我が国での調査研究事例が少なく十分に解明されていない。

他方、平成10年4月に、一般廃棄物焼却施設の周辺土壌から高濃度のダイオキシン類が検出される事例が判明し、土壌中のダイオキシン類に由来する健康影響の評価や対策手法が大きな社会的関心を集めている。

このような情勢の中、環境庁は、平成9年8月にダイオキシン対策の総合的な推進を図るため「ダイオキシン対策に関する5ヶ年計画」を策定し、土壌については平成10年1月に「ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル」を取りまとめ、調査手法の標準化を図るとともに、平成10年度から全国的な土壌汚染実態調査を開始したほか、諸外国の土壌中のダイオキシン類に係る情報の収集等に関する調査を実施している。

本検討会は、高濃度汚染事例の判明を受けた社会的関心の高まりを背景として、土壌中のダイオキシン類に由来する環境影響の評価手法、対策手法等の検討を行うことを目的に、平成10年5月6日に設置された。本検討会は、以後4回の検討を経て、平成10年11月24日に中間取りまとめを公表し、居住地等における暫定ガイドラインを提案した。

この中間取りまとめについて、約1ヶ月間国民の皆様から意見を募集したところ、約270件の様々な意見が寄せられた。本検討会は、これらの意見をも踏まえつつ、更に4回にわたって検討を行った。

この間、平成11年2月には、埼玉県所沢地域の野菜等の農産物が、排煙に起因してダイオキシン類に汚染されているのではないかと不安が流通業者や消費者の間に広がり、農産物の買い控えを招き、農産物（食品）の安全性が大きな社会問題となった。これにより、ダイオキシン類による環境汚染、特に農作物汚染に社会の関心が高まることとなった。これは、農用地土壌を含む環境中から農作物への移行の実態の解明が従来にも増して急がれる課題となったことを意味する。

政府はこのような事態を踏まえ、平成11年2月24日に「ダイオキシン対策関係閣僚会議」を設置した。同閣僚会議は、平成11年3月30日、「ダイオキシン対策推進基本指針」を策定し、耐容一日摂取

量（T D I）の見直しをはじめとする各種基準作り、ダイオキシン類の排出抑制対策の推進等の方針を打ち出した。土壌については、環境基準の検討、対策基準の策定、汚染土壌対策の仕組みの検討等の対応を行うこととなった。

本検討会では、このような社会情勢を背景に計8回にわたって検討を行い、現実に対策を必要とする土壌汚染が存在し、対策を検討する拠り所となる何らかの指針が必要となっていることに鑑み、現時点での科学的な知見を基に、「居住地等における暫定ガイドライン」の設定を提案する第一次報告を取りまとめた。この暫定ガイドラインは、我が国での実証データが少ない中で取りまとめたものである。今後、曝露評価に関する実証試験、農用地からの曝露リスクの評価等多くの検討課題が残されており、本検討会は平成11年度以降も、検討を継続することとしている。

#### （検討経過）

第1回（平成10年5月26日）

- ・土壌モニタリング調査について
- ・土壌中ダイオキシン類に関する現状と検討課題について（1回目）

第2回（7月10日）

- ・ダイオキシン類に係る研究成果について
- ・土壌中ダイオキシン類に関する現状と検討課題について（2回目）

第3回（9月21日）

- ・土壌中ダイオキシン類の環境影響の評価手法の考え方について
- ・土壌中ダイオキシン類に係る対策の基本的な考え方について

第4回（11月17日）

- ・中間取りまとめ（案）について

第5回（平成11年2月3日）

- ・「中間取りまとめ」に対する国民の意見について
- ・第一次報告に向けた追加的検討について

第6回（3月3日）

- ・第一次報告の取りまとめの方向について

第7回（5月28日）

- ・第一次報告の取りまとめの方向について
- ・ダイオキシン類土壌浄化技術等実証調査について

第8回（7月5日）

- ・第1次報告の取りまとめについて

(土壌中のダイオキシン類に関する検討会 委員名簿)

	池田 正之	京都大学名誉教授
	石井 康雄	農林水産省農業環境技術研究所農薬動態科農薬管理研究室長
	大野 泰雄	国立医薬品食品衛生研究所薬理部長
	柿沼 雅史	埼玉県環境生活部参事兼ダイオキシン対策室長
	黒川 雄二	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
	駒井 武	通産省資源環境技術総合研究所安全工学部化学物質安全研究室長
	酒井 伸一	京都大学環境保全センター助教授
	鈴木 規之	金沢工業大学工学部助教授
(座長)	武田 信生	京都大学大学院工学研究科教授
	豊田 正武	国立医薬品食品衛生研究所食品部長
	中西 準子	横浜国立大学環境科学研究センター教授
	細見 正明	東京農工大学工学部教授
	宮田 秀明	摂南大学薬学部教授
	森田 昌敏	国立環境研究所地域環境研究グループ統括研究官
	山本 出	東京農業大学名誉教授
	脇本 忠明	愛媛大学農学部教授

(注1) 本報告において、「ダイオキシン類」とは、特に断りのない限り、ポリ塩化ジベンゾ-p-ジオキシン(PCDD)及びポリ塩化ジベンゾフラン(PCDF)を表す。

また、「コプラナーPCB」とは、ポリ塩化ビフェニル(PCB)の中で扁平構造を持つものをいい、オルト位(2,2',6及び6')に置換塩素を持たない4種類の同族体(ノンオルト)及びオルト位に置換塩素を1個もつ8種類の同族体(モノオルト)を表す。

(注2)  $1\text{pg}=10^{-12}\text{g}$  (1兆分の1グラム)である。 $1\text{pg}/\text{g}=1\text{ppt}$ 、 $1,000\text{pg}/\text{g}=1\text{ppb}$ である。

## 目 次

第1章	ダイオキシン類と土壤汚染	1
(1)	土壤汚染対策の位置付け	
(2)	国内外の土壤汚染の状況	
(3)	土壤中に蓄積されたダイオキシン類の発生源	
第2章	諸外国のガイドラインの設定状況	6
(1)	ドイツ	
(2)	オランダ	
(3)	スウェーデン	
(4)	米国	
(5)	ニュージーランド	
(6)	カナダ	
(7)	イタリア	
第3章	土壤からの曝露リスクの低減に関する基本的な考え方	13
(1)	居住地等における地域的な汚染についての評価	
(2)	農用地における汚染についての評価	
(3)	公共用水域を経由する経路を含む、国土全体の土壤からの曝露リスク についての評価	
第4章	居住地等における暫定的なガイドライン値	19
(1)	土壤中の挙動	
(2)	曝露アセスメントのシナリオ	
(3)	曝露リスクの算定方法	
(4)	曝露アセスメントのシナリオの評価	
(5)	子供に着目した曝露評価	
(6)	対策をとるべき暫定的なガイドライン値	
第5章	調査・対策の考え方	38
(1)	諸外国における対策	
(2)	我が国における土壤調査・対策の基本的考え方	
(3)	土壤調査・対策の具体的スキーム	
第6章	暫定ガイドライン	50
(1)	基本的考え方	
(2)	暫定的なガイドライン値	
(3)	土壤汚染対策	
第7章	今後の検討課題	51
(参考資料)		
1.	国内外の土壤中ダイオキシン類の調査測定事例	52
2.	諸外国ダイオキシン類土壤汚染対策事例	62
3.	土壤汚染対策事例等海外調査の概要	67
4.	農用地土壤に係る我が国の従来の基準設定の考え方	79
5.	土壤中ダイオキシン類の半減期と濃度減衰	80
6.	居住地等における土壤からの曝露リスクの算出過程	81
7.	「中間取りまとめ」への国民の意見に対する回答	85

## 第1章 ダイオキシン類と土壤汚染

### (1) 土壤汚染対策の位置付け

#### ダイオキシン類の種類と毒性評価

ダイオキシン類とは、ポリ塩化ジベンゾ-p-ジオキシン(PCDD)とポリ塩化ジベンゾフラン(PCDF)の総称であり、化学物質の合成過程、燃焼過程などで非意図的に生成される。ダイオキシン類には、PCDD75種類、PCDF135種類、合計210種類の同族体がある。また、ポリ塩化ビフェニル(PCB)の中には平面型の分子構造を有し、ダイオキシン類と類似の毒性作用をもつものがあり、オルト位に置換塩素を持たない4種類の同族体(ノンオルト)及びオルト位に置換塩素を1個持つ8種類の同族体(モノオルト)についてコプラナーPCBと呼ばれている。

これらの物質の毒性発現は共通の作用機構として、Ahレセプターを介するメカニズムが考えられ、個々の同族体の毒性強度を、最も毒性が強いとされる2,3,7,8-四塩化ジベンゾ-p-ジオキシン(2,3,7,8-TCDD)の毒性を1とした「毒性等価係数(TEF)」を用いて表す方法が用いられている。各同族体の量は、この毒性等価係数により換算して得られる毒性等量(TEQ)として表示される。ダイオキシン類のヒトの健康に対するリスク評価や曝露量の制御に当たっては、毒性等価係数(TEF)で換算されたTEQを用いることが国際的にも通例となっている。

1998年のWHO(世界保健機構)の専門家会合において、1997年にWHOが提案したコプラナーPCBを含む国際毒性等価係数が再確認され、我が国でも生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会において、この新たなTEFを今後の曝露評価に用いることが妥当と評価されたところである<sup>1)</sup>(表1.1)。

本報告では、過去の調査・研究事例を除き、特に断りのない限り、TEFは1997年のWHOのものを用いる。

なお、現在、毒性があるものとしてTEFが与えられているのは、PCDDが7種、PCDFが10種、コプラナーPCBが12種である。

また、TEFには、ドイツ連邦保健庁の提唱したもの(等量はBGATEQ)、北欧諸国で用いられているもの(等量はnTEQ)などもある。

#### ダイオキシン類の健康リスク

ダイオキシン類の毒性については、動物実験によって、発がん性、肝毒性、免疫毒性等種々の毒性が報告されている。しかし、ヒトに対する影響についての知見が得られているのは、事故による中毒や職業曝露の事例であり、食事等による通常レベルの曝露において明らかな健康影響を示す知見は報告されていない<sup>1)</sup>。また、動物実験では、ダイオキシン類が体内のホルモンと似た働きをすることにより甲状腺機能の低下、精子数の減少などをもたらす外因性内分泌攪乱作用が報告されている<sup>2)</sup>。

ダイオキシン類によるヒトの健康影響への的確な対策を講じる上で重要な指標として、WHOや各国において耐容一日摂取量(TDI)が科学的な知見等に基づき設定されている。TDIは、長期にわたり体内に取り込むことにより健康影響が懸念される化学物質について、その量まではヒトが一生涯にわたり摂取しても健康に対する有害な影響が現れないと判断される一日当たりの摂取量である。1998年、WHOの専門家会合で新たなTDIが提案されたことを受けて、我が国でも生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会が合同でTDIの見直しに関する検討を進め、4pg-TEQ/kg/dayを

当面のT D Iとすることが適当と結論された<sup>1)</sup>。

#### ヒトの平均的な曝露量

我が国におけるヒトのダイオキシン類の平均的な曝露量について、食品についてはコプラナーP C Bを含めて2.41pg-TEQ/kg/dayである。飲料水からの曝露はほとんど無視できるほど小さく、大気からの曝露量はコプラナーP C Bを含めて0.17pg-TEQ/kg/day、土壌からの曝露量は同じく0.0024~0.021pg-TEQ/kg/dayと見込まれている。これらの曝露量を合計すると、2.6pg-TEQ/kg/day程度が日本人の平均的な曝露量と推定されている<sup>1)</sup>。

また、厚生省の調査によれば、1973年から1996年の間に母乳中のダイオキシン類及び3種類のコプラナーP C B濃度が半分以上に低下していることから<sup>3)</sup>、曝露量は低減してきていると推定される。

通常ヒトのダイオキシン類の曝露量の90%以上が食品経由とされており、土壌からの直接摂取による曝露量は少ないものと評価されている。WHOの1998年の専門家会合では、諸外国におけるダイオキシン類の曝露量を推定し、一般的な環境中では土壌からの曝露量は1%以下と評価している<sup>4)</sup>。

#### 土壌汚染対策の位置付け

ヒトのダイオキシン類の曝露量をコントロールするためには、食品、大気、土壌等の曝露経路を踏まえた対策が必要とされる。ダイオキシン類の主要な発生源とされる廃棄物焼却施設等については、既に大気汚染防止法及び廃棄物処理法により排出抑制対策が講じられ、また、大気環境中のダイオキシン類濃度について指針値が設定されている。これらは、土壌汚染の未然防止にも寄与するものである。

土壌を起点としてヒトに至るダイオキシン類の曝露経路を見た場合、a. ヒトに直接摂取されて曝露する経路と、b. 農畜水産物等の食品等を介在して間接的に曝露する経路に大別できる(第3章)。

a. の直接曝露の場合の土壌対策は、一般的な生活環境では土壌からのダイオキシン類の曝露量が少ないと評価されていることから、特に高濃度に汚染された局地的な地域において、ヒトの健康に影響を生じるおそれがあるレベルを評価し、その曝露リスクを低減するための対策と位置付けられる。

一方、b. の間接曝露の場合の土壌対策は、食品等からのダイオキシン類の曝露量を低減するために、土壌環境を長期的、総合的に改善する対策の一環として位置付けられる。

## (2) 国内外の土壌汚染の状況

我が国では、ダイオキシン類に係る土壌調査は、廃棄物焼却施設周辺を中心に、各地で自治体や住民団体によって実施されてきた。しかしながら、ダイオキシン類の測定は超微量分析である一方、土壌汚染が局所的に存在することが多いこと、土壌には有機物等の夾雑物が含有されていること等から、調査地点の選定方法、土壌試料の採取方法、分析方法等によって測定値が大きく異なる可能性があるため、測定値の比較検討が困難であった。このため、環境庁は、土壌調査方法の標準化を図ることを目的として、平成10年1月に「ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル」を策定した。以来、各地の自治体等において、このマニュアルに基づき土壌調査が行われる事例が増加している。

#### (高濃度汚染事例を除いた調査事例)

我が国におけるダイオキシン類の土壌中濃度は、土壌調査暫定マニュアルの策定以前のものも含め、平成11年5月までに公表された自治体等による調査事例をみると、検出限界以上のデータのうち非常

に高濃度の事例を除いて、廃棄物焼却施設等発生源の周辺地域で0.001～550pg-TEQ/g、それ以外の地域で市街地では0.0063～350pg-TEQ/g、農用地では0.22～370pg-TEQ/gという結果が報告されている（参考資料1）。

一方、諸外国をみると、同様に検出限界以上のデータのうち非常に高濃度の事例を除いて、ドイツでは発生源周辺で0.01～800pg-BGATEQ/g、それ以外の地域で0.01～173pg-BGATEQ/g、イギリスでは発生源周辺で12～250pg-TEQ/g、それ以外の地域で0.5pg(2,3,7,8-TCDD)～230pg-TEQ/g、米国では発生源周辺で1.7～53pg-TEQ/g、それ以外の地域で0.02pg-TEQ/g～590pg(2,3,7,8-TCDD)/g、そしてオランダでは発生源周辺で2～252pg-TEQ/g、それ以外の地域で1～16.4pg-TEQ/gというレベルにある（参考資料1）。諸外国では、廃棄物焼却施設周辺のほか、工業地域、都市地域、農村地域、農林地などの調査事例が多く、全体的に都市地域や工業地域で高く、農村地域では低い傾向にある。

#### （高濃度汚染事例）

また、高濃度の汚染事例としては、我が国の発生源周辺で、一般廃棄物焼却施設内土壌で最高5,200万pg-TEQ/g、一般廃棄物焼却施設周辺土壌で最高8,500pg-TEQ/gの事例が公表されている（参考資料1）。

諸外国の高濃度の汚染事例をみると、ドイツでは除草剤製造工場で900万pg(2,3,7,8-TCDD)/g、鋳滓を路盤材として利用した運動競技場等で15万pg-TEQ/g、銅精錬鋳滓堆積場で7万6,000pg-TEQ/g、オランダでは廃電線の焼却跡地で100万pg-TEQ/g、化学物質不法投棄場所で2万3,000pg-TEQ/g、米国では廃油の散布場所で3,200万pg(2,3,7,8-TCDD)/g、有害廃棄物保管施設で200万pg(2,3,7,8-TCDD)/gという事例が判明している。ダイオキシン類による土壌汚染事例として代表的な1976年のイタリアのセベン地区（最高5万5,000pg(2,3,7,8-TCDD)/g）や、1982年の米国のタイムズビーチ地区（最高120万pg(2,3,7,8-TCDD)/g）のように、海外では、焼却施設のほか、除草剤製造工場等や廃棄物投棄に関して高濃度の汚染事例が見られる（参考資料2）。

環境庁においては、平成10年度から土壌中ダイオキシン類の全国実態調査を開始し、また、同時に農用地及び農作物の概況調査も実施しているところである。今後、更にデータが蓄積され、全国的な土壌中のダイオキシン類の蓄積の実態が明らかになってくるものと期待される。

#### （3）土壌中に蓄積されたダイオキシン類の発生源

我が国におけるダイオキシン類の年間排出量の推定では、平成9年の6,330～6,370g-TEQ/年から平成10年には約2,900～2,940g-TEQ/年に低減している<sup>5)</sup>。その中で、現状において、年間排出量の大部分を燃焼工程からの排出が占めている。

燃焼発生源から大気中に放出されたダイオキシン類は、主に乾性・湿性沈着によって地表、河川などに到達すると考えられている。土壌に到達したダイオキシン類は、その中に長期間残留し、また、主に粒子状物質に吸着して一部河川や海域に移行することによって、土壌がダイオキシン類の環境中への二次的な発生源となる可能性があり、最終的に土壌及び底質が環境中における最大のシンクとなると推定される。しかし、このような環境中での挙動の詳細は、現時点では十分に解明されていない。

また、土壌中のコプラナーPCBの割合は、ダイオキシン類と比較して約10%程度とする報告があるが、自治体による調査では10%を超える事例もあり、その発生源については不明の部分が多い（参考資料1）。今後、コプラナーPCBに関する排出実態や土壌中の蓄積の実態に係る知見の集積が望



まれる。

燃焼発生源からのダイオキシン類の排出については、平成9年に大気汚染防止法及び廃棄物処理法に基づく排出規制が講じられた。また、平成11年3月のダイオキシン対策推進基本指針においては今後4年以内に全国のダイオキシン類の排出総量を平成9年に比べ約9割削減することを目標として、主たる発生源である廃棄物焼却施設等に対する規制措置の徹底、未規制の発生源に係る排出削減対策の推進などの施策が推進されることとなった。今後その大気環境中の濃度は、大幅に低減すると期待される。

このような排出規制や削減対策によって土壌への新たな負荷が低減すれば、第4章の(1)で記述するように、土壌中の濃度は光化学的分解、微生物分解等によって、緩やかに減少していくと推定される。

なお、過去に使用されていた農薬に含まれるダイオキシン類や未知の発生源からのダイオキシン類の公共用水域等への移行が指摘されている<sup>6)7)</sup>。今後、土壌環境への種々の発生源からの蓄積に関する情報、水質、底質等各環境媒体のモニタリング調査結果等の知見の収集により、二次的な発生源としての評価が必要となっている。

#### (参考文献)

- 1)厚生省・環境庁：「ダイオキシン耐容一日摂取量(TDI)について」，生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会報告書，1999年6月
- 2)厚生省：「化学物質のクライシスマネジメントに関する研究」総括研究報告書，平成8年度厚生科学研究健康地球研究計画推進研究事業
- 3)厚生省：平成9年度厚生科学研究「母乳中のダイオキシン類に関する調査」中間報告，1998年4月
- 4)Liem A.K.D., Frust P. and Rappe C. (1998) Draft Exposure of Population to Dioxins and Related Compounds, Assessment of the Health Risk of Dioxins: Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake. WHO Consultation, May 25- 29, 1998, Geneva, Switzerland, version 11, August 1998, p.19
- 5)環境庁：「ダイオキシン排出抑制対策検討会第二次報告」，1999年6月
- 6)脇本忠明(1998) 農用地土壌におけるダイオキシン類の分布と動態，第23回日本環境化学会講演会予稿集，p.15
- 7)Masunaga S. (1998) Source and Behavior of Dioxins in Japan. Proceedings of the 1st International Workshop on Risk Evaluation and Management of Chemicals(in Yokohama), p.16

表 1.1 毒性等価係数 (WHO, 1997)

P C D D	TEF	P C D F	TEF
2,3,7,8-TCDD	1	2,3,7,8,-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDD	1	1,2,3,7,8-PeCDF	0.05
		2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0.1	1,2,3,4,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0.1	1,2,3,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0.1	1,2,3,7,8,9-HxCDF	0.1
		2,3,4,6,7,8-HxCDF	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0.01
		1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0.01
OCDD	0.0001	OCDF	0.0001
他のPCDD	0	他のPCDF	0

コプラナー P C B	TEF
3,4,4',5-TCB	0.0001
3,3',4,4'-TCB	0.0001
3,3',4,4',5-PeCB	0.1
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0.01
2,3,3',4,4'-PeCB	0.0001
2,3,4,4',5-PeCB	0.0005
2,3',4,4',5-PeCB	0.0001
2',3,4,4',5-PeCB	0.0001
2,3,3',4,4',5-HxCB	0.0005
2,3,3',4,4',5'-HxCB	0.0005
2,3',4,4',5,5'-HxCB	0.00001
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	0.0001
他のコプラナーPCB	0

## 第2章 諸外国のガイドラインの設定状況

土壌中のダイオキシン類に関するガイドラインの設定は、歴史的には、1976年イタリアのセブソでの化学工場の事故及び1970年代の米国のラブカナル事件（参考資料3）の汚染場所（以下「サイト」という。）において、地方政府等の緊急避難的な対応として土壌浄化基準が必要となったことが契機となっている。

その後、ダイオキシン類による土壌汚染事例の顕在化に伴って、それぞれの国の状況に応じて、土地の用途等に応じたガイドラインが設定されてきている。

現在のところ、国レベルで土壌中ダイオキシン類の濃度についてガイドラインを設定又は提案している国としては、オランダ（1997年）、ドイツ（1991年、1993年）及びスウェーデン（1996年）があることが把握できている。また、米国では、スーパーファンド法の運用上の暫定処理目標を示した通知（1998年）及び公衆衛生上の暫定的な政策ガイドライン（1997年）が作成されている。さらに、個別汚染サイトのリスク評価等に基づいて、カナダ（1991年）及びニュージーランド（1997年）で暫定的なガイドラインが提案されている。このように、特にこの2～3年の間にガイドラインを設定又は提案した国が多い。また、少なくともフランス及びイギリスでは、政府による土壌中のダイオキシン類に関するガイドラインは設定されていない。

なお、ドイツでは1999年3月に連邦土壌保全法が施行され、各州共通の土壌汚染対策が進められることとなったが、ダイオキシン類について対策のための基準値が法規命令案として提案され、現在連邦議会において審議中である。

以下、諸外国のガイドラインの内容について整理すると、次のとおりであり、概要は表2.1にまとめた。

なお、本章では各国のガイドライン等の設定に用いられている毒性等量で表記している。

### （1）ドイツ

ドイツでは、1998年2月に連邦土壌保全法が公布され、1999年3月1日に施行されたが、汚染物質の対策の基準値を規定する法規命令案については、1999年3月現在各州の代表者から成る連邦参議院で協議調整中である（参考資料3）。現在、提案されている基準値案は、ダイオキシン類については対策を必要とする措置値案として、

子供の遊び場	: 100pg-TEQ/g
住居地域	: 1,000pg-TEQ/g
公園及びリクリエーション施設	: 1,000pg-TEQ/g
商工業地域	: 10,000pg-TEQ/g

とされている<sup>1)</sup>。これら措置値案は、1991年に連邦と州の共同作業グループにより提案され、1993年に再評価された参考値<sup>2)3)</sup>が従前からの行政上の対策の実践の基になっているとして、そのまま引き継がれている。これまで、この参考値をもとにした対策は、土壌の入れ替え、植栽等の方法が勧告されていたが、投棄された廃棄物に対する対策や工場跡地周辺での対策事例があるが、ゴミ焼却に起因する汚染に対する対策事例は少ない。

この中で、「子供の遊び場」に係る措置値案は、毎日の曝露量は危険レベルを下回るべきである、というWHOとは異なるドイツ独自の考え方に立って設けられている。実態として子供が通常遊びに

使うことになっている場所に適用されることとなっており、ドイツでは通常このような遊び場には標識があり周辺の芝生公園とは区別されている。対策として、土地利用の転換、覆土、植栽、土壌の入れ替え等が考えられている。

なお、この「子供の遊び場」に関する措置値は、1999年3月に政府担当者からヒアリングした時点においては、一部州から、住宅地、公園等と同じ1,000pg-TEQ/gでよいとの意見があり、さらに協議中とのことであった（参考資料3）。

農用地については、連邦土壤保全法の制定に当たり、調査や浄化の規制を求める根拠とするには科学的な根拠が不十分であるとされ、従来と同様に参考としての勧告値の位置付けのままになる見込みである。具体的には次のとおりである<sup>2)3)</sup>。

5～40pg-TEQ/gでは、発生源対策を講じるとともに、牛乳中のダイオキシン類濃度の調査や食用作物収穫後の洗浄等を勧告する。

40pg-TEQ/gを超える場合は、発生源対策を講じるとともに、放牧地として利用しないように勧告する。ただし、調査の結果農作物へのダイオキシン類の移行が小さければ、農業的な利用に制限はない。

これらの数値は、土壤中ダイオキシン類の牛乳への移行を評価して経験的に設定したものであり、作物についての根拠はなく、厳密な科学的裏付けが得られていないとしている。州によって対応が様々であり、独自に農畜産物等のガイドライン値を定め、農用地の濃度があるレベルを超えた場合、農畜産物中の濃度の調査を開始することとしている州もある（参考資料3）。

## （2）オランダ

オランダ住宅・自然計画・環境省は、1997年に、新土壤保護法（1995年施行）に基づき、いくつかの有害物質について人の健康影響を判断するための基準値を示している。その中でダイオキシン類については、暫定的なガイドライン値（オランダの新土壤保護法では「介入基準」と呼ばれる。）として1,000pg-TEQ/gが公表された<sup>4)</sup>。この暫定介入基準値は市街地を想定したもので、農用地には適用されない。この暫定介入基準値は、既に設定されている他の有害物質に係る介入基準値とは異なり、その生態毒性学的基礎が十分に信頼できるものではないとして、これを超えた場合にも、直ちに対策をとるのではなく、サイトにおけるリスクアセスメントを開始することとされている<sup>4)</sup>。この値は、他の物質の介入基準値と同様、市街地における土地利用形態別の区別はない。これは、オランダで介入基準値の設定に用いられるC-SOILモデルが複数の曝露経路による生涯曝露を考慮しているためである。なお、その際、サイトにおける畜産物の生産は考慮されていない<sup>5)</sup>。

現在、オランダでは農用地のガイドライン値は存在しないが、これは、焼却施設等排出源の対策が講じられれば牛乳中のダイオキシン類濃度が低下することが知られていることから、その必要性がないためとされている（参考資料3）。

なお、1987年に、国立環境衛生研究所の研究者から、土地利用形態別に土壤中のダイオキシン類濃度を評価する数値が提案され、その中で酪農放牧地の土壤中ダイオキシン類濃度は10pg-TEQ/g以下とするとされた<sup>6)</sup>。しかし、この数値は、当時の限られた知見の基に土壤中のダイオキシン類が牛乳に移行する量を推定して求めたものであり、公式のものではないとされている。また、オランダ政府は1989年に別途牛乳中の基準（6pg-TEQ/g-fat）を定めているが<sup>7)</sup>、発生源の対策をとった結果として牛乳中の濃度が基準を下回ったことから、実際には、放牧地が10pg-TEQ/gを超えていても、対策は講じられていない（参考資料3）。また、市街地については居住地の数値が提案されたが、これを超え

るサイトは、過去の化学物質の不法投棄場所や不法な廃電線野焼き跡地等に限られており、焼却場周辺の居住地等で対策を行った事例はない（参考資料3）。

### （3）スウェーデン

環境保護庁は、1996年に、汚染サイトのリスクアセスメントのための手法の一つとして、また浄化目標を設定し浄化結果を評価するための参考として、「スウェーデンの汚染土壤に係る一般ガイドライン値」を設定した<sup>8)</sup>。その中で、ダイオキシン類及びコプラナーPCBについて、

居住（常住）、児童公園、農業、地下水採取などあらゆる利用が可能な用途について10 pg-nTEQ/g、

業務、生産、道路等の用途（成人は就業時間内に立ち入り、また子供の立入りは非日常的な場所）であり、かつ地下水利用がある場合について250pg-nTEQ/g、

と同様の用途であり、かつ地下水利用のない場合についても同じく250pg-nTEQ/g としている。

### （4）米 国

歴史的には、米国保健省疾病管理センター（仮訳、以下「HHS/CDC」という。）のKimbroughらが、1984年に初めて「汚染土壤中の2,3,7,8-TCDDのヒトへの曝露に対する対策の検討を開始する合理的なレベル」として、1,000pg/gを提案している<sup>9)</sup>。ただし、Kimbroughらは、この値はすべてのサイトに適用してよいものではなく、サイト毎に状況を勘案してリスクの評価を行うべきことを注釈している。

政府レベルでは、環境保護庁（以下「EPA」という。）が、1998年4月に、EPAの担当職員に対する手引きとして、人の健康に配慮した土壤中のダイオキシン類の暫定処理目標が示されている<sup>10)</sup>（以下この通知を「EPA通知」という。）。これは、スーパーファンド法等の運用に当たって土壤中のダイオキシン類の暫定処理浄化レベルを設定する際の出発点を示すことを目的とするものであり、

居住地について1,000pg-TEQ/g、

商業地・工業地について5,000～20,000pg-TEQ/g

の範囲内とすべきことが示されている。これは、最近のHHS/CDCによる発ガンリスクを基にした試算を一つの根拠としている。なお、現在、EPAにおいては、ダイオキシン類について大規模な再評価作業が実施されている。

また、保健省有毒物質疾病登録庁（仮訳、以下「HHS/ATSDR」という。）は、1997年に、有害廃棄物の処分場の上部又は周辺部にある居住地の土壤中ダイオキシン類について、公衆衛生上の評価を実施し、非発ガンリスクを基に何らかの行動（健康調査、曝露調査等）をとるべきレベルとして、土壤中濃度1,000pg-TEQ/gを提示している<sup>11)12)</sup>（以下これを「ATSDRガイドライン」という。）。

米国のダイオキシン類による土壤汚染の対策の根拠は、1980年に制定されたスーパーファンド法である。スーパーファンド法は、土地利用の状況や住民の居住状況等を勘案した、汚染サイト毎のリスクアセスメントによって浄化のレベルを定める仕組みとなっているが、ダイオキシン類に係る土壤汚染事例をみると、浄化のレベルは、概ね、市街地について1,000pg-TEQ/gが用いられている（参考資料2）。

## ( 5 ) ニュージーランド

ニュージーランドでは、1988年まで、製材所において、カビによる製材の変色防止のためNaPCP(ペンタクロロフェノールナトリウム塩)が使用されていたが、製材所の土壤汚染が判明したことから、環境省は1997年「特定木材処理用化学物質に関する健康と環境影響に関するガイドライン」を策定し、土壤中のダイオキシン類について土地利用形態別に次のような暫定指針値を提案した<sup>13)</sup>(参考資料3)。

農用地 10pg-TEQ/g以下

住宅地 1,500pg-TEQ/g以下

工業用地(未舗装) 18,000pg-TEQ/g以下

工業用地(舗装、管理計画あり) 90,000pg-TEQ/g以下

工業用地(維持管理をする) 21,000pg-TEQ/g以下

農用地の指針値は、家畜が汚染土壤を直接摂食しダイオキシン類が畜産物へ移行する経路を主な曝露経路として評価し、ヒトの発がんリスク $1 \times 10^{-5}$ と比較して求めている。また、居住地の指針値は土壤の直接摂取の経路を、工業用地の指針値は労働者の就労時間内の土壤の直接摂取の経路を曝露評価して試算している。

ニュージーランド政府は、この指針値は特定の製材所におけるリスク評価に基づき提案されたものであり、国内の他の汚染サイトには一律に適用するものではなく、他のサイトについてはサイト固有の曝露シナリオを検討しなければならないとしている。政府は、1995年から、ダイオキシン類を「難分解性有機塩素系化合物プログラム」の対象物質の一つに位置づけ、環境中の濃度測定、摂取量調査等を進めており、最終年である1999年にこれを取りまとめ、国全体としての指針値の設定等の対策を検討することとしている<sup>14)</sup>。

## ( 6 ) カナダ

政府及び各州の環境担当大臣により構成される環境閣僚会議(CCME)が、1991年、ダイオキシン類について土壤汚染に係る次のような暫定ガイドライン値を提案した<sup>15)</sup>(参考資料3)。

暫定アセスメント基準として10pg-TEQ/g

暫定浄化基準として、

・農用地10pg-TEQ/g

・住居及び公園1,000pg-TEQ/g

の暫定アセスメント基準はダイオキシン類の定量下限値をそのまま採用、の暫定浄化基準は各州などが設定していた既存のガイドライン値を流用して提案したものであり、科学的な根拠はなく、実質上効力がない。

政府は、1995年から開始されたToxic Substances Management Policyの下で、ダイオキシン類を優先度の高い物質に指定し、発生源インベントリーの作成及び国全体としてのガイドラインの作成に取り組んでおり、土壤については1999年～2000年に取りまとめる予定である。

## ( 7 ) イタリア

イタリアのメダ町において1976年6月10日、化学薬品工場で作業ミスから2,4,5-T製造反応炉が高温、高圧となったため安全弁が開放し、反応炉からTCDDを含む大量の有機塩素化合物が放出され、隣接するセブソ市に降下した。ロンバルディア地方政府は緊急対策として、土壤中のTCDD濃度について次の

ような基準を設定し、A、B及びRの3地区に区分して、住民移転、農耕の制限等の措置を講じた<sup>16)</sup>。

農業可能地 < 0.75 $\mu\text{g}/\text{m}^2$  ( 6pg-TCDD/g)

農業不適地 > 5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$  ( 40pg-TCDD/g)

住民移転基準 > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$  ( 400pg-TCDD/g)

A地区：50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ 以上、B地区：5～50 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ 、R地区：5 $\mu\text{g}/\text{m}^2$ 未満

この事例は、毒性のある有機塩素化合物がTCDDとともに一時的に大量に大気中に放出され、周辺地域に降下した事故事例である。この事例は複数の化学物質による複合汚染で、急性毒性等の影響を防止するために執られた緊急対策であって、土壌中のTCDD濃度基準はその対策を実施する目安として設定されたものであり、現在我が国で問題となっている、土壌中に長年にわたり蓄積されたダイオキシン類からの曝露リスクを低減するための対策と同列に論じることは適切でないと考えられる。

なお、セベソ市での事故の当初は汚染された農用地での農作物からTCDDが検出されたが、事故の翌年以降の農作物の調査結果では、TCDDはほとんど検出されておらず、野菜等の汚染原因は大気を経由したものではないかと示唆されている<sup>16)</sup>。

このセベソ市の事例では、建物の内外装の洗浄、解体、表土の除去、耕起などの対策が実施されたことを踏まえ、1986年に再評価が行われ、農地の他用途への転換などを行い、公式には対策が終了し、その後の監視はロンバルディア地方政府に委ねられている。

( 参考文献 )

- 1 ) Bundeskabinet (連 邦 内 閣 ) (1998) Entwurf Verordnung zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes
- 2) BMU (ドイツ環境・自然保護・原子力安全省)(1993) Bericht der Bund/Länder-Arbeitsgruppe Dioxin
- 3) UBA(ドイツ環境庁)(1992) Dioxin im Boden, BoS 11. Lfg.
- 4) VROM(オランダ住宅・自然計画・環境省) (1997) Interventiewaarden Bodemsanering tweede en derde tranche, Circulaire
- 5) National Institute of Public Health and Environmental Protection The Netherlands (1994) Human Exposure to Soil Contamination: A Qualitative and Quantitative Analysis Towards Proposals for Human Toxicological C- standard Values, Report No.725201006
- 6) Liem A.K.D. and Theelen R.M.C. (1997) Dioxins: Chemical Analysis, Exposure and Risk Assessment, Thesis, Universiteit Utrecht, p.74
- 7) Liem A.K.D. and Theelen R.M.C. (1997) Dioxins: Chemical Analysis, Exposure and Risk Assessment, Thesis, Universiteit Utrecht, p.75
- 8) Swedish Environmental Protection Agency (1996) Development of Generic Guideline Values
- 9 ) Kimbrough R.D., Falk H., Stehr P. and Fries G. (1984) Health Implications of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzodioxin(TCDD) Contamination of Residential Soil. Journal of Toxicology and Environmental Health 14: 47- 93
- 10) OSWER Directive 9200.4- 26 (EPA) (1998) Approach for Addressing Dioxin Soil at CERCLA and RCRA Sites, Memorandum signed April 13
- 11) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I: ATSDR Interim Policy Guideline. Toxicology and Industrial Health 13: 759- 768
- 12) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline. Toxicology and Industrial Health 13:769- 804
- 13) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health (NZ) (1997) Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals
- 14) Ministry for the Environment (NZ) (1998) Reporting on Persistent Organochlorines in New Zealand
- 15) Canadian Council of Ministers of the Environment (1991) Interim Canadian Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Report CCME EPC- cs34
- 16) Bertazzi P.A. and Di Domenico A. (1994) Chemical, Environmental, and Health Aspects of the Seveso, Italy, Accident. In: Dioxins and Health, Plenum Press, New York, pp.587- 632



表2.1 諸外国におけるダイオキシン類土壤汚染に係るガイドライン等の設定状況

国名		対象		pg-TEQ/g	備考
ドイツ	1998、 政令案	市街地	子供の遊び場	100	必要に応じ、 ・他の土地利用へ転換 ・非汚染土壤で覆う、植栽 ・土壤の入れ替え
			住宅地	1,000	
			公園及びレクリエーションの場所	1,000	
			商工業地域	10,000	
	1991、 参考値	農用地	5 ~ 40	排出源調査と排出源対策の 勧告 (5 ~ 40pg) ・牛乳中のダイオキシン類濃度の調査を勧告 ・食用作物は洗浄、下葉の除去を勧告	
		40以上	(40pg以上) ・牧草地利用をしないよう勧告 ・作物等への移行がないことが確認できれば制限なし		
オランダ(1997)		市街地のあらゆる土壤		1,000	リスクアセスメントの開始 (農用地の基準はない。)
スウェーデン (1996)		住宅、児童公園、農業などあらゆる土地利用が可能		10	リスクアセスメント、浄化目標の設定等の際の参考
		業務、工業、道路等の用途が可能		250	
米国	EPA (1998)	居住地		1,000	汚染サイトごとに浄化レベルを設定するための暫定目標
		商業地・工業地		5,000 ~ 20,000	
	HHS/ATS DR(1997)	居住地		1,000	処分場の上部、周辺居住地において、健康調査等公衆衛生上の行動をとるべきレベル

(注) ニュージーランド、カナダ、イタリアについては、ある特定のサイトのリスク評価等に基づく暫定的なガイドラインである。

### 第3章 土壌からの曝露リスクの低減に関する基本的な考え方

ヒトのダイオキシン類の曝露の主な経路は、食品を通じたものがほとんどで<sup>1)</sup>、そのほかに大気、水、土壌からの直接摂取等の経路があげられる。

このうち、当検討会は土壌に由来する健康影響について検討の対象とするものであるが、その主な曝露経路として3つの経路が考えられる。

第1の経路は、経口摂取等の直接摂取である。第1章に示したように、土壌中のダイオキシン類の測定事例が各地で公表されているところであり、当該土壌の上での生活や活動により、土壌中のダイオキシン類が直接ヒトに摂取され、これにより健康影響が生じるおそれ（以下「曝露リスク」という。）がどの程度であるのか、その評価が緊急的に求められている。特に、高濃度に汚染された事例が報告されている地域においては、土壌からの直接摂取の割合が相対的に高まることから、汚染土壌からの曝露リスクを低減するために対策をとるべきガイドラインを早急に設定することが求められている。

次に、第2の経路として土壌の上で生産される農畜産物を經由する可能性と、第3の経路として土壌の粒子が河川、湖沼及び海域（以下「河川等」という。）に移行し更に食物連鎖を経て水産物を經由する可能性が考えられる。前者の場合は農用地に限って曝露リスクを評価することとなるが、後者の場合土壌は土地利用の如何を問わず広く2次的な非特定発生源としての位置付けとなる。

そこで、本検討会では、発生源に対する排出抑制対策が最も重要なダイオキシン類対策であることを認識しつつ、土壌中のダイオキシン類に対する対策について、その目的を、

- a. 「土壌からの直接摂取による曝露リスクを低減する対策」、
- b. 「農用地土壌から農畜産物へ移行し、それらがヒトに曝露されることによる曝露リスクを低減するための、土壌に対する対策」、
- c. 「河川等の公共用水域を経て水産物に移行する経路を含む、国土全体の土壌からの曝露リスクを低減するための対策」

に場合分けして、検討を進めることとする（図3.1）。

この場合、後二者は、広く国民全般への影響を考慮するものであり、土壌への対策のみならず、排出源対策等も含め環境全体への負荷を低減させる予防的な対策の一環として、総合的な検討を必要とする。

一方、前者は、特定地域の局地的な高濃度汚染について、汚染土壌を処理する対策により、地域住民の曝露量がTDIを大幅に超えることのないように、曝露リスクの低減を図ろうとするものである。

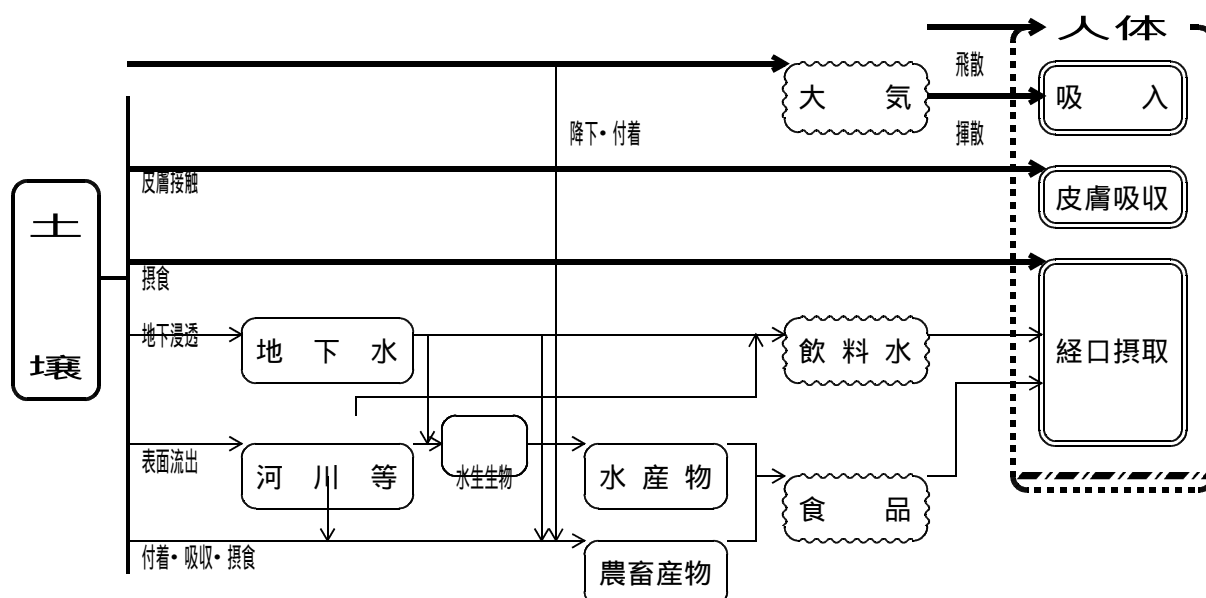


図3.1 土壌を起点とするダイオキシン類の人体への曝露経路

### (1) 居住地等における地域的な汚染についての評価

土壌が高濃度に汚染された場合において、汚染土壌からの直接摂取による曝露リスクを低減するための対策の必要性が高く、そのためのガイドラインを早急に設定することが求められている。

まず「土壌からの直接摂取による曝露リスク」について諸外国の状況を見ると、このような曝露経路は、各国のガイドラインにおいて共通する評価の対象となっている。また諸外国の評価モデルのシナリオを見ても、手などに付着した土壌の摂食や皮膚接触などは、主要な曝露経路として概ね共通している。

そこで、これら諸外国で用いられている評価モデル等を参考に、現在知りうる科学的な知見を基に、具体的な曝露アセスメントのシナリオの設定と有害性の評価を行い、地域の住民の曝露リスクを低減するために対策をとるべきガイドラインの検討を行うこととする。

直接摂取による曝露リスクの評価を行う場合、土地利用の形態によって曝露リスクの発現の様相が異なる。例えば、一般の人の日常生活の場所、通行の用に供する場所、運動の用に供する場所のほか、山林原野のようにめったに立ち入ることのない場所など様々なケースがあり得る。

そこで、本検討会では、まず、概ね諸外国で共通の評価対象とされている居住地等を評価の対象とすることとする（第4章参照）。

### (2) 農用地における汚染についての評価

#### 農畜産物による吸収のメカニズム

我が国における一般的な生活環境において、ダイオキシン類の曝露量の90%以上が食品経由とされており<sup>2)</sup>、そのうち農用地で生産される畜産物と野菜に起因するものが合わせて約3割を占めている<sup>3)</sup>。

この食品を経由する曝露経路の初期段階である環境中から農畜産物へのダイオキシン類の移行のメカニズムに関して、いくつかの研究が行われてきた。

農産物及び肉類や乳製品への移行経路の中間に位置する牧草などの植物体についてみると、環境中に放出されたダイオキシン類のこれらの植物体への移行経路は土壌経由及び大気経由に大別されるが、

更に次のように細分される<sup>4)</sup>。

- ア．根の表面への吸着
- イ．根からの吸収と地上部への移送
- ウ．土壌表面からの揮散と葉への吸着
- エ．葉や果実の土壌粒子による汚染
- オ．大気からの沈着

初期には、土壌に関連する経路、即ちア．～エ．についての研究、特にイ．根からの吸収と地上部への移送についての研究が行われたが、十分な結論が得られなかった<sup>5)</sup>。しかし、1980年代後半になって、McCraryらがダイズとトウモロコシについて根からの吸収・移行がないことを証明<sup>6)</sup>して以降、他の植物でも根からの吸収・移行がないことが実証されている<sup>7)8)</sup>。但し一部の植物について、根から吸収され葉や果実に移行するのではないかとの報告もあり<sup>9)</sup>、今後の詳細な調査研究が望まれる。

一方、ウ．土壌表面からの揮散と葉への吸着については、地面に近接した最下位葉が影響を受けると指摘されている。室内実験結果では根からの吸収・移行に比較すれば影響のある可能性が示唆されているが、実際の屋外の圃場においては、土壌中と作物中の濃度に相関が見られないことから、重要性はないと指摘されている<sup>5)9)</sup>。

また、ア．根の表面への吸着やエ．葉や果実の土壌粒子の吸着については、水洗や皮むきといった調理過程においてその大部分は除去されると指摘されている<sup>8)10)11)</sup>。

以上のような研究により、現在、植物体へのダイオキシン類の取り込みは、一般には、土壌經由よりは、大気經由、すなわち大気中に存在するガス状態及び粒子状物質に付着した状態で存在するダイオキシン類の影響がより重要と考えられるとの指摘もあり、今後の実態の解明が求められる<sup>10)</sup>。

大気中に存在するダイオキシン類は、親油性が高い物質であることから、植物の葉のクチクラ層の脂質成分に吸収されるのではないかと考え、これに着目してマツ科の針葉樹の葉をダイオキシン類による大気汚染状況の簡易モニターとして利用している例がある<sup>12)</sup>。

また、ドイツのある森林土壌中の濃度が農用地より3倍以上高いとの測定例があるが、これについては大気中のダイオキシン類が針葉樹の葉のクチクラ層に吸収され、これらが落葉などともに森林土壌に蓄積していくためではないかという推定がある<sup>13)</sup>。

なお、畜産物（動物体）については、環境中に放出されたダイオキシン類が大気經由で牧草等の飼料作物に付着し体内に取り込まれる経路のほか<sup>6)</sup>、土壌のサイレージへの混入や牧草とともに家畜が土壌を摂食する経路が考えられる<sup>11)</sup>。しかしながら、畜産物からのダイオキシン類の曝露量の多い諸外国の状況を見ると、ドイツでは牛乳へのダイオキシン類の移行量を勘案して農用地のガイドラインを設定しているが法規制基準にするには科学的な裏付けが不十分とされ、オランダでは牛乳中のダイオキシン類濃度と放牧地土壌中ダイオキシン類濃度には相関がなく、大気環境への発生源対策により牛乳中濃度を低減できるとして農用地の基準の設定の必要性はないとしている（参考資料3）。

#### 農用地と農産物のダイオキシン類の測定例

農用地土壌中のダイオキシン類について、我が国の調査事例では0.28～370pg-TEQ/gの範囲にあり（参考資料1）、松山平野の水田土壌調査では4.5～226pg-TEQ/gという結果が報告されている<sup>14)</sup>。

これまでの国内外の農用地土壌と農作物に係る調査事例をみると、ドイツでは高濃度のダイオキシ

ン類を含む土壌で栽培されたジャガイモやりんごの可食部にはほとんどダイオキシン類が検出されなかったと報告されており<sup>4)7)</sup>、イタリアのセブソでは1976年の化学工場の事故の翌年以降の汚染地での作物調査でTCDDは可食部にほとんど検出されなかった<sup>15)</sup>。また、1999年3月の埼玉県所沢市におけるほうれん草と畑地土壌のダイオキシン類調査結果では、土壌中濃度と作物中濃度に相関関係は見られなかった<sup>16)</sup>。さらに、牧草、土壌、牛乳を調査した結果では、土壌中のダイオキシン類濃度は牛乳中の濃度にほとんど影響を与えなかった<sup>17)</sup>。

## 農用地における汚染についての評価

### ア．諸外国の状況

農用地のダイオキシン類による汚染について、諸外国のガイドラインの設定状況及びその考え方は様々である。

ドイツでは、主に牧草地から牛乳へのダイオキシン類の移行を考慮して農用地のガイドラインが設定されていたが<sup>18)</sup>、1999年の連邦土壌保全法の施行に当たって、農用地基準は規制基準とするには科学的根拠が不十分として従来の勧告値のままとされている(参考資料3)。

一方、オランダ<sup>19)20)</sup>及びスウェーデン<sup>21)</sup>では、土壌中の有害物質に対して普遍的に用いられる評価モデルをダイオキシン類にも適用してガイドライン等が設定されているが、算出の過程で一般に植物へのダイオキシン類の移行を曝露リスク評価の対象としているものの、農用地に特化したガイドラインは定めていない。また、畜産物を經由する曝露は考慮されていない。なお、オランダでは、研究者による数値の提案がなされた経緯があるが、国としての農用地のガイドラインを新たに設定する必要性はないとしている(参考資料3)。

更に、米国では、EPA<sup>22)</sup>もHHS/ATSDR<sup>23)24)</sup>も、農用地に適用される評価の考え方を何ら示しておらず、ガイドラインも設定されていない。

このように、国によっていろいろな対応がとられている背景としては、植物中のダイオキシン類は主に大気からの移行で、根部からの吸収はほとんどないかあってもきわめてわずかであると考えられていること<sup>11)</sup>、また植物の種類によって土壌中のダイオキシン類の影響が異なる可能性があることなどから農用地から農作物へのダイオキシン類の移行量の推定が困難であること、更に畜産物については各国の国民の摂取量や家畜の飼養形態が異なっていることなどが考えられる。

### イ．我が国の現状

我が国においては、現在までのところ、農用地の土壌中ダイオキシン類がどの程度農畜産物に移行するのかを推定するために必要な、農用地とそこで栽培された作物中の濃度を同時に測定したデータが希薄である。畜産物についても、畜産物中のダイオキシン類の由来に関する調査研究はほとんどなく、土壌との関連性が不明である。このような状況を踏まえ、農用地土壌に係る我が国の従来の基準等の設定の考え方も参考にしつつ(参考資料4)、農用地に関する基準設定の必要性を判断するために、現在、国においては、農用地土壌及び農作物中のダイオキシン類の調査を全国的に実施しており、今後さらに、農畜産物への移行の有無の実態に関する詳細な調査が望まれる。

## (3) 公共用水域を經由する経路を含む、国土全体の土壌からのダイオキシン類の曝露リスクについての評価

「河川等の公共用水域を経て水産物に移行し、国土全体の土壌から曝露リスクを低減するための対策」については、ダイオキシン類の環境中への一次排出を抑制することが最も重要であるが、二次的排出源としての土壌対策について、諸外国のガイドラインの設定の考え方は様々である。

ドイツ<sup>18)</sup>、米国<sup>11) 24)</sup>及びニュージーランド<sup>25)</sup>では、土壌中のダイオキシン類について、飲料水及び水産物を経由した曝露を低減する観点からの評価は行われていない。

また、オランダでは、暫定介入基準値の提案において曝露経路として飲料水を考慮しているが、理論的計算過程でのその寄与は土壌の直接摂取に比べてはるかに小さい<sup>20)</sup>。また水産物への影響については考慮していない。

スウェーデンでは、重金属等についての一般的な土壌のガイドライン値の算定のための曝露経路として飲料水の摂取と周辺水域の魚類の摂取を考慮しているが、ダイオキシン類については、飲料水の寄与はほとんどないことが示されており、また魚類は水質クライテリアが未設定であることから考慮していない<sup>21)</sup>。

我が国では、水産物（魚介類）からのダイオキシン類の摂取の割合が大きいことが指摘されている<sup>3)</sup>。また、土壌中に過去から蓄積されてきたダイオキシン類が、河川等へ移行する可能性も指摘されている<sup>26)</sup>。今後、土壌環境への種々の発生源からの蓄積に関する情報、土壌中のダイオキシン類の水域への移行、食物連鎖を通じた移行の実態などについての基礎的な調査データの蓄積が望まれ、環境庁は平成10年度から種々の環境媒体の総合モニタリング調査を開始している。

なお、(1)で述べた地域的な高濃度汚染に対する対策の実施は、公共用水域を經由した曝露リスクの低減にも寄与するものである。

#### (参考文献)

- 1) Liem A.K.D., Furst P. and Rappe C. (1998) Exposure of Populations to Dioxins and Related Compounds (DRAFT), WHO European Center for Environment and Health International Programme on Chemical Safety, Assessment of the Health Risk of Dioxins: Re-evaluation of the Tolerable Daily Intake. WHO Consultation May 25- 29, 1998, Geneva, Switzerland
- 2) 厚生省・環境庁：ダイオキシン耐容一日摂取量（TDI）について，1999年6月
- 3) 厚生省：平成9年度食品中のダイオキシン類等汚染実態調査報告について，1998年10月
- 4) Hülster A. and Marschner H. (1993) Transfer of PCDD/PCDF from Contaminated Soils to Food and Fodder Crop Plants. Chemosphere 27: 439- 446
- 5) McLachlan M.S. (1997) A Simple Model to Predict Accumulation of PCDD/Fs in an Agricultural Food Chain. Chemosphere 34: 1263- 1276
- 6) McCrady J. K., McFarlane C. and Gander L.K. (1990) The Transport and Fate of 2,3,7,8- TCDD in Soybean and Corn. Chemosphere 21: 359- 376
- 7) Müller J. F., Hülster A., Pöpke O., Ball M. and Marschner H. (1993) Transfer Pathways of PCDD/PCDF to Fruits. Chemosphere 27: 195- 201
- 8) Welsch- Pausch K., McLachlan M. S. and Umlauf G. (1995) Determination of the Principal Pathways of Polychlorinated Dibenzo- p- dioxins and Dibenzofurans to Lolium multiflorum (Welsh Ray Grass). Environmental Science and Technology, 29: 1090- 1098
- 9) Hülster A., Müller J.F. and Marschner H. (1994) Soil- plant Transfer of Polychlorinated Dibenzo- p-

- Dioxins and Dibenzofurans to Vegetables of the Cucumber Family (Cucurbitaceae). Environmental Science and Technology, 28: 1110- 1115
- 10) Müller J.F., Hülster A., Pöpke O., Ball M. and Marschner H. (1994) Transfer of PCDD/PCDF from Contaminated Soils into Carrots, Lettuce and Peas. Chemosphere 29: 2175- 2181
  - 11) Freis G.F. and Paustenbach D. J. (1990) Evaluation of Potential Transmission of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin- contaminated Incinerator Emissions to Human via Foods. Journal of Toxicology and Environmental Health 29: 1- 43
  - 12) Reischl A., Reissinger M., Thoma H. and Hutzinger O. (1989) Accumulation of Organic Air Constituents by Plant Surfaces: Part IV, Plant Surfaces: A Sampling System for Atmospheric Polychlorodibenzo- p- dioxin (PCDD) and Polychlorodibenzo- p- furan (PCDF). Chemosphere 18: 561- 568
  - 13) Horstman M., Bopp U. and McLachlan M. S. (1997) Comparison of the Bulk Deposition of PCDD/F in a Spruce Forest and an Adjacent Clearing. Chemosphere 34: 1245- 1254
  - 14) 脇本忠明 (1998)農用地土壌におけるダイオキシン類の分布と動態, 第23回日本環境化学会講演会予稿集, 15- 19
  - 15) Bertazzi P.A. and Di Domenico A. (1994) Chemical, Environmental, and Health Aspects of the Seveso, Italy, Accident. In: Dioxins and Health, Plenum Press, New York, pp.587- 632
  - 16) 環境庁・厚生省・農林水産省：埼玉県所沢市を中心とする野菜及び茶のダイオキシン類等実態調査結果概要, 1999年3月
  - 17) Frust,P., Wilmers,K., Krause,G.H.M., Hein,D. ,Delschen,T. (1993) PCDD/PCDF in Cow's Milk in Relation to Their Levels in Grass and Soil. Chemosphere 27: 1349- 1357
  - 18) UBA(ドイツ環境庁) (1992) Dioxin im Boden, BoS11. Lfd. IV
  - 19) VROM(オランダ住宅・自然計画・環境省) (1997) Interventiewaaden bodemsanering tweede en derde tranche, Circulaire, 4. September
  - 20) National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, The Netherlands (1994) Human Exposure to Soil Contamination: A Qualitative and Quantitative Analysis towards Proposals for Human Toxicological C- standard Values. Report No.725201006
  - 21) Swedish Environmental Protection Agency (1996) Development of Generic Guideline Values
  - 22) OSWER Directive 9200.4- 26 (EPA) (1998) Approach for Addressing Dioxin Soil at CERCLA and RCRA Sites, Memorandum Signed April 13
  - 23) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I: ATSDR Interim Policy Guideline. Toxicology and Industrial Health 13: 759- 768
  - 24) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline. Toxicology and Industrial Health 13: 769- 804
  - 25) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health (NZ) (1997) Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals
  - 26) 脇本忠明(1998)松山平野における河川水中の PCDDs/DFs について,環境科学会講演要旨集, 22- 23

## 第4章 居住地等における暫定的なガイドライン値

居住地等において土壌がダイオキシン類により高濃度に汚染された場合の、汚染土壌からの曝露リスクを低減するために対策をとるべき暫定的なガイドライン値を検討するため、まず曝露アセスメントのシナリオを設定し、次いでこのシナリオを用いて土壌に由来してヒトに摂取されるダイオキシン類の曝露量を推定することにより、土壌の濃度に係るガイドライン値を求める。

### (1) 土壌中の挙動

曝露アセスメントのシナリオを検討する前提として、土壌中のダイオキシン類の挙動について整理しておく。ダイオキシン類は環境中で一般に安定で、長期間残留すると考えられている。土壌中のダイオキシン類の挙動は、次のとおりである。

#### 移動

一般に、物質に対する土壌の吸着力が強ければ、その物質の土壌中での移動速度は小さくなる。土壌中の有機物の量が多ければ、親油性物質に対する土壌の吸着力は強くなる。ダイオキシン類はオクタノール/水分配係数(Kow)の値が高い<sup>1)</sup>親油性物質であり、土壌に非常に強く吸着し、また水にはほとんど溶解しないため、土壌中での移動はきわめて小さいと推測される。

鉛直方向の移動速度については、ダイオキシン類による土壌の汚染場所の実測例では、セベソにおける表層30cmのTCDDの濃度調査で、8cm以深の濃度は8cm以浅の濃度の1/10<sup>2)</sup>であった。タイムズビーチは、1970年初頭にTCDDを含む油を、埃よけのため路面等に散布してしまったことによる汚染事例であるが、土壌を1985年に調査した例でほとんどの汚染が表層15cmにあり<sup>3)</sup>、また1984年に採取した土壌カラム(0-125mm)のTCDDを測定した結果によると4年間で移動はほとんどなかったとされている<sup>4)</sup>。また、実験室レベルの測定例では、40,000pg/gのTCDDを含むオレンジ剤を土中に埋め、12年後に土壌中の分布を測定したところ、12年間で約10cmの移動が見みられた<sup>5)</sup>。

オランダ国立環境研究所の報告によれば、ダイオキシン類が土壌表面に負荷された場合には、ダイオキシン類は一般に土壌表面下数cm以内にとどまるとしている<sup>6)</sup>。我が国における土壌中のダイオキシン類を深度別に測定した例を見ると、大阪府能勢町の土壌の調査では、深さ0-5cmで2,900pg-TEQ/g、同5-10cmで520pg-TEQ/g、同15-20cmで100pg-TEQ/gと濃度が低減し、0.5m、1.0m、2.0mではいずれも1pg-TEQ/gを下回った<sup>7)</sup>。

また、多くの研究者は、ダイオキシン類は時間の経過とともにより強固に土壌と結合すると考えている<sup>8)</sup>。

以上のように、土壌に降下したダイオキシン類は、土壌粒子に強く結合し、自然条件下での移動はきわめてわずかであると考えられる。

#### 土壌中の分解

土壌中のダイオキシン類の分解については、光化学的分解と(微)生物学的分解がある。

光化学的分解は環境中におけるダイオキシン類の最も重要な分解作用であるが、土壌中においては光の透過が妨げられるため、土壌表層部において起きる反応と考えられている。セベソでの測定結果で、土壌表面のTCDDは土壌中の濃度から予測される濃度に比べかなり低い値となったが、その理由は



紫外線による光化学的分解によるものではないかと考えられた<sup>9)</sup>。オランダ国立環境衛生研究所は、光化学的分解は水素供給源の存在で加速し、土壌の表層の半減期は数日オーダーになることがある一方、遮光や強い吸着力の下では減速すると指摘している<sup>6)</sup>。

微生物学的分解については、好氣的及び嫌氣的条件下の実験データが報告されているが、それほど大きいものではないことが示唆されている。最近、リグニン分解酵素を分泌する白色腐朽菌によるダイオキシン類の分解の可能性についての研究が進められている<sup>10)</sup>。

#### 土壌中の半減期

に示した移動や に示した分解等を含めた自然条件下での半減期の測定例が報告されている。Di Domenicoらは、セベソの測定結果から、2,3,7,8-TCDDの半減期について、放出直後で5ヶ月、放出後1ヶ月で1年、放出後17ヶ月で10年以上と推定している<sup>11)</sup>。また、砂及び粘土/ロームにおける2,3,7,8-TCDDの半減期を435-650日とした例がある<sup>12)</sup>。一方、表層では10年、深層では100年と推定している例もある<sup>13)</sup>。オランダ国立環境衛生研究所は、短期の半減期は光化学分解のような汚染直後に生じるプロセスにより説明されるが、長期の半減期は強く吸着された後の第2段階のものであり、蒸散等によるものであるとしている<sup>6)</sup>。また、脇本は松山平野における実測から、水田におけるダイオキシン類濃度はおよそ25年で半減していると報告している<sup>14)</sup>。

以上のことから、2,3,7,8-TCDDにいったん汚染された土壌中のダイオキシン類の濃度は、新たな負荷がなければ、何らかの移動や分解等により、環境中で緩慢な速度で低減していくものと推定される。(参考資料5)

また、2,3,7,8-TCDD以外の同族体やコプラナーPCBの半減期については知見が少ないが、一般には、PCDFはPCDDより分解速度が速く、また、塩素化の程度が高いほど半減期は長いと言われている。しかしながら、土壌中のダイオキシン類のガイドラインを設定している諸外国の曝露アセスメントのシナリオにおいては、いずれの国も土壌中のダイオキシン類の濃度の低減は考慮せず、土壌中のダイオキシン類の濃度は30年間又は70年間にわたり一定の濃度であると仮定している。

そこで、ここでは、諸外国と同様に「土壌中の濃度は低減しない」との安全側に立った仮定に基づき、以下のように曝露アセスメントのシナリオを検討した。

## (2) 曝露アセスメントのシナリオ

### 基本的事項

居住地等について曝露アセスメントを考える場合であっても、実際には、土地利用の形態、人の行動様式等によって曝露リスクが異なってくる。ここでは、まず継続して当該汚染土壌の上に居住し、生活するシナリオを設定することとする。

なお、ここでは、労働者の安全衛生の確保の観点については検討の対象としない。

継続して居住し、生活するシナリオの基礎となる曝露期間については、オランダ<sup>15)</sup>及びスウェーデン<sup>16)</sup>では曝露期間を70年(「子供」として6年、「大人」として64年(以下7歳以上は「大人」という。))としているが、米国のEPA通知の基となっているHHS/CDCの試算<sup>17)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>では住宅地で30年(子供6年、大人24年)としている。

したがって、曝露アセスメントのシナリオとしては、30年～70年と考えられる。

また、継続して居住し、生活する地域内については、土壌が一様な濃度で汚染されていると仮定する。

#### 経路の選択と経路毎ごとの推定モデル

ダイオキシン類によって汚染された土地が居住地等として利用される場合に、土壌中のダイオキシン類は、次のような曝露経路を通じて人体に取り込まれる可能性がある。

- ア．土壌の摂食（消化管を経由する摂取）
- イ．土壌及び巻き上げられた土壌粒子の皮膚接触
- ウ．大気中に浮遊する微細な土壌粒子の吸入摂取（肺を経由する摂取）
- エ．土壌から蒸散した蒸気の吸入摂取

諸外国の土壌中ダイオキシン類のガイドライン値の設定の際の曝露アセスメントにおける曝露経路を見ると、米国<sup>17)19)20)</sup>及びドイツ<sup>21)</sup>の1993年の再評価ではアの摂食のみを考慮しており、ニュージーランド<sup>18)</sup>ではア～ウ及び一部土壌から食品への経路を、オランダ<sup>15)</sup>及びスウェーデン<sup>16)</sup>ではア～エ及び一部土壌から食品への経路を考慮している。なお、オランダ<sup>15)</sup>及びスウェーデン<sup>16)</sup>の土壌中ダイオキシン類のガイドライン値の算定の過程をみると、ア～エの中では、アの寄与が最大、次いでイとなっており、ウ、エは無視できる程度である。

そこで、我が国においては、まず、ア～エのそれぞれについて曝露経路毎に評価モデルを用いて推定を行い、これらを総合して、土壌に由来する曝露量の推定を行うこととする。

#### ア．土壌の摂食

土壌の摂食を曝露経路とする一日当たりの（年間）平均曝露量は、一般的に次の式で表すことができる。

$$(\text{摂食曝露量}) = (\text{土壌濃度}) \times (\text{一日土壌摂食量}) \times (\text{吸収率}) / 100 \times f$$

ここで、

- 摂食曝露量　　：摂食による一日当たりの平均曝露量 (pg-TEQ/day)
- 土壌濃度　　：土壌中のダイオキシン類の含有量 (pg-TEQ/g)
- 一日土壌摂食量：一日当たりの土壌の摂食量 (mg/day)
- 吸収率　　：吸収率 (%)
- f　　：曝露頻度

ここで、一日土壌摂食量、吸収率及び曝露頻度 f については、諸外国で用いられている設定値（以下「デフォルト値」という。）や文献データから我が国のデフォルト値を設定し、変数である土壌濃度に対する摂食曝露量を求める。

#### (ア)一日当たりの土壌の経口摂食量 (mg/day)

子供、大人及び異食症児に係る土壌の摂食量に係る主な文献報告は、表4.1のとおりである。

表4.1 土壌の摂取量に係る文献報告

対象	土壌摂取量, mg/day					測定方法	被験者	備考	文献
	範囲	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95 <sup>th</sup> - 百分値				
供	4 ~ 708	108 [121]	88	65 [2.96]	386	LTM <sup>a)</sup> [Al, Si, Ti]	米国/1 ~ 3歳/65名 /3日	食物等の補正なし	22
	40 ~ 640	- -	- -	- -	- -	Al, Si, Ti MBM <sup>b)</sup> [Pb, <sup>210</sup> Pb]	と同じ 1 ~ 3歳/10名	と同じ 食物等の補正あり (文献データによる)	23
	13 ~ 921	91	59	62 [2.23]	231	Al, Si	と同じ	の再解析, Al, Si, これらの平均に 対数正規分布を適用	24
	23 ~ 362	105 [67]	82	90 [1.75]	201	LTM <sup>a)</sup> [Al, Ti, AIRC <sup>c)</sup> ]	キャンプ / 2 ~ 4歳 / 18 名 / 5日 / 保育所	食物等の補正なし	25
	26 ~ 84	49 [22]	48	45 [1.57]	79	LTM <sup>a)</sup> [Al, Ti, AIRC <sup>c)</sup> ]	キャンプ / 2 ~ 4歳 / 6名 / 5日 / 病院	食物等の補正なし	26
	Max: 6837(Al) Max: 5549(Si) Max: 6736(Y) Max: 6707(Ti)	153[852](Al) 154[693](Si) 85[890](Y) 218[1150](Ti)	29 40 9 55	- -	223(Al) 276(Si) 106(Y) 1432(Ti)	MBM <sup>b)</sup> [Al, Ba, Mn, Si, Ti, V, Y, Zr]	米国/1 ~ 4歳/64名 /8日	食物等の補正あり	27
	-279 ~ 905(Al) -404 ~ 535(Si) -5821 ~ 6182 (Ti)	39[14](Al) 82[12](Si) 246[120](Ti)	24(Al) 59(Si) 81(Ti)	- -	- -	MBM <sup>b)</sup> [Al, Si, Ti]	米国/2 ~ 7歳/104 名	食物等の補正あり	28
	Max: 7703(測定 期間) 1 ~ 2268(年間 推定値)	179(測定期間)	45(測定 期間) 75(年間推 定値)	- -	208(測定 期間) 1751(年間 推定値)	Al, Ba, Mn, Si, Ti, V, Y, Zr	と同じ	の再解析(8元素 の平均による) 年間値は対数正規分 布を仮定して算出	29
	- -	47.5 (4日) 48.5(30日) 48.1 (1年) 49.5(70年)	- -	- -	157(4日) 224(30日) 105(1年) 108(70年)	Al, Si, Y	と同じ	の再解析(Al, Si, Yの平均による) Monte Carlo解析に よる推定値	30
	- -	132	33	- -	154	BTM <sup>d)</sup> [Al, Si, Ti, Y, Zr]	と同じ	の再解析	31
	- -	69	44	- -	246	BTM <sup>d)</sup> [Al, Si, Ti]	と同じ	の再解析	32
	- -	220 ( ) 170 ( ) 195 ( + ) 250 (推奨値)	- -	- -	- -	Al, Si, Ti, V, Y あるいは Al, Si, Ti	及び 同じ	との再解析 $Y_i = x \cdot e^{(-0.122 \cdot Y_i)}$ で2歳児 の摂取量に補正	33
	- -	162	- -	111 [1.6 0]	240	LTM <sup>a)</sup> [Al, Ti, AIRC <sup>c)</sup> ]	キャンプ / 1 ~ 5歳 / 162 名 / 7日? / 託児所	食物等の補正なし	34
	- -	213	- -	174 [1.7 3]	429	LTM <sup>a)</sup> [Al, Ti, AIRC <sup>c)</sup> ]	キャンプ / 1 ~ 5歳 / 78 名 / 7日? / キャンプ場	食物等の補正なし	35
	- -	93 70 ~ 120	- -	74	- -	LTM <sup>a)</sup> [Al, Ti, AIRC <sup>c)</sup> ]	キャンプ / 1 ~ 5歳 / 15 名 / 7日? / 病院	食物等の補正なし	36
Max: 380	6.8 [74.5]	1 (-2.4)	- -	160	MBM <sup>b)</sup> , BTM <sup>d)</sup> [Al, Si, Ti, Y, Zr]	米国/1 ~ 4歳/64名 /7日	食物等の補正あり	37	
-4 ~ 1330	135 [278]	11	- -	- -	MBM <sup>b)</sup> [Al, Si, Ti]	米国/1 ~ 3歳/12名 /7日	食物等の補正あり, 1名の異食症児除く と非異食症児と変わ らない	38	
0 ~ 899 (BSTM) 0 ~ 515 (BFTM)	117(BSTM) 83(BFTM)	51 (BSTM) 39 (BFTM)	- -	(277) (BSTM) (273) (BFTM)	MBM <sup>b)</sup> , BTM <sup>d)</sup> [Al, Si, Ti, Cr, Y, Zr, La, Ce, Nd]	と同じ	土壌と室内ダストの計Cala breseらの未発表データ 地域の子供の尿中ヒ素濃 度は算術平均摂取量を用 いた場合に一致, 中央値 は実測値の1/2	39	

対象	土壌摂取量, mg/day					測定方法	被験者	備考	文献
	範囲	算術平均 [標準偏差]	中央値	幾何平均 [幾何標準偏差]	95パーセント タイル値				
大人	- -	60.5 (年平均)	- -	- -	- -	- -	- -	報告値をもとに活動パターンから推定	36
	- -	110 (Al) -232 (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 <sup>b)</sup> [Al, Ba, Mn, Si, Ti, V, Y, Zr]	米国/25~41歳/6名/9日	食物等の補正あり	37
	-400~620	6 [165]	<1 (-11)	- -	331	MBM <sup>b)</sup> , BTM <sup>d)</sup> [Al, Si, Ti, Y, Zr]	米国/22~45歳/10名/28日	食物等の補正あり	38
異食症児	74/13600(Al) 142/10955(Si) 458/12088(Ba) 2221/12341(Mn) 1543/11870(Ti) 147/13325(Y) 1269/10071(V) 86/1695(Zr)	- -	- -	- -	- -	MBM <sup>b)</sup> [Al, Ba, Mn, Si, Ti, V, Y, Zr]	米国/3.5歳/1名	食物等の補正あり	39
	- -	58 (7.2歳群, 1名除く) 41000(7.2歳群の1名) 470[370](3.1歳群) 24名中4名は1000以上(最高10300)	- -	- -	- -	Si	ジャマイカ/28名(平均7.2歳群)/24名(平均3.1歳群)/月1日・4ヶ月	Wong(1988)の研究 <sup>7)</sup> への紹介 食物等の補正なし, 30名(平均4.8歳)の排泄物中Si含量で補正	40

子供の摂取量に関する報告中、及び についての注釈

- ・ の算術平均の欄中、[ ]内の数値は標準誤差(standard error)である。
- ・ の範囲の欄中、「Max(測定期間)」とあるものは異食症児(1名)を含み、「(年間推定値)」とあるものは異食症児を除いた値。
- ・ 中、「BSTM」: 最良元素から推定される土壌摂取量、「BFTM」: F/S比が低い4元素から推定される土壌摂取量平均値(注4)参照)。95パーセントタイル値欄中、( )内の数値は90パーセントタイル値。

注釈

- a) LTM (Limiting Tracer Method) : 3種類の元素の排泄物と土壌中存在量を測定する方法。各元素の存在量から推定された土壌摂取量の最小値が、土壌以外の経路からの摂取が少なく土壌の最大摂取量であると仮定して、この値を土壌摂取量とする。
- b) MBM (Mass Balance Method) : 排泄物、土壌に加えて、食物中の元素存在量と食べた量も把握し、食物経路で摂取された元素量を排泄中の元素量から補正する方法。
- c) AIR (Acid Insoluble Residue) : 酸不溶残留物。
- d) BTM (Best Tracer Method) : 原則5種類の元素について、排泄物、土壌、食物中存在量を測定し、各元素についてF/S比(食物と土壌中の濃度比)を求め、最小の元素が土壌以外の経路からの摂取が少ない元素(最良元素)であると仮定して、この元素から推定される土壌摂取量を採用する方法。

これらの報告は、主に土壌中に広く存在する金属元素のうち食品中の存在量の少ないもの（アルミニウム(Al)、ケイ素(Si)、チタン(Ti)等）をトレーサーとして糞尿中の濃度を測定したものであり、直接摂食された土壌と呼吸と共に吸入され消化管に移行した土壌の合計推定量である。

また、これらの報告値はいずれも数日間から数週間にわたる期間中の様々な活動に伴う土壌摂食量を平均化したものである。人の行動の差による摂食量の違いを評価した例（表4.1 中子供の<sup>3)</sup>）では、託児所(有効162人)、キャンプ場(有効78人)、病院(有効15人)の子供(1~5才)について、土壌直接摂食量（トレーサーによる推定値）を調べた結果、託児所の群(幾何平均111mg/day)に比べてキャンプ場の群(幾何平均174mg/day)は高い値を示し、また託児所の群では、摂食量と生活環境や個人の習慣との相関は見られなかったが、天気とは強い相関（乾燥状態で摂食量が多い）がみられている。

これらの文献をまとめると、異食症児以外の子供の推定の一日常たりの土壌の摂食量は、幾何平均の報告値では45~174 mg/day（幾何標準偏差は1.57~2.96）であり、また安全側に見積もった場合の指標となる95パーセンタイル値の報告値ではおよそ200mg/day程度である。なお、異食症と診断される児童については1日数グラムの土壌を口にすることが報告されている。

また大人の推定の一日常たりの土壌の摂食量はおよそ100mg/day未満である。

なお、土壌の摂食量に係る文献を評価して米国EPAのExposure Factors Handbook<sup>4)1)</sup>では、子供の一日常たりの土壌の摂食量の平均値を100mg（安全側の評価には200mg/dayを用いてもよい。）、大人の平均値を50mg（安全側の評価には100mg/dayを用いてもよい。）、異食症児（但し、急性毒性の曝露アセスメントに用いる値）を10g/dayとしている。ただし、EPAは、これらの実験結果には、調査の時期及び期間、測定誤差、微量の金属トレーサーの体内吸収率の不確かさ、実験対象の子供等の主たる曝露場所の土壌のトレーサー濃度等の不均一性などに起因する様々な不確実性があること等を指摘している<sup>4)1)</sup>。更に、異食症児は1日に5~10gを摂食しようと評価している<sup>4)1)</sup>が、米国HHS/ATSDRは、このEPAの評価を踏まえた上で、異食症児は不確実性を伴うリスクがあり得るが、子供200mg/day、大人100mg/dayは妥当であると評価している<sup>1)9)2)0)</sup>。

また、ドイツの1993年の再評価<sup>2)1)</sup>では、子供の土壌の摂食量を500mg/dayとする一方、大人については設定していない（0 mg/dayに相当）。逆に、ニュージーランド<sup>1)8)</sup>の工業用地、米国の商工業地に対する評価では、大人の土壌の摂食量のみを設定し、子供については設定していない。

諸外国において土壌中のダイオキシン類の曝露評価等に用いられている値をまとめると、表4.2のとおりである。いずれの国においても、大人と子供に場合分けして設定しており、概ね、大人50mg/day、子供150mg/dayとする場合と、大人100 mg/day、子供200mg/dayとする場合がある。

表4.2 諸外国の土壌の摂食量のデフォルト値

オランダ	大人 50 mg/day、子供150 mg/day（C-SOILモデル） <sup>1)5)</sup>
ドイツ	- 子供500 mg/day（政令第の根拠） <sup>4)2)</sup>
スウェーデン	大人 50 mg/day、子供150 mg/day（ガイドラインの算出） <sup>1)6)</sup>
ニュージーランド	大人 25 mg/day、子供100 mg/day（ガイドラインの算出） <sup>1)8)</sup> 大人 25 mg/day、-（" 工業用地、未舗装）
米国	大人 100 mg/day、子供200 mg/day（EPA通知の基のHHS/CDC、居住地） <sup>1)7)</sup> 大人 50 mg/day、-（" 商工業地） 大人 100 mg/day、子供200 mg/day（HHS/ATSDRガイドラインの算出） <sup>1)9)2)0)</sup>

ただし、土壌の摂食量の推定については、文献で見られる報告値に桁を超える幅を持つ分布があり、気象条件、調査の時期及び期間、測定誤差、微量の金属トレーサーの体内吸収率の不確かさ、実験対象の子供等の主たる曝露場所の土壌のトレーサー濃度等の不均一性等による様々な不確実性があることを認識する必要がある。

以上により、土壌の摂食量としては、{ 大人 / 子供 } として { 50 / 150 } ~ { 100 / 200 } mg/day が考えられる。

ただし、特に子供については不確実性が大きいこと、さらに諸外国と我が国では土壌・気候の違い、子供のライフスタイルの違いなどに起因する様々な相違があり得ることから、我が国における実態の把握を進める必要がある。

また、異食症児については、個別に土壌摂食に係る注意を払うなどにより対処することが適当である。

#### (イ) 吸収率 (%)

諸外国において土壌中のダイオキシン類の曝露評価等に用いられているデフォルト値は、オランダ<sup>15)</sup>、スウェーデン<sup>16)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>では100%を用いている。ドイツでは、1991年のガイドライン設定時には100%を用いていた<sup>42)</sup>が、1993年の再評価の際には30%を用いている<sup>21)</sup>。米国は、EPA通知の基になっているHHS/CDCの試算では100%を用いている<sup>17)</sup>が、米国HHS/ATSDRは生物学的利用率を100%とすることは過大評価であるとコメントしている<sup>19)20)</sup>。

ダイオキシン類の消化管吸収は、投与媒体や食事成分により大きな影響を受けることが知られている。既存の研究では、ダイオキシン類をコーン油等に添加して調製した投与液の吸収率を推定しているものと、土壌中のダイオキシン類とコーン油中のダイオキシン類の相対的な吸収率の比を推定しているものがある。コーン油等による投与液の吸収率は50~87%の範囲にあり<sup>43)~48)</sup>、相対的な吸収率の比は0.005~0.68の範囲にある<sup>49)~51)</sup>。

Kimbroughらは、既存のデータを評価し、経口摂取における土壌中のダイオキシン類の吸収率を30%と評価した<sup>52)</sup>が、ミズーリ州の汚染土壌を用いた動物実験では30~50%を示すデータがあることを注記した<sup>20)</sup>。Paustenbachらは、既存の文献を評価して、最大で30%、通常の汚染サイトを想定した場合、10%と想定するのがもっとも妥当であるとした<sup>53)</sup>。

また、生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会の報告書「ダイオキシン耐容一日摂取量(TDI)について」では、「経口摂取での2,3,7,8-TCDDの吸収率は、植物油にとかした場合は90%に近いが、食物と混和した場合は50~60%、汚染された土壌からの吸収は、土壌の種類により大きく異なるが、植物油に溶かして投与した場合の約半分あるいはそれ以下である」としている<sup>54)</sup>。

さらに、土壌中ダイオキシン類の生物学的利用率は、土壌の性質や有機物含有量によっても、1.6~30%以上と大きく異なることが指摘されている<sup>8)</sup>。米国HHS/ATSDRは、動物実験の結果からTCDDの生物学的利用率は汚染場所の土壌によって様々であるが、その理由はダイオキシン類は時間の経過とともに、また粘土含有量とともにより強固に土壌と結合するためであり、したがってTCDDの含有量のみでは汚染土壌からの人の健康に対する潜在的な有害性を示せるものではなく、汚染場所に着目した評価が重要であるとまとめている<sup>19)</sup>。

土壌摂食に対する生物学的利用率としては、近年の文献の評価から考えて100%を仮定することは妥当でないと考えられる。そこで、これまでの研究の成果やこれらの評価を踏まえ、吸収率としては

10%～40%程度が考えられる。

なお、現在、我が国の代表的なダイオキシン汚染土壌を用いた実測データが皆無であることから、これを確定できる状況にはないため、我が国の土壌を用いた実証的な調査研究が望まれる。

#### (ウ)曝露頻度

土壌の摂食に係る曝露頻度は、土壌の経口摂食量が一日当たりで表されることから、汚染土壌において生活・活動することによる非意図的な土壌の摂食の頻度として、1年365日に対する年間の曝露日数の比で表される。

諸外国において土壌中のダイオキシン類の曝露評価等に用いられているデフォルト値は、オランダ<sup>15)</sup>、ニュージーランド<sup>18)</sup>及びEPA通知の基になっているHHS/CDCの試算<sup>17)</sup>では350日(50週)を用いている(これは、年間に15日は居住地以外の場所(非汚染地域)に移動していることを仮定しているためである。)。なお、スウェーデン<sup>16)</sup>では、オランダ<sup>15)</sup>を参考にしつつも、計算では365日を用いている。

我が国においても、人が高濃度に汚染された居住地等を離れることはあるとは推定されるが、ここでは、安全側に立って、年間365日、すなわち $f = 1$ を用いることとする。

#### イ．皮膚接触

皮膚接触を曝露経路とする土壌中のダイオキシン類の一日当たりの平均曝露量は、一般的に次の式で表すことができる。

$$(\text{皮膚曝露量}) = (\text{土壌濃度}) \times (\text{面積当たり接触量}) \times (\text{皮膚面積}) \times (\text{吸収率}) / 100 \times f$$

ここで、

皮膚曝露量	: 皮膚接触による一日当たりの平均曝露量(pg-TEQ/day)
土壌濃度	: 土壌中のダイオキシン類の含有量(pg-TEQ/g)
面積当たり接触量	: 1回当たり、皮膚面積当たりの土壌の皮膚接触量(mg/cm <sup>2</sup> )
皮膚面積	: 曝露する皮膚面積(cm <sup>2</sup> )
吸収率	: 吸収率(%)
f	: 曝露頻度

ここで、面積当たり接触量、皮膚面積、吸収率及び曝露頻度 $f$ については、諸外国のデフォルト値や文献データから我が国のデフォルト値を設定し、変数である土壌濃度に対する皮膚曝露量を求める。

#### (ア)皮膚面積当たりの土壌の皮膚接触量(mg/cm<sup>2</sup>)

皮膚面積当たりの土壌の皮膚接触量は、土の上での意図的な活動により土壌が直接皮膚に付着するものと、土壌の粒子の舞上がりや降下して皮膚に付着するものがある。

諸外国において、皮膚接触の曝露を考慮しているのはオランダ<sup>15)</sup>、スウェーデン<sup>16)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>であり、ドイツ<sup>21)</sup>及び米国<sup>17)19)20)</sup>では考慮されていない(曝露は0となっている)。

ここでは、オランダ<sup>15)</sup>、スウェーデン<sup>16)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>のデフォルト値を参考に、我が国の生活様式を勘案して屋外のみで皮膚接触があるものとして、大人及び子供に共通して0.5mg/cm<sup>2</sup>

を用いることとする。

(イ)曝露する皮膚面積(cm<sup>2</sup>)

曝露する皮膚面積は、全身ではなく土壤に接触する部位の面積として表される。

諸外国の例を適用するには体重と同様、体格の差を考慮する必要があるが、部位毎の算定は困難であるので、ここでは、諸外国のデフォルト値<sup>16)18)</sup>を参考に、大人5,000cm<sup>2</sup>、子供2,800cm<sup>2</sup>を用いることとする。

(ウ)吸収率(%)

皮膚接触に係る吸収率については、ダイオキシン類をコーン油等に添加し、皮膚に適用した場合の吸収率が報告されている。Kimbroughらは既存のデータを評価し、1%の皮膚吸収率を採用した<sup>52)</sup>。

以上から、ここでは、1%を用いることとする。

(エ)曝露頻度

曝露頻度は、皮膚面積当たりの土壤の皮膚接触量が、屋外の土の上での意図的な活動により土壤が直接皮膚に付着する場合について設定されていることから、曝露日数の比で表される。

ここでは、晴天又は曇天の日に大人は週末(2/7)、子供は毎日(7/7)屋外で土に触れるものとして、晴天率(12都市における1985～1994の快晴、晴、曇の割合)<sup>55)</sup>0.6に2/7及び7/7を乗じて、大人について f = 0.17及び子供について f = 0.6を用いることとする。

ウ．大気中に浮遊する微細な土壤粒子の吸入摂取

ダイオキシン類が空気中に浮遊する微細な土壤粒子として吸入されること(肺から経気摂取)を曝露経路とする、一日当たりの平均曝露量は、一般的に次の式で表すことができる。

$$(\text{粒子曝露量}) = (\text{土壤濃度}) \times (\text{粒子濃度}) \times (\text{呼吸量}) \times (\text{吸収率}) / 100 \times f$$

ここで、

粒子曝露量	: 微細な土壤粒子の吸入による一日当たりの平均曝露量(pg-TEQ/day)
土壤濃度	: 土壤粒子中のダイオキシン類の含有量(pg-TEQ/g)
粒子濃度	: 空気中の土壤粒子の年間平均濃度(μg/m <sup>3</sup> )
呼吸量	: 呼吸量(m <sup>3</sup> /day)
吸収率	: 吸収率(%)
f	: 曝露頻度

ここで、粒子濃度、呼吸量、吸収率及び曝露頻度 f については、諸外国のデフォルト値や文献データから我が国のデフォルト値を設定し、変数である土壤濃度に対する粒子曝露量を求める。

(ア)空気中の土壤粒子の年間平均濃度(μg/m<sup>3</sup>)

諸外国において、土壤粒子の吸入を考慮しているのはオランダ<sup>15)</sup>、スウェーデン<sup>16)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>であり、ドイツ<sup>21)</sup>及び米国<sup>17)19)20)</sup>では考慮されていない(曝露は0となっている)。



大気中に浮遊する土壌の粒子には様々な粒径のものがあるが、我が国の大気汚染に係る環境基準（昭和48年環境庁告示第25号）では直径10 $\mu\text{m}$ 以下のものが「浮遊粒子状物質」として基準値が設定されている。これは、比重1の球形粒子では粒径が10 $\mu\text{m}$ 以上のものは空気中で速やかに沈降し、かつ10 $\mu\text{m}$ 以上のものは鼻腔及び咽喉頭でほとんど捕捉されること等によるものである<sup>56)</sup>。また、(ウ)に示すように、肺に到達しなかったもの及び肺から排出されたものうちかなりは胃に移行するが、これらはア・土壌の摂取で勘案されていることから、ここでは肺で吸収される土壌粒子についての曝露アセスメントの対象として我が国の大気中の浮遊粒子状物質の濃度を基礎に考える。平成9年度の浮遊粒子状物質の年平均濃度についてみると、一般環境大気測定局では34 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ 、自動車排ガス測定局では46 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ である<sup>57)</sup>。そこで、ここでは、浮遊粒子状物質の平均的な濃度としてこれらの平均値40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ をとり、また浮遊粒子状物質のうち土壌粒子の割合は諸外国の例<sup>15)16)</sup>を参考に0.5として、空気中の土壌粒子の年間平均濃度として20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を用いることとする。

#### (イ)呼吸量( $\text{m}^3/\text{day}$ )

我が国では、通常大人については15 $\text{m}^3$ を用いており<sup>58)</sup>、ここでも大人について15 $\text{m}^3$ を用いることとする。

また、子供については、大人の体重(kg)及び呼吸量( $\text{m}^3$ )と子供の体重(kg)から子供の呼吸量( $\text{m}^3$ )を次の換算式<sup>59)</sup>により求めると、

$$\begin{aligned}(\text{子供の呼吸量}) &= (\text{大人の呼吸量}) \times ((\text{子供の体重}) / (\text{大人の体重}))^{3/4} \\ &= 15 \times (15 / 50)^{3/4} \\ &= 6.08\end{aligned}$$

となるので、ここでは6 $\text{m}^3$ を用いることとする。なお、体重は国民栄養調査<sup>60)</sup>の1歳から6歳の平均体重によった。

#### (ウ)吸収率(%)

土壌粒子に含有されるダイオキシン類の肺吸収率は、粒子の挙動とダイオキシン類の生物学的利用率をどのように推定するかにより異なってくる。

吸入された粒子に吸着されたTCDDの吸収については、ほぼ100%であると推定している例がある一方、EPAは、気中粒子の50%は下部気道まで吸入されない、また、吸入されたもののうち下部気道に残留するものは50%であると推定し、実際に肺から吸収される量は気中粒子に吸着されたものの25%程度であると試算している<sup>61)</sup>。

一方、諸外国のデフォルト値を見ると、オランダ<sup>15)</sup>、スウェーデン<sup>16)</sup>及びニュージーランド<sup>18)</sup>とも肺での吸収率として75%を用いている。

以上から、ここでは、実際の肺吸収率に、胃への移行分を安全側に見積もって、全体の吸収率は諸外国と同様75%を用いることとする。

#### (エ)曝露頻度

土壌粒子の吸入に係る曝露頻度は呼吸量(呼吸時間)に比例する。ここでは、直接摂取と同様安全側にたって、居住地等を離れることなく、365日24時間曝露するものとして、 $f = 1$ とする。

## エ．蒸気の吸入摂取

土壌中のダイオキシン類が蒸気となって空中に揮散し、吸収される曝露経路による、一日当たりの平均曝露量は、一般的に次の式で表すことができる。

$$(\text{蒸気曝露量}) = (\text{蒸気濃度}) \times (\text{呼吸量}) \times (\text{吸収率}) / 100 \times f$$

ただし、蒸気濃度は土壌濃度の関数で示される。ここで、

蒸気曝露量	: 蒸気の吸入による経気摂取量 (pg-TEQ/g/day)
土壌濃度	: 土壌粒子中のダイオキシン類の含有量 (pg-TEQ/g)
蒸気濃度	: 蒸気態の年間平均濃度 (pg-TEQ/m <sup>3</sup> )
呼吸量	: 呼吸量 (m <sup>3</sup> /day)
吸収量	: 吸収率 (%)
f	: 曝露頻度

ここで、蒸気濃度、呼吸量、吸収率及び曝露頻度 f については、諸外国のデフォルト値や文献データから我が国のデフォルト値を設定・算出し、変数である土壌濃度に対する吸入曝露量を求める。呼吸量 (m<sup>3</sup>/day) 及び曝露頻度 f は、「ウ．土壌粒子の吸入」と同じ値を用いる。

土壌からの有害物質の蒸散を考慮しているのは、オランダ<sup>15)</sup>とスウェーデン<sup>16)</sup>のみである。これらの国では、例えば揮発性有機化合物などいろいろな特性を持つ有害物質一般に適用できる曝露アセスメントのモデルを開発しており、それをダイオキシン類についても適用している。

### (ア) 蒸気態の年間平均濃度 (pg/m<sup>3</sup>)

オランダ<sup>15)</sup>は、土壌中の有害物質の濃度から汚染土壌の上の空気中の濃度を求める評価式を設定している。また、スウェーデン<sup>16)</sup>も同じモデルを用いている。このモデルは、まず汚染土壌中の気相、液相及び固相間で相平衡状態にあると仮定して、土壌固相中の濃度 (pg/g-乾燥土、土壌中ダイオキシン類濃度と一致するとする。) から土壌中気相濃度と土壌中液相濃度を算出し、更に気相、液相及び固相の濃度から大気への揮発フラックス (流束) を算出し、その揮発フラックスが風により希釈され、空気中に拡散されると仮定して空気中のダイオキシン類濃度を算出している。

ここでは、オランダ<sup>15)</sup>の評価式を用いて、2,3,7,8-TCDDの物性値と我が国の土壌の状況から関係式を求めたところ、

$$\text{大人: (蒸気濃度)} = 6.5 \times 10^{-6} \times (\text{土壌濃度})、\text{子供: (蒸気濃度)} = 1.3 \times 10^{-5} \times (\text{土壌濃度})$$

が得られた<sup>62)</sup>。

### (イ) 吸収率 (%)

蒸気態のダイオキシン類については、我が国の大気に係る環境濃度の低減の検討においても、従来から100%利用されるものとして取り扱われている<sup>58)</sup>。またオランダ<sup>15)</sup>及びスウェーデン<sup>16)</sup>では、土壌から蒸散した蒸気の吸入による吸収率も100%としている。

そこで、ここでは、100%を用いることとする。

### (3) 曝露リスクの算定方法

(2) に示した評価モデルとデフォルト値により、ア～エの曝露経路のそれぞれについて、土壌中の濃度Csに対する一日当たりの平均曝露量の合計を求める。

この際、大人と子供で異なるデフォルト値を設定しているものがあるが、ここで考慮すべきダイオキシン類の毒性については、人の健康影響への的確な対策を講じる上で重要な指標として耐容一日摂取量(TDI)が示されたところである。TDIは、生涯にわたって連日摂取し続けた場合の健康に対する影響を指標として算出された値であり、一生涯の間に一時的に摂取量がTDIを多少超過することがあったとしても、長期間での平均摂取量がTDI以内ならば健康を損なうものではないとされている<sup>5,4)</sup>。このため、汚染土壌からの曝露リスクの算定に当たっても、生涯の一日平均曝露量を算出することとする。生涯の一日平均曝露量(pg-TEQ/kg/day)は、子供(0~6歳の6年間)の一日当たりの曝露量(pg/day)と、大人(ここでは、曝露期間-6年間)の一日当たりの曝露量(pg/day)から、次の式で与えられる。

$$(\text{生涯の一日平均曝露量}) = \frac{(\text{子供の一日当たりの曝露量}) \times 6 + (\text{大人の一日当たりの曝露量}) \times (\text{曝露期間} - 6)}{70(\text{年}) \times 50(\text{kg})}$$

ここで、70年及び50kgは、リスク評価のための寿命及び生涯平均体重として我が国で通常用いているものである。

### (4) 曝露アセスメントのシナリオの評価

曝露アセスメントを決定づけるデフォルト値については、既存の文献や諸外国のデフォルト値を踏まえて設定した。これらのデフォルト値は、いずれも本来は統計的に幅(分布)のあるものであり、その中で平均値をとるのか、安全を見てある上限の値(例えば95パーセンタイル値)をとるのかによって試算結果が異なってくる。

また、ある程度幅があるとしても、その幅が曝露量の試算結果に大きく影響するものと、影響の小さいものがある。推定の結果、大気中に浮遊する微細な土壌粒子の吸入摂取からのダイオキシン類の曝露量は全体の0.4%以下、土壌から蒸散した蒸気の吸入摂取からの曝露量は全体の0.2%以下となる(参考資料4)。特に大きく試算結果に寄与するものとしては、曝露期間、一日当たりの土壌摂取量、土壌の摂取における吸収率が上げられる。

の曝露期間については、継続して居住し、生活する期間として30~70年が諸外国で用いられている。しかし、我が国の場合は、人口<sup>6,3)</sup>及び住民基本台帳人口移動報告<sup>6,4)</sup>に基づく市区町村間の移動者総数から、我が国の平均的な1カ所当たりの滞在年数は20年と推定される。さらに、曝露頻度とあわせてみると、70年間、年間365日、1日24時間、汚染土壌の上で生活や活動をし続けるとの設定は、通常高濃度の土壌汚染はスポット的であること、年間数日は旅行等により居住地等を離れることがあることに鑑みると、極めて安全側にたった曝露量を想定したものである。

また、の一日当たりの土壌摂取量については、(1) アに示したように、大人50mg/day、子供150mg/day又は大人100mg/day、子供200mg/dayが考えられる。文献から見ると、安全側に見積もった

場合の指標となる95パーセンタイル値の報告値では子供についてはおおよそ200mg/dayとなる。ただし、気象条件、土壌の質、生活習慣等の差によって様々な不確実性があり、また我が国の状況が異なる可能性がある。しかし食物、大気及び水と異なり、土壌については摂取される量を直接測定することは困難である。

さらに、土壌摂取における吸収率については、土壌の性質や有機物含有量、汚染されてからの期間によって異なることが指摘されており、10～40%の値を示したが、コーン油等による投与液の吸収率の平均と、相対的な吸収率の比の平均は24%であり、また既存のデータを評価した文献<sup>53)</sup>から勘案すると25%程度と想定するのが今のところもっとも妥当な推定値と考えられる。

この他にも、例えば土壌中のダイオキシン類の自然条件下での濃度の低減はない（半減期が無量大）という設定は、土壌中のダイオキシン類の挙動に係る既存の報告からみれば、最も安全側の設定である。

このように、幅のあるいくつかのデフォルト値について、いずれも安全側のシナリオを用いて曝露アセスメントを行うことは、結果として過大な曝露量の推定になるものである。

汚染土壌の上で生活した人のダイオキシンの曝露量を実測した例は極めて限られているが、例えば、ドイツにおいて、1991～1992年、最大10万pg-TEQ/gのダイオキシン類を含有する鉱滓を敷き詰めた運動場において数年間スポーツ活動を行ってきた子供及び大人と、近隣に居住している住民及び運動場の整備員の血液中ダイオキシン類の濃度を測定し一般人との比較をしたところ、顕著な差が認められず、土壌からの曝露はダイオキシン類の体内蓄積にあまり寄与していない可能性が報告されている<sup>65)</sup>。

また、ミズーリ州タイムズビーチでは、2,3,7,8-TCDD濃度1,500～30,000pg/gの土壌の上に居住する大人と子供を対象として、血液脂肪中のTCDD濃度の測定値で評価される実際の摂取量と、標準的な曝露アセスメントの計算方法（デフォルト値又はサイト固有の値による。）で予測された摂取量を比較した結果、米国EPAのデフォルト値による推定は、実際の摂取量に比べて約5倍大きいものであったとの報告がある<sup>66)</sup>。

## （5）子供に着目した曝露評価

### （ドイツの対応）

子供に着目した曝露評価は、ドイツにおいて次のような対応が行われている。ドイツでは、連邦土壤保全法に基づく法規命令案において、対策を必要とする措置値のカテゴリーとして「子供の遊び場」が提案されている。これは、毎日の曝露量はドイツで独自に設定した危険レベルを下回るべきであるという考え方によるものであり、WHOとは異なる考え方に立っている。しかも、その適用区域は、子供が通常遊びに使うことになっている場所で、標識があり周辺の芝生公園とは明確に区別された「子供の遊び場」に限定されている。（参考資料3）

### （留意すべき点）

ドイツ以外の国（米国、オランダ、スウェーデン及びニュージーランド）では、ダイオキシン類の毒性は慢性的なものであるとの認識の下、生涯曝露をベースに考え方を整理しているため、特段子供の遊び場というカテゴリーを設けてはいない。

また、今般示されたTDI<sup>54)</sup>は、生涯にわたって連日摂取し続けた場合の健康に対する影響を指標として算出された値であり、一生涯の間に一時的に摂取量がTDIを多少超過することがあったとしても、長期間での平均摂取量がTDI以内ならば健康を損なうものではないとされている。

さらに、今般示されたTDI<sup>54)</sup>は、ダイオキシン類の動物実験において最も感受性が高いと考えられる胎児期における曝露による影響を指標としたものであるため、人の集団全体に対する評価としてはより安全サイドに立ったものである。

なお、食品、大気等についても、従来より、特に子供に着目した曝露評価は行われていない。

#### (今後の対応)

このような中、子供の土壌の摂取量の推定については、文献で見られる報告値に桁を超える幅を持つ分布があり、気象条件、調査の時期及び期間、測定誤差、微量の金属トレーサーの体内吸収率の不確かさ、実験対象の子供等の主たる曝露場所の土壌のトレーサー濃度等の不均一性等による様々な不確かさがあることを認識する必要がある。

また、子供の土壌の摂取については、諸外国と我が国では土壌・気候の違い、子供のライフスタイルの違いなどに起因する様々な相違があり得ること等に留意する必要がある。加えて、異食症児については、個別に土壌摂取に係る注意を払うなどにより対処することが適当である。

ダイオキシン類に対する感受性という観点からは、特に子供が成人に比較して高いという科学的な知見は得られておらず、以上のように子供を含めた生涯曝露として評価を行うことには合理性があると考えられる。しかし、広く一般国民の有している懸念に十分に留意しつつ、子供の遊び場の取り扱いにつき、今後より科学的な検討を加えていくためにも、我が国の子供の遊び場における土壌の摂取の実態等について、さらなる調査研究を深める必要があるとの結論に至った。

### (6) 対策をとるべき暫定的なガイドライン値

#### (曝露量の推定)

これまでの検討成果によれば、曝露アセスメントのシナリオや評価の方法、必要な数値のすべてについて大きな不確かさがあり、完全に論理的にガイドライン値を誘導することは残念ながら困難である。そこで、本検討会としては、第2章に示した諸外国でそれぞれの国の社会的・自然的な状況の下で居住地に適用される対策の発動のためのガイドライン値等として1,000pg-TEQ/gが多く採用されていること、また、これまでの研究成果等を踏まえて試行的な曝露量の検討を行った結果から1,000pg-TEQ/g程度の数値がおおよそ妥当な範囲と考えられることから、この濃度の土壌からの曝露量を国内の状況に当てはめて試算してみたところ、次のようになった。

土壌中の濃度を1,000pg-TEQ/gとし、曝露期間を30年から70年、土壌摂取量を大人50mg/day、子供150mg/day又は大人100mg/day、子供200mg/day、土壌摂取の吸収率を10~40%として、(3)に示した方法により土壌からの曝露量を推定すると0.11~0.97pg-TEQ/kg/dayとなる。

しかし、(4)に示したように、いずれも安全側のシナリオを用いて曝露アセスメントを行うことは、結果として過大な曝露量の推定になることから、特に現時点で最も妥当性の高い推定値(生涯70年として、汚染土壌における曝露期間30年、土壌摂取量大人100mg/day及び子供200mg/day、土壌摂取の吸収率25%)を基に土壌由来のダイオキシン類の曝露量を試算すると、0.31pg-TEQ/kg/dayと推定

される。(参考資料6)

一方、今般公表された生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会の報告書「ダイオキシン耐容一日摂取量(TDI)について」では、TDIとして、コプラナーPCBを含めて4pg-TEQ/kg/dayとすること、また、ダイオキシン類の曝露評価について、我が国の平均的な曝露量は、厚生省の食品調査では3種類のコプラナーPCBを含めて2.41pg-TEQ/kg/day、大気からの摂取量はコプラナーPCBを含めて0.17pg-TEQ/kg/day、飲料水からの摂取は殆ど無視できるほど小さいことが示されている<sup>54)</sup>。これらの、土壌を除いた経路からの曝露量を合計すると、日本人の平均的な曝露量はコプラナーPCBを含めて2.58pg-TEQ/kg/day程度となる。

土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBの人の健康に及ぼす影響の評価は、未だに科学的に完全に解明されているとは言えない状況から、諸外国においてもその評価方法は様々であり、統一的手法は確立されていない。例えば、米国のATSDRガイドライン<sup>19)20)</sup>やドイツの1993年の再評価<sup>21)</sup>は食品等からの摂取量とは無関係に、土壌からのダイオキシン類の曝露量が単独で有害性の評価目標を超過しないよう設定されている。オランダの暫定的なガイドライン値は、土壌からのダイオキシン類の曝露の評価の際に、モデル的な野菜類を考慮しているが、魚介類、肉類、乳製品等を経由する摂取量は考慮されていない<sup>15)</sup>。スウェーデンのガイドラインは、ダイオキシン類及びコプラナーPCBについて、食品等からの摂取量があるとして、土壌からの曝露をTDIに対して配分している<sup>16)</sup>。

このように食品及び大気からの曝露と土壌からの曝露の取り扱いについては諸外国でも差があるが、我が国のTDI並びに食品及び大気からの曝露量を勘案しても、土壌中のダイオキシン類について1,000pg-TEQ/gを対策をとるべき暫定的なガイドライン値とすることは妥当と考えられる。

#### (コプラナーPCBの取り扱い)

生活環境審議会・食品衛生調査会・中央環境審議会の報告書「ダイオキシン耐容一日摂取量(TDI)について」で、1997年にWHOで再評価された最新のTEFをもとにTEQを算出してダイオキシン類及びコプラナーPCBの曝露評価を行うことが妥当であることが示された<sup>54)</sup>。このため、土壌中のダイオキシン類に係る暫定的なガイドライン値についても、コプラナーPCBを含めることとすべきである。なお、我が国では、土壌中のコプラナーPCBの濃度の測定例が未だ少ないが、環境庁の調査によれば、ダイオキシン類と比較してコプラナーPCBの割合はTEQ値で約10%程度となっている。

#### (暫定ガイドライン値の提案)

以上から、現時点において、暫定的なガイドライン値としては、コプラナーPCBを含めて1,000pg-TEQ/gとすることが適当である。

なお、この暫定ガイドライン値はシナリオ設定上、居住地等一般の人の日常生活に関わりのある場所を対象としている。すなわち、シナリオ設定上、居住地等とは「その場所に30~70年の間継続して居住し、子供は晴天の日に毎日、大人は晴天の週末に毎回、その場所の屋外の土に触れると想定した場所」を意味する。「居住地等」とは、具体的には、住宅地のほか居住地内の道路、公共用地等を幅広く含む概念であるが、土壌汚染は土地利用の形態、人の行動様式、曝露経路等によって曝露リスクが異なってくることから、一般の人の日常生活に関わりのないような場所に一律に提案された暫定ガイドライン値を適用することは適当ではない。

廃棄物の埋立地等ダイオキシン類及びコプラナーPCBを含有するおそれのある飛灰等の処分を目

的として集積している場所に係る土壌については、一般環境から適切に隔離、区別されている場合にあっては、ガイドライン値を適用しない。

なお、それぞれのデフォルト値は統計的に幅があるものである。ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル<sup>6,7)</sup>による調査結果が有効数字2桁で表されることに鑑みても、ガイドライン値の評価は概ね有効数字2桁程度で評価すべきであると考える。

(参考文献)

- 1) Webster G.R.B., Friesen K.J., Sarna L.P. and Muir D.C.G. (1985) Environmental Fate Modelling of Chlorodioxins, Determination of Physical Constants. *Chemosphere* 14: 609- 622
- 2) Di Domenico A., Silano V., Viviano G. and Zapponi G. (1980) Accidental Release of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin (TCDD) at Seveso, Italy. (IV. Vertical Distribution of TCDD in Soil) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 4: 339- 345
- 3) Freeman R. A. and Schroy J. M. (1986) Modeling the Transport of 2,3,7,8- TCDD and Other Low Volatility Chemicals in Soils. *Environmental Progress* 5: 28- 33
- 4) Yanders A.F., Orazio C.E., Puri R.K. and Kapila S. (1989) On Translocation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin, Time Dependent Analysis at the Timesbeach Experimental Site. *Chemosphere* 19: 429- 432
- 5) Freeman R. A. and Schroy J. M. (1985) Environmental Mobility of Dioxins. ASTM Special Technical Publication 891: 422- 439
- 6) Liem A.K.D., Berg R.V.D., Bremmer H.J., Hesse J.M. and Slooff(eds) W. (1993) Integrated Criteria Document Dioxins. Report No.710401032, RIMV, pp.33- 35
- 7) 豊能郡美化センターダイオキシン対策検討会：豊能郡美化センター周辺におけるダイオキシン類の環境調査( )報告書, 1998年
- 8) Gough M. (1991) Human Exposures from Dioxin in Soil. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 32: 205- 245
- 9) Zapponi G.A. and Lupi C. (1989) Environmental and Health Impact Assessment of Soil Pollutants: The Seveso Accident as a Typical Example. Presented at Pilot Study on Risk Management of Chemicals in Environment, pp.111- 126
- 10) 高田智(1998) ダイオキシン類の白色腐朽菌による分解の可能性, 第23回日本環境化学会講演会予稿集, pp.35- 40.
- 11) Di Domenico A., Silano V., Viviano G. and Zapponi G. (1980) Accidental Release of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin(TCDD) at Seveso, Italy. (IV. Vertical Distribution of TCDD in Soil) *Ecotoxicology and Environmental Safety* 4: 327- 338
- 12) Kearney P.C., Woolson E.A. and Ellington Jr. C.P. (1972) Persistence and Metabolism of Chlorodioxins in Soils. *Environmental Science and Technology* 6: 1017- 1019
- 13) Nauman C.H. and Schaum J.L. (1987) Human Exposure Estimation for 2,3,7,8- TCDD. *Chemosphere* 16: 1851- 1856
- 14) 脇本忠明(1998) 農用地土壌におけるダイオキシン類の分布と動態, 第23回日本環境化学会講演会予稿集, pp.18- 19

- 15) Berg R.V.D., Bockting G.J.M., Crommentuijn G.H. and Janssen P.J.C.M (1994) Proposals for Intervention Values for Soil Clean- up, Second Series of Chemicals, RIVM Report No.715810004
- 16) Swedish Environmental Protection Agency (1996) Development of Generic Guideline Values
- 17) 環境庁：土壌中のダイオキシン類に関する検討会 参考資料 4- 1, 1998年
- 18) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health(NZ) (1997) Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals
- 19) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I: ATSDR Interim Policy Guideline. *Toxicology and Industrial Health* 13: 759- 768
- 20) De Rosa C.T., Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C. (1997) Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline. *Toxicology and Industrial Health* 13: 769- 804
- 21) BMU(ドイツ環境庁) (1992) Dioxin im Boden, BoS 11.Lfg.
- 22) 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: 341- 345
- 23) 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: 291- 313
- 24) Thompson K.M. and Burmaster D.E. (1991) Parametric Distribution for Soil Ingestion by Children. *Risk Analysis* 11: 339- 342
- 25) 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: 73- 82
- 26) Calabrese E.J., Barnes R., Stanek E.J.III, Pastides H., Gilbert C.E., Veneman P., Wang X., Lasztity A. and Kostecky P.T. (1989) How Much Soil Do Young Children Ingest: An Epidemiologic Study. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 10: 123- 137
- 27) Davis S., Waller P., Buschbom R., Ballou J. and White P. (1990) Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children between the Ages of 2 and 7 Years: Population - based Estimates Using Aluminum, Silicon, and Titanium as Soil Tracer Elements. *Archives of Environmental Health* 45: 112- 122
- 28) Stanek E.J.III and Calabrese E.J. (1995) Daily Estimates of Soil Ingestion in Children. *Environmental Health Perspectives* 103: 276- 285
- 29) Stanek E.J.III, Calabrese E.J. and Xu L. (1998) A Caution for Monte Carlo Risk Assessment of Long Term Exposures Based on Short Term Exposure Study Data. *Human and Ecological Risk Assessment* 4: 409- 422
- 30) 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: 133- 156
- 31) 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: 141- 144



- 32) Van Wijnen J.H., Clausen P. and Brunekreef B. (1990) Estimated Soil Ingestion by Children. *Environmental Research* 51: 147- 162
- 33) 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: 258- 268
- 34) 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: 271- 279
- 35) Walker S. and Griffin S. (1998) Site- specific Data Confirm Arsenic Exposure Predicted by the U.S. Environmental Protection Agency. *Environmental Health Perspectives* 106: 133- 139
- 36) Hawley J.K. (1985) Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil. *Risk Analysis* 5: 289- 302
- 37) Calabrese E.J., 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: 88- 95
- 38) Stanek E.J.III, Calabrese E.J., Barnes R. and Pekow P. (1997) Soil Ingestion in Adults- Results of a Second Pilot Study. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36: 249- 257
- 39) Calabrese E.J., Stanek E.J.III, and Gilbert C.E. (1991) Evidence of Soil- Pica Behavior and Quantification of Soil Ingested. *Human and Experimental Toxicology* 10: 245- 249
- 40) Calabrese E.J. and Stanek E.J.III (1993) Soil Pica : Not a Rare Event. *Journal of Environmental Science Health* 28: 373- 384
- 41) U.S.EPA (1997) Exposure Factors Handbook, EPA/600/P- 95/002Fa
- 42) UBA(ドイツ環境・自然保護・原子力安全省) (1993) Bericht der Bund/Länder- Arbeitsgruppe Dioxin
- 43) Poiger H. and Schlatter C.(1986) Pharmacokinetics of 2,3,7,8- TCDD in Man. *Chemosphere* 15: 1489- 1494
- 44) Piper W.N., Rose J.Q. and Gehring P.J. (1973) Excretion and Tissue Distribution of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin in Rat. *Environmental Health Perspectives* 5: 241- 245
- 45) Fries G.F. and Marrow G.S. (1975) Retention and Excretion of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin by Rats. *Journal of Agricultural Food and Chemistry* 23: 265- 269
- 46) Rose J.Q., Ramsey, J.C., Wentzler T.H., Hummel R.A. and Gehring P.J. (1976) The Fate of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin Following Single and Repeated Oral Doses to Rats. *Toxicology and Applied Pharmacology* 36: 209- 226
- 47) Olson J.R., Gasevich T.A. and Neal R.A. (1980) Tissue Distribution, Excretion, and Metabolism of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin (TCDD) in the Golden Syrian Hamster. *Toxicology and Applied Pharmacology* 56: 78- 85
- 48) Nolan R.J., Smith F.A. and Hefter J.G. (1979) Elimination and Tissue Distribution of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin (TCDD) in Female Guinea Pigs Following a Single Oral Dose. *Toxicology and Applied Pharmacology* 48: A162
- 49) Umbreit T.H., Hesse E.J. and Gallo M.A. (1986) Bioavailability of Dioxin in Soil from a 2,4,5- T Manufacturing Site. *Science* 232: 497- 499
- 50) Bonaccorsi A., Domenico A.di, Fanelli R., Merli F., Motta R., Vanzati R. and Zapponi G.A. (1984) The Influence of Soil Particle Adsorption on 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin Biological Uptake in the Rabbit. *Archives of Toxicology, Supplement* 7: 431- 434

- 51) Lucier G.W., Rumbaugh R.C., McCoy Z., Hass R., Harvan D. and Albro P. (1986) Ingestion of Soil Contaminated with 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin (TCDD) Alters Hepatic Enzyme Activities in Rats. *Fundamental and Applied Toxicology* 6: 364- 371
- 52) Kimbrough R.D., Falk H., Stehr P. and Fries G. (1984) Health Implications of 2,3,7,8- tetrachloro- dibenzodioxin (TCDD) Contamination of Residential Soil. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 14: 47- 93
- 53) Paustenbach D.J., Shu H.P. and Murray F.J. (1987) Assessing the Potential Human Health Hazards of Dioxin- contaminated Soil, *Environmental Health and Safety*. In: ACS Symposium Series 338, American Chemical Society, Washington DC, pp.178- 231
- 54) 厚生省・環境庁：ダイオキシンの耐容一日摂取量（TDI）について, 1999年6月
- 55) 日本気象協会：気象年鑑, 1996年
- 56) 生活環境審議会公害部会浮遊ふんじん環境基準専門委員会：浮遊粒子状物質による環境汚染の環境基準に関する専門委員会報告, 1970年
- 57) 環境庁：平成9年度大気汚染状況について, 1998年9月
- 58) 環境庁：ダイオキシン類に係る大気環境濃度低減のための目標に関する検討会報告, 1997年
- 59) Travis C.C. (1987) Interspecies and Dose- Route Extrapolations, *Pharmacokinetics in Risk Assessment. Drinking Water and Health* 8: 208- 220
- 60) 厚生省：国民栄養の現状 平成8年度国民栄養調査成績, 1998年
- 61) Schaum J. (1983) Risk Analysis of TCDD Contaminated Soil. (Ed) (US)EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC
- 62) 環境庁：土壌中のダイオキシン類に関する検討会 参考資料4 - 3, 1998年
- 63) 自治省：住民基本台帳人口及び世帯数（平成10年3月31日現在）について
- 64) 総務庁統計局：住民基本台帳人口移動報告年報, 1997年
- 65) Ewers U., Wittsiepe J., Schrey P. and Selenka F. (1996) Levels of PCDD/PCDF in Blood Fat as Indices of the PCDD/PCDF Body Burden in Humans. *Toxicology Letter* 88: 327- 334
- 66) Paustenbach D.J., Hays S., El-Sururi S., Underwood P.M. and Ku R.H. (1997) Comparing the Predicted Uptake of TCDD Based on Exposure Calculations with the Actual Uptake: A Case Study of Residents of Times Beach, Missouri. *Organohalogen Compounds* 34: 23- 31
- 67) 環境庁：ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル, 1998年

## 第5章 調査・対策の考え方

土壌汚染は一般的に蓄積性の汚染であることから、その対策は、汚染の未然防止対策と既に汚染された土壌の対策に分類される。

ダイオキシン類による土壌汚染の未然防止対策としては、大気汚染防止法等によりダイオキシン類の大気への排出抑制対策が講じられていることから、この徹底を図り、ダイオキシン類の排出量を着実に削減することが重要である。また、コプラナーPCBについては、平成11年6月に策定された「ダイオキシン排出抑制対策検討会第二次報告」<sup>1)</sup>において、その排出削減対策を推進する必要性が指摘されているところである。

既に汚染された土壌の対策については、諸外国の対策事例を参考にすることができる。また、ダイオキシン類及びコプラナーPCBが水に難溶性である等の特性に配慮した上で、平成11年1月に改定された「土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針」及び「同運用基準」(以下、単に「土壌汚染調査・対策指針」という。)<sup>2)</sup>を参考にすることができる。

なお、土壌汚染対策の実施に当たっては、汚染者負担の原則に基づき適切に実施されることが求められる。

### (1) 諸外国における対策

諸外国では非常に高濃度の土壌汚染の事例が報告されており、これらについて実施された対策を基に、土壌汚染に係るガイドライン値の位置づけ、対策手法選択の考え方及び対策後の土壌中濃度の目標値に対する考え方を整理する。

#### ガイドライン値の位置づけ

土壌中のダイオキシン類について対策の実施に係るガイドラインを設定している国のうち、米国及びオランダでは、ガイドライン値を超えた場合には、汚染場所(以下「サイト」という。)毎にリスクアセスメントを実施し、土地利用形態等から推定されたリスクに応じて対策を発動すべきレベルを設定し、対策を実施するかどうかを判断することとされている。ガイドライン値を超えた場合であっても想定されるリスクがほとんどない場合には、対策は実施されないこととなる。

米国では、居住地域では1,000pg-TEQ/g(1ppb)以上の汚染について対策を実施している例が多いが、工業地域では7,000pg-TEQ/g以上の汚染について対策を実施している例(コッパーズ(モリスビル工場)サイト)、20,000pg-TEQ/g以上の汚染について対策を実施している例(シンテックス=ベロナサイト、イースタン=ディバーシファイド=メタルサイト)が見られる<sup>3)</sup>。

一方、ドイツでは、市街地においてガイドライン値を超過した場合は、対策を実施することとされている。ただし、ガイドライン値は、あらかじめ土地利用形態に応じて設定されている。ドイツでは、金属精錬鉍滓を路盤材等として利用した遊び場については100pg-TEQ/g以上の汚染について対策を実施し、運動競技場については1,000pg-TEQ/g以上の汚染について対策を実施することとされている(参考資料2、3)。

#### 諸外国における対策手法選択の考え方

諸外国の例を見ると、対策の実施に当たっては、汚染の程度や汚染地域の土地利用形態の違い、土質、地形、同時に検出された汚染物質の性質や対策費用等を考慮して多様な手法を選択し、想定され

るリスクを適正に管理していくとの考え方をとっている（参考資料2、3）。

#### ア．汚染の程度に応じた対策手法

土壌中ダイオキシン類の濃度レベルに応じて対策手法に柔軟性を持たせている例としては、米国のベルタックサイト等があげられる。同サイトでは、土壌中のダイオキシン類濃度に応じ、10,000pg/g (2,3,7,8-TCDD)以上の高濃度の汚染土壌は除去する対策をとり、1,000～10,000pg/gの汚染土壌は非汚染土壌で覆う対策がとられている。同様に汚染の程度に応じて異なる対策手法を選択している事例として、ロジャースロード埋立地サイト、タイムズビーチサイト等多数の事例が見られる。

#### イ．土地利用形態に応じた対策手法

土地利用形態の違いに応じて異なる対策手法を選択している例としては、前述のドイツの例があげられる。銅の精錬により生じたダイオキシン類を高濃度に含有する鉱滓を使用した遊び場や運動競技場では汚染土壌の除去等の対策を行い、人がほとんど立ち入らない鉱滓の堆積によってできたポタ山については、汚染部分を付近の窪地に落とし込んで覆土する等の対策を行うこととしている。

イタリアのセベソでは、農用地のTCDD汚染に対し、表層の汚染を希釈するとともに、TCDDの光化学的分解を促進するために耕起が繰り返された。

フランスのアルアンでは、牧場の汚染に対して土壌の表層20cmを天地返しする対策が実施された（参考資料3）。

#### ウ．複合汚染対策

諸外国の対策事例を見ると、ダイオキシン類による単独の汚染ではなく、他の有害物質が同時に検出される複合的な汚染の事例が多く、このような場合、同時に検出された重金属や揮発性の有機化合物による影響を勘案して対策手法の選択がなされている。例えば、ダイオキシン類と同時に揮発性有機化合物（VOCs）が検出されているサイトでは、ダイオキシン類とVOCsを同時に処理できる熱処理等の対策が選択されている（ラブカナルサイト、ハンブルグ工場跡地等）。また、ダイオキシン類と同時に重金属が検出されているセルマ＝トリーティング社サイトでは、土壌を除去後、金属類の溶出を防ぐ効果のある固定化／安定化処理が施されている。

#### 対策後の土壌中濃度の目標値

米国では、居住地及び商・工業地における土壌中ダイオキシン類の暫定処理目標（第2章(4)）をそれぞれ1,000pg-TEQ/g及び5,000～20,000pg-TEQ/gと設定している。これらの暫定処理目標における地域限定的な曝露は $1.3 \times 10^{-4}$ ～ $5 \times 10^{-4}$ の過剰（生涯）発癌リスクに相当するとしており（参考資料3）、多くの汚染場所では、これらの値を対策後の土壌中濃度の目標値（対策目標値）として対策が実施されている。例えば米国のコッパーズ（モリスビル工場）サイトでは、対策目標値を2,3,7,8-TCDDで7,000pg/gとし、掘削除去及び覆土を行った。また米国のベルタックサイトでは、対策目標値を2,3,7,8-TCDDで1,000pg/gとし、掘削除去及び覆土を行った。

一方、浄化処理技術の分解効率を対策の目標としている例も見られる。シェナンドー調教場サイト、ロジャースロード埋立地サイト等では、熱処理によるダイオキシン類の除去効率を99.9999%とし、これを対策後のダイオキシン類濃度の目標としている。

また、対策後の土壌中濃度の深さ方向の目標を考える上での参考になりうる例として、米国では覆

土対策を実施する場合、覆土する清浄な土壌の厚さを土地利用形態に応じて柔軟に設定しており、通常12インチ（約30cm）の覆土が一般的であるが、競馬場については蹄鉄による掘り返しを考慮して24インチ（約60cm）の覆土を行っている例がある<sup>4)</sup>。

#### 達成期間

諸外国の対策事例では、極めて高濃度の汚染が存在し、かつ実際に家畜や人に対する被害が認められた事例（ラブカナルサイト、シェナンドー調教場サイト等）では、直ちに対策がとられているが、それ以外の場合には十分な調査と処理方法の検討を行った後に対策が実施された例がほとんどである。

## （２）我が国における土壌調査・対策の基本的考え方

土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBに係る曝露リスクを削減するため、土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBについて調査を行い、調査の結果、土壌中の濃度が第４章で提案した暫定的なガイドライン値（以下「ガイドライン値」という。本章において同じ。）を超過する場合には、現地や周辺の状況、汚染の程度や広がり等を踏まえた上で適当な対策を実施する必要がある。

なお、土壌中ダイオキシン類濃度の調査に当たっては、特に断りの無い限り、「ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル」（環境庁<sup>5)</sup>によるものとする。

ダイオキシン類及びコプラナーPCBに係る土壌汚染については、諸外国における対策事例や土壌汚染調査・対策指針等を参考として、調査・対策の基本的考え方を以下のとおりとする。

ここで示す調査・対策は、諸外国と同様に、第４章でガイドライン値を提案した直接摂取による曝露リスクを削減するためのものである。

#### 調査の基本的考え方

ダイオキシン類及びコプラナーPCBに係る土壌の調査は、目的・契機により、特定の発生源を想定せず一定の地域内の土壌中ダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度の概況を調査するもの（以下「一般環境把握調査」という。）と、特定の発生源を想定すること等により調査の対象となる場所について調査するもの（以下「対象地概況調査」という。）に大別できる。

いずれの場合も、あらかじめ、土地利用状況等を資料等により調査（以下「資料等調査」という。）したうえで調査地点を選定する。一般環境把握調査又は対象地概況調査の結果、ガイドライン値を超過する汚染を検出した場合には、汚染原因を推定するとともに、深度方向の調査（以下「深度調査」という。）を実施し、対策をとるべき範囲を確定する。

#### 対策の基本的考え方

調査によりダイオキシン類及びコプラナーPCBに係る土壌汚染が認められた場合には、ガイドライン値以下となるよう対策を行う。

対策に当たっては、調査結果を踏まえて対策計画を立案する。対策計画の立案に当たっては、以下の項目について検討する。

#### ア．対策手法の選定

汚染の態様及び周辺の状況を勘案して対策目標を設定し、対策手法を選定する。

#### イ．応急対策

対策を早期に行うことができない場合には、応急対策を行う。

#### ウ．運搬・保管

汚染土壌の運搬・保管を伴う場合には、周辺環境への二次汚染を防止する観点から適切な手法を選定する。

#### エ．周辺環境保全対策及びモニタリング

対策を実施するまでの間及び対策の実施中は、周辺環境保全対策を講じるとともにモニタリングを行う。

#### オ．効果の確認

対策目標を達成していることをどのように確認するのかあらかじめ定める。

#### カ．対策後の土地利用

対策手法に応じた対策後の土地利用計画をあらかじめ立案する。

#### キ．被覆対策の場合の管理

対策手法として被覆を行う場合には、その管理方法を定める。

#### ク．記録の作成・保管

調査及び対策に係る一連の記録を作成し、保管する。

### ( 3 ) 土壌調査・対策の具体的スキーム

上記の基本的考え方に基づき、ダイオキシン類及びコプラナー P C B に係る土壌調査・対策の具体的なスキームを以下に示す。なお、調査方法及び対策手法選定に係るフロー図を章末に示す(図5.6)。

#### 調査

##### ア．一般環境把握調査

特定の発生源を想定せず一定の地域内の土壌中ダイオキシン類及びコプラナー P C B 濃度の概況を調査する。

試料採取地点は、あらかじめ資料等調査により地域全体の現在及び過去の土地利用状況、ダイオキシン類及びコプラナー P C B 発生源の状況等について把握し、調査の目的に応じて、土地の履歴の明らかな地点を選定する。具体的には、次の(ア)又は(イ)による。

調査に当たっての分析試料の調製方法や分析方法等の詳細は、「ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル」によるものとする(以下同じ。 )。

##### (ア)地域の区分による方法

調査対象となる地域を等間隔で方眼状に区分し、その各々の区画の中心付近において5地点混合方式(調査地点1ヶ所につき、中心1地点及び周辺の4方位の5~10m間でそれぞれ1地点の合計5地

点で試料を採取し、5点の試料を風乾後等量混合するもの。以下同じ。)により試料を採取し、分析試料とする(図5.1参照)。

また、区分の間隔は、対象範囲の広さや調査目的に応じて適切に設定することとする。ただし、試料採取地点数は、概ね10地点以上とすることが望ましい。

(参考)

a. 都道府県レベルの試料採取地点数

平均的な面積の県(8,000km<sup>2</sup>)を20km間隔で方眼状に区分し、調査する場合には、県内で20区画、即ち20検体の試料を採取することとなる。

b. 市町村レベルの試料採取地点数

平均的な面積の市町村(120km<sup>2</sup>)を3km間隔で方眼状に区分し、調査する場合には市町村内で13区画、即ち13検体の試料を採取することとなる。

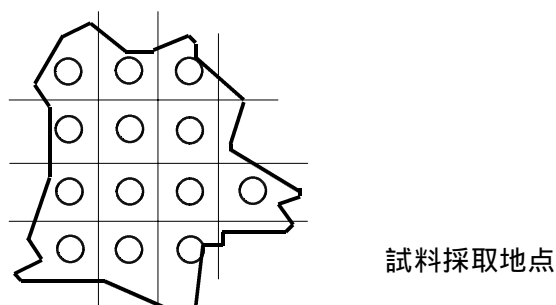


図5.1 地域の区分による一般概況把握調査の例

(イ)複数試料の混合により調査を効率化する場合

調査対象地域をおおまかな地区に区分し、各々の地区において任意に複数地点を選定し、それぞれの地点で5地点混合方式により試料を採取し、風乾、ふるい分け、等量混合により個々の地点の試料を調製した後、更に地区毎にそれぞれの試料の一部を等量混合して、地区の代表としての分析用試料を調整する(図5.2参照)。この場合、個々の残りの試料は、必要に応じて再分析が可能なよう、適切な期間保管しておく。

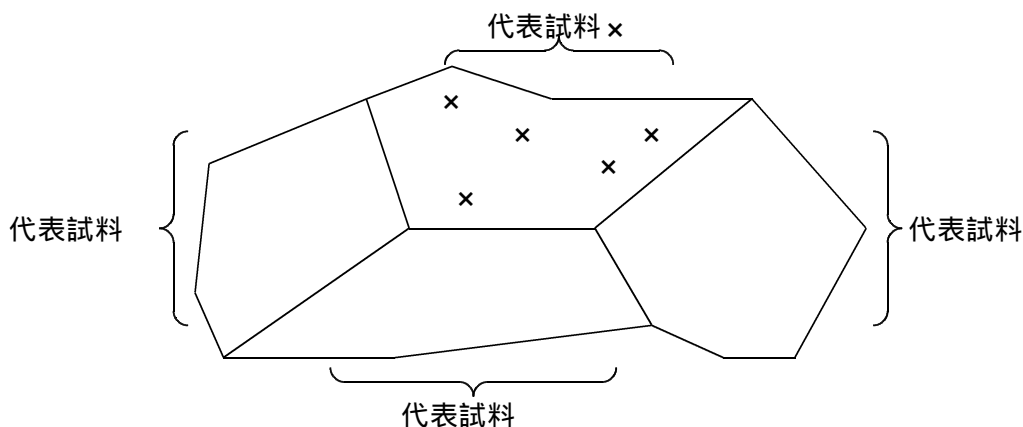


図5.2 調査対象地区を4地区に区分した場合

## (ウ)一般環境把握調査の結果の評価

### a. 地域の区分による方法の場合

調査の結果、ガイドライン値を超過する汚染が判明した場合には、当該汚染判明地点を中心に、さらに詳細な資料等調査（聞き取り調査及び現地調査を含む）を行い、汚染経路等を勘案して汚染源を推定する。その際、検出されたダイオキシン類及びコプラナーPCBの同族体の構成比を参考とすることができる。

汚染源が推定できた場合には、当該汚染源を踏まえた「対象地概況調査」を行う。

汚染源が推定できなかった場合には、汚染判明地点を中心に「対象地概況調査」を行う。

### b. 複数試料の混合により調査を効率化した場合

測定結果が、ガイドライン値を混合した試料数で除した値を超える場合には、混合した試料の一つ又は複数でガイドライン値を超過している場合もあると考えられるので、保管してある個別の試料を再分析する。再分析の結果、ガイドライン値を超過する汚染が判明した場合には、a.と同様に資料等調査を行い、その結果を踏まえて「対象地概況調査」を行う。

## イ. 対象地概況調査

### (ア)大気降下物を主とする影響を調査する場合

燃焼系発生源の影響を調査したい場合、及び一般環境把握調査でガイドライン値を超過する場合であって燃焼系発生源が汚染源として推定された場合に行う。

試料採取に当たっては、気象データ等を基にシミュレーションを行い、発生源からの影響を最も受けると予想される場所（最大着地濃度発生地点）を求め、その地点及び周辺地域において重点的に試料採取を行う。

シミュレーションは不確実性を内包するものであることから、具体的には、以下の地点において試料採取を行い、地域のダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度を調査することとする（図5.3）。

### a. 発生源とシミュレーションにより求めた最大着地濃度発生地点を結ぶ直線上において、以下の4地点。

(a) 最大着地濃度発生地点 A

(b) 発生源と最大着地濃度発生地点の中間地点 B

(c) 発生源からの距離が最大着地濃度発生距離（発生源から最大着地濃度発生地点までの距離）の2倍の地点 C

(d) 発生源からの距離が最大着地濃度発生距離の3倍の地点 D

### b. 最大着地濃度発生地点を通り、発生源を中心とする円上で、最大着地濃度発生地点の近傍の地点（2地点） E、F

### c. 発生源及び最大着地濃度発生地点を通る直線と、この直線と発生源において直交する直線上において、発生源からの距離が最大着地濃度発生距離にある3地点G、H、I



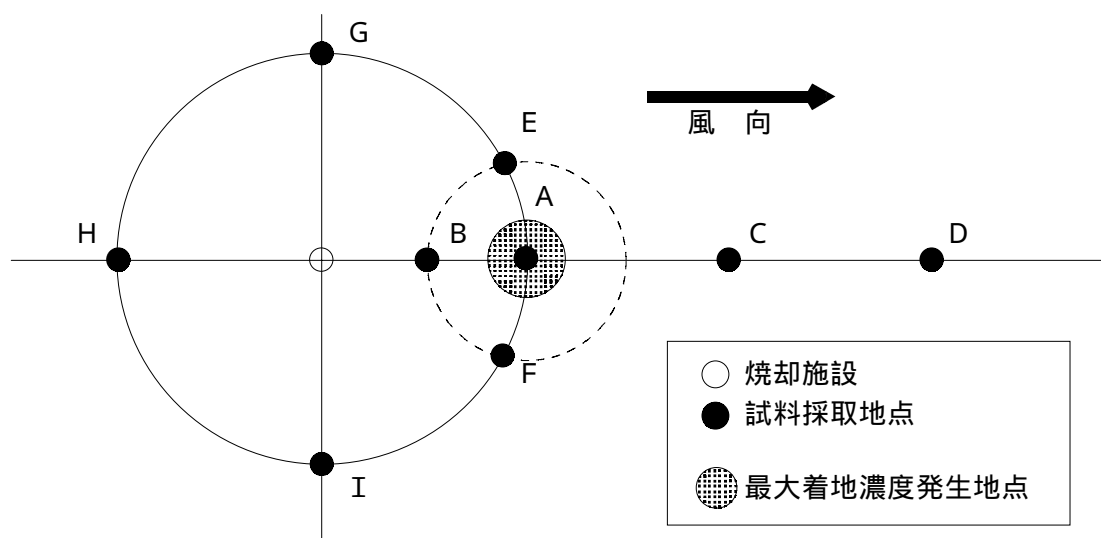


図5.3 焼却施設周辺における試料採取地点の設定

また、山間部等でシミュレーションモデルの適用が困難な場合にあっては、人への影響を調査する目的で発生源近傍の集落等において試料採取を行う方法のほか、風向・風速等のデータを考慮し、風下方向において重点的に調査地点を選定する等により、効率的な試料採取を行う。

なお、樹木、建築物等により、大気からの降下物が遮られるおそれのある場所及び他の発生源の影響が懸念される場所は、目的とする焼却施設の正確なモニタリングに障害があることも考えられることから、地点の設定に当たって可能な限り避ける。

#### (イ) 資料等調査により汚染のおそれのある場所を調査する場合

過去に行われた廃棄物の野焼きや不法投棄の跡地、ダイオキシン類及びコプラナーPCBを発生するおそれのある事業場跡地等であること等により汚染の可能性が示唆される場合又は一般環境把握調査でガイドライン値を超過する場合であって非燃焼系発生源が汚染源として推定された場合に行う。

調査対象地域の現況や資料等調査並びに必要に応じて行う聞き取り調査及び現地の状況等から、対象地内において土壌汚染のおそれのある範囲が推定できる場合にあっては、汚染のおそれのある範囲及びその周辺地域において重点的に調査地点を設定する。

汚染の可能性が示唆される対象地ではあるが、当該対象地内の汚染のおそれのある範囲が明らかでない場合には、対象地を等間隔で方眼状に区分し、その各々の区画の中心付近において5地点混合方式により試料を採取し、分析試料とする(図5.4)。なお、試料採取地点は概ね1,000m<sup>2</sup>につき1地点程度、1,000m<sup>2</sup>未満の場合には中心及び4方位の5地点とすることを原則とするが、区分の間隔は対象地域の広さや調査目的に応じて適切に設定する。



図5.4 資料等調査により汚染のおそれのある場所を想定した場合の試料採取地点の設定

(ウ)一般環境把握調査でガイドライン値を超過しており、発生源も推定できない場合

ガイドライン値を超過していることが判明した地点を中心に、25m～50mを目安に適当な間隔で4方位に試料採取地点を設定し、5地点混合法により調査を行う。間隔は周辺の状況により変更してよい。調査の結果、いずれか1地点以上でなお汚染が見られる場合には、ガイドライン値以下となるまで等距離で試料採取地点を設定し、調査する。

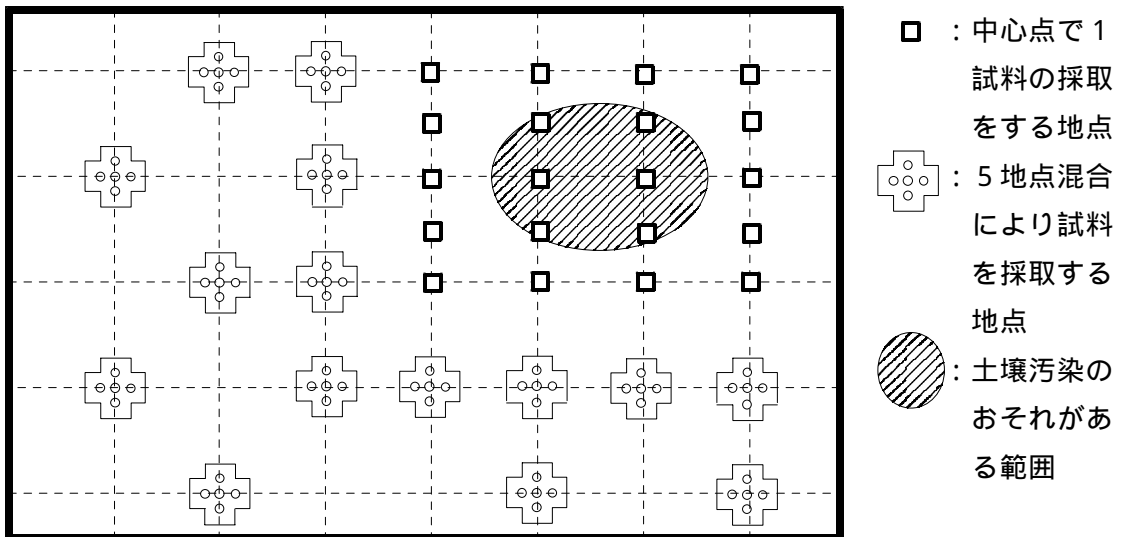
いずれの地点でも汚染が見られない場合には、必要に応じ間隔をせばめて調査を実施する。

(エ)調査結果の評価と平面汚染範囲の確定

(ア)又は(イ)の調査によりガイドライン値を超過する地点が判明した場合及び(ウ)の場合には、要対策地点(ガイドライン値超過地点)と近接する対策不要地点(ガイドライン値以下の地点)とを直線で結び、その中間点より垂線を引き、各垂線の交点で結ばれた多角形を汚染範囲とする(図5.5)。

調査地点の配置の考え方及び汚染範囲の確定の考え方の例を図5.3に示す。

< 調査地点の配置例 >



< 対策範囲の確定 >

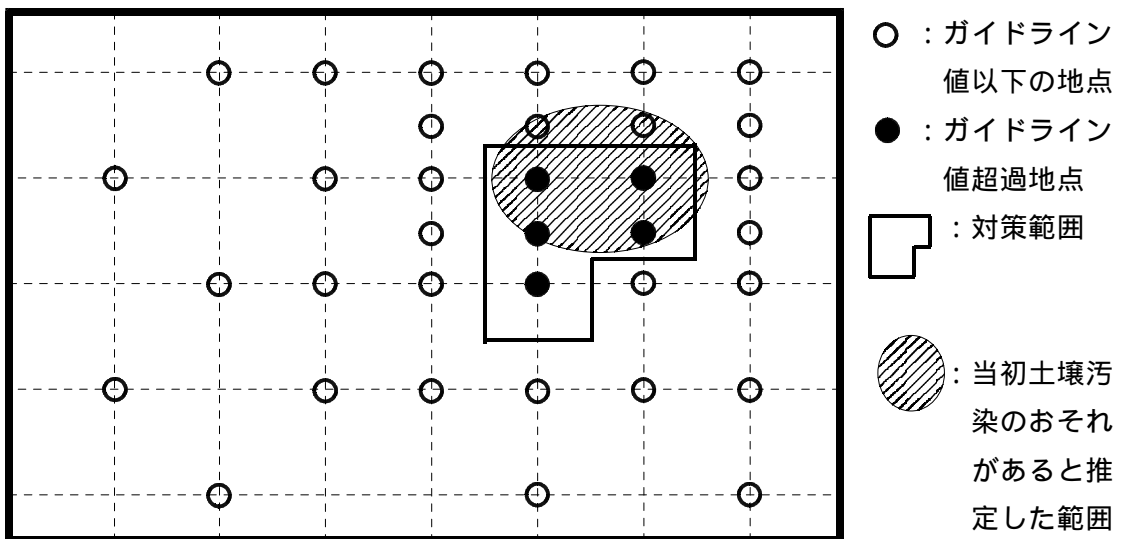


図5.5 汚染範囲確定のための調査の例

## ウ．深度調査

### (ア)調査深度

表層土壌でガイドライン値を超過していることが判明した場合には、汚染の原因の推定、対策手法の選定や対策を実施すべき土壌の深度の確定に資するため、地表で最も高濃度のダイオキシン類及びコプラナーPCBが検出された地点において、土壌の深度別のダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度を調査する。なお、下層に汚染のおそれがあり、当該土壌を掘削するおそれがある場合に等にも必要に応じて実施する。

表層から5cmまでの調査に加え、5～10cm、10～15cm、15～20cmの深度で各々層別の試料の採取を行う。

また、15～20cmの深度でなおガイドライン値を超過している場合には、地中にダイオキシン類及びコプラナーPCBが意図的に排出された可能性について再度資料等調査を実施し、ガイドライン値以下になると予想される深度まで適当な間隔をおいて深度方向の調査を実施する。

なお、より多くの地点で深度調査を行えば、対策範囲をよりの確に設定することができる。

### (イ)調査結果の評価と深度範囲の確定

調査の結果、要対策層（ガイドライン値超過層）と近接する対策不要層（ガイドライン値以下の層）の間を境界として設定する。

## 対策

### ア．対策手法の選定

土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBの曝露経路を遮断する手段としては、汚染土壌を掘削除去する場合と、掘削除去せずに原位置で実施する場合とがある。また、それぞれについて、汚染土壌を浄化（分離・分解）する手法と、汚染土壌を被覆する手法がある。

ダイオキシン類及びコプラナーPCB汚染土壌について対策を実施するに当たっては、以下の点を勘案して最も適切な対策手法を選定する。

汚染の規模・濃度

汚染地域の土地利用形態の現状及び将来の計画

同時に検出された汚染物質の性質

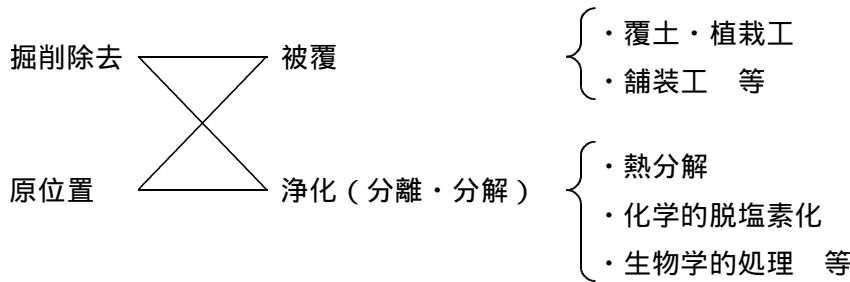
汚染地域の土壌の質、地形及び周辺地域の状況

対策技術の適用可能性

また、対策技術の効果や複合的な汚染が見られる場合の対策手法の選定に当たっては、諸外国における対策事例及び「土壌汚染調査・対策指針」を参考とする。

なお、汚染土壌の被覆を行う場合には、容易にその機能が損なわれないよう施工するとともに、対策の実施後も、被覆の状況についての管理及び記録の承継が必要である。また、対策後の土地利用は、被覆機能を損なうことのないよう留意する必要がある。

対策の分類は、次のようになる。



それぞれの対策の目標は、次のとおりである。

掘削除去を行う対策の場合には、掘削除去後原位置に残された土壌の地表面部分がガイドライン値以下になることを目標とする。また原位置浄化(分解)を実施する場合には、対策範囲の汚染土壌がガイドライン値以下になることを目標とする。原位置で被覆を行う場合には、汚染土壌が安易に露出しないよう適切に被覆されることを目標とする。

浄化(分解)を行う際の対策目標値は、当面はバックグラウンドレベルを勘案しつつ、採用された対策手法の実施により技術的に低減可能なレベルとする。

## イ．応急対策

土壌汚染の対策を実施する場合に、どの程度の期間で達成すべきか(緊急性)については、汚染の程度や態様、土地利用形態、周辺地域の状況、土地改変の機会までの期間等から判断する必要がある。早期に対策を行うことができる場合を除き、汚染の周辺環境への影響を防止するために応急対策を行う。

### (ア)人による摂取防止対策

土壌の直接摂取を防止するため、人の立入りを制限する措置を講ずる。

### (イ)汚染拡散防止策

ダイオキシン類及びコプラナーPCBは水溶性が極めて低く、また移動性がほとんどないことから、主に汚染土壌の飛散等による拡散を防止することが重要であり、現地の状況を勘案しつつ、シート等による汚染土壌の被覆、防風ネットの設置等の適切な対策を実施する。

### (ウ)モニタリング

応急対策の効果及び対策実施期間中の環境影響を確認するため、周辺環境のモニタリングを行う。

## ウ．運搬・保管

土壌を掘削し、汚染地域の外に汚染土壌等を運搬する場合には、飛散、こぼれ、漏洩等がないよう、適切な運搬容器及び運搬車輛を使用するとともに、一時保管に当たっては、処理が行われるまでの間に周辺環境等に影響を及ぼさないよう、遮水シートで被覆する等の必要な措置を講じ、二次汚染を引き起こさないよう十分な配慮を払う。

#### エ．周辺環境保全対策及びモニタリング

対策の実施に当たっては、汚染土壌の拡散等による二次的な汚染を引き起こさないよう、環境保全上適切な措置を講ずるとともに、周辺大気等の移動性の環境媒体のモニタリングを実施する。特に対策として被覆を行った場合には、汚染が周辺環境に飛散、拡散しないよう適切な措置を講ずる。万が一、二次的な汚染を生じる可能性が示唆された場合には、これを防止するため遮水工等の必要な措置を講ずる。

また、重金属等との複合汚染がある場合には、共存物質にも配慮し、遮水工等の適切な周辺環境影響防止対策を講ずる。

#### オ．効果の確認

対策の目標を達成していることを確認する。目標が達成されていない場合は、追加的な措置を講ずる。

#### カ．対策後の土地利用

掘削除去又は原位置浄化を行った場所については、対策の実施後対策目標を達成していれば、当該土地の利用を行うことができる。

被覆を行った場所については、適切な維持管理の下で被覆の機能を損なうことのないよう、利用に当たっては留意する必要がある。

#### キ．被覆対策の場合の管理

対策として被覆を行った場合には、対策完了後も必要に応じて効果の確認を行い、被覆された汚染土壌が一般環境から引き続き区別されるよう、被覆機能等を適切に管理する。

#### ク．記録の作成・保管

土壌汚染調査、対策及び対策効果の確認に係る一連の記録を作成し、地方公共団体及び対策を行った土地管理者がこれを管理する。

なお、原位置で隔離を行った場合は、将来当該場所の掘削等により汚染土壌の露出、拡散等の二次汚染が発生することを防止するため、土地管理者が変わる場合には、記録を後継者に継承する。

#### (参考文献)

- 1) 環境庁：ダイオキシン排出抑制対策検討会第二次報告，1999年6月
- 2) 環境庁：土壌・地下水汚染に係る調査・対策指針運用基準，1999年1月
- 3) www homepage (URL：http://www.epa.gov/oerrpage/superfnd/web/sites/)
- 4) Gough M. (1991) Human Exposures from Dioxin in Soil - A Meeting Report. Journal of Toxicology and Environmental Health 32: 205- 245
- 5) 環境庁：ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル，1998年1月

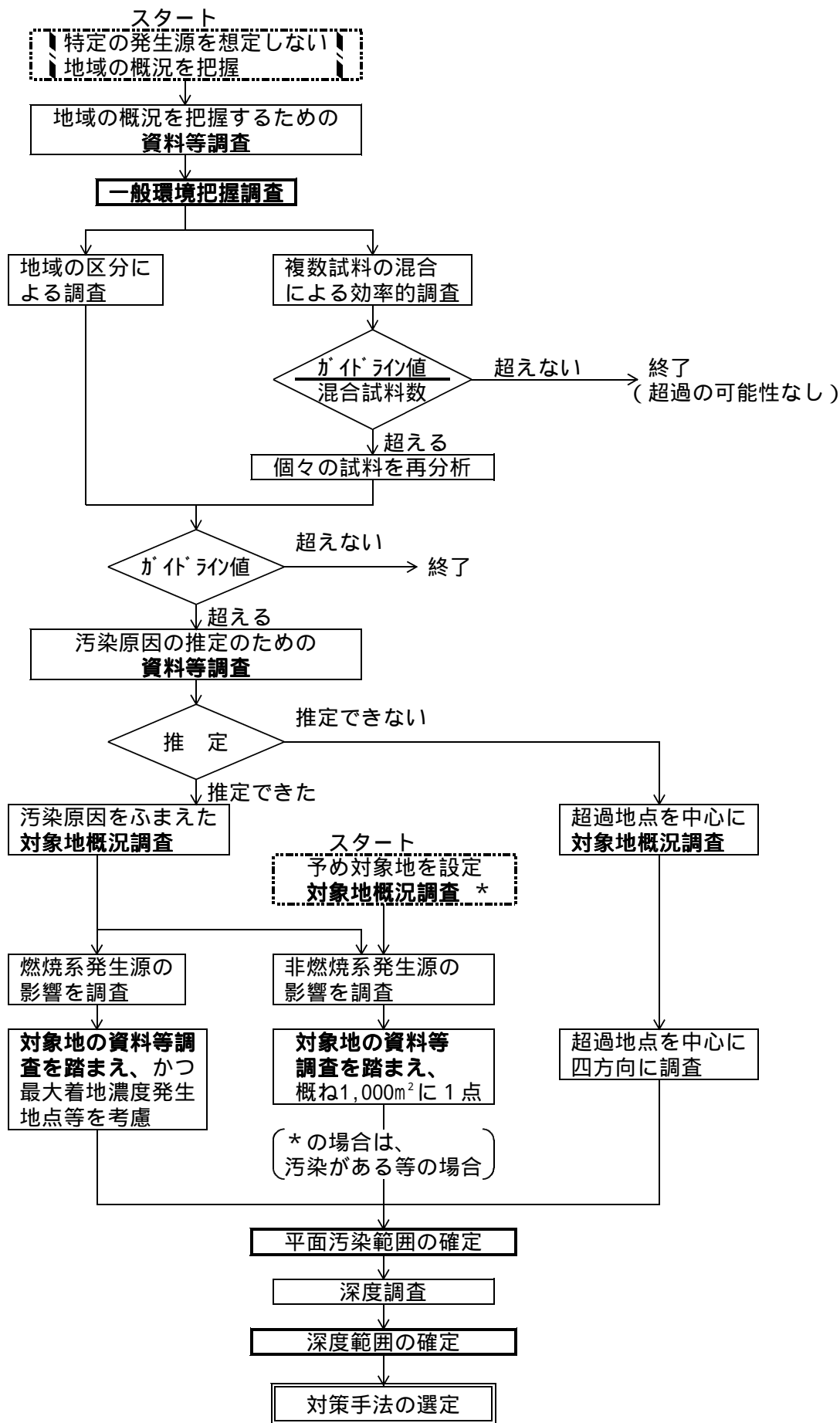


図5.6 土壌調査手法のフロー図

## 第6章 暫定ガイドライン

### (1) 基本的考え方

ダイオキシン類及びコプラナーPCBによる土壤汚染対策は、土壤からの直接摂取による曝露リスクを低減する対策、農用地土壤から農畜産物へ移行し、それらがヒトに摂取されることによる曝露リスクを低減する対策及び公共用水域を経由する経路を含む、国土全体の土壤からの曝露リスクを低減するための対策に場合分けして検討する必要がある。このような観点から、曝露評価に関する科学的知見を収集し、我が国における種々の調査データを蓄積して、検討を進める必要がある。

しかしながら、現実に対策を必要とする汚染地域が存在し、対策を検討する拠り所となる何らかのガイドラインが早急に必要となっている。このことを踏まえ、今後の更なる研究の進展を待つ部分があるものの、現時点で知りうる科学的な知見を基に、居住地等における地域的な汚染について、地域の住民の曝露リスクを低減することを目的として、対策をとるべき暫定ガイドラインを緊急的に取りまとめた。

この暫定ガイドラインは、今後の科学的知見の充実に応じて、適宜再評価していく必要がある。

対策の実施者は、自らの責任と自主的判断の下に対策を実施するべきであるが、その際の参考に供せられることを期待するものである。

### (2) 暫定的なガイドライン値

居住地等において、対策をとるべきダイオキシン類及びコプラナーPCBの土壤中濃度(暫定ガイドライン値)を、次のとおりとする。

居住地等一般の人の日常生活に関わりのある場所・・・・・・・・・・ 1,000pg-TEQ/g

(注)この暫定ガイドライン値が適用される場所は、例えば、住宅地の他、住宅地周辺の通路、休憩・休養・運動の場所など、一般の人が自由に立ち入ることが想定される場所が含まれ得る。実際にこのガイドライン値を個々の場所にあてはめ、対策の必要性を検討する際には、現地の実状を踏まえ判断すべきである。

### (3) 土壤汚染対策

土壤調査によりダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度が暫定ガイドライン値を超えた場合には対策を実施する。対策は、汚染の規模や濃度、周辺地域の状況や対策技術の適用可能性等を勘案の上、掘削除去した土壤又は原位置の土壤に対して、被覆(覆土・植栽・舗装等)又は浄化(分離・分解)から適切な手法を選択して実施する。

被覆対策を行う場合には、容易にその機能が損なわれないよう施工するとともに、対策の実施後も被覆の状況についての管理及び記録の承継が必要である。

なお、このような対策を早期に行わない場合には、応急対策(立入制限、シート等による被覆、周辺環境モニタリング等)を実施する。

また、対策の実施、汚染土壤の掘削、運搬、保管等の作業に当たっては、周辺環境に影響を及ぼさないよう十分に配慮する。

## 第7章 今後の検討課題

本検討会はこの第一次報告において、諸外国のガイドラインの設定状況、最新の曝露評価に関する科学的な知見、我が国の土壌の特性等の情報収集を行い、その調査結果を踏まえ、評価手法の基本的な考え方を整理し、対策をとるべきガイドライン値と対策手法について暫定的なガイドラインを取りまとめた。

この暫定ガイドラインは、今後の更なる調査研究の進展を待つ部分が多い中での提案であること、特に土壌汚染については土地利用の形態に応じたリスクの発現の態様を的確に捉える必要があること、農用地については農畜産物中のダイオキシン類及びコプラナーPCBの実態及びその土壌との関係が不明確であること、過去に環境中に排出されたダイオキシン類及びコプラナーPCBが土壌中に蓄積しこれが河川等へ移行する可能性があること等から、汚染実態調査、土壌中の挙動に関する調査等科学的知見の充実を踏まえ、更に詳細な検討を加えていく必要がある。

具体的には、平成11年度以降、次の課題について更に検討を行う必要がある。

(1) この暫定ガイドライン値の算出に当たり、我が国における実測データが少ないため、諸外国のデータを用いたものが多い。これらは、今後我が国での研究が進み、我が国固有の設定値が実証された場合、見直されるべきものである。例えば、一日当たり土壌の摂取量は、気象条件、土壌の性質、生活習慣等の違い等によって異なる可能性がある。このほか、今後の科学的知見の充実に応じて、暫定ガイドラインは適宜再評価していく必要がある。このため、我が国の土壌の性質に応じたダイオキシン類及びコプラナーPCBの挙動や土地利用形態に応じた曝露リスクに関する実態調査、適切な調査モニタリング手法、対策技術に関する効果実証試験等科学的知見の充実を踏まえ、引き続き、土地利用の形態等に応じた曝露リスクの評価、対策基準、対策目標、さらに環境基準等の基準のあり方、対策手法等に係る検討を深める。特に、子供の遊び場の取り扱いにつき、今後より科学的な検討を加えていくためにも、我が国の子供の遊び場における土壌の摂取の実態等について、さらなる調査研究を深める。

(2) 農用地土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBの農作物を通じた曝露リスクの評価のためには、農用地土壌から農畜産物に移行する実態があるのか、当該農畜産物中のダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度が適切なレベルを超えていないか、について知見を収集する必要がある。このため、農用地を経由した曝露リスクについて、農用地土壌と農作物に関する実態調査結果等を踏まえ、ガイドライン値の設定の必要性を含めて検討する。

(3) 過去に環境中に排出され土壌中に蓄積されたダイオキシン類及びコプラナーPCBが、河川等の公共用水域に移行することによる曝露リスクの評価については、基本的には、農用地と同様に、土壌中のダイオキシン類及びコプラナーPCBがどの程度公共用水域に移行するのか、公共用水域でのダイオキシン類及びコプラナーPCB濃度が適切なレベルを超えていないか、について知見を収集する必要がある。このことから、公共用水域を経由する経路について、種々の環境媒体のモニタリング調査の結果等を踏まえ、国土全体の土壌からの曝露リスクを低減する観点から、総合的な検討を進める。