

土壌・地下水汚染の健康リスク管理

Health Risk Management of Contaminated Soil/Groundwater

藤長 愛一郎*1 森澤 眞輔*2 米田 稔*2
Aiichiro Fujinaga Morisawa Shinsuke Minoru Yoneda
吉岡 昌徳*3 笹本 譲*1
Masanori Yoshioka Yuzuru Sasamoto

要旨

複数の有害物質で汚染された土壌や地下水による健康リスクを合理的に管理するために、健康リスクアセスメントを用いて健康リスクの管理濃度を設定する手法を提案・検討した。さらに、実際の汚染現場に本手法で設定したリスク管理濃度を適用し、手法の有用性を評価した。その結果、リスク管理濃度は、井戸水を飲料しない場合や工場用地の場合には、環境基準よりも緩和されるため、環境基準までは浄化が難しいとされている自然減衰法などの原位置浄化法の環境改善効果を正當に位置付けることができ、それらの適用範囲を拡大することができた。

キーワード：土壌・地下水汚染 健康リスク管理、複合汚染 リスク管理濃度

1. はじめに

土壌・地下水汚染の有無の判定基準として、日本では環境基準が設定されており、飲用する場合を想定した安全側の値が日本全域で一律に使用されている。環境基準を用いると、有害物質の調査さえすれば汚染の有無を判断できるというメリットがあるが、浄化対策を行う場合、現場の特性を考慮できないので過剰な対策となる場合があり、特にコスト面で不合理な判断を強いられる可能性がある。一方、欧米のように現場ごとにリスクアセスメントを行って健康リスクを評価すれば、現場の特性を考慮できるが、現場ごとにリスク評価の作業が必要となる。

そこで、現場に特異な条件をフロー図から選択することによって、リスク管理濃度を設定する手法を考案し、実汚染現場に適用した。本研究では、トリクロロエチレン(TCE)および cis-1,2-ジクロロエチレン(cDCE)で汚染された現場を例に、汚染現場以外の不特定汚染源由来の大気中の有害物質(バックグラウンド)を考慮して、各有害物質のリスク管理濃度を設定し、汚染現場の管理について検討した。

なお、本研究は筆者らが2005年の報告¹⁾で設定したリスク管理濃度を、現時点で得られる最新の毒性値、TCEの大気中濃度(バックグラウンド)、摂取量の計算パラメータを使用して、再評価したものである。

2. 健康リスクアセスメント手法

健康リスクアセスメントとは、まず、汚染現場の有害物質の濃度と曝露経路から摂取量を算定し、有害物質の毒性に基づいて、健康リスクを算出する(図1)ことである。

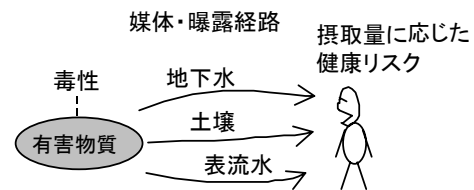


図1 汚染現場における有害物質による健康リスク評価の概念図

2.1 有害物質の摂取量

有害物質の摂取量を評価するためには、まず、汚染現場における有害物質の地下水中濃度(C_W)、土壌中含有量(C_s)、または川や湖沼などの表流水中濃度(C_{GW})を調査する。次いで、汚染現場における曝露特性に応じて、地下水、土壌、表流水の各曝露経路による摂取量を算定する。

例として、有害物質を含む地下水を飲用する場合の摂取量 I (mg/(kg・日))の計算式を式(1)に示す²⁾。

$$I = \frac{C_{GW} \cdot I_W \cdot Ef \cdot Ed}{Bw \cdot At} \quad (1)$$

C_{GW} : 有害物質の地下水中濃度 (mg/L)

I_W : 飲料水の日摂取量 (L/日)

Ef : 摂取頻度 (日/年) Ed : 摂取期間 (年)

Bw : 体重 (kg) At : 影響期間 (日)

*1 大阪本店 土木技術部 (環境グループ) *2 京都大学大学院 工学研究科 *3 兵庫県立健康環境科学研究所

次に、各曝露経路を組み合わせた曝露ケースの摂取量を算定するために、各曝露経路の摂取量を合算し、健康リスクを評価する。

2.2 健康リスクの評価

健康リスクのエンドポイントには、がんとがん以外の病気とがあり、がん以外の病気の場合には、発病の閾値に安全率を見込んだ値(Reference Dose(*RfD*))と摂取量とを比較して、摂取量が *RfD* を超えなければ健康リスクに問題がないとする。このことを数式で表わすと式(2)となる。

$$HI = \frac{I}{RfD} \quad (2)$$

HI : ハザード指標 (Hazard Index)
RfD : 発病の参照用量 (mg/(kg・日))

すなわち、*HI* が 1 未満であれば、健康影響は発現しないとされる²⁾。また、汚染現場に TCE や cDCE などの同類の有害物質が複数ある場合は、各有害物質の *HI* を加算して、その合計値で評価する。

本研究では、TCE の *HI* は世界保健機構(WHO)が設定した 0.00146 (mg/(kg・日))³⁾ を、cDCE については 0.017 (mg/(kg・日))⁴⁾ を使用した。

また、発がんリスクについても、摂取量を用いて式(3)で各有害物質のリスク(*Risk*)を算出し、各リスクを加算して総合リスク(*Risk_T*)を算定する。

$$Risk = I \times Sf \quad (3)$$

Risk : 発がんリスク
Sf : 発がん係数(Slope factor) (mg/(kg・日))⁻¹

Risk_T が 1×10^{-5} の場合は一生において発がんする確率が 10^{-5} (10万人に1人)であることを示し、この値はWHOの飲料水や日本の水道水質基準などを設定する際に受容できるとされた値である。

本研究では、TCEの経口・皮膚摂取の*Risk* はWHOが設定した 7.8×10^{-4} (mg/(kg・日))^{-1 3)} を、肺からの吸入については 1.46×10^{-3} (mg/(kg・日))^{-1 5)} を使用した。cDCEは発がん性物質とされておらず、*Sf* が得られないので*Risk*の計算からは除く。

3. 土壌・地下水由来以外の健康リスク

健康リスクを正確に評価するために、有害物質の摂取量は、有害物質毎に全ての曝露経路が加算されるべきである。2. では地下水、土壌、表流水が媒体となる場合についての健康リスクを取り上げたが、実際の環境中では、有害物質

が大気中や食物中にも含まれることがある。それぞれの摂取量は微量であっても、他の媒体による摂取と重なったときには無視できない場合もある⁶⁾。よって、本研究ではTCEおよびcDCEの大気中のバックグラウンド値による健康リスクを土壌・地下水による健康リスクに加算した。

大気中のバックグラウンド値として、平成 16 年度の日本全域 361 地点における 4,332 検体の平均値⁷⁾ (TCE 0.93 μg/m³、cDCE データなし) を用いリスクを評価した。その結果、ハザード指標(*HI*)は 0.21、発がんリスク(*Risk*)は 1.1×10^{-7} となった。ハザード指標は 1 未満で、発がんリスクも受容できるリスクレベル 10^{-5} に比較して十分小さいので、バックグラウンド大気中の TCE による健康リスクは問題のないレベルといえる。

4. リスク管理濃度の設定手法

4.1 汚染現場のリスク管理濃度の設定手順

リスク管理濃度を設定するためには、バックグラウンドを含めた総合 *HI* が 1 に相当する有害物質濃度を算出すればよいが、TCE や cDCE などの類似の有害物質がある場合は、各有害物質に *HI* を割当てる必要がある(図2)。同じ種類の有害物質であれば、リスクは単純和で表わすことが支持されている⁷⁾ ことより、各物質への *HI* の割当ては物質の数による等分とできる。

以下では有害物質として、2 種類の揮発性有機塩素化合物(TCE および cDCE)を対象としたリスク管理について示す。この 2 物質が汚染現場とバックグラウンド大気中にある場合は、総合の *HI* の受容値 1 からバックグラウンド大気中の *HI* 値 0.21 を引いた値を 2 (2 種類)で除して、物質毎の *HI* 受容値を $(1-0.21)/2 = 0.40$ とできる。そして、その *HI* に相当する各物質の濃度を算出して、*HI* によるリスク管理濃度とした。発がんリスクについても別途、生涯リスクレベル 10^{-5} に相当するリスク管理濃度の算出を行い、*HI* と *Risk_T* に基づいて算出された 2 つの濃度の内、安全側の値、すなわち小さい方をリスク管理濃度とできる。

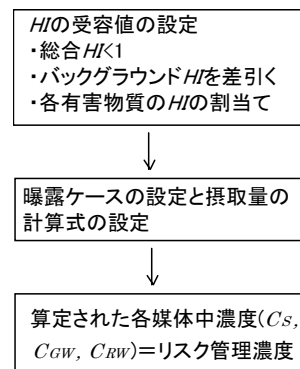


図2 HIに基づくリスク管理濃度の設定手順

次に汚染媒体ごとに汚染現場の条件に対応した曝露経路を設定し(図3)、曝露ケースごとの摂取量(I)を算定した。このIの計算式は、3種の媒体中濃度(C_S, C_{GW}, C_{RW})を変数とし、各変数に多数のパラメータが関係する数式で表される。この数式よりリスクの受容値(HIでは0.04)に相当する各媒体中濃度を得るために、土壌中-地下水中濃度および表流水中-地下水中濃度の関係式を用いて3つの変数を1つにして方程式を解き、リスク管理濃度とした(4.3参照)。

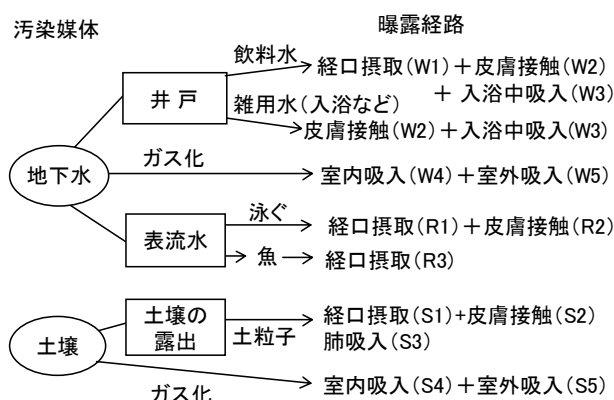


図3 汚染現場の条件に対応した曝露経路

4.2 曝露ケースの設定

選択した曝露経路の組み合わせにより、可能な曝露ケース(表1)を設定した。

表1 曝露経路の組合せによる曝露ケースの設定

用途	使用条件			曝露ケース No
	井戸の使用状況	表流水の有無	土壌の露出の有無	
住宅	飲料水として使用 (W1+W2+W3+W4+W5)	有 +(R1+R2+R3)	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	1
			無 +(S4+S5)	2
		無	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	3
			無 +(S4+S5)	4
	雑用水(入浴など)として使用 (W2+W3+W4+W5)	有 +(R1+R2+R3)	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	5
			無 +(S4+S5)	6
		無	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	7
			無 +(S4+S5)	8
	使用しない (W4+W5)	有 +(R1+R2+R3)	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	9
			無 +(S4+S5)	10
		無	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	11
			無 +(S4+S5)	12
工場・商用地	飲料水として使用 (W1+W4+W5)	無 (レジャー等不使用)	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	13
			無 +(S4+S5)	14
	使用しない (W4+W5)	無 (レジャー等不使用)	有 +(S1+S2+S3+S4+S5)	15
			無 +(S4+S5)	16

住宅地においては、地下水の使用状況、表流水の有無、表層土壌の露出の有無によって、曝露経路の組み合わせをNo.1~12の12ケース設定した。また、工場または商用地においては、地下水の飲料の有無、表層土壌の露出の有無によって、曝露経路の組み合わせをNo.13~16の4ケース設定し、合計で16通りの曝露ケースを設定した。

摂取量は、地下水経路による摂取量(W1~W5)、表流水経路による摂取量(R1~R3)、および土壌経路による摂取量(S1~S5)をそれぞれの計算式⁹⁾により算定した。その計算式には、有害物質の性質、土質、人の体や生活様式などに関するパラメータは基本的に米国のデータ²⁾¹⁰⁾を使用した。体重¹¹⁾¹²⁾¹³⁾や寿命¹⁴⁾については日本独自のデータを使用した。

そして、曝露経路ごとに算定した摂取量を、設定した曝露ケースに応じて加算し、曝露ケースの摂取量とした。

各有害物質のHIは、各媒体中濃度(C_S, C_{GW}, C_{RW})を変数として、まとめた係数をそれぞれ k_{GW}, k_S, k_{RW} として表すと、式(4)で表される。

$$HI = k_{GW} \times C_{GW} + k_S \times C_S + k_{RW} \times C_{RW} \quad (4)$$

4.3 表流水中・土壌中濃度と地下水中濃度の関係式

$HI = 1$ かつ $Risk_T = 10^{-5}$ に相当する有害物質濃度を得て、リスク管理濃度を算出するためには各曝露ケースについて、式(4)中の表流水中濃度、土壌中濃度、地下水中濃度の3種の変数を1つにする必要がある。

そこで、土壌中濃度(C_S)は有害物質の土壌への吸着・脱着を考慮して、地下水中濃度(C_{GW})、有機炭素-水分分配係数、および土壌の有機炭素含有率(f)のそれぞれの積で表される式(5)(非イオン性の物質に適用可能)を用いて計算した¹⁵⁾。

$$C_S \text{ (mg/kg)} = K_{oc} \times f \times C_{GW} \quad (5)$$

C_{GW} : 地下水中濃度 (mg/L)

K_{oc} : 有機炭素-水分分配係数 (L/kg)
(TCE 166, cDCE 35.5 L/kg)¹⁶⁾

f : 土壌の有機炭素含有率 (0.01¹⁷⁾を使用)

また、表流水中濃度(C_{RW})は、日本の排水基準が環境基準の10倍に設定されていることを参考に、希釈の割合を安全側に考えて、地下水中濃度(C_{GW})の1/10とした。

これらの濃度換算式を式(4)に代入すると、式(6)が得られる。

$$0.4 = (k_{GW} + k_S \times K_{oc} \times 0.01 + k_{RW} \times 0.1) \times C_{GW} \quad (6)$$

この式より各有害物質の C_{GW} が算出でき、その値ががん以外の発病に関するリスク管理濃度になる。発がんリスク

に関するリスク管理濃度についても同様に、算出できる。

4.4 リスク管理濃度の設定結果および考察

前述のリスク管理値の設定手法を用いれば、複数の有害物質で汚染された現場のリスク管理濃度を設定することができる。TCE と cDCE の 2 種類の有害物質で汚染されている現場の曝露ケースごとのリスク管理濃度を比較すると、最小になるケースは地下水を飲用する場合で、TCE, cDCE のリスク管理濃度はそれぞれ 0.01 mg/L, 0.1 mg/L と環境基準(TCE 0.03 mg/L, cDCE 0.04 mg/L)と同程度になった。最大になるケースは工場用地で地下水を利用せず、表流水がなく、土壌の露出もない場合で、TCE, cDCE のリスク管理濃度はそれぞれ 0.9 mg/L, 30 mg/L となった。曝露ケース全体でみれば、井戸水を使用しない場合のリスク管理濃度は飲用する場合の 20~50 倍程度大きく、また工場用地の方が住宅地より 2~5 倍大きくなった。

5. 実汚染現場での事例研究

前述のリスク管理濃度の設定手法を実汚染現場に適用して管理濃度を設定し、リスク管理濃度を用いる管理の妥当性を考察する。

5.1 汚染現場の状況

1983 年に TCE および cDCE による地下水汚染が兵庫県太子町で発見され、1970 年から月平均 12 トンの TCE を使用していた工場が汚染源として特定された。汚染源対策として揚水処理され、1985 年には汚染源となっている土壌を除去した。地下水は工場から南側方向に流れており、この地下水の流れに沿って TCE 汚染が広がっていた (図 4)。

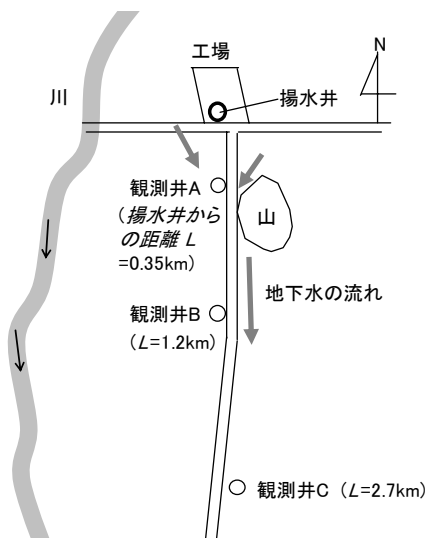


図 4 汚染現場の概念図

図 5 に汚染源を除去した後の 1985 年からの揚水井、観測井 A (揚水井からの距離 $L = 0.35$ km)、観測井 B ($L = 1.2$ km)、観測井 C ($L = 2.7$ km) の地下水中 TCE 濃度の経年変化を示す。揚水井戸の TCE 濃度は 1985 年以後、減少しており、汚染源を除去した効果が現れていることが分かる。年ごとに季節変動を繰り返しているのは、雨による夏季の地下水面上昇によって、地下水面上昇の土壌中に滞留している TCE が地下水中に溶出する影響と考えられる。cDCE 濃度については、TCE 濃度に比例しており、 $C_{DCE} = 0.58 \times C_{TCE}$ で表わされる関係が成立していることが確認されている¹⁸⁾。

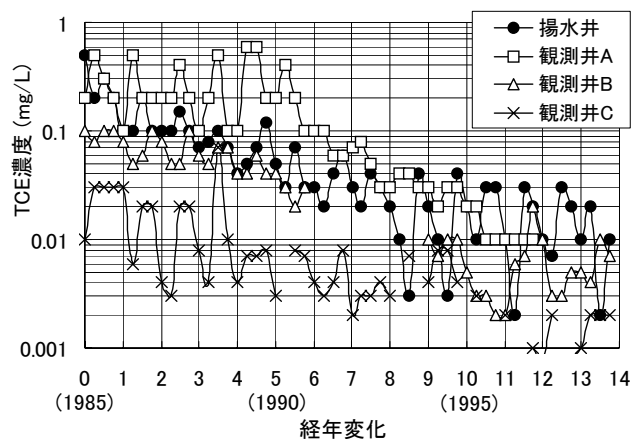


図 5 揚水井、観測井 A、観測井 B、観測井 C における地下水中 TCE 濃度変化

5.2 リスク管理濃度の設定

濃度変化の予測値をもとに、各井戸における健康リスクを評価し、各地域のリスク管理濃度について考察する。

5.2.1 曝露経路

表 1 で示した曝露ケースの内、代表的なケースとして以下に注目する。

- ケース 7 : 住宅地で、地下水を雑用水として使用し、土壌表面が露出している場合
- ケース 12 : 住宅地で、地下水は使用せず、舗装がある場合
- ケース 13 : 工場で、地下水を飲料水として使用し、土壌表面が露出している場合

5.2.2 リスク管理濃度

4.1 では TCE と cDCE のそれぞれのリスクの受容値は均等に $HI=0.40$ としたが、この現場では cDCE の濃度は TCE 濃度の 0.58 倍であり、許容リスクの配分はこの割合に応じ、 $TCE:cDCE=1:0.58$ とする。この配分を用いて算出したリスク管理濃度は表 2 のようになる。

表2 現場での TCE と cDCE の濃度比を用いて算定した曝露ケース別の地下水リスク管理濃度

No	曝露シナリオ	HIに関するリスク管理濃度*		Riskに関するリスク管理濃度**
		TCE	cDCE	TCE
7	住宅地+地下水(雑用水)+土壌露出	0.2	0.1	6
12	住宅地+地下水利用なし+土壌露出なし	0.3	0.2	9
13	工場+地下水(飲用)+土壌露出	0.04	0.02	1
環境基準		0.03	0.04	0.03

有効数字1桁、2桁目を切り捨て。太字の値を採用。

*) HIの受容値は、 $(1 - 0.21)/2 = 0.40$

***) Risk_Tの受容値は、 $10^{-5} - 1.1 \times 10^{-7} = 9.9 \times 10^{-6}$

表2のケース7とケース12のリスク管理濃度は、同程度でTCE 0.2~0.3 mg/L、cDCE 0.1~0.2 mg/Lとなり、ケース13についてはTCE 0.04 mg/L、cDCE 0.02 mg/Lとなる。

5.3 数学モデルによる濃度変化の予測

自然減衰法による濃度変化を予測するため、地下水の二次元の拡散・分散に微生物分解を考慮できるU.S.EPAの解析ソフト Bioplume III¹⁹⁾を使用して、数値解法により解析を行った。平田ら¹⁸⁾の報告に基づき、流速は 2×10^{-4} cm/sec、動水勾配は0.004 m/mとし、有効間隙率は0.2と設定した。また、対象範囲は南北3,300m×東西900m、計算のメッシュは150m×150m、境界条件は対象範囲外の水位(一定)、ステップ数は100(10年間では0.1年ごと)とした。

揚水井における地下水中TCE濃度変化の予測結果を図6に示す。微生物分解による一次反応速度係数(k_b)については、揚水井戸の実測値と k_b を $2.5 \times 10^{-4} \sim 2.5 \times 10^{-3}$ (1/日)の範囲で変化させた場合のシミュレーションを行い、実現象を再現するのに適切と考えられる値で、安全側の(濃度減少を過大評価しない)値として $k_b = 5.0 \times 10^{-4}$ (1/日)を採用した。

観測井Aおよび観測井Bにおける地下水中TCE濃度変化の実測値と計算値を図7に示す。観測井Aの実測値は1985年の初期値0.2 mg/Lから6年目までは季節変動を繰り返すだけで減少は見られないが、6年後からは次第に減少している。一方、計算値は5年から10年までの期間には、濃度が減少しない結果となった。観測井Aの実測値が6年目まで減少しないのは、上流からの汚染流入が原因と考えられる。また、観測井Bの実測値は1985年の初期値0.1 mg/Lから11年目までは経年的に減少して0.002 mg/Lになり、その後、一旦0.02 mg/Lまで上昇し、その後減少している。計算値も経年的に減少しているが、11年目以後は減少速度が低下しており、これは上流からの汚染物質の移流・分散による供給が原因と考えられる。

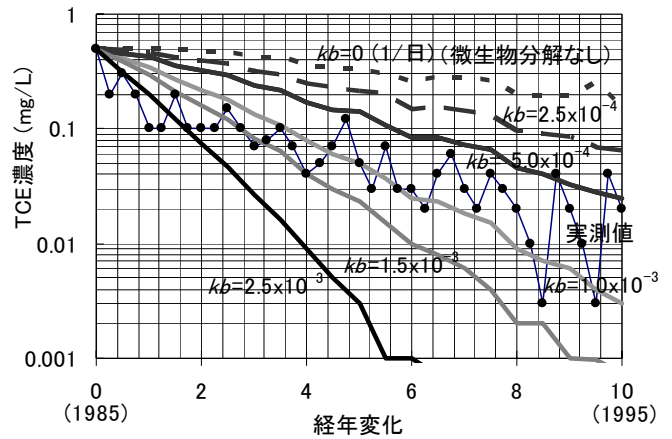


図6 揚水井における地下水中TCE濃度変化の予測結果

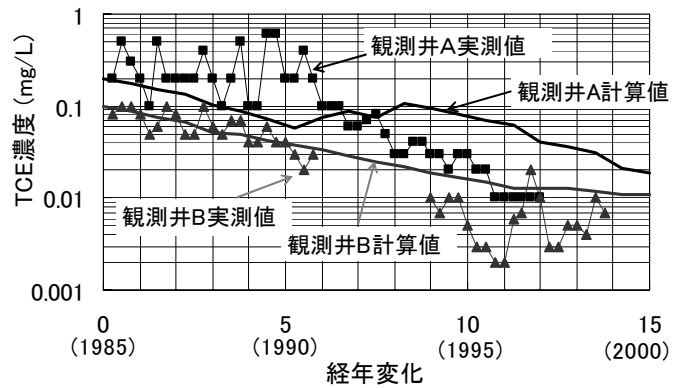


図7 観測井Aおよび観測井Bにおける地下水中TCE濃度変化の実測値と予測値

5.4 リスク管理濃度の適用

1985年に汚染源を掘削除去した後は、最も汚染されている揚水井においてもTCE濃度が0.5 mg/L程度に減少する。曝露シナリオをケース7(住宅地で、地下水を雑用水として使用し、土壌露出あり)の場合、TCEのリスク管理濃度を表2より0.2 mg/Lとし、濃度変動を考慮して浄化目標をその半分の0.1 mg/Lとすると、4年で目標を達成し、その後はモニタリング等で管理だけすればいいということになる。また、観測井戸Aでは計算では9年、実際は6年で0.1 mg/Lを満たし、観測井戸Bでは計算では初年(初期値)、実際は3年で0.1 mg/Lを満たす。

よって、地下水の飲用利用がない、または飲用を中止することができれば、汚染源除去後6年で工場の南側(地下水下流)に確認されているTCE分布地下水域は健康に影響を及ぼさないと見える。

以上の結果により、一定期間内に環境基準までの浄化を保証することが困難な自然減衰法も汚染浄化法として有効となり、この汚染現場の浄化技術として選択できることを、

この現場での事例評価により示すことができた。

5.5 汚染現場にリスク管理濃度を適用する上での課題

全国的に土壌・地下水の環境を改善するためには、合理的に健康リスクを下げていく必要がある。そのためには土地利用の目的に対して過度な汚染対策は浄化事業を推進する上でプラスにはならない。研究者は科学的根拠に基づいたリスクを示すことに努め、為政者は住民に十分な情報を提供して、目的に応じた適切な浄化レベルについて説明し、汚染原因者は適切な汚染対策を行って住民の健康被害を防ぐ努力をすべきである。

ここで示したリスク管理濃度が採用されず、環境基準を満たす完全な浄化が求められる場合も考えられるが、本研究によって汚染現場が及ぼす健康リスクを把握した上で、健康リスクに影響のないレベルまで汚染を低減する対策を選ぶのか、それとも環境基準まで低減する対策を選ぶのかという選択肢を社会へ提供できれば、汚染対策に費用対効果の概念も加わり、汚染現場が合理的に対策されていくと考えられる。

6. おわりに

本研究では、まず健康リスクアセスメントの概念を用いて、TCEとcDCEで土壌・地下水が複合汚染された現場における各有害物質のリスク管理濃度を設定する手法を提案し、実際の汚染現場に本手法を適用した。

その結果、一定期間内に環境基準までの浄化を保証することが困難な自然減衰法などの原位置浄化法の環境改善効果でも、土地の使用条件を考慮したリスク管理濃度を目標に汚染対策を行うことで、汚染レベルを合理的に健康リスクに問題がないレベルにまで下げることができ、原位置浄化法の適用範囲が拡大することを示した。

この手法を用いて、一度、各有害物質について曝露ケースごとにリスク管理濃度を設定しておけば、汚染現場の特性に応じた管理濃度を用いて、汚染管理の枠組みをデザインすることができる。そして、このリスク管理濃度を用いて対策を行えば、がん発現の防止を含めた健康リスクをマネジメントするための汚染対策の意義を明示することができ、そのための汚染対策を幅広い対策技術の中から選択することも可能になると期待される。

参考文献

1) 藤長愛一郎ら：土壌・地下水汚染の健康リスク管理手法，土壌

環境センター技術ニュース，No.10，2005

- 2) U. S. EPA : Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I, EPA/540/1-89/002, 1989
- 3) WHO : Trichloroethylene in Drinking-water, p.29, WHO/SDE/WSH/05.08/22, 2005
- 4) WHO : 1,2-Dichloroethylene in Drinking-water, p.4, WHO/SDE/WSH/03.04/21, 2003
- 5) WHO : Air Quality Guidelines - Second Edition, Chapter 5.15 Trichloroethylene, p.12, 2000
- 6) Fujinaga, A. et al. : Risk Evaluation of Human Health for Exposure of Volatile Organic Compounds in Air by Using U.S.EPA Risk Assessment Methodologies, 環境衛生工学研究 Vol.16, No.2, pp.5-15, 2002
- 7) 環境省環境管理局：平成16年度地方公共団体等における有害大気汚染物質モニタリング調査結果について，2005
- 8) Berg, R. and Roels, J.M. : Risk assessment to man and the environment in case of exposure to soil contamination, Table 15, RIVM, the Netherlands, No.725201007, 1991
- 9) 藤長愛一郎ら：リスクアセスメントに基づいた土壌・地下水複合汚染の現場ごとの浄化目標値設定手法に関する検討，土木学会論文集 No.727/VII-26, pp.39-47, 2003
- 10) ASTM : Standard Guide for Risk-Based Corrective Action Applied at Petroleum Release Sites, pp.185-235, 1995
- 11) 厚生労働省：平成15年国民健康・栄養調査報告，第13表 身長・体重の平均値及び標準偏差（性・年齢階級別），p.150, 2003
- 12) 総務省統計局：日本の統計2005，第2章人口・世帯，2-4年齢各歳別人口（平成15年），2005
- 13) 厚生労働省：平成17年度「出生に関する統計」の概況，人口動態統計特殊報告，3(5)出生時の体重，2005
- 14) 厚生労働省：日本人の平均余命，平成16年簡易生命表，1 主な年齢の平均余命，2004
- 15) Schwarzenbach, R. P. et al. : Sorption, solid-aqueous solution exchange, Chapter 11, Environmental Organic Chemistry, John Wiley & Sons, Inc., pp.268-269, 1993
- 16) Michigan Department of Environmental Quality : Toxicological Data Table. USA, 2000
- 17) 地盤工学会 : 土質試験の方法と解説（第一回改訂版），p.201, 2000
- 18) 平田健正ら：揮発性有機化合物に汚染された地下水の揚水処理による浄化，土木学会論文集 No.762/VII-31, pp.91-99, 2004
- 19) U.S.EPA : BIOPLUME III Natural Attenuation Decision Support System, EPA/600/R-98/010, 1998