

S3-8 土壌汚染対策におけるリスク評価の適用性の検討（その2）

ーリスク評価モデルの特性比較ー

○畠 俊郎・奥田信康・川辺能成・小山孝・リスク評価適用性検討部会
 (社) 土壌環境センター

1. はじめに

土壌・地下水汚染対策の推進にあたり、実際の土地利用に応じた個別の浄化目標をリスクアセスメントによる評価で定める手法が規格化され、欧米を中心に実務に用いられている。個別の浄化目標を定めることができれば、対象サイトにおいて土壌・地下水汚染に起因する人の健康および周辺の生態系へ悪影響を与えない状態までの浄化を行い、効果を監視する条件のもとでサイトの有効利用が期待できる。リスク評価適用性検討部会では、このようなリスク評価の現状について調査・検討を行っている。本文では、国内外において開発されたリスク評価モデルの比較検討を行った結果について報告する。具体的には、実汚染サイトのデータを用いて各モデルの特性に配慮した共通のリスク評価を行い、結果の比較を通じて各モデルの特性を明らかとしている。更に、これら既存のモデルを用いたリスク評価を行う際の注意点を明らかにすると共に、リスク評価を行う上での問題点や課題の抽出を行った。

1.1. 検討対象としたリスク評価モデル一覧

日本及び欧米で開発されたリスク評価モデルの中で、パソコン上で計算が可能であるとともに誰でも利用可能なモデルを検討対象とした。これらは、実汚染サイトの状況に応じてパラメータの選択ができるとともに、個別の浄化目標を定めることが可能である。検討対象としたモデルの一覧を表1に示す。ここで、GERAS-1, RBCA Tool Kit, RISC-HUMAN3.1 および CLEA2002 は土壌汚染のリスク評価を対象に開発されたモデルであり、Risk Learning は人の健康リスクを専門家以外の人でも容易に算定できることを目的に開発されたモデルである。

表1 リスク評価モデル一覧

名称	開発国	モデルの特徴		
		評価モデル	汚染媒体	曝露対象の評価
GERAS-1	日本	包括モデル	土壌・地下水	オンサイト
RBCA Tool Kit	アメリカ	サイトモデル	土壌・地下水	オン・オフサイト
RISC-HUMAN 3.1	オランダ	包括モデル	土壌・地下水	オンサイト
CLEA2002	イギリス	包括モデル	土壌	オンサイト
Risk Learning	日本	包括モデル	土壌・地下水他	オンサイト

なお、表中において包括モデルは汚染源における浄化目標および目標リスク設定を対象としたモデルであることを表し、サイトモデルは汚染物質の分解特性および曝露対象者までの距離減衰などを考慮してサイトのリスクを算定するモデルであることを表している。また、RBCA Tool Kit は ASTM E2081-00, RISC-HUMAN3.1 は C-Soil, VOLA-Soil および SEDI-Soil をベースとして開発されているが、より詳細なリスク評価が行えるよう新たな曝露経路を追加するなどの変更が加えられている。

Examination of applicability of risk assessment for soil contamination(Part II)

ーComparison of each country's risk assessment modelー

Toshiro HATA, Nobuyasu OKUDA, Yoshishige KAWABE, Takashi KOYAMA, Risk-WG

Geo- Environmental Protection Center (GEPC)

連絡先：〒381-8550 長野県長野市大字徳間 716 長野工業高等専門学校 環境都市工学科 畠 俊郎

TEL/FAX 026-295-7096 E-mail: t_hata@eu.nagano-nct.ac.jp

2. 実データを用いたケーススタディ

2.1. 概要

検討対象として選定したモデルの特性を明らかにすることを目的とし、実汚染サイトで得られたデータを用いたケーススタディを実施した。今回検討対象として選定したリスク評価モデルでは、開発国の法規制に応じて想定している暴露経路やデフォルトのパラメータが異なっている。そのため、単純に濃度情報のみを入力して比較検討することができない。さらに、海外で開発されたモデルは汚染物質の濃度を含有量（全量分析）によるものがほとんどである。このような条件を踏まえ、暴露経路、主要なパラメータおよび入力する汚染物質濃度を統一することとした。

2.2. 暴露経路および主要なパラメータの選定

今回検討対象としたモデルの中には、食品経由（農産物、畜産物および牛乳）やシャワー等の経路も選択できるものもあるが、同条件での比較を目的として表—2に示す経路を選定することとした。

表—2 ケーススタディで選定した暴露経路

	GERAS-1	RBCA Tool Kit	RISC-HUMAN 3.1	CLEA2002	Risk Learning
土壌摂食	○	○	○	○	○
皮膚摂食	○	○	○	—	—
土壌の吸入	○	○他経路に含む	○	○	○大気吸入に含む
室内での大気吸入	○	○	○	○	○粒子吸入を含む
屋外での大気吸入	○	○	○	○	○粒子吸入を含む
地下水の摂取	○	○	○	—	○

また、各種パラメータの設定は以下の通りとした。

- ・暴露・毒性・物理化学：平成15年度の自主研究部会で検討した値を中心に設定¹⁾。
- ・土壌：実測値を優先。実測値が無いものはRISC-HUMAN3.1のデータを引用。
- ・表層・建物：各モデルのデフォルト値を利用。

暴露・毒性・物理化学の各パラメータについては過去の検討結果を踏まえてある程度国内の現状に応じた値を設定したと考えられるが、土壌および表層・建物パラメータについては現状では十分なデータを整えることが困難であり、さらなる検討が必要であることが明らかとなった。

2.3. 土壌含有量データの算定法

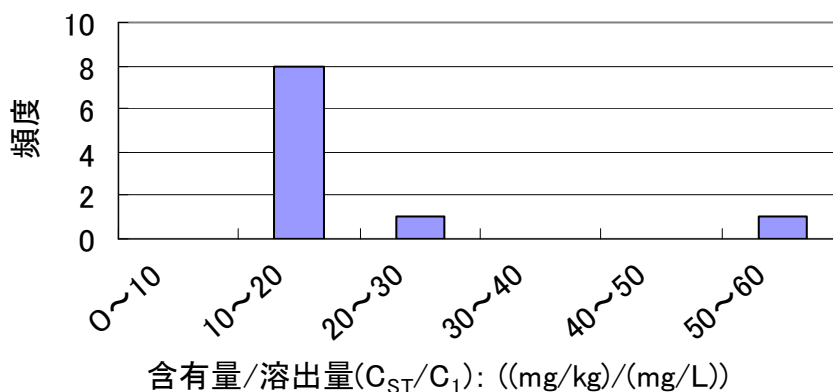
現状の土壌汚染対策法に基づく調査では、有機化合物および重金属類の濃度は土壌溶出量で評価される場合がほとんどである。一方、既存のモデルを用いたリスク算定では対象物質の濃度を土壌含有量（全量分析値）で入力する必要がある。重金属類については、人が土壌を直接摂取することにより体内に取り込まれる量の把握を目的とした環告19号の値がリスク評価の目的に応じた濃度を表していると推察されることから代用することも可能と考えられる。一方、有機化合物については含有量を測定する公定法そのものが存在しないのが現状である。そのため、有機化合物を対象に土壌溶出量から土壌含有量を推定する方法について検討することとした。なお、ここでの有機化合物の含有量は土壌溶出量から平衡論に基づいて求めた土壌固体中の濃度(C_S)に風乾後の土壌間隙水に含まれる濃度を加算した値(C_{ST})と定義した。

C_{ST}の算定式を式—1に、C_Sの算定式を式—2にそれぞれ示す。

$$\text{全含有量 } C_{ST} = \text{土壌含有量値 } C_S + \text{溶出濃度} \times 11.22 \quad (\text{式—1})$$

$$\text{土壌含有量値 } C_S = \{1 / (0.1 + S_D) + K_d\} \times C_1 \times 10^3 \quad (\text{式—2})$$

ここで、S_Dは土壌乾燥密度、K_dは土壌—間隙水分分配係数、C₁は溶出試験値をそれぞれ示す。式—1および式—2とリスク評価モデルのデフォルト値を用いて換算した結果を図—1に示す。



図—1 溶出量から全含有量への換算結果

検討データの絶対数が不足しているものの、溶解度以上の汚染物質が検出された場合を除けば概ね 30 倍の範囲内となることが明らかとなった。そのため、今回のケーススタディでは一律に溶出量の 30 倍を全含有量として計算することとした。

2.4. サイトデータ一覧

ケーススタディの対象として用いたサイトデータの一覧を表—3 に示す。今回のケーススタディでは、重金属類については全含有量もしくは土壤汚染対策法に基づく含有量（環告 19 号）のいずれかを用いることとし、揮発性有機化合物については 2.3. の検討結果を踏まえ土壤溶出量の 30 倍とした換算値を用いることとした。

表—3 サイトデータ一覧

サイト番号	汚染物質	土壤溶出量	土壤含有量	地下水濃度	備考
1	テトラクロエチレン	6.0	180	4.4	土壤含有量は換算値
	トリクロエチレン	180	0.45	<0.001	
	シス-1,2-ジクロエチレン	4.4	0.03	<0.001	
2	砒素	3.2	500	0.45	土壤含有量は全量分析
3	フッ素	2.3	<100	-	土壤含有量は環告19号法
4	6価クロム	9.3	657	-	土壤含有量は環告19号法
5	1,1,1-トリクロエタン	630	18900	-	土壤含有量は換算値
	1,1-ジクロエチレン	2.0	60		
6	フッ素	13.8	414		土壤含有量は環告19号法
7	TPH(油類)	-	4266	10	土壤含有量は全量分析

3. 検討結果

パラメータと暴露経路を、既存の検討結果やモデルの特性にあわせて統一した計算結果を通じ、各モデルの特性を明らかにすることとした。比較にあたって、各モデルにおける暴露量、汚染物質を非発ガン性物質と仮定したハザード比を求めることとした。なお、今回のケーススタディでは発ガン性が確認されている有害物質も含まれているが、人にとって有害なレベルにあるかどうかの比較を主な目的としているため発ガン率ではなく、ハザード比での比較を行うこととした。

3.1. サイト毎の比較

ケーススタディの結果から得られたハザード比に基づく判定結果を表—4 に示す。なお、紙面の都合でサイト番号 1 および 5 については最も濃度が高い汚染物質の判定結果のみを表した。

表中において○はすべてのモデルでハザード比が 1 未満（健康被害の恐れが少ない状態）であることを、×はすべてのモデルでハザード比が 1 以上（健康被害の恐れが高い状態）で表している。モデルにより結果が異なった場合については、それぞれモデル名と判定結果を示すこととした。

以下、結果に基づき考察する。

表-4 ハザード比に基づく判定結果一覧

サイト番号	大気吸入(屋内)	大気吸入(屋外)	土壌摂食	皮膚接触	土壌吸入	地下水
1	○	○	○	○	○	○
2	-	-	○		○	-
3	-	-	○	○	○	-
4	-	-	CLEAのみ×	-	-	-
5	×	GERAS-1 RBCAのみ○	○	○	-	○
6	○	○	○	○	○	○
7	×	GERAS-1 RBCAのみ○	×	×	○	○

揮発性有機化合物を対象としたサイト1, および重金属類を対象としたサイト2, 3, 6はすべてのモデルで同じ判定結果を示した. 6価クロムを対象としたサイト4については CLEA2002 のみ健康被害の恐れがある状態であると判定された. 溶解度以上の高濃度で汚染されたサイト5については, GERAS-1 および RBCA Tool Kit のみが健康被害の恐れが少ない状態と判定された. また, 油類(TPH)を対象としたサイト7も同様の結果を示した. 以上より, GERAS-1 と RBCA ToolKit は屋外大気について他のモデルと異なる構成式を採用している可能性が示された.

3.2. 曝露経路毎の比較

リスク評価の結果がモデルにより異なった大気吸入(屋外) および土壌摂食についてハザード比の比較を行った. 結果を図-2 に示す.

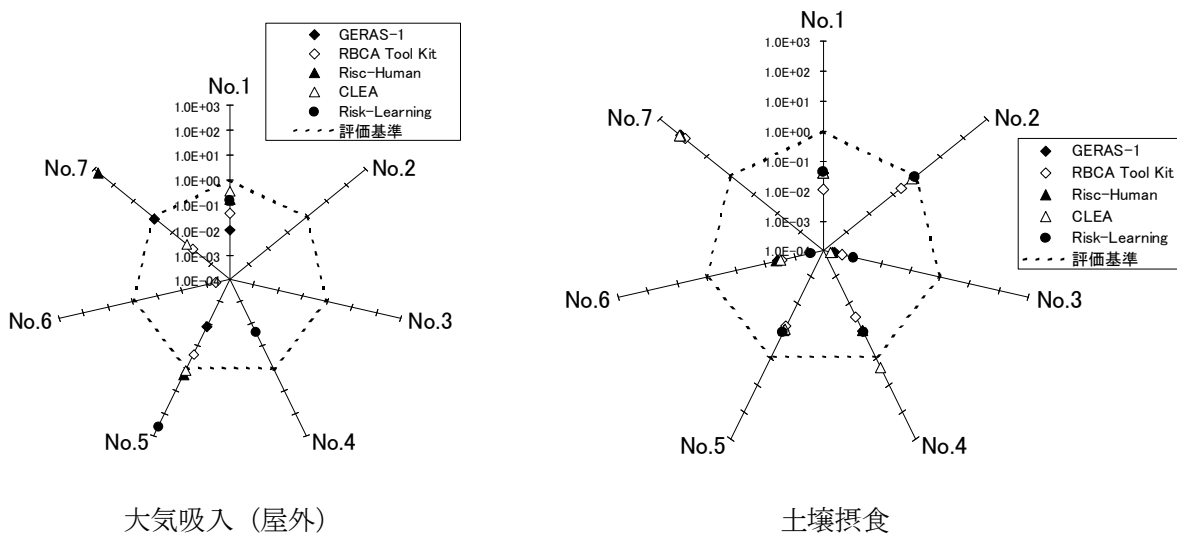


図-2 ハザード比の比較結果

検討の結果から, 大気吸入(屋外)のTPHについて計算結果が最大1,000倍, 土壌摂食の6価クロムについて最大100倍, 計算結果が異なることが明らかとなった. 以上より, 既存のリスク評価モデルを用いた評価を行う際には, 各モデルの特性を踏まえて適切なものを選択する必要があると考えられる.

4. まとめ

国内外で開発されたリスク評価モデルを用い, 実汚染サイトで得られたデータを用いたケーススタディを実施して各モデルの特性を明らかにした. その結果, 有害物質の種類や濃度により判定結果が異なることを確認した. 土壌摂食については, CLEA2002を除いてほぼ同じ結果が得られることから国内のリスク評価に適用しても問題が少ないと考えられるが, 屋外大気については最大1,000倍結果がばらつくことからさらなる検討が必要と考えられる.

参考文献

- 1) RBCAによるサイトアセスメントの検討(その2) —土壌汚染による環境リスク評価の活用について— (社) 土壌環境センター, 平成16年8月