

155. RBCAによるリスク評価について(その3)

—健康リスクの定量評価に基づく対策の考え方—

○奥田 信康(土壌環境センター)・RBCA研究WG(同)

1. はじめに

RBCAは、土壌汚染サイト特有の健康リスクを定量評価するためのツールである。しかし、RBCAのリスク計算は、暴露、毒性、化学、物理、建物、表層、土壌など非常に多くのパラメーターが関与する複雑な構造となっている。RBCA評価結果から対策の必要性または優先順位を正しく判断するためには、評価者は各パラメーターが評価結果へ及ぼす影響について十分に理解する必要がある。

そこで、本報告では、ASTM E 2081-00¹⁾に準拠して作成されたソフト「RBCA TOOL KIT for Chemical Releases」²⁾を用い、代表的な汚染地域を想定したTier2レベルのケーススタディを実施し、リスク評価ツールとしてRBCAの有用性と問題点について検討を行った。

2. ケーススタディ条件

RBCAを用いた健康リスク評価の特性を明らかにするために、ケーススタディは図1に示す地盤において、帯水層の上部に存在する高濃度の土壌汚染(表1)が土壌、地下水、大気各暴露点に及ぼすリスクについて評価を行った。具体的な検討項目を以下に示す。

- ① 汚染源の深度(0~1m、1~2m、2~3mの3ケース)と土壌の土質(表2に示す3ケース)を変化させた場合のオンサイトの土壌(直接摂取)、地下水(飲用摂取)、大気(外気および室内空気、呼吸による摂取)での暴露濃度への影響および総合的なリスク評価
- ② 帯水層の地下水流速を変化させた場合のオフサイトの地下水濃度への影響(地下水流速 0.032m/y~32m/yの範囲で変動)

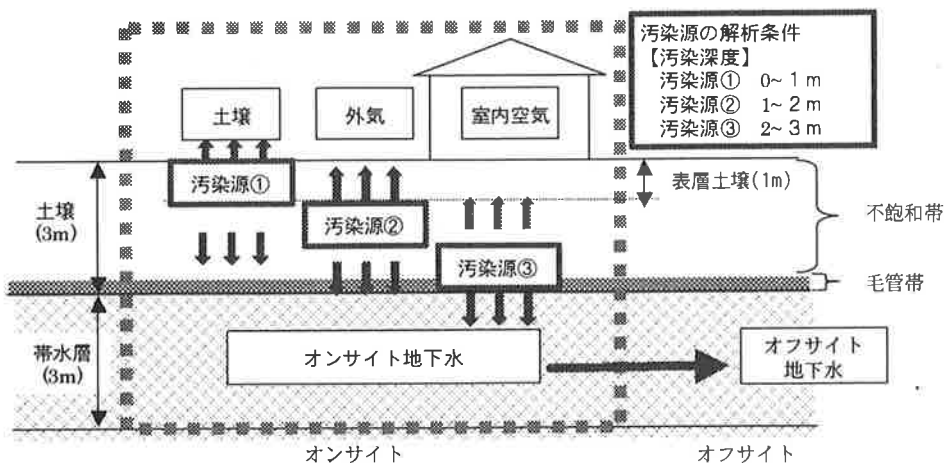


表1 汚染源の条件

物質名称	土壌含有量 (mg/kg)
ベンゼン	10
TCE	30
PCE	10
ヒ素	1,500
水銀	150
カドミウム	1,500

汚染源の土壌の大きさは、縦 5m 横 10m 深さ 1m とし、0~1m、1~2m、2~3mの地点に存在するケースの検討を行った。

高濃度の土壌汚染として、VOC類は溶出基準の100倍相当、重金属類は含有量基準の10倍値の含有量を設定した。

図1 ケーススタディの地盤構成および暴露経路(汚染源条件(汚染深度)、評価する暴露点)

- ・ 純降雨浸透量 365mm/y
- ・ 帯水層 透水係数 10^{-3} cm/s、動水勾配 0.01 地下水流速 3.2m/y
- ・ 外気 平均風速 2.25m/s
- ・ 室内空気 換気回数 3.75回/日(ソフトの初期値)

検討に用いた土質パラメーターを表2に示す。砂質土、シルト、粘土の順に含水率が増し、空隙率が減少することで、透水性や通気性が低下するように設定した。他の土質パラメーターとして有機物や不動間隙水による吸着などがあるが、本検討ではRBCAの特性を明確にするために単純化し検討の対象外とした。

3. ケーススタディ結果

(1) 土壌 (オンサイト)

汚染の存在する深度および土質に関わらず、土壌の直接摂取経路での暴露点、すなわち土壌濃度は入力した土壌含有量となった。よって、土壌直接摂取による健康リスク値は、土壌含有量値で決まり、汚染深度および土質のサイトの条件は関与しない。

(2) 地下水 (オンサイト)

図2に示すように汚染深度により地下水濃度が大きく変化した。同じ厚さの土壌汚染源では、地下水面に近づくほど地下水濃度が上昇する。一方、土質の影響は予想外に低かった。土質パラメーターを変化させただけでは、地下水濃度のほとんど変化していない。粘土のように透水性の悪い地盤では、鉛直方向の透水係数が非常に小さく、汚染地盤からの浸透水量が小さくなると考えられる。

土質条件以外にRBCA TOOL KITの土質パラメーターとして純降雨浸透量(I)がある(図3)。土壌からの溶出による地下水濃度はIと比例して増加しており、非常に影響が大きいことが分かる。これより、土壌からの溶出を評価する場合には、適切なIの値を設定することが重要となる。また、Iの値は、降雨量全量ではなく、降雨量×浸透率であることに留意する必要がある。

さらに汚染源の含有量の値について、注意が必要である。ヒ素、カドミウムの汚染源濃度を土壌汚染対策法の含有量基準の10倍値としたが、環境基準値の数十倍から数百倍の高い溶出値となっている。これは、日本と米国での含有量試験方法の違いの影響もあると考えられ、RBCA TOOL KITの検討で土壌含有量初期値に、土壌汚染対策法に基づく含有量測定値を使用する妥当性については、

表2 土質パラメーター

土質関連項目		想定土質		
名称	単位	砂質土	シルト	粘土
総空隙率	(-)	0.38	0.38	0.38
体積含水率	不飽和帯	0.12	0.16	0.31
	毛管帯	0.342	0.342	0.342
体積気相率	不飽和帯	0.26	0.22	0.07
	毛管帯	0.038	0.038	0.038
土壌乾燥密度	(kg/L)	1.3	1.3	1.3
鉛直透水係数	(cm/s)	1.00E-02	1.00E-04	1.00E-06
気体の透過度	(m ²)	1.00E-12	1.00E-14	1.00E-16
毛管帯の厚さ	(m)	0.05	0.12	0.24

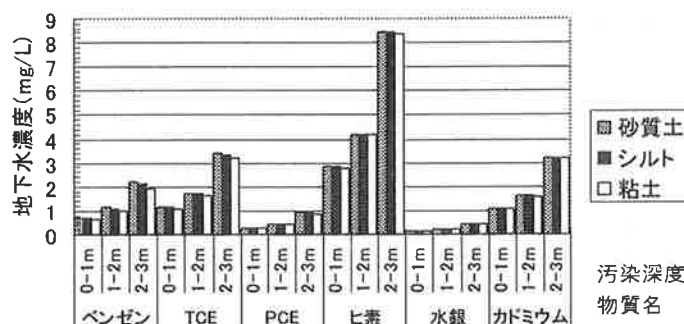


図2 土壌からの溶出による地下水濃度 (I=365mm/y)

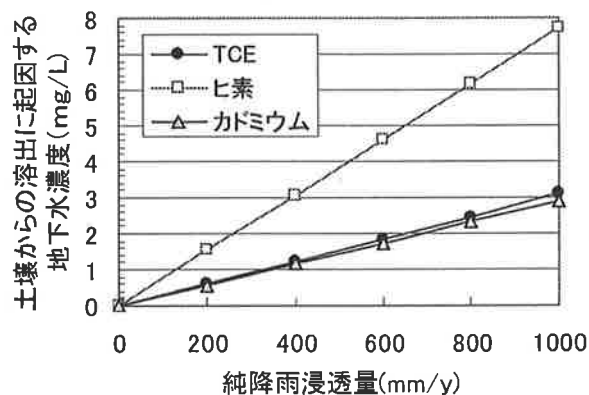


図3 純降雨浸透量 (I) と地下水濃度 (砂質土・汚染深度 0~1m)
【汚染源の含有量 設定値】
・ヒ素・カドミウム 1500mg/kg
・TCE 30mg/kg

今後検討する必要がある。

(3) 大気 (オンサイト)

VOC 類は、揮発性が高く大気からの暴露経路も考慮する必要がある。暴露点として室内空気の濃度が高く、外気濃度の 1000 倍程度であった。一方、土質および汚染深度による濃度への影響は認められなかった。

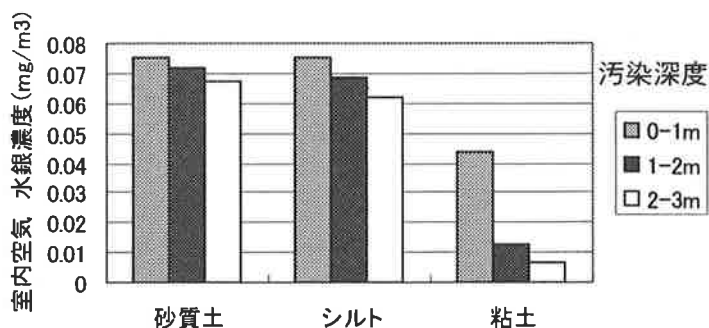


図4 水銀 室内空気の暴露濃度 土質・汚染深度の影響

重金属類は、一般的に揮発性が低く、ヒ素、カドミウムでは大気への影響を考慮する必要はない。しかし、水銀は常温でも揮発し、かつ微量でも有害性が高いので大気の影響を考慮する必要がある。計算の結果、水銀は室内空気の濃度の方が高くなった。さらに土質については粘土では砂質土・シルトよりも濃度が小さくなり、汚染深度が下になる程濃度が減少し特に粘土ではその影響も大きくなる傾向が見られた。以上の結果より、水銀程度の蒸気圧を有するものについては、大気の暴露経路も考慮する必要があると判断できる。

(4) オンサイトの健康リスクの総合評価

各暴露点における健康リスクを発ガンリスクおよび危害係数として算定し、比較を行った。結果の一部を図 5,6 に示す。いずれの物質においても、地下水のリスクが最も高くなった。しかし、土壌から地下水への溶出は、汚染濃度に加え、汚染の深度、純降雨浸透量(I)の影響が非常に大きく、検討においては適切な値を設定することが重要となる。

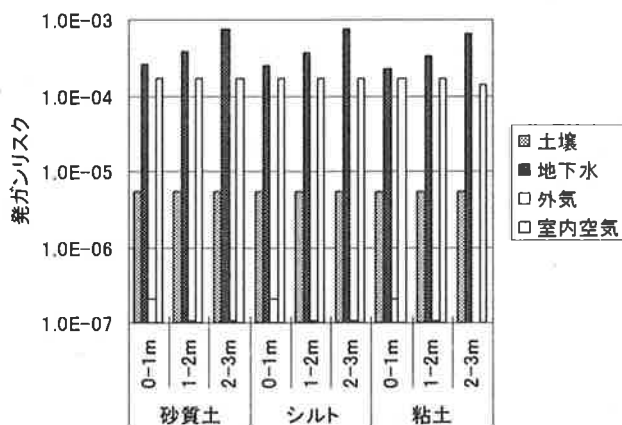


図5 ベンゼンの発ガンリスク比較

物性別に各暴露点への影響の違いを考察する。ベンゼンなどの揮発性の高い物質は、地下水の次に室内空気のリスクが高くなる。室内空気のリスクは、建物条件および室内空間の使用方法により値が大きく左右されるが、揮発性物質については無視できない暴露経路となる。

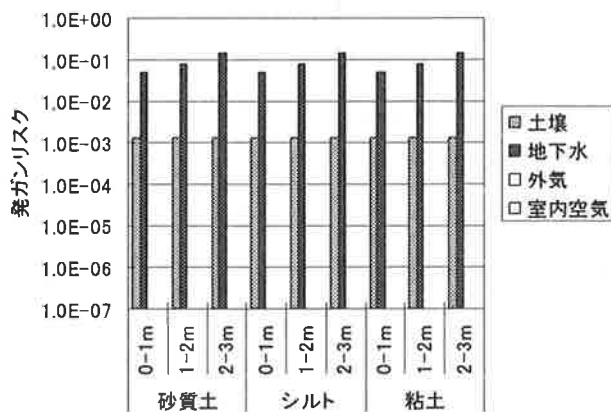


図6 ヒ素の発ガンリスク比較

ヒ素などの重金属類では、地下水、土壌の順にリスクが高い。日本の含有量基準による測定値をそのまま当てはめると非常に高いリスク値となる可能性があり、今後検討が必要である。

(5) 地下水 (オフサイト)

対象汚染物質を TCE として、帯水層の動水勾配を 0.01、透水係数を $10^{-2} \sim 10^{-5} \text{cm/s}$ の範囲 (地下水流速 $32 \sim 0.032 \text{m/y}$) で変化させ、汚染箇所より 10~100m 離れた地点での地下水濃度への影響

を検討した。平衡状態での地下水中 TCE 濃度分布と汚染源から 50m 離れた地点の TCE 濃度の時間変化を図 7、8 に示す。

図 7 の平衡状態の分布では地下水流速が遅いほど地下水濃度が高くなっている。この情報だけでは、地下水流速が遅い方が地下水拡散防止対策の必要性が高い誤解する可能性もある。しかし、流速の遅い場合には、平衡に達するまで非常に長い時間を必要とするため、短期間では許容リスクを超過する地下水濃度には達しない。例えば、図 8 に示すように汚染源から 50m 離れた地点で平衡に達するまでの期間は地下水流速 32m/y では 1,2 年で、3.2m/y では 20~30 年、0.32m/y では 100 年以上である。拡散防止対策の緊急性の検討では、問題となる地点での濃度と時間変化を両方判断する必要がある。

4. RBCA による健康リスク評価に基づく対策立案の妥当性検討

現在の RBCA TOOL KIT の初期値をそのまま用いると、パラメーターが必ずしも日本の風土に適切な値が設定されていないため、暴露点における濃度やリスク値の精度はそれ程高くは無い。しかし、RBCA によるリスク評価の目的は、現実の汚染分布を詳細にシミュレーションすることではなく、想定される暴露経路とその最悪の健康リスクを定量評価し、許容できるリスクまで低減するための対策目標値を決定することである。その観点から、現在の RBCA TOOL KIT でも、対策の緊急性および優先性を即時に定性評価およびサイトの優先順位を設定するためのツールとして十分活用できるレベルにあると考えられる。

さらに今後は、パラメーター等を見直し、予測精度を向上させることで、健康リスク評価に基づく対策立案の有用性がより明確になると考えられる。

5. おわりに

当 RBCA 研究WG³⁾では、現在 RBCA で用いられるパラメーターの吟味⁴⁾を行い、日本に適した値を整備し、リスク評価の精度向上に反映してゆきたいと考えている。さらに、リスクコミュニケーションツールとしての適用性や問題点・課題についても検討していく予定である。

参考文献

- 1) ASTM (2000): ASTM E 2081-00 Standard guide for risk-based corrective action.
- 2) RBCA TOOLKIT Software Guidance Manual: GROUNDWATER SERVICES, INC.
- 3) 藤長愛一郎・RBCA 研究 WG (2003): RBCA によるリスク評価について (その 2) - リスク計算に用いるパラメーターについて。地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会第 9 回講演集。
- 4) 中島誠・RBCA 研究 WG (2003): RBCA によるリスク評価について (その 1) - リスクアセスメントの考え方。地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会第 9 回講演集。

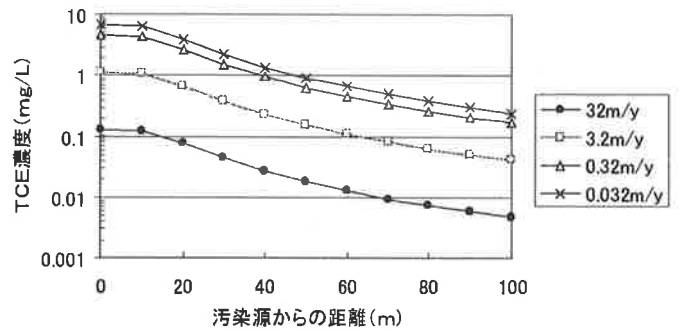


図 7 平衡後の地下水 TCE 濃度変化 生分解なし (砂質土 土壌汚染 0-1m I=365mm/y)

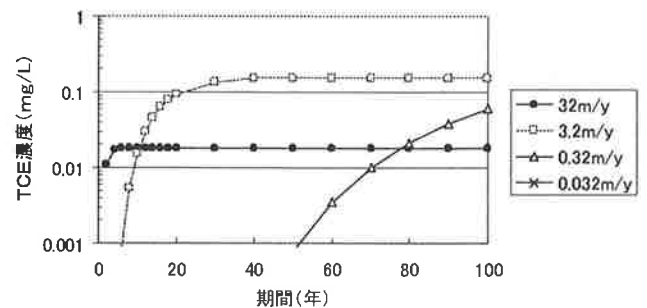


図 8 汚染源から 50m 地点の地下水 TCE 濃度変化 生分解なし (砂質土 土壌汚染 0-1m I=365mm/y)