

揮発性有機塩素化合物の土壌ガス吸引法 における浄化影響要因に関する研究

長藤 哲夫¹・今村 聡²・日下部 治³・平田 健正⁴

¹正会員 大成建設株式会社 エンジニアリング部 (〒163-0606 東京都新宿区西新宿1-25-1)

²正会員 工博 大成建設株式会社 技術研究所 (〒245-0051 神奈川県横浜市戸塚区名瀬町344-1)

³正会員 工博 東京工業大学 工学部土木工学科 (〒152-0033 東京都目黒区大岡山2-12-1)

⁴正会員 工博 和歌山大学 システム工学部環境システム学科 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷930)

土壌ガス吸引法は揮発性有機塩素化合物で汚染された土壌を浄化する有効な技術である。この方法は土中に空気流れを発生させ、ガス状で揮発性化合物を回収するシステムである。そのため、汚染地盤全体を均一に浄化するには、適切な抽出井の配置と、吸引設備を設計する必要がある。しかし、土壌ガス吸引法の設計はわが国での浄化実績が少ない。そこで、筆者らは浄化実績から浄化に影響する地盤特性を抽出し、分析を行った。その結果、浄化設計の主要項目である透気半径と透過度は土質別に分類でき定量的把握もできた。また、浄化効果は熱力学平衡モデルによる浄化効率予想と初期汚染濃度に対する浄化達成率を確認できた。これにより、土壌ガス吸引法の効率的な設計が可能になった。

Key Words : remediation, pollution, volatile organic carbon, thermodynamic model

soil vapor extraction, influence radius, air permeability, remediation efficiency

1. はじめに

土壌・地下水汚染は従来、重金属やPCBによる汚染が主であったが、近年揮発性有機塩素化合物（以後、VOCsと記す）による汚染が顕在化し、その調査・対策が進められている。トリクロロエチレン（TCE）、テトラクロロエチレン（PCE）に代表されるVOCsは脱脂効果があることから、半導体のチップ洗浄など電気機械産業や身近なところではドライクリーニングで多く使用されてきた。しかし、これらの物質は飲用に供すると発ガン性の疑い等の健康障害があることから、米国では、1980年にスーパーファンド法（通称）を制定し、汚染原因者に対し厳しく責任を課すと共に、浄化対策を促進している。わが国では、環境庁が中心になり汚染物質の地下浸透防止や地下水常時監視の未然防止の法規制を整え、さらに、漏出した汚染物質に対して平成6年には「有機塩素化合物等に係わる土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針」（以後、暫定指針と記す）を策定し、汚染の実態把握とその対策が効率よく実行されるよう指導している。また、平成8年には、知事が汚染原因者に浄化命令を出せるように水質汚濁防止法を改正し、汚染対策を推進している。

地下よりVOCsを回収する浄化技術は土壌ガス吸引法¹⁾（以後SVEと記す）、土壌掘削法と地下水揚水法が実用レベルにある。このうち、SVEは汚染土の原位浄化システムであり、基本的に不飽和帯を対象にするが、地下水低下工法を併用することで飽和帯に存在する

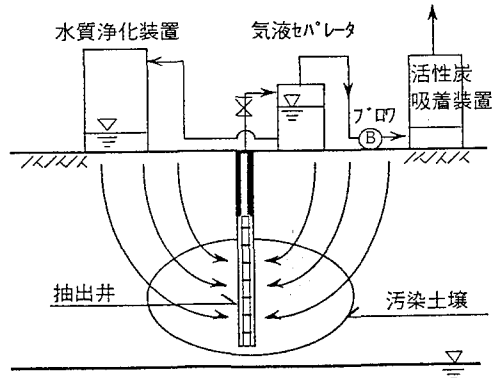


図-1 SVEシステム概念図

VOCsも回収でき有効なシステムである。

SVEシステムの概念を図-1に示す。SVEは土中に抽出井を設置し、真空ポンプまたはブロワで孔内に負圧を発生させて、土中を通気して物質の揮発性を利用してVOCsをガス状で回収するものである。このシステムを効率的に実施するには、負圧の伝播する透気半径、吸引負圧と吸引風量の関係とブロワ吸引時のガス濃度低減傾向を把握することが重要である。これらの項目は浄化対象地盤の透気性に大きく依存する。浄化実績の多い米国でも確立した設計法²⁾がなく、これらの要因をサイト毎のパイロットテストで決定しているのが現状である。一方、わが国ではSVEによる浄化結果の報告³⁾はあるが、現在のところ設計法に言及したものはない。

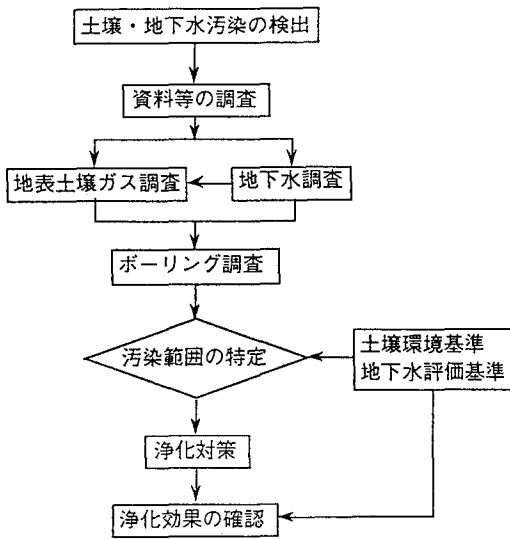


図-2 汚染調査・浄化対策のフロー

筆者らはVOCsの土壌環境基準の設定（平成5年）以前にSVEのわが国への適用⁴⁾に着目し、実際の汚染現場の調査と浄化を数多く実施してきた。今後、SVEシステムの抽出井配置、吸引装置の容量や浄化期間を合理的、かつ効率的に設計するために、浄化地盤の透気半径、透過度や浄化効果について実施事例から得られたデータを基に土質特性との相関性を求めた。SVEシステムに必要な抽出井配置、吸引装置の容量や浄化期間をボーリングによる土質調査データより効率的に設計する必要がある。透気半径、吸引負圧、吸引風量と浄化効率とも地盤特性との相関性を明らかにするため、浄化実績から得られたデータを基に浄化に与える各種項目について要因分析を行った。

2. 汚染調査と浄化対策の手順

浄化対策は事前に十分な汚染調査を行い、汚染実態と汚染機構に応じた浄化対策を計画する必要がある。

汚染調査から浄化対策までのフロー⁵⁾を図-2に示す。VOCsの汚染は土壌からと地下水から検出される場合があるが、汚染調査は使用場所、使用量と管理状況について資料調査とヒアリング調査を行い、概略汚染原因を特定し、地表土壌ガス調査で平面分布を測定し、汚染範囲を絞り込む。次に、ボーリング調査で深度方向の汚染状況を調べ汚染の三次元分布を把握する。この調査結果から土壌環境基準・地下水評価基準で判定し、基準値の超過範囲を汚染範囲と特定する流れになっている。

SVEによる浄化対策は汚染範囲に対して、透気半径から抽出井を配置し、地盤の透気性から吸引風量を設定し、吸引装置の規模を決定する。浄化運転中は吸引ガス濃度を測定し、濃度の低減状況を確認して浄化の終了を

判定する。浄化後に地表ガス濃度やボーリングで浄化効果を検証する。これが汚染調査から対策までの一連の手順である。

土中に漏出したVOCsは比重が水より大きく、粘性が低いために不飽和帯を垂直に近く浸透し、地下水に達すると徐々に溶解しながら沈降する。

SVEは前述の通り土中に空気を通すことによって浄化効果を発揮するので、不飽和帯や地下水水面付近にVOCsが滞留している場合には適するが、難透気性の粘土層や地下水低下が不可能な深部まで浸透したものに対しては浄化できない。SVEを適用する場合には、土質や汚染形態を適切に把握する必要がある。

次に、SVEで汚染土壌を浄化する場合には、浄化対象範囲に対して抽出井の配置、抽出井の構造、吸引装置の機種と規模を決定する必要がある。しかし、わが国の地盤の設計データがないことから、現場毎に透気試験を実施しないと確実な浄化設備を設計できないのが現状である。また、浄化運転後は吸引ガスによって逐次VOCsが回収されてガス濃度が低下していくが、定量的なモデル化がなされていないため浄化期間が設定できない等の課題がある。

3. SVEの浄化影響要因の検討

SVEの浄化影響要因である透気半径、透過度と浄化効果について、地盤特性との相関関係を見出すことは、今後のSVEの設計・浄化効率の予測にとって、極めて価値の高いことである。そこで、14例の浄化実績から地盤物性を中心にその相関関係を求めた。使用した浄化事例の概要を表-1に示す。

(1) 透気半径

SVEの浄化設計では透気半径、吸引負圧と吸引風量が必要になる。透気半径は吸引負圧の影響距離を示すもので、浄化設計時に最も重要な要素になる。

透気半径は負圧が伝播する土質、抽出井の吸引負圧、ストレーナの深度と地表の被覆状態によって複雑に影響を受けるので、これらの要因について検討した

a) 土質

透気半径は抽出井の吸引負圧がどの距離まで到達するかで決まる。透気半径は透気試験または、浄化対策時に抽出井から離れた負圧観測井に発生する負圧を測定し、片対数グラフにプロットして、大気圧、すなわち発生負圧が0になる点を透気半径とした。抽出井と負圧観測井の負圧は各井戸の頂部に取り付けたバルブにデジタル差圧計を接続して測定した。透気試験（表-1の事例N）で観測井に発生する負圧伝播状況を図-3に示す。これは抽出井の吸引負圧-29.4kPa時の観測井に発生する土中負圧の経時変化である。土中負圧は吸引開始2時間まで級数的に増加し、その後は漸増傾向を示す。透気試験は

表一 浄化事例の対策概要

事例No.	土質	VOCs	抽出井深度	ストレーナ長さ	抽出井数	透気半径	吸引負圧	吸引風量	透過度
			m	m	本	m	kPa	l/min・本	cm ²
A	火山灰質粘性土*	TCE	3.0	1.0	27	7.0	-12.0	1,037	1.68×10 ⁷
B	◇	TCE	12.3	8.5	27	12.5	-21.0	964	1.58×10 ⁸
C	◇	TCE	8.0	4.0	6	7.0	-6.8	660	6.11×10 ⁸
D	◇	TCE	3.5	1.0	29	8.5	-4.9	345	1.34×10 ⁷
E	◇	PCE	2.7	1.5	1	7.7	-10.0	1,150	2.89×10 ⁷
F	◇	PCE	3.0	1.5	3	5.7	-2.7	727	4.85×10 ⁷
G	シルト	TCE	4.8	1.5	27	6.0	-40.0	74	4.02×10 ⁹
H	砂質土	PCE	5.0	3.3	33	20.0	-8.9	376	4.14×10 ⁸
I	◇	TCE	5.5	1.5	4	14.0	-20.0	250	2.84×10 ⁸
J	◇	TCE	3.0	1.5	1	8.2	-53.0	1,400	6.60×10 ⁸
K	礫質土	TCE	5.7	0.7	9	34.0	-8.8	167	4.55×10 ⁸
L	◇	PCE	7.4	5.4	2	40.0	-8.2	10,150	6.16×10 ⁶
M	◇	TCE	5.5	1.0	1	29.0	-3.5	3,500	3.47×10 ⁸
N	しらす	TCE	37.0	23.0	6	30.0	-23.0	1,500	1.12×10 ⁸

*火山灰質粘性土はいずれも立川・武蔵野ロームである。

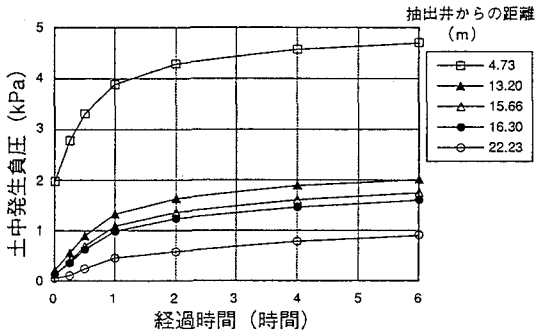


図-3 土中発生負圧の経時変化

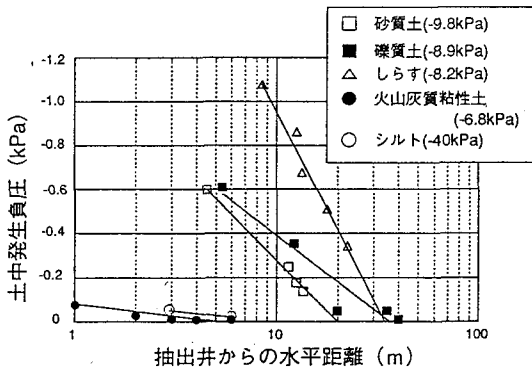


図-4 土質別負圧発生状況

表-2 土質別透気半径(m)と揚水井戸の影響半径(m)

土質別	シルト	火山灰質粘性土	砂質土	礫質土*	しらす**
透気半径	<6	7~12	8~20	30~40	30
影響半径	5~10		10~50	100~200	10~50

*礫質土細粒分も含まれているので粗砂質土 (0.25~0.5mm) と比較した。

**しらすの影響半径は砂質土と同様とした。

時間の制約から6時間で終了せざるを得なかったが、その後の増加量は少なく早期に定常状態に達し、透気半径も収束すると考えられる。

次に、代表的な礫質土、砂質土、火山灰質粘性土、しらすとシルトの土質別の負圧発生状況を図-4に示す。この図より抽出井の吸引負圧がシルト以外は各土質ではほぼ同等であるのに対し土中発生負圧が大きく相違する。この原因として礫質土や砂質土は土粒子構造が単純なため、透気性がよく空気抵抗も小さいので、負圧が遠方まで伝播する。しかし、火山灰質粘性土は太孔の間隙がありながらも、複雑な構造のために空気の流れの抵抗が大きく、負圧伝播距離が短くなると考えられる。また、シルトは吸引負圧が高くても土中発生負圧は非常に小さい。表-1の全事例の透気半径を土質別に整理したのが表-2である。透気半径は吸引負圧、ストレーナ深度等の他の要因が含まれているが、表-2にまとめたように、揚水井戸の影響半径⁹⁾と同様な傾向を示し、透水性のよい地盤ほど大きくなる。また、透気半径は細粒分の多いシルトと砂質土で揚水井戸の影響半径の1/2になり、礫質土では1/3~1/5である。揚水井戸の場合では、上下帯水層または降雨による涵養のために、実用的に影響半径が定まっている。透気半径の場合も、これと同様に地表からの漏気と周辺地盤からの空気涵養のために実用上表-2に示すように定まるが、透気半径は地表からの漏気の影響が大きいいため揚水井戸の影響半径より小さくとなると考える。

b) 吸引負圧

透気半径に与える吸引負圧の関係を検討した。土質別に同一抽出井で吸引負圧を変化させて、透気半径の変化を求めた。砂質土の結果を図-5に、しらすを図-6に示す。砂質土は透気性がよいため、低負圧 (-1.2~-4.3kPa

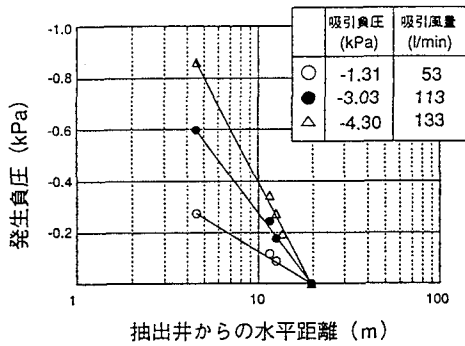


図-5 吸引負圧と透気半径 (砂質土)

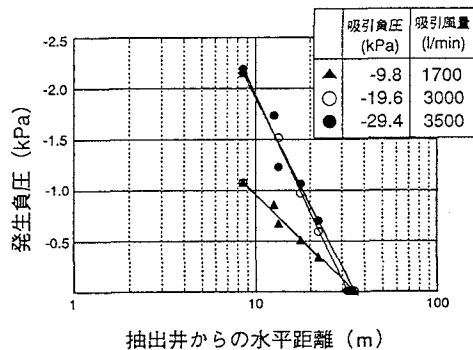


図-6 吸引負圧と透気半径 (しらす)

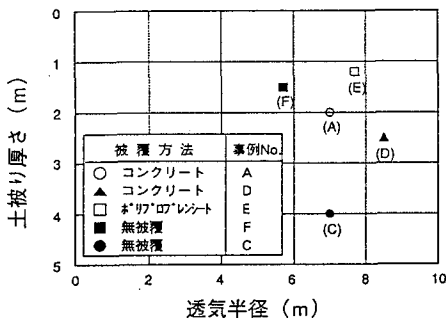


図-7 土被り厚さと透気半径の関係

a) で吸引し、しらすは高負圧 (-10~30kPa) で吸引しているが、両者とも吸引負圧を変化させても透気半径はほぼ同一である。図中に示すように吸引負圧を上げると吸引風量は増加するが、透気半径が変化しないことから、透気半径は吸引負圧と吸引風量に影響されず土質による差が大きいのことが分かった。この関係は揚水井戸の影響半径が土質 (粒径) に相関性があり、揚水量には影響を受けないことに類似する。

表-3 土質別吸引負圧

土質	礫質土	砂質土	火山灰質粘性土	しらす	シルト
吸引負圧 (kPa)	-8.82	-19.6	-21.1	-22.5	-40.0

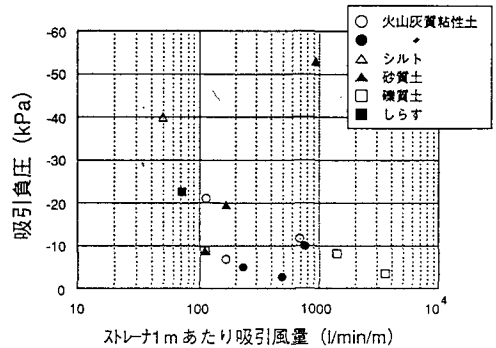


図-8 抽出井吸引負圧とストレーナ1mあたり吸引風量

c) 地表面の被覆状態

浅層の浄化をする場合にストレーナ上部の土被り厚さが薄いと地表からの空気流入が多くなり、透気半径が広がらないと危惧される。それに対し、地表面の被覆は空気侵入がその外側からになり有効なもの⁷⁾と報告されている。抽出井を設置した地表の被覆状態が建屋床盤コンクリート、ポリプロピレンシート敷設と無被覆の場合で透気半径がどの程度相違するか比較したのが図-7である。いずれの事例も土被り厚さが1.2m~4mと浅く、土質は火山灰質粘性土である。この図より、火山灰質粘性土の透気半径は地表が無被覆の場合に比べて、コンクリートやシートで被覆されていても1~2mの増加で大幅な改善はなされない。この原因は床盤コンクリートのひび割れやシートの繋ぎ目、端部からの漏気によるものであり、被覆効果を発揮させるには、アスファルトやベントナイト等の粘性材料を用いた遮断層が必要である。

(2) 透過度

土壤ガス吸引法は汚染状況と土質に対して、どの様に吸引負圧を設定し、どの程度の吸引風量が確保できるか、吸引装置の仕様決定に重要な課題である。

表-1に示した浄化事例における抽出井の吸引負圧とストレーナ1mあたり吸引風量の関係を図-8に示す。

この図より通常使用している吸引装置では吸引風量が多いほど、吸引負圧は低下する傾向にある。土質別には礫質土、火山灰質粘性土、砂質土、シルトの順に透気性の低い地盤ほど吸引負圧は高くなる。土質別の吸引負圧は表-3になる。このことから吸引装置の機種は、礫質土には低真空ブロウで大容量を吸引できるもの、火山灰質粘性土からしらすには高真空ブロウ、シルトには高負圧で吸引できる真空ポンプを使用すると効率的であることがわかる。

表-4 砂としらすの吸引負圧と透過度

土質	吸引負圧 (kPa)	吸引風量 (L/min)	式(1)からの透過度 (cm ²)	式(2)からの透過度 (cm ²)	式(1)と式(2)の比
砂質土	-1.31	53	3.81×10 ⁻⁸	1.75×10 ⁻⁸	0.46
	-3.03	113	3.54×10 ⁻⁸	1.60×10 ⁻⁸	0.45
	-4.3	133	2.96×10 ⁻⁸	1.33×10 ⁻⁸	0.45
しらす	-9.8	1,700	2.42×10 ⁻⁸	1.49×10 ⁻⁸	0.61
	-19.6	3,000	2.25×10 ⁻⁸	1.32×10 ⁻⁸	0.59
	-29.4	3,500	1.85×10 ⁻⁸	1.03×10 ⁻⁸	0.57

吸引負圧と吸引風量から、透過度を算出した。現場での透過度は地表からの漏気があり、正確に算出することは難しいが、ここでは軸対称水平放射流を仮定した計算と、空気の高圧性を無視する代わりに、地表からの鉛直流も考慮した2種類の計算方法で透過度を算出した。

a) 透過度の算出

SVEは抽出井吸引負圧を高めれば、吸引風量は増加する。透過度の算出方法は吸引負圧に対して空気流入量がどの程度影響するかを検証することが大切である。

現場透気試験結果に対して、水平放射流れが卓越するものとした軸対称放射流れの理論³⁾を用いた式(1)で、土被りの薄い(1.7m)細砂質土と土被りの厚い(14m)のしらすについて透過度を算出した。

その結果を表-4に示す。

$$K = \frac{Q}{H} \cdot \frac{\mu}{\pi} \cdot \frac{\ln(Rw/Rl)}{Pw[1-(Patm/Pw)^2]}$$

$$Q^* = \frac{Pw}{Patm} Q \quad (1)$$

- K: 透過度 (cm²)
- $\frac{Q}{H}$: スクリーン長当りの吸引風量 (cm²/S)
- μ : 空気粘性係数 1.8×10^{-4} (g/cm-S)
- Patm: 大気圧 1.016×10^6 (g/cm-S²) Rl: 透気半径(cm)
- Pw: 吸引負圧 (g/cm-S²) Rw: 抽出井半径 (cm)
- Q*: 大気圧時の風量 (cm³/S)

いずれのケースも透過度は吸引負圧を高めるとやや低減傾向にあるがオーダー的には同一であり、透過度は吸引負圧にほとんど影響されない。

次に、地表からの空気の流入を考慮できるモデルとして、空気の井戸近傍における圧縮性を無視すれば、漏出性帯水層の井戸公式 (DeGlee-Hantush-Jacobの解)⁹⁾を利用する方法がある。式(2)に井戸まわりの負圧と吸引風量の関係を示す。

$$Pr - Patm = \frac{\mu Q}{2\pi K} Yo(x) \quad (2)$$

- ここに、Pr: r離れた地点での負圧
- Yo(x): 第2種0次のベッセル関数

$$X = \frac{r}{\sqrt{2L_H L_S}}$$

L_Hはスクリーン長さ、L_Sは土被り厚さである。

式(2)から算出した透過度も表-4に示したが、鉛直流を考慮した方法でも、水平放射流れから求められた透過度と比較すると、土被りの薄い砂質土が0.45倍、土被りの厚いしらすで0.6倍程度であり、それほど大きな差ではなかった。

以上の結果より、本論文では透過度を軸対称水平放射流れの式を用いて算出することにした。

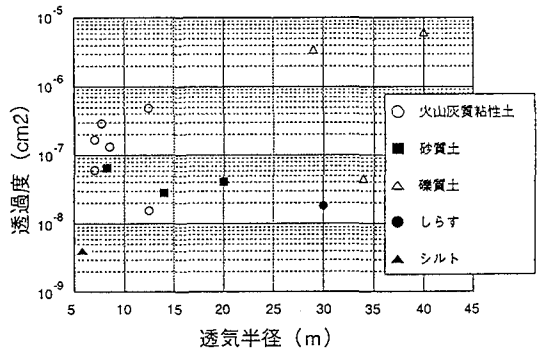


図-9 土質別の透気半径と透過度の関係

b) 土質別の透過度

現場透過度は吸引風量や吸引負圧で多少変動するが、長期継続運転した定常状態から算出した。透気半径は土質別に分類すると透気性のよい土質程大きくなることから透気半径と透過度の関係を求め、土質別に分類したのが図-9である。この図からの判明事項を下記に示す。

- ①火山灰質粘性土の透気半径が6~12mに限定されるのに対し、透過度は $4.02 \times 10^{-9} \sim 4.55 \times 10^{-7} \text{ cm}^2$ と変動が大きい。
- ②砂質土は火山灰質粘性土に比較して透気半径が大きいのに透過度が $2.84 \times 10^{-8} \sim 6.60 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$ と小さい。
- ③しらすは透気半径が30mと大きいのに透過度が $1.12 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$ と小さいのは、ストレーナ位置が25.5mと深いことによると考えられる。
- ④礫質土に透過度が小さい $4.55 \times 10^{-8} \text{ cm}^2$ が一点あるが、これは礫質土が火山灰質粘性土とシルトの下層にあるため、透気半径が34mと大きいのに地表からの空気流入が少ないために透過度が小さくなったと考えられる。この点を除くと、礫質土の透過度は $3.47 \sim 6.16 \times 10^{-6} \text{ cm}^2$ になる。

以上のことから土質別の透過度をまとめると表-5になる。表-5より、土質別の透過度は事例数が少ないもののオーダー的に把握できたと考えられる。

表-5 土質別の透過度 (cm²)

礫質土	砂質土	火山灰質粘性土	しらす	シルト
3.47~	2.84~	1.58×10 ⁻⁸ ~	1.12~	
6.16×10 ⁻⁸	6.60×10 ⁻⁸	4.55×10 ⁻⁷	2.42×10 ⁻⁶	4.02×10 ⁻⁸

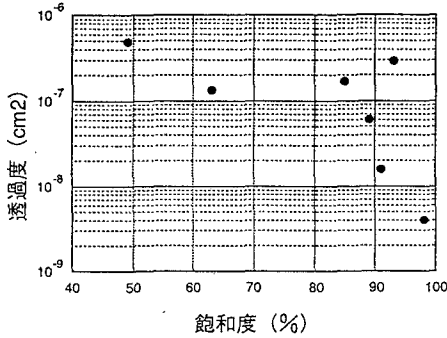


図-10 火山灰質粘性土の飽和土と透過度の関係

表-6 火山灰質粘性土の飽和度90%付近の物性比較

事例	飽和度 (%)	湿潤密度 (g/cm ³)	含水比 (%)	間隙比	間隙率 (%)	気体間隙率 (%)
A	85	1.29	108	3.32	77	11.5
C	89	1.40	87	2.71	73	8.0
E	93	1.53	70	2.03	67	5.9
B	91	1.38	93	2.77	73	6.6

次に火山灰質粘性土の透過度の変動について検討した。事例の火山灰質粘性土地盤は同じ火山灰質粘性土でも地山から敷地造成の盛土まで含まれているため、密度や含水比が相違する。そのため、透過度は土質調査における土質物性と相関性を求めることが重要である。

土中の透気は土の構成のなかで間隙中の気体部分を通過することから透過度と飽和度の関係を整理したのが図-10である。この図で飽和度が低い程、透過度が大きくなると推定されるのに対し、飽和度90%付近の4点はその傾向を示さずバラツキが大きい。この4点の物性を比較したのが表-6である。この表より、4点に含水比の相違があることから飽和度でなく、實質に空気が通過しえるのは気体間隙率であることに着目し、まとめたのが図-11である。この図より、火山灰質粘性土の透過度は気体間隙率と非常に相関性があることが分かる。図中の1点外れている点は汚染が法面にある場合で抽出井を法面に設置したため、透気量が多くなったのが原因と考える。

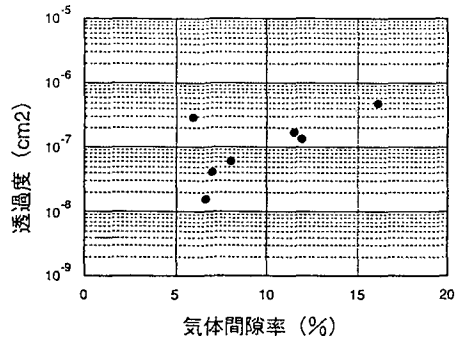


図-11 火山灰質粘性土の透過度と気体間隙率の関係

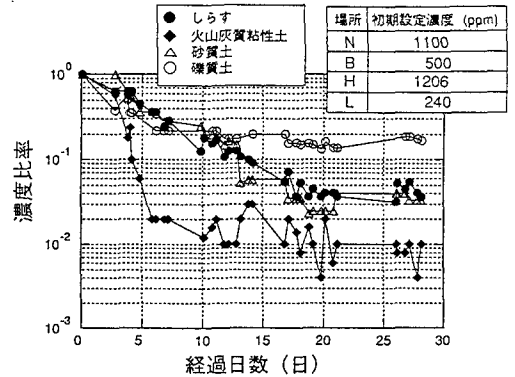


図-12 土質別吸引ガス濃度の経時変化

(3) 浄化効果

SVEは土壤ガスを吸引しVOCsを逐次回収するため、浄化効果は浄化の進行度合を示す浄化効率と初期濃度に対してどこまで浄化できるかの浄化達成率の把握が重要である。浄化効率は浄化経過時間に対する吸引ガス濃度の低減率であるが、汚染物質質量、吸引風量や土質条件で現場毎に相違するため予想が難しい。

そこで筆者ら¹⁰⁾は浄化効率予測プログラムを開発し、解析値と現場の実測値を比較しプログラムの有効性を検証した。また、浄化達成率は浄化後の検証ボーリングによる土壤濃度を測定し、SVEの有効性を確認した。

a) 浄化効率

SVEは浄化期間中吸引ガス濃度と吸引風量を計測し、ガス濃度と風量からVOCsの回収量を算出し、浄化の進行度合いを把握する。

土質別の代表事例毎の吸引ガス濃度の経時変化を図-12に示す。吸引ガス濃度は初期濃度が相違しても浄化初期の10~20日で級数的に低減するが、低濃度になってから長期間継続する。この図では初期の30日間しか示していないが、1~2ppmの極低濃度になって1~1.5年経過する事例もある。これらの事例は汚染状況、抽出井配置、浄化設備や地盤条件が相違するため浄化効率の要因分析は難しい。また、複雑な要因を厳密にモデル化して浄化

表-7 VOCsの化学特性

名称	分子量	比重	溶解度* (mg/L)	蒸気圧** (atm)
TCE	131.4	1.464	1,100	0.0761
PCE	165.83	1.623	150.0	0.184

*20℃ **25℃1気圧

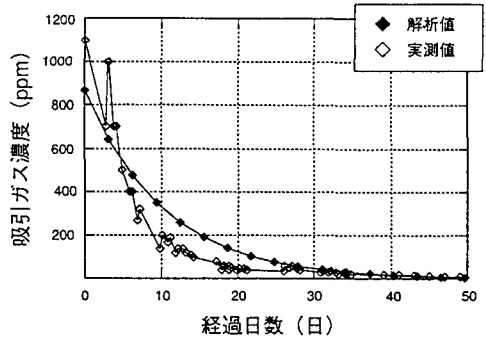


図-13 吸引ガス濃度と浄化解析の比較

表-8 検討事例の入力条件

事例	VOCs	存在量 kg	体積 m ³	間隙率	飽和度 %	吸引風量 m ³ /min	土質	有効風量比率
B	TCE	378	10,500	0.73	91	16.4	火山灰質粘性土	1
C	TCE	59	1,840	0.73	89	4.0	◇	1
D	TCE	59	17,290	0.68	63	10.0	◇	6
F	PCE	155	300	0.55	58	2.2	◇	9
H	PCE	148	17,600	0.51	86	12.4	砂質土	4
J	TCE	64	295	0.30	80	1.4	礫質土	30
L	PCE	1,295	3,300	0.30	75	20.3	◇	55
N	TCE	235	98,910	0.50	78	9.3	しらす	1
G	TCE	21	1,400	0.55	95	2.3	シルト	—

効率を解析するには、解析精度、費用や時間に問題があり、設計に使用するにはふさわしいといいたがたい。

そこで本論文では、簡便な熱力学平衡モデルを用い地層構成、抽出井の位置・深度、本数等を必要とせず、汚染物質の物性を存在量、浄化対象地盤の情報、体積、間隙率、飽和度と吸引風量を入力すれば概略的な浄化予測のできるプログラム（モデルの概要は参考資料とした）を開発し、浄化効率を検討した。

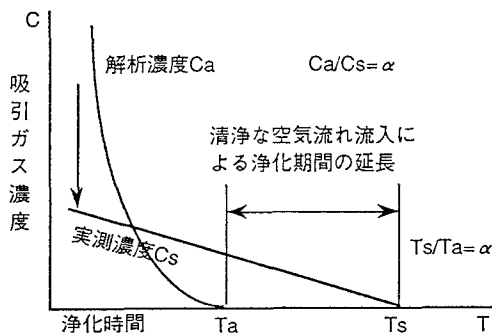
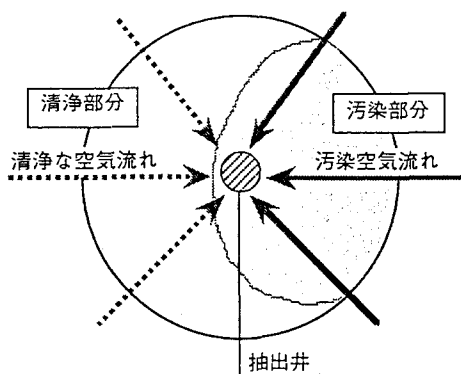
浄化効率解析に使用したVOCsの化学特性を表-7に、ボーリング汚染調査と浄化実績より決定した事例の入力条件を表-8に示す。経時変化についての実測事例と解析結果の比較を図-13（事例-N）に示す。図-13の事例では、解析結果が実測結果によくあったが、他の事例では解析結果の初期濃度が高く、濃度低減が実測値に対して速いケースもあった。これは当解析が汚染土壌濃度が均一で、かつ浄化対象域全体に均一な空気流れが発生すると仮定し、吸引ガス濃度を算出していることに原因がある。すなわち、実際の浄化においては、対象としているすべての土塊に対して濃度平衡が成立している

わけではなく、清浄な部分を通過してくる空気流れも存在し、それによって希釈されていると考えられるからである。したがって、吸引ガス濃度の解析値を実測値に合わせるために、図-14に示すように清浄な部分を通過する空気量を加えた全空気量が汚染部を通過するとして吸引ガス濃度が低減した分、浄化期間を延長させて回収量を同じにする補正を行った。この補正率は全風量のうち汚染部を通過する浄化に寄与する有効風量比率を求めたことになる。各事例の有効風量比率を表-8に記した。

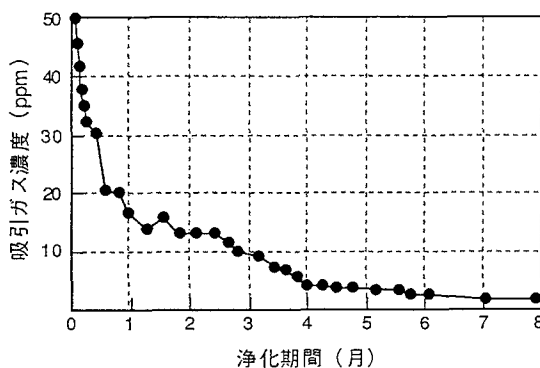
この有効風量比率から地山の火山灰質粘性土（事例-B、C）としらすの事例では解析値と実測値が一致するが、火山灰質粘性土を用いた盛土層（事例-D、F）や礫質土の透気性のよい地盤ほど合わない。特に、礫質土の有効風量比率の大きい原因として礫質土は細粒分から粗粒分まで含んでいるため、粗粒分のマクロポアで空気流れが卓越し、VOCsを含有している比率の多い細粒分間のミクロポアでの空気流れの遅れが生じると考えられる。また、シルト（事例-G）は初期吸引ガス濃度38ppmが3日間で2ppmに低減し、その後表-10に示す

表一10 吸引ガス濃度と土壤濃度の関係

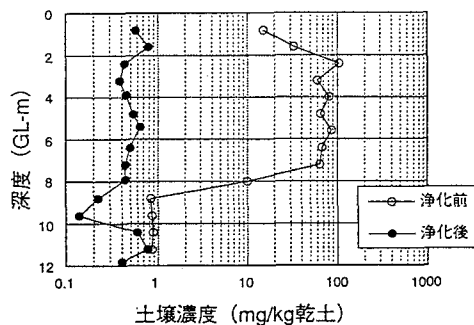
事例No.	B	C	G	J	K
土質	火山灰質 粘性土	火山灰質 粘性土	シルト	礫質土	礫質土
吸引ガス濃度 (ppm)	N D	1.5	2	20	N D
平均土壤濃度 (mg/kg乾土)	0.015 ~0.158	0.51	2.96	5.73	0.01
初期濃度に対する 浄化率 %	99 ~100	99	70	96	99
浄化期間 (月)	18	8	34	2.3	18



図一14 補正率を考慮した解析のイメージ



図一16 火山灰質粘性土(事例-C)の吸引ガス濃度の経時変化



図一15 火山灰質粘性土の浄化前後の土壤濃度分布

表一9 火山灰質粘性土の土質物性

間隙比	土粒子 比重	分配係数	乾燥密度	含水比	TCEの ハリー定数	有機物 含有量
	g/cm^3	cm^3/g	g/cm^3	%		%
2.71	2.53	1.3~2.5	0.75	87	0.37	1.97

ように34ヵ月間2ppmで継続した。シルトはガス濃度が一定で有効風量比率を求められなかった。

b) 浄化達成率

浄化達成率は浄化終了時に初期濃度に対して、どの程度浄化されたかを示すものであり、今回の事例では検証

ボーリングを行って定めた。検証ボーリングの一例として、事例Cの火山灰質粘性土の浄化前後の土壤濃度分布を図一15に示す。

浄化運転は図一16に示すように初期吸引ガス濃度が50ppmであったが、8ヵ月間で1.5ppmまで低減したので一時中断し、20日後に再吸引したが、1.5ppmと中断時の濃度が復元しないことを確認して浄化を終了した。

土壤濃度は最高濃度103.7mg/kg乾土が0.80mg/kg乾土に低減し、浄化対象深度GL-8mまでの平均土壤濃度も58.4mg/kg乾土から0.51mg/kg乾土に低減し、浄化達成率は99.1%であった。

しかし、土壤環境基準の0.03mg/L (溶出基準値であり、土壤濃度に換算すると約0.3mg/kg乾土) までは達成されていない。吸引ガス濃度1.5ppmに対する局所平衡を仮定した理論的な残留濃度を求めると、0.023~0.031 mg/kg乾土となる。浄化後の残留濃度はこれに比べて20倍程高い。このことは、火山灰質粘性土中に不均一性があり空気あまり通らない土粒子や間隙水に囲まれた領域が存在することを示している。計算に用いた土質物性を表一9に示す。

浄化事例での吸引ガス濃度とボーリング結果による土壤濃度の関係を表一10に示す。ただし、砂質土としらす

はまだ浄化運転中のため検証ボーリングがなく省略した。SVEは浄化前の初期濃度に対して高い浄化率を示しているが、土壤環境基準の達成までには、吸引ガス濃度をND (Not Detect) 以下に下げることが必要であり、長期の浄化期間を要することがわかる。

4.まとめ

SVEによる土壤浄化を計画するには、抽出井配置と吸引装置の適切な設備容量、浄化期間の設定と浄化達成率が必要になる。これらに影響する要因として浄化実績データをもとに透気半径、透過度と浄化予測解析について検討した。

その結果を以下に示す。

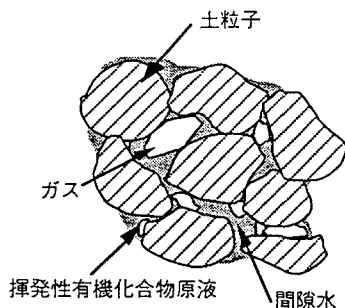
- ①透気半径は吸引負圧、吸引風量に影響されず土質別に分類される。シルト・粘土層：0~5m, 火山灰質粘性土：6~10m, 砂質土：10~20m, 礫質土：30~40m
- ②表層火山灰質粘性土の透気半径は地表面の被覆にも1~2m程度拡大するだけである。
- ③土質別に吸引負圧が分類でき、吸引装置の機種が選定できるようになった。
- ④透過度は軸対称放射流れの井戸公式（二次元）と漏出性帯水層の井戸公式（三次元）で算出しても、両者の比率は0.45~0.6程度である。
- ⑤土質別の透過度（cm²）は事例数が少ないがオーダー的に把握できた。火山灰質粘性土：10⁹~10⁷, 砂質土：10⁸, しらす：10⁸, 礫質土：10⁸, 変動の大きい火山灰質粘性土の透過度は空気の通過しうる気体間隙率に相関性があることが判明した。
- ⑥浄化効率は簡便な熱力学平衡モデルの浄化予測解析で、ある程度初期の濃度低減傾向を解析できたが、設計時に浄化期間を設定するには、まだ課題が多い。
- ⑦SVEは初期濃度に対して高い浄化率であるが、土壤環境基準を達成するには長期の浄化期間を要する。

以上のことから、SVEの効率的な設計が可能になり、浄化効果を想定できるようになった。

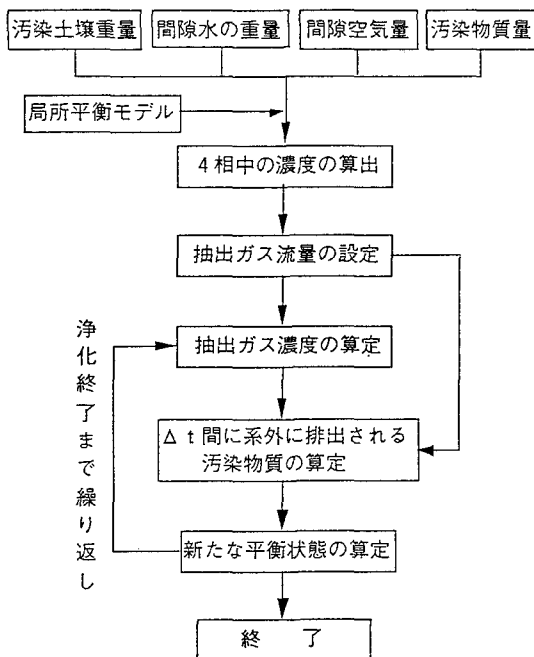
APPENDIX 浄化予測解析

本モデルは、汚染された地盤の浄化に対して土壤ガス抽出法（SVE工法）がどの程度有効であるかを定量的に把握するための簡便な熱力学平衡モデルである。図A-1に不飽和土中におけるガス・間隙水・原液・土粒子の存在状態を示した。本モデルは図A-1に示したような状態において、4相間すべてに熱力学的平衡が成り立っているとして計算している。したがって入力条件としては各々の物性の他に、トータル排出量（ガス抽出量）、初期の汚染土塊の体積、間隙水、原液の量さえわかればよいことになる。

本浄化効率予測プログラムの計算フローを図A-



図A-1 不飽和土中における揮発性有機物



図A-2 モデルの計算フロー

2に示す。また、アルゴリズムを以下に示す。

排出される化学種の量と、土層中に存在する化学量のマスバランスが次式から導かれる。

$$\frac{dM_i}{dt} = -QC_i \quad (1)$$

ここに、 M_i は*i*種の物質のモル数(mole), C_i は気相中の*i*種の物質のモル濃度(mole/cm³), Q は排気量(cm³/sec)を表す。また土層中の4相に存在する物質の平衡状態方程式は次式で表される。

$$M_i = \frac{z_i P \epsilon V}{RT} + x_i M^{HC} + y_i M^{H_2O} + k_i y_i \frac{M_{soil}}{M_{w,H_2O}} \quad (2)$$

ここに、 x_i は原液相における*i*種の物質のモル分率、 y_i は間隙水中の*i*種の物質のモル分率、 z_i は気相における*i*種の物質のモル分率、 k_i は*i*種の物質の土との吸着平衡定数、 P は気相における圧力(atm)、 ϵ は空気間隙率、 V は汚染土塊の体積(cm^3)、 R は気体定数($82.1 \text{ atm} \cdot \text{cm}^3/\text{mole} \cdot \text{K}$)、 T は土の温度(K)、 M^{HC} は原液相の全モル数(mole)、 M^{H_2O} は間隙水の全モル数、 M_{soil} は汚染土塊の重量(g)、 M_{w,H_2O} は水のモル重量(=18g/mole)をそれぞれ表す。右辺第1項がガス中に存在する化学種の量、第2項、第3項、第4項はそれぞれ原液相中・間隙水中・土吸着相中の化学種の量を示している。ガス相を理想気体、原液相も理想混合相として扱えば、次の平衡条件が成り立っている。

$$z_i P = x_i P_i^V = a_i y_i P_i^V = C_i R T \quad (3)$$

ここに、 P_i^V は*i*種の物質の蒸気圧(atm)、 a_i は水中における*i*種の物質の活動係数である。(3)を式(2)に代入すると、次式のように x_i に関する方程式のみになる。

$$x_i \left\{ \frac{P_i^V \epsilon V}{RT} + M^{HC} + \frac{M^{H_2O}}{a_i} + \frac{k_i M_{soil}}{a_i M_{w,H_2O}} \delta(M^{H_2O}) \right\} = M_i \quad (4)$$

$$\begin{aligned} \sum x_i &= \sum M_i^{HC} / M^{HC} = 1.0 \\ \delta(M^{H_2O}) &= 0 \quad \text{if } M^{H_2O} = 0 \\ \delta(M^{H_2O}) &= 1 \quad \text{if } M^{H_2O} > 0 \end{aligned} \quad (5)$$

式(4)、式(5)を、 M^{HC} 、 ϵ を変数とするニュートン・ラプソン法を用いて解いている。また、原液相がすべてなくなった場合は、式(3)を式(2)に代入するときに、 y_i に関する方程式を解くことになる。

DOMINANT FACTORS ON THE REMEDIATION EFFICIENCY OF SOIL VAPOR EXTRACTION

Tetsuo NAGATOU, Satoshi IMAMURA, Osamu KUSAKABE and Tatemasa HIRATA

The soil vapor extraction system is an effective technique to remediate the soil contaminated by volatile organic compounds. In order to remediate all over the contaminated soil evenly, extraction wells must be located properly and the extraction equipment should be designed appropriately to meet the required capacity. Dominant factors of soil properties which influence the remediation efficiency are clarified quantitatively through the case studies of various site records. As a result, radiuses of influence spread by negative pressure can be classified depending on the nature of the soil, and air permeability correlates with gas porosity. The developed remediation efficiency analysis can predict the trend of vapor concentration diminution, and fairly agree with site records by applying the concept of effective air volume ratio.

参考文献

- 1) United States Environmental Protection Agency: The Superfund Innovative Technology Evaluation Program: Technology Profiles, EPA/540/5-89/013, 1989.
- 2) William C. Anderson, P.E., D.E.E., Vacuum vapor extraction, Innovative site remediation technology, Vol. 8, pp. 309 8-3108, 1994.
- 3) 国立環境研究所: 国立環境研究所特別研究報告, SR-15-94, pp. 23-36, 1994
- 4) 今村聡, 末岡徹, 長藤哲夫, 金子伯男, 藪田英俊: 土壤浄化工法(SVE工法)の適用性について, 第26回土質工学研究発表会講演集, pp. 1697-1698, 1991.
- 5) 環境庁: 有機塩素系化合物に係わる土壌・地下水汚染調査・対策暫定指針, p. 68, 1994.
- 6) 土質工学会: 現場技術者のための土と基礎シリーズ, 根切り工事と地下水, pp. 102, 1991.
- 7) Neil J. Hutzler, Blaine E. Murphy, Johns. Gierpe, State of technology review soil vapor extraction system, pp. 20-22, 1988.
- 8) Johnson, P.C., Kemblowski, M.W., and Colthart, J.D.: Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon contaminated soils by in-situ soil venting, Groundwater, Vol. 28, No. 3, pp. 413-429, 1990.
- 9) Baehr, A.L. and Hult, M.F.: Evaluation of unsaturated zone air permeability through a pneumatic test, Water Resources Research, 27, pp. 2605-2617, 1991.
- 10) 今村聡, 長藤哲夫, 金子伯男, 藪田英俊: 真空抽出法の浄化予測手法の適用性について, 第26回土質工学研究発表会講演集, pp. 1955-1956, 1991.

(1997. 4. 9 受付)