

# VOCs 汚染地下水の自然減衰の確認と濃度変化の予測に関する基礎的検討

○日野良太<sup>1</sup>・古屋光啓<sup>1</sup>・佐藤徹朗<sup>1</sup>・高畑陽<sup>1</sup>・

地下水汚染のサイト評価手法の活用検討部会<sup>1</sup>

<sup>1</sup> 土壌環境センター

## 1. はじめに

平成 31 年 4 月に改正施行された土壌汚染対策法（以下、法）では、要措置区域の地下水流向の下流側かつ要措置区域の指定の事由となった飲用井戸等より上流側において評価地点を設定し、定められた措置完了条件計算ツール<sup>1)</sup>を用いて評価地点で地下水基準に適合するために当該要措置区域の周縁の観測地点において達成すべき土壌溶出量（目標土壌溶出量）及び地下水濃度（目標地下水濃度）を定め、この濃度を超過しないことを確認できれば要措置区域を解除して形質変更時要届出区域とすることが可能となった。この改正により、土壌溶出量基準に適合しない土壌汚染が存在しているものの目標土壌溶出量以下であれば、地下水濃度が基準値を超過していない土地に対してのみ講ずることが可能であった「地下水の水質の測定」の措置を、目標地下水濃度を設定することにより地下水濃度が基準値を超過している場合でも適用することが可能となった。

一方、東京都は平成 31 年 4 月に都民の健康と安全を確保する環境に関する条例を改正し<sup>2)</sup>、地下水流向の下流側に飲用井戸が無い場合でも特定有害物質が拡散するリスクを防止するための基準値（第二地下水基準値）を設け、対象地内の境界（以下、敷地境界）に汚染地下水の拡散状況を確認できる観測井を設けて本基準値を超過しないことを求めた。また、対象地内に基準値を超過する土壌汚染が存在する場合には、敷地境界の観測井において地下水濃度が第二溶出量基準値を継続的に超過しないように地下水の水質の継続監視（実施方法は、法の「地下水の水質の測定」と同様）を義務づけた。

このように法や条例において、リスク評価や地下水の定期的な観測を活用して汚染地下水の拡散リスクに柔軟に対応するための措置が認められることにより、土壌の不均一性などによって浄化度合いが不均質になる場合のある原位置浄化を積極的に活用する機会が増加し、掘削除去に頼らずに地下水の汚染拡散リスクを小さくすることが可能になると考えられる。一方、民間の事業所等において法や条例の対象外となっているサイトにおける汚染地下水の拡散を防止するため、事業者が行政と協議しながら自主的な対策に取り組んでいる事例があり、法において、地下水汚染の拡大の防止の措置として定められている揚水施設を設置する方法が多く採用されている。しかしながら、事業所内に基準値を超過する地下水汚染が残存しているという理由だけでその措置の効果を十分に検証せずに長期にわたって揚水処理を実施し、その経過内容を行政に報告しているケースも多い。このような場合、揚水処理を停止して「地下水の水質の測定」に準ずる地下水のモニタリングを実施し、適切な経過観察とリスク評価を行えば汚染地下水の拡散リスクを管理・抑制することが可能な場合もあると考えられる。その際は、地下水モニタリング措置を採用するための科学的な評価や行政や周辺住民との合意形成が必要になる場合があるが、参考となる地下水モニタリング措置に関する手引書等が普及していない。

土壌環境センターでは、令和元年度まで「CSM・モニタリングを活用した土壌・地下水汚染の管理手法検討部会」において過去に検討してきた様々な知見を取り入れながら、汚染の拡散を防ぐための地下水モニタリング措置を導入するための手順を立案し、評価方法の基本的な実施事項について検討してきた。令和 2 年度からは、「地下水汚染のサイト評価手法の活用検討部会」の中で、地下水汚染の拡散リスクが生じる可能性が高い第一種特定有害物質の中でも事業所での取り扱い量が多いトリクロロエチレンなどの塩素化エチレン類による地下水汚染を対象として、地下水モニタリング措置を活用するためのより具体的な手順を構築するために評価方法のブラッシュアップに取り組んでいる。本報では、この手順の中で主要な評価項目と位置づけている汚染物質の自然減衰が生じていることの確認方法と、それに基づく汚染状況の数値シミュレーション方法について、本部会内で検討している内容を報告する。

---

Basic study on confirmation of natural attenuation of VOCs-contaminated groundwater and prediction of concentration change

Ryota Hino<sup>1</sup>, Mitsuhiro Furuya<sup>1</sup>, Tetsuro Sato<sup>1</sup>, Yoh Takahata<sup>1</sup> and Study Group on Usage of Site Assessment Methods for Groundwater Contamination<sup>1</sup> (<sup>1</sup>GEPC)

連絡先：〒102-0083 東京都千代田区麹町 4-5 KS ビル 3F （一社）土壌環境センター

TEL03-5215-5955 FAX03-5215-5954 E-mail info@gepc.or.jp

## 2. 地下水モニタリング措置を適用するための評価フロー

地下水モニタリング措置を具体的に適用していくためのステップとして、前報（土壌・地下水汚染に対する地下水モニタリング措置の検討<sup>3)</sup>）で提示したフローをブラッシュアップし、「事前調査」⇒「前提条件の確認」⇒「試行を含む実施」を一連の手順とするフローを図-1に示す。本フローにおいて、第一段階の「事前調査」では、次のステップの「前提条件の確認」に必要な情報を得るため、適切に配置された観測井における地下水のモニタリングデータを含めて必要な情報を収集する。第二段階では、「汚染状況の可視化」、「敷地境界における汚染物質の拡散可能性の評価」、「関係者との情報（リスク）共有」が主な検討項目になる。このうち、「汚染状況の可視化」は他の項目の検討に必要な不可欠であり、「事前調査」において取得した情報を適切に整理して汚染状況や地盤性状等を分かり易く表現する方法について本部会で検討中である。一方、「敷地境界における汚染物質の拡散可能性の評価」については、図-1のフローにおける「②.2. 汚染物質の自然減衰の兆候評価」と「②.3. 数値解析による敷地境界における汚染物質濃度の長期予測」の両者を関連づけて評価していくことが必要と考え、評価対象とする汚染物質が揮発性有機塩素化合物（VOCs）である場合の詳細な評価フロー案として図-2を示す。汚染物質が第一種特定有害物質の場合には微生物分解による自然減衰を受ける可能性が高く、自然減衰による分解を適切に考慮（一次反応速度定数の適切な設定）することにより、敷地境界における将来的なVOCs濃度を精度良く求めることが可能となり、適切なリスク評価に繋がると考えた。以下の章では、図-2のフローに基づいて検討した評価事例について概説する。

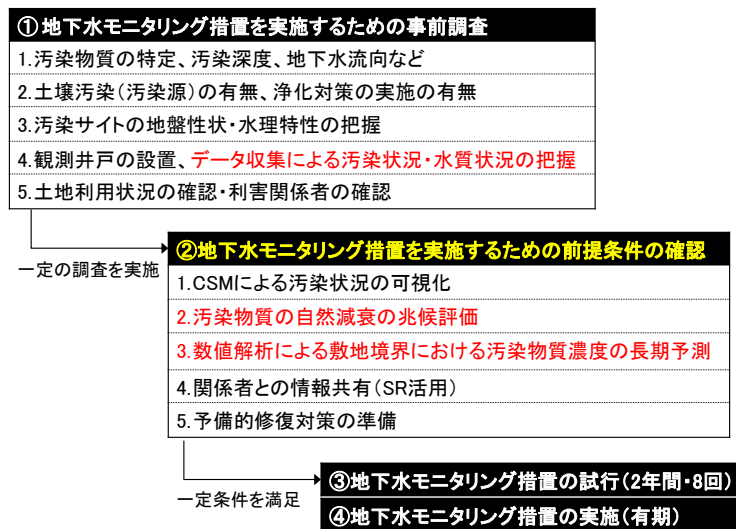


図-1 地下水モニタリング措置を適用するための評価フロー案<sup>3)</sup>

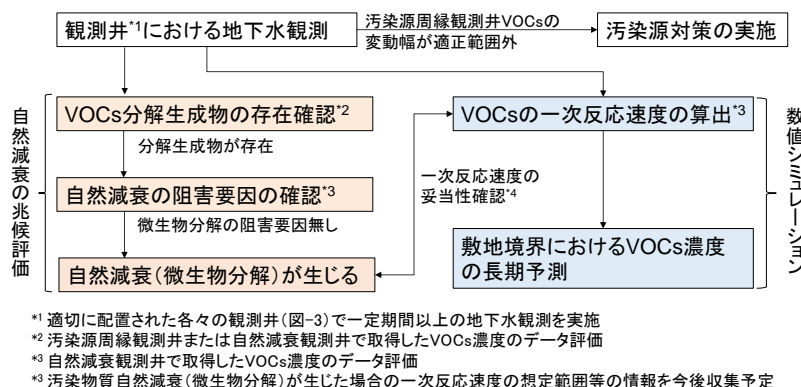


図-2 敷地境界における汚染物質（VOCs）の拡散可能性を評価するフロー案

## 3. 汚染物質（揮発性有機塩素化合物）の自然減衰の評価方法と手順の検討

自然減衰とは、地下水中に存在する汚染物質がその移動過程において分解や吸着などの自然的要因によって濃度が減少することである。汚染物質がベンゼンなどの炭化水素化合物や塩素化エチレン類などの揮発性有機塩素化合物の場合は、微生物分解による自然減衰の影響を受ける。微生物分解による自然減衰の大きさはサイ

トにより差があり、サイト毎での分解状況を把握することにより、精度の高い予測や適切な措置の選択が可能となる。前報<sup>3)</sup>では、VOCsで汚染されたサイトに設置された観測井における地下水中の特定の項目の分析結果を用いて、予備スクリーニングシートにより微生物分解に伴う自然減衰が生じる可能性を評価し、その結果をスクリーニングポイント順にまとめた。この結果から、自然減衰の兆候を判断するために重要な因子と考えられていた有機物濃度や有用遺伝子数には自然減衰の兆候（脱塩素反応の進行）とそれらの存在量との間の相関性が低いことが明らかとなった。この要因として、自然減衰に関与する脱塩素細菌やそれらの活動するために必要な有機物の多くは土壌に付着した状態で存在しており、地下水中の濃度を測定しても帯水層全体での存在量を正確に把握することができないためと推察された。

予備スクリーニングシートは、微生物分解による自然減衰の生じやすさを得点化した評価ツールであるが、本ツールによる評価は総得点によって自然減衰の大きさを判断するものではなく、自然減衰が生じる可能性の可否を二択で判断するものである。また、国内のVOCsによる地下水汚染サイトでは、汚染原因物質に由来する分解生成物である娘物質や孫物質の存在がほとんどのサイトで観測されており、微生物分解による自然減衰を受けていると推察される。そのため、汚染物質がVOCsの場合には微生物分解による自然減衰が普遍的に生じる可能性があると考えて良く、必要最低限の重要な地下水観測項目を選び、自然減衰が生じない事例を判別する方が簡潔な評価につながると考えられた。

脱塩素細菌が活動するためには、温度、pH、および酸化還元電位が一定の範囲内にあることが重要であり、その範囲については地下水の測定によって評価できる。温度については20℃以上であれば汚染物質の微生物分解速度は高まるが、20℃以下であっても一定の分解が生じる<sup>4)</sup>。しかしながら、10℃以下では浄化速度が急激に低下するため、10℃以下を自然減衰が生じにくくなる条件とする。また、pHについては、従来のスクリーニングシート<sup>3)</sup>で示しているように、pH値が5~9の範囲を外れると自然減衰が生じにくくなる。

温度やpHは微生物分解が生じるかどうかの基本的な評価項目になるが、揮発性有機塩素化合物の特有の評価項目として、適切な還元状態が生じていることを確認する必要がある。酸化還元状態を把握するための直接的な指標となる地下水中の酸化還元電位が低下していることと共に、硝酸イオン濃度が低下していることが自然減衰の生じる強い裏付けとなっていることが前報<sup>3)</sup>の評価結果より示された。また、硫酸イオン濃度は高濃度で存在する場合のみ、自然減衰が阻害される傾向が示された<sup>3)</sup>。

このような結果に基づき、前報<sup>3)</sup>の評価対象サイトから塩素化エチレン類以外の複合汚染が無いサイトを抽出して図-2のフローに基づき再評価した結果を表-1に示す。本評価では、自然減衰の阻害要因を判定するため、表-2の評価案を使用した。この評価結果から、サイト14を除いて、分解生成物が確認されて阻害要因がないサイトにおいては脱塩素化が生じることが確認でき、測定項目を絞り込んだ本手法でも比較的精度良く自然減衰が生じる可能性の是非を判断することが可能となった。

表-1 微生物分解による自然減衰の再評価（前報<sup>3)</sup>で評価を実施した地下水汚染サイト）

| 確認項目             | サイト1  | サイト2  | サイト3  | サイト4  | サイト5  | サイト6  | サイト7  | サイト8 | サイト9  | サイト10 | サイト11 | サイト12  | サイト13 | サイト14  | サイト15 |
|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|--------|-------|--------|-------|
| 分解生成物            |       |       |       |       |       |       |       |      |       |       |       |        |       |        |       |
| cis-DCE(mg/L)    | 0.22  | 1.5   | 0.084 | 0.44  | 0.27  | 0.076 | 4.9   | 11   | 0.2   | 0.62  | 0.5   | <0.001 | 1.2   | 0.83   | 未測定   |
| VC(mg/L)         | 0.020 | 1.700 | 0.590 | 0.014 | 0.068 | 0.006 | 1.400 | 未測定  | 0.030 | 未測定   | 0.060 | <0.001 | 未測定   | <0.001 | 未測定   |
| 判定               | ○     | ○     | ○     | ○     | ○     | ○     | ○     | △    | ○     | △     | ○     | ×      | △     | △      | ?     |
| 阻害要因             |       |       |       |       |       |       |       |      |       |       |       |        |       |        |       |
| 水温(℃)            | 19.6  | 未測定   | 8.2   | 未測定   | 未測定   | 未測定   | 未測定   | 未測定  | 未測定   | 未測定   | 未測定   | 8.0    | 未測定   | 未測定    | 未測定   |
| pH               | 6.5   | 7.3   | 6.4   | 6.4   | 7.5   | 未測定   | 6.6   | 未測定  | 7.1   | 未測定   | 未測定   | 6.3    | 未測定   | 9.7    | 7.0   |
| 酸化還元電位(mV)       | -127  | -400  | -7    | 未測定   | -51   | 未測定   | 18    | -50  | 未測定   | 未測定   | 未測定   | 312    | 35    | 未測定    | 400   |
| 硝酸性窒素濃度(mg/L)    | <0.1  | 0.1   | <0.1  | <0.1  | 0.5   | 0.2   | 10    | 未測定  | 未測定   | <0.1  | 未測定   | 3.3    | 未測定   | 0.5    | 未測定   |
| 硫酸イオン濃度(mg/L)    | 29    | 62    | 11    | 38    | 29    | 32    | 180   | 未測定  | 未測定   | 34    | 未測定   | 24     | 未測定   | 未測定    | 未測定   |
| 判定               | 0/5   | 0/4   | 0/5   | 0/3   | 0/4   | 0/2   | 2/4   | 0/1  | 0/1   | 0/2   | 0/0   | 3/5    | 0/1   | 1/2    | 1/2   |
| 脱塩素反応(室内試験による判定) | ○     | ○     | ○     | ○     | ○     | ○     | ×     | ○    | ○     | ○     | ○     | ×      | ○     | ○      | ×     |

分解生成物の判定 ○: cis-DCEおよびVCが共に検出、△: cis-DCEとVCのどちらかが検出、×: cis-DCEとVCがどちらも非検出  
 阻害要因の判定 ■: 阻害要因の該当項目、■: 未測定 cis-DCE: シス-1,2-ジクロロエチレン、VC: クロロエチレン

表-2 揮発性有機塩素化合物の自然減衰の阻害要因を判定するための評価項目（案）

| 評価項目    | 水温    | 水素イオン濃度(pH) | 酸化還元電位(ORP) | 硝酸性窒素濃度  | 硫酸イオン濃度    |
|---------|-------|-------------|-------------|----------|------------|
| 汚染域での濃度 | 10℃以下 | 5以下、9以上     | 50mV以上      | 1 mg/L以上 | 100 mg/L以上 |

## 4. 自然減衰の状況に基づく VOCs 濃度のシミュレーション方法の検討

### 4.1 目的

法における目標地下水濃度の計算には、Domenico の式を用いた「地下水汚染が到達し得る距離の計算ツール」や「措置完了条件（目標土壌溶出量・目標地下水濃度の計算）の計算ツール」を環境省が公表しており<sup>1)</sup>、評価者は必要な情報を入力すれば、評価地点に対する目標地下水濃度を算出できる。今回の評価対象としている塩素化エチレン類は、特定の措置を講じない場合でも地下水中で生物学的反応によってテトラクロロエチレン（以下、PCE）から、トリクロロエチレン（以下、TCE）、シス-1,2-ジクロロエチレン（以下、cis-DCE）、クロロエチレン（以下、VC）に脱塩素化が進行している場合が多い。一方、本計算ツールは微生物分解による濃度低減を考慮しているが、親物質の分解に伴う濃度増加を考慮していない<sup>1)</sup>。また、一次反応速度定数がサイトによって異なる値も多いと考えられるが、本計算ツールでは固定値（0.088 year<sup>-1</sup>）を用いている。

本稿では、地下水中の VOCs 濃度の数値シミュレーション方法の検討に着手するにあたって、移流分散方程式を用いて汚染物質の分解だけでなく生成を考慮した予測を行った。一次反応速度定数については、理論的に正確な値を求めるために複数の観測井の観測結果から算出する必要があるが<sup>5)</sup>、実地盤の不均一性から適切な一次反応速度定数を算出できない場合も想定される。そこで、自然減衰観測井を設置する周辺の帯水層はほぼ同様の汚染状況・環境条件であり、長期的に汚染が継続していることにより汚染濃度の変動が小さく、自然減衰がほぼ微生物分解に依存している状態であると仮定して解析に反映する方法を検討した。ここでは、様々な要因で生じていると考えられる単一の自然減衰観測井における VOCs 濃度の減少傾向から得られる一次反応速度定数を、微生物分解のみで生じていると仮定して計算を行っている。

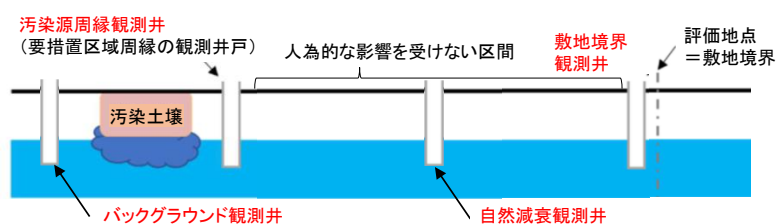


図-3 地下水汚染のサイト評価手法の活用を行うための用いる観測井

### 4.2 自然減衰観測井での観測データに基づく一次反応速度定数の設定

数値シミュレーションを行うにあたって、既往文献<sup>5)</sup>の山形県米沢地区の地下水モニタリング結果や地盤条件を使用した。米沢市では、平成6年にPCEによる地下水汚染が確認され、汚染井戸周辺地区調査により東西約300m、南北約2kmにわたり環境基準を超えてVOCsが存在していることが特定された。本サイトの汚染源は、土壌の掘削除去や土壌ガス吸引法および揚水曝気法による汚染物質の除去対策が行われた。地下水濃度が当初濃度の1/10以下まで低下したため、人為的措置を停止して地下水モニタリングの長期的に継続を行った。

米沢地区は、扇状地に相当しており、砂礫層が主に分布している。地下水面の勾配は、1/100程度と推定されている。本サイトは、豪雪地帯であるとともに生活用水などで地下水の揚水を行っているが、詳細な地下水の流動を検討せずに簡易的な評価を目的としているため、地下水流動が定常状態であると想定して検討を行った。

ケーススタディは、Y278井戸の長期的な観測データを用いた（図-4）。本井戸は、砂礫を主体に砂、粘土が挟在する帯水層であり、比較的透水係数が大きく地下水の流速が大きいと考えられている。PCEが1995年の0.37 mg/Lから2004年には0.03 mg/L程度、TCEが1995年の0.23 mg/Lから2004年には0.01 mg/Lまで減少傾向を示したが、cis-DCEは0.015 mg/Lから0.005 mg/Lの範囲で増減する傾向であった。本井戸は、酸化還元電位および溶存酸素濃度が季節変動しており、酸化・還元雰囲気混在していたが、PCEおよびTCEの分解生成物であるcis-DCEが検出されていることから自然減衰による分解（脱塩素化）が生じていると推察される。

本稿では、既往文献<sup>6)</sup>と同様に単一井戸のデータから分解と地下水の希釈を含めた一次反応速度定数を算出した。一次反応速度定数は、既往文献<sup>6)</sup>で示された実測値から一次反応モデルを解析解（式(1)）で算出した。

$$C = A \times e^{-\lambda t} \quad \text{式(1)}$$

ここに、 $C$ は対象物質の濃度、 $t$ は経過時間、 $\lambda$ は一次反応速度定数、 $A$ は定数である。図-5にPCEの一次反応速度定数を算出した結果を示す。解析解は、全ての実測値に対して指数近似線を作成し、図中の赤枠が式

(1)の A、青枠が式(1)のλ (0.085 year<sup>-1</sup>) である。同様の解析を汚染物質別に行った結果、TCE が 0.063 year<sup>-1</sup>、cis-DCE が 0.018 year<sup>-1</sup> となる一次反応速度定数を得た。

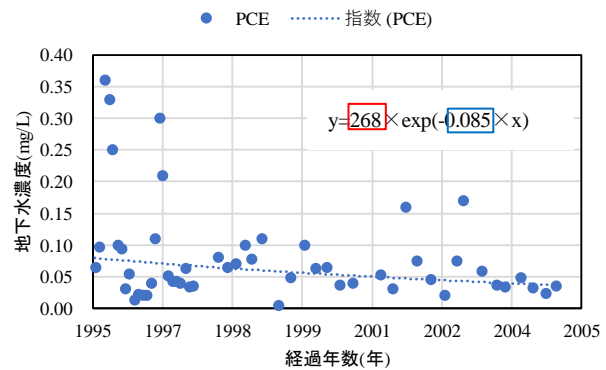
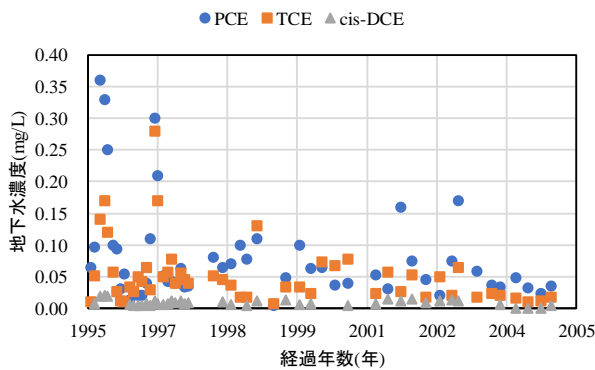


図-4 塩素化エチレン類の地下水濃度の経時変化 (Y278 井戸) 図-5 PCE の一次反応速度定数の算出

### 4.3 数値シミュレーションを用いた VOCs 濃度の将来予測

数値シミュレーションは、移流分散方程式<sup>7)</sup> (式(1)~式(4)、図-6) を用いて評価した。ここに、下付き  $P$  は PCE、 $T$  は TCE、 $D$  は cis-DCE、 $V$  は VC、 $t$  は時間、 $v_i$  は地下水実流速、 $D_{ij}$  は分散係数テンソル、 $Y_{\alpha\beta}$  は親物質  $\alpha$  に対する子物質  $\beta$  の分子量比、 $\lambda$  は一次反応速度定数である。本稿では、一次元で検討を行うため、下付き  $i$  と  $j$  は 1 とする。使用したパラメータは、透水係数：10<sup>-5</sup> m/sec、有効間隙率：0.3、動水勾配：1/200、分散係数テンソル：0.02 m<sup>2</sup>/day とし、一次反応速度定数は前節で求めた数値を用いた。また、VOCs の土壌吸着などに伴う遅延は発生しないと仮定した。境界条件は、図-5 の地下水モニタリング最終日の値 (PCE：0.035 mg/L、TCE：0.017 mg/L、cis-DCE：0.005 mg/L) を上流境界の初期濃度として、下流境界は 0 mg/L とした。今回の数値シミュレーションは、差分法で算出しており、時間格子間隔は 1day、距離格子間隔は 1m とした。その他の仮定条件として、①解析期間中の地下水流向および地下水流速は、一定とした。②解析対象とした延長距離 (100 m) の地盤条件は、一定とした。③地下水の汚染源は、Y278 井戸の周縁のみに存在しており、その周辺は汚染されていないものとした。④Y278 井戸の周縁に存在する地下水の汚染源濃度は、解析期間中に増減しないものとした。⑤Y278 井戸よりも地下水流向の上流側は、既往文献<sup>9)</sup>の記載に則り汚染がないものとした。⑥今回用いた一次反応速度定数は、全ての自然減衰の因子が含まれた値であるが、Y278 井戸での自然減衰が概ね生物分解のみによって生じているとして、式(1)より得られた一次反応速度定数は微生物による分解速度であると仮定した。また、Y278 地点以外では、環境因子の違いから一次反応速度定数が異なると想定されるが、解析対象範囲全体での生物分解が同一に生じると仮定した。数値シミュレーションでは、自然減衰観測井と仮定した Y278 井戸の VOCs 濃度の経時変化から得られた一次反応速度定数を用いて、環境省の地下水汚染の移動距離推定方法に則った汚染源濃度固定の条件で、30 m 下流の想定敷地境界観測井での将来の汚染濃度の変化を推定した。

数値シミュレーションの結果を図-7 に示す。PCE 濃度は、時間経過とともに減衰し、12~15 年後に初期濃度の半分程度になると推定された。一方、PCE の濃度減少に伴い、生成物である TCE 濃度と cis-DCE 濃度は漸増傾向を示した。これにより、積極的な対策を継続しなくても将来的に地下水汚染が拡大する懸念は小さく、

$$\frac{\partial c_P}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c_P}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c_P}{\partial x_i} - \lambda_P c_P \quad \text{式(2)}$$

$$\frac{\partial c_T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c_T}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c_T}{\partial x_i} + Y_{T/P} \lambda_P c_P - \lambda_T c_T \quad \text{式(3)}$$

$$\frac{\partial c_D}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c_D}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c_D}{\partial x_i} + Y_{D/T} \lambda_T c_T - \lambda_D c_D \quad \text{式(4)}$$

$$\frac{\partial c_V}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c_V}{\partial x_j} \right) - v_i \frac{\partial c_V}{\partial x_i} + Y_{V/D} \lambda_D c_D - \lambda_V c_V \quad \text{式(5)}$$

( $i, j = 1, 2, 3, (1: x, 2: y, 3: z)$ )

図-6 解析に用いた移流分散方程式

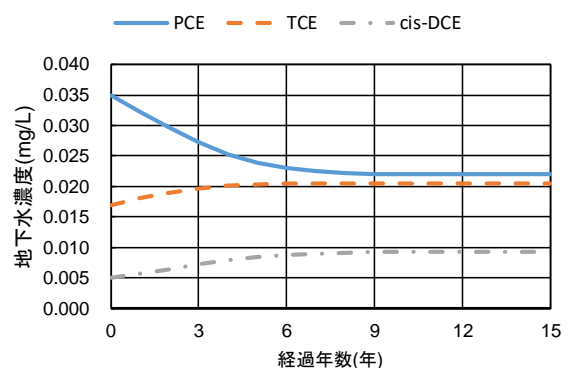


図-7 数値シミュレーション結果

地下水のモニタリング措置を継続した場合に評価地点（敷地境界）において設定した目標濃度（例えば、東京都条例における第二地下水基準値以下）に収まるかを検討することで、モニタリング措置へ移行する判断材料になると考える。今後、汚染源の状況を詳細に把握し、汚染源の濃度減少を境界条件に組み込むことで、実現象と計算結果の差異を小さくできる可能性がある。

## 5. まとめ

本報では、PCEなどの塩素化エチレン類によって地下水汚染が生じているサイトに対して地下水モニタリング措置を適用するため実施する一連の評価の中で、評価フローを立案して、微生物分解による自然減衰の兆候の確認方法について検討した。さらに、自然減衰観測井における長期的なデータから自然減衰の発生状況を確認すると共に、汚染物質の一次反応速度定数を求め、その値を用いて敷地境界における長期的な濃度予測を数値シミュレーションにより求めるステップについて検討した。

本検討における課題や今後の方針について以下にまとめた。

- 自然減衰の兆候の評価については、予備スクリーニングシート<sup>3)</sup>を用いた加点式の評価から、基本的には分解生成物の生成状況のみで確認し、同時に微生物分解が生じにくくなる阻害要因について補足的に確認する改良案を作成した。その結果、作業量を減少しつつ、精度良く自然減衰が生じる可能性を判断できる可能性が示された。今後は本評価で自然減衰が生じると確認された観測井のデータを収集・解析し、国内で微生物分解による自然減衰が生じる場合の標準的な速度との関係について検討していく予定である。
- 今回、ケーススタディとして米沢市のY278井戸を「自然減衰観測井」と仮定して、水質モニタリングを実施している期間の全ての実測値から一次反応速度定数を求めた。しかしながら、今回用いた実測値はばらつきが大きいため相関係数が低く、一次反応速度定数を求めるための自然減衰観測井としてデータの信頼性に疑問が残る結果となった。本サイトでは、還元雰囲気と好気雰囲気が繰り返されているため、脱塩素化反応が生じていない期間があるなどの季節変動の影響や、採水時の気象条件（降雨等の影響）、揚水等の影響の可能性もある。したがって、一次反応速度定数を算出する際に長期的に取得したデータを用いる場合は、サイトの土地利用条件や措置状況に応じて自然減衰観測井を選択することに加えて季節変動や気候の影響等を考慮して、一次反応速度定数を算出するために用いるデータを取捨選択する必要があると考えられた。
- 今回の数値シミュレーションは、自然減衰観測井における自然減衰が概ね生物分解のみによって生じると仮定して解析を行ったが、このように設定した一次反応速度定数は生物分解速度を過大に評価することになり、実際の敷地境界における汚染物質濃度を小さく見積もる可能性がある。そのため、単一の観測井から求めた一次反応速度定数を用いても過大な評価を避ける手法等について検討していく予定である。また、今後は理論的には正確に一次反応速度定数を求めることができる複数の自然減衰観測井でデータを収集した場合の解析を進め、単一の自然減衰観測井を用いた場合との比較を行い、将来的にはExcelなどの表計算ツールで計算可能な方法や市販で配布されている解析ソフトを用いて、簡便で一定の信頼性を得られる計算ツールを構築していく予定である。

## 参考文献

- 1) 環境省 HP : [https://www.env.go.jp/water/dojo/gl-man/dojogl2019\\_1\\_a-r.pdf](https://www.env.go.jp/water/dojo/gl-man/dojogl2019_1_a-r.pdf).
- 2) 東京都 HP : <http://www.kankyo.metro.tokyo.jp/chemical/soil/information/dojou-kentou.html>.
- 3) 高畑陽ら：土壌・地下水汚染に対する地下水モニタリング措置の検討，第25回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会講演集，pp.516～520，2019.
- 4) 伊藤雅子ら：Dehalococcoides sp.UCH007株の導入によるVOCs脱塩素化の促進効果と温度の影響，令和元年度土木学会全国大会第74回年次学術講演会，VII-18.
- 5) MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY SITE REMEDIATION SECTION : NATURAL ATTENUATION OF CHLORINATED SOLVENTS IN GROUND WATER, pp.1～49, 2006.
- 6) 川辺能成ら：米沢地区における有機塩素化合物汚染のMNAに関する研究，第11回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会，pp.194～197，2005.
- 7) 丸山裕嗣ら：地下水循環併用型原位置バイオレメディエーションによる塩素化エチレン類の分解促進効果，土木学会論文集B1（水工学），Vol.70, No.4, I\_1117～I\_1122，2014.