

地圏環境評価システム GERASの開発と 土壌汚染問題への適用

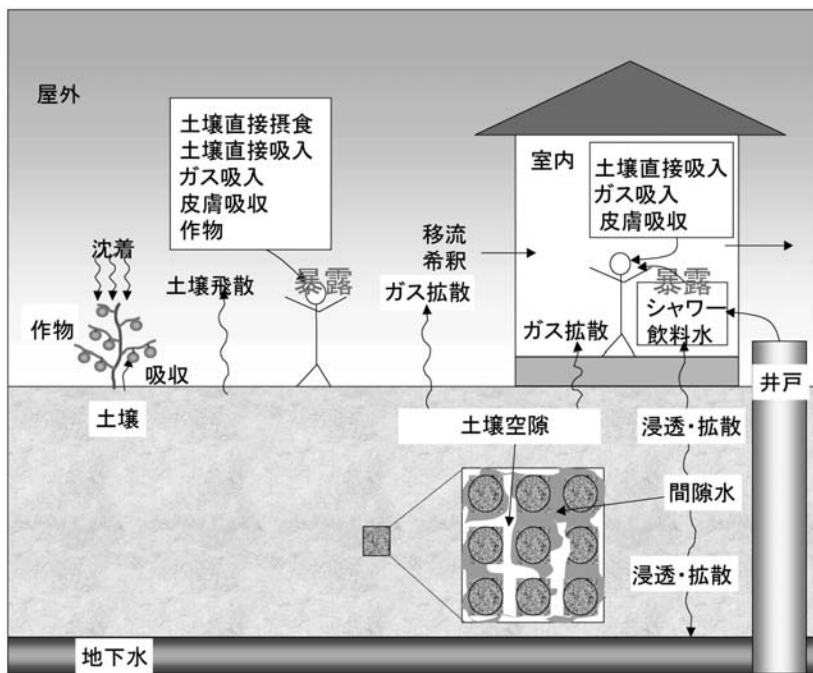
川辺 能成¹⁾・原 淳子¹⁾・駒井 武¹⁾

1. はじめに

近年、産業活動に起因した土壌・地下水汚染の事例が増加しており、これらの環境問題を客観的に評価するための手法として、暴露(化学物質を摂取する量)をもとにしたリスク評価のアプローチが重要である。この際利用されるのが暴露評価モデルであり、大きく分けるとスクリーニングモデル、サイトモデルおよび詳細型モデルの3つに分類される(駒井, 2004)。そのうち、スクリーニングモデルは、暴露・リスクを基礎とした健康影響、生態系影響の定量評価、環境基準値や目標リスク設定のモデルであり、環境問題を科学

的に評価する足がかりとなる。そのため、わが国特有の土壌特性や暴露ファクターを考慮したモデル開発が重要である。

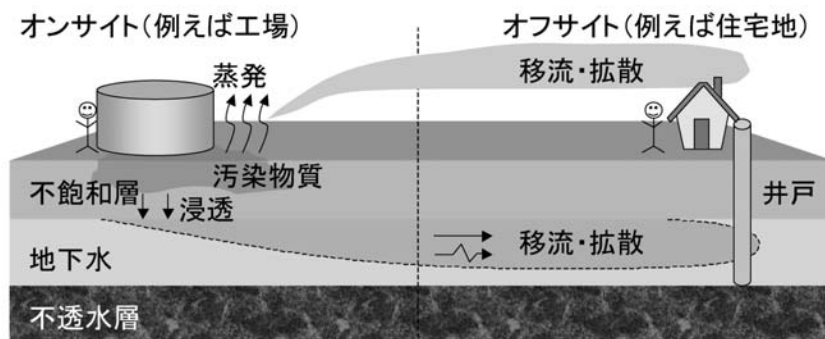
(独)産業技術総合研究所、地圏資源環境研究部門では、土壌や地下水に負荷された化学物質のヒトへの暴露量およびリスクを算出できる地圏環境評価システム(Geo-environmental Risk Assessment System: GERAS)を開発している(川辺ら, 2003, 2005)。GERASは、上述したスクリーニングモデル(GERAS-1)、サイトモデル(GERAS-2)で構成されているが、本稿では、そのうちのGERAS-1の概要やこのシステムを用いて重金属類や有機化合物の暴露・リスク評価を



第1図 GERAS-1の概念図.

1) 産総研 地圏資源環境研究部門

キーワード: 土壌汚染, 有害化学物質, 暴露評価モデル, リスク評価, 暴露



第2図 GERAS-2の概念図。

行った事例について紹介する。

2. 地圏環境評価システム (GERAS)

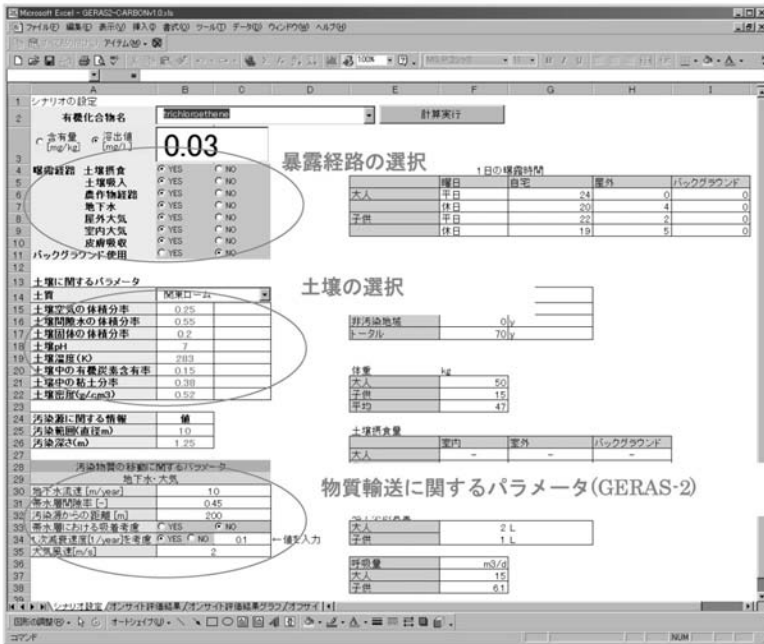
GERASは、WINDOWS上で動作するスクリーニング評価 (GERAS-1) およびサイト評価 (GERAS-2) 可能なシステムである。まず、評価対象化学物質を選択し、基礎パラメータの設定を行う。そして、サイト特有の土壌、暴露経路ならびにレセプター (暴露対象) に関するパラメータ設定を行う。スクリーニング評価モデルであるGERAS-1において考慮した暴露経路は、土壌の直接摂取、飲用水や農作物を摂取する経口暴露、土壌から大気へ蒸発した化学物質や飛散した土壌粒子を呼吸する吸入暴露および土壌との接触や飲用水との接触による皮膚吸収暴露となっている (第1図)。これらのパラメータの設定が完了すると計算が行われる。本モデルでは、はじめに土壌における固体、液体 (間隙水) および気体 (土壌空気) を対象として化学物質のフガシティー容量の計算を行う。初期条件として居住地域における土壌からの有機塩素化合物の溶出値を与えることにより、土壌空気および土壌間隙水中の化学物質の濃度を算出する。この計算では土壌中の有機炭素量やpHおよび吸着などのファクターによりそれぞれの化学物質に対して異なった値が得られる。次に土壌の各相から大気や地下水への移動過程の計算を行い、そして、各種暴露媒体中 (大気、作物、地下水など) の有機塩素化合物濃度が決定される。最後に暴露シナリオに基づいて、各媒体からヒトへの暴露量が算出される。

一方、サイトモデルであるGERAS-2では、地下水および大気中の汚染物質が、地下水経由あるいは大気

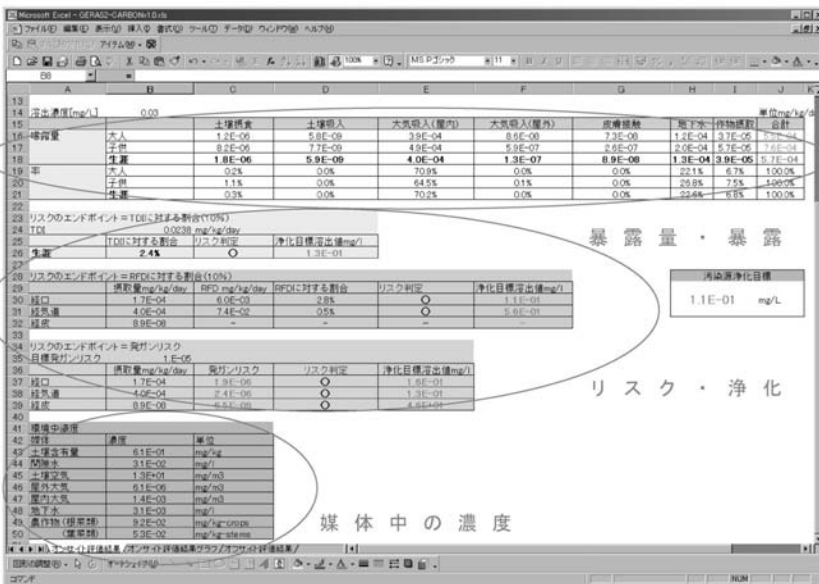
経由により移流・拡散し、汚染源から離れた場所 (オフサイト) へ移行することを想定している (第2図)。大気経由の移行はプリューム・パフモデルにより計算し、地下水経由では自然減衰や土壌への吸着を考慮した一次元移流拡散モデルによりオフサイトの地下水濃度が決定される。そして計算された濃度に基づいて地下水経由および大気経由の暴露量が算出され、リスクが評価される。

GERASの起動画面を第3図に示す。この画面より評価を行う化学物質を選択する。評価できる化学物質については、重金属類、有機化合物類、ダイオキシンなど約100種類を対象としている。そして、サイトの土壌の種類 (現在のところ、関東ローム、砂質土) を選択するか、ユーザー入力により土壌のパラメータを設定する。最後に汚染条件 (汚染の深さや範囲) などの設定を行い、サイトのパラメータを設定する。画面右側の項目については、レセプター (暴露対象者) のパラメータとなっている。このパラメータについては、デフォルト値が用意されており、ユーザーは必要に応じて変更できるようになっている。計算実行ボタンを押すことで評価が開始される。

評価結果の例を第4図に示す。本システムの評価結果は暴露評価およびリスク評価が示される。暴露評価では各経路別の暴露量やその暴露割合、子供 (0-6歳)、大人 (7歳以上) の暴露量等が評価される。リスク評価では各目標リスクに対する判定やその場合における浄化目標値が評価される。本システムにおける目標リスク (リスクのエンドポイント) は、耐容一日摂取量 (TDI) の10%となる暴露量、暴露経路毎 (経口、経気道、経皮) の参照用量 (RfD) が10%となる暴露量および暴露経路毎の発ガンリスクが 10^{-5} (10



第3図 GERASの起動画面。



第4図 GERAS-1の評価結果例。

万人に1人がガンになるリスク) 以下となる暴露量としている。また、各種媒体中の化学物質の濃度についても表示される。

なお、GERASの入手方法については、(独)産業技術総合研究所、地圏資源環境研究部門のホームページに記されている。

<http://unit.aist.go.jp/georesenv/topicslog2.html>

2006年12月号

3. 地圏環境評価システムによる土壤汚染のリスク評価

3.1 GERAS-1によるスクリーニング評価

第1表にGERAS-1により算出された、ヒトへの重金属類および有機化合物の暴露量および全暴露に占める暴露経路の割合を示す。まず、重金属ではヒ素の

第1表 GERAS-1による暴露量の評価結果(砂質土および関東ローム)。

(A) 砂質土

化学物質	グループ	直接摂食 [μg/kg/day]	土壌吸入 [μg/kg/day]	屋内空気吸入 [μg/kg/day]	屋外空気吸入 [μg/kg/day]	皮膚吸収 [μg/kg/day]	地下水摂取 [μg/kg/day]	作物摂取 [μg/kg/day]	全暴露量 [μg/kg/day]
As	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (75.6%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	5.9×10 ⁻³ (3.3%)	3.7×10 ⁻³ (21.0%)	1.8×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (43.7%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.2%)	-	-	-	3.4×10 ⁻⁴ (7.5%)	2.2×10 ⁻³ (48.6%)	4.6×10 ⁻³
Pb	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (97.9%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	1.9×10 ⁻⁴ (1.4%)	8.3×10 ⁻⁵ (0.6%)	1.4×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (92.1%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.4%)	-	-	-	1.1×10 ⁻⁴ (5.1%)	5.1×10 ⁻⁵ (2.3%)	2.2×10 ⁻³
Cd	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (71.3%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	4.6×10 ⁻³ (24.7%)	7.3×10 ⁻⁴ (3.9%)	1.9×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (38.5%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.2%)	-	-	-	2.8×10 ⁻³ (53.2%)	4.2×10 ⁻⁴ (8.2%)	5.2×10 ⁻³
ベンゼン	小人 (0-6)	5.6×10 ⁻⁴ (0.2%)	1.2×10 ⁻⁷ (0.0%)	1.6×10 ⁻¹ (63.5%)	4.5×10 ⁻⁴ (0.2%)	1.8×10 ⁻⁵ (0.0%)	7.5×10 ⁻² (30.0%)	1.5×10 ⁻² (6.1%)	2.5×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	8.4×10 ⁻⁵ (0.0%)	3.9×10 ⁻⁷ (0.0%)	1.3×10 ⁻¹ (69.8%)	6.6×10 ⁻⁵ (0.0%)	5.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	4.5×10 ⁻² (24.7%)	1.0×10 ⁻² (5.5%)	1.8×10 ⁻¹
PCE	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻³ (0.3%)	1.2×10 ⁻⁶ (0.0%)	3.7×10 ⁻¹ (77.5%)	1.0×10 ⁻³ (0.2%)	4.2×10 ⁻⁶ (0.0%)	6.9×10 ⁻² (14.5%)	3.6×10 ⁻² (7.5%)	4.8×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻⁴ (0.1%)	9.1×10 ⁻⁷ (0.0%)	3.0×10 ⁻¹ (81.9%)	1.5×10 ⁻⁴ (0.0%)	1.2×10 ⁻⁶ (0.0%)	4.2×10 ⁻² (11.5%)	2.3×10 ⁻² (6.4%)	3.6×10 ⁻¹
TOE	小人 (0-6)	3.2×10 ⁻³ (0.4%)	3.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	6.2×10 ⁻¹ (69.1%)	1.7×10 ⁻³ (0.2%)	1.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.1×10 ⁻¹ (23.7%)	5.9×10 ⁻² (6.6%)	8.9×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	4.8×10 ⁻⁴ (0.1%)	2.3×10 ⁻⁷ (0.0%)	4.9×10 ⁻¹ (74.8%)	2.5×10 ⁻⁴ (0.0%)	2.9×10 ⁻⁶ (0.0%)	1.3×10 ⁻¹ (19.3%)	3.9×10 ⁻² (5.9%)	6.6×10 ⁻¹
cisDCE	小人 (0-6)	4.3×10 ⁻³ (0.1%)	4.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	3.0×10 ⁰ (89.9%)	8.2×10 ⁻³ (0.2%)	1.4×10 ⁻⁴ (0.0%)	2.8×10 ⁻¹ (8.4%)	4.4×10 ⁻² (1.3%)	3.3×10 ⁰
	大人 (7≥)	6.5×10 ⁻⁴ (0.0%)	3.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.4×10 ⁰ (92.3%)	1.2×10 ⁻³ (0.0%)	3.8×10 ⁻⁵ (0.0%)	1.7×10 ⁻¹ (6.5%)	2.9×10 ⁻² (1.1%)	2.6×10 ⁰

(B) 関東ローム

化学物質	グループ	直接摂食 [μg/kg/day]	土壌吸入 [μg/kg/day]	屋内空気吸入 [μg/kg/day]	屋外空気吸入 [μg/kg/day]	皮膚吸収 [μg/kg/day]	地下水摂取 [μg/kg/day]	作物摂取 [μg/kg/day]	全暴露量 [μg/kg/day]
As	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (75.6%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	3.7×10 ⁻³ (21.0%)	5.9×10 ⁻⁴ (3.3%)	1.8×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (43.8%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.2%)	-	-	-	2.2×10 ⁻³ (48.6%)	3.4×10 ⁻⁴ (7.5%)	4.6×10 ⁻³
Pb	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (99.1%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	4.5×10 ⁻⁵ (0.3%)	6.8×10 ⁻⁵ (0.5%)	1.3×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (96.2%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.5%)	-	-	-	2.7×10 ⁻⁵ (1.3%)	4.2×10 ⁻⁵ (2.0%)	2.1×10 ⁻³
Cd	小人 (0-6)	1.3×10 ⁻² (90.7%)	1.2×10 ⁻⁵ (0.1%)	-	-	-	1.1×10 ⁻³ (7.8%)	2.0×10 ⁻⁴ (1.4%)	1.5×10 ⁻²
	大人 (7≥)	2.0×10 ⁻³ (71.0%)	9.4×10 ⁻⁶ (0.3%)	-	-	-	6.9×10 ⁻⁴ (24.4%)	1.2×10 ⁻⁴ (4.3%)	2.8×10 ⁻³
ベンゼン	小人 (0-6)	1.4×10 ⁻³ (0.7%)	1.3×10 ⁻⁶ (0.0%)	1.2×10 ⁻¹ (58.8%)	3.4×10 ⁻⁴ (0.2%)	4.5×10 ⁻⁶ (0.0%)	7.0×10 ⁻² (33.5%)	1.4×10 ⁻² (6.8%)	2.1×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	2.1×10 ⁻⁴ (0.1%)	9.8×10 ⁻⁷ (0.0%)	9.8×10 ⁻² (65.6%)	5.0×10 ⁻⁵ (0.0%)	1.2×10 ⁻⁶ (0.0%)	4.2×10 ⁻² (28.0%)	9.3×10 ⁻³ (6.2%)	1.5×10 ⁻¹
PCE	小人 (0-6)	3.3×10 ⁻³ (0.8%)	3.1×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.9×10 ⁻¹ (73.5%)	8.2×10 ⁻⁴ (0.2%)	1.1×10 ⁻⁶ (0.0%)	6.7×10 ⁻² (16.7%)	3.5×10 ⁻² (8.7%)	4.0×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	5.0×10 ⁻⁴ (0.2%)	2.3×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.4×10 ⁻¹ (78.8%)	1.2×10 ⁻⁴ (0.0%)	2.9×10 ⁻⁶ (0.0%)	4.0×10 ⁻² (13.5%)	2.2×10 ⁻² (7.5%)	3.0×10 ⁻¹
TOE	小人 (0-6)	8.2×10 ⁻³ (1.1%)	7.7×10 ⁻⁶ (0.0%)	4.9×10 ⁻¹ (64.4%)	1.4×10 ⁻³ (0.2%)	2.6×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.0×10 ⁻¹ (26.8%)	5.7×10 ⁻² (7.5%)	7.6×10 ⁻¹
	大人 (7≥)	1.2×10 ⁻³ (0.2%)	5.8×10 ⁻⁶ (0.0%)	3.9×10 ⁻¹ (70.9%)	2.0×10 ⁻⁴ (0.0%)	7.3×10 ⁻⁶ (0.0%)	1.2×10 ⁻¹ (22.1%)	3.7×10 ⁻² (6.7%)	5.5×10 ⁻¹
cisDCE	小人 (0-6)	1.1×10 ⁻² (0.4%)	1.0×10 ⁻⁶ (0.0%)	2.3×10 ⁰ (87.8%)	6.5×10 ⁻³ (0.2%)	3.5×10 ⁻⁴ (0.0%)	2.7×10 ⁻¹ (10.0%)	4.2×10 ⁻² (1.6%)	2.7×10 ⁰
	大人 (7≥)	1.6×10 ⁻³ (0.1%)	7.7×10 ⁻⁶ (0.0%)	1.9×10 ⁰ (90.8%)	9.5×10 ⁻⁴ (0.0%)	9.7×10 ⁻⁵ (0.0%)	1.6×10 ⁻¹ (7.7%)	2.8×10 ⁻² (1.3%)	2.1×10 ⁰

土壌-間隙水分分配係数は、土壌中の有機炭素率や粘土分およびpHに依存していないため、関東ロームと砂質土で同じ値となっている。したがって、土壌間隙水中のこれら重金属濃度や生物濃縮係数が同じ値となってしまう、両者の暴露量や暴露経路にほとんど差異がなくなっている。これらの重金属のパラメータ整備が望まれる。一方、その他の重金属では関東ロームにおける土壌-間隙水分分配係数が砂質土よりも大きくなるため、土壌から土壌間隙水への移行が少なくなる。したがって、井戸水摂取による暴露割合が砂質土の場合よりも小さくなり、また生物濃縮係数も小さくなるため、作物摂取による暴露割合が小さくなる。そして、土壌の直接摂食による暴露割合が大きくなる。全暴露量についても同様の理由で井戸水摂取および作物摂取による暴露量が小さくなるため、砂質

土の場合より小さくなっているが、鉛のように土壌-間隙水分分配係数が極めて大きい場合には両者にそれほど差異はなかった。鉛では全暴露量に占める土壌の直接摂食による暴露割合が90%以上と大きくなっており、その他の暴露経路についてはほとんど無視できた。

子供と大人の期間における重金属暴露について比較してみると、子供の全暴露に占める土壌の直接摂食による暴露割合は、大人の場合よりも大きくなっている。一方、井戸水摂取および作物摂取による暴露割合は大人の方が大きくなっている。これは子供に比べて大人の1日あたりの土壌摂食量(子供:200mg/kg/d, 大人:100mg/kg/d)が少なく、1日あたりの井戸水摂取量(子供:1L/d, 大人:2L/d)および作物摂取量が多いためである。土壌中濃度が1mg/kgの

第2表 GERAS-1 による土壤含有量値あるいは土壤溶出基準値における各種リスク。

(A) TDIの10%

化学物質	含有量基準 (重金属) [mg/kg]	TDI [μg/kg/d]	E_{TL} [μg/kg/d]		E_{TL}/TDI [%]		C_{STDI} [mg/kg] (重金属) C_{LTDI} [mg/L] (有機化合物)	
	溶出基準 (有機化合物) [mg/L]		砂質土	関東ローム	砂質土	関東ローム	砂質土	関東ローム
			As	150	2.1	0.85	0.85	40
Pb	150	3.6	0.47	0.46	13	13	110	120
Cd	150	1.0	0.95	0.58	95	58	16	26
ベンゼン	0.01	2.6	0.19	0.15	7.3	5.9	0.01	0.02
PCE	0.01	14	0.37	0.31	2.6	2.2	0.04	0.05
TCE	0.03	24	0.68	0.57	2.9	2.4	0.1	0.1
cisDCE	0.04	17	2.6	2.1	15	12	0.03	0.03

(B) 発ガンリスク

化学物質	発ガンスロープファクター [1/(mg/kg/d)]			経口発ガンリスク		経気道発ガンリスク		経皮発ガンリスク	
	経口	経気道	経皮	砂質土	関東ローム	砂質土	関東ローム	砂質土	関東ローム
				As	1.5	15	-	1.3×10^{-3}	1.3×10^{-3}
ベンゼン	0.029	2.9×10^{-2}	0.030	1.7×10^{-6}	1.6×10^{-6}	3.8×10^{-6}	2.9×10^{-6}	1.8×10^{-10}	4.5×10^{-10}
PCE	0.052	2.0×10^{-3}	0.052	3.6×10^{-6}	3.5×10^{-6}	6.0×10^{-7}	4.8×10^{-7}	7.4×10^{-10}	1.9×10^{-9}
TCE	0.011	6.0×10^{-3}	0.073	2.0×10^{-6}	1.9×10^{-6}	3.0×10^{-6}	2.4×10^{-6}	2.6×10^{-9}	6.5×10^{-9}

場合における重金属の全暴露量は子供の方が大人よりも3.7(カドミウム)~6.5倍(鉛)多くなっており、土壤の直接摂食による暴露割合が大きい重金属ほど、子供と大人の全暴露量の差が大きくなった。

有機化合物の砂質土の場合における全暴露量は、関東ロームの場合と比較すると1.1-2.0倍大きくなった。詳細を見てみると、土壤の直接摂食、土壤吸入および皮膚吸収による暴露は、関東ロームの場合の方が大きくなっているものの、主要暴露経路である室内大気や地下水摂取による暴露が砂質土の場合よりも低くなっている。すなわち、関東ロームの場合では、有機炭素含有率が砂質土よりも大きく、土壤から土壤空気や土壤間隙水への移行が少なくなるため、このような結果が得られるといえる。子供と大人の期間における有機化合物の暴露について比較してみると、暴露経路の割合は、子供と大人とでそれほど変わりがなかった。また、全暴露量は子供の方が大人よりも1.3~1.6倍多くなっていた。ただし、重金属の場合ほど大人と子供の差は大きくならなかった。重金属の場合では前述したように、主要経路が土壤の直接摂食となっていることが多い。一日あたりの土壤摂取量は大人が100mg/dに対して子供の場合では200mg/dと2倍の差がある。さらに、体重も子供の方

が軽い場合では暴露量の差が大きくなる。一方、有機化合物の場合では、土壤の直接摂食は主要暴露経路でなく、室内大気や地下水摂取が主要暴露経路となっている。これらの暴露パラメータである一日あたりの呼吸量(子供6, 大人15m³/d)や飲料水摂取量(子供1, 大人2L/d)は、大人の方が大きいため、それほど差が大きくなるといえる。

次に土壤中の化学物質がどの程度の濃度まで許容できるかについて検討した。一般的に化学物質はある濃度までは無影響であるが、許容濃度を越えた場合に人体影響を及ぼす。国際保健機構(WHO)や各国では、暫定一週間耐容摂取量(PTWI)や耐容一日摂取量(TDI)などにより、ヒトに対する重金属暴露の許容量を設定しており、それを越えた場合何らかのリスクがあると考えられている。そこで、土壤中の化学物質がどの程度の濃度まで許容できるか検討した。許容リスク含有量(C_{STDI} [mg/L])あるいは溶出値(C_{LTDI} [mg/L])としてはTDIの10%値とした。また、ヒ素、ベンゼン、PCE、TCEについては含有量あるいは溶出基準値における経口・経気道および経皮による発ガンリスクを算出した。これらの計算では生涯暴露期間を子供6年、大人64年の合計70年間とした。

第2表(A)に各化合物の生涯暴露量 E_{TL} [μg/

kg/d], TDIに対する生涯暴露量の比率 E_{TL}/TDI および C_{STDI} , C_{LTDI} を示す。重金属についての許容リスク含有量 C_{STDI} は、2003年2月に施行された土壤汚染対策法による土壤含有量基準より小さくなった。これは、土壤汚染対策法の基準値が、水道水基準から理論最大摂取量を算出し、その値となる土壤中重金属濃度を土壤の直接摂取のみを考慮して算出しているためである。一方、今回のモデルでは井戸水および作物経由の暴露を考慮しており、ヒ素、カドミウムのように全暴露量に占める井戸水摂取の暴露割合が大きい重金属では C_{STDI} 値が小さく計算される。特に、わが国では井戸水を飲用している場合が多く、土壤から地下水へ移行しやすい化学物質のリスク評価を行う場合、これらの経路も考慮に入れるべきである。一方、有機化合物の場合では、生涯暴露量がTDIの10%を超過した物質はどちらの土質においてもcis DCEだけであった。一方、この物質についてもほとんど10%をそれほど超過しておらず、現行の土壤環境基準による溶出値程度では、それほどリスクが高くないことが示唆された。

また、第2表(B)に各物質の経口・経気道および経皮発ガンリスクを示す。なお、ヒ素については経皮暴露がほとんどないものと考えられているため、経口および経気道のみの発ガンリスクを算出した。本表よりヒ素による発ガンリスクは、土壤含有量基準(150 mg/kg)として算出した場合、経口(皮膚ガン)および経気道(肺ガン)共に 10^{-5} を超過した。特に、経口発ガンリスクは、ほぼ 10^{-3} (1000人に1人が皮膚ガンになる)であり、この濃度では極めてリスクが高いものと判断される。また、経口発ガンリスクが 10^{-5} の場合における土壤含有量は、1.2mg/kgと算出された。一方、有機化合物の発ガンリスク(PCE:病名は定義されていない、TCE:病名は定義されていない、ベンゼン:白血病)については、どちらの土質でもリスクが 10^{-5} を超えることがないため、土壤溶出値程度の濃度によるリスクはそれほど高くないものと考えられた。なお、発ガンリスクが 10^{-5} となる溶出値は砂質土および関東ローム共に、ベンゼン0.03, PCE0.03, TCE 0.16 [mg/L]と算出された。

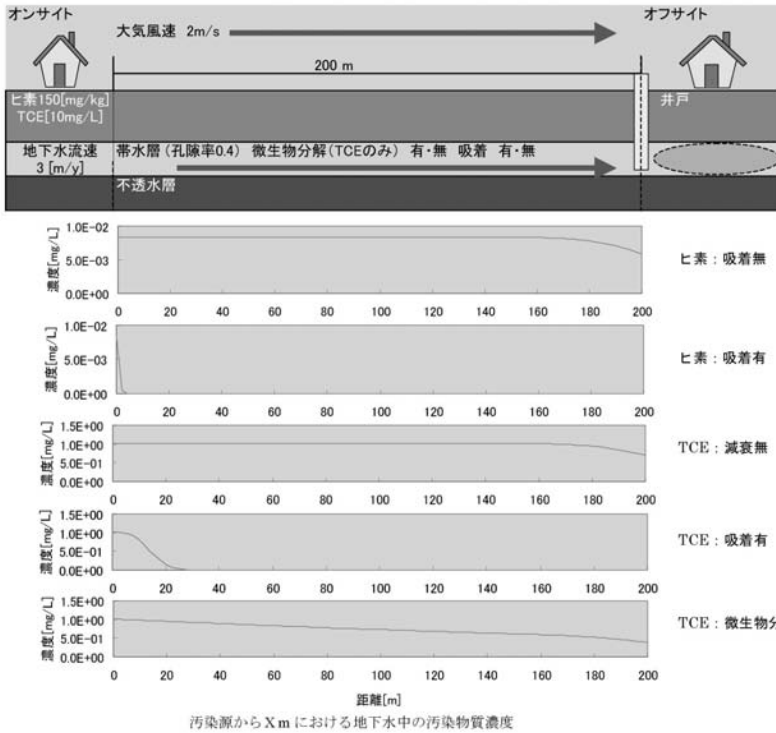
本モデルにおいてリスクがあると判断されたサイトでは、GERAS-2やRBCA(Risk Based Corrective Action)モデル(ASTM, 1998)などのサイトモデルを使用してリスク評価する必要がある。

3.2 GERAS-2によるサイト評価

仮想的な土壤汚染サイトとして、第5図に示すような環境条件を想定しGERAS-2によるリスク評価を行った。暴露経路としては、汚染現場(オンサイト)では土壤の直接摂取、土壤吸入および大気吸入(TCEのみ)による暴露経路、オフサイトでは地下水摂取および大気経由(TCEのみ)による暴露経路を考慮した。また、同じ地域に生涯70年間生活すると仮定しリスク評価を行った。目標リスクとしては、TDI値の10%を設定した。第5図に汚染源からx[m]の場所における地下水中の有害化学物質濃度および第3表に評価結果を示す。第5図に示すように化学物質は吸着や微生物分解などによりその移動挙動が大きく異なることが分かる。例えば、ヒ素の場合では吸着を考慮するとほとんど地下水による移動がなくなるため、オフサイトにおけるリスクは低くなる。第1表についても、ヒ素、TCEどちらの場合においてもオンサイトにおけるリスクは高いものと判定された。一方、オフサイトにおけるヒ素の場合は減衰を考慮しなくてもリスクが高くないと判定された。これは、ヒ素などの重金属類では、土壤の直接摂取による暴露が主要経路となるのに対し、オフサイトではこの経路による暴露がないためである。しかしながら、ヒ素やセレンなどのように比較的水に溶解しやすく、地下水経由による暴露が高くなると考えられる重金属類については、オフサイトにおいてもリスクが高くなる場合もある。TCEについては、減衰を考慮しない場合では、オフサイトにおけるリスクも高くなるものと判定された。一方、吸着や微生物分解による減衰を考慮するとオフサイトによるリスクは高くないと判定された。したがって、その汚染現場における土壤の吸着特性や微生物分解特性といった減衰に関するパラメータを把握することがサイトモデルの適用に当たり重要となる。今後、微生物による分解や土壤への吸着といったパラメータを取得し、このシステムの強化を図りたいと考える。

4. おわりに

近年、わが国においてもリスクを基にした汚染評価およびリスク管理に関する考え方が浸透しつつあり、わが国に適合した暴露評価モデルの開発が重要である。このためには、土壤・地下水に関する諸パラメータを整備する必要があり、今後これらのパラメータ整



第3表 GERAS-2によるヒ素およびTCE汚染の評価例。

化学物質	減衰	オンサイト		オフサイト	
		リスク判定	浄化目標	リスク判定	浄化目標
ヒ素 150 mg/kg	無	●	71 mg/kg	○	>150 mg/kg
	有(吸着)	○		○	>150 mg/kg
TCE 10 mg/L	無	●	0.18 mg/L	●	8.9 mg/L
	有(吸着)	○		○	>100 mg/L
	有(微生物 0.01 [1/year])	○		○	16 mg/L

備を行い、地圏環境評価システムのバージョンアップを図っていく予定である。

引用文献

American Society for Testing and Materials (1998) : Standard Guide for Risk-Based Corrective Action, ASTM PS-104, Philadelphia, PA.
川辺能成・坂本靖英・駒井 武(2003) : わが国における土壤中重金類の暴露量推定 - 地圏環境評価システムの開発に関する研究 -, 資源と素材, Vol.119, No.6, 7, pp. 427-433.

川辺能成・坂本靖英・駒井 武(2005) : わが国における土壤中有機化合物の暴露量推定 - 地圏環境評価システムの開発に関する研究 -, 資源と素材, Vol.121, No1, pp.19-27.
駒井 武(2004) : 土壤汚染のリスクマネジメント, ケミカルエンジニアリング, Vol.69, No.5, pp.329-335.

KAWABE Yoshishige, HARA Junko and KOMAI Takeshi (2006) : Risk Assessment of Hazardous Chemical Substance by Geo-environmental Risk Assessment System.

<受付 : 2006年9月22日>