

講座

土壌汚染対策技術の現状と実例

6. 最近の対策技術—バイオレメディエーション—

高 畑 陽 (たかはた よう)

大成建設株式会社 主任研究員

深 田 園 子 (ふかだ そのこ)

地盤環境エンジニアリング㈱ マネージャー

安 藤 卓 也 (あんどう たくや)

パナソニック環境エンジニアリング㈱

6.1 はじめに

バイオレメディエーション (Bioremediation) は、バイオ (bio: 生物) とレメディエーション (remediation: 修復, 浄化) を組み合わせた造語であり, 有害化学物質で汚染された土壌や地下水を生物の力を利用して修復する技術である¹⁾。バイオレメディエーションで利用する生物は, 一般的に細菌や菌類などの微生物を指し, 植物とは区別している (植物を用いる環境修復技術は, ファイトレメディエーションと呼ばれている²⁾)。

バイオレメディエーションは有用微生物の様々な代謝作用を利用して多様な有害化学物質を浄化できるため, 環境への負荷が少なく, 一般的に経済性が高い特長がある。一方, 本技術は環境中で有用微生物を選択的に活性化させる必要があるため, 微生物の制御を十分に行うことができれば期待した効果が得られないだけでなく, 環境に悪影響を与える可能性もある。このような失敗を起こさないためには, 微生物による汚染物質の浄化メカニズムを理解し, その能力を最大限活用するために事前検討 (適合性試験方法), 浄化設計方法, そして品質管理 (モニタリング方法) について把握しておく必要がある。

本報では, 国内で実用化され, 普及している主要なバイオレメディエーション技術の実施例について紹介し, それぞれの工法の特徴, 設計・管理方法, および効果について概説する。

6.2 バイオレメディエーションの種類

6.2.1 バイオスティミュレーション

国内で実用化されているほとんどのバイオレメディエーションは, 土壌や地下水に元来存在する有用微生物を活性化させて有害化学物質を浄化するバイオスティミュレーションと呼ばれる技術である。本技術は, 微生物増殖を制限している因子 (呼吸に必要な酸素や栄養) を汚染環境に供給して, 有用微生物の活性を高める。そのため, バイオスティミュレーションを実施する場合には, 汚染物質を浄化する有用微生物が存在しているか, また, 有用微生物がどのような因子で増殖制限を受けているかについて明らかにして, 適切な活性化方法を選択することが重要である。

6.2.2 バイオオーグメンテーション

地盤中に有用微生物を外部から人為的に導入して, 汚染物質の浄化を促進させる浄化技術をバイオオーグメンテーションと呼んでいる。国内で初めてのバイオオーグメンテーションは, 君津市のトリクロロエチレン (TCE) 汚染サイトにおいて1995年から2001年にかけて経済産業省 (当時, 通商産業省) の主導で実施された³⁾。

バイオオーグメンテーションは, 浄化能力を持つ有用微生物が汚染サイトに存在しない場合やバイオスティミュレーションでは効率的に分解しにくい有害化学物質が存在する場合に有効と考えられているが, その効果や安全性について不明確な点も多く, 国内での普及が遅れていた。このような状況を受け, 経済産業省および環境省は, 2005年3月に「微生物によるバイオレメディエーション利用指針」を告示した⁴⁾。本指針は, バイオオーグメンテーションを実施する際の安全性評価手法および管理手法の基本的考え方を示すと共に, 微生物の導入を計画している機関が策定した浄化事業計画が指針に適合していることについて公的に確認を受けることが可能であり, 本指針を活用したバイオオーグメンテーション技術の今後の普及が期待される。

6.2.3 科学的自然減衰 (MNA) と自然減衰促進 (ENA)

地盤内における有害物質の微生物による浄化作用 (自然減衰) は, 人為的な浄化を行っていない汚染サイトでも少しずつ進行している。地盤の自然減衰による浄化効果を地下水のモニタリングにより検証していくリスクアセスメント手法を, 科学的自然減衰 (MNA: Monitored Natural Attenuation) と呼んでいる。熊本市は, 長期的に市内のガソリン汚染サイトにおける地下水観測を実施し, 汚染が拡大する可能性が小さく, 地盤内のガソリン成分の自然減衰効果を十分に活用することが可能であることを実証している⁵⁾。MNAの導入には, 自治体主導によるMNAの実施可能性の判定や周辺住民への社会的認知も不可欠である。そのため, (株) 地盤環境センターでは, MNAの自治体への普及に対する技術協力を行っている⁶⁾。

一方, 自然減衰促進 (ENA: Enhanced Natural Attenuation) は積極的に自然減衰効果を高めるために微生物の増殖に必要な物質を地盤に供給する方法であり, 6.6および6.7章で紹介する方法がENAに該当する。

6.3 バイオレメディエーションの浄化対象物質

6.3.1 ベンゼンおよび石油系炭化水素化合物

多くの石油系炭化水素化合物は、酸素を利用して増殖する好気性微生物により容易に分解されるため、バイオレメディエーションの適用性が高い。そのため、バイオレメディエーションは石油汚染土壌の一般的な浄化方法として国内で実用化されている⁷⁾。

汚染原因となる燃料油などは様々な炭化水素化合物により構成されているため、個々の化合物の分解特性に応じて微生物の活性化方法を最適化する必要がある。一般的にベンゼン・トルエン・キシレンなど単環芳香族炭化水素や炭素数6から28までのガソリン・灯油・軽油の炭素範囲に属する飽和炭化水素は、地盤中の好気性細菌により容易に分解される。炭素数28より大きい重質油（残油の炭素範囲）でも、機械油のような直鎖状の飽和炭化水素であれば微生物分解を受ける。一方、重質油分の中でレジンやアスファルテンに分離される成分は微生物分解を受けないが⁸⁾、油臭・油膜も生じない。重質油や石炭系炭化水素に含まれる多環芳香族化合物（Polycyclic Aromatic Hydrocarbons; PAHs）のうち、2,3環のPAHsは比較的容易に好気性微生物により分解される一方で、4~6環のPAHsは微生物分解を受けにくいことが知られている⁹⁾。

石油系炭化水素化合物の浄化には好気性微生物を利用する方法が一般的であるが、単環芳香族炭化水素や低分子の飽和炭化水素は酸素が存在しない環境下でも増殖が可能な嫌気性微生物によっても分解されることが明らかになっている^{10),11)}。近年では、ベンゼンを嫌氣的に分解する微生物が国内でも単離されており¹²⁾、このような微生物利用したバイオオーグメンテーションの適用が検討されている¹³⁾。

6.3.2 揮発性有機塩素化合物 (CVOCs)

揮発性有機塩素化合物 (Chlorinated Volatile Organic Compounds; CVOCs) のうち、汚染事例の多いテトラクロロエチレン (PCE)、TCE などのクロロエチレン類は、微生物を用いた様々な浄化技術が検討されてきた。TCE については、6.2.2にて述べたように好気性微生物を用いたバイオオーグメンテーションが検討されてきたが、PCE には適用できないことや、導入菌体の活性化が難しいといった課題があり、広く普及しなかった。

一方、1997年に PCE を嫌氣的に脱塩素化する *Dehalococcoides* 属の細菌が初めて単離され¹⁴⁾、その後、CVOCs は様々な分解経路を経て脱塩素化することが明らかになっている (図-6.1)。そのため、現在では、嫌気性微生物を利用したバイオスティミュレーションが CVOCs の主要な浄化方法となっている。

6.3.3 重金属およびシアン化合物

シアン化合物を除く第二種特定有害物質に指定されている重金属には生分解性がないため微生物を利用する浄化は難しいと考えられているが、吸着（不溶化）や毒性の中和作用に関する研究は進められている。一方、シア

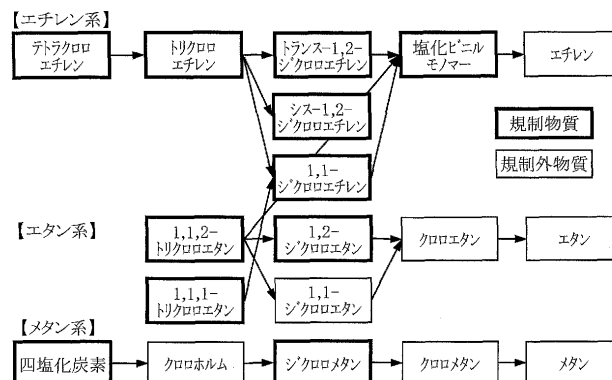


図-6.1 嫌気性微生物による CVOCs の分解経路

ン化合物は好氣的に微生物分解を受けることが知られており、原地盤に存在するシアン分解菌を利用した浄化が可能であることも報告されている¹⁵⁾。

6.3.4 農薬類およびダイオキシン

PCB およびダイオキシン類の微生物分解に係わる研究開発では、白色普及菌などの菌類から産出される分解酵素を利用する方法が主に進められている¹⁶⁾。農薬汚染に対する国内のバイオレメディエーションの実施事例は少ないが、POPs 類を含めて多くの農薬類に対する微生物分解性が調べられており、今後の普及が期待される。

6.4 バイオパイルによる重油汚染土壌の浄化事例

6.4.1 バイオパイルの概要

バイオパイル (口絵写真-8) は、国内で実施されている代表的なオンサイトバイオレメディエーション技術である。本技術では、汚染土壌の掘削場所の近傍に土壌の畝 (パイル) を設置し、攪拌や強制通気等の方法でパイルに空気を供給し、好気性石油分解菌による油分の分解を活性化させる。掘削した汚染土壌には、浄化対象物質に応じて土壌に不足している栄養分を添加する。パイルの高さは、土壌の切り返しを行う機材や通気を行うブロー等の能力に応じて決定する。また、パイルを設置する地盤は、雨水等を通じて汚染物質が地盤に漏洩しないようにシート敷設や舗装によって養生し、周囲に排水溝を設置する。

実用化されている大部分のバイオパイルは、石油系炭化水素化合物の浄化に用いられている。地盤に元来存在する好気性石油分解菌を活性化させるため、浄化期間中は適切な方法で栄養塩（通常、窒素およびリン）と空気（酸素）の供給を行う。空気の供給を行うため、盛土下部に一定間隔で通気管を敷設し、ブローを用いて土壌中に連続的に空気を供給する。初期汚染濃度の低い場合や処理土壌が少ない場合には、機械的な攪拌のみで土壌に空気を供給しても良い。この方法は、ランドファーミングと呼ばれている。浄化期間中は均一な浄化を目的とする土壌の切り返し時を除いて、臭気の拡散や雨水の浸入を防ぐため、盛土表面をシート等で養生する。また、活性炭処理塔を用いて通気後の排ガス中に含まれる揮発性汚染物質が大気中への拡散することを防止する。

講座

バイオパイルは複雑な装置が不要で、敷地が確保出来れば比較的大量の汚染土壌を1度に浄化することが可能である。バイオパイルの注意点として、周辺に住宅街等が存在する場合には、土壌掘削時および切り返し時の臭気対策を考慮する必要がある。また、定められた期間内で浄化を完了するためには、汚染土壌を用いて浄化適合性試験を実施し、浄化期間中には適切なモニタリングを行うことが重要である¹⁷⁾。

日本国内は季節による気温差が大きく、気温が15℃以下となる冬季はバイオパイルによる浄化が適さない。近年では低温期でも浄化を行うため、発熱材料や保熱シートを利用するなどの技術改良が行われている¹⁸⁾。

6.4.2 バイオパイルの適用事例

(1) 浄化サイトの概要と主要設備

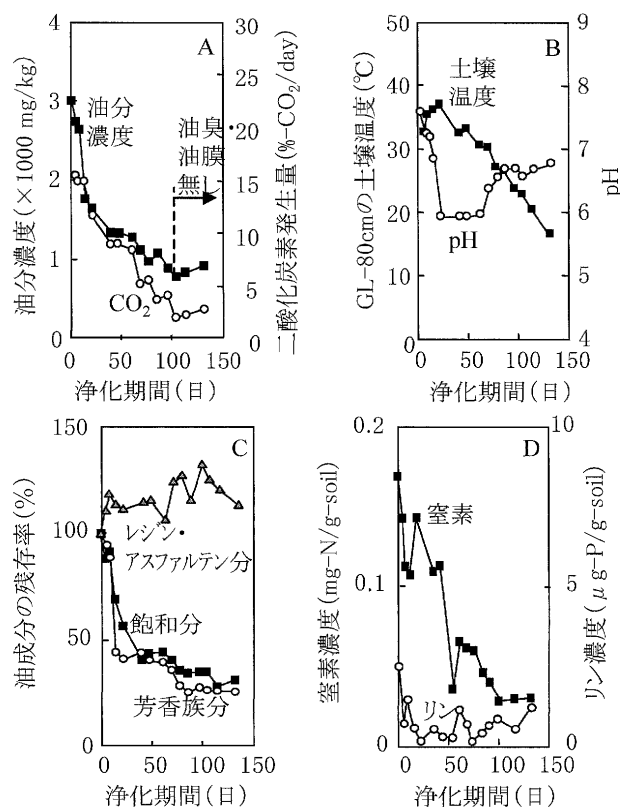
地表から1.5 mまでの表層部に約200 m³の重油汚染土壌が確認された油槽所跡地に本工法を適用した。汚染域近傍の非汚染域に2 m間隔で施工した深さ約30 cmの溝掘部に対してシート養生を行い、そこに通気管と碎石を敷設した（口絵写真—9A）。通気管の末端に、気液分離槽、吸引ブロア、活性炭吸着塔の順で配管の接続を行い、土壌中の空気を吸引することによりパイル表面から土壌中に空気を導入した。栄養塩（窒素およびリン）は水に溶解した後、高圧散水器を用いて土壌へ均一に散布した（口絵写真—9B）。栄養塩散布後、バックホーを用いて通気管上に高さ1.5 mの盛土を形成した。盛土完了後、盛土に空気を連続的に供給することにより浄化運転を開始した。

(2) 浄化運転と品質管理（モニタリング）方法

浄化運転期間中、週に1度通気を中止して、通気停止から1日後の地表下80 cmにおける二酸化炭素濃度を測定した（口絵写真—9C）。続いて、浄化状況を確認するために2点2深度（地表面下30 cm、および70 cm）から土壌を採取した。バックホーを用いた土壌の切り返しは、土壌採取後に実施した（口絵写真—9D）。切り返し完了後にブロアを再稼働し、次のモニタリング・切り返し実施日まで連続的に空気の供給を行った。盛土完了後の浄化運転は夏季の7月から開始し、約130日間浄化運転を実施した。

(3) 汚染土壌のモニタリング結果

浄化期間中のモニタリング結果を図—6.2に示す。浄化開始から約3週間の間に、土壌の油分濃度（IR法）は急激に減少した（図—6.2A）。本汚染土壌には揮発性油分がほとんど存在していなかったこと、土壌温度の上昇とpHの低下がみられたこと（図—6.2B）、および微生物からの高濃度の二酸化炭素の発生と栄養塩の急激な消費が確認されたこと（図—6.2C、図—6.2D）から、汚染土壌の微生物分解が浄化開始から盛んに進行したことが確認された。ここで、土壌温度の上昇とpHの低下は、それぞれ、好気性微生物の増殖熱発生と油分の中間代謝産物である有機酸生成に起因するものである。通常、バイオパイル生成後、石油汚染土壌の微生物活性が高まるまでには数週間のラグタイムが生じる¹⁷⁾。しかしな



図—6.2 浄化期間中のモニタリング結果

がら、本汚染土壌は汚染が生じてから数十年が経過しており、浄化前の土壌に有用な石油分解菌が多く確認されていたため¹⁹⁾、比較的に速やかに汚染物質の微生物分解が促進されたと考えられた。

浄化開始1ヶ月経過後から油分濃度は漸減し、二酸化炭素発生量も同様の傾向で低下した。100日目以降、汚染土壌の油臭および油膜は検出されなくなったが、土壌には約1000 mg/kg程度の油分が残存した。これは、本汚染土壌が重油由来のため、微生物分解性が低く、油臭・油膜の原因とならないレジン・アスファルテン分¹⁷⁾が初期汚染土壌に約30%存在したためである（図—6.2C）。

バイオパイルについて、1%以下の低濃度の石油汚染土壌であれば、浄化設備の設置から撤去まで半年程度の短期間で油臭・油膜の生じない土壌に浄化できることが、本サイトの実例だけでなく、多くの実績から確認されている。そのため、国内で行われているバイオレメディエーション技術の中で最も信頼性の高い技術といえる。

6.5 バイオスパーキングによるベンゼンの浄化事例

6.5.1 バイオスパーキングの概要

バイオスパーキングは地盤にスパーキング井戸を設置して帯水層に空気を供給し、好気性微生物を活性化することにより汚染物質の分解を促す原位置バイオレメディエーション技術である。ベンゼンやガソリンなどの軽質油は、比較的容易に地盤中に棲息する好気性石油分解菌に分解されるだけでなく、汚染物質そのものを強制的に気化して地上で回収する物理的な浄化効果も期待できる

ため、バイオスパーキングが適用されることが多い²⁰⁾。

従来のスパーキング井戸では、微生物の増殖に必要な窒素やリンなどの栄養塩を供給することが難しかったため、微生物の分解活性を長期的に維持することができなかった。近年、帯水層へ空気を供給するスパーキング井戸に栄養塩を含む液体を同時に送り込むことが可能な工法（注水バイオスパーキング工法）が開発された²¹⁾。本工法は、栄養塩を含む液体をスパーキング井戸の吐出圧を利用して地盤内に速やかに供給できるため、均一かつ広範囲に微生物活性を高めることができる。また、注水に用いる液体は揚水した汚染地下水を処理して循環利用するため排水が生じないと共に、微生物の増殖を妨げる代謝産物等の蓄積を防ぐことが可能である。

6.5.2 バイオスパーキングの適用事例

(1) 浄化サイトの概要

重質油とベンゼンで汚染されたガス製造工場跡地（約7 000 m²）にバイオスパーキングを適用した。汚染エリア全域をGL-12 mの不透水層まで鋼矢板により囲い込み、表層から平均3 mまでの重質油汚染土壌は加熱処理をした後で原地盤に埋め戻した。ベンゼンは、地表下3 m以深の第一帯水層（GL-3 m～-6 m）だけでなく第二帯水層（GL-8 m～-12 m）に到達しており、この両帯水層を対象としてバイオスパーキングを適用した（図-6.3）。

(2) 主要設備

本工事での主要な設備は、送気設備で圧縮した空気と地下水を揚水して無害化した後に栄養塩（窒素、リン）を溶解した栄養水を地中に送り込む送気・送水設備、地中で気化したベンゼンを回収して活性炭処理を行う吸気設備からなる。さらに本工事では、二つの帯水層を同時に浄化するため、二重管構造により2箇所の吐出口を持つ二層スパーキング井戸と第二帯水層から空気を回収する砕石杭（グラベルドレーン）を採用した（図-6.3）。

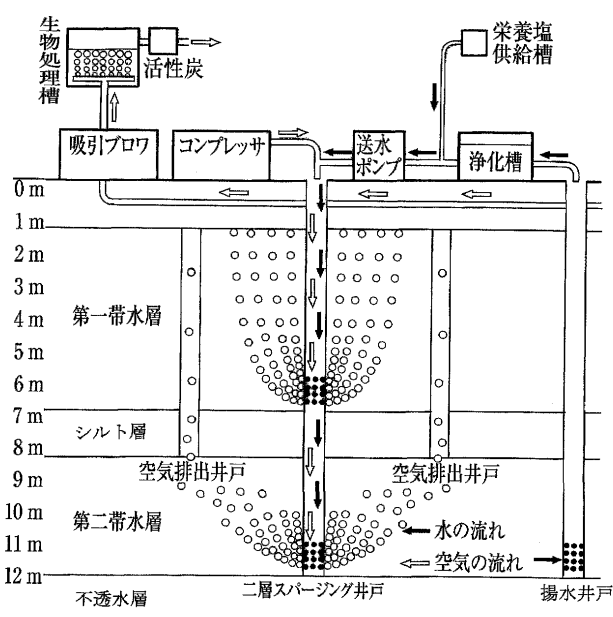


図-6.3 浄化施設の断面概略図

両帯水層でのスパーキング井戸からの最適通気量と空気到達範囲を原位置試験により調べた結果、両帯水層共に最適通気量が150 L/min、空気到達範囲が3 mであることが確認された。そこで、二層スパーキング井戸は、一部の低濃度汚染域を除いて、空気到達範囲が周囲の井戸とラッピングするように設置した（図-6.4）。二層スパーキング井戸の設置高さは、各設置地点でオールコアボーリングを実施して第一帯水層および第二帯水層の層厚を確認し、スクリーン（全長50 cm）の位置が各帯水層の最下部になるように1本ずつ調整した。

(3) 浄化運転方法と地下水モニタリング結果

第一帯水層および第二帯水層の浄化開始から20ヶ月後までの地下水中のベンゼン濃度の推移を口絵写真-10に示す。両帯水層共に、浄化開始時は空気のみを供給する従来法のバイオスパーキングにより浄化を行った。3ヶ月経過時点で、おおむね計画風量でスパーキングを実施した第一帯水層では、施工前の計画より風量を約1/3に減じて運転を開始した第二帯水層と比較して、ベンゼン濃度が早く低下していることが確認された。3ヶ月以降、第二帯水層の風量を計画風量に増加して運転を行ったが、浄化開始1年後に両帯水層ともにベンゼン濃度が高濃度で残存しているエリアが確認された。このようなエリアに対しては、順次、注水バイオスパーキングによる栄養水の注水を実施した。

第二帯水層のA2エリアでは、浄化開始から12ヶ月経過後も環境基準の100倍を超えるベンゼンが地下水に存在した（図-6.5）。試験開始12ヶ月目以降も空気供給だけでは地下水中のベンゼン濃度の明確な減少傾向がみられなかったため、浄化開始17ヶ月後からA2井戸の周辺エリア（約1 600 m²）に対して、注水バイオスパー

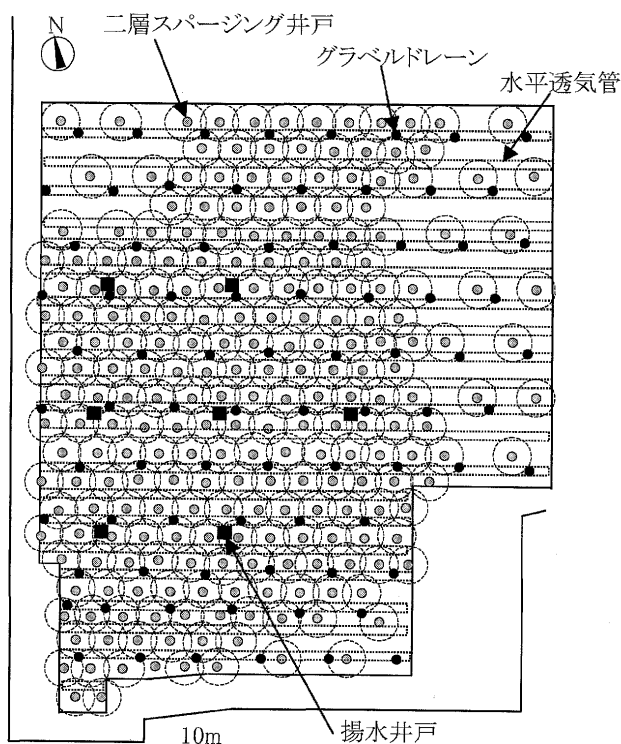
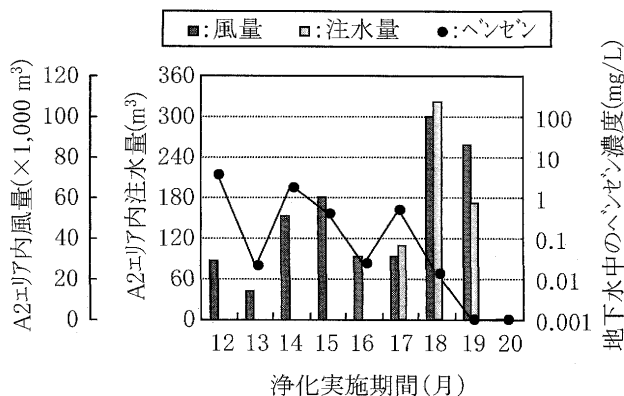


図-6.4 スパーキング井戸の平面配置図



図—6.5 A2 エリアにおける注水後の浄化効果

ングを3ヶ月間実施した。その結果、A2井戸ではベンゼン濃度の明確な減少が確認され、3ヵ月後のベンゼン濃度は検出限界以下 ($<0.001 \text{ mg/L}$) となり、その後のベンゼン濃度のリバウンドも確認されなかった。本エリアでは注水バイオスパーキングによる有機物濃度の低下と ATP 活性の向上も確認され²²⁾、ベンゼン濃度の低下は微生物分解効果の促進によることが確認された。

本工事の結果から、地盤内に効率的に空気を供給するためスパーキング井戸の配置やスクリーン位置を最適化すること、空気供給だけでは濃度底下できないエリアを特定して、適切な方法で栄養塩を供給して微生物分解を促進させることが、バイオスパーキングによる迅速かつ均一な浄化を行うために重要であることが示された。

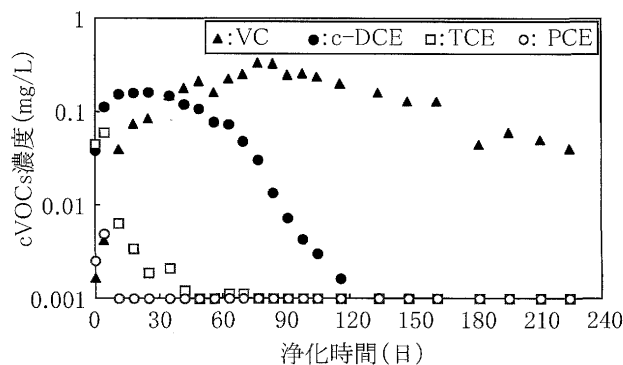
6.6 嫌気性微生物による CVOCs の浄化事例

6.6.1 嫌気性微生物による CVOCs 浄化技術の概要

嫌気性微生物を用いた CVOCs の浄化は、微生物の栄養源となる有機物（以下、有機資材とする）を帯水層中に注入することにより微生物が活性化され、浄化に適した嫌気性地盤が形成される。また、有機資材の分解により放出される水素は、嫌気性微生物が CVOCs を脱塩素化するさいの電子供与体として利用される。

高級脂肪酸やポリ乳酸などを主成分とした徐放性のある有機資材は、一度地盤に注入すると有機物をゆっくりと供給し続けるため、注入頻度を抑えることが可能である。また、アミノ酸や糖類を主成分とした有機資材は、即効性が高く浄化効果が早く現れる利点があるが、注入頻度は多くなる。近年では、これらの有機資材を数種類組み合わせることで汚染状況や施工性に応じて最適な有機資材を調合する取り組みも行われている。

本技術は、比較的小規模および省コストで浄化を実施でき、施工条件に限られる稼働中の工場などでも実施できることから、広く使用されるようになってきている。一方、CVOCs の脱塩素化は汚染サイトに棲息する嫌気性細菌の種類や地下水環境によって影響を受け、脱塩素化処理過程で、シス-1,2-ジクロロエチレン (cisDCE)・塩化ビニル (VC)・クロロホルムなどの毒性の高い中間代謝産物が蓄積するケースが報告されている²³⁾。そのため、浄化計画を行う際には、浄化対象とする CVOCs



図—6.6 加速培養試験による CVOCs の挙動

が完全に無害化できることを、室内試験や原位置試験によりあらかじめ確認することが重要である。

6.6.2 有機資材を用いた CVOCs の浄化適用事例

(1) 浄化サイトの概要

約450 m²の砂層および粘土混じり礫層で構成されている汚染帯水層 (GL-1 m~GL-4 m) を浄化対象とした。汚染原因物質は TCE であったが、地下水中には TCE だけでなく分解生成物である cisDCE および VC が検出されたため、現地微生物による自然分解が進行していることが示唆された。

(2) 嫌気性微生物による浄化適合性の検討

本サイトの実汚染地下水を用いて、TCE、cisDCE の脱塩素化可能性について事前検討を行った。有機資材を実汚染地下水に添加する加速培養試験を実施した結果、地下水の脱塩素化に適した嫌気環境を維持することにより、TCE、c-DCE が完全に脱塩素化され、VC についても培養後期において減少傾向が確認できた (図—6.6)。一方、地下水に存在する微生物のゲノム DNA を抽出し、既知の *Dehalococcoides* 属細菌の存在について PCR 法により確認を行ったが、本属細菌を検出することはできなかった。既報の研究では、*Dehalococcoides* 属が検出されていない帯水層で塩素化エチレンの完全脱塩素化が確認されており、*Dehalococcoides* 属以外の微生物の関与が示唆されている²⁴⁾。したがって、本サイトもこのようなケースと考えられ、有機資材の注入による浄化適合性はあるものと判断した。

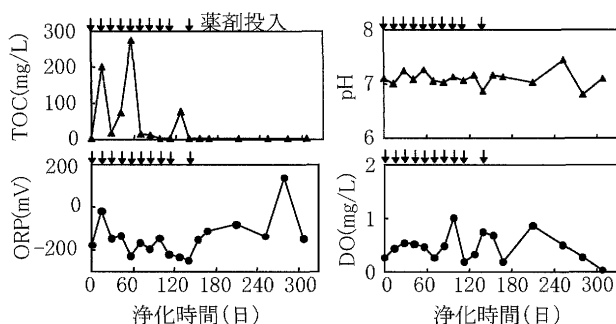
(3) 使用する有機資材と供給方法の検討

本汚染エリアは比較的浅い帯水層を対象としているため、表—6.1に示す複数の工法が選択可能である。しかし、浄化対象サイトは稼働中の工場下部であったため、本サイトでは大規模かつ長期間の工事ができない状況であった。そのため、本サイトでは浄化井戸から手作業により定期的に有機資材を投入する井戸投入法を選定した。また、使用する有機資材の性状は、固形状、ゲル状、液状が存在するが (表—6.1)、手作業による定期的な井戸投入を行うことから、拡散性の良い液状の有機資材を選定した。

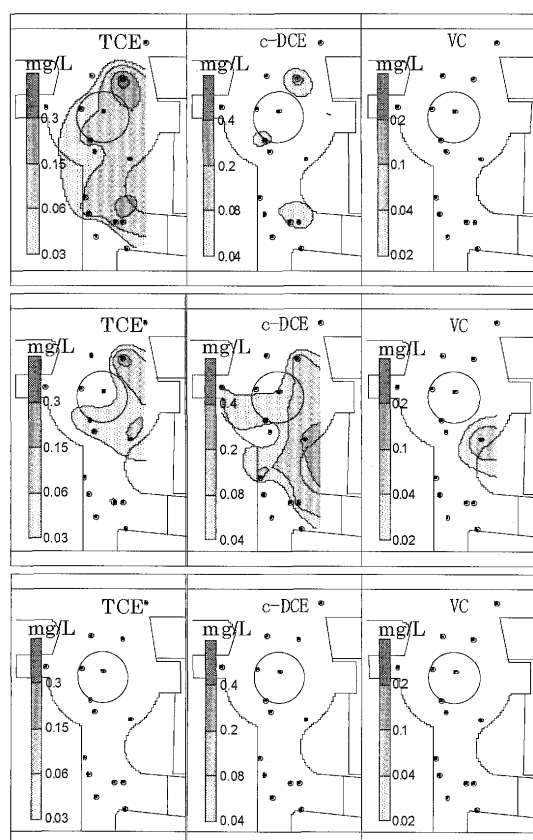
投入井戸は、調査時に設置した観測井戸を使用することで、汚染範囲に有機資材を拡散させることが可能であることを拡散解析により確認した。ポリタンクに水道水

表—6.1 有機資材の種類と施工方法

有機資材		掘削工法		非掘削工法	
		散布法	土壌混合法	直接注入法	井戸投入法
薬剤性状	徐放性	適用性			
固形品	高い	○	○	×	×
ゲル状品	低い	△	○	○	△
液状品	無し	○	○	○	○



図—6.7 観測井戸における地下水モニタリング結果



図—6.8 CVOCsの経時変化

(上段：浄化開始前，中段：70日後，下段：307日後)

18 L と液状有機資材2 L を混合した溶解液を作成し、2週間から1ヶ月に1回の頻度で5ヶ月間、浄化井戸への注入を実施した。

(4) 地下水のモニタリング結果

有機資材投入井戸から6.2 m 下流に位置する観測井戸において、有機資材の拡散・持続状況、地下水の酸化還元環境の変化を確認するために、全有機炭素 (TOC)、溶存酸素 (DO)、酸化還元電位 (ORP)、pH の測定を行った (図—6.7)。DO、ORP の測定結果から、本サイトは浄化前から嫌氣的状態であることが示された。有機

資材投入の初期段階で TOC 濃度が初期値より増加したことから、観測井戸周辺に有機資材が拡散していることを確認できた。また、有機資材の分解に伴う急激な pH の低下は確認されなかったことから、微生物の増殖に適した地下水環境を維持していることも確認した。

地下水中の CVOCs の経時的分布状況を図—6.8 に示す。浄化開始前は汚染範囲全体で TCE が主要な汚染物質であったが、浄化開始70日後には、cisDCE が主要な汚染物質に変化し、汚染範囲も全体的に縮小していることが確認された。そして、308日後には、TCE、cisDCE、VC とも減少し、すべての井戸で VOC が環境基準 (または要監視項目の指針値) に適合することが示された。

本例のように、有機資材を用いた CVOCs の浄化技術は、国内でも多くのサイトで実績を挙げている。しかしながら、良好な浄化を行うためには、使用する有機資材の特性を理解して有機物の拡散状況を予測すること、有機物の供給により浄化に適した嫌気環境が維持されていることを常に監視することが重要である。そのため、浄化に際しては、浄化対象とする帯水層の性質、汚染状況、地下水水質について十分に把握することが必要である。

6.7 酸素徐放剤によるガソリン汚染地盤の浄化事例

6.7.1 酸素徐放剤の特徴

酸素徐放剤は、サイトの持つ自然の浄化能力を加速するために酸素を継続的に放出する薬剤を指し、通常、汚染域またはその周辺の帯水層に設置した掘削孔や井戸から注入して使用する。酸素徐放剤は過酸化マグネシウム (MgO_2) が主に用いられているが、反応後に生成するアルカリ物質の存在のため、薬剤周辺の地下水の pH が上昇する。近年では、pH の上昇を抑制する効果がある過酸化カルシウム (CaO_2) を主原料とした薬剤も市販されている。

酸素徐放剤を用いた浄化は、6.5で紹介したバイオスパーミングの浄化対象物質と一致する。酸素徐放剤を用いた浄化は、特別な浄化施設が不要であり、一度薬剤を注入してしまえばしばらくの間はメンテナンスフリーで浄化が進行する長所がある。一方、本技術は自然減衰による浄化の延長線上の浄化技術であるため、高濃度汚染には不適であり、環境基準を達成するための浄化期間を予測することは難しい。

酸素徐放剤の投入量は、対象とする汚染物質だけでなく、その他の生分解性有機物や二価鉄、二価マンガン等の被酸化物質量を考慮して設計する。したがって、浄化対象物質以外の被酸化物質が多く存在するサイトは、薬剤の使用量が多くなるため適用が難しい。

6.7.2 酸素徐放剤の適用事例

(1) 浄化サイトの概要と酸素徐放剤の注入方法

ガソリンで汚染されたガソリンスタンド跡地 (約850 m^2) に酸素徐放剤による浄化を適用した。GL-4.2 m ~ -5.8 m の帯水層 (細砂層) における地下水中の油成分を定量した結果、本汚染サイトの主要な汚染物質は、ガ

講座

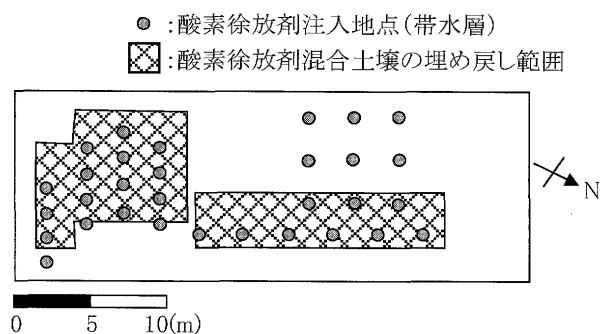


図-6.9 土壌の掘削および酸素徐放剤の注入地点

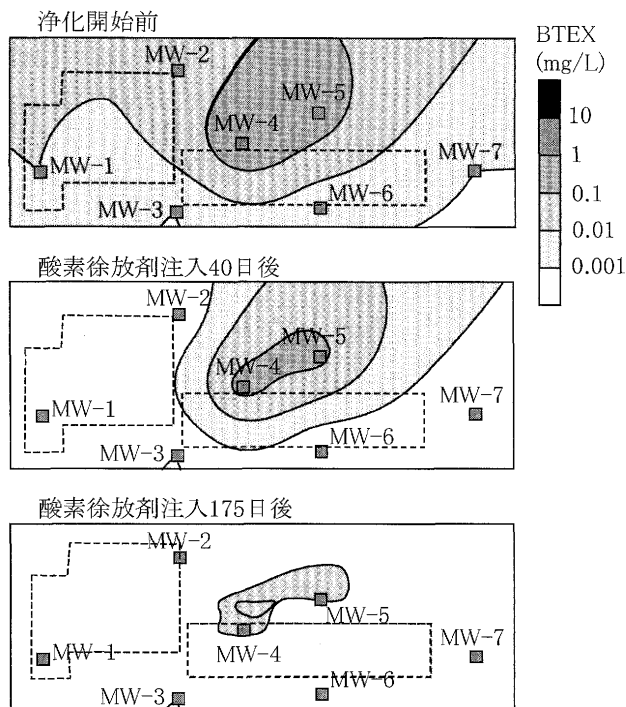


図-6.10 地下水中の BTEX 濃度の推移

ソリン成分の中でも水溶性の高いベンゼン、トルエン、キシレン、エチルベンゼン（以下、BTEX）であることが判明した。地下水位は、おおむね細砂層上部の砂混じり粘土層（GL-2.8 m～4.2 m）の範囲で推移した。帯水層中の地下水は、おおむね南から北に移動している。

土壌の掘削地点および帯水層への酸素徐放剤の注入地点を図-6.9に示す。汚染源である地下タンク・配管・給油施設とその周辺の高濃度のガソリン汚染土壌は掘削除去し、低濃度の汚染土壌については酸素徐放剤を重量比で0.2%混合してGL-1 mまで埋戻しを行った。GL-1 mから地表面までを非汚染土壌で埋戻した後、図-6.10に示す32地点の帯水層にロッドを用いてスラリー状の酸素徐放剤を注入した。酸素徐放剤は過酸化マグネシウムが主成分の薬剤を使用し、注入量は帯水層の水質に基づき使用量を検討した結果²⁵⁾、1地点あたり15～20 kg、全体で490 kgを使用した。

(2) 地下水のモニタリング結果

7地点の観測井戸で実施した BTEX 濃度の観測結果を図-6.10に示す。酸素徐放剤の注入後、BTEX のプルームは縮小し、注入175日後には MW-4 を除いて

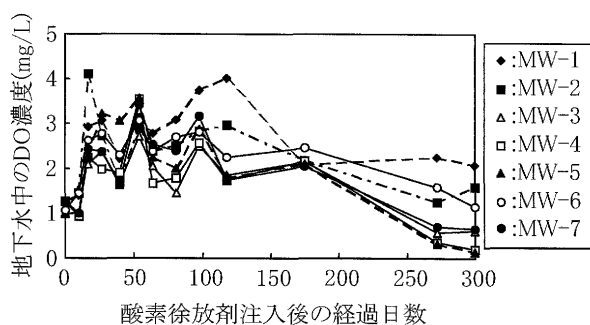


図-6.11 地下水中の溶存酸素濃度の推移

BTEX 濃度は0.1 mg/L 未満となった。このとき MW-4 のベンゼン濃度は0.022 mg/L であった。

観測井戸における溶存酸素濃度（DO）の現場測定結果を図-6.11に示す。DO は酸素徐放剤注入直前で約1 mg/L であったが、17日後には最大4.1 mg/L まで増加し、175日までおおむね2～3 mg/L の範囲で推移した。そのため半年間は酸素徐放剤から地下水中に十分な酸素が供給されていたと考えられた。一方、175日以降は溶存酸素濃度が減少傾向を示したことから、本サイトにおける酸素徐放剤による酸素供給効果は約半年間であり、仮に本サイトにおいて半年間で汚染物質濃度が低減できなかった場合には、酸素徐放剤の再注入を実施する必要がある。

6.8 ま と め

近年、ブラウンフィールド問題が顕在化している背景からも、コストが小さく環境に優しいバイオレメディエーションの更なる普及が求められている。本技術を有効に活用していくためには、バイオレメディエーションを行う技術者が微生物に対する知識を蓄積するだけでなく、地盤環境における微生物の活性化方法について十分考慮して、本技術の弱点である不確実性因子をできるだけ小さくすることが重要である。今後、本稿で紹介した実用的なバイオレメディエーションが多くのサイトで適用されることを期待している。

参 考 文 献

- 1) 高畑 陽・瀧 寛則・副島敬道・伊藤雅子・松尾寿峰・有山元茂：バイオレメディエーションの現状と課題，大成建設技術センター報，Vol. 38, No. 5, pp. 1～6, 2005.
- 2) 吉田光毅・秋吉美穂・藤原 靖：ファイトレメディエーションの現状と課題，大成建設技術センター報，Vol. 38, No. 6, pp. 1～6, 2005.
- 3) 渋谷勝利・岡村和夫：トリクロロエチレンを対象としたバイオオーグメンテーション，環境技術，Vol. 29, No. 5, pp. 380～385, 2000.
- 4) 産業構造審議会化学バイオ部会・中央環境審議会水環境土壌農業合同部会：微生物によるバイオレメディエーション利用指針について（報告），<http://www.meti.go.jp/report/downloadfiles/g50214a01j.pdf>, 2005.
- 5) 津留靖尚・田島幸治・中熊秀光・高畑 陽・西川雅高・中杉修身：科学的自然減衰（MNA）を導入したガソリン汚染地域における地下水中のBTXの挙動，用水と廃水，Vol. 50, No. 3, pp. 63～71, 2008.
- 6) 鈷土壌環境センター：MNA～自然の回復力を利用して

- ～, <http://www.gepc.or.jp/mna/mnatop.html>.
- 7) ㈱日本機械工業連合会・㈱産業と環境の会：土壤汚染対策に関する動向調査報告書, <http://www.sankankai.com/pdf/H19dojo.pdf>, 2007.
 - 8) 鈴木朝香・高畑 陽・大場美保・帆秋利洋：土壤中の石油系炭化水素と微生物の調査技術, 検査技術, Vol. 5, No. 9, pp. 35～39, 2000.
 - 9) 高畑 陽・瀧 寛則・帆秋利洋：コンポストを用いた石油汚染土壌のバイオレメディエーション, 用水と廃水, Vol. 45, pp. 45～51, 2003.
 - 10) Chakraborty, R. and Coates, J. D.: Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 64: 437–446, 2004.
 - 11) Cravo-Laureau, C., Grossi V., Raphel D., Matheron R. and Hirschler-Réa A.: Anaerobic nalkane metabolism by a sulfatereducing bacterium, *Desulfatibacillum aliphaticivorans* strain CV2803T, *Appl. Environ. Microbiol.*, 71: 3458–3467, 2005.
 - 12) Kasai, Y., Takahata, Y., Manefield, M. and Watanabe, K.: RNA-based stable isotope probing and isolation of anaerobic benzene-degrading bacteria from gasoline-contaminated groundwater, *Appl. Environ. Microbiol.*, 72: 3586–3592, 2006.
 - 13) Kasai, Y., Kodama, Y., Takahata, Y., Hoaki, T. and Watanabe, K.: Degradative capacities and bioaugmentation potential of an anaerobic benzene-degrading bacterium strain DN11, *Environ. Sci. Technol.*, 41: 6222–6227, 2007.
 - 14) Maymó-Gatell, X., Chien, Y., Gossett, J. M. and Zinder, S. H.: Isolation of a bacterium that reductively dechlorinates tetrachloroethene to ethane, *Science*, 276: 1521–1522, 1997.
 - 15) 片山美津瑠・高畑 陽・須藤泰幸・帆秋利洋・藤原 靖：バイオスパーキングによるシアン化合物汚染地下水の浄化実証試験, 平成19年度全国大会 第62回学会年次学術講演会講演概要集, 部門Ⅶ, pp. 29～30, 2007.
 - 16) 斎藤祐二・萩原純一・飯星 茂：ダイオキシン類及び PCB 汚染土の浄化システムの開発, 大成建設技術センター報, Vol. 39, No. 21, pp. 1～8, 2006.
 - 17) 高畑 陽・瀧 寛則・帆秋利洋：石油汚染土壌のバイオレメディエーションの現状と今後の展開, 環境技術, Vol. 34, pp. 242～248, 2005.
 - 18) 石川洋二・小松 透・高田尚哉・小峰法子・椎葉 究・長谷川清：油汚染土の温度管理型バイオ処理技術, 土壤環境センター技術ニュース, No. 11, pp. 26～31, 2006.
 - 19) Kasai, Y., Takahata, Y., Hoaki, T. and Watanabe, K.: Physiological and molecular characterization of a microbial community established in unsaturated, petroleum-contaminated soil, *Environ. Microbiol.*, 7: 806–818, 2005.
 - 20) United States Environmental Protection Agency: How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites, Chapter VIII Biosparging, EPA 510-B-94-003, 1994.
 - 21) 高畑 陽・桐山 久：注水バイオスパーキング工法を用いた原位置バイオレメディエーション技術, 基礎工, Vol. 33, No. 7, pp. 37～39, 2005.
 - 22) 高畑 陽・大石雅也・有山元茂・桐山 久：注水バイオスパーキング工法によるベンゼン汚染帯水層の浄化特性, 平成20年度全国大会 第63回学会年次学術講演会講演概要集, 部門Ⅶ, pp. 191～192, 2008.
 - 23) Hendrickson, E. R., J. A. Payne, R. M. Young, M. G. Starr, M. P. Perry, S. Fahnestock, D. E. Ellis and Ebersole, R. C.: Molecular analysis of *Dehalococcoides* 16S ribosomal DNA from chloroethene-contaminated sites throughout North America and Europe, *Appl. Environ. Microbiol.*, 68: 485–495, 2002.
 - 24) 茂野俊也・中島 誠・武 暁峰・中島敏明：有機塩素化合物のバイオレメディエーションにおけるデハロコクコイデス属細菌の必要性について, 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講演集, pp. 242～247, 2005.
 - 25) Regenes HP: Installation & Instructions, <http://www.regenesis.com/products/enhAer/orc/installation.aspx>