

1. 稼働中の工場における VOC 汚染土壌・地下水の人の健康リスク評価

保高 徹生 (横国大院・環、国際航業株)・松田 裕之 (横国大院・環)

中島 誠 (国際航業株)・武 暁峰 (清華大・水利水電工程系、国際航業株)

1. はじめに

近年、工場跡地の再開発や売却の際、あるいは稼働中の工場における環境管理の一環として土壌・地下水汚染調査を実施する事業者が増加しており、土壌・地下水汚染の判明件数は著しく増加している。一般に土壌汚染および地下水汚染とは、土壌および地下水が環境基準 (以下、基準) に適合しない状態と定義されており、土壌汚染対策法 (以下、法) では指定区域の指定基準 (土壌溶出量基準、土壌含有量基準) に適合しない状態と定義されている。

法や条例においては水濁法に係る特定施設の廃止や一定の面積以上の土地改変時に土壌調査が義務づけられているが、これは概ね有害物質を使用していた工場の廃止や大規模土地開発を対象としている。

一方、稼働中の工場においては法や条例による調査義務はないものの、ISO14000 シリーズの取得や環境報告書に作成など企業の環境に対する姿勢として、自主的に土壌・地下水汚染調査を実施する事例が増えている。これらの工場では、敷地外部に対して影響を与える可能性が大きい揮発性有機化合物 (以下、VOC) を対象に調査を実施することが多く、しばしば基準を超過する濃度の VOC が確認される。

稼働中の工場における土壌・地下水汚染対策は大きく二つに分けられる。一つは、敷地外への汚染地下水の流出防止を目的としたバリア井戸や遮水壁の対策といった対処療法的な対策 (以下、緊急対策) であり、もう一つは、汚染源における汚染土壌・汚染地下水の浄化または除去といった根本的な対策 (以下、汚染源対策) である。これらの対策の目的は最終的には敷地全域での基準適合であるが、稼働中の工場においては、生産設備等の兼ね合いから汚染源対策を実施することは難しい場合が多く、効率の悪い汚染源対策もしくは緊急対策しか実施できない工場も少なくない。そのため長期にわたって対策を継続する必要がある、対策の初期費用だけでなくランニングコストも事業者の経済的負担となる。

著者らは、稼働中の工場における VOC による汚染土壌・地下水に起因する人の健康リスク (以下、健康リスク) は、その暴露経路が限定されていることから、そのサイトの特性 (土地利用・周辺での地下水利用・水利地質条件) により大きく異なると考えた。つまり、稼働中の工場において VOC による汚染土壌・地下水の対策は、各サイトにおいて適切な健康リスクを評価し、現在もしくは将来において健康リスクが生じると判断された場合について対策を実施する必要があり、それ以外の場合については工場の改変時や特定有害物質の取扱い終了時、工場の閉鎖時等の物理的に対策の施工が容易な機会に実施すればよいと考えた。土壌・地下水汚染の問題は、土地の評価や企業の責任等の問題も絡むため健康リスクの観点からのみ対策の必要性を判断することは難しい。しかし対策の必要性についての判断基準として健康リスクは一つの指標である。

本研究では、稼働中の工場におけるトリクロロエチレン (以下 TCE) 汚染土壌・地下水について、サイト特性 (土地利用・周辺での地下水利用・水利地質条件) が、健康リスクに及ぼす影響の大小におよび対策の必要性について検討した。健康リスク評価方法は、米国

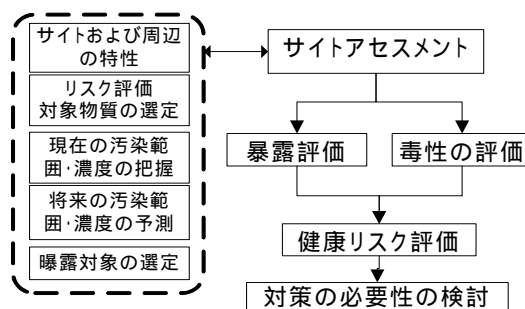


図 1 本研究における人の健康リスク評価の概念

U.S.EPA¹⁾²⁾ の考え方をベースに、稼働中の工場における VOC 汚染土壌・地下水を経由した健康リスク評価モデルを提案し、サイト特性の異なる 2 つの VOC 汚染サイトに適応した例を報告する。

2. リスク評価の手法

土壌・地下水中の VOC に起因する健康リスク評価は、 サイトアセスメント、 暴露評価、 毒性の評価、 健康リスクの有無もしくは大小の評価という手順をとる。本研究における健康リスク評価の概念図を図 1 に示す。

2.1. 土壌・地下水からの暴露評価

1) 暴露経路

土壌・地下水中に存在する VOC の人への暴露経路を図 2 に示す。

土壌経由の暴露経路は土粒子に付着した化学物質の経口摂取 (R-S1)、皮膚摂取 (R-S2)、吸引摂取 (R-S3)、揮発した化学物質の室内ガス吸引 (R-S4) および屋外ガス吸引 (R-S5) の 5 つの経路が存在する。また地下水経由の暴露経路は、井戸から揚水した地下水の飲料による経口摂取 (R-W1)、入浴による皮膚からの摂取 (R-W2)、入浴によるガス化した VOC の吸入摂取 (R-W3) による経路が存在する。また、(R-W4)、(R-W5) は汚染地下水から揮発、地上部まで拡散した VOC を吸入する経路であり、(R-W6)~(R-W8) は汚染地下水が公共用水域に流れ込んだ場合の暴露経路である。(R-W9) は汚染地下水を使用して栽培した植物を摂取する経路である。ただし (R-W4)~(R-W9) は本研究では対象外のため記載していない。

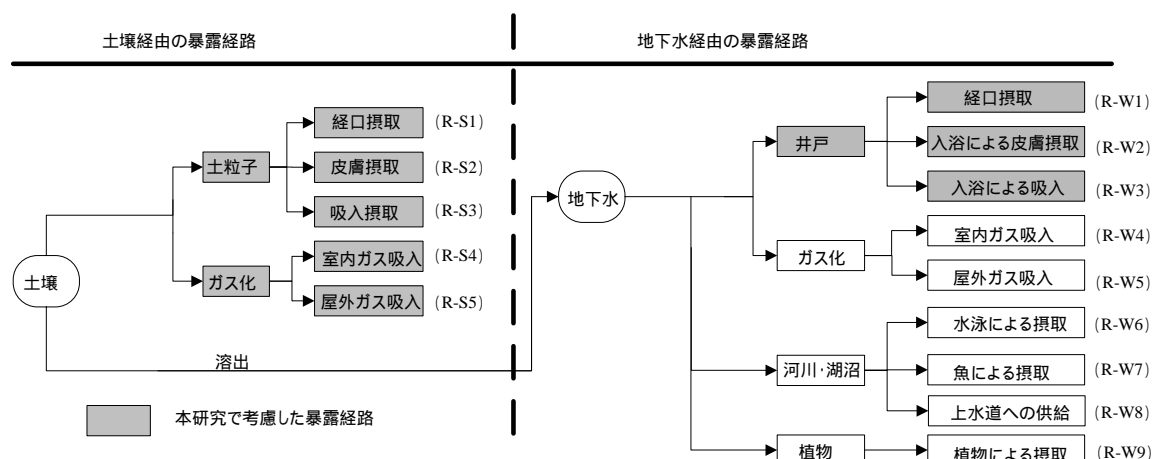


図 2 土壌・地下水中の存在する VOC からの暴露

2) 暴露対象

稼働中の工場における暴露対象を表 1 に示す。工場内では暴露対象は従業員で、暴露媒体は地下水利用がある場合は土壌・地下水、地下水利用がない場合は土壌のみとなる。また、敷地外では暴露対象は住民で、暴露媒体は地下水利用がある場合は地下水のみ、地下水利用がない場合は暴露経路が存在しない。

表 1 稼働中の工場における VOC 汚染土壌・地下水の暴露

	曝露対象者	地下水利用	曝露媒体
工場内	従業員 (大人)	無	土壌
		有	土壌・地下水
敷地外	住民 (大人・子供)	無	曝露無
		有	地下水

3) 暴露量評価

図 2 に示した暴露経路の暴露量算定式²⁾を式(1)~(8)に示す。これらの式は、幼児期と大人の体重差を考慮したもので、U.S.EPA(1989)¹⁾と比較して高い暴露量を算出することから、安全側のリスクを算出するため用いた。

実測および実測値より算定した化学物質の濃度を表 2 に示す。また、共通暴露パラメーターを表 2 に示す。これらのパラメーターは対象地の土地利用および暴露評価期間に応じて設定した。土壌経由の暴露量評価時には通常土壌含有量を使用するが、我が国の調査では VOC は溶出量しか測定しないため、本研究では溶出量と含有量が同値として仮定して算定した。

$$RS1 = \frac{C_{soil-s} \cdot 10^{-6}}{At} \left(\frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Is_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(1)$$

$$RS2 = \frac{C_{soil-s} \cdot Df \cdot 10^{-6}}{At} \left(\frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Af_A \cdot Sa_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(2)$$

$$RS3 = \frac{Cp}{At} \left(\frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Ih_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(3)$$

$$RS4 = \frac{C_{air(in)-soil} \cdot Of}{At} \left(\frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Ih_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(4)$$

$$RS5 = \frac{C_{air(out)-soil} \cdot Of}{At} \left(\frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Ih_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(5)$$

$$RW1 = \frac{C_{water}}{At} \left(\frac{Ef_C \cdot Ed_C \cdot Iw_C}{Bw_C} + \frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Iw_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(6)$$

$$RW2 = \frac{C_{water} \cdot Pc \cdot Et_{bath} \cdot 10^{-3}}{At} \left(\frac{Ef_C \cdot Ed_C \cdot Ss_C}{Bw_C} + \frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Ss_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(7)$$

$$RW3 = \frac{C_{air(in)-water} \cdot Et_{bath} / 24}{At} \left(\frac{Ef_C \cdot Ed_C \cdot Ih_C}{Bw_C} + \frac{Ef_A \cdot Ed_A \cdot Ih_A}{Bw_A} \right) \quad \dots\dots式(8)$$

2.3. 毒性評価¹⁰⁾¹¹⁾

TCEが人の健康に及ぼす影響については、動物実験および疫学調査からある程度の知見が報告されている。低濃度の慢性毒性では腎臓障害、肝臓障害、胎児の成長に対する影響などが知られている。また発がん性については、IARCでは2Aに分類されており、発がん性の可能性が高い物質とされている。

TDI(一日耐用摂取量)については、WHO¹⁰⁾は動物実験のNOAEL0.146mg/kg/dayに種差および個体差としてそれぞれ1/10ずつ乗じて、 1.46×10^{-3} mg/kg/dayを設定している。一方、USEPA¹¹⁾は経口摂取のRfD(TDI同義)として動物実験のLOAEL1.0mg/kg/dayに種差、慢性毒性の実験期間の短さ、LOAELとNOAELの不確実性、個体差、TCEおよびその代謝物の一般の暴露の不確実係数3000で除した値、 3.0×10^{-4} mg/kg/dayをTDIとして設定している。

また、発がん性に対するSf(スロープファクター)は、WHO(7.8×10^{-4} (mg/kg/day)⁻¹)とUSEPA(4.0×10^{-1} (mg/kg/day)⁻¹)では、100倍以上異なる値を用いている。

以上のことから、本研究では健康リスク評価のエンドポイントを、TCEによる慢性毒性が発病しないこと、TCEの生涯の発がんリスクが 10^{-5} を超過しないことと設定し、安全側のリスク評価するUSEPAのTDIおよびSfを、TCEの健康リスク評価に使用することとした。なお生涯の余剰発がんリスクの許容値については、米国のスーパーファンドの浄化発動基準の 1×10^{-4} を使用する。

$$TDI = 4.0 \times 10^{-4} \text{ mg/kg/day}$$

$$\text{生涯の余剰発がんリスクの許容範囲} \leq 10^{-4}$$

表2 化学物質の濃度のパラメーター

記号	単位	暴露パラメータ	算出方法
C_{soil-s}	(mg/kg)	表層土壌のVOC含有量	GL-1mまでの最大濃度で算定 日本ではVOCの含有量は測定しないため 溶出量(実測値)と同値と仮定した
$C_{air(in)-soil}$	(mg/m ³)	室内空気中のVOC濃度	C_{soil-s} より算定 本計算には、Groundwater Services, Inc. 社のRBCA TOOL KIT for Chemical Release ¹²⁾ を使用した
$C_{air(out)-soil}$	(mg/m ³)	屋外空気中のVOC濃度	
C_{water}	(mg/l)	地下水中のVOC濃度	各地点における実測値にて算定
$C_{air(in)-water}$	(mg/m ³)	地下水を使用したシャワー 時の空気中のVOC濃度	C_{water} から計算 本計算には、産業技術総合研究所で開発 されたRisk Learning Ver.1.0を使用した。

表3 共通暴露パラメーター

	暴露パラメータ		工場内	敷地外	
	単位	記号			
全体	摂取頻度	(day/year)	Ef	250	365
	摂取期間	(year)	Ed_A	35	74
			Ed_C	-	6
	体重	(kg)	Bw_A	56 ³⁾	56 ³⁾
Bw_C			-	14 ³⁾	
影響期間	(year)	At	80	-	
土壌 直接摂取	土粒子摂取量	(mg/day)	Is_A	100 ⁴⁾	-
			Is_C	200 ⁴⁾	-
土粒子 皮膚摂取	皮膚吸収因子	-	Df	0.1 ³⁾	-
	土粒子吸着因子	(mg/cm ²)	Af_A	0.08 ⁵⁾	-
			Af_C	1 ⁵⁾	-
	土付着皮膚面積	(cm ²)	Sa_A	5000 ⁶⁾	-
Sa_C			2800 ⁶⁾	-	
土壌 経気道摂取	日呼吸量	(m ³ /day)	Ih_A	15.2 ³⁾	-
			Ih_C	8.3 ³⁾	-
	土粒子からの 吸入濃度	(mg/m ³)	Cp	C_{soil}/Pe ⁵⁾	-
一日の工場滞在時間	(hr/day)	Of	0.33	-	
水の摂取	水摂取量	(l/day)	Is_A	2 ³⁾	
			Is_C	1 ³⁾	
シャワー時 の摂取	皮膚透過定数	(cm/hr)	Pc	0.016 ⁶⁾	
	日入浴時間	(hr/day)	Et_{bath}	0.25 ⁹⁾	
	全身皮膚面積	(cm ²)	Ss_A	16000 ⁹⁾	
Ss_C			7300 ⁸⁾		

Aは大人を、Cは子供を示す。

表4 TCEのTDIおよびSf

	TDI	Sf
	mg/kg-day	(mg/kg-day) ⁻¹
USEPA	3.0E-04	4.0E-01
WHO	1.5E-03	7.8E-04

2.4. 健康リスク評価

本研究では TCE の毒性について慢性毒性および生涯の発がん性を両方とも考慮しているため、健康リスク評価は閾値ありのモデルおよび閾値無しモデルを用いて評価した。閾値ありのモデルでは、全暴露量を TDI で除した値 HQ (ハザード比と呼ぶ) が 1 未満ならリスクなし、1 以上ならリスクありと定義する (式 (11))。また閾値無しモデルでは、生涯の発ガンリスクが 10^{-4} を超えたときにリスクありと定義した (式 (12))。

$$HQ = \frac{(\sum_{n=1}^5 R-S(n) + \sum_{n=1}^3 R-W(n)) + DI}{TDI} \quad HQ \geq 1 \quad HQ < 1$$

$$\text{生涯の発ガンリスク} = SF \times (\sum_{n=1}^5 R-S(n) + \sum_{n=1}^3 R-W(n)) > 10^{-4}$$

ここで DI は日常生活における暴露量であるが、本研究では TCE の日常の暴露は考慮しない。

3. 汚染サイトへの適用

上述のリスク評価モデルを用いて、実際に TCE による土壌・地下水汚染が発生しているサイト A およびサイト B の 3 つの汚染源における 5 つの暴露経路について、健康リスク評価を実施した。なお、当該サイトは TCE の分解生成物である cis-1,2-ジクロロエチレン (以下、cis-1,2-DCE) や 1,1-ジクロロエチレン (以下、1,1-DCE) についても基準超過が確認されたが、本研究では TCE のみを対象とする。

3.1. サイトの状況

サイトの状況および汚染状況を表 5 および図 3 に示す。サイト A は湾岸部の工業地域にある工場で、周辺には地下水の飲用利用はないことが確認されている。サイト A には、汚染源 A-1 (以下、汚染源は省略) A-2 が存在し、A-1 では土壌汚染のみが、A-2 では工場内の土壌汚染および地下水汚染が確認されている。サイト A の地下水流動は潮汐の影響を受け、透水性が悪い ($1 \times 10^{-4} \text{cm/s}$) ことから、A-2 の地下水汚染は土壌汚染の範囲と同程度の範囲にしか拡散していないことが確認されている。

表 5 サイト状況

サイト名	汚染源	サイトの状況			汚染の有無		飲用井戸の有無	
		事業所概要	立地	周辺	土壌	地下水	サイト内	周辺
A	A-1	稼働中の工場	湾岸部・工業地域	工場	有(屋内)	無	無	無
	A-2				有(屋内)	有	無	無
B	B-1	稼働中の工場	内陸部・工業地域	住宅地・農地	有(屋外)	有	無	有

井戸 1 は災害用井戸であるが、本研究では飲用井戸として取り扱う

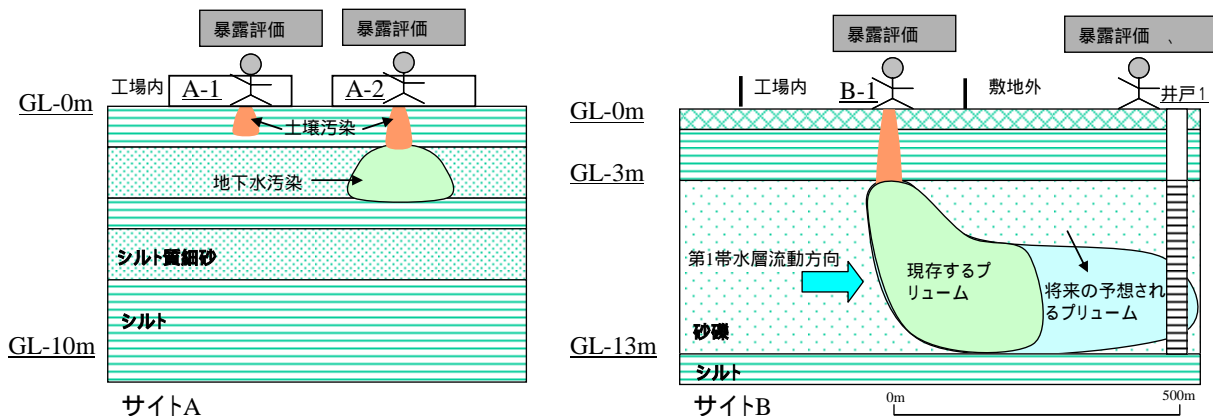


図 3 サイトの汚染状況概念図

サイト B は内陸部の工業地域にある工場で、周辺には災害用の井戸 1 が確認されている。サイト B には汚染源 B-1 が存在し、土壌汚染および地下水汚染が確認されている。井戸 1 は汚染源 B-1 の地下水流動方向下流側 500m に位置しており、現在は環境基準に適合するレベルであるが TCE が検出されている。なおサイト B の第 1 帯水層の透水係数は $1.5 \times 10^{-2}/s$ 、動水勾配は 0.002 である。

3.2. 曝露量算定

2 サイト、3 つの汚染源に対して、表 6 および表 7 に示す 5 つの曝露評価対象を想定した。サイト A の汚染源 A-1 (曝露評価) および A-2 (曝露評価) では、工場内および周辺での地下水利用がなく、土壌汚染は工場内に存在することから、汚染源 A-1 が存在する工場の従業員および汚染源 A-2 が存在する工場の従業員を曝露対象として (R-S4) の曝露経路を考慮した。

サイト B では、工場内での地下水利用はなく、土壌汚染は屋外に存在することから、汚染源 B-1 付近を通過する工場従業員を曝露対象に (R-S1) ~ (R-S3)、(R-S5) の曝露経路 (曝露評価) を考慮した。また、地下水流動方向下流側の井戸 1 では飲用利用があるため、住民を曝露対象に (R-W1) ~ (R-W3) の曝露経路 (曝露評価) を考慮した。地下水濃度は現在の濃度 (曝露評価) および将来の予想される濃度 (曝露評価) にて健康リスクを算定した。なお、将来予想される濃度は MODFLOW で対象地の地下水流動を再現した後に、TCE の一次減衰および吸着、分散を考慮して井戸 1 における定常状態の濃度を、MT3D により計算した濃度を使用した。

表 6 各曝露経路

曝露経路No.	サイト名-汚染源	サイトの状況			汚染の有無		飲用井戸の有無		曝露対象	評価時期
		事業所概要	立地	周辺	土壌	地下水	サイト内	周辺		
	A-1	稼働中の工場	湾岸部・工業地域	工場	有(屋内)	無	無	無	A-1が存在する工場の従業員	現在の濃度
	A-2		工業地域		有(屋内)	有	無	無	A-2が存在する工場の従業員	現在の濃度
	B-1	稼働中の工場	内陸部・工業地域	住宅地・農地	有(屋外)	有	無	有	B-1が存在する工場の従業員	現在の濃度
	B-1								周辺 井戸利用者	現在の濃度
	B-1								周辺 井戸利用者	将来の計算濃度

表 7 各曝露経路の TCE 濃度

曝露評価 No.	汚染源	土壌経由の濃度			地下水経由の濃度	
		Csoil-s (mg/kg)	Cair(in)-soil (mg/m3)	Cair(out)-soil (mg/m3)	Cwater (mg/l)	Cair(in)-water (mg/m3)
	A-1	10	1.4E-04	-	-	-
	A-2	0.07	9.6E-07	-	3	-
	B-1	0.76	-	7.8E-06	8.7	-
	B-1	-	-	-	0.004	3.9E-05
	B-1	-	-	-	0.072	7.1E-04

実際には曝露経路が存在しないため、曝露量算定には使用しない

3.3. リスク評価結果

慢性毒性のリスク評価結果を図 4 に、また生涯の発ガンリスク評価結果を図 5 に示す。

慢性毒性 慢性毒性に対する健康リスク評価の結果、工場内についてはサイト A、サイト B ともにリスクが低いと評価された (図 4- ~)。また、井戸 1 を利用している住民については現在の濃度ではリスクは低い (図 4-)、MT3D により算定した将来の濃度 (以下、将来の濃度) ではリスクが高いと評価される可能性が示唆された (図 4-)。

生涯の余剰発がんリスクに対する健康リスク評価 工場内についてはサイト A、サイト B ともにリスクが低いと評価された (図 5- ~)。井戸 1 を利用している住民については現在の濃度ではリスクは低い (図 5-)、将来の濃度ではリスクが高いと評価される可能性が示唆された (図 5-)。

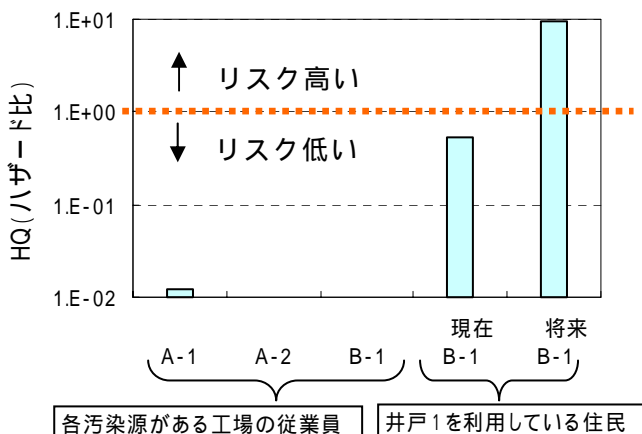


図 4 各曝露経路のハザード比

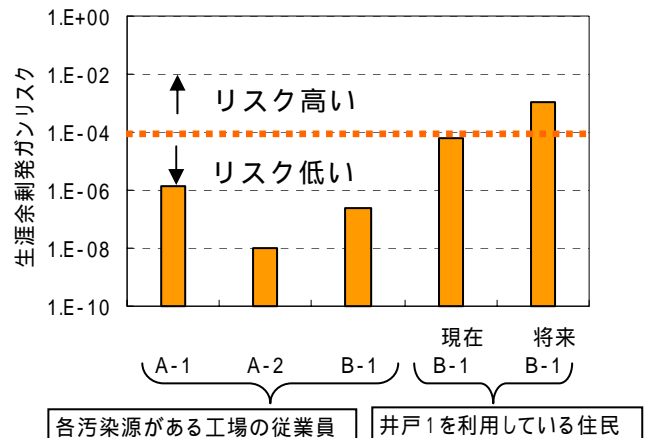


図 5 各曝露経路の発ガンリスク

3.4. 対策の必要性

上記の結果から、健康リスク評価に基づいた対策の必要性について検討した。

サイト A 汚染土壌経路による工場の従業員の健康リスクは低く（図 4.5- ）、また当該工場および周辺において地下水利用がないため、汚染地下水経路での健康リスクは低いと評価される。その結果、今後地下水汚染が周囲に拡散した場合でも、地下水の利用がない限り対策の必要性はない。

サイト B 汚染土壌経路による工場の従業員の健康リスクは低く（図 4.5- ）また当該工場および周辺において地下水利用があるため、汚染地下水経路での健康リスクは現在の濃度ではリスクは低いと評価されるが（図 4.5- ）将来の濃度ではリスクは高いと評価される（図 4.5- ）ため対策の必要性がある。なお、対策は敷地外への汚染地下水の流出防止を最優先に実施すべきであり、汚染源の汚染土壌・地下水の優先度は低い。

4. まとめ

本研究では、稼働中の工場において VOC 汚染土壌・地下水が人の健康に与えるリスクの評価モデルを提案し、2 サイトにおいて工場の従業員および周辺の住民を対象に暴露評価を実施した。本研究で得られた知見を以下に記す。

- 土壌汚染については、高濃度の VOC 土壌汚染（TCE：最高濃度 10mg/kg）が存在した場合でも、工場従業員の健康リスクは低いと評価された。（暴露評価、）
- 地下水汚染については、高濃度の地下水汚染（TCE：最高濃度 8.7mg/l）が存在した場合でも、地下水飲用の利用がない限りは、工場の従業員、周辺の住民の健康リスクは低いと評価された。（暴露評価、）
- 人の健康リスクの観点からみると、稼働中の工場において対策が必要であると考えられるのは、敷地外に VOC 汚染地下水が流出し、周辺住民の地下水利用があるケースで、将来の予想される VOC 濃度による健康リスクが高いと評価される場合である。（暴露評価）
- 敷地外に VOC 汚染地下水が流出している場合は、井戸の現在の VOC 濃度が低くても、将来汚染地下水の移動により濃度が上昇する可能性があるため、結果として健康リスクが高くなることもあり、適切な地下水流動解析と汚染物質の移流拡散解析が必要である。（暴露評価、）

5. 今後の課題

- 本研究では、健康リスクの観点から VOC による土壌・地下水汚染を評価し、対策の必要性について論じた。しかしながら VOC を地下に浸透させた企業の責任や、地下水がもつ資源としての価値の観点からも考える必要があり、これらをどのように評価していくかの検討が課題である。
- 我が国では、土壌経路の暴露評価に必要な VOC の土壌含有量は通常の調査では測定しない。これについては、土壌溶出量との相関関係に基づく土壌溶出量からの推定もしくは土壌ガス濃度からの算出等の方法の検討が必要である。
- 本研究では TCE についてのみリスク評価を実施したが、TCE が存在するサイトでは cis-1,2-DCE や 1,1-DCE がその分解生成物として生じる。そのためこれら物質もリスク評価の中に組み込む必要がある。

参考文献

- 1) U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Guidance for Superfund Volume ,EPA/540/1-89/002, 1989
- 2) U.S. Environmental Protection Agency, User's Guide/Technical Background Document for Region 9 PRG Table, pp22-23, 2004
- 3) 藤長愛一郎,松久裕之,笹本謙,吉田幸司,リスクアセスメントに基づいた土壌・地下水複合汚染現場ごとの浄化目標値に関する検討,土木学会論文集, No.277, pp.39-43,2003
- 4) U.S. Environmental Protection Agency, Exposure Factor Handbook, EPA/600/P-95/002Fa, 1997
- 5) Oregon DEQ, Guidance for Conduct of Deterministic Human Health Risk Assessments, December 1998 Updated May 2000
- 6) 環境省,土壌の直接摂取によるリスク評価等について,2001
- 7) U.S. Environmental Protection Agency, Soil Screening Guidance: User's Guide, Publication 9355.4-23, pp.21-24, 1996
- 8) U.S. Environmental Protection Agency, Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications, EPA/600/8-91/011B, 1992
- 9) (独)産業技術総合研究所 化学物質リスク管理研究センター, 暴露係数ハンドブック 体表面積, <http://unit.aist.go.jp/crm/exposurefactors/>, accessed 2005, April
- 10) World Health Organization, Trichloroethene in Drinking-water, Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality, WHO/SDE/WSH/05.08/22, 2005, accessed 2005 April
- 11) U.S. Environmental Protection Agency, Trichloroethylene Health Risk Assessment; synthesis and Characterization, EPA/610/P-01/002A/August 2001 External Review Draft, August 2001, accessed 2005, April
- 12) Groundwater Services, Inc, RBCA TOOL KIT for Chemical Releases: Software Guidance Manual, 1998