

解することによって、あるいはわずかな不純物の影響で水の表面張力の値が低下することから、 Σ の値が負になってしまうこともある。このような機構で空隙内に滴となって取り残されてしまうことも考えられる。

本研究で扱うモデルには、パラメータとしてこの残余NAPL飽和度を入力しなければならないが、NAPLが空隙内で取り残される現象に未解明な部分もあり、残余NAPL飽和度の設定の仕方、また残余NAPL飽和度に影響を及ぼす因子に関する定量的な知見は乏しい。既往の計算例では、残余NAPL飽和度を無視した解析例²⁸⁾やヒステリシスを考慮して残余NAPL飽和度を求め解析を行っている例²⁹⁾があるが実測値として確かめられている訳ではない。

残余NAPL飽和度に影響を及ぼす因子としては、NAPL物性（密度、表面張力）、空隙媒体の構造（累積通過50%粒径、固有浸透係数）、水飽和度、ヒステリシスが挙げられている³⁰⁾。従って、あるNAPLとある土壌を取り上げたときには、水飽和度及びヒステリシスによって残余NAPL飽和度は影響を受けることになると考えられる。本研究では土壌層内にNAPLが浸透した直後のNAPL分布に注目するのでヒステリシスは無視し、水飽和度による残余NAPL飽和度の変化に着目した。

断面積9.62cm²、長さ70cmのステンレス製カラムにガラスビーズ（0.5-0.6mm及び0.18-0.212mm）を充填し、地下水面をカラム下端から15cmに設定した後、カラム上部からTCEを注入した実験を行い、TCEの移動が停止した後、鉛直方向のTCEの飽和度分布及び水飽和度分布を測定した³¹⁾。その時の残余NAPL飽和度と水飽和度の関係を図6-4（粒径0.5-0.6mm）、図6-5（粒径0.18-0.212mm）に示す。少々値はばらついているが、右上がりの直線に近似できると仮定した。また水飽和度のさらに大きな領域での残余NAPL飽和度は、0.1付近でばらついていた。それは水飽和度が大きな領域（毛管飽和帯、飽和帯）では、NAPLがカラム断面に対して不均質に流れる傾向が強く、値がばらついたものと考えられた。

飽和体における残余NAPL飽和度に関しては、Ryanらの経験式³²⁾が存在する。

$$S_{rn} = 0.12394 - 0.16301Bo + 0.051585Bo^2 \quad (13)$$

$$Bo = \frac{\Delta\rho g Dp_{50}}{\sigma_{nw}} \quad (14)$$

ここで、

Bo : Bond 数

$\Delta\rho$: 水とNAPLの密度差

Dp_{50} : 累積通過粒径50%粒径

である。

よって、今後の残余NAPLの値の設定は以下のように設定した。

粒径0.5-0.6mmの場合、

$$Sw \leq 0.468 \quad Srn = 0.533 \times Sw - 1.99 \times 10^{-3} \quad (\text{図5-4より算出})$$

$$Sw > 0.468 \quad Srn = 0.118 \quad (\text{Bond数より算出})$$

粒径0.18-0.212mmの場合、

$$Sw \leq 0.521 \quad Srn = 0.5545 \times Sw - 1.782 \times 10^{-2} \quad (\text{図5-5より算出})$$

$$Sw > 0.521 \quad Srn = 0.126 \quad (\text{Bond数より算出})$$

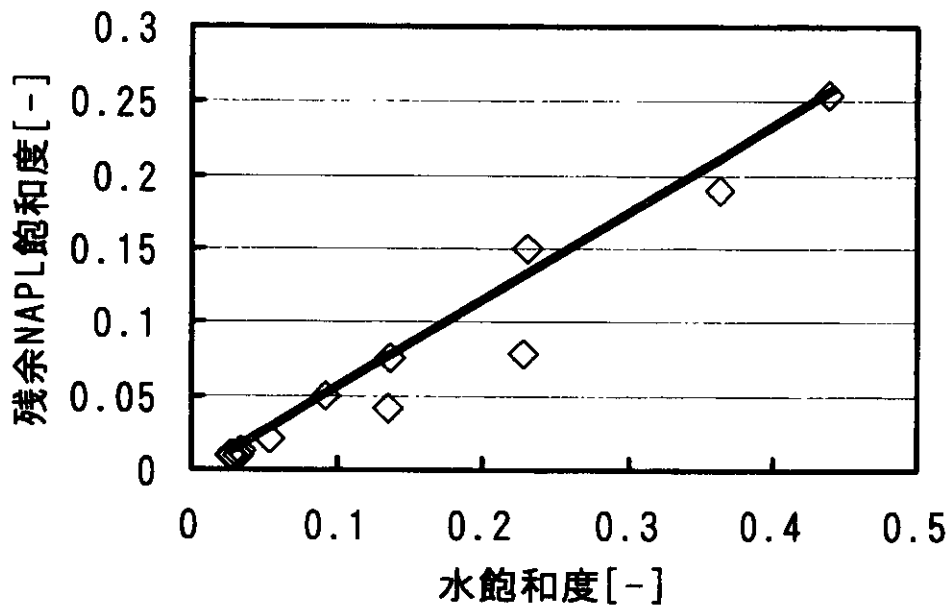


図6-4 水飽和度と残余NAPL飽和度の関係
(ビーズ粒径 : 0.5~0.6[mm])

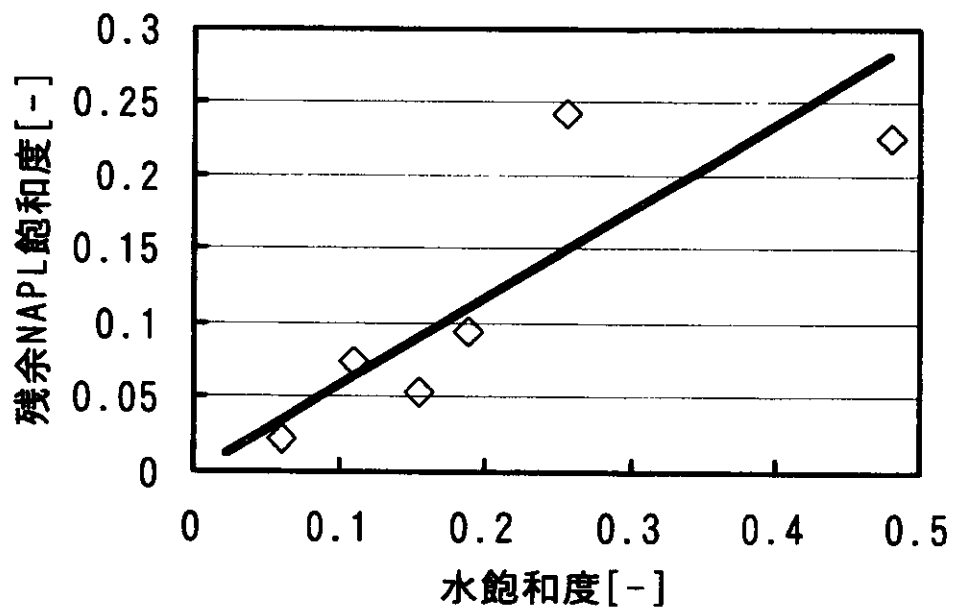


図6-5 水飽和度と残余NAPL飽和度の関係
(ビーズ粒径 : 0.18~0.212[mm])

2) 鉛直方向の NAPL の存在量分布と物質収支の検証

次に水と NAPL の鉛直分布に関する実験値とシミュレーションによる計算結果との検証を行う。実験方法は、上記の残余 NAPL 飽和度を求めた方法と同様である³¹⁾。表 6-1 に実験条件を示す。ガラスビーズ粒径は 2 種類、TCE の注入の仕方は、注入速度が速い場合と遅い場合の 2 種類を想定した。この条件と同様になるように各実験においてシミュレーションを行った。計算条件を表 6-2、6-3 に示す。また計算値と実験値の比較を図 6-6~6-10 に物質収支を表 6-4 から 6-8 に示す。

図の縦軸はカラムの高さを地下水面基準に表現したもの、横軸は各流体の飽和度である。白抜きのマークが実験値であり、黒く塗りつぶしたマークが計算値である。また菱形が水飽和度、四角が全液体飽和度である。従ってその間が NAPL の飽和度を表すことになる。また表においては、各領域に存在する NAPL 量を表しているが、カラム外流出量とはカラムの下端からカラム外へ流出してしまった TCE 量である。揮発量においては、カラム外に放出したもの（実測可能）とカラム内に存在するもの（実測不可能、計算値のみ表示）に分けて示した。カラム漏出量とはカラムの継ぎ目から漏れてしまった TCE 量を示している。回収率は実験値の場合は、測定された TCE 量の和を注入量で除した値であるのに対して、計算値の方は計算誤差を示している。

図 6-6 より、若干計算値の方が NAPL が下方に分布しているが、表 6-4 より各領域に存在する NAPL 量は実験値をよく再現できていると考えられる。また揮発量やカラム底から排出される NAPL 量（カラム外流出量）もよく表現できており、カラム内の鉛直分布、カラム内外の物質収支ともに実験値とよくあっている。

同様にビーズ粒径 0.18-0.212mm の場合（図 6-8、6-9 参照）には、DNAPL でも地下水面付近で停滞してしまうという実験値を計算値は表現することができることを確かめることができた。同結果の物質収支である表 6-6、6-7 では各領域の存在量に誤差があるが、それは実験値の物質収支（回収率）が悪く実験誤差が原因である。実際、粒径 0.18 - 0.212mm の場合は特に NAPL が停滞する部分において NAPL が漏出していた可能性があったのが理由であると考えられた。

注入速度の遅い場合である図 6-7、図 6-10 では計算値の NAPL 及び水の分布がいずれも上側に存在し計算精度が悪くなった。しかし表 6-5、6-8 より各領域に存在する TCE 量及び物質収支は良好であった。今後鉛直分布の精度の悪くなった原因を確認する必要がある。

3) 先端部の軌跡の経時変化

次にガラスビーズ層内を視覚的に確認できるように断面積 17.3cm²、長さ 50cm のガラス製のカラムを用いた実験より得られた浸透先端部の軌跡の経時変化について、計算値との比較を行った。表 6-9 に実験条件を示す。計算に用いたパラメータは表 6-2、6-3 と同様である。図 6-11~図 6-15 に結果を示す。実験値は、カラム正面 (front)、カラム右側面 (right)、左側面 (left) で観測された先端部の軌跡の経時変化を示している。一方計算値は、計算のコンパートメントにおける飽和度が 1% を越える時点での時間を計算値から読み取り、プロットした。計算値による先端部の定義は困難であるが、0.1% としても結果に変化は見られなかったので 1% と設定した。

粒径 0.5 - 0.6mm の場合（図 6-11~6-13）、図より不飽和帯においては、計算値と実験値は

表6-1 実験及び計算条件(鉛直分布量)

実験No.	ビーズ粒径[mm]	カラム高さ[cm]	カラム断面積[cm ²]	地下水面高さ[cm]	TCE注入量[mL]	TCE注入時間[s]	終了時間[hour]
Run1	0.5-0.6	65	9.62	20	20	8	68
Run2	0.5-0.6	65		15	29.1	1800	85
Run3	0.18-0.212	65		15	20	8	99
Run4	0.18-0.212	70		15	20	8	94
Run5	0.18-0.212	65		15	33.9	2097	94

表6-3 計算条件

水密度(kg/m ³)	1000
TCE密度(kg/m ³)	1464.9
水の粘性係数(Pa·s)	1.00×10^{-3}
TCEの粘性係数(Pa·s)	0.58×10^{-3}
界面張力(N/m)	
空気-水	7.28×10^{-2}
空気-TCE	2.95×10^{-2}
TCE-水	3.50×10^{-2}
総括物質移動係数(-)	3.0×10^{-4}
飽和TCE蒸気濃度(g/m ³ -air)	431
屈曲度(-)	1.35
気相における拡散係数(m ² /s)	6.70×10^{-5}
重力加速度(m/s ²)	9.80665

表6-2 計算条件-ガラスビーズ特性-

ビーズ粒径(mm)	0.5-0.6	0.18-0.212
飽和透水係数(cm/s)	0.081	0.025
固有浸透係数(m ²)	8.26×10^{-11}	2.55×10^{-11}
α (1/cm)	0.055	0.026
n(-)	9.49	13.88
間隙率(-)	0.36	0.38
残余水飽和度(-)	0.03	0.04

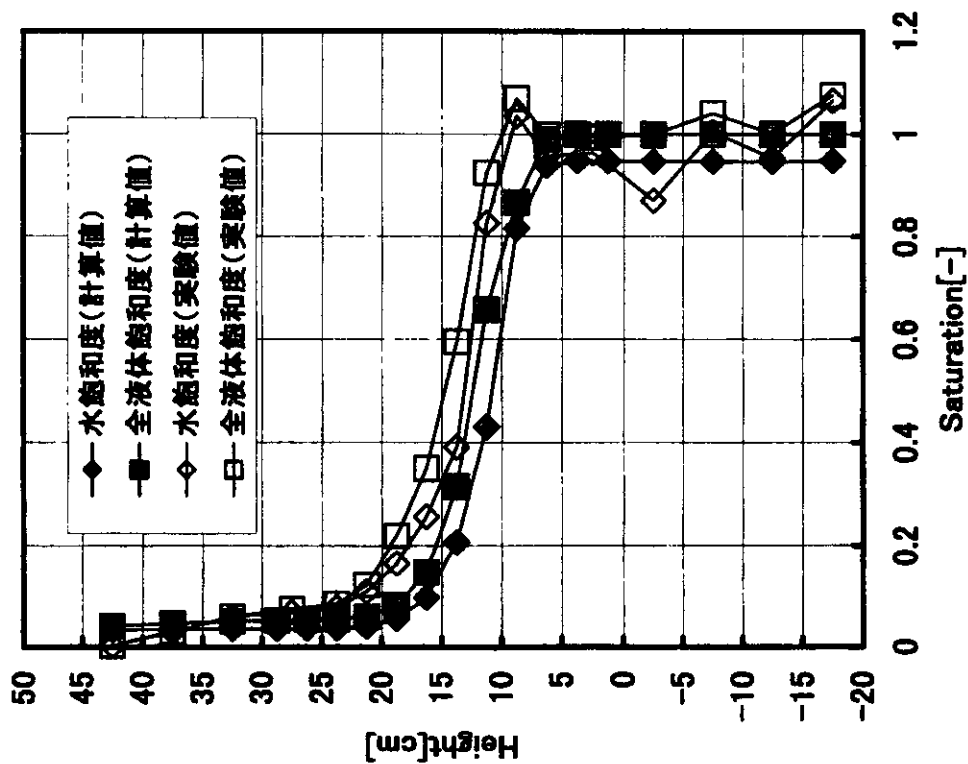


図6-6 TCE飽和度の鉛直分布(Run1)

表6-4 TCE物質収支の比較(Run1)

TCE存在場所		存在量[mL]	
注入力		実験値	計算値
地下水面上	不飽和帯	5.500	20.000
	毛管帯	4.400	5.230
飽和帯(地下水以下)		1.100	1.354
カラム外流出量		4.000	3.677
揮発量(カラム外放出)		9.000	8.323
カラム漏出量		1.030	1.367
揮発量(カラム内に存在)		-	-
回収量(合計量)		19.733	0.013
回収率(合計/注入力)		0.987	19.963
			0.998

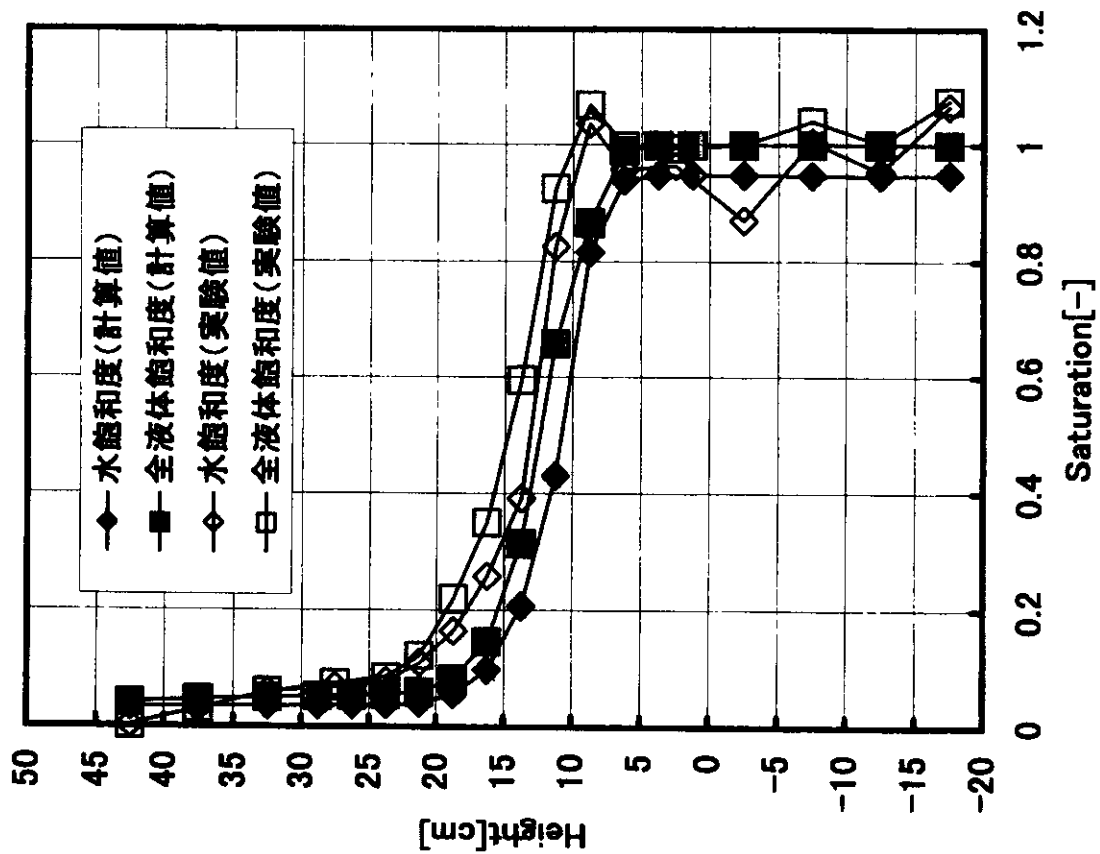


図 6-7 TCE飽和度の鉛直分布(Run2)

表6-5 TCE物質収支の比較(Run2)

TCE存在場所	存在量[mL]	
	実験値	計算値
注入量	29.100	29.100
地下水面上	12.300	10.886
不飽和帯	8.400	6.450
毛管帯	3.900	4.440
飽和帯(地下水面以下)	7.100	6.672
カラム外流出量	7.000	8.978
揮発量(カラム外放出)	0.900	1.548
カラム漏出量	1.670	-
揮発量(カラム内に存在)	-	0.008
回収量(合計量)	28.970	28.973
回収率(合計/注入量)	0.996	0.988

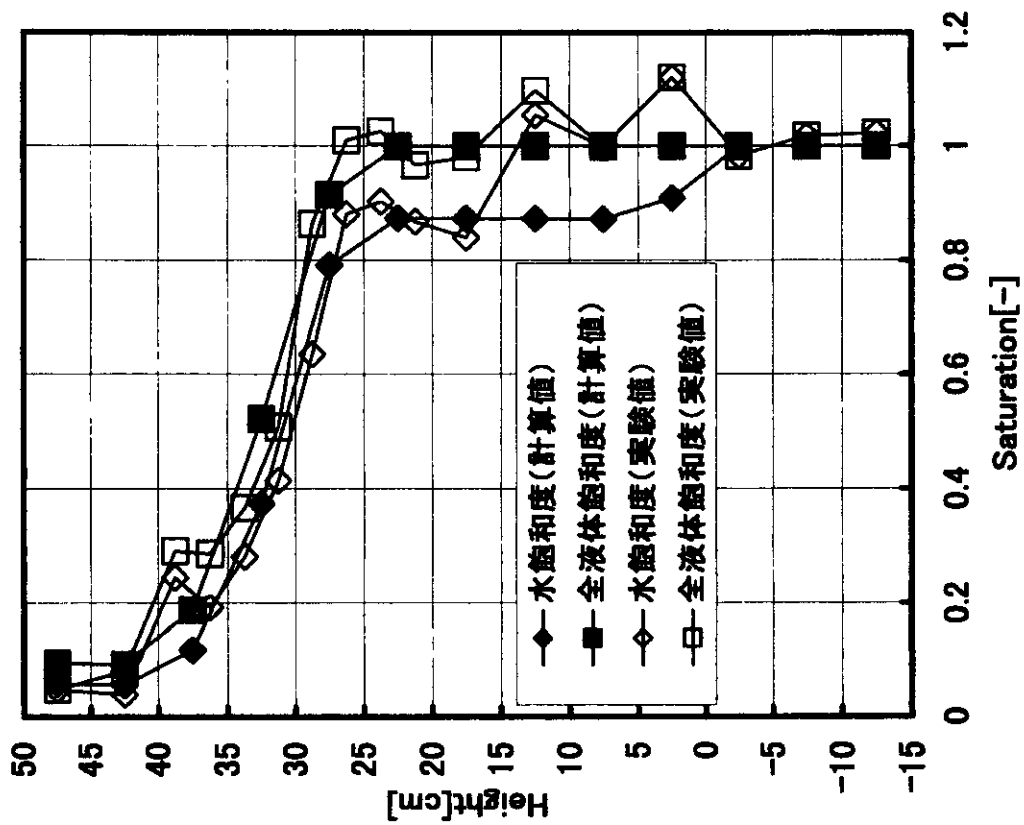


図6-8 TCE飽和度の鉛直分布(Run3)

表6-6 TCE物質収支の比較(Run3)

TCE存在場所	存在量[mL]	
	実験値	計算値
注入量	20,000	20,000
地下水面以上	12,400	17,524
不飽和帯	6,400	7,925
毛管帯	6,000	9,599
飽和帯(地下水面以下)	0,000	0,000
カラム外流出量	0,000	0,000
揮発量(カラム外放出)	1,790	1,482
カラム漏出量	1,500	-
揮発量(カラム内に存在)	-	0,003
回収量(合計量)	15,690	19,982
回収率(合計/注入量)	0,785	0,999

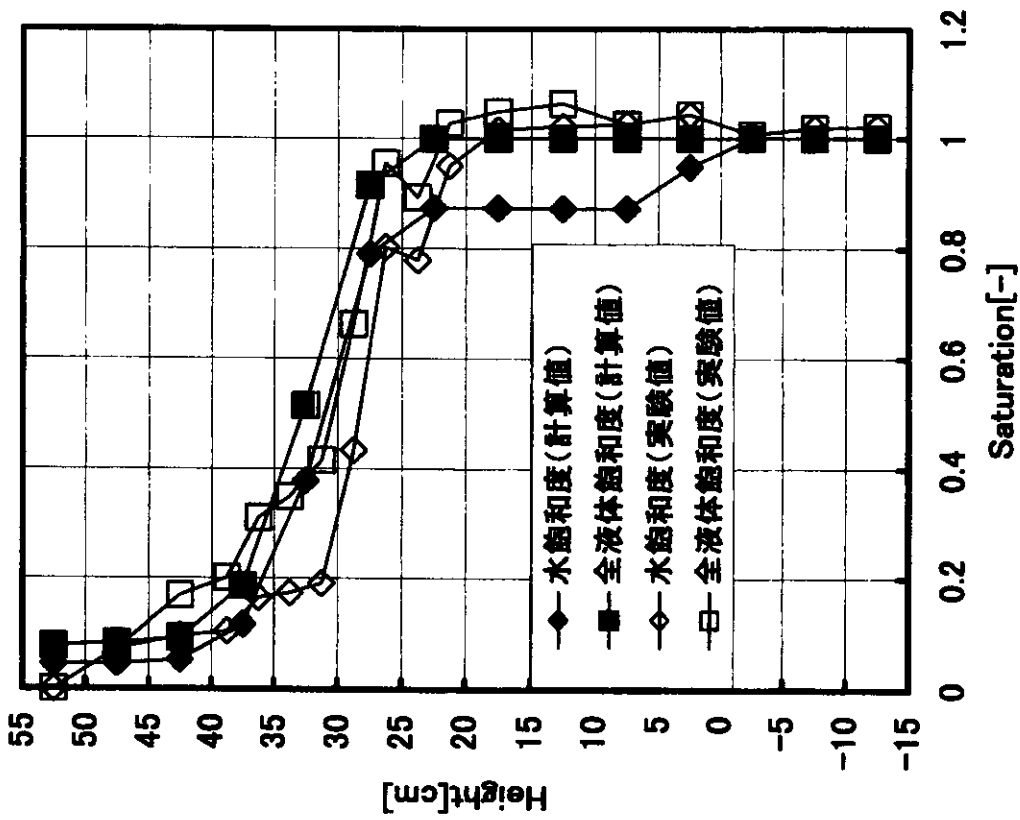


図 6-9 TCE飽和度の鉛直分布(Run4)

表6-7 TCE物質収支の比較(Run4)

TCE存在場所	存在量[mL]	
	実験値	計算値
注入量	20,000	20,000
地下水面上		
不飽和帯	14,000	12,300
毛管帯		1,700
飽和帯(地下水面以下)	0,000	0,000
カラム外流出量	0,000	0,000
揮発量(カラム外放出)	0,950	1,649
カラム漏出量	1,500	-
揮発量(カラム内に存在)	-	0,006
回収量(合計量)	16,450	19,957
回収率(合計/注入量)	0,823	0,998

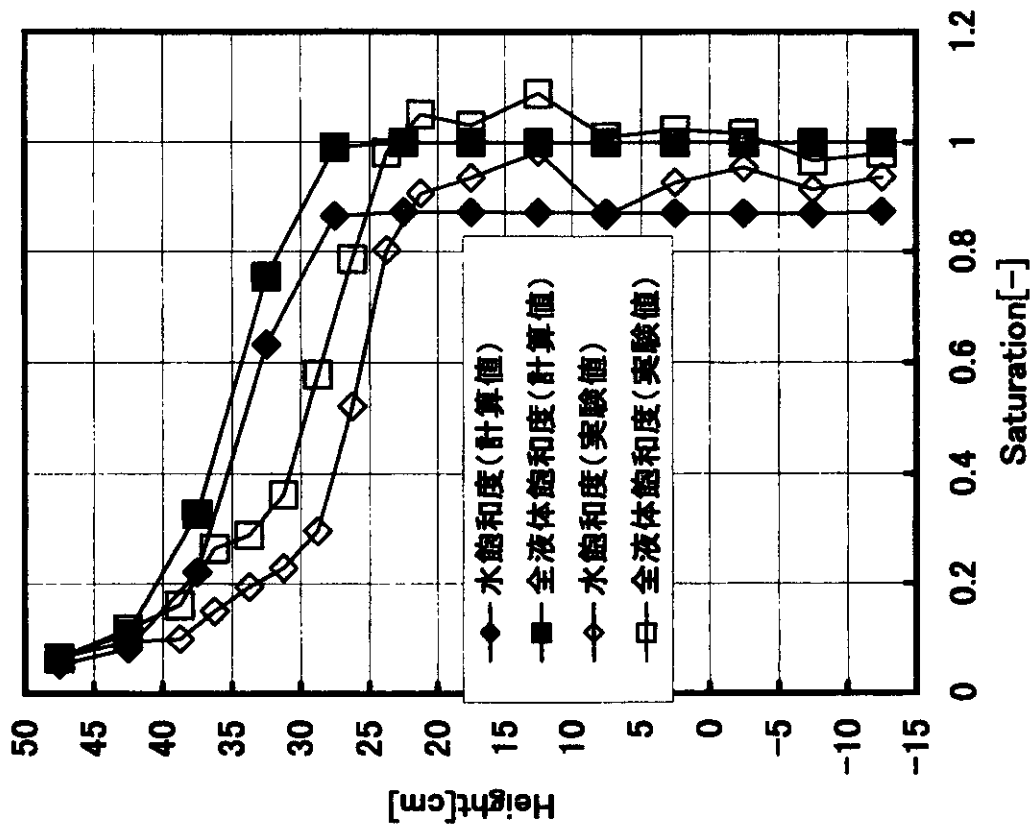


図6-10 TCE飽和度の鉛直分布(Run5)

表6-8 TCE物質収支の比較(Run5)

TCE存在場所	存在量 [mL]	
	実験値	計算値
注入量	33.900	33.900
地下水面上	20.100	20.167
不飽和帯	11.500	11.237
毛管帯	8.600	8.930
飽和帯(地下水面以下)	3.200	4.437
カラム外流出量	6.500	6.441
揮発量(カラム外放出)	1.290	1.257
カラム漏出量	1.350	-
揮発量(カラム内に存在)	-	0.002
回収量(合計量)	32.440	33.671
回収率(合計/注入量)	0.957	0.993

表6-9 実験及び計算条件(浸透先端部分の軌跡)

実験No.	ビーズ粒径[mm]	カラム高さ[cm]	カラム断面積[cm ²]	地下水面高さ[cm]	TCE注入量[mL]	TCE注入時間[s]	終了時間[hour]
Run6	0.5-0.6	50	17.3	9	20	3	90
Run7	0.5-0.6	50		10	20	3	60.5
Run8	0.5-0.6	50		9.5	38	2303	120
Run9	0.18-0.212	50		9.5	20	80	177
Run10	0.18-0.212	50		7.5	47	2820	188

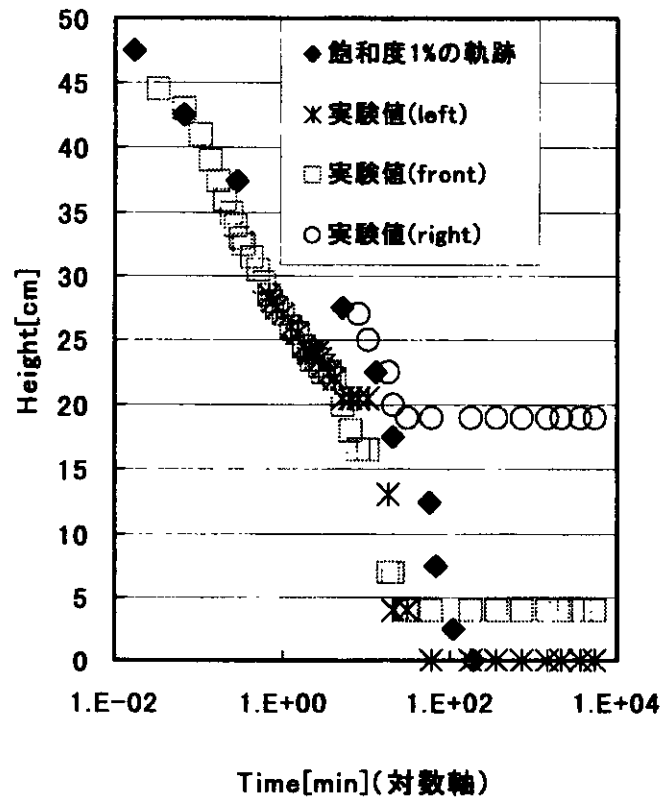


図 6 - 11 浸透先端部の軌跡 (Run6)

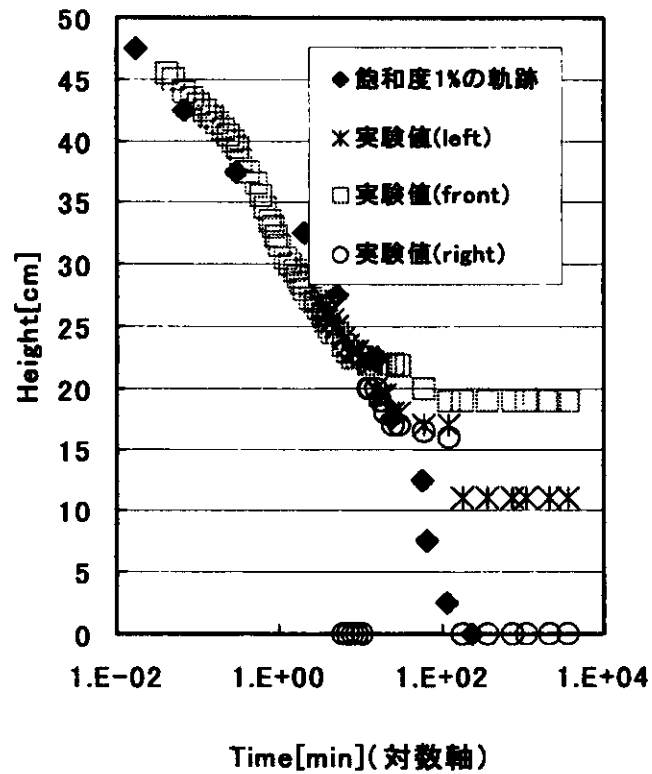


図 6 - 12 浸透先端部の軌跡 (Run7)

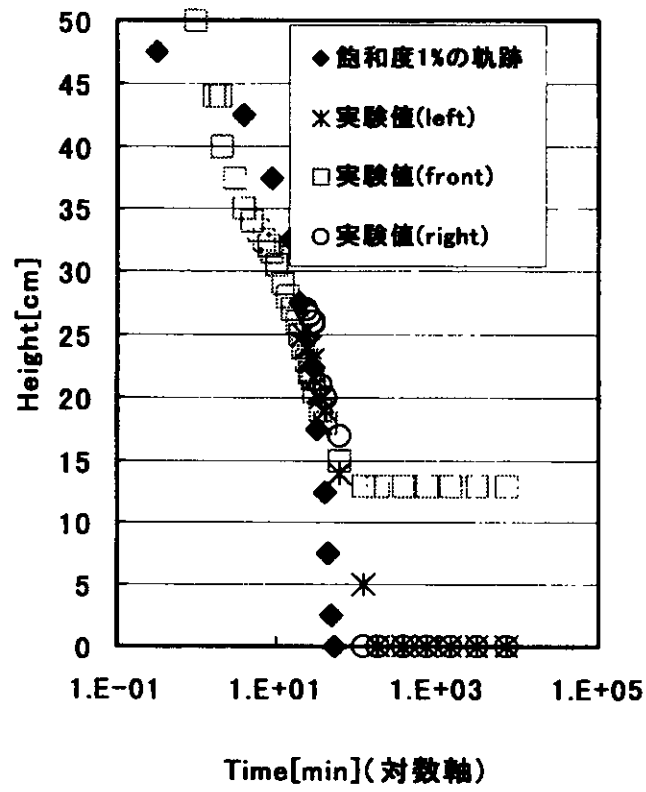


図 6 - 13 浸透先端部の軌跡 (Run8)

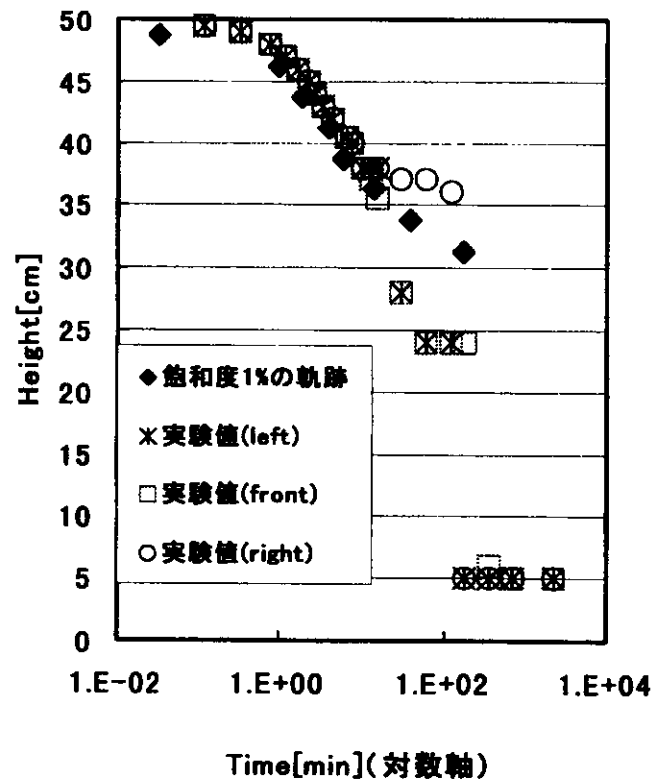


図 6 - 14 浸透先端部の軌跡 (Run9)

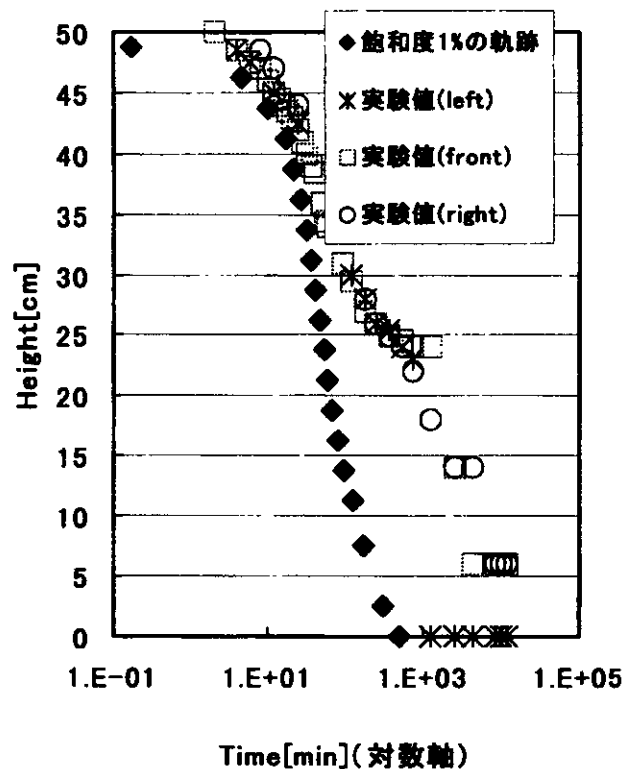


図6-15 浸透先端部の軌跡 (Run10)

良好な一致を見せているが、毛管飽和帯から飽和帯にかけては、誤差が大きくなる。それは実験におけるその領域での浸透の様子は、必ずしもカラム断面に均質に浸透するわけではなく、例えば図6-11からもわかるように正面と左側面ではカラム下方まで浸透しているのに、右側面では停滞したままであるという現象が見られたからであると考えられる。しかしいずれの場合も、カラム下端にまで到達する時間を比較すると、ほぼ実験値を再現できていると判断できる。

また粒径の小さい0.18-0.212mmの場合(図6-14~6-15)は、特に注入量の少ないRun9の場合(図6-14)計算値では約30cmの所で先端部は停滞するはずだが、実験値では、カラム下方にまで浸透している。これは、実験においてカラムの壁面に沿ってNAPLが浸透したためである。一方、Run10の場合(図6-15)は、計算値の方が毛管飽和帯、飽和帯で速く浸透する結果となった。この様に不飽和帯での浸透先端部の軌跡は実験値と計算値では良く一致するが、毛管飽和帯、飽和帯に関しては実験上の問題(カラム断面に均質に流れない、カラム壁面を流れてしまう)により実験値と計算値とはあまりよく一致しなかった。

5. 修復技術選択への応用

以上、TCEの場合において、水とNAPLの鉛直分布、浸透先端部の軌跡(つまり浸透速度)に関して、本研究で提案したモデルの適用性を確認できたところで、次に実規模の汚染サイトに仮想的に適用してみる。ここでは修復技術への応用に使用できるとことを示すと共に、今後のモデルの発展性について議論する。

1) 解析条件

対象とする計算領域は図6-16に示すように、10m×10m×10mであり、地表面より5m下に地下水面が存在するサイトである。地質構造は均質で、上記で述べた0.18-0.212mmのガラスビーズに相当する土壌（微粒砂程度）であるとした。毛管帯はおおよそ40~50cmであり、土壌表面の水飽和度は残余飽和度（約4%）である。実際の土壌では、毛管帯がもっと高く、土壌表面の水飽和度も大きいことが予測される。このような領域の地表面にドラム缶（一本200L）が200本不適正保管されている。内容物はTCEである。全40000L存在するTCEの内、半分は表面流出により流れされ、残りの半分が地中へ浸透したとする。地中への浸透フラックス量は、20000Lが3ヶ月で地中に浸透すると仮定して与えた。

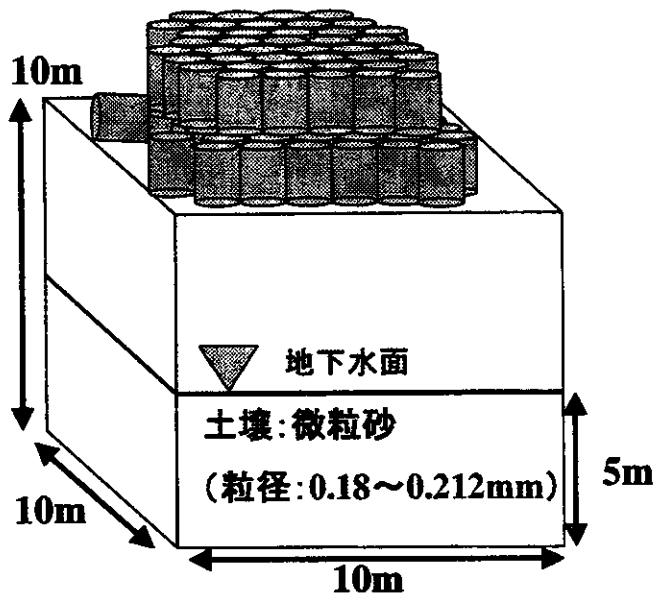


図6-16 対象模擬サイト

表6-10 解析結果

	10日後	30日後
土壌層内の存在量[L]	1866	5231
大気中への揮発量[L]	273	845
地中に存在する揮発量[L]	41	47
合計量[L]	2180	6123
浸透深さ[m]	0.75	2.75

2) 解析結果

TCE 浸透後、10日後、及び30日後の物質収支を表6-10に示す。また結果のイメージを図6-17に示す。表層付近のコンパートメントの大きさは50cmで設定している。大気中への揮発量は、

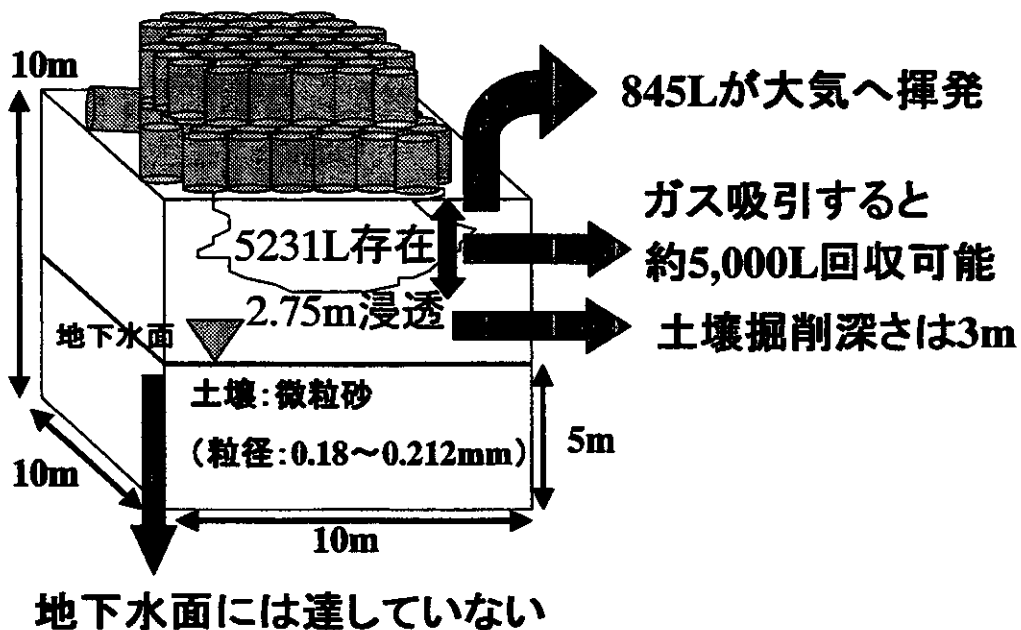


図6-17 解析結果(30日後)

一度土壌層内に浸透した TCE が地表面から揮発した量である。また地中に存在する揮発量とは、土壌間隙内に存在する気相の TCE の総量である。10 日後では、浸透深さ 0.75m で平均飽和度は約 5% である。また 30 日後でも浸透深さ 2.75m で、平均飽和度は約 4.8% であった。また揮発量に関しては、かなり大きい値になっているが、これは揮発した TCE の土壌層内での水への溶解、及び土粒子の吸着現象をモデルに取り込んでいないからである。実際には揮発量は少ないと考えられる。また今回は、鉛直一次元モデルなので、計算領域に均質に下方に浸透していることを前提に解いている。

3) 修復対策への応用

次に本モデルの汚染修復対策への応用例を示す。汚染修復対策を行う際には、いくつかの段階が考えられるが、NAPL 原液による地下浸透が発見された汚染現場に対して、評価を行うべき事項の優先順位は以下のように考えられる。

- ① NAPL 原液の浸透深さ（地下水面まで到達しているか）
- ② NAPL の存在量分布（不飽和帯、飽和帯での存在量、既に揮発してしまった量）
- ③ NAPL 原液相からの地下水への溶出量と、地下水汚染ブリュームの大きさ

①の段階で得た情報は、土壌掘削深さの見積もりに対応している。また地下水面まで NAPL 原液が達すると地下水汚染を引き起こすから、近隣の地下水の飲用の制限などの対策に反映することができる。また調査の方針も高濃度汚染領域の確認だけでなく、広域的な地下水汚染の広がりを把握することに重点が置かれるようになる。その点で、①の情報は対策の初期段階では重要である。本モデルでは、上記の仮想サイトの計算例より、30 日後では約 3m の土壌を掘削すれば良いことがわかる。通常 4~5m であれば掘削できる場合が多いことを考えると、現時点では土壌掘削が最も効率の良い修復技術であると考えられる。しかし、最終的な修復対策の意志決定においては、当然掘削した土壌の処理も考慮する必要がある。また現在の所、地下水面までに到達していないので、緊急的に飲料制限する必要はないが、モニタリングを行う必要性はあると判断できる。

②の段階では、汚染物質の概略的な物質収支、つまり各領域（不飽和帯、飽和帯、大気へ揮発）にどれだけ存在するかどうかわかる。例えば土壌掘削するには深すぎて、掘削量も大量となるため掘削技術は選択できない。ならば不飽和帯に存在する NAPL をガス吸引で抽出しようとした場合の最大回収可能量を求めることができる。つまりガス吸引技術を用いることが、汚染現場全体の汚染修復にどの程度寄与するのかが判断することが可能である。であるから逆に飽和帯に大量の TCE が存在するのにも係わらず、不飽和帯における TCE のみ回収するという不適切な技術選択を防ぐことができる。またガス吸引と揮発量の関係をモデルに取り込むことができれば、修復までに必要な時間も推定することが可能である。

③の段階では、NAPL 源液相から地下水への溶出量に関する情報を導入することで、地下水への汚染負荷量を計算することが可能である。原液相からの溶け出しは、地下水流速、飽和溶解度等の関数であることがわかっている。また揚水処理を行い、地下水流速を大きくした場合の溶けだし速度を見積もることで、概略的な揚水処理における修復時間を見積もることが可能となる。こ

のように、修復技術を適用した場合の物質収支を考慮し、修復時間をおおよそ見積もることは、修復計画を構築する際に有用である。特にランニングコストを計算するためには欠くことのできない情報である。

4) 今後のモデルの展開

今回構築したモデルにより、既存の capillarity model に、①揮発項を組み込んだこと、②従来は残余 NAPL 飽和度の設定に関して曖昧であった所を、実験値等の解析により残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係としてモデルに組み込んだことにより、特に不飽和帯における計算精度が上昇することを確認することができた。しかし汚染現場に適用するには、いくつかの課題が存在する。

一つは、どの程度物理現象を厳密に取り込むかということである。揮発したガスに関して、水への溶解、土粒子への吸着を導入するかどうかを考える必要がある。物理現象を的確に、漏れることなく表現しようとする目的であれば、当然導入するべきである。しかしそれだけ計算に必要なパラメータも多くなるし、それだけ不確定な要素も大きくなる。問題はモデルによって得られる結果は、入力するパラメータの精度以上の精度は得られないことと、そのモデル化自身もある物理現象を抽象化した、単純化した数学的仮定であることである。その様な不確定な要素も考慮しながら、修復対策における意志決定を目的とした場合の適切なモデルとは、何かという事を忘れてはいけない。

また地下水への汚染負荷量に関してモデルに導入する必要がある。この段階での妥当なモデル化が実現されれば、現在多く行われている5章で行ったような解析と汚染物質原液の解析がつながることになる。この作業によりシミュレーションによって扱える汚染パターンの変異が増えることになる。前節で述べたように、地下水揚水処理の効果を確認できるようになる。

さらに実際の土壌サンプルを入手することができれば、本モデルの一つのポイントである残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係に関する知見が得られるものと期待できる。

6. 要約

本章では、これまであまり扱われることのなかった難水溶性有機化合物原液の土壌層内における浸透挙動を表現するモデルを構築し、既存の実験値との比較・検討を行った。まだモデルの開発段階で、実汚染現場に適用するまでにはいくつか課題のあることを確認した。

本章で得られた知見を整理する。

- 1) NAPL 原液の土壌層内における挙動を表すモデルを構築した。従来の capillarity model と異なる点は、揮発項を考慮したこと、そして残余 NAPL 飽和度の設定の仕方に工夫をしたことである。
- 2) 残余 NAPL 飽和度の設定としては、既存の実験結果を解析することにより、残余 NAPL 飽和度と水飽和度の関係を求め、その関係をモデルに導入したことにより計算精度が向上することを確認することができた。
- 3) 本モデルと既存の実験値との比較を行ったところ、水、NAPL の鉛直分布及び NAPL の浸透先端部の軌跡とも良好な一致が見られた。よって本モデルで不飽和帯における NAPL 浸透挙動解析が可能であると確認された。
- 4) 一方、飽和帯における解析では、実験値の値がばらついていたので、両者はあまりよく一致し

なかったが、このモデルで大略的な NAPL の鉛直分布は把握することができると考えられる。

- 5) 本モデルが土壌掘削深さや、ガス吸引時の最大ガス回収量の推定に用いることができることを示した。
- 6) 今後のモデルの発展性として、地下水溶解のプロセスを組み込むことで、従来の移流分散解析とつなげることができる。

第6章 まとめ

1. 数値シミュレーションの役割と効果

本研究のまとめとして、数値シミュレーションの役割と効果に関して述べる。2章における議論とも重なるが、汚染修復対策を進めていく上で最も問題となるのが、目に見えない土壌・地下水汚染に対して、どのように汚染状況を把握し、そして何を根拠に調査、対策に関する意志決定を行っていくか？ということである。土壌・地下水汚染における汚染物質の輸送速度は、大気や河川環境に比べて極めて緩慢であり、発見されづらく、発見されても黙認され、放置されている場合が多い。また汚染を修復するためには、莫大なコストと時間が必要となることも一般的な事実であるという認識になってきた。従って、汚染発覚早期に汚染の現状を把握し、拡散予測することによって、不確定な要素を含みながらも、次のステップの意志決定を支援するものが必要なのである。この重要な役割を果たすのが本研究で行った数値シミュレーションである。数値シミュレーションにより目に見えない土壌・地下水汚染の様子が可視的に表現することが可能にある。これまでは、一部の専門家である地質学者、水文学者によってのみ議論が可能であった領域において、行政を含めた汚染修復対策の意志決定者らもふくめた情報の共有化ということが数値シミュレーションによって可能となったとすることができる。また4章で行ったような、修復技術の修復効果を試行錯誤的に様々なパターンを計算することができ、修復技術の比較を行うことができる。数値シミュレーションは、数値的な実験であるから実験結果の良し悪しの判断もさることながら、実験における問題点、この場合次段階での調査項目に相当するものがシミュレーションを行うことにより見えてくる。

本研究で得られた知見を基に、数値シミュレーションの役割と効果を以下にまとめる。

- 1) 数値シミュレーションを行うことにより、汚染現場の拡散予測が可能となり、修復の必要性の判断が可能となる。よって汚染が広がる前に早期修復を行える可能性がある。
 - 2) 修復技術による修復効果を視覚的に判断でき、技術間の比較が可能となる。
 - 3) 計算領域内の経時的な濃度変化を見ることができる。つまり、修復対策のタイミングの検討や、修復にかかる時間の見積もりが可能となる。
 - 4) 実験的に様々なパターンの計算ができる。
 - 5) 数値シミュレーションを行うことにより、汚染現場が抱える問題点を整理することができ、次段階における調査計画を立てるのに役にたつ。
 - 6) さらに継続的な調査を行うことにより、具体的な設計段階、運転・維持管理段階においても数値シミュレーションは継続的に使用することができる。
 - 7) 議会への説明、住民への説明時に、分かり易く問題点、修復効果に関するプレゼンテーションを行うことができる。
- また数値シミュレーションの限界については、
- 8) 入力するパラメータの精度以上にシミュレーションによる解の精度は向上しない。
 - 9) また、物理現象を抽象化、単純化を行って数学モデル化を行っているので、調査データが多いからと言って、モデル化が正確で、シミュレーション結果が正しいという訳ではない。

2. 結論

本報告書では、汚染修復対策に数値シミュレーションを適用するという観点から、以下のような手順で研究を行ってきた。各章において得られた知見をまとめる。

2章において、土壌・地下水汚染修復対策における数値シミュレーションの位置づけ、役割を明確にした。数値シミュレーションは、調査と修復対策に関する意思決定の間に位置づけられ、再調査しなくてはならない部分が明確になる、修復の必要性の判断ができる、修復技術の選択ができるなど数値シミュレーションを行うことのメリットがあることを示した。また数値シミュレーションを汚染現場に適用する手順、シミュレーションを行うための調査項目に関して考察を行った。

3章では、I市を対象とした場合の汚染修復対策の考え方を示す。これは本研究でI市を対象にシミュレーションを行う動機付けになった部分である。各段階での修復方針や各段階での修復手順についてまとめている。その中で、本研究で行ったシミュレーションは、応急対策の地下水汚染拡散防止対策の評価に相当する。

4章では、実汚染現場を対象にモデル化及び地下水流れ場、汚染濃度場の推定を行った。I市の不適正保管現場に対しては、ボーリング調査結果より、地質構造の推定、地下水流れ場の推定を行うことによって、現在の汚染状況の推定を行った。またK市の不法投棄現場に関しては、まだ調査途中段階であるが、概念モデルを作成し、シミュレーションを行うために必要な調査、汚染状況を把握するために必要な調査という観点から、今後必要な調査をまとめることができた。

5章では、これまで汚染修復技術の選択にはあまり数値シミュレーションを用いられることがなかったという現状を踏まえ、汚染修復技術選択フローを提案し、そのフロー中のフェイズIの部分において数値シミュレーションを用いた修復技術選択を行うことを試みた。I市を対象に、技術のスクリーニングを行ったところ、バリア井戸と遮水壁+地下水揚水が検討対象となった。数値シミュレーションにより、揚水井戸数、配置、遮水壁の大きさ、施工のタイミングを検討した結果、I市の汚染現場の地下水汚染拡散防止対策としては、4ヶ所のバリア井戸か、遮水壁(大)+3ヶ所の地下水揚水を現時点で想定する必要があることが分かった。また敷地外への汚染が見られた場合には、地下水揚水を先行して行うことにより、汚染拡散を最小にできることを示した。また、今後の調査という観点から、山側にボーリングを行う必要性を示した。

6章では、難水溶性有機化合物原液(NAPL)の土壌層内での挙動を表すモデルを構築した。既存のモデルと異なる点は、揮発項を考慮したことと、残余NAPL飽和度の設定法に工夫を加えたことである。本モデルの検証を既存の実験結果を用いて行ったが、不飽和帯での本モデルの適用性を示すことができた。また本モデルにより土壌掘削深さや、ガス吸引時のガス回収量を求めることができたことを示した。

最後に7章では、数値シミュレーションを土壌・地下水汚染修復対策に用いることの効果として、効用・限界点をまとめた。その結果、目に見えない地下の現象を可視化し汚染の状況、修復効果等を比較できること、そしてそのような情報が修復対策プロジェクト内で共有でき、議会や住民への説明時に有効であることを示した。しかし、シミュレーションを行うための適用条件(本研究では調査データに関して考察を行ったが)を常に念頭に入れておく必要性も述べた。

3. 今後の課題

今後の課題を列挙すると、

- 1) 引き続き I 市、K 市の解析を行うこと。特に、ボーリング調査結果により地質構造推定し、地下水流れ場を正確に把握することが最も重要である。本研究により、今後の調査のポイントを示した。調査の進展が望まれる。
- 2) K 市に対して、I 市同様のシミュレーションを行うことにより、今後想定すべき修復代替案を提案する必要がある。
- 3) 汚染修復技術選択フローに関して検討を加え、修復技術選択の考え方を構築する必要がある。
- 4) NAPL 浸透挙動モデルに地下水溶解プロセスを組み込み、移流分散解析と合わせて解析のできるようにする。また計算時間の短縮化も図る必要がある。
- 5) I 市を対象に、原液浸透挙動モデルを適用し、本モデルの現場への適用性を確認する必要がある。