

土壤中のダイオキシン類に関する検討会

(第一次報告)

中間取りまとめ

平成 1 0 年 1 1 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催奇形性など多岐にわたり、最近では、外因性内分泌攪乱作用が懸念されている。

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ついての情報の収集、発生源の対策が講じられてきた。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、規制的措置が講じられたところであり、今後、大気中の濃度が低減することが期待されている。

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の科学的知見が、現状では必ずしも十分でない状況にある。

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ことが推定されているが、土壌中ダイオキシン類についての我が国における調査研究事例が少なく、汚染の実態、土壌環境中の挙動、人の健康に及ぼす影響について、十分に解明されていない現状にある。

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に関して、大きな社会的関心を集めている。

このような情勢の中、環境庁では、まず平成10年1月に「ダイオキシン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年度から全国の土壌中のダイオキシン類の実態調査を実施するほか、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、このような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、これまで4回にわたって検討を重ねてきた。

第1回（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）

- ・土壤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
- ・土壤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

この中間取りまとめは、現実に対策を必要とするダイオキシン類による土壤汚染地域が存在し、対策を検討する拠り所となる何らかの指針が早急に必要となっていることを踏まえ、現時点での科学的な知見を基に、居住地等における土壤中のダイオキシン類に関する「暫定ガイドライン」を提案すべく、中間的に取りまとめたものである。

この中間取りまとめに対して、各方面から具体的な意見をお寄せいただき、今後、さらに詳細な検討を加え、平成11年3月を目途に初年度の検討結果を取りまとめていくこととしている。

土壤中のダイオキシン類に関する検討会 委員名簿

	池田 正之	（財）京都工場保健会常務理事
	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	金沢工業大学環境・土木・建築系助教授
（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	東京農業大学農学部名誉教授
	脇本 忠明	愛媛大学農学部教授

（注）本中間取りまとめでは、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。ダイオキシン類には210種類の異性体があるが、最も毒性の強い2,3,7,8-TCDDを基に毒性等価係数(TEF)を用いて換算された等量(TEQ)で表示を行うことが国際合意となっている。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)などがあるが、本中間取りまとめでは、特に断りがなく、TEFは国際毒性等価係数(WHO/ICPS, 1988)を用いる。

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

目 次

第1章	ダイオキシン類による土壤汚染の状況とその発生源	1
(1)	我が国におけるダイオキシン類による土壤汚染の状況	
(2)	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	3
(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	
第3章	土壤中ダイオキシン類の影響評価の基本的な考え方	8
(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、ダイオキシン類の曝露リスク についての評価	
第4章	居住地等における土壤中のダイオキシン類に関する暫定的なガイドライン値	13
(1)	土壤中のダイオキシン類の挙動	
(2)	曝露アセスメントのシナリオ	
(3)	曝露リスクの算定	
(4)	曝露アセスメントのシナリオの評価	
(5)	土壤中のダイオキシン類について対策をとるべき暫定的なガイドライン値	
第5章	対策の考え方	29
(1)	諸外国における対策	
(2)	我が国における対策の考え方	
第6章	居住地等における土壤中のダイオキシン類に関する暫定ガイドライン	34
(1)	基本的考え方	
(2)	暫定的なガイドライン値	
(3)	ダイオキシン類土壤汚染対策	
第7章	今後の検討課題	35

(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	37
2.	諸外国ダイオキシン類土壤汚染対策事例	45
3.	ダイオキシン類による土壤汚染対策事例等海外調査の概要	50
4.	居住地等における土壤中のダイオキシン類の暫定的なガイドライン値の算出過程	57

第1章 ダイオキシン類による土壤汚染の状況とその発生源

(1) 我が国におけるダイオキシン類による土壤汚染の状況

我が国では、ダイオキシン類に関する土壤調査については、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、土壤汚染は局所的に存在することが多いこと、土壤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、土壤試料の採取方法、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、単純な測定値の比較検討が困難であった。このため、環境庁において、土壤調査方法の標準化を図ることを目的に、平成10年1月に「ダイオキシン類に係る土壤調査暫定マニュアル」が策定された。以来、このマニュアルに基づき、各地の自治体等において土壤調査が行われる事例が増加してきている。

我が国におけるダイオキシン類の土壤中濃度は、土壤調査暫定マニュアルの策定以前のものも含め、平成10年10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、廃棄物焼却施設など発生源周辺で0.001～550pg-TEQ/g、一般環境の概況として0.12～370pg-TEQ/gというレベルにある（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、一般環境で0.01～173pg-BGATEQ/g、イギリスでは発生源周辺で12～250pg-TEQ/g、一般環境で0.5pg(2,3,7,8-四塩化ジベンゾ-p-ジオキシン(TCDD))～230pg-TEQ/g、米国では発生源周辺で1.7～53pg-TEQ/g、一般環境で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、一般環境で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。

(注：BGATEQ；ドイツ連邦保健庁の毒性係数で換算した毒性等量)

また、高濃度の汚染事例としては、我が国の発生源周辺では、一般廃棄物焼却施設内土壤で最高5,200万pg-TEQ/g、一般廃棄物焼却施設周辺土壤で最高8,500pg-TEQ/g、また、一般環境の概況調査を行っている事例では、市街地等で最高270pg-TEQ/g、農用地で最高370pg-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対策事例をみると、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壤汚染事例として代表的な1976年のイタリアのセベソ地区(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)にもみられるように、海外では、焼却施設のほか、化学工場や廃棄物投棄に関して高濃度の汚染事例がみられる（参考資料2）。

環境庁においては、全国的な土壌調査を平成10年度から開始し、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り、今後、さらにデータが蓄積され、全国的な土壌中の蓄積の実態が明らかになってくることが期待される。

(2) 土壌中に蓄積されたダイオキシン類の発生源

ダイオキシン類の主要な発生源は、燃焼発生源と非燃焼発生源に大別される。

我が国におけるダイオキシン類の年間排出量は、約5,100～5,300gTEQと推定され、このうち、燃焼工程からの排出が太宗を占める。¹⁾また、主要な発生源の排出割合は、一般廃棄物焼却施設が約80%、産業廃棄物焼却施設が約10%、金属精錬施設が約5%とされている。この発生源に関する情報については、現在、国において、産業系発生源、小型廃棄物焼却炉等を含めて調査が進められ、さらに詳細な発生源インベントリーの整備が進められているところである。

これら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、主に粒子状物質に吸着して一部河川や海域に移行し、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が、これらの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状況である。

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ので、今後その大気環境中の濃度は低減することが期待されている。

この排出規制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、土壌中のダイオキシン類は光化学的分解、微生物分解等によって、緩やかに減少していくことが推定される。

一方で、土壌中には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、河川や海域へ移行することによって、ダイオキシン類の環境中への放出の二次的な発生源となる可能性があると考えられる。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も指摘されている。^{2)、3)}今後、土壌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が望まれる。

(参考文献)

- 1)環境庁；「ダイオキシン排出抑制対策検討会報告」，1997
- 2)脇本忠明；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，p15，1998年
- 3)Shigeki Masunaga；Source and Behavior of Dioxins in Japan, Proceedings of the 1st International Workshop on Risk Evaluation and Management of Chemicals (in Yokohama)，p16,1998

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年イタリアのセベ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）の汚染サイトにおいて、地方政府等の緊急避難的な対応として土壌浄化目標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（1987年、1997年）、ドイツ（1991年、1993年）、カナダ（1991年）、スウェーデン（1996年）及びニュージーランド（1997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政策ガイドライン（1997）が作成されている。このように、特にこの1～2年の間にガイドラインを設定した国が多い。また、少なくともフランス、イギリス及びイタリアでは、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。

以下、諸外国の国レベルのガイドラインの内容について整理すると、次のとおりである。

（1）ドイツ

連邦と州の共同の作業グループにより、1991年に、土壌中のダイオキシン類の人の健康影響に係る参考値が提案されている¹⁾。

農用地については、

5～40pg-TEQ/gでは、発生源対策を講じるとともに、牧草、飼料作物、食品作物への土壌粒子の付着の防止

40pg-TEQ/gを超える場合は、発生源対策を講じるとともに、地表面近くの果物、野菜、飼料作物の栽培、家畜の飼育を避ける。ただし、調査の結果ダイオキシン類の移行が小さければ、農業的な利用制限はない。

この値は厳密な科学的裏付けが得られておらず、州によって対応が様々である。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ら、農畜産物中の濃度の調査をスタートすることとしている州もある（参考資料3）。なお、環境庁（U B A）は、1993年に農用地土壌について最新の研究結果に基づき再検討を行った²⁾が、特に変更の必要はないとしている。

市街地等については、

100pg-TEQ/gでは、子供の遊び場について対策をとる

1,000pg-TEQ/gでは、新住宅地について対策をとる

10,000pg-TEQ/g以上では、あらゆる場所について対策をとる

こととされている。対策としては、土壌の入れ替え、植栽等の方法が勧告されている。これらの値は多くの州で採用されているが、投棄された廃棄物対策以外には、焼却施設に起因する汚染について、実際に土壌の入れ替え等の対策を行った事例は少ない。環境庁は、1993年に土壌の摂取量や消化器での吸収率に関する最新の研究結果に基づき再検討を行った²⁾が、特に変更の必要はないとしている。

なお、ドイツでは、1998年2月に土壌保護法が公布され、1999年3月に施行される予定である。ドイツ環境・自然保護・原子力安全省（BMU）によれば、市街地等の参考値に類似した基準値の案が検討されている³⁾。

（2）オランダ

オランダでは、土壌中のダイオキシン類について、1987年にはじめて土地利用形態別のガイドラインが国立衛生研究所により提案された⁴⁾。

その後、1997年に、オランダ住宅・自然計画・環境省は、新土壌保護法（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（オランダの新土壌保護法では「介入基準」と呼ばれる）として1,000pg-TEQ/gが公表された⁵⁾。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、その環境毒理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、ただちに対策をとるのではなく、汚染場所（以下「サイト」という。）におけるリスクアセスメントを開始することを示している⁵⁾。この値は、他の介入基準値と同様、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、汚染サイトにおける畜産物の生産は考慮されていない⁶⁾。

オランダ国内で1987年の旧ガイドライン値を超えるサイトは、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いる。実際に焼却場周辺の居住地で対策を行った事例はない。（参考資料3）

なお、1987年の旧ガイドラインでは、農用地については、牛乳中のダイオキシン類に配慮し、酪農牧草地について10pg-TEQ/gとしていた。しかし、オランダ政府は1989年に別途牛乳中の基準（6pg-TEQ/gfat）を定めており⁷⁾、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、牧草地が土壌のガイドライン値を超えても、何も対策を講じなかった事例がある（参考資料3）。

（3）スウェーデン

環境保護庁により、汚染サイトのリスクアセスメントのための手法のひとつとして、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壌に係る一般ガイドライン値」が1996年に設定された⁸⁾。その中で、ダイオキシン類（コプラナーPCBを含み、またnTEQによる。なお、nTEQは北欧(Nordic)毒性係数で換算した毒性等量をいう。）については、

住居（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10pg-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⁹⁾。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、1998年4月に、環境保護庁（以下「EPA」という。）から、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¹⁰⁾（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もと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、大規模なダイオキシン類に関する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、非発ガンリスクをもとに何らかの行動（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¹¹⁾¹²⁾（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によっている。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

環境省は、1997年に、「PCP（ペンタクロロフェノール）及びダイオキシン類の健康及び環境ガイドライン」の中で、土地利用形態別の土壤のダイオキシン類に関する暫定的な指針値を次のように提案した¹³⁾。

農用地 10pg-TEQ/g

住宅地 1,500pg-TEQ/g

工業用地（未舗装）18,000pg-TEQ/g

工業用地（舗装、管理計画あり）90,000pg-TEQ/g

工業用地（維持管理をする）21,000pg-TEQ/g

ニュージーランドにおいては、1999年5月に汚染土壌の対策に関するガイドラインが示されることになっている¹⁴⁾。

（6）カナダ

環境閣僚会議（CCME）が、1991年に、ダイオキシン類について土壌及び水質に係る暫定ガイドラインの中で、土壌に係る暫定ガイドライン値を次のように設定した¹⁵⁾。

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。

これらの値はカナダの地方政府が設定していた既存のガイドライン値を流用して設定されたものであり、科学的に完全な根拠に基づくとはいえ難いとして、現在、精査の作業が進められている。

（参考文献）

- 1) BMU（ドイツ環境・自然保護・原子力安全省）; Bericht der Bund/Länder- Arbeitsgruppe Dioxin, 1993
- 2) UBA(ドイツ環境庁); Dioxinbelastung der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland - Messprogramme, Messwertem Messmethoden-, Abschlussbericht der UAGI, 1992
- 3) Bieber A.; Current Aspects to Face the Issues of Contaminated Land and Groundwater in Germany, 第1回国際土壌・地下水環境ワークショップ講演集, (社)土壌環境センター, 1997
- 4) Liem A.K.D. and Theelen R.M.C.; Dioxins: Chemical Analysis, Exposure and Risk Assessment, p.74, 1997
- 5) VROM(オランダ住宅・自然計画・環境省); Interventiewaarden bodemsanering tweede en derde tranche, Circulaire, 4. September. 1997
- 6) National Institute of Public Health and Environmental Protection The Netherlands; Human Exposure to Soil Contamination: a Qualitative and Quantitative Analysis Towards Proposals for Human Toxicological C- standard Values, Report No.725201006, 1994
- 7) Liem A.K.D. and Theelen R.M.C.; Dioxins: Chemical Analysis, Exposure and Risk Assessment, p.75, 1997
- 8) Swedish Environmental Protection Agency; Development of Generic Guideline Values, 1996
- 9) Kimbrough R.D., Falk H., Stehr P. and Fries G; Health Implications of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) Contamination of Residential Soil, Journal of Toxicology and Environmental Health, Vol.14, pp.47- 93, 1984
- 10) OSWER Directive 9200.4- 26 (EPA); Approach for Addressing Dioxin Soil at CERCLA and RCRA Sites, Memorandum signed April 13, 1998
- 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.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I: ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13, No.6, pp.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.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13, No.6, pp.769- 804
- 13) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health (NZ); Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals, 1997
- 14) Ministry for the Environment (NZ); Reporting on Persistent Organochlorines in New Zealand, p.5, 1998
- 15) Canadian Council of Ministers of the Environment; Interim Canadian Environmental Quality Criteria for Contaminated Sites, Report CCME EPC- cs34, 1991

第3章 土壤中ダイオキシン類の影響評価の基本的な考え方

ヒトがダイオキシン類を摂取する主な経路は、食品を通じた摂取がほとんどで¹⁾、そのほかに大気からの吸入、飲料水からの摂取、土壌からの直接摂取等が可能性としてあげられる。

しかしながら、我が国においても、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公表されており、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、かつ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。

食品からの摂取と土壌汚染との関わりについても考慮する必要がある。食品と土壌との関わりは、ある土壌の上で生産される場合（農畜産物）と、土壌の粒子が水域に移行し更に食物連鎖を経て水産物に取り込まれる場合がある。前者は農用地という土地利用に限定されるものであるが、後者は土地利用の如何を問わず、土壌は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の削減対策について、その目的を、「土壌中のダイオキシン類の直接摂取による曝露リスクを低減する対策」と、「農用地の土壌中のダイオキシン類が農畜産物に移行し、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ための、土壌に対する対策」、更には「公共用水域を経て水産物に移行する等、国土全体の土壌からのダイオキシン類の影響を低減する対策」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ダイオキシン類による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、汚染土壌への対策により、地域住民のダイオキシン類の摂取量がバックグラウンドのそれ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。

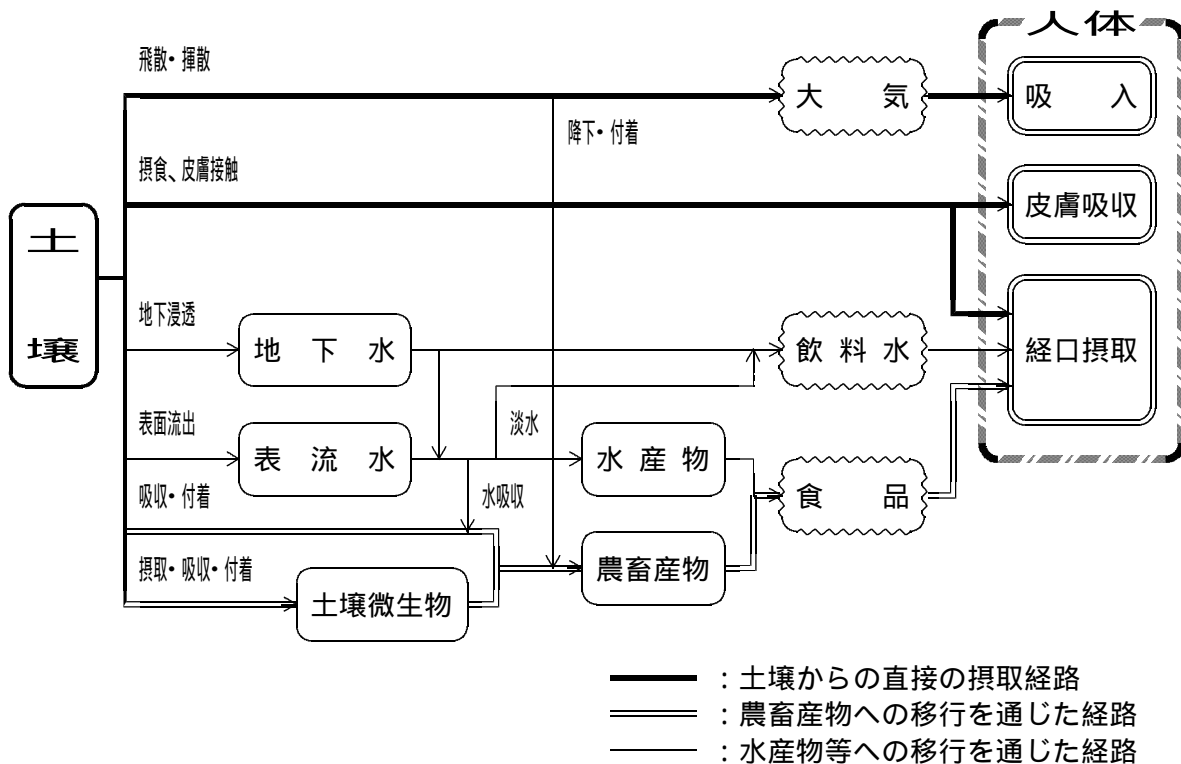


図3.1 土壌を起点とするダイオキシン類の移行及び人体への曝露経路

(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る。

まず「土壌中のダイオキシン類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おり、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、まずは現在知りうる科学的な知見をもとに、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土壌中のダイオキシン類のガイドラインの検討を行うこととした。

なお、農用地については(2)に述べる観点から検討を行うこととし、直接摂取による曝露リスクの評価の対象は、概ね諸外国で共通の評価対象とされている居住地等一般の人が日常生活を行っている場所（以下「居住地等」という。）とすることとする。

(2) 農用地における汚染についての評価

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や設定について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る²⁾。

一方、オランダ^{3) 4)}及びスウェーデン⁵⁾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を設定しているが、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、植物への曝露は、巻き上げられた土壌粒子の葉部への付着と根部からの吸収が考えられているが、主に前者が寄与していると見られる^{4) 5)}。

更に、米国では、EPA⁶⁾もHHS/ATSDR^{7) 8)}も農用地に適用される評価の考え方を何ら示していない。

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には、植物中のダイオキシン類は主に大気からの移行によるものと考えられ、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おり⁹⁾、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の農作物へのダイオキシン類の移行量を推定することが困難であること、更に畜産物については各国の農業事情が異なっていることなどによると考えられる。

一方、我が国における農用地土壌及び農畜産物の調査例をみると、松山平野における農耕地土壌(水田)について、4.5~226pg-TEQ/gという事例が報告されている¹⁰⁾。

また、農畜産物の測定結果として、厚生省による食品中のダイオキシン類の一日摂取量調査の結果をみると、平均で0.96pg-TEQ/kg/day(コブラナーPCBを含めると2.41pg-TEQ/kg/day、うち魚介類から1.5pg-TEQ/kg/day)と推定されている¹¹⁾。

我が国においては、現在までに、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ダイオキシン類濃度を同時に測定したデータはほとんど見あたらないことから、現在、国においては農用地土壌中及び農作物中のダイオキシン類の調査を全国的に実施中である。

なお、農用地土壌汚染防止法においては、農作物の生育障害の防止の観点から銅及び砒素に係る農用地の基準が設定され、対策がとられているが、現在のところ土壌中ダイオキシン類により農作物が生育障害を受けたとの研究報告はみられない。

(3) 公共用水域等を経由する経路を含む、ダイオキシン類の曝露リスクについての評価

「公共用水域を経て水産物に移行する等、国土全体の土壌からのダイオキシン類の影響を低減する対策」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も、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²⁾、米国⁸⁾⁹⁾¹⁰⁾及びニュージーランド¹²⁾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經由した曝露を低減する観点からの評価はなされていない。

また、オランダでは、曝露経路として飲料水を考慮しているが、ダイオキシン類に係るガイドライン値の提案の理論的計算過程では、その寄与は(1)に示した土壌の直接摂取に比べてはるかに小さい⁴⁾。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、一般的な土壌のガイドラインの算定のための曝露経路としては飲料水の摂取と周辺水域の魚類の摂取を考慮することとしているが、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⁵⁾。

一方、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¹¹⁾。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、公共用水域を經由して河川、海域へ移行する可能性も指摘されている¹³⁾。

このため、今後、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、環境庁において平成10年度から種々の環境媒体のダイオキシン類総合モニタリング調査を実施中である。

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.;"DRAFT Exposure of Populations to Dioxins and Related Compounds", Assessment of the Health Risk of Dioxins: Re- evaluation of the Tolerable Dairy Intake, WHO Consultation May 25- 29, 1998, Geneva, Switzerland, version 11 August,1998, p.19
- 2) UBA(ドイツ環境庁); Dioxinbelastung der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland - Messprogramme, Messwertem Messmethoden- , Abschlussbericht der UAGI
- 3) VROM(オランダ住宅・自然計画・環境省); Interventiewaarden bodemsanering tweede en derde tranche, Circulaire, 4. September. 1997
- 4) National Institute of Public Health and Environmental Protection The Netherlands; Human Exposure to Soil Contamination: a Qualitative and Quantitative Analysis Towards Proposals for Human Toxicological C- standard Values, Report No.725201006, 1994
- 5) Swedish Environmental Protection Agency; Development of Generic Guideline Values, 1996
- 6) OSWER Directive 9200.4- 26 (EPA); Approach for Addressing Dioxin Soil at CERCLA and RCRA Sites, Memorandum Signed April 13, 1998
- 7) 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.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I:ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13, No.6, pp.759- 768
- 8) 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.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13,

No.6, pp.769- 804

- 9) Freis G.F. and Paustenbach; 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, Vol.29 pp.1- 43, 1990
- 10) 脇本忠明; 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.15- 19, 1998
- 11) 厚生省生活衛生局; 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 1 月 28 日発表資料
- 12) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health (NZ); Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals, 1997
- 13) 脇本忠明; 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, pp.22- 23, 1998

第4章 居住地等における土壤中のダイオキシン類に関する暫定的なガイドライン値

居住地等において土壤がダイオキシン類により高濃度に汚染された場合の、汚染土壤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、次いで土壤に由来して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、土壤の濃度に係るガイドライン値を求める。

(1) 土壤中のダイオキシン類の挙動

曝露アセスメントのシナリオを検討する前提として、土壤中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。土壤中のダイオキシン類の挙動については、次のとおりである。

移動

一般に、物質に対する土壤の吸着力が強ければ、その物質の土壤中での移動速度は小さくなる。土壤中の有機物の量が多ければ、親油性物質に対する土壤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(K_{ow})の値が高い¹⁾親油性物質であり、土壤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、土壤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壤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 $1/10^{2)}$ 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、土壤を1985年に調査した例でほとんどが表層15cmにあり³⁾、また1984年に採取した土壤カラム(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⁴⁾。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年後に土壤中の分布を測定したところ12年間で約10cmの移動がみられた⁵⁾。

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壤表面に負荷された場合には、一般に土壤表面下数cm以内にとどまるとしている⁶⁾。我が国における土壤中のダイオキシン類を深度別に測定した例をみると、大阪府能勢町の土壤の調査では、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⁷⁾。

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壤と結合すると考えている⁸⁾。

以上のように、土壤に降下したダイオキシン類は、土壤粒子に強く結合し、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。

土壤中の分解

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⁹⁾。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もとでは減速すると指摘している⁶⁾。

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¹⁰⁾。

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¹¹⁾。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¹²⁾。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¹³⁾。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⁶⁾。また、脇本は松山平野における実測から、水田ではおよそ25年で半減していると報告している¹⁴⁾。

以上のことから、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、環境中でゆっくりと低減していくものと推定される。

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

一般の人が日常生活を行っている、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。したがって、日常生活を行っていないような場所に一律に以下のシナリオを適用することは適当でない。

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、生活することを中心とする土壌中のダイオキシン類の曝露アセスメントのシナリオの基礎となる曝露期間については、オランダ¹⁵⁾及びスウェーデン¹⁶⁾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¹⁷⁾及びニュージーランド¹⁸⁾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年が考えられる。

経路の選択と経路ごとの推定モデル

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みると、ドイツ¹⁹⁾及び米国^{20) 21)}ではアの摂食のみを考慮しており、ニュージーランド¹⁸⁾ではア～ウ及び一部土壌 食品の経路を、オランダ¹⁵⁾及びスウェーデン¹⁶⁾ではア～エ及び一部土壌 食品の経路を考慮している。なお、オランダ¹⁵⁾及びスウェーデン¹⁶⁾の土壌中ダイオキシン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。

$$(\text{摂食曝露量}) = (\text{土壌濃度}) \times (\text{一日土壌摂食量}) \times (\text{吸収率}) \times \frac{(\text{曝露頻度})}{365}$$

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 (-)
- 曝露頻度 : 日数で表した年間の曝露頻度 (day)

ここで、一日土壌摂食量、吸収率及び曝露頻度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暴露量を求める。

(ア)一日当たりの土壌の経口摂取量(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 土壌の摂食量に係る文献報告

	土壌摂食量(mg/day) : []内 は範囲				備 考	文 献
	Al	Si	Ti	他		
子 供	181 [25-1324]	184 [31-799]	1834 [4-17076]	- -	米国、1~3歳、n=59、短期実験 食物・薬經由補正なし	22
	230 [23-979]	- -	1430 [64-11620]	129a [48-362]a	オランダ、2~4歳、n=18、保育所 食物・薬經由補正なし	23
	56 [26-94]	- -	2293 [28-6570]	- -	オランダ、n=6、入院中、食物・薬經由補正なし LTMb : 平均49 mg/day [28-84]、バックグラウンド	
	154 ± 629	438 ± 3105	170 ± 691	65 ± 717 Yttrium	米国、1~4歳、n=64(Y : n=62) 食物 / 薬經由補正、土壌 + 塵	24
	153 ± 852	154 ± 693	218 ± 1150	85 ± 890 Yttrium	米国、1~4歳、n=64(Y : n=62) 食物 / 薬經由補正、土壌	
	64.5	160	268.4	- -	米国、2~7歳、n=104、 食物 / 薬經由補正、尿ロス補正、土壌 + 塵	25
	38.9 [SEc:14.4]	82.4 [SEc:12.2]	245.5 [SEc:120]	- -	米国、2~7歳、n=104、食物 / 薬經由補正、尿ロス補正 土壌	
		- -		AIRa	オランダ、1~5歳、n=162、Daycare Center 食物・薬經由補正なし、LTMb : gm=111、gsd=1.6	26
		- -		AIRa	オランダ、1~5歳、n=78、キャンプ地 食物・薬經由補正なし、LTMb : gm=174、gsd=1.73	
	122	139	271	165 Yttrium	Calabreseら(1989)の再解析、土壌、Ba,Mn,V,Zrも解析 日平均S.I.=75 mg/day [1-2268]、lognormal Dist.	27
				Calabreseら(1989)とDavisら(1990)の再解析 BTMd : 132(C)、69(D)、113(C&D)	28	
異 食 症 児	74/13600	142/10955	1543/11870	147/13325 Yttrium 1269/10071 Vanadium 86/1695 Zr	米国、3.5歳、n=1	29
大 人	110	30	71	63 Yttrium	健康な成人(ボランティア)、25-41歳、n=6 殺菌土壌入カプセル投与併用	29
	年平均値 : 60.5				報告値をもとに活動パターンから推定	30

a)AIR : Acid Insoluble Residue、b)LTm : Limiting Tracer Method、c)SE : 標準誤差、d)BTM : Best Tracer Method

これらをまとめると、異食症児以外の子供の推定の日当たりの土壌の摂食量は38.9~1,834 mg/day、その算術平均値は約260mg/dayである。また大人の推定の日当たりの土壌の摂食量は30~110mg/day、その多くは100mg/day未満である。なお、これらの値は、いずれも数日間から数週間にわたる行動を平均化した結果であり、また文献30以外は、いずれも土壌中に存在する金属元素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吸入され消化管に移行した土壌の合計推定量である。これらの文献を評価して米国EPAのExposure Factors Handbook³⁾¹⁾では、子供の日当たりの土壌の摂食量の平均値を100mg/kg（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/kg（安全側の評価に

は100mg/dayを用いてもよい)、異食症児(ただし、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定さ、実験対象の子供等の主たる曝露場所の土壌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³¹⁾。さらに、異食症児は1日に5~10gを摂食しうると評価している³¹⁾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²⁰⁾²¹⁾。

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は表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評価している。

なお、環境庁ダイオキシンリスク評価検討会報告書では、一般的な生活環境からの曝露の状況の算出に当たり、土壌の摂食量として大人150mg/day、子供800mg/dayとしている³²⁾。これは、同報告書が作成された時点で収集された知見の中で、局所的な高濃度汚染のない一般的な土壌汚染を対象とした場合に、各媒体からの曝露のうち土壌由来として考慮されるべき暴露量の理論的な上限を設定する趣旨から提示されたものであるが、同報告書において米国EPAのリスク評価書案等を参考にして設定された上記の摂食量は、EPAのExposure Factors Handbook³¹⁾等による諸外国のデフォルト値と比較、考慮すると、子供の800mg/dayという摂食は通常の生活で起こる可能性は低いものと考えられるなど、今回、デフォルト値として採用するには、過大な見積もりであると評価される。

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) ¹⁵⁾
ドイツ	大人 100 mg/day、子供200 mg/day (ガイドラインの算出) ¹⁹⁾ - 子供500 mg/day (1993年の再評価) ³³⁾
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) ¹⁶⁾
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) ¹⁸⁾ 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) ¹⁷⁾ 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) ²⁰⁾²¹⁾

以上のように、諸外国のデフォルト値は、大人、子供のそれぞれについておおむね大人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。したがって、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。

(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につい

ては、オランダ¹⁵⁾、スウェーデン¹⁶⁾及びニュージーランド¹⁸⁾は100%を用いている。ドイツは、1991年のガイドライン設定時には100%を用いていた¹⁹⁾が、1993年の再評価の際には30%を用いている³³⁾。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¹⁷⁾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²⁰⁾²¹⁾。

ダイオキシン類の消化管吸収は投与媒体や食事中の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、土壤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^{34)～39)}、相対的な吸収率の比は0.005～0.68の範囲にある^{40)～42)}。

Kimbroughらは、既存のデータを評価し、経口摂取における土壤中のダイオキシン類の吸収率は30%と評価したが、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²¹⁾。Paustenbachらは、既存の文献を評価して、10～30%と評価した⁴⁾。厚生省のダイオキシンのリスクアセスメントに関する研究班中間報告は、ダイオキシン類の消化管吸収について、食物と混和した場合には50～60%、土壌成分と混ぜ、時間をおいた場合は10%以下となるとまとめている⁴⁵⁾。

また、土壌中ダイオキシン類の消化管吸収率は、土壌の性質や有機物含有量によっても、大きく異なることが指摘されている⁸⁾。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²¹⁾。

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%が考えられる。

(ウ)日数で表した年間の曝露頻度(day)

曝露頻度は、土壌の摂食については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、年間の曝露日数で表される。

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¹⁵⁾、ニュージーランド¹⁸⁾及びEPA通知の基になっているHHS/CDCの試算¹⁷⁾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¹⁶⁾は、オランダ¹⁵⁾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、年間数日は居住地等を離れるものとは推定されるが、ここでは、安全側に立って、365日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。

$$(\text{皮膚曝露量}) = (\text{土壌濃度}) \times (\text{面積当たり接触量}) \times (\text{皮膚面積}) \times (\text{吸収率}) \times \frac{(\text{曝露頻度})}{365}$$

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 ²)
皮膚面積	: 曝露する皮膚面積(cm ²)
吸収率	: 吸収率(-)
曝露頻度	: 日数で表した年間の曝露頻度(day)

ここで面積当たり接触量、皮膚面積、吸収率及び曝露頻度については、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/cm²)

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¹⁵⁾、スウェーデン¹⁶⁾及びニュージーランド¹⁸⁾であり、ドイツ¹⁹⁾及び米国^{17) 20) 21)}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¹⁵⁾、スウェーデン¹⁶⁾及びニュージーランド¹⁸⁾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/cm²を用いることとする。

(イ)曝露する皮膚面積(cm²)

曝露する皮膚面積は、全身ではなく土壌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^{16) 18)}を参考に、大人5,000cm²、子供2,800cm²を用いることとする。

(ウ)吸収率(-)

皮膚摂食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⁴³⁾。また厚生省のダイオキシンのリスクアセスメントに関する研究班中間報告では既存の文献を評価し、皮膚からの吸収は消化管吸収の場合と同様に、土壌成分と混ぜた場合には0.05~2.2%へと有意に低下することに言及して土壌に吸着させたTCDDの経皮吸収は約1%程度ととりまとめている⁴⁵⁾。

以上から、ここでは、1%を用いることとする。

(エ) 日数で表した年間の曝露頻度(day)

曝露頻度は、屋外の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場合について、年間の日数で表す。

ここでは、晴天又は曇天の日に屋外で土に触れるものとし、また大人は週末(2/7)、子供は毎日(7/7)として、年間365日に対し、晴天率(12都市における1985~1994の快晴、晴、曇の割合)⁴⁶⁾0.6、2/7及び7/7をそれぞれ乗じて63日及び219日を用いることとする。

ウ．大気中に浮遊する微細な土壌粒子の吸入摂取

ダイオキシン類が空気中に浮遊する微細な土壌粒子として吸入されること(肺から経気摂取されるもの)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。

$$(\text{粒子曝露量}) = (\text{土壌濃度}) \times (\text{粒子濃度}) \times (\text{呼吸量}) \times (\text{吸収率}) \times \frac{(\text{曝露頻度})}{365}$$

ここで、

- 粒子曝露量 : 微細な土壌粒子の吸入による一日当たりの平均曝露量(pg-TEQ/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)
- 粒子濃度 : 空気中の土壌粒子の年間平均濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- 呼吸量 : 呼吸量(m^3/day)
- 吸収率 : 吸収率(-)
- 曝露頻度 : 日数で表した年間の曝露頻度(day)

ここで、粒子濃度、呼吸量、吸収率及び曝露頻度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粒子曝露量を求める。なお、算出の結果、この経路からのダイオキシン類の曝露量は、全体の0.4%以下となる(参考資料4)。

(ア) 空気中の土壌粒子の年間平均濃度($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

諸外国において、土壌粒子の吸入を考慮しているのはオランダ¹⁵⁾、スウェーデン¹⁶⁾及びニュージーランド¹⁸⁾であり、ドイツ¹⁹⁾及び米国^{17) 20) 21)}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 μm 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 μm 以上のものは空気中で速やかに沈降し、かつ10 μm 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⁴⁷⁾。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⁴⁸⁾。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¹⁵⁾¹⁶⁾を参考に0.5として、空気中の土壌粒子の年間平均濃度20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ を用いることとする。

(イ)呼吸量(m^3/day)

我が国では、通常大人については15 m^3 を用いており⁴⁹⁾、ここでも大人について15 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(m^3)と子供の体重(kg)から子供の呼吸量(m^3)を次の換算式⁵⁰⁾により求めると、

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

となるので、ここでは6 m^3 を用いることとする。なお、体重は国民栄養調査⁵¹⁾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⁵²⁾。また、これらの文献から、厚生省のダイオキシンのリスクアセスメントに関する研究班中間報告では、肺吸収率は25%程度であるが、肺に到達しなかったもの及び肺から排出されたもののうちかなりが胃に移行し、吸収されられると思われる結論づけている⁴⁵⁾。

一方、諸外国のデフォルト値をみると、オランダ¹⁵⁾、スウェーデン¹⁶⁾及びニュージーラン

ド¹⁸⁾とも肺での粒子滞留係数として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)日数で表した年間の曝露頻度(day)

土壌粒子の吸入に係る曝露頻度は、呼吸量に比例するので、年間の総時間に対する曝露時間を日数に換算して表す。

ここでは、直接摂取と同様365日とし、安全側にたつて24時間曝露するものとして、日数に換算して365日を用いることとする。

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。

$$(\text{蒸気曝露量}) = (\text{蒸気濃度}) \times (\text{呼吸量}) \times (\text{吸収率}) \times \frac{(\text{曝露頻度})}{365}$$

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 : 土壌粒子中の含有量(pg-TEQ/g)

蒸気濃度 : 蒸気態の年間平均濃度(pg-TEQ/m³)

呼吸量 : 呼吸量(m³/day)

吸収量 : 吸収率(-)

曝露頻度 : 日数で表した年間の曝露頻度(day)

ここで、蒸気濃度、呼吸量、吸収率及び曝露頻度については、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(m³/day)及び日数で表した年間の曝露頻度は、「ウ．土壌粒子の吸入」と同じ値を用いる。

なお、算出の結果、この経路からのダイオキシン類の曝露量は全体の0.2%以下となる(参考資料4)。

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¹⁵⁾とスウェーデン¹⁶⁾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/m³)

オランダ¹⁵⁾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¹⁶⁾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、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Cs (pg/g-乾燥土、土壌中ダイオキシン類濃度と一致とする) 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、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¹⁵⁾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、

大人：(蒸気濃度) = $6.5 \times 10^{-6} \times$ (土壌濃度)、子供：(蒸気濃度) = $1.3 \times 10^{-5} \times$ (土壌濃度) が得られた⁵³⁾。

(イ) 吸収率(-)

気体状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、100%利用されるものとして従来から取り扱われている⁴⁸⁾。またオランダ¹⁵⁾及びスウェーデン¹⁶⁾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

(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が、ここで考慮すべきダイオキシン類の毒性の特徴は慢性毒性である。また、これまでのWHO等における耐容一日摂取量(TDI)の考え方は、生涯の曝露量の評価を行うものであり、子供の時期などの短期間の一時的な曝露量を評価するものではないことから、大人と子供で異なるデフォルト値を設定しているものについては、子供(0～6歳の6年間)の一日当たりの曝露量(pg/day)、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、生涯の一日平均曝露量(pg-TEQ/kg/day)は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。なお、我が国の平均寿命は男性77.2年、女性83.8年であり⁵⁴⁾、また子供を含めた平均体重(平成8年)は男性57.0kg、女性48.9kgである⁵¹⁾。

(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

ふまえて設定した。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、安全をみてある上限の値（例えば90%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。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食量、土壌の摂食における吸収率が上げられる。

の曝露期間は継続して居住し、生活する期間として30～70年が諸外国で用いられており、いずれも実際にあり得る年数である。ただし、この設定は日数で表した年間の曝露頻度とあわせてみると、30年にしても70年にしても、1日24時間・年間365日、汚染土壌の上で生活や活動をし続ける（その範囲から全く外に出ない）というものであり、通常高濃度の土壌汚染はスポット的であることに鑑みると、実際にはあり得ない曝露量を想定する、極端に安全側な設定である。

また、の一日当たりの土壌摂食量については、大人50mg/day、子供150mg/day又は大人100mg/day、子供200mg/dayが考えられるが、これらはそれぞれおおむね平均的な値又は安全側の値と欧米諸国では評価されている。なお、気象条件、土壌の質、生活習慣等の差によって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な状況にある。

更に、の吸収率については、汚染されてからの期間や土壌の性質によって異なることが指摘されており、10～40%の値を示したところであるが、我が国の平均的なダイオキシン汚染土壌の態様から確定できる状況にはない。

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減少はない（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ということは、結果として過大な曝露量の推定になるものである。

（5）土壌中のダイオキシン類について対策をとるべき暫定的なガイドライン値

第2章に示したように、諸外国ではそれぞれの国の社会的・自然的な状況の下で科学的知見に基づいて、居住地（農用地を除く）に適用されるガイドラインを主に1,000pg-TEQ/gとしていることから、まず土壌中の濃度を1,000pg-TEQ/gとし、この場合の土壌由来のダイオキシン類の曝露量を居住地等に係る曝露アセスメントのシナリオで試算することとする。

ここでは、対策をとるべき暫定的なガイドライン値を設定しようとしていることに鑑み、曝露の可能性を最大に見積もって試算を行うこととし曝露期間を70年とすると、我が国の土壌由来の曝露量は、一日当たりの土壌摂食量と吸収率から0.22～0.97pg-TEQ/kg/dayと推定される（曝露期間を30年とすると0.11～0.46pg-TEQ/kg/day。参考資料4参照。）。

この推定結果を我が国におけるダイオキシン類の曝露の状況と比べると次のようになる。

まず、環境庁のダイオキシンリスク検討会では人の健康を維持するための許容限度としてではなく、より積極的に維持されることが望ましい水準として「健康リスク評価指針値」を5 pg-TEQ/kg/dayとしている^{3,2)}。なお、平成10年5月のWHO専門家会合において新たに耐容一日摂取量(TDI)として1~4pg-TEQ/kg/dayが提案されており、我が国においても、TDI等の見直しのための検討が行われているところであるが、今のところまだ結論は得られていない。そこで、当面、健康リスク評価指針値を用いることとする。次に、土壌以外の曝露として、一般的な生活環境を想定した場合の食物、大気及び水を通じた曝露を考える。ダイオキシンリスク評価検討会報告書によると、一般的な生活環境を想定した場合の食物、大気及び水を通じた平均的な曝露量は、表4.3の合計に示すように、0.3~3.4pg-TEQ/kg/dayと推定されている。

表4.3 我が国における一般的な生活環境からの平均的なダイオキシン類曝露の状況の推定及び土壌を除く曝露の状況の推定

	大都市地域 pg-TEQ/kg/day	中小都市地域 pg-TEQ/kg/day	ハックラント ³⁾ 地域 pg-TEQ/kg/day
a) 食物	0.26 ~ 3.26	0.26 ~ 3.26	0.26 ~ 3.26
b) 大気	0.18	0.15	0.02
c) 水	0.001	0.001	0.001
d) 土壌*	0.084	0.084	0.008
合計 (a+b+c+d)	0.52 ~ 3.53	0.50 ~ 3.50	0.29 ~ 3.29
土壌を除く合計 (a+b+c)	0.44 ~ 3.44	0.41 ~ 3.41	0.28 ~ 3.28

(*ダイオキシンリスク評価検討会報告書では、一般的な土壌の濃度の推定値を用いている。)

そこで、健康リスク評価指針値5pg-TEQ/kg/dayから食物、大気及び水を通じた一般的な生活環境による曝露の推定量を差し引くと、その差は4.7~1.6pg-TEQ/kg/dayとなる。

このうち最小の値である1.6pg-TEQ/kg/dayと、曝露の可能性を最大に見積もった推定量0.97pg-TEQ/kg/dayとを比較しても、小さいものと評価できる。したがって、現時点において、対策をとるべき土壌汚染の暫定的なガイドライン値を1,000pg-TEQ/gとすることを提案する。

なお、この暫定ガイドライン値は居住地等日常生活を行っている場所を対象としている。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、日常生活を行っていないような場所に一律に適用することは適当ではない。

さらに、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^{5,5)}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られる。

(参考文献)

- 1) Webster G.R.B., Friesen K.J., Sarna L.P. and Muir D.C.G.; Environmental Fate Modelling of Chlorodioxins, Determination of Physical Constants. *Chemosphere*, 14, pp.609- 622, 1985
- 2) Domenico A. di, Silano V., Viviano G. and Zapponi G.; Accidental release of 2,3,7,8 - tetrachlorodibenzo- p- dioxin(TCDD) at Seveso, Italy, (IV. Vertical Distribution of TCDD in Soil), *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 4, No.3, pp.339- 345, 1980
- 3) Freeman R. A. and Schroy J. M.; Modeling the Transport of 2,3,7,8- TCDD and Other Low Volatility Chemicals in Soils, *Environ. Prog.*, 5, 1, pp.28- 33, 1986
- 4) Yanders A.F., Orazio C.E., Puri R.K. and Kapila S.; On Translocation of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin, Time Dependent Analysis at the Timesbeach Experimental Site, *Chemosphere*, Vol.19, No.1- 6, pp.429- 432, 1989
- 5) Freeman R. A. and Schroy J. M.; Environmental mobility of dioxins, 3- 7- 8 ASTM spec. *Tech.Publ.*,891, pp.422- 439, 1985
- 6) Liem A.K.D., Berg R.v.d., Bremmer H.J., Hesse J.M. and Slooff(eds) W.; Integrated Criteria Document Dioxins, pp.33- 35, 1993
- 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
- 8) Gough M; Human Exposures from Dioxin in Soil, *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 32, pp.205- 245, 1991
- 9) Zapponi G.A. and Lupi C.; Environmental and Health Impact Assessment of Soil Pollutants, The Seveso Accident as a Typical Example, 1989
- 10) 高田智; 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, 1998
- 11) Domenico A.di , Silano V., Viviano G. and Zapponi G.; Accidental Release of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin(TCDD) at Seveso, Italy, (IV. Vertical Distribution of TCDD in Soil), *Ecotoxicol. Environ. Saf.*,4, pp.327- 338, 1980c
- 12) Kearney P.C., Woolson E.A., and Ellington jr. C.P.; Persistence and Metabolism of Chlorodioxins in Soils, *Environ.Sci.Technol.*,6, pp.1017- 1019, 1972
- 13) Nauman C.H. and Schaum J.L.; Human Exposure Estimation for 2,3,7,8- TCDD, *Chemosphere*, 16, 8/9, pp.1851- 1856, 1987
- 14) 脇本忠明; 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, 1998
- 15) Berg R.v.d., Bockting G.J.M., Crommentuijn G.H. and Janssen P.J.C.M; Proposals for Intervention Values for Soil Clean- up, Second Series of Chemicals, RIVM Report No.715810004, 1994
- 16) Swedish Environmental Protection Agency; Development of Generic Guideline Values, 1996
- 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
- 18) The Ministry for the Environment and the Ministry of Health(NZ); Health and Environment Guidelines for Selected Timber Treatment Chemicals, 1997
- 19) BMU(ドイツ環境・自然保護・原子力安全省); Bericht der Bund/Lander- Arbeitsgruppe Dioxin, 1993

- 20) Rosa C.T.de, Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part I:ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13, No.6, pp.759- 768, 1997
- 21) Rosa C.T.de, Brown D., Dhara R., Garrett W., Hansen H., Holler J., Jones D., Jordan- Izaguirre D., O'Conner R., Pohl H. and Xintaras C.; Dioxin and Dioxin- like Compounds in Soil, Part II: Technical Support Document for ATSDR Interim Policy Guideline, Toxicology and Industrial Health, Vol.13, No.6, pp.769- 804, 1997
- 22) Binder S., Sokal D. and Maughan D.; Estimating Soil Ingestion, The Use of Tracer Elements in Testimating the Amount of Soil Ingested by Young Children, Archives of Environmental Health,41, 6, pp.341- 345, 1986
- 23) Clausing P., Brunekreef B. and Wijnen J.H.van; A method for Estimating Soil Ingestion by Children, Int. Arch. Occup. Environ. Health, 59, 1, pp.73- 82, 1987
- 24) Calabrese E.J., Barnes R., Stanek III E.J., Pastides H., Gilbert C.E., Veneman P., Wang X.,Lasztity A. and Kostecky P.T.; How Much Soil do Young Children Ingest, An Epidemiologic Study,Regulatory Toxicology and Pharmacology, 10, 2, pp.123- 137, 1989
- 25) Davis S., Waller P., Buschbom R., Ballou J. and White P.; Quantitative Estimates of Soil Ingestion in Normal Children between the Ages of and Years: Population- based Estimates Using Aluminum, Silicon, and Titanium as Soil Tracer Elements. Archives of Environmental Health, 45, 2, pp.112- 122, 1990
- 26) Wijnen J.H.van, Clausing P. and Brunekreef B.; Estimated Soil Ingestion by Children, Enviromental Reserch, 51, 2, pp.147- 162, 1990
- 27) Calabrese E.J. and Stanek E.J.; Daily Estimates of Soil Ingestion in Children, Environ.Health Perspect.103, 3, pp.276- 285, 1995a
- 28) Calabrese E.J. and Stanek E.J.; Soil Ingestion Estimates for Use in Site Evaluations Based on the Best Tracer Method, Human and Ecological Risk Assessment, 1, pp.133- 156, 1995b
- 29) Calabrese E.J., Stanek E.J., Gilbert C.E. and Barnes R.M.; Preliminary Adult Soil Ingestion Estimates, Results of a Pilot Study, Regul. Toxicol. Pharmacol., 12, pp.88- 95, 1990
- 30) Hawley J.K.; Assessment of Health Risk from Exposure to Contaminated Soil, Risk Anal., 5, pp.289- 302, 1985
- 31) U.S.EPA; Exposure Factores Handbook (EPA/600/P- 95/002Fa), 1997
- 32) 環境庁; ダイオキシンリスク評価検討会報告書, 1998
- 33) UBA(ドイツ環境庁); Dioxinbelastung der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland - Messprogramme, Messwertem Messmethoden- , Abschlussbericht der UAGI, 1992
- 34) Poiger H. and Schlatter C.; Parmacokinetics of 2,3,7,8- TCDD in Man, Chemosphere, 15, p1489, 1986
- 35) Piper W.N., Rose J.Q. and Gehring P.J., Excretion and Tissue Distribution of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin in Rat, Environ.Health Persp., 5, p241, 1973
- 36) Fries G.F. and Marrow G.S.; Retention and Excretion of 2,3,7,8- tetra chlorodibenzo- p- dioxin by Rats, Food Chem., 23, p265, 1975
- 37) Rose J.Q., Ramsey, J.C., Wentzler T.H., Hummel R.A. and Gehring P.J.; The Fate of 2,3,7,8-

- tetrachlorodibenzo- p- dioxin Following Single and Repeated Oral Doses to Rats, Toxicol.Appl.Pharmacol., 36, p209, 1976
- 38) Olson J.R., Gaseiwicz T.A. and Neal R.A.; Tissue Distribution, Excretion, and Metabolism of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin(TCDD) in the Golden Syrian Hamster, Toxicology and Applied Pharmacology, 56, p78, 1980
 - 39) Nolan R.J., Smith F.A. and Hefter J.G.; Elimination and Tissue Distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo- p- dioxin(TCDD) in Female Guinea Pigs Following a Single Oral Dose, Toxicol.Appl.Pharmacol., 48, pA162, 1979
 - 40) Umbreit T.H., Hesse E.J. and Gallo M.A.; Bioavailability of Dioxin in Soil from a 2,4,5- T Manufacturing Site, Science, 232, p497, 1986
 - 41) Bonaccorsi A., Domenico A.di, Fanelli R., Merli F., Motta R., Vanzati R. and Zapponi G.A.; The Influence of Soil Particle Adsorption on 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin Biological Uptake in the Rabbit, Arch, Toxicol, Suppl., 7, p431, 1984
 - 42) Lucier G.W., Rumbaugh R.C., McCoy Z., Hass R., Harvan D. and Albro P.; Ingestion of Soil Contaminated with 2,3,7,8- tetrachlorodibenzo- p- dioxin (TCDD) Alters Hepatic Enzyme Activities in Rats, Fundamental and Applied Toxicology, 6, p364, 1986
 - 43) Kimbrough R.D., Falk H., Stehr P. and Fries G.; Health Implications of 2,3,7,8- tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) Contamination of Residential Soil, J.Toxicol.and Environ. Health, 14 ,pp.47- 93, 1984
 - 44) Paustenback D.J., Shu H.P. and Murray F.J.; Assessing the Potential Human Health Hazards of Dioxin- contaminated Soil, Environmental Health and safety, Syntex(USA) Inc., pp.178- 231, 1987
 - 45) 厚生省; ダイオキシンのリスクアセスメントに関する研究班中間報告, 1996
 - 46) 日本気象協会編; 気象年鑑, 1996
 - 47) 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
 - 48) 環境庁; 平成9年度大気汚染状況について, 1998年9月30日発表資料
 - 49) 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
 - 50) Travis C.C.; Interspecies and Dose- Route Extrapolations, Pharmacokinetics in Risk Assessment, Drinking Water and Health, 8, p208, 1987
 - 51) 厚生省; 国民栄養の現状 平成8年度国民栄養調査成績, 1998
 - 52) Schaum; Risk Analysis of TCDD Contaminated Soil, (US)EPA, Office of Health and Environmental Assessment, Washington DC, 1983
 - 53) 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
 - 54) www.homepage (URL: <http://www.mhw.go.jp/>)
 - 55) 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

第5章 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については、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、ダイオキシン類が水に難溶性である等の特性に配慮した上で、「重金属等に係る土壌汚染の調査・対策指針及び有機塩素系化合物に係る土壌・地下水汚染調査・対策指針」（以下、「土壌汚染の調査・対策指針」という。）¹⁾を参考にすることが可能と考えられる。

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もとに、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、汚染サイト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。このため、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/g(1ppb, 2,3,7,8-TCDD)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/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/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=ペロナサイト、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²⁾。

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。ドイツのノルトライン・ヴェストファーレン(NRW)州では、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している(参考資料2、3参照)。

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をとっている(参考資料2、3参照)。

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についてはこれを除去する対策をとり、1,000～10,000pg/gの汚染土壌についてはこれを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NRW州の例があげられる。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が原因となった同汚染地域では、鉱滓を路盤材等として導入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ボタ山については、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。

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、対策の実施に当たり、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と考えられる。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/安定化処理がなされている。

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)参照)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 1.3×10^{-4} ～ 5×10^{-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。したがって米国では、 Coppars(モリスビル工場)サイト(対策目標値:7,000pg/g;2,3,7,8-TCDD)、ベルタックサイト(対策目標値:1,000pg/g;2,3,7,8-TCDD)等のように、対策を発動する水準が対策目標値となる例が多い。

一方、浄化処理技術の分解効率について目標を設定し、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、対策後の土壤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インチの覆土を行っている例がある³⁾。

(2) 我が国における対策の考え方

土壌中のダイオキシン類濃度がガイドライン値を超過し、何らかの対策を実施する場合には、以下の点に留意する。

必要な対策の決定に当たっては、現地や周辺の状況、汚染の程度や広がり等を調査し、具体的な手法を判断する必要がある。

ダイオキシン類に係る土壌汚染については、諸外国における対策事例及び土壌汚染調査・対策指針を参考として、対策のあり方を以下のとおり整理することができる。

対策をとるべき範囲

ダイオキシン類に係る土壌調査により、ガイドライン値を超える汚染が判明し、何らかの対策を実施する場合、対策をとるべき範囲を設定するための詳細調査の実施等に当たっては、土壌汚染調査・対策指針を参考にすることができる。

対策の基本的考え方

ダイオキシン類汚染土壌に由来するリスクを低減するためには、まず、想定される曝露経路を遮断することが基本である。

土壌中のダイオキシン類の曝露経路を遮断する手段としては、汚染土壌を除去する場合と、除去せず現地で何らかの対策を実施する場合とがある。

汚染土壌を除去する場合には、汚染土壌を掘削・除去後、封じ込め又はダイオキシン類の分解処理を行う。なお、汚染土壌を搬出する場合には、汚染土壌の拡散等による二次汚染を引き起こさないよう、環境保全上適切な運搬・保管等を行う必要がある。

汚染土壌を除去せずに対策を実施する場合としては、想定される曝露経路が土壌の直接摂取や飛散による場合には、これを遮断することを目的として覆土や被覆植物の植栽を行う等の対策が考えられる。

ダイオキシン類汚染土壌についてどのような対策を実施するかは、汚染の程度や態様、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の他、汚染地域の土壌の質、地形、周辺地域の状況や分解処理技術の適用可能性等を勘案し、最も適切な工法を採用する。

また、汚染現地において直接的な曝露が想定されないような場合であっても、汚染土壌の拡散

によって二次的に汚染を生じさせる恐れのある場合には、これを防止するため必要な対策を実施する。

対策目標値については、地域的な曝露リスクを低減する観点の他、農用地からの曝露リスク及び公共水域等を経由した経路を含む曝露リスクを長期的に低減する観点からの検討が必要であり、今後、検討を進める必要がある。したがって対策目標値は、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。

例えば、対策として覆土・植栽工等を行う場合、覆土材として非汚染土壌を使用すると、対策実施後の土壌表層濃度は、非汚染地域の平均的な値（バックグラウンドレベル）まで低減することが可能と考えられる。

また対策目標値が適用される範囲（地表面からの深さ）は、土地利用形態等から曝露リスクが想定される範囲を考慮して設定する必要がある。

対策手法

上記を踏まえ、ダイオキシン類汚染土壌に由来する曝露の防止に効果的と考えられる対策手法を以下に示す。

ア．汚染土壌を除去する場合

- (ア) 掘削、封じ込め
- (イ) 浄化（分解）

イ．汚染土壌を除去しない場合

- (ア) 覆土・植栽工
- (イ) アスファルト等による舗装工
- (ウ) 立入制限措置
- (エ) シート掛け、防風柵
- (オ) 原位置浄化(分解)

これらの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、水質等の移動性の環境媒体のモニタリングを実施する。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必要な措置を講ずることとする。

また、汚染土壌を除去しない対策については、対策の実施後も、汚染土壌が一般環境から適切に隔離、区別が維持されるよう管理する必要がある。

記録の作成及び管理

対策の実施に当たっては、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、

これを地方公共団体又は土地管理者が管理することが望まれる。

また、将来土地利用の転換がある場合には、記録を参考に、新たに調査・対策の必要性を検討する必要がある。

汚染土壌の掘削、運搬、保管上の留意点

汚染土壌の掘削、運搬、保管等に当たっては、周辺環境に汚染土壌が拡散し、二次汚染を引き起こさないよう、十分な配慮を払うことが必要である。

達成期間

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。

ガイドラインの適用対象

この暫定ガイドラインでは居住地等日常生活を行っている場所を対象としている。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、日常生活を行っていない場所に一律に適用することは適当ではなく、特別な立地条件や特殊な土地利用形態の場合には、専門家の判断が必要と考えられる。

なお、廃棄物の埋立地等ダイオキシン類を含有する恐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こととする。

（参考文献）

- 1) 環境庁水質保全局「重金属等に係る土壌汚染調査・対策指針及び有機塩素系化合物等に係る土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針」1994
- 2) www homepage(URL : <http://www.epa.gov/oerrpage/superfnd/web/sites/>)
- 3) Gough M.; Human Exposures from Dioxin in Soil - A Meeting Report. Journal of Toxicology and Environmental Health, vol.32 pp.205- 245, 1991

第6章 居住地等における土壤中ダイオキシン類に関する暫定ガイドライン

(1) 基本的考え方

ダイオキシン類による土壤汚染対策は、土壤中のダイオキシン類が直接人に摂取・吸収され、健康影響を生じるおそれ（曝露リスク）を低減する対策、農用地土壤中のダイオキシン類が農畜産物に移行し、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、国土全体のダイオキシン類の曝露リスクを長期的に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。このため、曝露アセスメント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、検討を進めていく必要がある。

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提案することとする。

この暫定ガイドラインは、ダイオキシン類に係る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の土壤中濃度(暫定ガイドライン値)を、次のとおりとすることを提案する。

居住地等、一般の人が日常生活を行っている場所・・・・・・・・・・ 1,000pg-TEQ/g

(3) ダイオキシン類土壤汚染対策

土壤中のダイオキシン類濃度が(2)の暫定ガイドライン値を超え、対策を実施する場合は、汚染の程度、広がり、地形、地質、周辺地域の土地利用の現状、将来の土地利用計画、分解技術の適用性等を勘案の上、次の対策手法から最も適切な工法を採用することが必要である。

a．汚染土壤を除去する対策

（掘削、封じ込め、汚染土壤中ダイオキシン類の分解処理等）

b．汚染土壤を除去しない対策

（覆土工、植栽工、アスファルト等の舗装工、立入制限措置、原位置浄化等）

なお、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必要がある。

第7章 今後の検討課題

この中間取りまとめでは、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として提案した。

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の実態及びその土壌との関係が不明確であること、土壌中に過去に環境中に排出されたダイオキシン類が蓄積し公共用水域等を経由して河川、海域へ移行する可能性があること等から、汚染実態調査、土壌中ダイオキシン類の挙動に関する調査等科学的知見の充実を踏まえ、更なる詳細な検討を加えていく必要がある。

当検討会では、平成11年3月を目途に、本中間取りまとめで提案した暫定ガイドラインに対する各方面からの意見や平成10年度に実施されている調査結果等を踏まえ、ガイドライン値及び調査・対策の手法について更なる検討を進めることとする。

また、平成11年度以降については、次の課題について、更なる検討を進めていく必要がある。

この暫定ガイドラインの算出に当たり、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く、これらは今後、我が国での研究が進められ、我が国の独自の設定値が実証された場合、見直し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、ダイオキシン類に係る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。このため、暫定ガイドラインについて、我が国の土壌の性質、土壌の種類毎のダイオキシン類の挙動や曝露に関する実証試験、対策技術に関する効果検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、人の行動様式等に応じた曝露リスクの評価、対策手法、対策目標等に係る検討を深める。

農用地土壌中のダイオキシン類の農作物を通じた曝露リスクの評価のためには、農用地の土壌中のダイオキシン類はどの程度農畜産物に移行するのか、当該農畜産物中のダイオキシン類は食品として望ましいレベルを超えているのか、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、食品に関する調査データの評価検討状況を考慮しつつ、ガイドライン値の設定の必要性を含めて検討する。

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が、公共用水域を経由して河川、海域に移行することによる曝露リスクの評価について、基本的には、農用地と同様に、土壌中のダイオキシン類がどの程度水域及び水産物に移行するのか、飲料水又は水産物中のダイオキシン類は飲料水又は食品として望ましいレベルを超えているのか、について知見を収集する必要がある。ただし、飲料水については、ダイオキシン類の物性からほとんど水には移行しにくく、

また現に飲料水を經由したダイオキシン類の摂取量がほとんどないことが既に報告されており、飲料水を經由する曝露リスクの低減のために土壤中のダイオキシン類の対策を必要とする状況ではないと考えられる。以上のことから、公共用水域を經由して水産物に移行する等、国土全体の土壌からのダイオキシン類の影響を低減するための対策について、種々の環境媒体のモニタリング調査の結果等を踏まえ、食品等に関する調査データの評価検討状況を考慮しつつ、総合的な検討を進める。