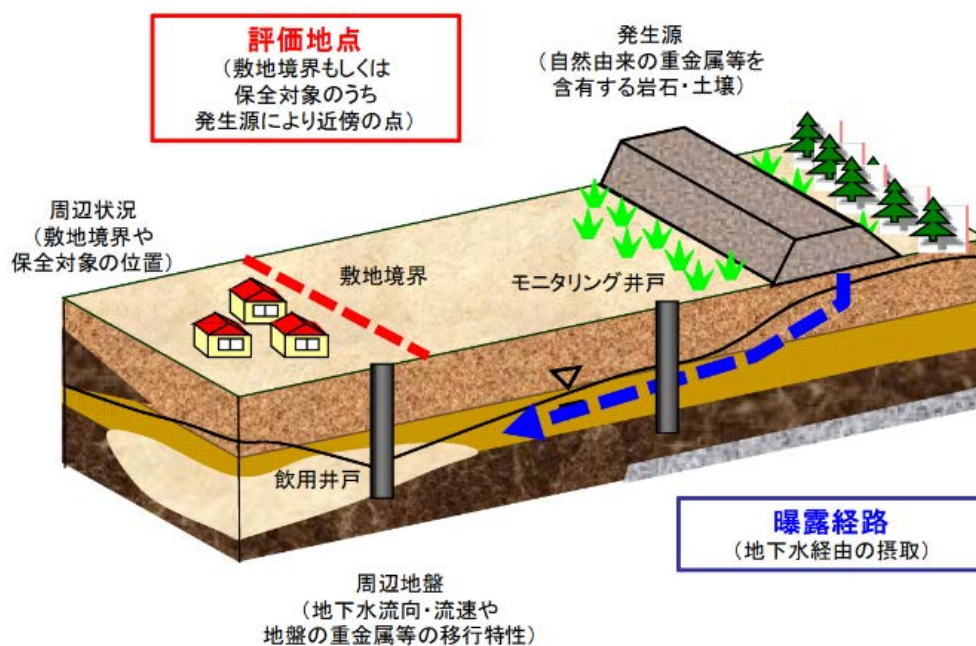


第5章 リスク評価調査

5.1 日本国内の土壌汚染に対してリスク評価を実施した事例

国内においても、建設工事における自然由来重金属含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）（平成 22 年 3 月、国土交通省）、建設工事で遭遇する地盤汚染対応マニュアル（改訂版）（平成 24 年 4 月、独立行政法人土木研究所編）及び建設工事で発生する自然由来重金属等含有土対応ハンドブック（平成 27 年 3 月、国立研究開発法人土木研究所）において、リスク評価が取り入れられている。

また、北海道開発局旭川開発建設部士別道路事務所が実施した一般国道 40 号バイパス建設事業の事例では、国土交通省の指導をベースに建設残土からの自然由来の化学物質を対象として、サイト概念モデルが用いられ、影響を受ける地点でリスクを評価し、そのリスクに応じた措置が行われている。その結果、リスクは汚染源で評価された場合と比較して小さいものとなり、対策コストが大幅に減少されたことが報告されている¹²。



出典：「建設工事における自然由来重金属含有岩石・土壌への対応マニュアル（暫定版）」（平成 22 年 3 月、国土交通省）

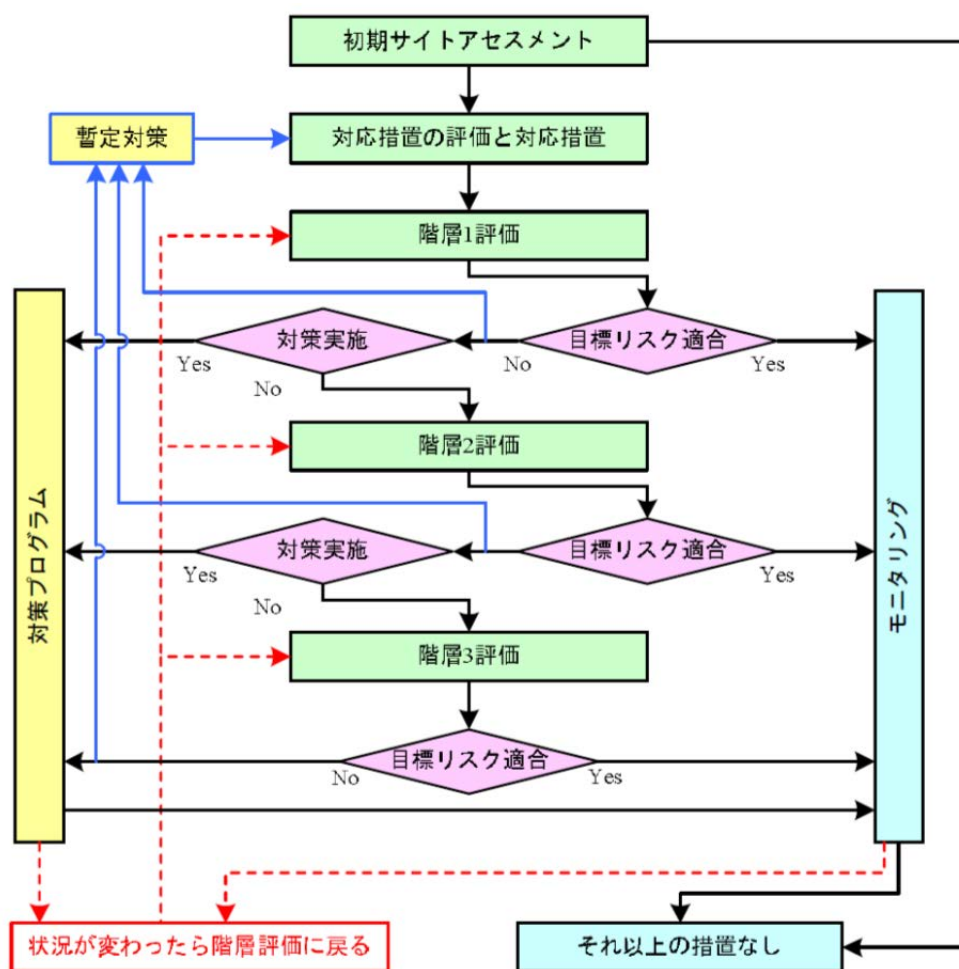
図 5-1 日本国内において検討されたサイト概念モデルの例

¹² 「建設工事における自然由来重金属含有岩石をもちいた盛土設計について～サイト概念モデルの構築～」（2012、平成 24 年度国土交通省国土技術研究会発表論文（2012）林・掛田・宮川）

5.2 RBCA プロセスの階層アプローチ

欧米では土壌汚染対策を実施するための枠組みとして RBCA (Risk-Based Corrective Action; リスクに基づく修復措置) が多く用いられている¹³。

リスクに基づく修復措置のための規格ガイド¹⁴によれば、RBCA の特徴は、「土壌汚染によって引き起こされる環境リスクの低減に主眼を置き、そのために実現可能な方法を階層別の検討によって合理的に決定し、実施すること」とされている。RBCA のプロセスの簡略化したフローチャートは、図 5-2 に示すとおりである。



出典：「リスク評価モデル普及・ツール化検討部会，土壌・地下水汚染対策におけるリスク評価の活用についてのガイダンスの作成」（2014、第20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 S5-15、中島誠・山田優子・鈴木弘明・白井昌洋・伊藤豊）

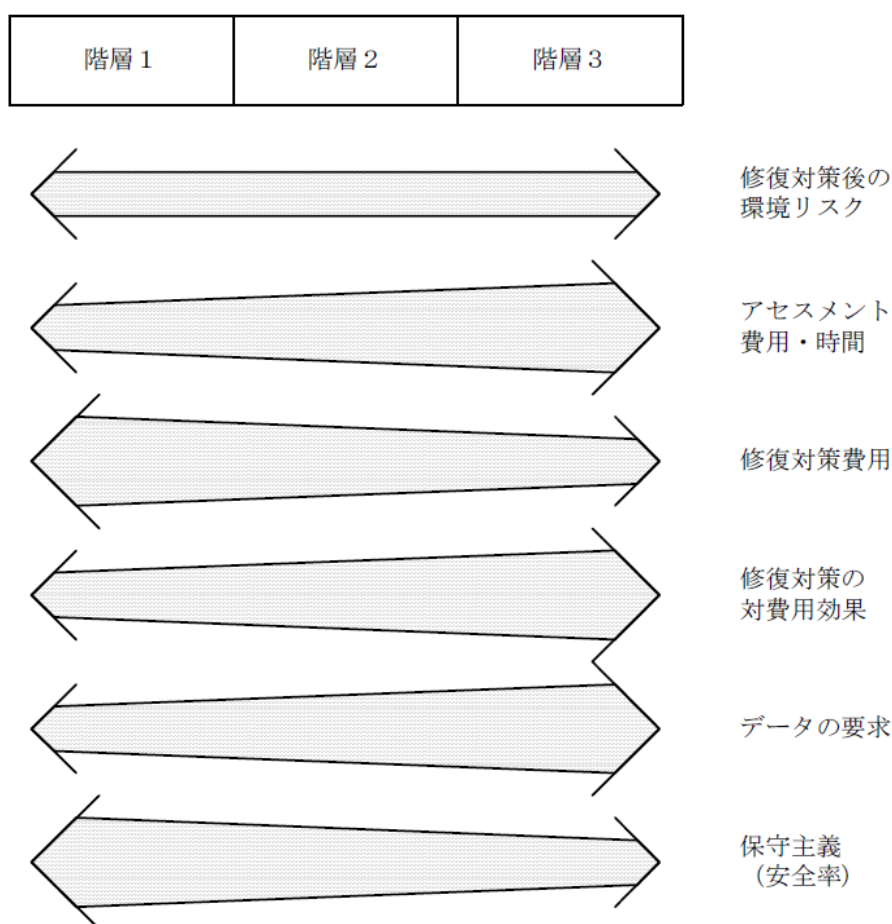
図 5-2 RBCA のプロセスの簡略化したフローチャート

¹³ 「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-」（2003、地下水・土壌汚染とその同市対策に関する研究集会第9回講演集、中島誠、RBCA研究WG）

¹⁴ 「リスクに基づく修復措置のための規格ガイド」（2003、ASTM（米国材料試験協会）規格・インターリスク総研、RBCA E2081-00）

以上のような階層アプローチの特徴は、図 5-3 のように整理されている。階層が低いほどより安全側の評価となる。一方で、階層が高くなるにつれてデータ収集と解析のレベルは複雑になり、経済性の高い修復対策方法の選定が可能になる代わりに、要求されるデータの量及びアセスメントの費用と時間は多く要求される。サイト特性に応じた修復対策を柔軟かつ効率的に選択できるというのが RBCA の特徴である。

また、RBCA は近年注目されている「社会を取り巻くリスクに関する正確な情報を、行政・専門家・企業・市民等のステークホルダーである関係主体間で共有し、相互に意思疎通を図る合意形成（リスク・コミュニケーション）」のツールとしての有効性も期待される。



出典：「RBCA 研究 WG の活動について」（2004、土壌環境センター技術ニュース、No. 9、pp. 57-64、中島誠）

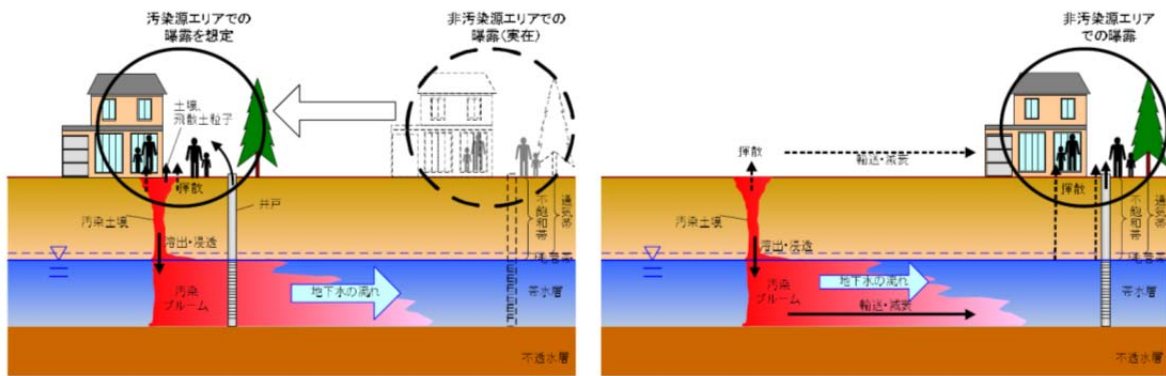
図 5-3 階層アプローチの特徴

中島ら(2014)は、RBCA プロセスの階層アプローチについて、わかりやすく整理している。

階層1評価では、「最も安全側に見積もった対策目標レベル（影響対象（受容体）が汚染源の位置に存在すると仮定した場合の目標レベル）」と「対象サイトにおける最高濃度」を比較するが、これを可視化すると図 5-4 の左側のようなイメージとなる。ここでは、鉛直方向の汚染物質の移動のみを考慮し、横方向の汚染物質の移動に伴う濃度の低下は反映されておらず、安全側で不確実性の小さい評価となる。

一方で、階層2評価では、汚染源とリスク受容体の距離としての位置関係は実際の位置関係を想定して、リスク受容体ごとにリスクが評価される（図 5-4 の右側）。

階層3評価では、階層2評価と同様に、汚染源とリスク受容体の距離としての位置関係は実際の位置関係を想定して評価されるが、階層2よりも精度の高い方法で詳細にばく露量を求め、リスク評価を行う。

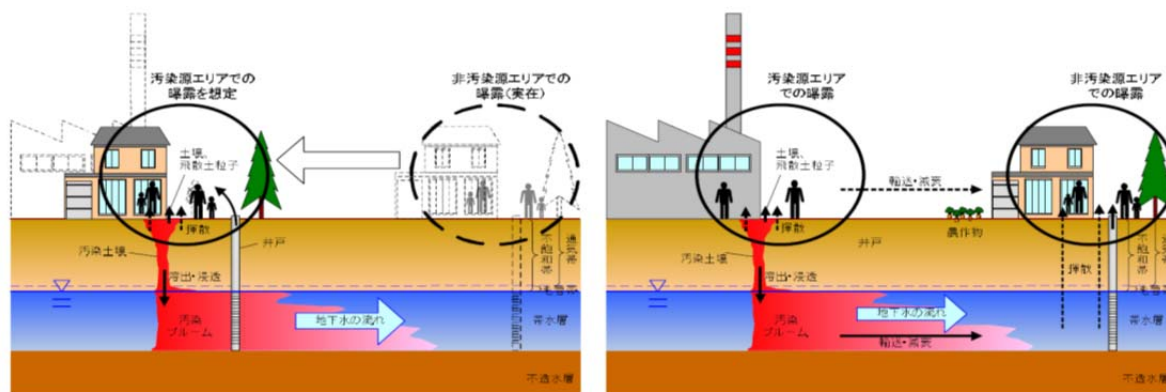


(1) 階層1評価における曝露シナリオ

(2) 階層2評価における曝露シナリオ

図 5-4(1) 階層1及び階層2のばく露シナリオ設定（中島ら(2014)）

（非汚染源エリア：住宅地）



(1) 階層1評価における曝露シナリオ

(2) 階層2評価における曝露シナリオ

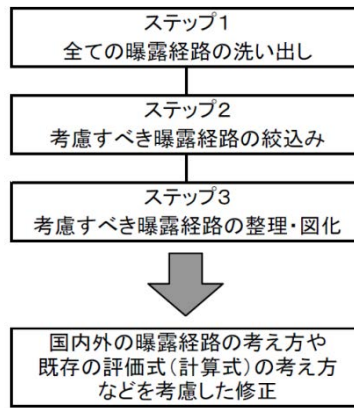
図 5-4(2) 階層1及び階層2のばく露シナリオ設定（中島ら(2014)）

（汚染源エリア：工業地、非汚染源エリア：住宅地）

出典：「土壌・地下水汚染対策におけるリスク評価の活用についてのガイダンスの作成」（2014、第20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、S5-15、中島誠・山田優子・鈴木弘明・白井昌洋・伊藤豊・リスク評価モデル普及・ツール化検討部会）

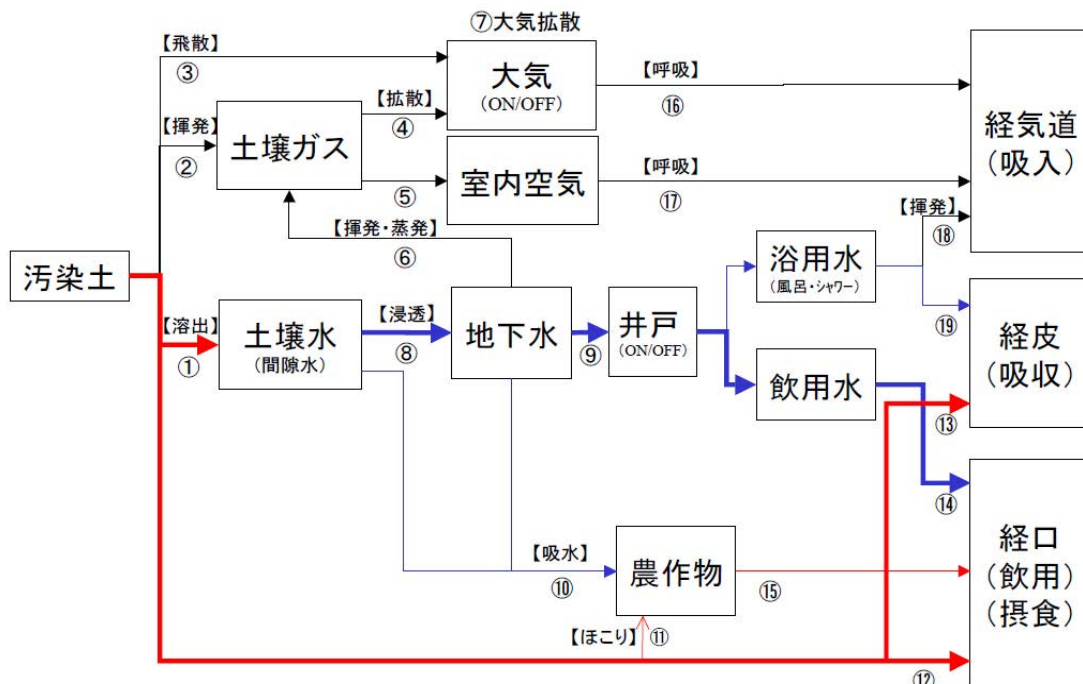
5.3 ばく露経路の選定方法

佐々木ら(2010)は、日本のリスク評価において考慮すべきばく露経路を明確化する検討を行っている。この検討は、図 5-5 の手順で行われている。この検討結果で選定されたばく露経路は、図 5-6 に示すとおりである。



出典：「S5-6 わが国のリスク評価の対象とするばく露経路選定について」(2010、(社) 土壌環境センター, pp. 461-466、佐々木哲男・菱川絢子・リスク評価活用方法検討部会)

図 5-5 日本のリスク評価において考慮すべきばく露経路を明確化する検討の手順例



出典：「S2-3 わが国におけるリスク評価モデル(案)の計算式」(2010、(社) 土壌環境センター, pp. 111-116、福浦清・奥田信康・伊貝聡司・リスク評価活用方法検討部会)

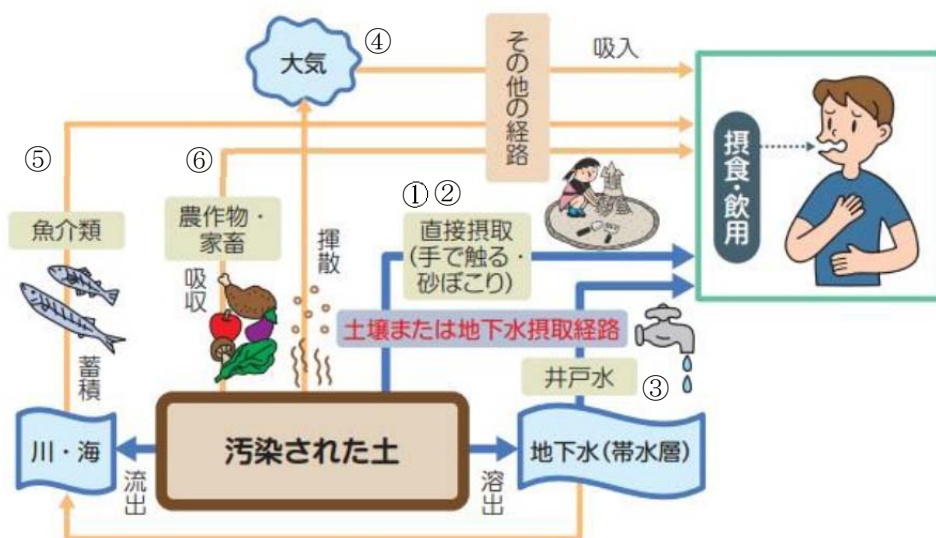
図 5-6 リスク評価モデルにおいて優先的に検討するばく露経路

5.4 土壤汚染対策法におけるばく露の考え方

土壤汚染対策法では、国民の健康の保護を目的としており、リスク受容体を人とし、人に至るまでのばく露シナリオを設定して、基準値を検討している。

主なばく露シナリオとしては、図 5-7 に示した 6 経路（①汚染土壤の摂食、②汚染土壤との接触による皮膚吸収、③地下水へ溶出したものを飲用、④大気中へ揮散したものを吸入、⑤公共用水域へ土壤粒子が流出し魚介類へ蓄積したものを食餌経路で摂取、⑥農作物及び家畜へ蓄積したものを食餌経路で摂取）が考えられる。このうち、土壤汚染対策法では、①及び③の経路を対象とし、その影響の程度から基準値を設定している。この基準値の設定において、他の経路が考慮されていない主な理由は以下のとおりである¹⁵。

- ②：他の経路で問題となる濃度よりもはるかに高くない限り、人への健康影響はない。
- ④：土壤から大気中への拡散による人の健康影響に関する基準値設定を判断する十分な知見がない。
- ⑤：十分なデータや知見が得られておらず、十分な精度でリスク評価を実施することが困難である。
- ⑥：既に農用地の土壤汚染防止に関する基準値が定められている。



出典：「事業者が行う土壤汚染リスクコミュニケーションのためのガイドライン」（平成 27 年 6 月、公益財団法人日本環境協会）

図 5-7 土壤汚染による有害物質の摂取経路

なお、土壤汚染対策法では、生態影響は考慮されていない。これは、生活環境への影響や生態系保全の観点からの土壤環境保全に関しては、法律制定時に、科学的知見の蓄積が十分ではなく、早急な対応が必要とされる人の健康影響防止を目的とすることになったためである。

¹⁵ 「自治体職員のための土壤汚染に関するリスクコミュニケーションガイドライン（案）」（平成16年7月、環境省）

5.5 米国のスーパーファンド法におけるばく露経路

スーパーファンド法は、包括的環境対策・補償・責任法（CERCLA、1980年）とスーパーファンド修正及び再授權法（SARA、1986年）の2つの法律を合わせた通称で、汚染の調査や浄化は米国環境保護庁が行い、汚染責任者を特定するまでの間、浄化費用は石油税などで創設した信託基金（スーパーファンド）から支出することなどを定めたものである。

土壤汚染に対するリスク評価の手法は、リスク評価ガイダンス（Risk Assessment Guidance for Superfund: RAGS）で規定されている。

(1) 人の健康影響を対象としたばく露

リスク評価ガイダンス、人の健康評価マニュアル Part B 仮の修復目標値の設定（RAGS: Volume I-Human Health Evaluation Manual Part B, Development of Risk-based Preliminary Remediation Goals）に、主なばく露シナリオとして表 5-1 に示すばく露経路が記載されている。

表 5-1 宅地及び商用／工業用地における媒体別の人への主なばく露経路^{1),2)}

媒体	推定ばく露経路	
	宅地として使用する場合	商用／工業用地として使用する場合
地下水	<ul style="list-style-type: none"> ・飲料水から摂取 ・揮発性物質の吸入 ・入浴による経皮吸収 ・外部被ばく³⁾ 	<ul style="list-style-type: none"> ・飲料水から摂取⁴⁾ ・揮発性物質の吸入 ・経皮吸収
表流水	<ul style="list-style-type: none"> ・飲料水から摂取 ・揮発性物質の吸入 ・入浴による経皮吸収 ・遊泳中の摂取 ・汚染魚の摂取 ・外部被ばく³⁾ 	<ul style="list-style-type: none"> ・飲料水から摂取⁴⁾ ・揮発性物質の吸入 ・経皮吸収
土壤	<ul style="list-style-type: none"> ・摂取 ・粒子吸引 ・揮発性物質の吸入 ・直接外部被ばく³⁾ ・土壤からの溶出により汚染された地下水へのばく露 ・植物経由の摂取 ・園芸による経皮吸収 	<ul style="list-style-type: none"> ・摂取 ・粒子吸引 ・揮発性物質の吸入 ・直接外部被ばく³⁾ ・土壤からの溶出により汚染された地下水へのばく露 ・トラック及び重機からの粒子の吸引

注1：土地利用、媒体及びばく露経路は包括的なものではない。

2：太字のばく露経路は、標準的なデフォルトのリスク算出式がガイドラインに記載されている。

3：放射性核種のみ適用される。

4：油と有害物質による汚染に対する全国的緊急対応プラン（National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan: NCP）では地下水を最大限に有効利用するため、地下水の保護を奨励している。そのため、地下水が飲料水として適していると確認されたとすれば、リスクに基づく仮の修復目標値（Preliminary Remediation Goals: PRGs）は、一般的に“宅地ばく露”に基づくべきである。同様に、表流水が飲料水として使われる場合に、一般的な基準（「適用または参照すべき要求値（Applicable or Relevant and Appropriate Requirements: ARARs）」など）は、単に労働者だけでなく、一般人のための保護レベルを満たすべきである。宅地ばく露シナリオでは、摂取及び飲料水の他の用途に関するリスクに基づく PRGs を設定すべきである。

なお、各媒体で揮発性物質の吸入についてばく露経路が想定されているが、これは、ヘンリー定数が $1 \times 10^{-5} \text{ atm}\cdot\text{m}^{-3}/\text{mol}$ より大きく、かつ分子量が 200 g/mol 未満の化学物質についてのみ考慮されるものである。

(2) 生態影響を対象とした場合

スーパーファンド法では生態影響も考慮されている。生態リスク評価ガイダンス (Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments) に、基本的なばく露経路として表 5-2 に示す経路が記載されている。

また、生態リスク評価ガイダンスには、生態影響を評価すべきかの事例として、以下が記載されている。

哺乳類の繁殖に影響がある化学物質が、植物の根がある領域よりはるかに深い場所のみ存在する場合：

- ・植物は汚染されないため草食動物はばく露されない。
- ・植物の根のある領域に生息する昆虫を食べる哺乳類もばく露されない。
- ・地中に生息する哺乳類がいなければ、哺乳類への土壌・食餌経路の顕著なリスクはない。

ただし、土壌から地下水へ汚染物質が溶出し、河川等へ流出する場合：

- ・水生生物へのリスクがある。
- ・河川水を飲む陸上哺乳類へのリスクがある。
- ・汚染された水生生物を餌とする哺乳類へのリスクがある。

表 5-2 動植物への基本的なばく露経路

	陸域	水域
動物	<ul style="list-style-type: none"> ・吸入 ・経口摂取 ・皮膚吸収 	<ul style="list-style-type: none"> ・直接摂取（水または底質からエア または外皮による摂取） ・食餌または底質の経口摂取
植物	<ul style="list-style-type: none"> ・土壌からの根による吸収 ・揮発性物質の葉からの吸収 ・葉への沈着 	<ul style="list-style-type: none"> ・直接摂取（水、底質、大気経由）

5.6 リスク評価モデルでのパラメーター設定例

RBCA の階層 1 の目標レベル (RBSL ; Risk-Based Screening Level) の算定に必要なパラメーターについて、国内でリスク評価を行う場合に使用するデフォルト値を検討した事例の内容と課題は表 5-3 に示すとおりである。

なお、パラメーターの設定においては、用いようとするパラメーターが沖縄の米軍基地内のリスク評価に適用できるかについて検討が必要である。

表 5-3 パラメーター分類別の国内での設定例

分類	設定例とその考え方	設定に関する課題
ばく露	ダイオキシン類対策特別措置法におけるダイオキシン類の環境基準や土壌汚染対策法における土壌含有量基準を定める際に使用された文献値から設定。	土地用途の区別がなく住宅地想定 of 安全側の値が全ての土地用途に対して使用されている。 →土地用途別のパラメーター整備が必要
毒性	水道水の水质基準及び大気環境基準の根拠となっている耐用1日摂取量 (TDI)、1日許容摂取量 (ADI) 等を調査し提案。 吸入については日本産業衛生学会の許容濃度を参考に提案。 発がん性については日本作業衛生学会の発がん性評価と国際がん研究機構 (IARC) 及び IARC、経済産業省・環境省資料等を参考に化学物質ごとの発がん性を提案。	耐用1日摂取量 (TDI)、1日許容摂取量 (ADI)、ユニットリスク、リスクレベル等について整理されたデータベースが少ない。
物理化学	環境省及び経済産業省で運営されている PRTR 法指定化学物質検索で何種類かの物性値を得ている。	パラメーターを公にオーソライズしたものはない。 物質によっては文献値が得られないものがある。
建物	米国の建物を対象に用いられる Johnson and Ettinger (J&E) モデルを用いており、パラメーターは建築基準法を基に、居室の最低高さ、空気交換速度、鉄筋コンクリート構造における床板の最小厚さ等を参考とした。	モデル自体は J&E モデルをそのまま適用可能かどうか疑問がある。
表層	ASTM-RBCA の枠組みに沿って評価した (垂直方向の拡散を考慮しないボックスモデル)。	
土壌	【土壌の性質】 RBCA Tool Kit では米国土壌分類システム (USCS) の代表的な土壌タイプ毎のデフォルト値が示されているが、JGD 0051-2000 (地盤材料の工学的分類法) とほとんど対応しており、そのまま使用しても良いと考えられる。 【土壌の状態】 個別の文献値を探して設定。	【土壌の性質】 有機質土や高有機質土についてのデフォルト値がなく、国内の土壌分類における有機質、火山灰質及び高有機質の土壌に対して参照できるデフォルト値は設定されない。 【土壌の状態】 水文地質構造や気象条件の違いを考慮してデフォルト値を検討していくことが必要である。 オーソライズされた文献値がない。
(地下水)	※ サイトにより異なるためデフォルト値の設定は不要	

備考: 本表は、中島誠, RBCA 研究 WG の活動について, 土壌環境センター技術ニュース, No. 9, pp. 57-64 (2004) 及び原元利浩, RBCA 研究 WG, RBCA によるリスク評価について (その4) —我が国における毒性パラメーターの提案—, 地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会第 10 回講演集, pp. 160-163 (2004) から作成したものである。

5.7 ASTM E1689-95(2014) Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites で示されたサイト概念モデルの作成の考え方

世界最大規模の標準化団体である ASTM がとりまとめた土壌汚染のサイト概念モデルの作成に関する標準ガイドライン (Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites) で、考慮すべき事項として以下の 6 項目が挙げられている。

- ①潜在的な汚染物質の同定
- ②汚染源の同定及び特徴付け
- ③環境媒体（地下水、表流水、土壌、底質、生物及び大気）を通じた汚染物質の移動経路の同定
- ④汚染媒体に対するバックグラウンド地域の設定
- ⑤潜在的な環境受容体（人及び生態系）の同定及び特徴付け
- ⑥調査地域またはシステム境界の決定

また、考慮すべき事項に対して、以下を実施することが示されている。

(1) 情報収集

- ・過去及び現在の土地に関する情報を、地図、航空画像、横断面図、環境データ、記録、報告書、研究成果及びその他の情報源から収集する。
- ・現地踏査を実施する。
- ・収集データの質を評価する。
- ・汚染源の区別がつかないような近隣の地点でない限り、汚染サイトごとに作成する。

(2) 汚染物質の同定

- ・地下水、表流水、土壌、底質、生物及び大気中の汚染物質を同定する。

(3) 汚染物質のバックグラウンド濃度の設定

バックグラウンド試料を以下の目的で使用する。

- ・自然由来であると判断する濃度範囲の設定
- ・汚染源及びその他の対象となる汚染源の濃度範囲の設定
- ・汚染物質のバックグラウンドを超える程度の設定

(4) 汚染源の特徴付け

- ・汚染源の場所、境界、量
- ・可能性のある有害成分及び汚染源での媒体中の濃度
- ・汚染源からの汚染物質放出の開始時期、期間及び速度

(5) 汚染物質の移動経路の同定

- ・地下水、表流水、大気、土壌、底質及び生物を介した、可能性のある移動経路を同定する。
- ・完全なばく露経路と不完全なばく露経路を同定し、区別する。
- ・以下の要素が欠けていれば不完全なばく露経路である。
 - 1) 一次または二次汚染源からの汚染物質放出のメカニズム
 - 2) 影響を受ける対象者が汚染源に存在しない場合の輸送媒体
 - 3) 影響を受ける対象者と汚染された媒体との接点
- ・完全なばく露経路に沿った、現在及び将来の汚染物質放出・移動を調べる。
- ・汚染源から影響を受ける対象者までの移動を追跡することがサイト概念モデル作成で最も重要な点の1つである。
 - I: 地下水経路
 - II: 表流水及び土壌経路
 - III: 大気経路
 - IV: 土壌接触経路
 - V: 生物経路

(6) 影響を受ける対象の同定

- ・汚染源に直接接触する、汚染源からの移動経路がある、または汚染源の近くに位置する人及びその他の生物が対象である。
- ・調査場所に存在する主要な生物種リストを作成することが望ましい。
- ・主要な栄養段階の生物種、ギルド（同一の栄養段階に属し、ある共通の資源に依存して生活している複数の種または個体群）を含めることが推奨される。
 - 1) ヒト
 - 2) 生態系
- ・絶滅が危惧される種またはその環境として国または州政府がリスト化した生息地を考慮する。
- ・調査場所に生息（通年、季節性、一時的）あるいは移動経路とする種の優先性、重要性、減少傾向、絶滅の恐れ、希少性を同定する。

5.8 グアム島でのリスク評価事例等

沖縄島には琉球石灰岩帯水層といった沖縄島ならではの水理地質構造を有しており、リスク評価にあたっては、これらの地域の特色に留意したモデルが必要である。

グアム島では図 5-8 に示すように、①薄い土壌が覆われた石灰岩帯水層を有していること、②熱帯・亜熱帯気候、③地下水・表層水の海域への流出が海域生態系に影響を及ぼす可能性があることなど、沖縄島と類似していると考えられる特色を有している。

グアム島でのリスク評価の事例では、「ESL surfer」という U.S.EPA・CNMI DEQ・Guam EPA が公開しているリスク評価 (Tier1) が適用されている。ここでは、このグアム島での適用事例を参考に、沖縄島でのリスク評価を行う場合の留意点などを整理する。

なお、ここでは、ESL (Environmental Screening Levels) sufer Pacific Basin Edition を適用した 2012 年の報告書 (以下、「PBESL 2012」という。) を整理するものとする。このバージョンは、太平洋周辺の熱帯・亜熱帯地域の特徴に留意したリスク評価について、少ない変更または変更なしに適用できるように整備されたものである。

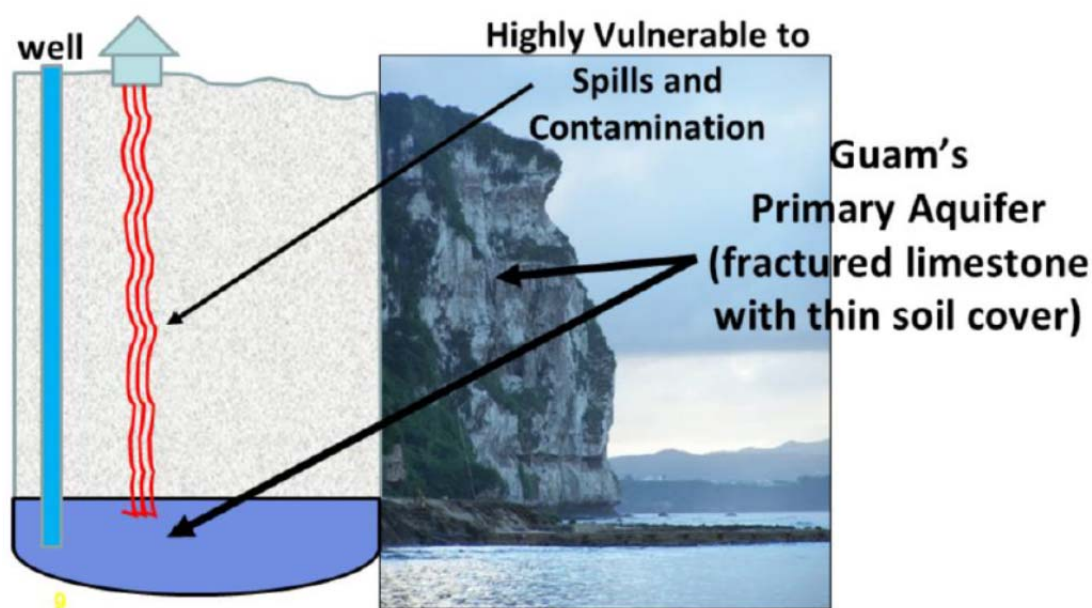


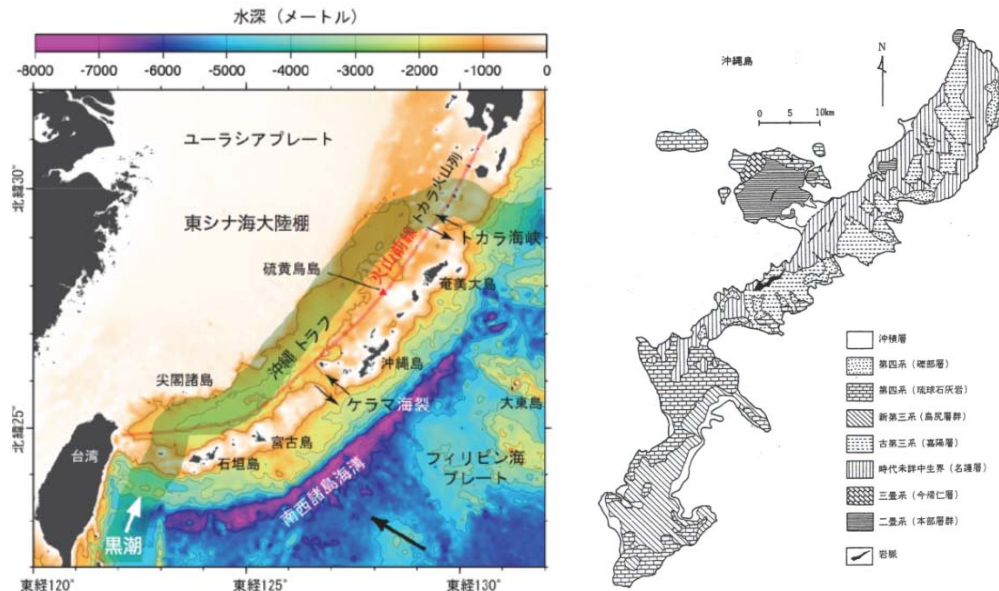
図 5-8 グアム島の特色 (PBESL 2012)

(1) 沖縄とグアム島の特徴の差異

1) 沖縄の地質について

琉球弧（琉球列島）の地質学的な特徴は、図 5-9 左側に示すとおりである。琉球弧の東側には南西諸島海溝があり、これを境界としてフィリピン海プレートが琉球弧（ユーラシアプレート）の下に沈みこんでいる。沖縄島の地質は南部と北部の地質に大別され、北部は「付加体」に関連した堆積物で、南部は主にその場で堆積した現地性堆積物の地層とされている（図 5-9 右側）。付加体とは、プレートが沈み込むときに海洋底にたまっていた堆積物がはぎとられて陸側へ押し付けられ、海溝の陸側斜面の先端部に付け加えられた堆積物である。

琉球石灰岩の厚さ（琉球層群厚）の統計基本量は、図 5-10 に示すとおりである。厚い場所では、50m にも達する場所がある。



出典：左図は新城竜一，琉球弧の地質と岩石，沖縄島を例として，土木学会論文集 A2（応用力学），70(2)，I_3-I_11（2014）、右図は原久夫，沖縄島における地盤の工学的諸問題に関する研究（2004）

図 5-9 琉球弧と沖縄島の地質学的特徴

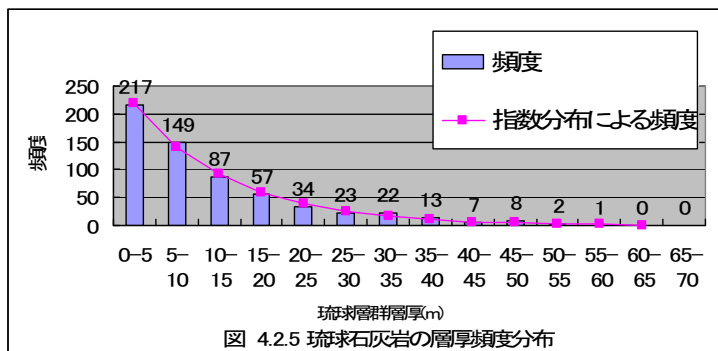


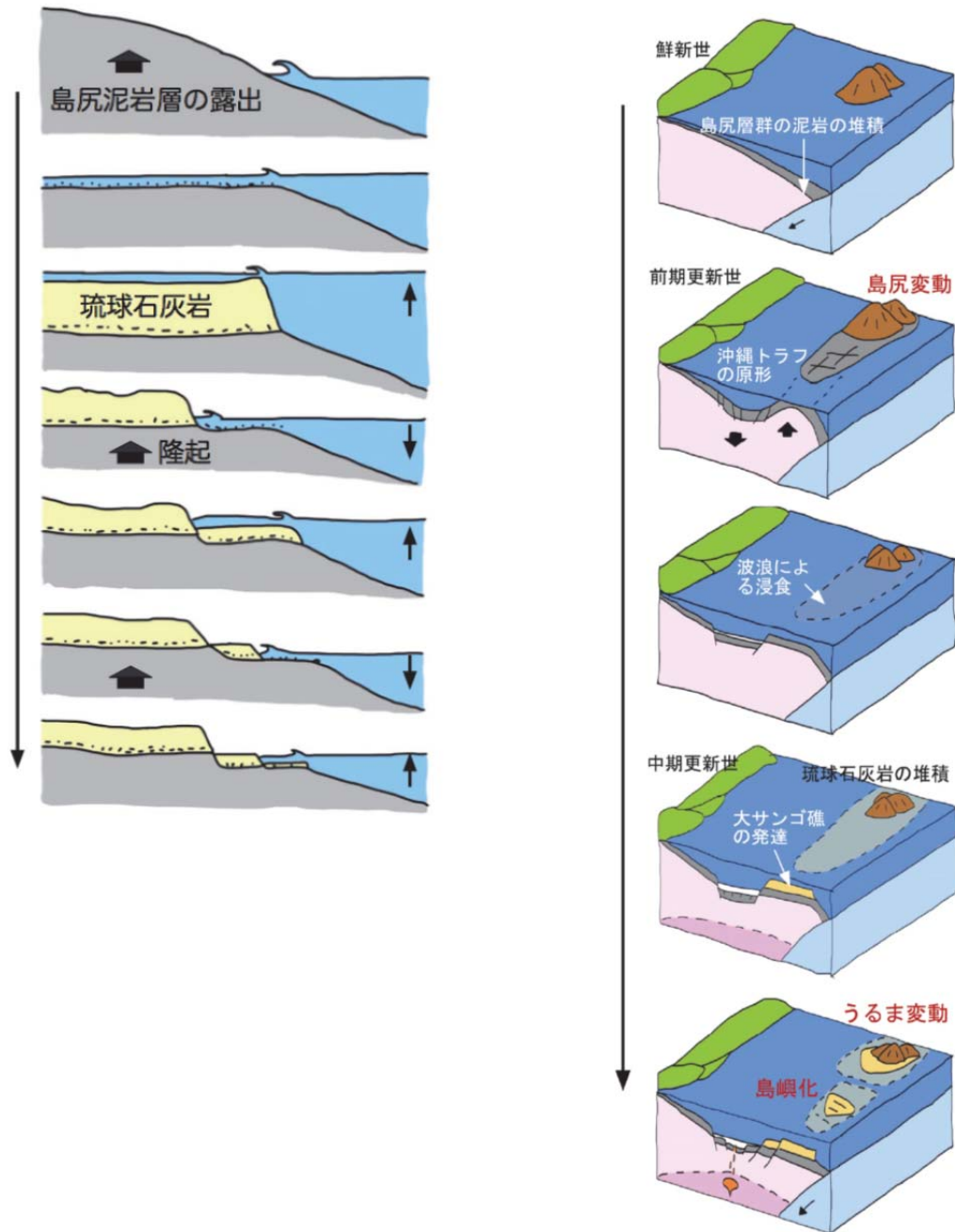
図 4.2.5 琉球石灰岩の層厚頻度分布

平均	11.46118
標準誤差	0.434238
中央値(メジアン)	8.3
最頻値(モード)	2.4
標準偏差	10.81245
分散	116.9091
尖度	2.172354
歪度	1.51683
範囲	59.4
最小	0.1
最大	59.5
合計	7105.93
標本数	620
最大値(1)	59.5
最小値(1)	0.1
信頼区間(95.0%)	0.852759

出典：「沖縄島における地盤の工学的諸問題に関する研究」（2004、原久夫）

図 5-10 琉球層群厚の統計基本量

南部の主にその場で堆積した現地性堆積物の地層の形成モデルについて、概念図は図 5-11 に示すとおりである。図 5-11 左側は、氷期・間氷期による海水面変動に対応した石灰岩の地層の形成モデルの概念図であり、図 5-11 右側は、島尻層群堆積以降の琉球弧形成モデル（島尻変動、うるま変動）についての概念図である。海水面変動や大規模な地殻変動に伴って、沖縄島南部の琉球石灰岩が形成されたものと考えられている。

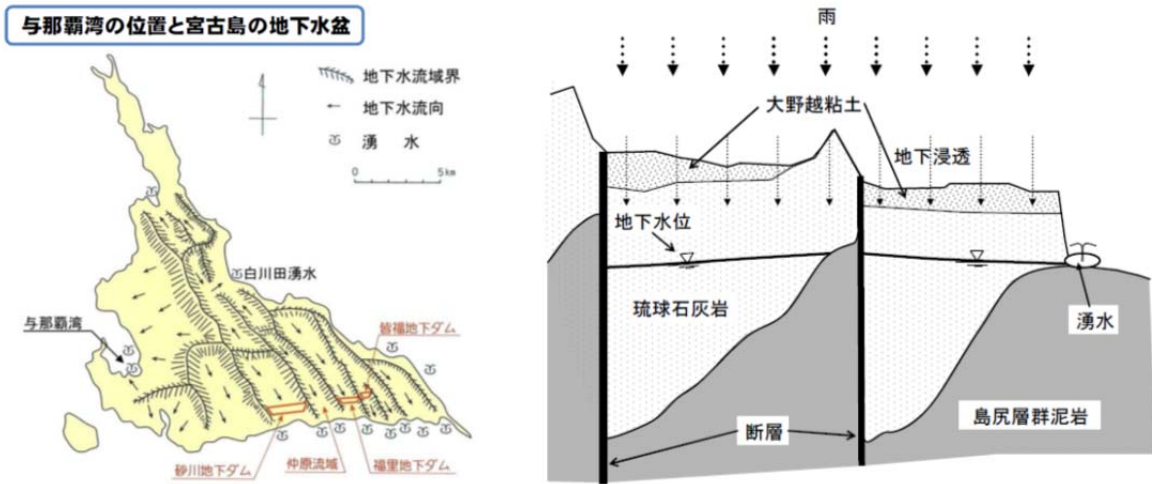


出典：「琉球弧の地質と岩石，沖縄島を例として」(2014、土木学会論文集 A2(応用力学)，70(2)，I_3-I_11、新城竜一)

図 5-11 その場で堆積する地層の形成モデル

琉球石灰岩の鉛直的な地層の一例（宮古島）は、図 5-12 に示すとおりである。石灰岩帯水層の下は島尻層群泥岩がある。これらの地層は断層によって複雑な形状となっており、水平的にも複雑な流れ場を形成している。

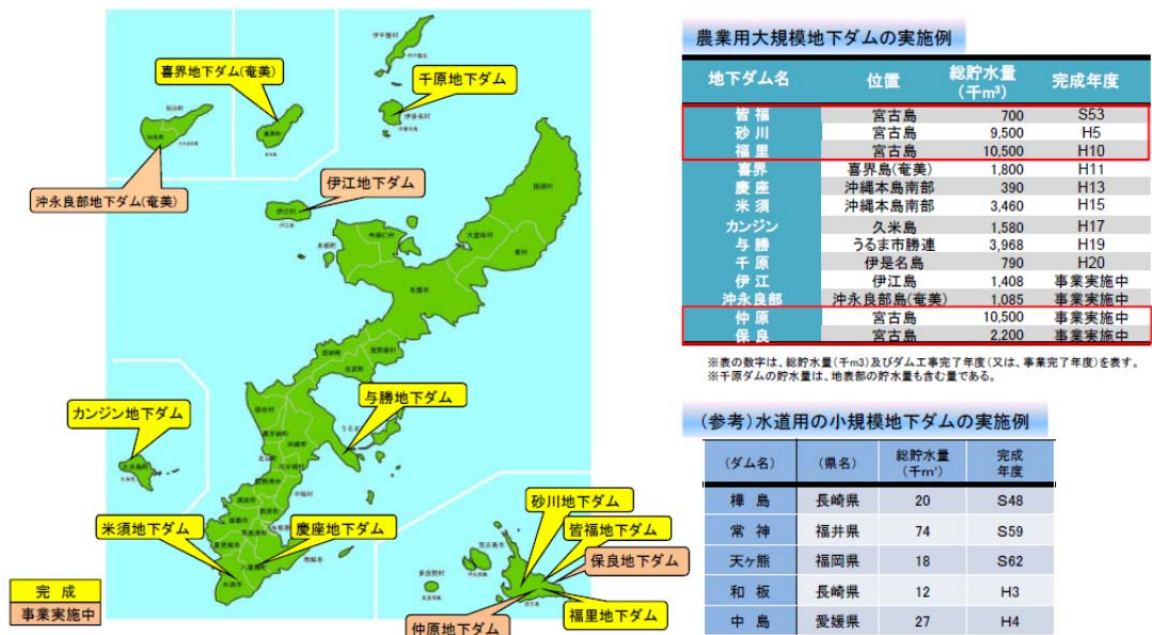
また、琉球列島の地下水利用の特徴として、地下ダムの普及（図 5-13 参照）がある。地質条件等が適する沖縄県内や奄美諸島などの島嶼部を中心に、地下ダム建設は普及してきている。



出典 1: 「地下水を活かした豊かな美ぎ島」(平成 27 年 2 月版、内閣府沖縄総合事務局宮古伊良部農業水利事業所)

2: 「平成 23 年第 3 次宮古島地下水利用基本計画」(平成 23 年 3 月、宮古島市)

図 5-12 琉球石灰岩帯水層と地下水（宮古島を例に）



出典: 「地下水を活かした豊かな美ぎ島」(平成 27 年 2 月版、内閣府沖縄総合事務局宮古伊良部農業水利事業所)

図 5-13 地下ダムの普及状況

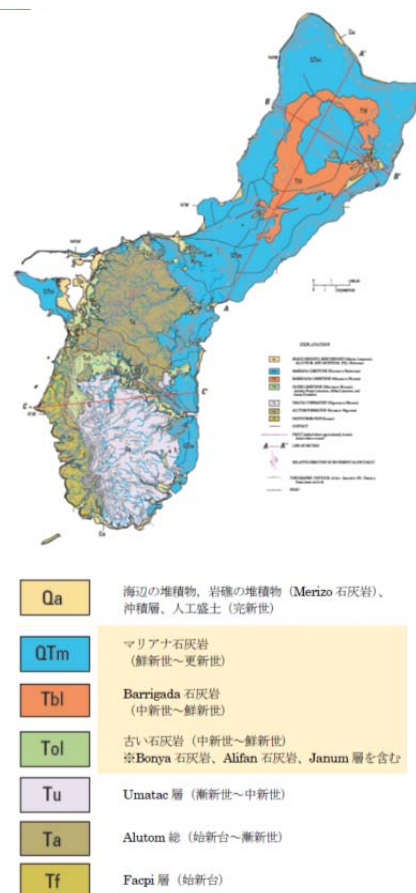
2) グアム島の地質と沖縄島との共通点・差異

グアム島と沖縄島の位置関係と地層の情報は、図 5-14 に示すとおりである。沖縄島は、東側に南西諸島海溝がある琉球弧に位置しており、グアム島は東側にマリアナ海溝があるマリアナ島弧に位置している。USGS[U. S. Geological Survey](2003)¹⁶によると、グアム島の地層の特徴は北部と南部で明らかに異なっており、北部では石灰岩の地層となっている。

グアム島の形成過程は図 5-15 に示すとおり、約 4000 万年前に海底火山として出現したのが始まりといわれている。その後、地殻変動により沈降し、西側の斜面が残り現在に至ったと考えられている。地質構造としては、沖縄島南部は泥岩の上に石灰岩地層が形成されていたが、グアム島は火山岩 (volcanic rock) の上に石灰岩地層が形成されている。



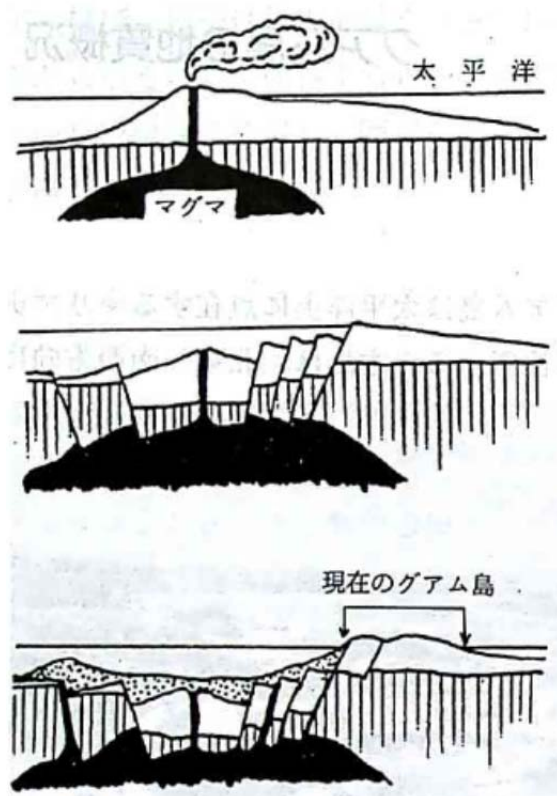
図は Wikipedia (マリアナ海溝) に掲載されている図面から作成した



出典：USGS, Hydrologic Resources of Guam, USGS Water-Resources Investigations Report 03-4126 (2003)

図 5-14 グアム島と沖縄島の位置関係

¹⁶ USGS (2003) : Hydrologic Resources of Guam, USGS Water-Resources Investigations Report 03-4126

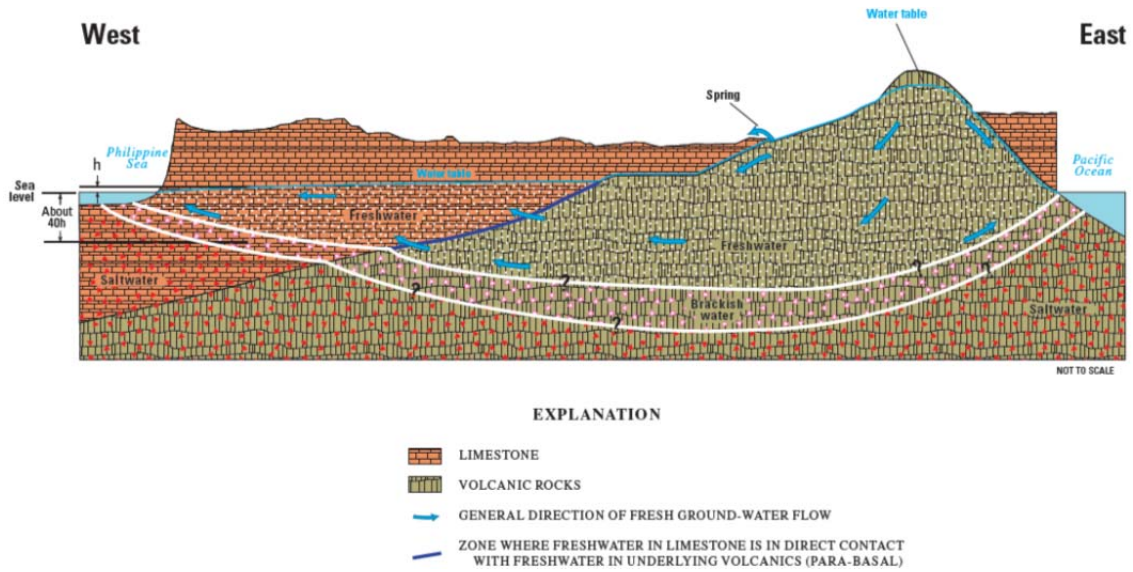


出典：「グアム島の地質概況」（1989、新潟応用地質研究会誌, Vol. 33, p. 39-40、平野吉彦）

図 5-15 グアム島の形成過程

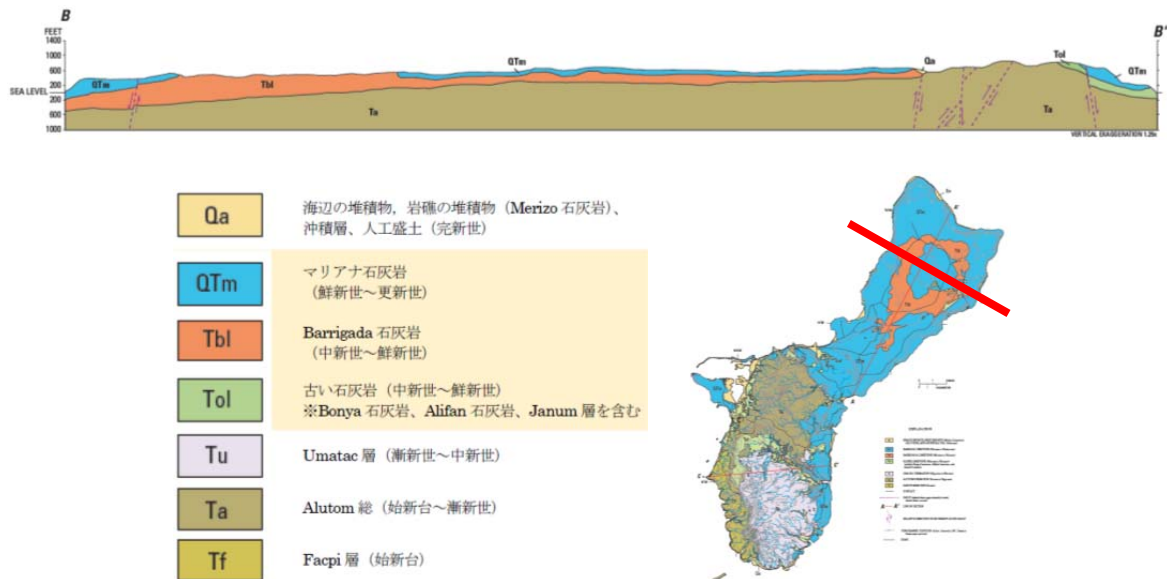
グアム島（北部）の地層の鉛直的な断面図と地下水流れの概念図は、図 5-16 に示すとおりである。また、グアム島（北部）の地層の断面図は、図 5-17 に示すとおりである。沖縄島もグアム島も石灰岩の地層よりも透水性の低い地層（泥岩・火山岩）の上に石灰岩の地層が形成されている。ただし、グアム島の石灰岩の地層の厚さは、図 5-17 の場合をみると、厚い場所で 1,000 フィート（約 300m）となっている。琉球層群の層厚の最大約 60m（詳細は図 5-10）と示されており、グアム島の石灰岩の地層の層厚は、琉球層群とくらべて厚い特徴がある。

また、沖縄島の島尻泥岩は不透水層と考えられる（例えば、図 5-12 に示した事例などでは島尻泥岩内での地下水の流動は考慮されていないように見える）が、グアム島は火山岩の上に石灰岩の地層が形成されている。図 5-16 では、火山岩の中も地下水の流動が描画されている。



出典：USGS, Hydrologic Resources of Guam, USGS Water-Resources Investigations Report 03-4126 (2003)

図 5-16 グアム島北部の地下水流れの概念図



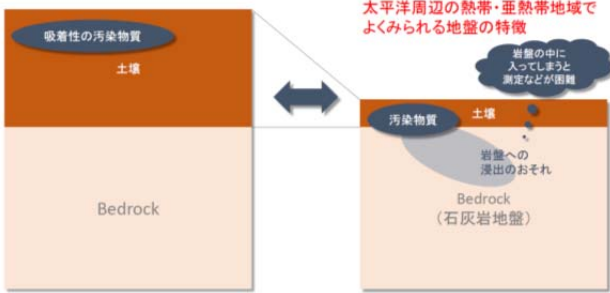




出典：USGS, Hydrologic Resources of Guam, USGS Water-Resources Investigations Report 03-4126 (2003)

図 5-17 グアム島北部の地層の断面図 (平面図の赤線の断面)

(2) 太平洋周辺の熱帯・亜熱帯地域の特性に留意したリスク評価の視点

リスク評価を行う上で、太平洋周辺の熱帯・亜熱帯地域の特性と関連して留意すべき点は、大きく分けて表 5-4 のような3つの視点が考えられている。

表 5-4 PBESL 2012 での留意点

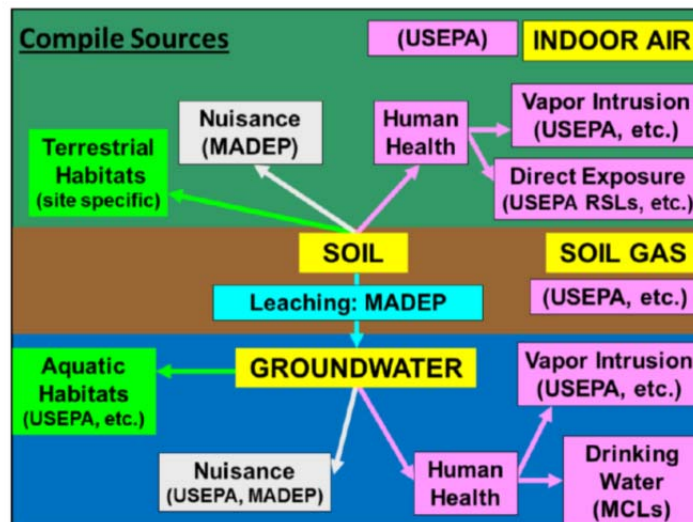
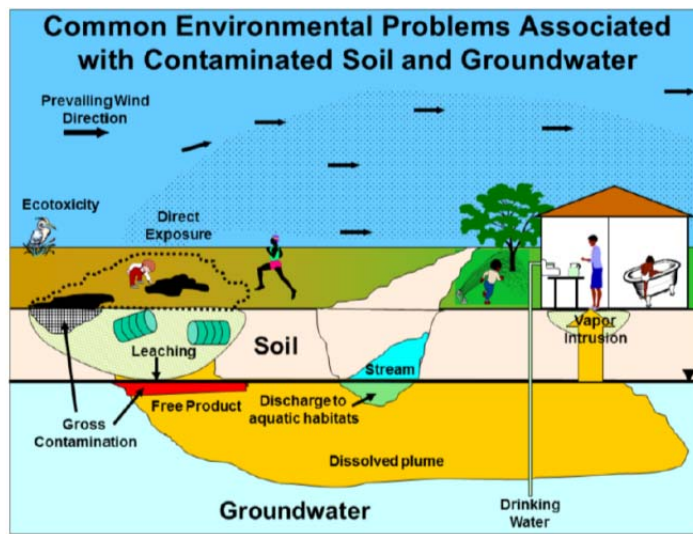
<p>視点①</p> <p>特有の地層構造に由来した留意点</p>	<p>太平洋周辺の島嶼部では、石灰岩（岩盤であるが透水性が高い）に薄い土壌が覆っている特徴を有している場所があるが、この場合、対象化学物質が岩盤へ移行する場合のリスクをより厳密に評価する必要がある。</p> <p>特に汚染された浸出液が石灰岩帯水層へ移行するおそれがある場合は、汚染土壌は即座に除去または隔離（recapping）される必要がある。</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ 吸着性の対象化学物質の浸出の評価をより高精度に評価すべき ✓ VOCs については土壌ガスの測定によって評価可能 
<p>視点②</p> <p>気温に関係した蒸発吸引経路への留意点</p>	<p>熱帯・亜熱帯の気候では、温帯よりも建物がより熱せられているため、汚染土壌・地下水からの化学物質の蒸気吸入のおそれ大きいという特徴がある。</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div data-bbox="603 1122 911 1473"> <p>温帯</p> <p>- 熱帯・亜熱帯と比べて建物は加熱されない</p>  </div> <div data-bbox="967 1122 1259 1473"> <p>熱帯・亜熱帯</p> <p>- 建物が加熱されやすい</p>  </div> </div>
<p>視点③</p> <p>海域生態系への配慮</p>	<p>「全ての地下水は、任意の時点で表層水へ湧出し、水圏の生態系に影響を及ぼすことがある」ということを前提とする。</p> <p>湧出の経路としては、湧水を通じた河川・湖沼・湿地・湾灘などへの水圏への湧出、人間活動などを通じても起こりうるもの考えられている。</p> <div style="display: flex; justify-content: space-around;">   </div>

(3) リスクを基にしたスクリーニングレベル (RBSL) の開発 (Tier1)

PBESL 2012 で構築された太平洋地域の一般的なサイト概念モデルを図 5-18 に示した。

Tier1では、このサイト概念モデルで想定されているばく露経路のすべてについてリスクを基にしたスクリーニングレベル (RBSL) を構築し、リスクの有無を判定する。

ESL surfer を用いて得られるばく露経路と土地利用や岩盤の上の土壌が厚い/薄いなどといった状況別の RBSL のリストを表 5-5 に、またこれらを総括した出力例の一つを図 5-19 に示した。



Initial sources USEPA, Massachusetts, etc. Use similar approaches to develop screening levels for chemicals not listed in references. Adjust to local conditions as needed.

図 5-18 グアム島のリスク評価におけるサイト概念モデル (PBESL 2012)

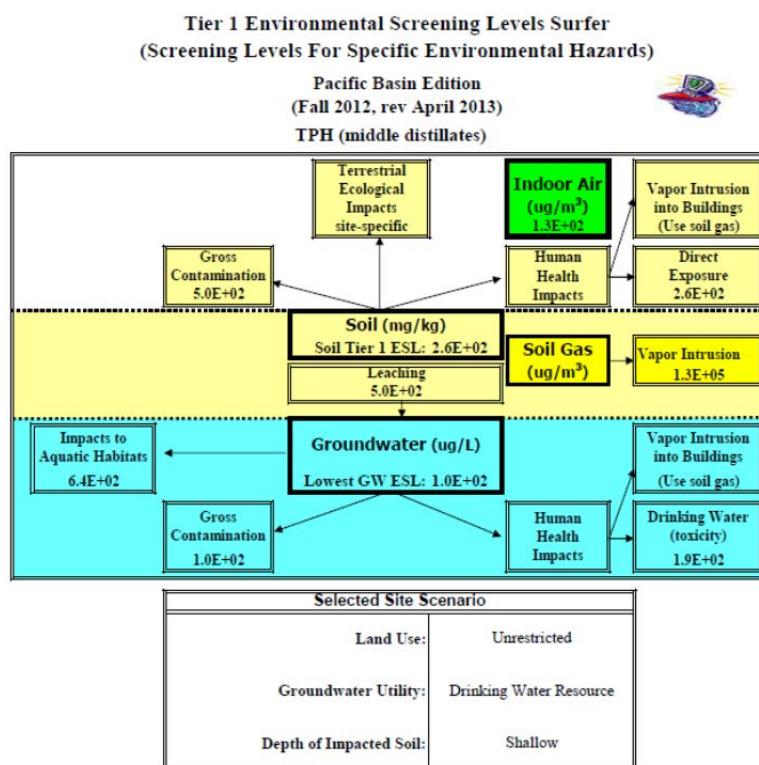
表 5-5 ESL surfer (エクセルファイル) のシートの内容

テーブルのシリーズ	内容の詳細																											
A-D シリーズ	土壌に対するスクリーニングレベル (皮膚からの吸収、蒸気・粒子の吸入)																											
	<table border="1"> <thead> <tr> <th>土壌</th> <th>地下水の飲用</th> <th>土地利用</th> <th>テーブル</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="2">浅い</td> <td rowspan="2">あり</td> <td>居住地・無制限</td> <td>A-1</td> </tr> <tr> <td>商業・工業利用</td> <td>A-2</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">なし</td> <td rowspan="2">なし</td> <td>居住地・無制限</td> <td>B-1</td> </tr> <tr> <td>商業・工業利用</td> <td>B-2</td> </tr> <tr> <td rowspan="4">深い</td> <td rowspan="2">あり</td> <td>居住地・無制限</td> <td>C-1</td> </tr> <tr> <td>商業・工業利用</td> <td>C-2</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">なし</td> <td>居住地・無制限</td> <td>D-1</td> </tr> <tr> <td>商業・工業利用</td> <td>D-2</td> </tr> </tbody> </table>	土壌	地下水の飲用	土地利用	テーブル	浅い	あり	居住地・無制限	A-1	商業・工業利用	A-2	なし	なし	居住地・無制限	B-1	商業・工業利用	B-2	深い	あり	居住地・無制限	C-1	商業・工業利用	C-2	なし	居住地・無制限	D-1	商業・工業利用	D-2
	土壌	地下水の飲用	土地利用	テーブル																								
	浅い	あり	居住地・無制限	A-1																								
			商業・工業利用	A-2																								
	なし	なし	居住地・無制限	B-1																								
			商業・工業利用	B-2																								
	深い	あり	居住地・無制限	C-1																								
商業・工業利用			C-2																									
なし		居住地・無制限	D-1																									
		商業・工業利用	D-2																									
E シリーズ	<u>室内空気に対するスクリーニングレベル</u> ・テーブル E-1a：地下水から室内空気へ ・テーブル E-1b：土壌から室内空気へ ・テーブル E-2：土壌ガスから室内空気へ ※テーブル E-3 には目標値が整理されている。																											
F シリーズ	<u>地下水に対するスクリーニングレベル</u> ・テーブル F-1a：地下水 (飲用する場合) ・テーブル F-1b：地下水 (飲用しない場合) ・テーブル F-2a：表層水 (淡水域へ流出；飲用しない場合) ・テーブル F-2b：表層水 (海域へ流出；飲用しない場合) ・テーブル F-2c：表層水 (汽水域へ流出；飲用しない場合) ・テーブル F-3a：表層水の毒性 (飲用する場合) ・テーブル F-3b：水道水 (飲用する場合) ※テーブル F-4a～4f、F-5 には、生態系に影響を判定するための目標値や農業用水としての水質基準値などが整理されている。																											
G シリーズ	<u>室内空気と土壌ガスの吸引に対するスクリーニングレベル</u> ・テーブル G-1a：土壌から地下水への浸出 (デフォルト設定) ・テーブル G-1b：土壌から地下水への浸出 (浅い土壌) ・テーブル G-2：土壌ガスが浸出																											
H シリーズ	<u>表層水 (Surface water) に対するスクリーニングレベル</u> ・テーブル H-1：上限レベル (Ceiling Level) ・テーブル H-2：総量の上限レベル (Gross Contamination Ceiling Value)																											
I シリーズ	<u>地下水・表層水の味 (飲用の場合) や臭気に関するスクリーニングレベル</u> ・テーブル I-1：地下水 (飲用する場合) ・テーブル I-2：地下水 (飲用しない場合) ・テーブル I-3：表層水 ・テーブル I-4：海水																											
J シリーズ	土壌・水道水・蒸気の吸入モデルを用いた人健康へのリスクモデル (June 2011 U.S.EPA) に用いられた毒性係数 (Toxicity factors) と生理化学定数 (physiochemical constants)																											
K シリーズ	「発がん性物質」を対象とした土壌の直接ばく露に関するスクリーニングレベル																											
L シリーズ	「非発がん性物質」を対象とした土壌の直接ばく露に関するスクリーニングレベル																											

✓ A～F シリーズは、土壌・室内空気・地下水の最終的なスクリーニングレベル (final ESL) を総括するテーブルである。G～L シリーズは、A～F シリーズのテーブルへ参照されている個別のスクリーニングレベルを計算しているテーブルである。

✓ ESL surfer では、土壌が浅い場合と深い場合を区別してばく露経路を評価することを基本としている。この浅い/深い土壌は3mを閾値として区別している。この閾値は、将来汚染土壌が発掘される可能性のある最大深度として見なされる。ただし、深い位置ある土壌が再開発活動等によって地表まで運ばれる場合は、個別に評価する必要がある。

土壌内での移動性の小さい対象化学物質のスクリーニングレベルは、一部の例外を除いて、浅い場合の方が深い場合よりも厳しく評価される。一方で揮発性の高い物質などのスクリーニングレベルは土壌の浅い/深いに関係なく同じ値となる。



Reference: PBEHE, 2012. Evaluation of Environmental Hazards at Sites with Contaminated Soil and Groundwater, Pacific Basin Edition (Fall 2012): <http://hawaii.gov/health/environmental/hazard/pacificbasin.html>
Site Scenarios: Site scenario options based on scenarios used to develop ESL lookup tables.
See also attached Tier 1 ESL Summary Report, Chemical Summary, Glossary and Advanced EHE Overview.

図 5-19 ESL surfer の出力画面の一例

(4) サイト特有のターゲット・レベルの開発について (Tier2~3)

前述の Tier1 RBSL では、サイト特有の特徴を反映せずにスクリーニングレベルが開発され、リスクがないものと評価された土地利用と対象化学物質の組み合わせについては、サイト特有の特徴を踏まえたスクリーニングレベルの開発は行われない (ただし、石灰岩の地層を薄い土壌が覆っているなどの特徴を踏まえて RBSL は調整されているなどという意味でのサイト特有の開発は反映されている)。

PBESL 2012 マニュアルにおいて紹介されている、Tier2 または Tier3 相当の SSTL (Site-Specific Target Levels) の開発例には、表 5-6 のようなものがあり、状況に応じてフレキシブルに SSTL の開発を行っている。

表 5-6 をみると、SSTL 開発のためにさまざまな考え方や、場合によって調査・室内試験・数値モデルを組み合わせるガイドラインになっていることがわかる。要素技術別に必要となる考え方 (調査・室内試験・評価の考え方) とモデルの内容は、PBESL 2012 では、表 5-7 のように整理されている。

表 5-6(1) 詳細なスクリーニングレベルの開発例（土壌汚染の場合）

環境のハザード	サイト特有の評価手法
直接ばく露	<ul style="list-style-type: none"> ✓ MIS データを使用して DU 別に直接ばく露を評価^注 (DU-MIS アプローチ) ✓ Tier2 用のエクセルファイルを使用した評価^注 ✓ 生物試験結果を利用して評価（ヒ素）^注 ✓ 技術的・法的制限の基でのリスク軽減の検討
蒸気吸引	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 土壌ガス採取データを使用した評価 ✓ サイト特有の蒸気吸引モデルを使用した評価^注
浸出 (Leaching)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ VOCs 浸出の評価のための土壌ガス採取^注 ⇒運命 (Fate) と輸送を考慮した評価 ✓ 地下水データを使用した評価 ✓ 浸出液の流動性等を室内バッチ試験により推定して評価^注
陸上生態系への影響	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 影響の有無を確認するための現地調査 ✓ 生態影響の評価
汚染物質の総計 (gross contamination)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 石油による汚染土壌の総量に関する現地調査

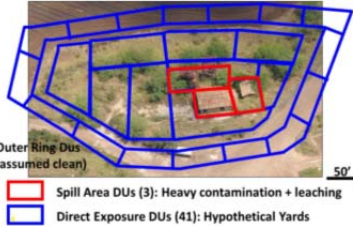
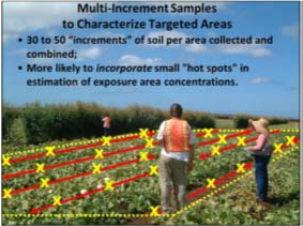

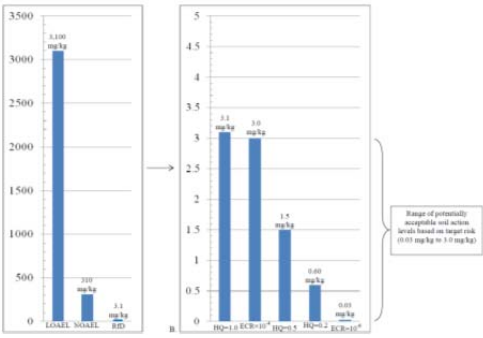


注：別途ツールが公開されているか、マニュアルに考え方の記載がある内容

表 5-6(2) 詳細なスクリーニングレベルの開発例（地下水汚染の場合）

環境のハザード	サイト特有の評価手法
飲料水への汚染	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 近隣の井戸による地下水の確認とモニタリング ✓ 対象化学物質のプルームの移行に関する長期モニタリング ✓ 長期モニタリングと連携した地下水プルームの運命 (Fate) ・ 輸送モデルを用いたプルームの移行の評価^注
蒸気吸引	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 土壌ガス採取データを使用した評価 ✓ サイト特有の蒸気吸引モデルを使用した評価^注
海域生態系への影響	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 地下水データを用いてプルームの拡がりと移行を評価 ✓ 地下水プルームの運命 (Fate) ・輸送モデルを用いたプルーム の移行の評価
汚染物質の総計 (gross contamination)	<ul style="list-style-type: none"> ✓ 地下水の確認 ✓ 放流領域 (discharge areas) を確認

注：別途ツールが公開されているか、マニュアルに考え方の記載がある内容

表 5-7 詳細なスクリーニングレベルの開発のために必要な考え方やモデルについて
(概要)

SSTL 開発に必要な考え方・モデル	PBESL 2012 内での整理状況と 本資料での整理方針
DU-MIS アプローチ	<p>調査とモニタリングによって汚染物質の空間的な分布構造を正確に把握するための手法</p>  
Tier2 用のエクセルファイル (土壌の直接ばく露経路)	<p>汚染土壌の厚さの情報をサイト特有情報として反映した場合のスクリーニングレベルを算定するファイル。 ※対象物質は VOCs のみ、直接ばく露経路のみ</p> <p> Tier-2-Direct-Exposure-PBESLs-rev-April-2013.xlsx</p>
生物試験結果を利用した評価 (Vol.1 4.1.4)	<p>生物試験結果のデータを、人を対象としたスクリーニングレベルに活用する考え方が記載されている。</p> 
サイト特有の蒸気吸引モデル	<p>パラメーターがデフォルトと異なるバージョンのもの。</p> <p> Vapor-Unit-Conversion-PBESLs-rev-April-2013-1.xls</p>
土壌ガス採取	<p>汚染物質が石灰岩の地層内に侵入してしまうと直接測定が難しいため、代替的な評価手法として、VOCs の土壌ガスの測定によって評価が行われている。</p>
室内バッチ試験	<p>計算パラメーターにバッチ試験の結果を利用して、土壌浸出量を正確に見積もった場合での汚染物質の総計量のスクリーニングレベルを算定するファイル。</p> <p> BTLM-Spreadsheet-PBESLs-rev-April-2013.xls</p>
地下水プルームの運命 (Fate) ・輸送モデル	<p>(輸送モデルはマニュアルの中では記載がない) ※汚染プルームは調査で把握する方針</p>

注：表中に示したエクセルファイルなどには、別途参考文献なども引用されているものがあり、「ESL surfer」同様、エクセルファイルやレポートもダウンロードできるようになっている。これらの内容を精査すれば、有益な情報が得られる可能性がある。

(5) 石灰岩帯水層特有の物質輸送の取扱いの考え方について

土壤にある汚染物質が輸送されるプロセスの考え方について、モデル的な取扱いとともに整理する。ただし、物質輸送の取扱いは、以下の2つに区別して整理する。

- ✓ Tier1相当の取扱いとなる鉛直的な物質輸送に関する取扱い
(不飽和層(バイドス・ゾーン)における土壤中の浸出液が地下水面まで移動し混合するプロセス)
- ✓ 地下水に溶け込んだ汚染物質が水平的に輸送される取扱い

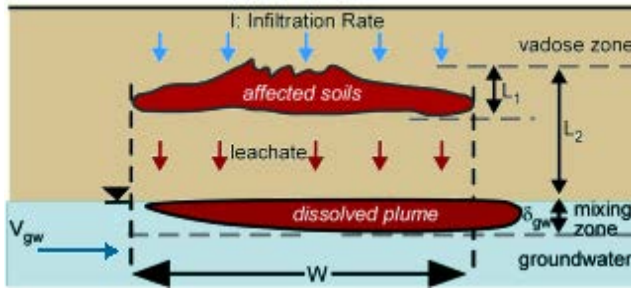
ただし、PBESL2012において、汚染物質が水平的に輸送される取扱いに関する記述は、モデルの使用に関する一般的な情報にとどまっていたため、グアム島での別のリスク評価事例についても整理しており、石灰岩帯水層内での汚染物質の輸送の取扱いを考える際の参考資料としている。

1) 鉛直的な物質輸送の取扱いについて (Tier1相当)

(ア) モデル式の差異

ESL surfer に使われている数式を確認する前に、RBCA toolkitでの土壤からの地下水浸出のスクリーニングレベルの取扱いについて整理し、そのあとで比較検討を行う。RBCA toolkitでの取扱いは、図 5-20 に示すとおりである。

このモデル的な取扱いは、浸出液の濃度が固相と液相の対象化学物質の平衡条件(濃度の比が分配係数と呼ばれるパラメーター)を基に計算する考え方となっている。浸出液が地下水面まで移動する間の濃度の希釈減衰は考慮せず(安全側の取扱い)、浸出液と地下水の混合による希釈はDF(希釈係数または希釈減衰係数)を用いて表現する。



- LF Soil-to-GW leaching factor (mg/L-water)/(mg/kg-soil)
- θ_{as} Volumetric air content in vadose zone soils (cm³-air/cm³-soil)
- θ_{ws} Volumetric water content in vadose zone soils (cm³-H₂O/cm³-soil)
- ρ_s Soil bulk density (kg-soil/L-soil)
- k_s Soil-water sorption coefficient = $foc \cdot k_{oc}$ (g-H₂O/gsoil)
- H Henry's law constant (cm³-H₂O)/(cm³-air)
- L_1 Thickness of affected soils (m)
- L_2 Distance from top of affected soils to top of water-bearing unit = $L_{GW} - L_s$ (m)
- V_{gw} Groundwater Darcy velocity (cm/day)
- δ_{gw} Groundwater mixing zone thickness (cm)
- I Infiltration rate of water through soil (cm/year)
- W Width of source area parallel to groundwater flow direction (m)
- b Aquifer saturated thickness (m)

$$LF \left[\frac{(\text{mg/L}_{\text{water}})}{(\text{mg/kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{K_{sw} \cdot SAM}{LDF}$$

Soil-Water Partition Factor: (土壤 - 水分配係数)

$$K_{sw} \left[\frac{(\text{mg/L}_{\text{water}})}{(\text{mg/kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{\rho_s}{\theta_{ws} + k_s \rho_s + H \theta_{as}}$$

Soil Attenuation Model Factor (Optional): (土壤減衰モデル係数)

$$SAM \text{ [unitless]} = \frac{L_1}{L_2}$$

Leachate Dilution Factor: (浸出水希釈係数)

$$LDF \text{ [unitless]} = 1 + \frac{V_{gw} \delta_{gw}}{I \cdot W}$$

Mixing Zone Thickness Estimation (Optional): (ミキシングゾーンの厚さの推定)

$$\delta_{gw} = \min \left[b, 0.10583 \cdot W + b \left(1 + \exp \frac{-I \cdot W}{V_{gw} \cdot b} \right) \right]$$

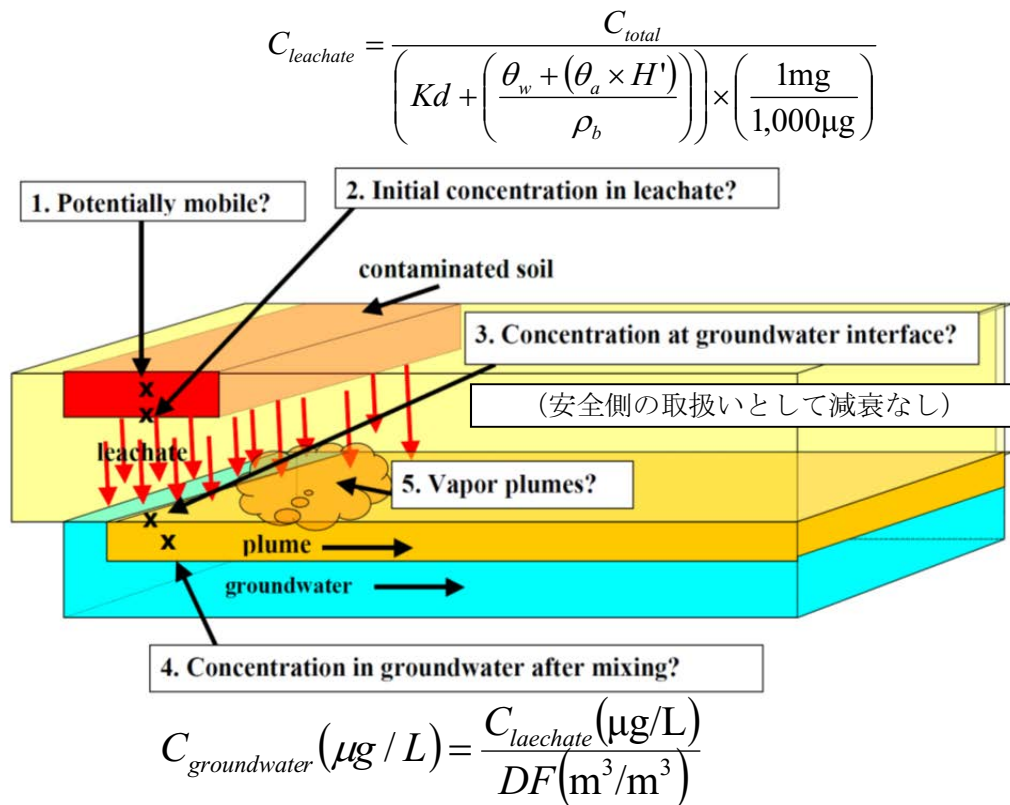
【モデルの考え方 (ASTM 規格等も参照)】

- ✓ 全土壤濃度と地下水濃度の比は、土壤/地下水浸出係数で表現される。
- ✓ 浅層土壤における化学物質濃度は一定である。
- ✓ 土壤マトリックス内で、吸着相、溶解相及び気相の間で一次関数的に平衡分配する。ここで分配は、一定の化学的パラメーター及び土壤特有のパラメーターの関数として表される。
- ✓ 通気帯から地下水へ一定の浸出率によって、定常状態で浸出する。
- ✓ 浸出による輸送と比較すれば、通気帯を通しての気相及び液相での拡散の影響は無視してよい。
- ✓ 化学物質が地下水に浸出するときに、その化学物質の損失は生じない。(すなわち、生物分解はない。)
- ✓ 地下水の「混合ゾーン」内で、浸出液が定常でよく混合された状態で分散する。
- ✓ 浸出係数には質量収支を課さない。
 - ・ 影響を受けた浅層土壤層の深度 d_s が特定できた場合、質量収支を課することができる。
 - ・ 影響を受けた浅層土壤層にもともと存在するすべての化学物質がばく露期間中に揮発してしまった場合に生じる流量が超えるときは、浅層土壤層に存在するすべての化学物質がばく露期間中に揮発すると仮定して、質量収支から揮発係数を求める。

出典: GSI ENVIRONMENTAL, Software Guidance Manual RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit Version 2, GSI ENVIRONMENTAL Inc., p.B-5 (2007)

図 5-20 RBCA toolkit における土壤からの地下水浸出の取扱い

ESL surfer における Tier1 相当の鉛直的な物質輸送に関する取扱いは、図 5-21 に示すとおり、不飽和層（バイドス・ゾーン）における土壌中の浸出液が地下水表面まで移動し混合するプロセスを表現するものである。本内容は、PBESL 2012 Appendix7 または同じ内容が HDOH (Hawai'i Department of Health) の 2007 年の報告書（以下、「HDOH 2007」という。）に記載されている。



$$DF \text{ はデフォルト値 または } DF = 1 + \left(\frac{K \times i \times d}{I \times L} \right)$$

注：記号の定義は次ページに記載。

出典：「PBESL 2012 Appendix7」または「HDOH 2007」

図 5-21 鉛直的な物質輸送の取扱い

ESL surfer においても、ASTM 規格や RBCA toolkit と同様に、平衡条件から浸出液の濃度を計算し（※ESL surfer の分配係数の定義式は単位が逆数になっていることに注意）、鉛直輸送中の濃度減衰は考えず（安全側の取扱い）、浸出液に DF（希釈係数または希釈減衰係数；デフォルト値は 20）を除して地下水での対象物質濃度を得る考え方である。浸出液の濃度について、具体的に記載されている数式を並べて記載すると表 5-8 に示すとおりである。

図 5-20 と比較すると、ここでの DF は RBCA toolkit の LDF と同等（※ $V_{gw} = K \times i$ ）、 K_d 値と RBCA toolkit の K_{sw} が同じものであり、RBCA toolkit において、SAM や δ_{gw} の詳細なモデル化がなされている点を除けば同じ取扱いといえる。

表 5-8 浸出液の濃度を計算するための数式の比較

<p>ESL surfer</p>	$SSL(\text{mg/kg}) = C_w \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \left[K_d \left(\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right) + \frac{\left(\theta_w \left(\frac{\text{L}_{\text{water}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) + \theta_a \left(\frac{\text{L}_{\text{air}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) \times H \right)}{\rho_b \left(\frac{\text{kg}}{\text{L}} \right)} \right]$ $\theta_a \left(\frac{\text{L}_{\text{air}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) = n \left(\frac{\text{L}_{\text{water}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) - \theta_w \left(\frac{\text{L}_{\text{water}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right)$ $n \left(\frac{\text{L}_{\text{pore}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) = 1 - \frac{\rho_b \left(\frac{\text{kg}}{\text{L}} \right)}{\rho_s \left(\frac{\text{kg}}{\text{L}} \right)}$ $K_d \left(\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right) = K_{oc} \left(\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right) \times f_{oc} \text{ (unitless)}$ <p> $\rho_b=1.5$ (乾燥した土壌のバルク密度) $\theta_w=0.3$ (水で満たされた間隙率) $\rho_s=2.65$ (土粒子密度) $f_{oc}=0.002$ (土壌の有機炭素含有割合) </p> <p> <i>SSL</i> は土壌のスクリーニングレベル <i>C_w</i> は、汚染物質の濃度 θ_a は、空気で満たされた空隙率 <i>K_d</i> は、土壌と水の分配係数 <i>K_{oc}</i> は、有機炭素と水の分配係数 <i>H</i> は、ヘンリー則定数 <i>n</i> は、土壌の総空隙率 </p>
<p>RBCA toolkit</p>	$LF \left[\frac{(\text{mg/L}_{\text{water}})}{(\text{mg/kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{K_{sw} \cdot SAM}{LDF}$ <p>Soil-Water Partition Factor: (土壌 - 水分係数)</p> $K_{sw} \left[\frac{(\text{mg/L}_{\text{water}})}{(\text{mg/kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{\rho_s}{\theta_{ws} + k_s \rho_s + H \theta_{as}}$ <p>Soil Attenuation Model Factor (Optional): (土壌減衰モデル係数)</p> $SAM \text{ [unitless] } = \frac{L_1}{L_2}$ <p>Leachate Dilution Factor: (浸出水希釈係数)</p> $LDF \text{ [unitless] } = 1 + \frac{V_{gw} \delta_{gw}}{I \cdot W}$ <p>Mixing Zone Thickness Estimation (Optional): (ミキシングゾーンの厚さの推定)</p> $\delta_{gw} = \min \left[b, 0.10583 \cdot W + b \left(1 + \exp \frac{-I \cdot W}{V_{gw} \cdot b} \right) \right]$ <p>注：記号の詳細は前述のとおり</p>

(イ) 混合層厚さのモデル式について

RBCA toolkit では、浸出液と地下水が混合する混合層の厚さは以下の式で表現されている（図 5-20）。

$$\delta_{gw} = \min \left[b, 0.10583 \cdot W + b \left(1 + \exp \frac{-I \cdot W}{V_{gw} \cdot b} \right) \right]$$

※記号等は図 5-20 に示したとおり。

この算定式の詳細は、U. S. EPA (1996)¹⁷に記載されている。MULTIMED モデル¹⁸を参考にしたモデルであり、さらに MULTIMED モデルは EPACML (EPA's Office of Solid Waste for the EPA Composite Model for Landfills) と同様の手法が採用されているものである。本モデルの基本的な考え方は、混合層厚さ (d(m)) を「地下水の輸送に伴う鉛直方向の分散による混合層厚さ (d_{α_V} (m))」と「鉛直方向の浸透流速による混合層厚さ (d_{IV} (m))」の和で表現することである。ただし、記号の以降の表記は U. S. EPA (1996) に合わせた表記で整理する (RBCA toolkit とは表記が異なる部分がある)。

$$d = d_{\alpha_V} + d_{IV} \quad \text{式(a)}$$

まず、「地下水の輸送に伴う鉛直方向の分散による混合層厚さ (d_{α_V} (m))」については、以下の式で表現できる。

$$d_{\alpha_V} = (2\alpha_V L)^{0.5}$$

ただし、 L = 汚染源の長さ (m)
 α_V = 鉛直方向の分散度 (m/m)

これは、物質の移動距離 (travel distance) が大きくなるほど混合層厚さも大きくなることを表現しており、ある移動距離に対してどの程度の厚さになるかを決めているのが α_V というパラメーターである。

α_V については以下の式で推定することができる¹⁹。

¹⁷ U. S. EPA, Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Second Edition (1996)

¹⁸ Sharp-Hansen et al., A Subtitle D Landfill Application Manual for the Multimedia Exposure Assessment Model (MULTIMED). EPA Contract No. 68-03-3513. Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. (1990)

¹⁹ Gelhar and Axness, Stochastic Analysis of Macro-Dispersion in Three-Dimensionally Heterogeneous Aquifers. Report No. H-8. Hydraulic Research Program. New Mexico Institute of Mining and Technology, Socorro, NM. (1981)

$$\alpha_V = 0.056 \alpha_L$$

ただし、 α_V = 水平方向の分散度 = $0.1x_r$
 x_r = 受容体の水平距離 (m)

受容体の水平距離 (x_r) は L と考えることができるため、「地下水の輸送に伴う鉛直方向の分散による混合層厚さ ($d_{\alpha V}$ (m))」については、最終的に以下の式で表現できることになる。

$$d_{\alpha V} = (2 \times 0.056 \times 0.1 \times L^2)^{0.5} = 0.10583 L \quad \text{式(b)}$$

次に、「鉛直方向の浸透流速による混合層厚さ (d_{IV} (m))」については、以下の式で推定することができる。

$$d_{IV} = d_a \left(1 - \exp \frac{-LI}{V_s n_e d_a} \right)$$

ただし、 I = 浸透流速 (m/yr)
 V_s = 水平的な浸透流速 (m/yr)
 n_e = 帯水層の有効空隙率 ($L_{pore}/L_{aquifer}$)
 d_a = 帯水層厚さ (m)

一方で、 $V_s = Ki/n_e$ であることを考慮すると、以下のように変換できる。

$$d_{IV} = d_a \left(1 - \exp \frac{-LI}{Kid_a} \right) \quad \text{式(c)}$$

ただし、 K = 帯水層の透水係数 (m/yr)
 i = 動水勾配 (m/yr)

式(b)(c)を式(a)に代入すると、RBCA toolkit で計算されている混合層厚さと同様の式が得られる (※RBCA toolkit は地下水の実流速を V_{gw} として表記しているが意味としては同じである)。

$$d = 0.10583L + d_a \left(1 - \exp \frac{-LI}{Kid_a} \right)$$

(ウ) パラメーターの差異

RBCA toolkit と ESL surfer のモデル式の具体的な記載は異なるが、モデル構築の設計概念自体は同様であることがわかった。一方、ESL surfer では、太平洋周辺の熱帯・亜熱帯地域の地層の特徴を反映するため、パラメーターの改訂が行われており、パラメーターの差異について整理する。

ESL surfer の特徴は、石灰岩の地層を覆っている土壌が薄い場合と厚い場合を別々のシナリオで取り扱っており、とくに土壌が浅く、なおかつ地下水を飲用する場合のみ特別な配慮を行う設計になっている（表 5-9 参照）。ただし、土壌が浅いかどうかを判定する閾値は報告書によって異なる値が記載されている（HDOH 2007 では 1 m、PBESL 2012 では 1.5m）。

表 5-9 太平洋周辺の熱帯・亜熱帯気候特有の地層を考慮した土壌浸出モデルの取扱い

		石灰岩を覆う土壌の厚さ	
		薄い	厚い
地下水の 飲用	あり	特別な配慮 ⇒ 吸着性を弱める	通常の見扱ひ
	なし	通常の見扱ひ	通常の見扱ひ

土壌が浅い場合、有機塩素系農薬のような通常移動性を考慮しなくてよい化学物質が地下水へ移行するリスクを評価する必要が出てくる。このような懸念を評価するため、移動性の低い化学物質の吸着係数を例えば 100,000cm³/g から 5,000cm³/g として取り扱う（1/20 倍）こととしている。ただし、吸着係数が大きいと判定する閾値は 30,000cm³/g としており、メチルターシャリーブチルエーテル[MTBE]（11cm³/g）やテトラクロロエチレン[PCE]（95cm³/g）などは吸着係数の小さい化学物質で、ポリ塩化ビフェニル[PCBs]（131,000cm³/g）や有機塩素系殺虫剤であるクロルデン（87,000cm³/g）、有機塩素系農薬などは吸着係数の大きい化学物質である。この設定は、化学物質が薄い土壌では移動してしまう場合があるというシナリオを意図して設定されている。

改訂情報（PBESL 2012, Appendix 8）を見る限り、吸着係数以外のパラメーターの改訂情報はなく、例えば、希釈係数または希釈減衰係数（DF）などの希釈に関するパラメーターの改訂に関する記載はない。

吸着係数の取扱いに関連して、Tier1 評価でリスクがある判定を受けた化学物質の K_d 値は、必要に応じて室内バッチ試験（SPLP[Synthetic Precipitation Leaching Procedure]試験）の実施によるパラメーターの取得が推奨されている。本手法は HDOH 2007 または PBESL 2012 Appendix 7 (Long-Term Management of Petroleum-Contaminated Soil and Groundwater) に詳細に整理されている。HDOH により取得されている K_d 値のデフォルト設定との比較は、表 5-10 に示すとおりである。

ただし、バッチ試験により得られた数値は、デフォルト設定よりも緩和された値になっており、デフォルト設定ではより安全側の評価がされている物質が多い結果であった。これらのバッチ試験のパラメーターを用いた評価は、Tier3 評価に位置付けられている。

表 5-10 K_d 値の比較

Chemical	¹ Published Koc Value (cm ³ /g)	² Modeled Kd Value (cm ³ /g)	³ Measured Kd Value (cm ³ /g)
Assumed Moderate- to High-Mobility Chemicals			
⁴ Ametryn	450	0.45	30
⁴ Atrazine	230	0.23	6.9
⁶ Benzene	170	0.17	8.4 to 203
⁷ Dieldrin	11,000	11	650-690
⁴ Diuron	136	0.14	86
⁴ Trifluralin	9,680	9.7	5,000
Assumed Low-Mobility Chemicals			
⁷ Aldrin	106,000	106	5,800-6,600
⁵ Arsenic	(not applicable)	29?	2,100 to 19,000
⁸ Chlordane	87,000	87	4,200-7,800
⁴ Dioxins	257,000	257	10,000-51,000

1. Default koc value used in leaching models (from USEPA 2011); refer to EHE guidance Appendix 1, Table J.
2. Calculated Kd used in ESL soil leaching model = koc x assumed Total Organic Carbon fraction of 0.001.
3. Based on results of SPLP batch test for soil samples collected at the noted site (see HDOH 2011).
4. *Site Investigation Report and Environmental Hazard Evaluation, East Kapolei II Pesticide Mixing and Loading Site*, Enviroservices & Training Center, LLC, March 2010.
5. *Remedial Alternatives Analysis & Response Action Report*, Former Ka'u Agribusiness, ASCI-ERM, November 2008. Leaching based soil screening levels for arsenic not included in EHE guidance; site-specific batch test data required. Noted Kd from USEPA SSL and RSL guidance (USEPA 1996, 2011).
6. *Remedial Investigation Report, Former GASCO Facility*, Weston Solutions, April 1, 2009.
7. *Results of Leachability Testing for Organochlorine Pesticides in Soil using the Synthetic Precipitation Leaching Procedure, Earhart I-4 Neighborhood, Hickam Air Force Base, Hawai'i*, Tetra Tech, December 18, 2009.
8. *Removal Action Plan and Environmental Hazard Evaluation, Ironwoods at Kailua*, Tetra Tech EM, Inc., July 18, 2011 (draft).

出典：「PBESL2012 Appendix 8」

(イ) 石灰岩の地層への化学物質の移行の有無

PBESL 2012 では、石灰岩の地層に化学物質が移行してしまった場合に対策が難しくなるという指摘が明記されているが、揮発性の化学物質については、この恐れがあるかどうかを評価する考え方についても記載されている（この評価では DF（希釈係数）は 20 の固定値を使用していると記載があり、混合層の厚さなどのサイト情報は設定していない）。

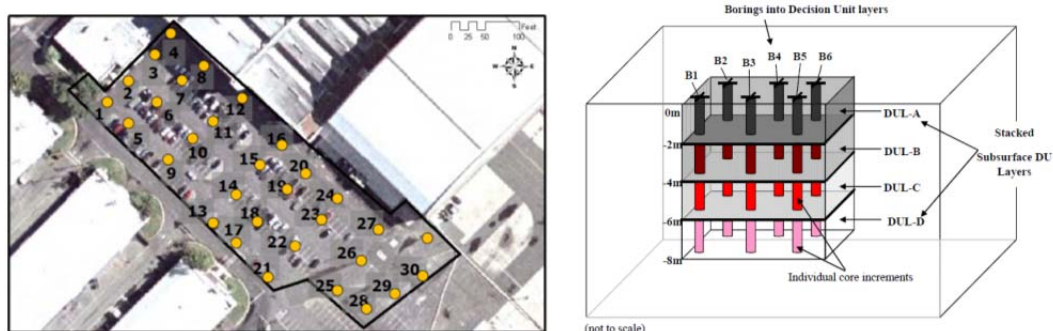
2) 水平的な物質輸送の取扱いについて

(7) 調査による汚染プルームの把握

不圧帯水層に薄く広がる汚染プルームの3次元的な空間分布を把握する事例として、ハワイ州ホノルルの Hickam 空軍基地（基地名「CG110」）の事例が紹介されている。

初期アセスメントは過去の化学物質の汚染に関する空軍が実施したレポートを基に実施され、ここでの調査の対象化学物質は、トリクロロエチレン、1,2-ジクロロエチレン、塩化ビニルに絞り込まれている。ここで紹介されている調査手法は、「DU-MIS (Decision Unit and Multi-Increment Sampling) アプローチ」と呼称されている。DU (Decision Unit) は、調査を行う領域単位のこと、MIS (Multi-Increment Sampling) はボーリング・コアなどの土壌サンプルから、等間隔にサブサンプリングすることで、DU-MIS アプローチは、DU 内での汚染物質の平均濃度を正確に把握しようとする分析方法で、正確かつ費用便益性の高い調査手法として紹介されている。

ここでは、ボーリング調査地点（図 5-22 左側）が DU としての役割を果たしており、等間隔に設置されている。さらにボーリング・コアは、地下水面位置から深さ方向に 2 m 間隔の薄い層に分割され DU Layer (DUL) として区別される（図 5-22 右側）。この DUL 別に MIS によって汚染物質の平均濃度が測定され、汚染物質濃度の3次元分布が評価できることになる。ただし、ここでは土壌サンプルの測定を行っているもので、地下水の溶存濃度や土壌ガス濃度は研究目的以外では測定していない。土壌サンプルの濃度から液相・気相濃度を推定し、実測値と比較することで再現性の検証を行っている。また、土壌サンプルはメタノール保存され、汚染プルームのより詳細な構造を把握する場合に、再評価できるような体制が整えられている。



出典：Hawai'i Department of Health (HDOH) Hazard Evaluation and Emergency Response (HEER) Office, USE OF DECISION UNIT AND MULTI-INCREMENT SOIL SAMPLE INVESTIGATION APPROACHES TO CHARACTERIZE A SUBSURFACE SOLVENT PLUME SITE CG110 HICKAM AIR FORCE BASE, HONOLULU, HAWAI'I (2011)

図 5-22 ボーリング調査地点 (DU)

土壌サンプルから液相での汚染プルームの空間分布を推定した結果は、図 5-23 に示すとおりである。ただし、液相の濃度は、平衡関係より以下の式で推定されている。

$$C_{groundwater} = C_{soil} \frac{soil\ density}{total\ porosity + k_{oc} \times TOC \times \frac{1kg}{1,000,000\mu g} \times soil\ density}$$

この式は以下の質量保存則と平衡方程式から導出されているものである。

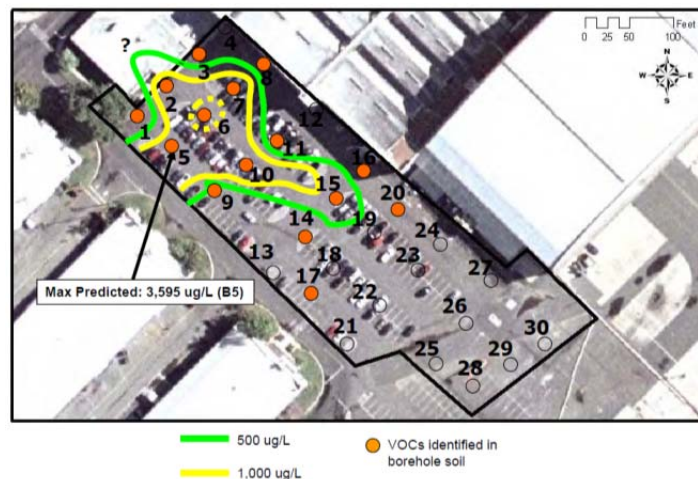
$$C_{total} (mg/kg) = C_{dissolved} (mg/kg) + C_{sorbed} (mg/kg) + C_{vapor} (mg/kg)$$

$$C_{dissolved} (mg/kg) = \frac{C_{dissolved} (mg/kg)}{soil\ bulk\ density (kg/L)} \times water\ filled\ porosity$$

$$C_{sorbed} (mg/kg) = \frac{C_{dissolved} (mg/kg)}{soil\ bulk\ density (kg/L)} \times k_{oc} \times f_{oc}$$

ただし、 f_{oc} は fraction of organic carbon、 k_{oc} は published sorption coefficient であり、地下水面より下の土壌では気相の汚染物質は存在しないものとしている。また、土壌密度は 1.5、土壌の総空隙率は 0.43 と仮定した (HDOH 2009²⁰)。

推定された結果は、他の報告書 (2007 RI ※調査地点が少ない) に整理されている地下水濃度を直接測定した汚染プルームの結果を再現しているものであった。



出典 : Hawai'i Department of Health (HDOH) Hazard Evaluation and Emergency Response (HEER) Office, USE OF DECISION UNIT AND MULTI-INCREMENT SOIL SAMPLE INVESTIGATION APPROACHES TO CHARACTERIZE A SUBSURFACE SOLVENT PLUME SITE CG110 HICKAM AIR FORCE BASE, HONOLULU, HAWAII (2011)

図 5-23 地下水内の VOCs (推定値) の水平コンター図

²⁰ HDOH (2009)、defaults in U.S.EPA screening level models, U.S.EPA 2009

(イ) モデルを用いた汚染プルームの評価

地下水モデルの利用に関する指針については、ハワイ州保健局のウェブサイトのオンラインの技術マニュアル（HEER Office Technical Guidance Manual (TGM)）に記述を見つることができる。この技術マニュアルは、グアム島で実施されている評価に関する具体的な調査方法などが詳細に整理されており、調査方法では機材の使用法や使用事例、参考文献へのリンクなどが整理されている。地下水モデリング（groundwater modeling）については、6.8節に記述されている。

地下水モデリングは汚染サイトにおける汚染物質の運命（fate）と輸送による地下水の動きを可視化することや、汚染プルームの将来予測、浄化措置を行った場合の将来予測に用いられる。地下水モデリングは、手作業で行う場合とパーソナルコンピューター等の電子計算機を用いる場合の2種類に大別できる（表5-11）。

表 5-11 地下水モデリングについて

地下水モデリング	実施内容
手作業での地下水モデリング	<ul style="list-style-type: none"> ・観測井戸の水頭データからフローネット（等ポテンシャル線と流線を描画）を作成して、地下水の流動場の概況を整理する。 ・電卓や表計算ソフトを用いて、汚染プルームの範囲を描画することに使用する。 ・汚染プルームの時空間的な変遷の追跡はできない。
電子計算機を用いた地下水モデリング	<ul style="list-style-type: none"> ・汚染プルームの時空間的な変遷を追跡する必要がある場合などに用いる。

ア) 手作業の地下水モデリングの場合

地下水の流速は、ダルシー則を用いて計算できる。

ただし、この計算式は亀裂のある岩盤（fractured rock）の場合、異なる取り扱いが必要となる場合がある。亀裂が浸透性媒体（porous media）と水理学的に等価であれば上式は適用が可能であるが、その条件が満たされない場合、亀裂とそこを流れる流れの関係を直接表現する必要がある。

典型的なサイトのスケールでは、多くの場合、岩盤の亀裂は浸透性媒体（porous media）と等価とはみなせず、亀裂内の地下水の流れを直接表現する必要に迫られる。亀裂内の流れ場の取扱いは Snow(1968)²¹によって開発され、平面の亀裂に

²¹ Snow, D.T., (1968) ; Rock Fracture Spacings, Openings, and Porosities. Proc Amer Soc Civil Eng, J Soil Mech Found Div. 94(1):73-91.

ついて水理学的浸透率を測定して定式化している。亀裂内の流れを直接表現するには、水理学的な等方性・異方性、亀裂の形状など、非常に多くの情報が必要となる。Domenico ら(1990)²²によると、亀裂内の流れの計算には、以下に示すパラメーターが必要になることが示されている。

- ✓ 亀裂と地下水流れの方向 (orientation)
- ✓ 亀裂の密度 (fracture density)
- ✓ 連続性の度合い (degree of connectivity)
- ✓ 開口部のひらき (aperture opening)
- ✓ 亀裂の形状の滑らかさ (smoothness of fractures)

イ) 電子計算機を用いる地下水モデリング (コンピューターモデル) の場合

パーソナルコンピューター等の電子計算機を用いて計算するいわゆるコンピューターモデルは、以下に示すように多くの目的がある。

- ✓ 実際の地下水システムの把握
- ✓ 調査方法 (目的と地点配置) の選定
- ✓ 汚染物質の運命 (fate) と輸送の予測
- ✓ 汚染状況の把握
- ✓ 浄化アプローチとシステムのケーススタディ (U. S. EPA, 1992²³, 1995²⁴)

コンピューターモデルは、解析解を用いる方法と数値解を用いる方法に大別される。解析解を用いる方法は、取り扱う問題がシンプルであり、費用が多くかからず、初期段階の評価に便利である。一方、数値解を用いる方法は、より複雑でより多くの情報を必要とするものの、より細かな地下水の輸送を表現できる。

²² Domenico et al., (1990) ; Domenico, Patrick A., and Franklin W. Schwartz. Physical and Chemical Hydrogeology. Second Edition. New York: John Wiley & Sons, Inc.

²³ U. S. EPA, United States Environmental Protection Agency, Office of Solid Water and Emergency Response. Groundwater Issue - Fundamentals of Ground-Water Modeling. EPA/540/S-92/005. Washington DC. (1992) Website URL: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockkey=10002DP6.txt> ;

²⁴ U. S. EPA, Superfund Program, Representative Sampling Guidance, Volume 5: Water and Sediment. Interim Final. OSWER Directive 9360.4-16. (1995) Website URL: <http://www.epa.gov/region09/qa/pdfs/fieldsamp-sfguidance-vol5.pdf>.

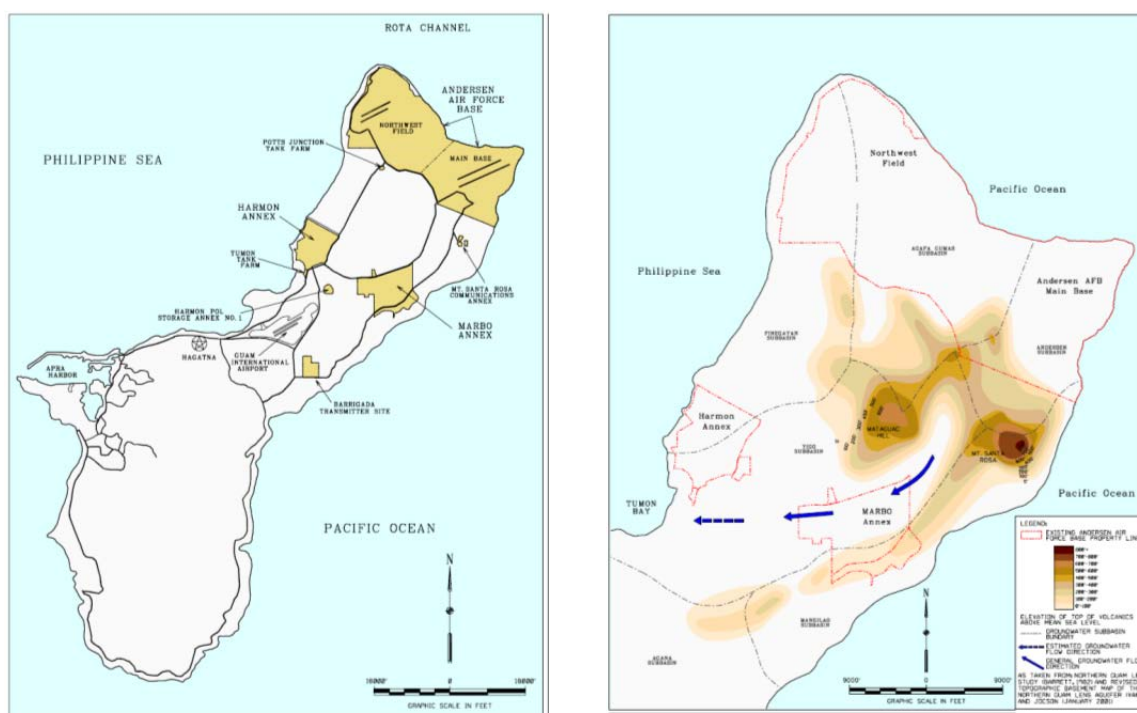
3) グアム島の PBESL2012 以外の事例（アンダーセン空軍基地）

PBESL2012 以外の参考事例として、MARBO Annex OU（Marianas/Bonins Command Annex Operable Unit；図 5-24）の ROD（Record of Decision）²⁵を整理した。最終の ROD は 1998 年 7 月の終結しており、その後 5 年間のモニタリングについて整理されている報告書である。

地下水については、トリクロロエチレン（TCE）とテトラクロロエチレン（PCE）汚染に対して、自然の希釈による制度的制御（Natural Attenuation with Institutional Controls）が行われており、これは分散（dispersion）と希釈（dilution）の物理的プロセスによる濃度低下を期待するもので、脱塩素（dechlorination）の効果を期待するものではない。

制度的制御の時間枠は 10～40 年を想定しており、以下の 3 つの取り組みを行っている。

- ✓ 土地利用の制限（*Land Use Restrictions*）
- ✓ 地下水のモニタリング（*Groundwater Monitoring*：観測井戸が追加されている）
- ✓ 既存の水源の保護（*Existing Wellhead Treatment*）



【火山岩の分布と地下水流れ】

出典：Andersen Air Force Base, Guam, The United States Air Force Installation Restoration Program, Final First Five-year Review of Record of Decision for Marbo Annex Operable Unit (2004)

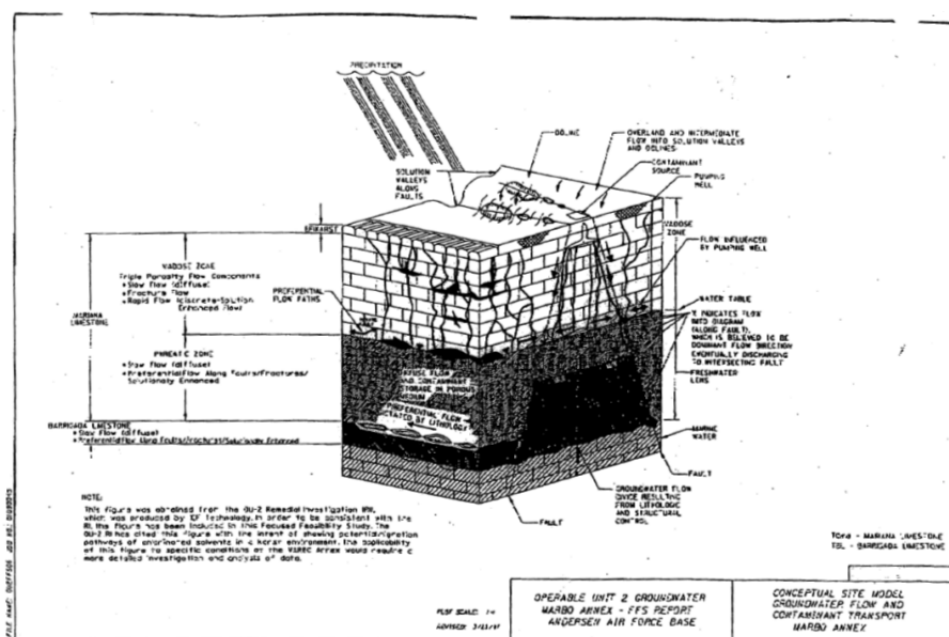
図 5-24 MARBO Annex OU の位置情報とその他の情報

²⁵ Andersen Air Force Base, Guam (2004) : The United States Air Force Installation Restoration Program, Final First Five-year Review of Record of Decision for Marbo Annex Operable Unit

この事例は、グアム島北部の複雑なカルスト地形の帯水層内に汚染物質が入ってしまった場合の対処事例であり、地下水の流動場を把握したうえで、自然希釈を評価している事例である。

(7) サイト概念モデル

石灰岩カルスト地形では、降水は土壌や石灰岩帯水層に素早く浸透する。石灰岩帯水層には溶解してできた空隙（dissolution porosity）が多くあるため水の涵養量が大きい（エピカルスト帯；epikarst zone, 不飽和層よりも上側にある）。溶解は深度とともに減少し、それに伴って涵養量も減少する。エピカルスト帯に存在する水は、不飽和層（バイドス・ゾーン）に徐々に浸透する。カルスト地形の鉛直的な水の輸送の概念モデルは、図 5-25 に示すとおりである。



出典：Andersen Air Force Base, Guam, The United States Air Force Installation Restoration Program, Final First Five-year Review of Record of Decision for Marbo Annex Operable Unit (2004)

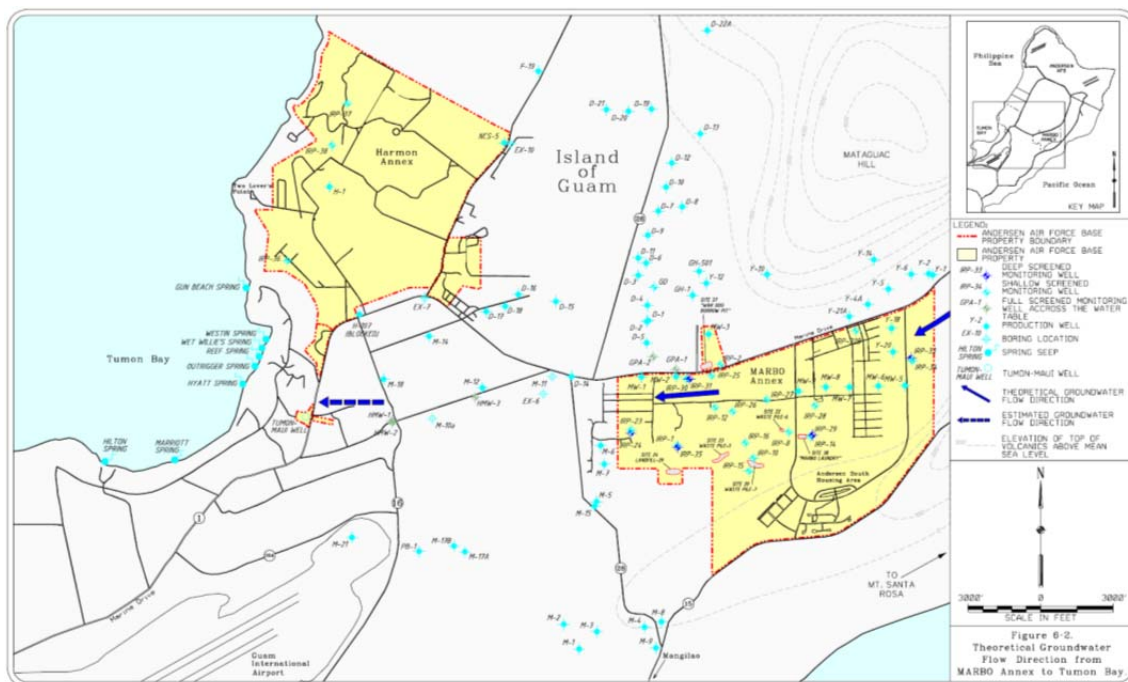
図 5-25 カルスト地形での水の輸送の概念モデル

地下水の鉛直移動は、亀裂の構造などに影響されて変化する。不飽和層では、水頭勾配などによってゆっくりとした地下水の鉛直的な流れが起こり、地下水面に到達する。流れの方向と流速は、その他の優先的な流れ（亀裂や洞窟の流れ）に影響されて変化する。これらの流れへの変化はトリクロロエチレン（TCE）やテトラクロロエチレン（PCE）の輸送にも影響する。

ここで用いられているモデルは、沖縄島の石灰岩帯水層地域の物質輸送の評価する場合の参考にすることができると考えられる（関連していると思われる技術は、後述する「5.9 カルスト地形内の地下水流動を対象とした近年の研究事例」に整理している）。

(イ) 地下水の流れの把握のためのトレーサーの利用

本事例では、地下水による物理的な希釈を想定して、土地利用の制限、モニタリング、水源の保護が実施されているが、評価に必要となる地下水流量、地下水の滞留時間のようなサイト特有の情報は、色素の追跡 (Dye trace) によって推定されている。手法としては、既存の技術でトリチウムを利用した手法と同様の内容を、色素を用いて実施しているものである。



出典：Andersen Air Force Base, Guam, The United States Air Force Installation Restoration Program, Final First Five-year Review of Record of Decision for Marbo Annex Operable Unit (2004)

図 5-26 地下水の水位調査井戸と地下水位図から得られる地下水の流況

本事例は、自然希釈に関して、石灰岩帯水層内の希釈を考慮しており、本事例について、詳細な分析を行うことで参考になる知見が得られる可能性が考えられる。

5.9 カルスト地形内の地下水流動を対象とした近年の研究事例

カルスト地形の地下水流動のモデル的な取り扱い、USGS や WERI (Water and Environmental Research Institute) によって、様々な技術が開発されている。

WERI では、1980 年代初期から海水侵入のある 2 相数値モデルの開発を開始²⁶し、有限要素法の解析プログラム SWIG2D を開発し、海域への湧出量の推定²⁷、ペイドス・ゾーンでの物質輸送²⁸を、グアム島北部を対象に検討している。より最近の検討は USGS の SUTRA を用いた検討もある²⁹。

石灰岩帯水層での地下水の流れは、多孔質 (porous)、割れ目 (fracture)、洞窟 (conduit) の流れが複雑に入り組んでいる。このようなカルスト地形の概念モデルには Mylroie and Carew (1995)³⁰があり、以降、グアム島³¹、サイパン島³²、Tinian 島及び Aguijan 島³³、Rota 島³⁴、これらの知見を取りまとめた一般的な石灰岩カルスト地形形成モデル³⁵などがある。

²⁶ Contractor, D. N., A two-dimensional, finite-element model of salt water intrusion in groundwater systems, WERI Technical Report No. 26, Mangilao, Water & Energy Research Institute, University of Guam. (1981)

Contractor, D. N., Numerical modeling of saltwater intrusion in the Northern Guam Lens: Water Resources Bulletin, v. 19, p. 745-751. (1983)

Contractor, D. N., J. F. Ayers, and S. J. Winter, Numerical modeling of salt-water intrusion in the Northern Guam Lens, WERI Technical Report No. 27, Mangilao, Water & Energy Research Institute, University of Guam. (1981)

Contractor, D. N., and R. Srivastava, Simulation of saltwater intrusion in the Northern Guam Lens using a microcomputer: Journal of Hydrology, v. 118, p. 87-106. (1990)

²⁷ Jocson, J. M. U., J. W. Jenson, and D. N. Contractor, Recharge and Aquifer Response: Northern Guam Lens Aquifer, Guam, Mariana Islands: Journal of Hydrology, v. 260, p. 231-254. (2002)

²⁸ Contractor, D. N., and J. W. Jenson, Simulated Effect of Vadose Infiltration on Water Levels in the Northern Guam Lens Aquifer: Journal of Hydrology, v. 229, p. 232-254. (2000)

²⁹ Olsen, A. E., and T. Hormillosa, Northern Guam Vadose Zone: 30 Years of WERI Research, Gerace Research Centre 14th Geology Conference, San Salvador, Bahamas. (2008)

Wuerch, H. V., B. C. Cruz, and A. E. Olsen, Analysis of the Dynamic Responses of the Northern Guam Lens Aquifer to Sea Level Change and Recharge, WERI Technical Report No. 115, Mangilao, Water & Environmental Research Institute of the Western Pacific, University of Guam. (2007)

³⁰ Mylroie, J. E., and J. L. Carew, Karst development on carbonate islands, in D. A. Budd, P. M. Harris, and A. Saller, eds., Unconformities and Porosity in Carbonate Strata, v. Memior 63, American Association of Petroleum Geologists, p. 55-76. (1995)

³¹ Mylroie, J. E., J. W. Jenson, D. Taborosi, J. M. U. Jocson, D. T. Vann, and C. Wexel, Karst features on Guam in terms of a general model of carbonate island karst: Journal of Cave and Karst Studies, v. 63, p. 9-22. (2001)

³² Wexel, C., Karst features of Saipan in terms a general carbonate island karst model: Masters thesis, University of Guam. (2007)

³³ Stafford, K., J. Mylroie, D. Taborosi, and J. W. Jenson, Eogenetic karst development on a small, tectonically active, carbonate island: Aguijan, Mariana Islands: Cave and Karst Science: Transactions of the British Cave Research Association, v. 31, p. 101-108. (2004)

Stafford, K. W., T. M. Keel, J. E. Mylroie, J. W. Jenson, and J. R. Mylroie, Eogenetic karst development in the Mariana Islands: Aguijan, Rota, and Tinian: Journal of cave and Karst Studies, v. 65, p. 188. (2003)

Stafford, K. W., J. E. Mylroie, and J. W. Jenson, Karst geology of Aguijan and Tinian, CNMI cave inventory and structural analysis of development, WERI Technical Report No. 106, Mangilao, Water & Environmental Research Institute of the Western Pacific, University of Guam. (2004)

Stafford, K. W., J. E. Mylroie, D. Taborosi, J. W. Jenson, and J. R. Mylroie, Karst development on Tinian, Commonwealth of the Northern Mariana Islands: Controls on dissolution in relation to the carbonate island karst model: Journal of Cave and Karst Studies, v. 67, p. 14-27. (2005)

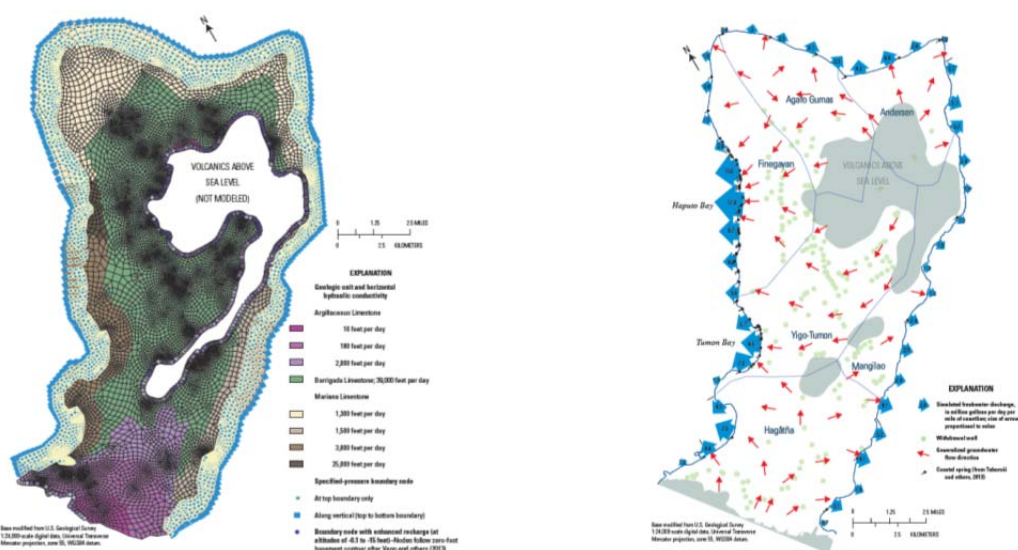
³⁴ Keel, T. M., J. E. Mylroie, and J. W. Jenson, Preliminary report on the caves and karst of Rota (Luta), CNMI, WERI Technical Report No. 105, Mangilao, Water & Environmental Research Institute of the Western Pacific, University of Guam. (2004)

Keel, T. M., J. E. Mylroie, and J. W. Jenson, The caves and karst of Rota Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands, WERI Technical Report No. 107, Mangilao, Water & Environmental Research Institute of the Western Pacific, University of Guam. (2005)

Keel, T. M., J. E. Mylroie, J. R. Mylroie, and J. W. Jenson, The cave and karst of Rota Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands: Journal of Cave and Karst Science, v. 67, p. 187. (2005)

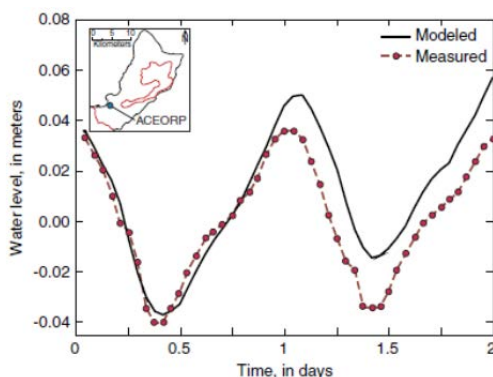
³⁵ Jenson, J. W., T. M. Keel, J. R. Mylroie, J. E. Mylroie, K. W. Stafford, D. Taborosi, and C. Wexel, Karst of the Mariana Islands: The interaction of tectonics, glacio-eustasy, fresh-water/salt-water mixing in island carbonates: Geological Society of America Special Paper, v. 404, p. 129-138. (2006)

また、USGS と WERI の共同でカルスト地形へのモデル適用に関する研究が進められている。例えば、USGS の 2013 年の報告書では、SUTRA (USGS の地下水流動モデル) を用いた、グアム島北部の石灰岩帯水層の計算が行われており、地下水の湧出量の算定が行われている (図 5-27)。ここでは、石灰岩帯水層部分をモデル化しており、火山岩部分への水の浸透は考慮されていない。水理地質構造の条件設定には、34 か所の井戸での地下水位の時間変動の解析 (tidal-signal attenuation in water-level records) の結果が用いられている (図 5-28)。これは、観測井戸の地下水位の応答をモデルで再現できるような地質条件を決める手法である。



出典 : Stephen B. Gingerich (USGS), The Effects of Withdrawals and Drought on Groundwater Availability in the Northern Guam Lens Aquifer, Guam, Scientific Investigations Report 2013-5216 (2013)

図 5-27 地下水の水位調査井戸と地下水位図から得られる地下水の流況

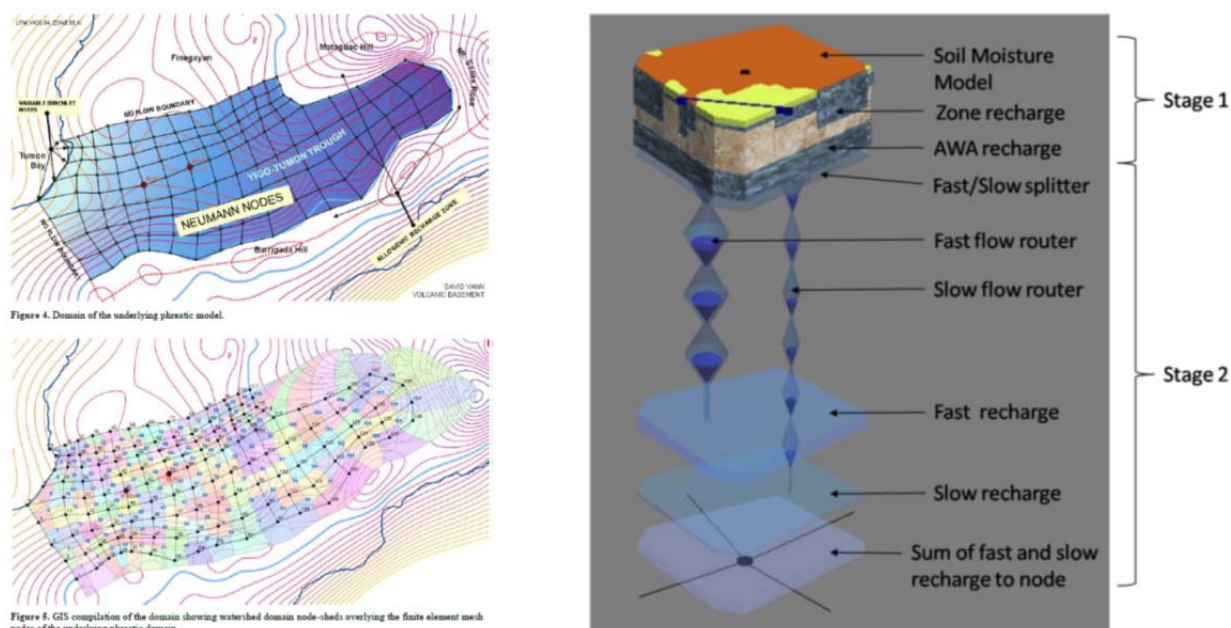


出典 : Kolja Rotzoll, Stephen B. Gingerich, John W. Jenson, Aly I. El-Kadi, Estimating hydraulic properties from tidal attenuation in the Northern Guam Lens Aquifer, territory of Guam, USA, Hydrogeology Journal, 21, 643-654 (2013)

図 5-28 観測井戸の地下水変動の再現状況 (パラメーター推定の結果)

Mylroie, J. E., and J. W. Jenson (2000) ; The Carbonate Island Karst Model applied to Guam: Theoretical and Applied Karstology, v. 13-14, p. 51-56.

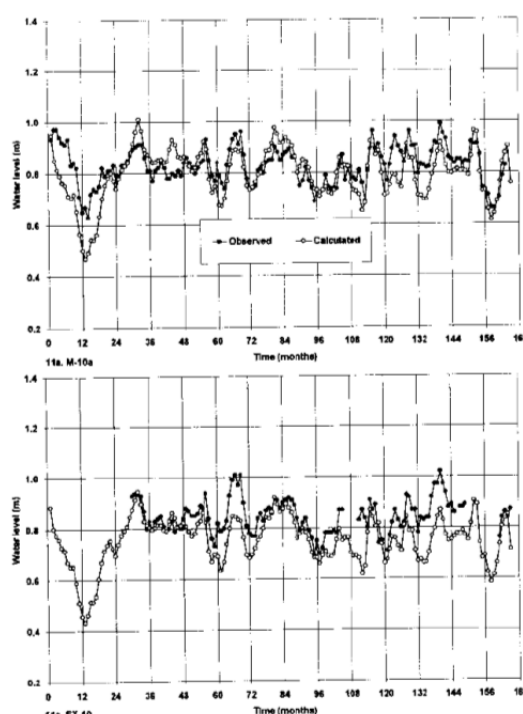
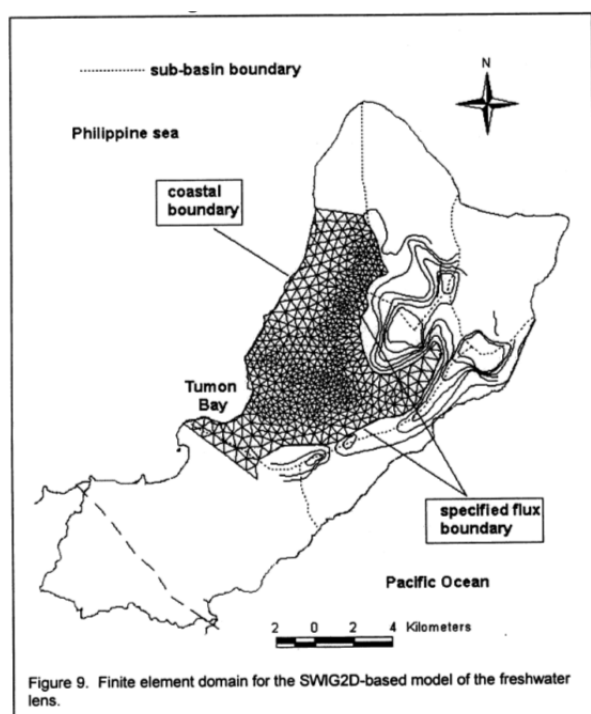
エピカルスト層と不飽和層のモデル化については、VADOCHARGE と呼ばれる鉛直モデルの開発も進められている（図 5-29）。地下水面より下の地下水流動は格子で区切られたモデル（有限要素法表現）を用いた計算を行うが（図 5-29 左側）、エピカルスト層の水の動きは、Fast flow と Slow flow の2つの亀裂の流れを表現し、これらのパラメーターをデータから推定して設定する形式のモデル化としている。ただし、このモデル化では、亀裂の効果はエピカルスト層・不飽和層の鉛直的な水の移動のみを表現しているもので、洞窟の水平的な連続構造の流れを表現しているわけではない。



出典：Nathen C. Habana, Leroy F. Heitz, Arne E. Olsen, John W. Jenson, Jonathan L. Salvacion; VADOCHARGE: Groundwater Recharge Model for an Uplifted Island Karst Aquifer, Guam, USA, International Journal of Environmental Engineering Science and Technology Research, 1(8), 141-164 (2013)

図 5-29 エピカルスト層の新たなモデル化の取り組み（VADOCHARGE）

このように、地下水面より上の層での鉛直的な地下水の流れを、洞窟構造を擬似的に表現できるモデルを用いる手法は、グアム島の観測井戸の水位データの変遷を再現するには欠かせないものとなっており、少なくとも 1999 年以降そのようなモデルが WERI と USGS では主流になっているようである（図 5-30）。ただし、これらのモデルの利用目的は、主に淡水の地下水涵養量の把握と管理である。



出典：D.N. Contractor and J.W. Jenson (1999) ; Simulated Effect of Vadose Infiltration on Water Levels in the Northern Guam Lens Aquifer, WERI Technical Report No.90

図 5-30 グアム島でのエピカルスト層の鉛直的な水の移動を表現したモデル事例

これらのエピカルスト層での鉛直的な地下水の動きのモデルは、「van Genuchten model³⁶」がベースとなっており、このモデル形式においてパラメーターを最適化するようなモデル適用事例がほとんどである。

以降は、グアム島に限らず、カルスト地形を取り扱った事例について、参考のため整理する。大まかには、①洞窟構造をモデルで直接表現せずに、マクロにみて実態と等価となるような水理地質構造をデータから推定して用いるモデルと、②洞窟構造を直接表現しようとするモデルに大別される。

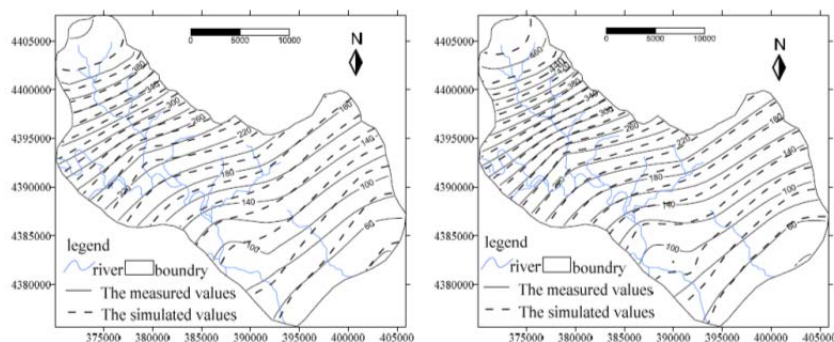
³⁶ M. Th. VAN GENUCHTEN and D. R. NIELSEN, On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils, Annales Geophysicae, 0755 0685/85/05/ 615 13 (1985)

(1) カルスト地形の地下水モデル事例（洞窟を間接的に表現する場合）

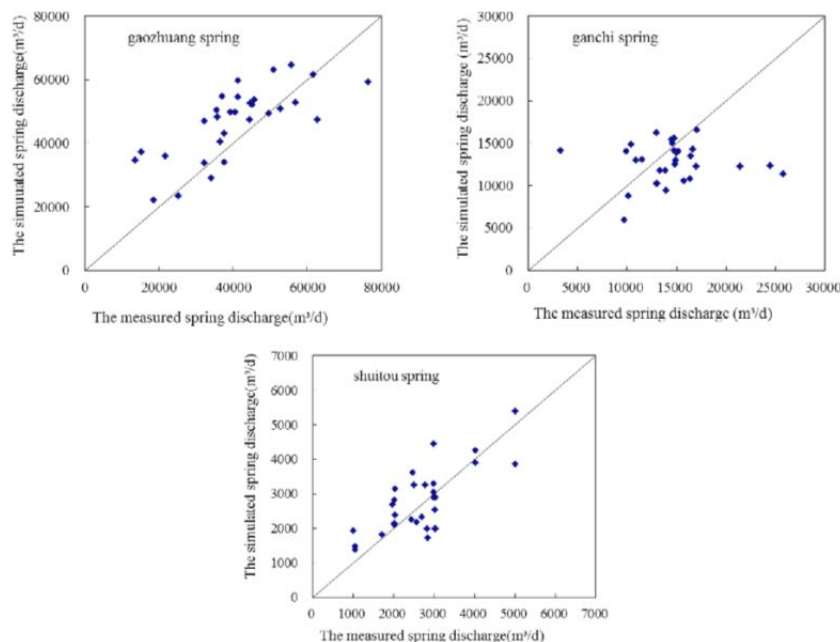
湧水量を基に水理地質構造を推定した事例として、水位データと湧水湧出量の2つのデータから地質構造を推定した事例での計算結果の一部は、図 5-31 に示すとおりである。また、観測井戸の時系列データを対象に水理地質構造を推定した事例での計算結果の一部は、図 5-32 に示すとおりである。

どちらも、水理地質構造はあらかじめグループ化されており、グループ内ではおなじパラメーターを有することとして、水位・湧水湧出量・水位の時間変動が観測値と一致するようにそれぞれのグループのパラメーターが推定されている。図 5-32 に示した事例における水理地質構造のパラメーターは、エピカルスト層と不飽和層の水のやり取りに関するものである。

【水位データの再現状況】

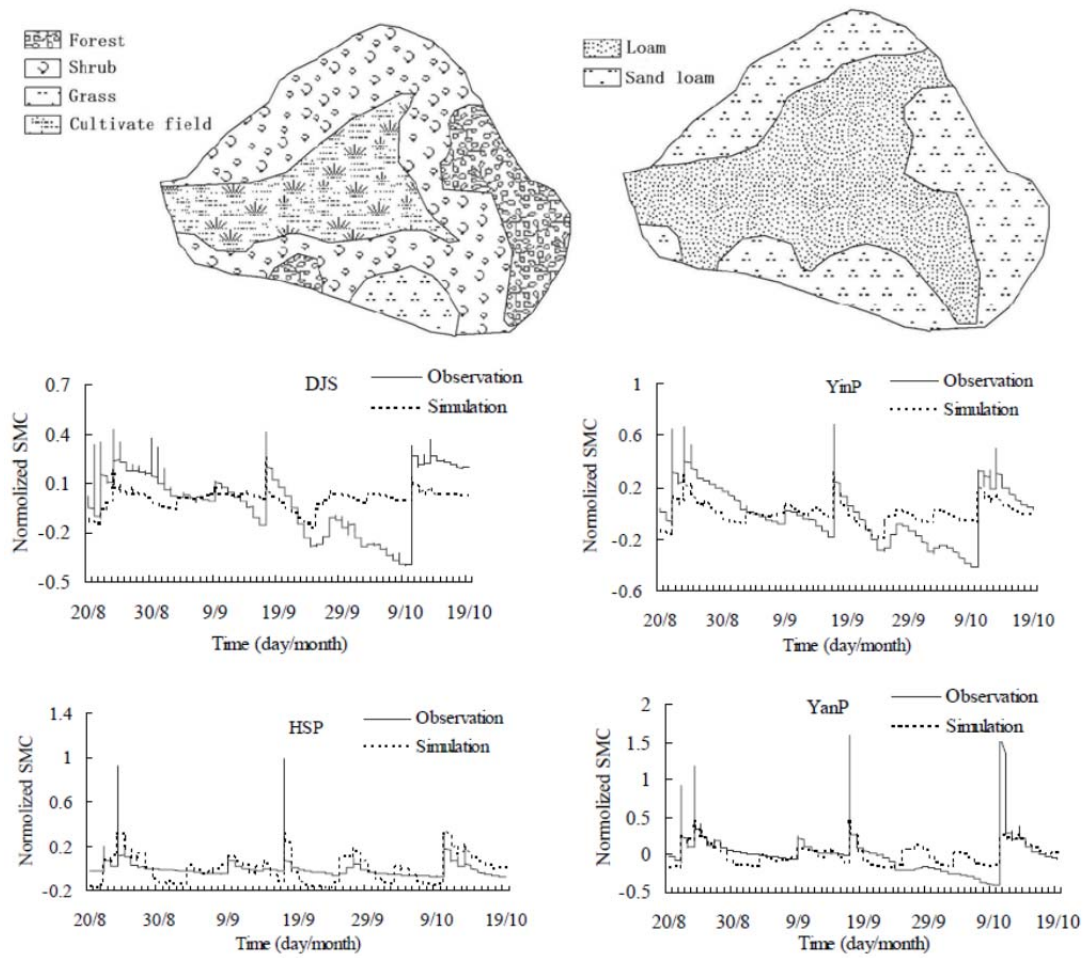


【湧水湧出量データの再現状況】



出典：WEI Jia-hau, CHU Hai-bo, WANG Rong, JIANG Yuan, Numerical simulation of karst groundwater system for discharge prediction and protection design of spring in Fangshan District, Beijing, Journal of Groundwater Science and Engineering, 3(4), 316-330 (2015)

図 5-31 地下水位（水頭）と湧水湧出量データから水理地質構造を指定したモデル事例



出典：XI CHEM, ZHICAI ZHANG, PEN SHI and XUANWU XUE, Estimation of hydrological dynamics and ecodhydrological effects in the Karst region of southwest China, IAHS Publ. 328, 170-180 (2009)

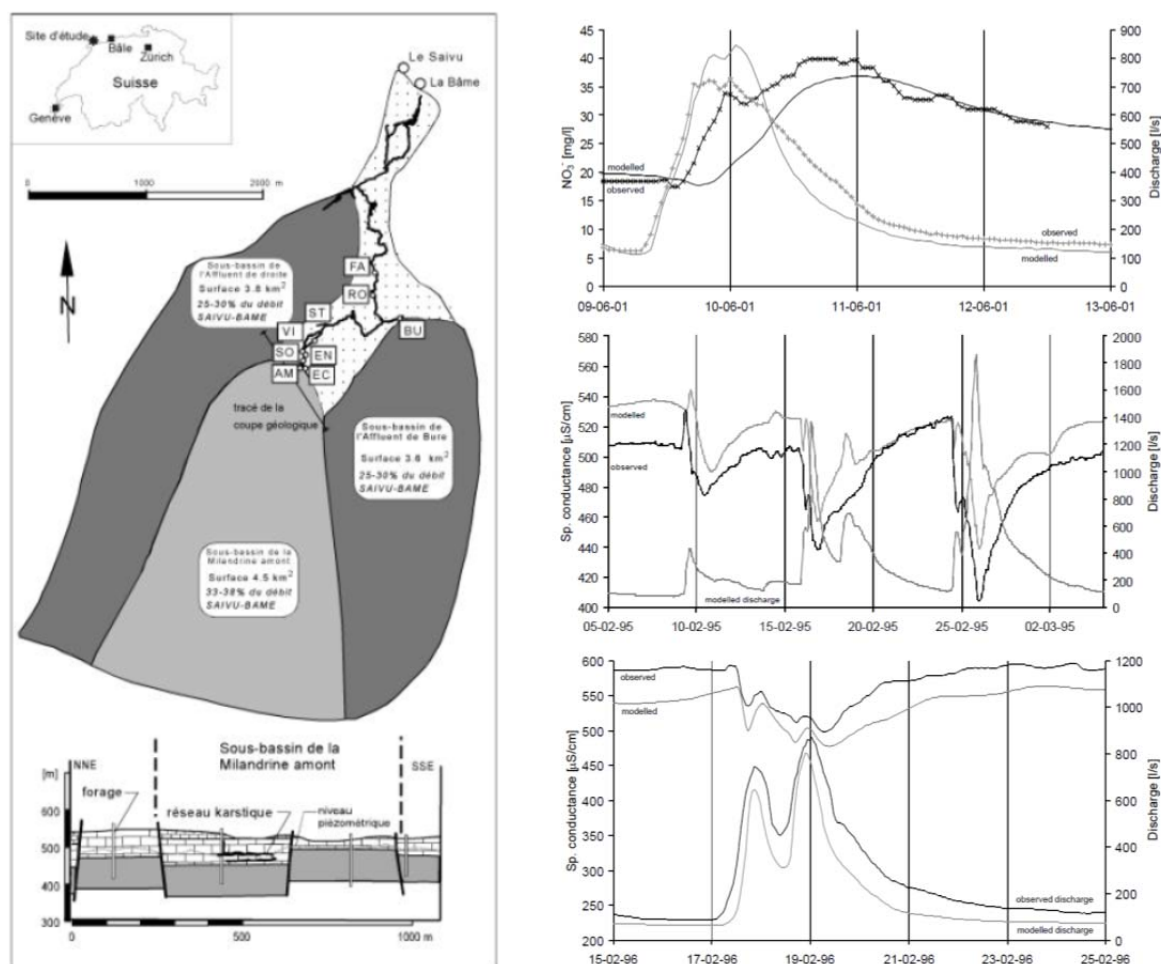
図 5-32 観測井戸の時系列データを対象に地質構造を推定したモデル化事例

(2) カルスト地形の地下水モデル事例（洞窟を直接的に表現する場合）

1) 実地形でのモデル化事例

地下水の流れと水平・鉛直に限らず管路網や洞窟網構造を同時に取り扱うモデルも多く公開されている。USGS の MODFLOW を例にすれば、MODFLOW-2005 には CFP パッケージ³⁷を用いれば、地下水流れと洞窟網流れを同時に計算することができる（境界条件の受け渡し）。MODFLOW-USG³⁸についても洞窟網と地下水流れを同時に計算する機能が備わっている（境界条件の受け渡しを行うわけではなく行列演算自体を同時に実施する）。

洞窟網を扱うモデルが公開されている一方で、実際のカルスト地形を対象に計算を行っている事例はほとんど見つからず、1次元モデルを用いたものがある（図 5-33）程度であった。



出典：Jerome Perrin, A conceptual model of flow and transport in karst aquifer based on spatial and temporal variations of natural tracers, PhD thesis(2003)

図 5-33 カルスト地形の実際の洞窟構造を表現したモデル化事例

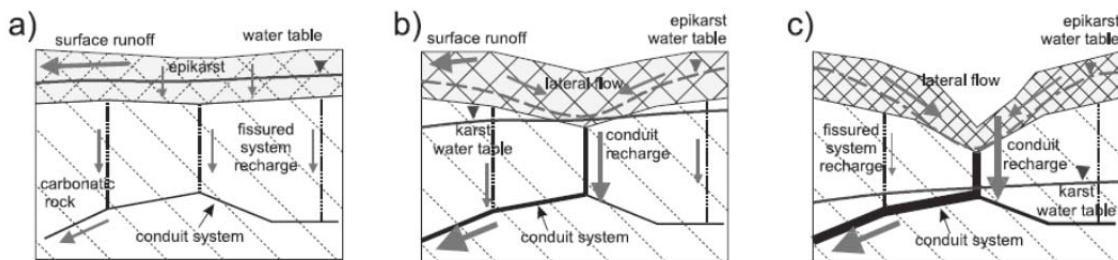
³⁷ W. Barclay Shoemaker, Eve L. Kuniansky, Steffen Brik, Sebastian Bauer, and Eric D. Swain (USGS), Documentation of Conduit Flow Process (CFP) for MODFLOW-2005, Techniques and Methods, Book 6, Chapter A24 (2008)

³⁸ Sorab Panday, Christian D. Langevin, Richard G. Niswonger, Motomu Ibaraki, and Joseph D. Hughes, MODFLOW-USG Version 1: An Unstructured Grid Version of MODFLOW for Simulating Groundwater Flow and Tightly Coupled Processes Using a Control Volume Finite-Difference Formulation, USGS Techniques and Methods 6-A45

2) 洞窟の時間的な形成過程のモデル化事例

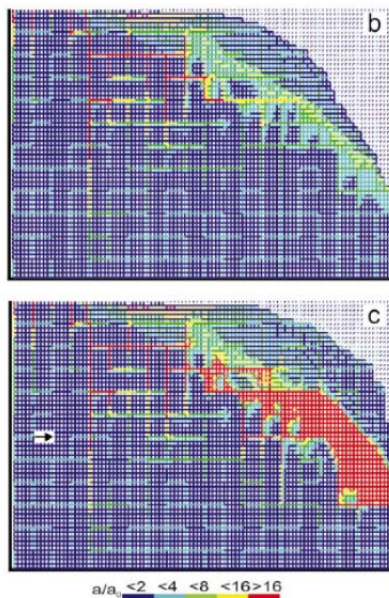
実際のカルスト地形の洞窟網を直接表現したモデル事例の文献が少ない理由の一つに、洞窟網の設定条件が網羅的に入手できないことが予想できる。ここでは、視点を変えて洞窟構造やエピカルスト層が時間的にどのように発達するかという視点に立った研究事例について整理する。

エピカルスト層の発達に関する概念モデルの事例は、図 5-34 に示すとおりである。また、任意の地形から石灰岩の溶解する関係式を用いて、自由に洞窟構造を発達させた計算事例は、図 5-35 に示すとおりである。



出典：Sebastian Bauer and Rudolf Liedl, Modeling the influence of epikarst evolution on karst aquifer genesis: A time-variant recharge boundary condition for joint karst-epikarst development, *Water Resource Research*, 41, W09416 (2005)

図 5-34 エピカルスト層の発達に関する概念モデル



石灰岩が溶解する関係式は以下のとおりである。

$$F(c) = k_1 \left(1 - \frac{c}{c_{eq}} \right) \quad \text{for } c < c_s$$

$$F(c) = k_n \left(1 - \frac{c}{c_{eq}} \right)^n \quad \text{for } c \geq c_s$$

ただし、 k_1 と k_n は速度定数 ($\text{mol}/(\text{cm}^2\text{s})$)、 c は Ca^{2+} の濃度 (mol/cm^3)、 c_{eq} はカルサイトになる平衡濃度、 c_s はスイッチする濃度

出典：F. Gabrovsek and W. Dreybrodt, A model of the early evolution of karst aquifers in limestone in the dimensions of length and depth, *Journal of Hydrology*, 240, 206-224 (2001)

図 5-35 カルスト地形の実際の洞窟構造を表現したモデル化事例

(3) 沖縄島南部における上水道汚染事例の解析について

1) 汚染事例の概要

沖縄島南部において 1971 年に PCP による地下水汚染が発見された事例（以降、PCP 水道汚染事例）³⁹について、その概要と実際の地下水の汚染データについて整理した。

PCP による地下水汚染がみられた場所を図 5-36 に、また汚染が発見されてから対策が取られるまでの詳細な流れを表 5-12 に整理した。

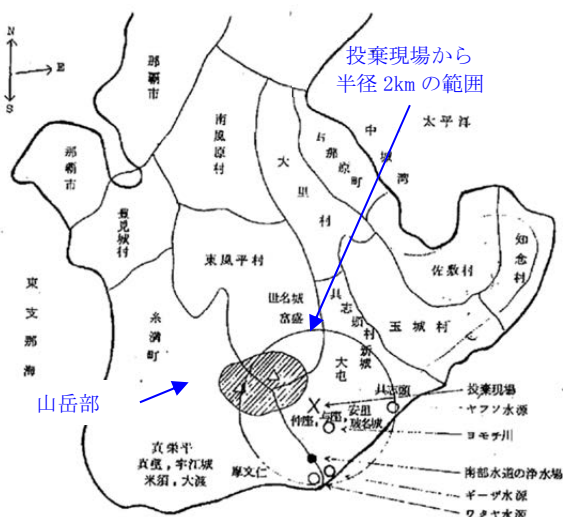


図 5-36 現場付近の見取り図

表 5-12 汚染の発見から対策までの流れ

1971年	概要
~	具志頭村字仲座の採石場跡 〇製糖工場が多量のパガスを捨てる
5/14~5/20	A社、PCP油剤多量(11,500ガロン)を 具志頭村字仲座の採石場跡に投棄
5/21	【早朝】 ユームナガーにて、主婦による死魚(ウナギ)発見 【正午】 学校給食センター(東風平村・大里村)における 水道水からの異臭(シンナー様)発見 ⇒公害衛研に通報
5/22	【午前10時ごろ】 南部水道組合長が ただちに給水を停止・調査を依頼 ⇒PCPを検出(ギーザ水源、ワタヤ水源、世持川) ・ギーザ、ワタヤの2水源からは6ppm ・5匹の金魚30~45分で全部死滅 【午後11時ごろ】 A社代表者B宅を突き止め、 「5月14日から20日の間にPCP油剤多量(11,500ガロン)を 具志頭村字仲座の採石場跡に投棄したこと」を確かめる。
5/23	琉球政府関係各局の職員がPCP投棄場所を確認 (具志頭村字仲座の採石場跡)
~6/5	PCP含有量の急激な減少の時期
6/6~6/21	ガスクロで痕跡程度検出(0.05ppm~0.01ppb)
6/22 ~7月下旬	ガスクロで痕跡程度検出(0.01ppb以下)
6/26	具志頭簡易水道給水再開を許可
7/6	南部水道給水再開を許可
7月下旬~	ガスクロで検出されない

汚染発見後に、ワタヤ水源、ギーザ水源、ヨモチ水源（世持川）の3水源において、地下水のPCPのモニタリングが行われた。結果を図 5-37 及び図 5-38 に示す。ただし、図 5-37 は事例発生当初の5月22日から7月初旬まで ppm の単位で示している。図 5-38 は6月15日以降の結果を ppb (1/1000ppm) の単位で示している。また、両図の下段には、アメダス那覇における降水量のデータを同時に示した。

大山らは、同文献において、以下のような考察を行っている。

³⁹ 大山ら：pcpによる南部上水道汚染について

- ・事例発生当初（1971年5月22日）、6ppmのPCPが水源で検出されたが、時間経過に連れて濃度が減少していった。
 - ・大雨の降った数日後にPCP量が一時的に増加している。
 - ・井戸でも別途PCPの観測を行っているが、井戸ではほとんど検出されず、水の豊富に湧き出る水源及びその支流でのみPCPが検出されている。
- ⇒ 洞窟や亀裂にPCPがよどんでおり、大雨や雨の降り続いた後3～4日後には微量ずつ水脈に入り込み、水源に流れ込んでいるものと考えられる。
- ⇒ PCPは投棄場所を流れている大きな水脈に通じている湧出場所に流れ込んでいるものと考えられる。

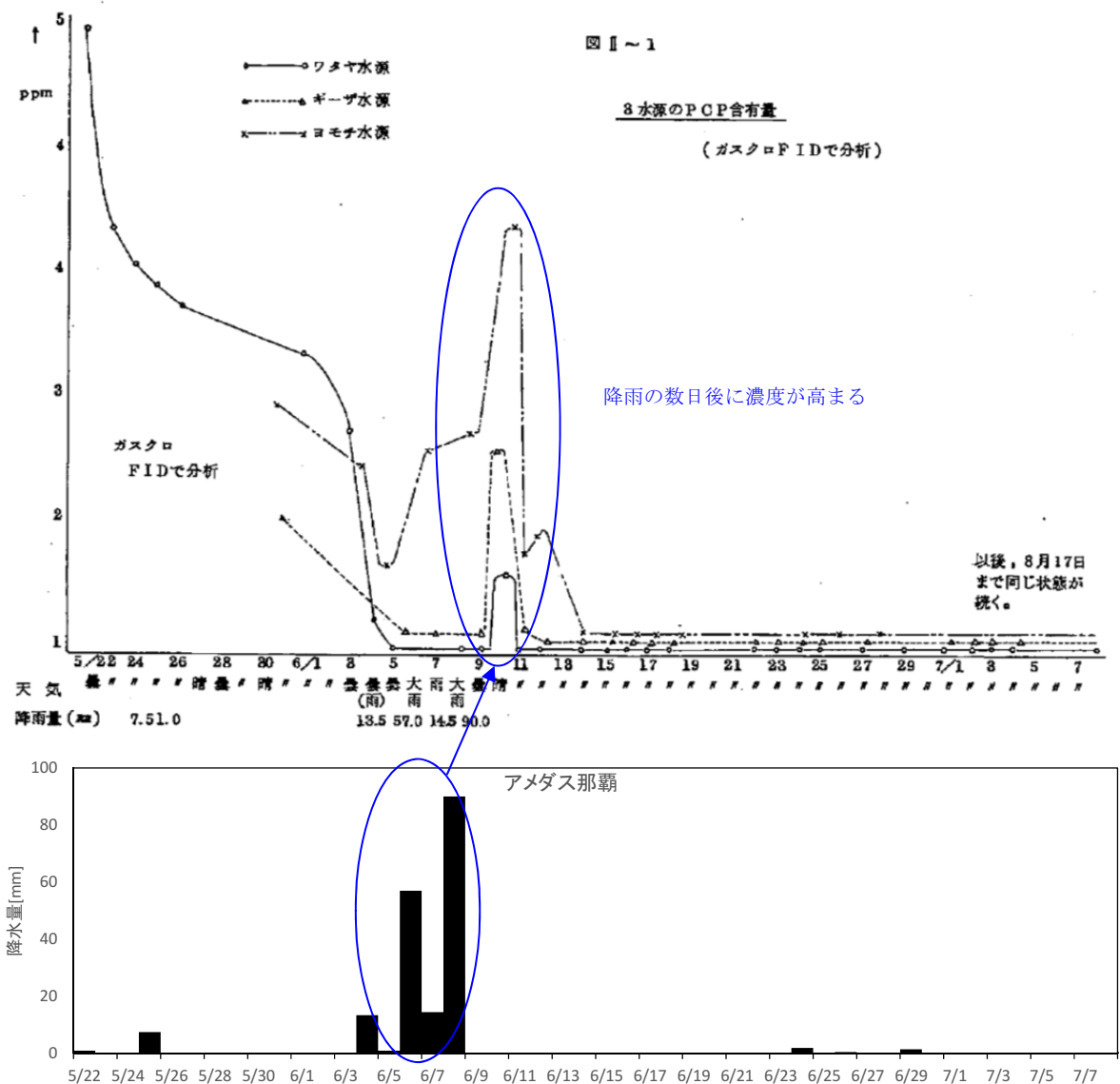
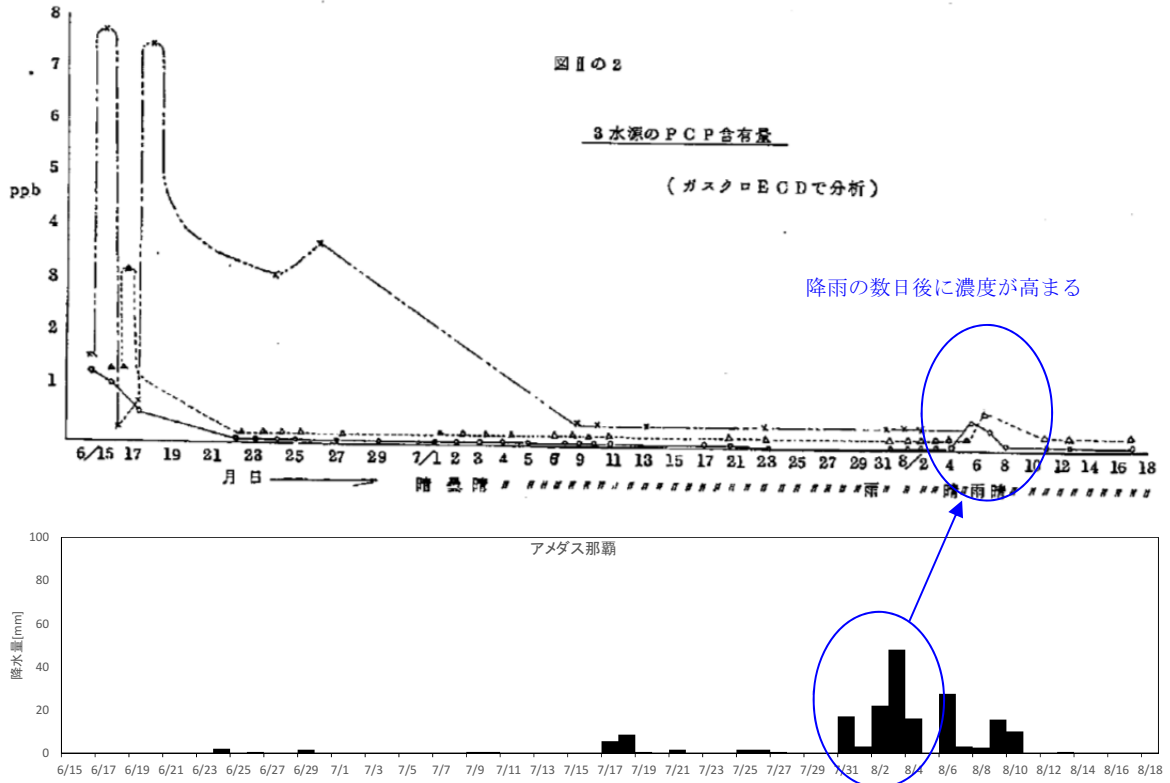


図 5-37 PCP含有量の時系列変動 (単位: ppm)



注：凡例は図 5-37 と同様

図 5-38 PCP 含有量の時系列変動 (単位：ppb)

(4) 地形・地下水の流れと PCP の実データとの関係

ここでは、PCP 水道汚染事例の調査地点の位置的關係を「地形」や「地下水流動場」と重ね合わせを行うことで、汚染物質 PCP がどのような経路でどの範囲に浸透していったかを考察することとした。

ただし、文献の地図情報は、現在の沖縄島の地形と若干異なるため、図 5-39 のように座標をずらして比較を行った。

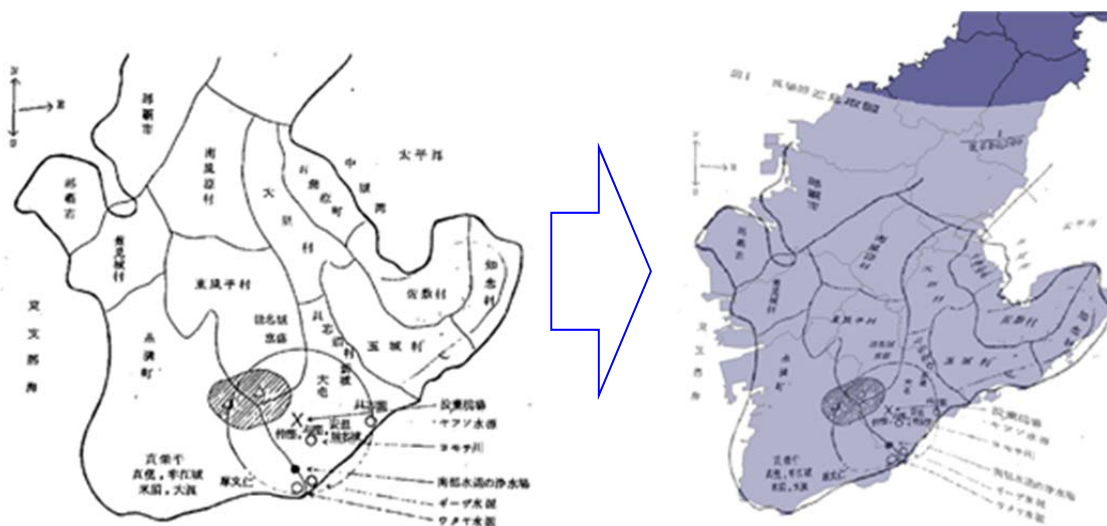


図 5-39 PCP 含有量の時系列変動 (単位: ppb)

PCP 水道汚染事例の調査地点と地表の地形を重ね合わせた結果を図 5-40 に、安元らによる地下水流動の計算結果⁴⁰と重ね合わせた結果を図 5-41 に示した。

図 5-41 を見ると、投棄場所からギーザ水源などの PCP が検出された場所まで、流速が相対的に速い地下水流動によって接続されている様子がわかる。地下水流速は最大 500m/day 程度であるため、2 km 移動するのに最短で4日程度要する概算となる。4日程度遅れて汚染がみられる点についても PCP 水道汚染事例の実態と整合が取れている。

地下水流動の計算は現場の流動場を完全に再現しているものとは言い切れないが、「水脈を通じて汚染が輸送されている」と考えられた当時の考察とよく整合している関係がみられている。

【地下水流動の計算結果について】

琉球石灰岩帯水層における地下水流動を計算する場合、不均質な地質の条件を設定する必要がある。

安元らの研究では観測された水位の情報を再現できるように地質条件を推定することで、不均質な地質の条件を設定する手法を採用している。

ここで示した地下水流動の計算結果は、少なくとも水位については再現性が確保されている流動場である。

(図の出典：安元ら(2015))

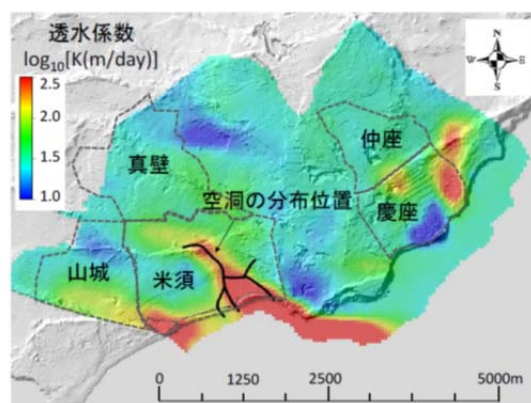


図-7 PESTによる透水係数の推定結果と空洞分布位置の比較

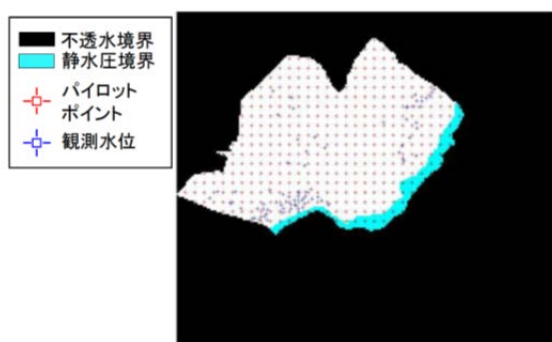


図-4 地下水流動モデルの境界条件及びパイロットポイントの配置と観測水位の位置

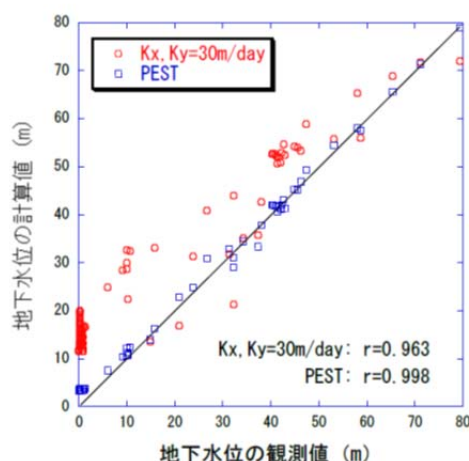
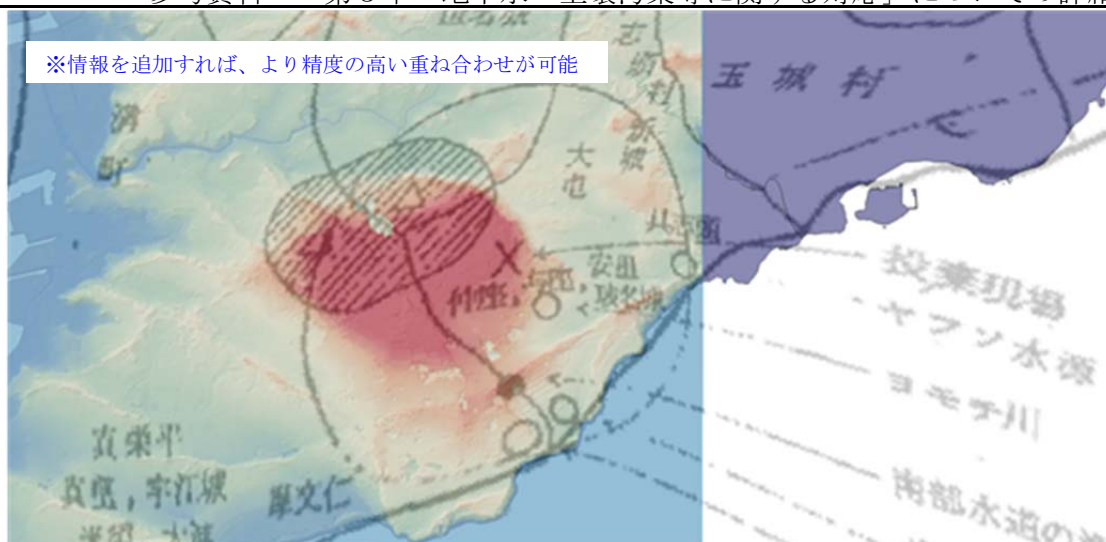


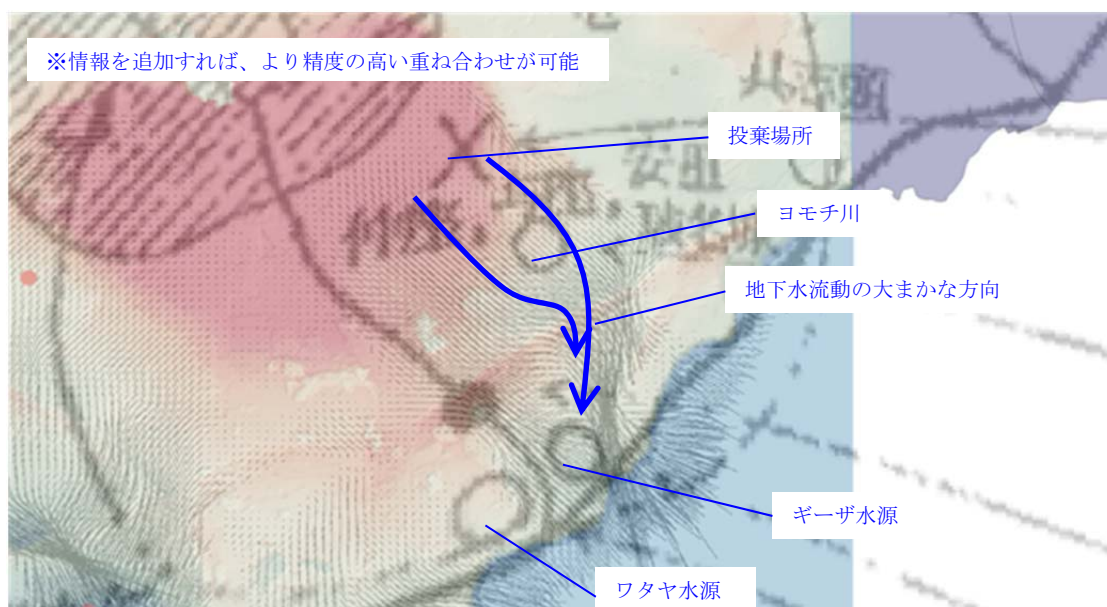
図-8 透水係数にPESTを利用した場合と一定値を与えた場合の地下水位の観測値と計算値の比較

⁴⁰「琉球石灰岩帯水層における広域地下水流動モデルの構築」(2015、土木学会論文集B1(水工学), Vol. 71, No. 4, p. I_217-I_222、安元純・阿部真己・中野拓治)



注：地表の地形の高低を ■ ■ ■ で示した

図 5-40 PCP 含有量の時系列変動



注：図中の一が地下水の流動場（直線が長いほど流速が大きい）

図 5-41 PCP 含有量の時系列変動

(5) 沖縄の特徴に合わせたリスク評価の考え方について

過去の PCP 水道汚染事例を参考にすると、琉球石灰岩帯水層における汚染物質の輸送の実態として、地下水の流速の大きい水脈を通じて、汚染物質の濃度減衰がほとんどないまま輸送されているような場合があることが明らかとなってきた。

このような物質の輸送（運命と輸送）は、通常の土壌における広がりながら濃度減衰していくような状況と大きく異なることが考えられる。

リスク評価を行う場合には、沖縄特有の汚染物質の輸送（運命と輸送）プロセスを十分に踏まえた評価が必要となる。

5.10 優先評価化学物質に該当するか否かを判定するためのスクリーニング評価における有害性情報の収集及び選定について

5.10.1 人健康影響

(1) 有害性情報の収集

人の健康影響については、表 5-13 に示す情報源から一般毒性、生殖発生毒性、変異原性、発がん性についての有害性情報を収集する。

表 5-13 化審法スクリーニング評価で使用する有害性情報の情報源

機関／情報源名	優先順位	人の健康影響に関する有害性			
		一般毒性	生殖発生毒性	変異原性	発がん性
化審法審査済み等の有害性データ（新規及び既存化学物質）	1	○	○	○	-
（独）製品評価技術基盤機構：「化学物質の初期リスク評価書」及び「化学物質有害性評価書」	1	○	○	○	-
厚生省試験報告：「化学物質毒性試験報告」化学物質点検推進連絡協議会	1	○	○	○	-
環境省環境リスク評価室：「化学物質の環境リスク評価」	1	○	○	-	-
日本産業衛生学会：許容濃度提案理由書及び許容濃度等の勧告（毎年発行）	1	○	-	-	-
OECD：SIDS レポート（SIDS Initial Assessment Report）	1	○	○	○	-
WHO/IPCS：「環境保健クライテリア（EHC）」	1	○	○	○	-
WHO/IPCS：「国際簡潔評価文書（CICAD）」（Concise International Chemical Assessment Documents）	1	○	○	○	-
FAO/WHO 合同食品添加物専門家会議（JECFA）：FAO/WHO Joint Expert Committee on Food Additives - Monographs（JECFA Monographs）	1	○	○	○	-
FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議（JMPR）：FAO/WHO Joint Meeting on Pesticide Residues - Monographs of toxicological evaluations（JMPR Monographs）	1	○	○	○	-
EU ECB（European Chemicals Bureau）：リスク評価書（EU Risk Assessment Report）	1	○	○	○	-
European Center of Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals（ECETOC）：Technical Report シリーズ及び JACC Report シリーズ	1	○	○	○	-
米国産業衛生専門家会議（ACGIH）：ACGIH Documentation of the threshold limit values for chemical substances（化学物質許容濃度文書）及び“TLVs and BEIs”	1	○	○	○	-
米国 EPA：Integrated Risk Information System（IRIS）	1	○	○	○	-
米国国家毒性プログラム（NTP）NTP Database Search Home Page	1	○	-	○	-
ATSDR：Toxicological Profile	1	○	○	○	-
カナダ環境省／保健省：Assessment Report Environment Canada：Priority Substance Assessment Reports	1	○	○	○	-
Australia NICNAS：Priority Existing Chemical Assessment Reports	1	○	○	○	-

参考資料 「第5章 地下水・土壌汚染等に関する対応」 についての詳細資料

機関／情報源名	優先順位	人の健康影響に関する有害性			
		一般毒性	生殖発生毒性	変異原性	発がん性
ドイツ学術振興会 (DFG) : MAK Collection for Occupational Health and Safety, MAK Values Documentations 及び List of MAK and BAT values	1	○	○	○	-
Patty' s Toxicology (5th edition, 2001)	1	○	○	○	-
United States Environmental Protection Agency (EPA) : Pesticides "Reregistration Eligibility Decision"	1	○	○	○	-
内閣府食品安全委員会：食品健康影響評価	1	○	○	○	-
厚生労働省：既存添加物の安全性の見直しに関する調査研究	1	○	○	○	-
US HPV Challenge Program (HPV-IS) (EPA 評価済みのもの)	1	○	○	○	-
Japan チャレンジプログラムで収集された有害性情報	1	○	○	○	-
WHO 飲料水質ガイドライン	1	○	-	-	-
EPA 水質クライテリア	1	○	-	-	-
WHO 欧州地域事務局大気質ガイドライン	1	○	-	-	-
国による GHS 分類結果 (厚生労働省 (中災防) 及び GHS 関係省庁連絡会議)	1	○	○	○	-
国内法令における基準値等 (水道水質基準、水質汚濁に係る環境基準値と要監視項目指針値、大気汚染防止に係る環境基準値、指針値、非食用農薬暫定 ADI 等)	1	○	-	-	-
EU ECB (European Chemicals Bureau) : International Uniform Chemical Information Database (IUCLID)	2	○	○	○	-
米国国立医学図書館 (NLM) : Hazardous Substance Data Bank (HSDB)	2	○	○	○	-
German Chemical Society-Advisory Committee on Existing Chemicals of Environmental Relevance: "BUA Report"	2	○	○	○	-
Dreisbach' s Handbook of Poisoning (13th edition, 2002)	2	○	-	-	-
農林水産省消費技術安全センター：農薬抄録	2	○	○	○	-
農薬工業会：農薬安全性情報 (公開情報一覧)	2	○	○	○	-
US HPV Challenge Program (HPV-IS) (EPA 評価済みでないもの)	2	○	○	○	-
EU ECHA (European Chemicals Agency) : Information on Registered Substances	2	○	○	○	-
WHO : International Agency for Research on Cancer (IARC: 国際がん研究機関) による発がん性カテゴリー	-	-	-	-	○
米国 EPA (米国環境保護庁) による発がん性カテゴリー	-	-	-	-	○
National Toxicological Program (NTP: 米国国家毒性プログラム) による発がん性カテゴリー	-	-	-	-	○
American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH: 米国産業衛生専門家会議) による発がん性カテゴリー	-	-	-	-	○
日本産業衛生学会による発がん性カテゴリー	-	-	-	-	○
EU における発がんクラス	-	-	-	-	○

注：沖縄の米軍基地における土壌汚染のリスク評価を行なうに当たっては、国内外の機関 (IARC、US EPA、US NTP、EU、ACGIH 及び日本産業衛生学会) のいずれかにおいて、人に対して発がん性を示すと分類された化学物質については、別途、IRIS 及び ATSDR 等の情報源から ADI、TDI 及び RfD 等の有害性情報を収集する。また、ADI、TDI 及び RfD が定められていないものについて、閾値がない場合は、ユニットリスクまたはスロープファクターを、閾値がある場合は、無毒性量 (NOAEL)、最小毒性量 (LOAEL)、無影響量 (NOEL)、最小影響量 (LOEL) 及びベンチマークドーズ (BMD) の情報を収集するものとする。

1) 閾値が有る場合の人の健康影響に関する許容量の設定

有害性情報は、化審法における信頼性評価の考え方に基づいて選定する。

人の健康影響に関する有害性情報は、優先順位の高い情報源から順次収集し、評価に採用し得るデータの候補が得られた時点で、仮選定及び信頼性評価を行う。優先順位1の情報源からデータの候補が得られない場合は、優先順位2の情報源に対し情報収集を行う。この収集過程において、有害性データが複数得られた場合は、表5-14に示す仮選定順位で順位付けを行い、さらに複数データがある場合には、最小の有害性評価値を与える有害性データが上位になるよう順位付けを行い、上位の有害性データから仮選定を行う。

また、有害性評価値導出に際し、収集した有害性データがNOEL (No Observed Adverse Effect Level : 無毒性量) やLOEL (Lowest Observed Adverse Effect Level : 最小毒性量) ではない場合においては、表5-15に示す区分に従い、それぞれNOEL相当、LOEL相当とする。不確実係数の設定等、有害性評価値の導出方法についてはスクリーニング評価手法(「スクリーニング評価手法の詳細(案)」等で規定された方法に従い算定する。

表5-14 有害性データが複数得られる場合の順位

順位	調査対象情報源において有害性項目ごとのキースタディ ⁴¹ に合致するか	無毒性量等
1	—	TDI (又はADI)
2	合致する	NOEL
3		LOEL
4	合致しない	NOEL
5		LOEL

表5-15 収集した有害性データがNOELやLOELではない場合の区分

NOEL相当とするもの	NOEL (No Observed Effect Level 無影響量)
	NOEC (No Observed Effect Concentration 無影響濃度)
	NOAEC (No Observed Adverse Effect Concentration 無毒性濃度)
	BMDL ₁₀ (Benchmark Dose Lower Confidence Limit 10 : 10%信頼限界値)
	最大投与量
LOEL相当とするもの	LOEL (Lowest Observed Effect Level : 最小影響量)
	LOEC (Lowest Observed Effect Concentration : 最小影響濃度)
	LOAEC (Lowest Observed Adverse Effect Concentration : 最小毒性濃度)
	TD _{Lo} (Toxic Dose Lowest : 最小中毒量)
	TC _{Lo} (Toxic Concentration Lowest : 最小中毒濃度)
	最小投与量

⁴¹ 有害性情報の使用可否の判断において、使用可に該当するデータが複数得られた場合、原則、その中の最も厳しいデータをキースタディとする。ただし、必要に応じ専門家の判断によりキースタディを選定するものとする。

選定した NOAEL、LOAEL は、下式に示すように不確実係数 (Uncertainty Factor: UF) 及び修正係数 (Modifying Factor: MF) で除して、参照容量 (Reference Dose: RfD) として許容量を算出する。米国環境保護庁の UF 及び MF の考え方を表 5-16 に示す⁴²。国内では初期リスク評価書において、同様の考え方を採用している⁴³。

$$RfD = NOAEL / (UF \times MF)$$

表 5-16 米国環境保護庁の不確実係数 (UF) 及び修正係数 (MF) の考え方

標準的な不確実係数 (UF)	
10H	平均的な人の健康影響を調べた有効な試験結果から人の個体差を外挿して評価する際に10倍する。人集団における個体間の感受性の変動を表す係数で「10H」と表記する。
10A	人のばく露データが適用できない又は不十分である場合で、実験動物の有効な長期毒性試験結果から人の健康影響を外挿して評価する際に、追加で10倍する。実験動物データを人の健康影響に外挿する際の不確実性を表す係数で「10A」と表記する。
10S	人の長期毒性データがない場合で、十分な実験動物の慢性毒性試験結果がない際に、追加で10倍する。慢性毒性のNOAELではないデータから慢性毒性のNOAELを外挿する際の不確実性を表す係数で「10S」と表記する。
10L	NOAELの代わりにLOAELからRfDを算出する際に追加で10倍する。LOAELからNOAELを外挿する際の不確実性を表す係数で「10L」と表記する。
修正係数 (MF)	
MFは専門家判断により、0より大きく10以下の不確実係数が決定される。MFの大きさは、科学的な不確実性の評価及び明確に専門家判断がされていないデータベース(データベース全体の完全性、試験された生物種数など)に基づいて決定される。デフォルト値は1である。	

2) 閾値がない場合の有害性の許容量 (発がんリスク) 設定

発がん性物質の有害性には閾値がないとされ、リスクレベルは発がんリスクで表される。国内のこれまでに実施されたリスク評価や、基準値の設定において採用されたリスクレベルを参考に、対策目標レベルの発がんリスクは 10^{-5} ~ 10^{-4} とすることが適当であると考えられる。

⁴² U. S. EPA, Reference Dose (RfD): Description and Use in Health Risk Assessments Background Document 1A. <https://www.epa.gov/iris/reference-dose-rfd-description-and-use-health-risk-assessments> (1993)

⁴³ 「化学物質のリスク評価について—よりよく理解するために—, pp 12-13」 (2016、(独) 製品評価技術基盤機構)

5.10.2 生態系

水生生物の有害性情報は以下により収集する。

なお、底生生物の有害性については、底質に蓄積されやすい有害物質による汚染が確認され、汚染土壌が周辺の流域に流出していることが確認された場合に対象とすることとし、有害性情報は、水生生物と同様に化審法の優先評価化学物質のリスク評価で実施している方法を参考に収集するものとする。

(1) 有害性情報の収集

生態影響については、表 5-17 の情報源から水生生物（魚類、甲殻類、藻類）等の長期毒性に関する有害性情報を収集する。

表 5-17 化審法スクリーニング評価で使用する生態影響情報の情報源

機関／情報源名	優先順位	備考
化審法審査済み等の有害性データ（新規及び既存化学物質）	1	-
（独）製品評価技術基盤機構：「化学物質の初期リスク評価書」及び「化学物質有害性評価書」	2	-
環境省 化学物質の環境リスク評価（生態リスク初期評価）で信頼性が評価された毒性値	2、 3、 4	優先順位 2：有害性データの信頼性が「A」または「B」 優先順位 3：有害性データの信頼性が「C」 優先順位 4：有害性データの信頼性が「D」
環境省（庁）等、国が実施した生態影響試験結果のうち、既に毒性値の信頼性評価がされているもの（生態リスク初期評価での信頼性が評価済みの有害性データ等）	1、 2、 3	優先順位 1：信頼性Aランク 優先順位 2：信頼性Bランク 優先順位 3：信頼性Cランク
農薬取締法及び水産動植物登録保留基準の設定に用いられた有害性データで、指定試験法の条件を満足するもの	1	界面活性作用のある分散剤を化審法試験法に規定する濃度以上に用いておらず、かつ、水溶解限度以下の有害性データ
米国環境保護庁（US EPA）Pesticide Ecotoxicity Database に登録された有害性データ	1、 2、 3	優先順位 1：カテゴリーが「C（Core）」に該当する有害性データのうち、化審法試験法と同等の試験により得られた有害性データ 優先順位 2：カテゴリー「S（Supplemental）」 優先順位 3：カテゴリー「IN（invalid）」
OECD：SIDS レポート（SIDS Initial Assessment Report）	1、 2、 3、 4	優先順位 1：「reliability」が「1」とされ、かつ試験が GLP に従って実施された有害性データのうち、化審法試験法と同等の試験により得られた有害性データ 優先順位 2：「reliability」が「1」（優先順位 1 のものを除く。）又は「2」 優先順位 3：「reliability」が「3」 優先順位 4：「reliability」が「4」
WHO/IPCS：「環境保健クライテリア（EHC）」	2	-
WHO/IPCS：「国際簡潔評価文書（CICAD）」（Concise International Chemical Assessment Documents）	2	-
EU ECB（European Chemicals Bureau）：リスク評価書（EU Risk Assessment Report）	2、 3	優先順位 2：「Valid」とされた有害性データ 優先順位 3：「Invalid」とされた有害性データ

参考資料 「第5章 地下水・土壌汚染等に関する対応」についての詳細資料

機関／情報源名	優先順位	備考
European Center of Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC) : 水生生物毒性データベース (ECETOC Aquatic Toxicity : EAT) に登録された有害性データ	2	-
Japan チャレンジプログラムで収集された有害性情報	1、2	優先順位 1 : 試験が GLP に従って実施された有害性データ 優先順位 2 : 試験が GLP に従って実施されなかった有害性データ
EU ECB (European Chemicals Bureau) : International Uniform Chemical Information Database (IUCLID)	2、3、4	優先順位 2 : 「reliability」が「1」又は「2」 優先順位 3 : 「reliability」が「3」 優先順位 4 : 「reliability」が「4」
EU ECHA (European Chemicals Agency) : Information on Registered Substances	2	「reliability」が「1」又は「2」

(2) 生態影響に関する有害性情報の選定について

化審法の新規化学物質の審査における有害性データの信頼性と大きく異なるものとする。試験法は化審法試験法・OECD 試験法等に準拠しており、生物種はこれら試験法での推奨種とし、エンドポイントは慢性毒性では無影響濃度 (No Observed Effect Concentration : NOEC)、急性毒性については半数致死濃度 (LC₅₀) と半数影響濃度 (EC₅₀) とする。

なお、慢性毒性での無影響濃度が得られない場合は、10%影響濃度 (EC₁₀) または最大許容濃度 (Maximum Acceptable Toxicant Concentration : MATC) 等を活用することができる。

有害性データは、以上の前提を踏まえて信頼性を評価し、「信頼性あり (制限なし) (ランク 1)」、「信頼性あり (制限付き) (ランク 2)」、「信頼性なし (ランク 3)」、「評価不能 (ランク 4)」の 4 つの信頼性ランクに区分する。リスク評価に用いる有害性データは、信頼性ランク「1」又は「2」に該当するものとする。栄養段階ごとに、基本的には、まず、慢性毒性試験による毒性値を優先して用い、次に毒性分類 (急性毒性・慢性毒性) が同じ場合は信頼性ランクの高い毒性値を、信頼性ランクが同じ場合は、より小さな毒性値を採用する。栄養段階により毒性値の信頼性ランクが異なる場合においても、同等に扱うものとする。

以上の原則により難しい場合には、専門家により、その妥当性を判断する。

5.11 米国スーパーファンド法でのばく露経路別のばく露の算出方法

米国スーパーファンド法の Regional Screening Level では、環境媒体、受容体、汚染物質、ばく露経路ごとに算出式が公表されている。公表されている算出式のリストを示す。

表 5-18 土壌濃度とばく露量との関係式が公表されている項目

環境媒体	受容体	物質種類	ばく露経路
土壌	居住者	非発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		変異原性物質	経口、経皮、吸入
		塩化ビニル	経口、経皮、吸入
		トリクロロエチレン	経口、経皮、吸入
	複合労働者	非発がん性物質	経口、経皮、吸入
		発がん性物質	経口、経皮、吸入
	屋外労働者	非発がん性物質	経口、経皮、吸入
		発がん性物質	経口、経皮、吸入
	屋内労働者	非発がん性物質	経口、経皮、吸入
		発がん性物質	経口、経皮、吸入
	建設労働者 (標準交通車両)	非発がん性物質	経口、経皮、吸入
		発がん性物質	経口、経皮、吸入
	建設労働者 (標準交通車両以外)	非発がん性物質	経口、経皮、吸入
		発がん性物質	経口、経皮、吸入
	レクリエーション 対象者	非発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		変異原性物質	経口、経皮、吸入
		塩化ビニル	経口、経皮、吸入
		トリクロロエチレン	経口、経皮、吸入
表流水	レクリエーション 対象者	非発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮
		発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮
		変異原性物質	経口、経皮
		塩化ビニル	経口、経皮
		トリクロロエチレン	経口、経皮
水道水	居住者	非発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		発がん性物質 (子供、大人)	経口、経皮、吸入
		変異原性物質	経口、経皮、吸入
		塩化ビニル	経口、経皮、吸入
		トリクロロエチレン	経口、経皮、吸入
大気	居住者	非発がん性物質	吸入
		発がん性物質	吸入
魚類摂取	居住者	非発がん性物質	経口
		発がん性物質	経口
土壌から地下水への移動			

5.12 PBESL2012 で取りまとめられた汚染物質の地下水の最高濃度の算定方法

土壌の濃度から地下水の濃度を算定する方法を表 5-19 に示した。ここで整理した算定方法は、石灰岩地盤を有する地域の特性に合わせた手法として「PBESL2012⁴⁴」という報告書に掲載されている内容を参考に整理している（グアム島で適用されている）。ただし、PBESL2012 の算定式は、RBCA toolkit⁴⁵等とよく整合しており、部分的に改良されているものである。

表 5-19 ばく露経路のプロセスごとの濃度の算定式

プロセス	算定式
汚染物質が土壌から浸出して浸出液となる	ここでは、土壌の濃度から浸出液の濃度を算定する。 平衡状態を仮定すると、以下の式から算定できる。 $\text{浸出液の濃度}(\mu\text{g/L}) = \frac{\text{土壌の濃度}(\text{mg/kg})}{\left(Kd + \left(\frac{\theta_w + (\theta_a \times H^1)}{\rho_b} \right) \right)} \times \left(\frac{1\text{mg}}{1,000\mu\text{g}} \right)$ ただし、 ρ_b は、乾燥した土壌のバルク密度 θ_w は、水で満たされた間隙率 θ_a は、空気で満たされた空隙率 Kd は、土壌と水の分配係数 H^1 は、ヘンリー定数
浸出液が地下水面に達するまで移動する	（安全側の取扱いとして、濃度は減衰しないものとする）
地下水面に達した浸出液が地下水に溶出する	ここでは、先ほどまで計算されてきた浸出液の濃度から地下水の濃度を算定する。浸出液と地下水の混合により、浸出液の汚染物質濃度は希釈されることになるため、希釈の度合い（希釈係数：DF）で除して以下の式から算定できる。 $\text{地下水の濃度}(\mu\text{g/L}) = \frac{\text{浸出液の濃度}(\mu\text{g/L})}{DF(\text{m}^3/\text{m}^3)}$

⁴⁴ CNMI DEQ and Guam EPA, Evaluation of Environmental Hazards at Sites with Contaminated Soil and Groundwater Pacific Basin Edition, CNMI DEQ and Guam EPA. (2012)

⁴⁵ GSI ENVIRONMENTAL Inc., Software Guidance Manual RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit Version 2, GSI ENVIRONMENTAL Inc., p.B-5(2007)

表 5-19 の算定に必要なパラメーターを表 5-20 に示す。表 5-20 についても PBESL2012 を参考に整理しているが、これはグアム島に適用されたものであるため、そのまま沖縄で利用してよいかどうか（適用性）についても併せて整理している。

表 5-20 算定に必要なパラメーターと適用性

パラメーター		デフォルト値または関連する算定式	適用性
ρ_b	乾燥した土壤のバルク密度	1.5	土壤の基本的な性質であり、情報があれば更新できる。
θ_w	水で満たされた間隙率	0.3	土壤の基本的な性質であり、情報があれば更新できる。
θ_a	空気で満たされた空隙率	$\theta_a \left(\frac{L_{air}}{L_{soil}} \right) = n \left(\frac{L_{water}}{L_{soil}} \right) - \theta_w \left(\frac{L_{water}}{L_{soil}} \right)$ $n : \text{土壤の間隙率}$ $n \left(\frac{L_{pore}}{L_{soil}} \right) = 1 - \left(\frac{\rho_b \left(\frac{kg}{L} \right)}{\rho_s \left(\frac{kg}{L} \right)} \right)$ <p> ρ_s : 土粒子密度 (2.65) L_{air} : 空隙の容積 L_{water} : 間隙水の容積 L_{pore} : 土粒子の容積 L_{soil} : 土壤の容積 (空隙、間隙水及び土粒子の和) </p>	土粒子密度 (ρ_s) 自体は大きく変化しないパラメーターと考えられる。 土壤のバルク密度 (ρ_b) と間隙率 (θ) が決まれば一意的に決まると考えられる。
K_d	土壤と水の分配係数	$K_d \left(\frac{L}{kg} \right) = K_{oc} \left(\frac{L}{kg} \right) \times f_{oc} (\text{unitless})$ <p> f_{oc} : 土壤の有機炭素含有割合 (0.002) K_{oc} : 有機炭素と水の分配係数 </p> <p>ただし、石灰岩帯水層の上に薄い土壤 (厚さ 1m) が覆っている状況の場合には、脆弱性を勘案して、K_d 値を 1/20 倍する^{注1}。</p>	物質や土壤の状況に応じて変化する。 <u>K_d 値について、石灰岩での値は不明なので実際に分析した方がよい。沖縄は pH が高いため本州と値が異なる。</u>
DF	希釈係数 (または希釈減衰係数)	20.0 (デフォルト値 ^{注2}) ただし、サイトの情報が十分に得られる場合は、物質収支から DF を以下の式で計算することも可能である。 $DF = 1 + \left(\frac{K \times i \times d}{I \times L} \right)$ <p> K : 透水係数 i : 動水勾配 d : 混合層の厚さ I : 浸透速度 L : 地下水面に平行な汚染源の長さ </p>	石灰岩帯水層を対象としている ESL surfer でもデフォルト値として 20 が採用されており、沖縄でも適用可能と考えられる。

注 1 : K_d 値を直接取得する場合は、 f_{oc} や K_{oc} は不要である。また、PBESL にて取得されたパラメーターは後述する。

注 2 : PBESL 2012 を参考にしている。土壤が浅い場合、有機塩素系農薬のような通常移動性を考慮しなくてよい化学物質が地下水へ移行するリスクを評価する必要が出てくる。このような懸念を評価するため、移動性の低い化学物質の吸着係数を 1/20 倍することとしている。ただし、吸着係数が大きいと判定する閾値は 30,000cm³/g としている。

PBESL 2012 では、土壌と水の分配係数 (K_d 値) を室内バッチ試験により取得している。バッチ試験により取得される前のデフォルトの K_d 値と試験結果の比較は、表 5-21 に示すとおりである。

表 5-21 K_d 値の比較

Chemical	¹ Published Koc Value (cm ³ /g)	² Modeled Kd Value (cm ³ /g)	³ Measured Kd Value (cm ³ /g)
Assumed Moderate- to High-Mobility Chemicals			
⁴ Ametryn	450	0.45	30
⁴ Atrazine	230	0.23	6.9
⁶ Benzene	170	0.17	8.4 to 203
⁷ Dieldrin	11,000	11	650-690
⁴ Diuron	136	0.14	86
⁴ Trifluralin	9,680	9.7	5,000
Assumed Low-Mobility Chemicals			
⁷ Aldrin	106,000	106	5,800-6,600
⁵ Arsenic	(not applicable)	29?	2,100 to 19,000
⁸ Chlordane	87,000	87	4,200-7,800
⁴ Dioxins	257,000	257	10,000-51,000

1. Default koc value used in leaching models (from USEPA 2011); refer to EHE guidance Appendix 1, Table J.
2. Calculated Kd used in ESL soil leaching model = koc x assumed Total Organic Carbon fraction of 0.001.
3. Based on results of SPLP batch test for soil samples collected at the noted site (see HDOH 2011).
4. *Site Investigation Report and Environmental Hazard Evaluation, East Kapolei II Pesticide Mixing and Loading Site*, Enviroservices & Training Center, LLC, March 2010.
5. *Remedial Alternatives Analysis & Response Action Report*, Former Ka'u Agribusiness, ASCI-ERM, November 2008. Leaching based soil screening levels for arsenic not included in EHE guidance; site-specific batch test data required. Noted Kd from USEPA SSL and RSL guidance (USEPA 1996, 2011).
6. *Remedial Investigation Report, Former GASCO Facility*, Weston Solutions, April 1, 2009.
7. *Results of Leachability Testing for Organochlorine Pesticides in Soil using the Synthetic Precipitation Leaching Procedure, Earhart I-4 Neighborhood, Hickam Air Force Base, Hawai'i*, Tetra Tech, December 18, 2009.
8. *Removal Action Plan and Environmental Hazard Evaluation, Ironwoods at Kailua*, Tetra Tech EM, Inc., July 18, 2011 (draft).

出典：PBESL2012 Appendix 8

地下水の濃度から、土壌の濃度としてのスクリーニングレベルを算定する場合は、表 5-19 に示した算定式を逆算して、以下のような算定式で求めることができる。

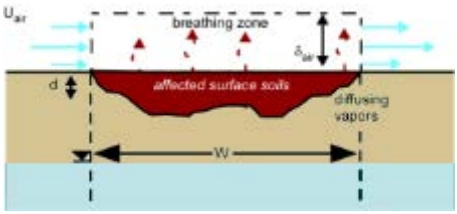
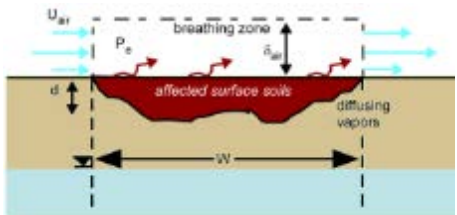
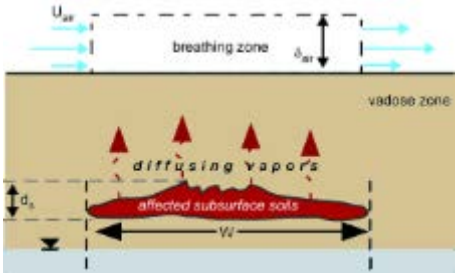
土壌のスクリーニング・レベル(mg/kg)

$$= \text{地下水の汚染物質の濃度} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) \times \left[K_d \left(\frac{\text{L}}{\text{kg}} \right) + \frac{\left(\theta_w \left(\frac{\text{L}_{\text{water}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) + \theta_a \left(\frac{\text{L}_{\text{air}}}{\text{L}_{\text{soil}}} \right) \times H' \right)}{\rho_b \left(\frac{\text{kg}}{\text{L}} \right)} \right]$$

5.13 RBCA Tool kit での汚染物質の大気への最高濃度の算定方法

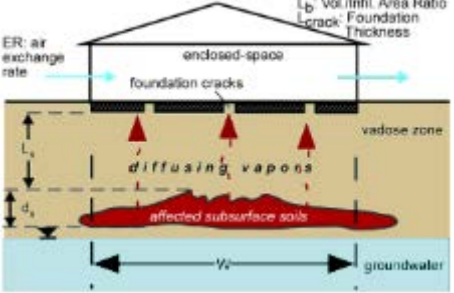
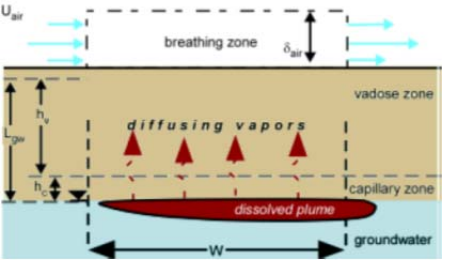
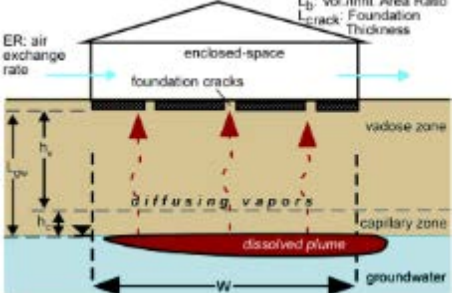
土壌または地下水の濃度から大気への濃度を算定する方法を表 5-22 に示し、算定に必要なとなるパラメーターを表 5-23 に示す。

表 5-22(1) ばく露経路のプロセスごとの濃度の算定式 (大気)

変数の定義	大気への濃度の算定式
<p>表層土壌から大気へ (蒸気)</p> 	<p>大気への濃度 $[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度}[\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}}]}{VF_{ss}}$</p> <p>ただし、$VF_{ss}$ には以下の式から小さい方を採用する。</p> $VF_{ss} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{2W\rho_s}{U_{\text{air}}\delta_{\text{air}}} \sqrt{\pi\tau(\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as})} \times 10^3$ $VF_{ss} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{W\rho_s d_s}{U_{\text{air}}\delta_{\text{air}}\tau} \times 10^3$
<p>表層土壌から大気へ (微粒子)</p> 	<p>大気への濃度 $[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度} [\text{mg}/\text{kg} \text{ soil}]}{PEF}$</p> <p>ただし、</p> $PEF \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{P_e W}{U_{\text{air}}\delta_{\text{air}}} \times 10^3$
<p>土壌から大気へ (屋外)</p> 	<p>大気への濃度 $[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度}[\text{mg}/\text{kg} \text{ soil}]}{VF_{samb}}$</p> <p>ただし、$VF_{samb}$ には以下の式から小さい方を採用する。</p> $VF_{samb} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{H\rho_s}{[\theta_{ws} + k_s\rho_s + H\theta_{as}] \left[1 + \frac{U_{\text{air}}\delta_{\text{air}}L_s}{D_s^{\text{eff}}W} \right]} \times 10^3$ $VF_{samb} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{W\rho_s d_s}{U_{\text{air}}\delta_{\text{air}}\tau} \times 10^3$

出典：GSI ENVIRONMENTAL Inc., Software Guidance Manual RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit Version 2, GSI ENVIRONMENTAL Inc., p. B-5 (2007)

表 5-22(2) ばく露経路のプロセスごとの濃度の算定式 (大気)

変数の定義	大気の濃度の算定式
<p>土壌から大気へ (室内)</p> 	<p>大気の濃度$[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度}[\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}}]}{VF_{\text{samb}}}$</p> <p>ただし, VF_{seps} には以下の式から小さい方を採用する.</p> $VF_{\text{seps}} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{H\rho_s}{[\theta_{\text{ws}} + k_s\rho_s + H\theta_{\text{as}}]} \left[\frac{D_s^{\text{eff}}/L_s}{ER L_B} \right] \times 10^3$ $VF_{\text{seps}} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}})} \right] = \frac{P_s d_s}{L_B ER \tau} \times 10^3$
<p>地下水から大気へ (屋外)</p> 	<p>大気の濃度$[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度}[\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}}]}{VF_{\text{wamb}}}$</p> <p>ただし,</p> $VF_{\text{wamb}} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{L}_{\text{water}})} \right] = \frac{H}{1 + \left[\frac{U_{\text{air}} \delta_{\text{air}} L_{\text{GW}}}{D_{\text{ws}}^{\text{eff}} W} \right]} \times 10^3$
<p>地下水から大気へ (室内)</p> 	<p>大気の濃度$[\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air}] = \frac{\text{土壌の濃度}[\text{mg}/\text{kg}_{\text{soil}}]}{VF_{\text{wesp}}}$</p> <p>ただし,</p> $VF_{\text{wesp}} \left[\frac{(\text{mg}/\text{m}^3 \text{ air})}{(\text{mg}/\text{L}_{\text{water}})} \right] = \frac{H \left[\frac{D_{\text{ws}}^{\text{eff}}/L_{\text{GW}}}{ER L_B} \right]}{1 + \left[\frac{D_{\text{ws}}^{\text{eff}}/L_{\text{GW}}}{ER L_B} \right] + \left[\frac{D_{\text{crack}}^{\text{eff}}/L_{\text{crack}} \cdot \eta}{ER L_B} \right]} \times 10^3$

出典: GSI ENVIRONMENTAL Inc., Software Guidance Manual RBCA Tool Kit for Chemical Releases, Risk-Based Corrective Action Tool Kit Version 2, GSI ENVIRONMENTAL Inc., p. B-5 (2007)

表 5-23 算定に必要なパラメーターと適用性（大気）

パラメーター		デフォルト値または関連する算定式	適用性
ρ_s	乾燥した土壌のバルク密度	1.5 (表 5-20 の ρ_b と同様)	-
k_s	土壌と水の分配係数	(表 5-20 の K_d と同様)	-
θ_{ws}	水で満たされた間隙率	0.3 (表 5-20 の θ_w と同様)	-
θ_{as}	空気で満たされた空隙率	(表 5-20 の θ_a と同様)	-
U_{air}	混合層における屋外大気速度 (m/s)	2.25	国内の気象記録等から設定可能と考えられる。
δ_{air}	混合層厚さ (大気) (m)	2.00	基本的なサイト情報であり、情報があれば更新できると考えられる。
τ	蒸気フラックスの平均時間 (年)	30 (住宅地) 25 (工業地)	-
d_s	汚染土壌の厚さ (m)	-	基本的なサイト情報であり、情報があれば更新できると考えられる。
Pe	単位面積あたりの汚染源からの吸引全粒子放出フラックス (g/cm ² -s)	$6.9e^{-14}$	-
L_s	表層土壌の厚さ (m)	1.00	基本的なサイト情報であり、情報があれば更新できると考えられる。
L_B	室内の容積/浸透面積比 (m)	2.00 (住宅地) 3.00 (工業地)	注
L_{crack}	室内の基礎または壁の厚さ (m)	0.15	注
L_{GW}	地下水面までの深さ (m)	3.00	基本的なサイト情報であり、情報があれば更新できると考えられる。
ER	室内の空気交換率 (1/day)	12 (住宅地) 20 (工業地)	注
η	基礎のクラック分率 (cm ² -クラック/cm ² -全面積)	0.01	注
D_s^{eff}	土壌中の通気帯の有効拡散係数	$D_s^{eff} \left[\frac{\text{cm}^2}{\text{s}} \right] = D^{air} \frac{\theta_{as}^{3.33}}{\theta_T^2} + \left[\frac{D^{wat}}{H} \right] \left[\frac{\theta_{ws}^{3.33}}{\theta_T^2} \right]$ <p>D^{air}: 空気中の分子拡散係数 (物質別) D^{wat}: 水中の分子拡散係数 (物質別) θ^x: 土壌間隙率 (0.38)</p>	土壌間隙率は土壌の基本的な性質であり、情報があれば更新できる。 分子拡散係数は基本的な物理パラメーターであり汎用性がある。
D_{ws}^{eff}	地下水面上の有効拡散係数	$D_{ws}^{eff} \left[\frac{\text{cm}^2}{\text{s}} \right] = (h_c + h_v) \left[\frac{h_c}{D_{cap}^{eff}} \right] \left[\frac{h_v}{D_s^{eff}} \right]$ <p>h_c: 毛管帯の厚さ (cm) h_v: 通気帯の厚さ (cm) D_{cap}^{eff}: 毛管水縁帯の有効拡散率 (cm²/s)</p>	通気帯・毛管帯の厚さは土壌の基本的な性質であり、情報があれば更新できる。 毛管水縁帯の有効拡散率は、化学的特質と土壌特質に依存するパラメーターである。

注：建物に関するパラメーターは ASTM 規格では米国の建物をベースに検討された Johnson and Ettinger モデルを用いている。一方で、ESL surfer では熱帯・亜熱帯地域の気候に対応した評価を行うための検討が行われており、参考にできる部分があると考えられる。室内の基礎または壁の厚さなどは、建築基本法を基に設定値を検討することができると考えられる。

第6章 国内使用禁止等物質及び基地内相当量使用物質の分析法

6.1 分析方法に関する指針

(1) 金属及び無機化合物

金属及び無機化合物の分析方法については JIS K0102:2016:工場排水試験方法(日本規格協会)、底質調査方法(平成 24 年 8 月 環境省水・大気環境局)などが容易に参照できる。JIS K0102 については水質の試験法であるが、酸による分解・抽出の手法によって土壌試料についても適用できる物質が多い。上記に記載がない物質については類似の物性を持つ(同族)物質の分析方法を参考に分析方法を検討する項が有効であることが多いが、物質独自の反応や妨害を示すものも多いので注意が必要である。また、要調査項目等調査マニュアル(現在は環境省 水・大気環境局 水環境課。調査年度毎に作成、発行されている。)で分析法が記載されている物質もあるため、こちらも参照されたい。

金属及び無機化合物において多く用いられる測定装置には以下の様なものがある。これらの装置については長所、短所及び測定妨害を引き起こす要因などにそれぞれ異なっているため、調査対象、必要とされる感度(検出下限)などを考慮して装置の選定を行うべきである。

1) フレーム原子吸光分析装置(AAS)

古くから金属類の分析に用いられている装置であり、以下の装置と比較すると安価である。多元素同時測定は基本的に行えず、また測定対象物質(元素)に応じたランプが必要となるため、調査対象物質が多くなる場合には不向きである。

2) 電気加熱式原子吸光分析装置(GFAAS)

原理はフレーム原子吸光分析装置に近いが、より比較的 1 回の測定に用いる試料量が少なく、また測定感度はフレーム原子吸光分析装置より高い(測定できる限界濃度が低い。ただし対象元素によって差がある)。フレーム原子吸光分析装置と同じく多元素同時測定は基本的に行えず、また測定対象元素に応じたランプが必要となるため調査対象物質が多くなる場合には不向きである。

3) 誘導結合プラズマ発光分析装置(ICP-AES 又は OES)

上記のフレーム原子吸光分析装置(AAS)及び電気加熱式原子吸光分析装置(GFAAS)と比較して測定感度の高い元素が多く、また多元素同時測定が可能である。また測定元素毎にランプを準備する必要がないため調査対象物質が多くなる場合には特に有用である。下記の誘導結合プラズマ質量分析計(ICP-MS)と比較して安価であるが、測定感度では劣る。

4) 誘導結合プラズマ質量分析計 (ICP-MS)

上記のフレイム原子吸光分析装置 (AAS)、電気加熱式原子吸光分析装置 (GFAAS) 及び誘導結合プラズマ発光分析装置 (ICP-AES 又は OES) に比べて測定感度が高く、また誘導結合プラズマ発光分析装置 (ICP-AES 又は OES) と同様、多元素同時測定が可能である。価格は上記のフレイム原子吸光分析装置 (AAS)、電気加熱式原子吸光分析装置 (GFAAS) 及び誘導結合プラズマ発光分析装置 (ICP-AES 又は OES) と比較して高価である。

(2) 揮発性有機化合物 (VOC)

揮発性有機化合物 (VOC) については JIS K0125 : 2016 : 用水・排水中の揮発性有機化合物試験方法、底質調査方法 (平成 24 年 8 月、環境省水・大気環境局) などが容易に参照できる。分析方法はページ・トラップ型あるいはヘッドスペース型のガスクロマトグラフ装置による分離測定が一般的であり、多物質の同時測定が可能である。

VOC の測定において多く用いられるガスクロマトグラフ装置について以下の検出装置が異なるものがある。

1) ガスクロマトグラフ/水素炎イオン検出器 (GC/FID)

以下のガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS) 等の装置と比較すると小型・安価であるが測定感度は劣る。別途燃料として水素を準備する必要がある (直接水から水素を発生する装置も市販されている)。

2) ガスクロマトグラフ/電子捕獲検出器 (GC/ECD)

比較的小型・安価で測定感度も高い装置であるが構造にハロゲン (塩素等) をもたない物質の測定は難しい。検出計に放射性同位元素 (ニッケル 63) を用いる装置が多い (密閉型で危険はほとんどない) ので厳正な管理を必要とする。

3) ガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS)

上記のガスクロマトグラフ/水素炎イオン検出器 (GC/FID) 及びガスクロマトグラフ/電子捕獲検出器 (GC/ECD) と比較すると高価であるが、測定感度が高く、また多くの化学物質に対応できる。VOC 測定で用いられる質量分析計は四重極型 (QMS) が主であるが、下記の化学物質ではさらに高感度、高選択性をもつ質量分析計が必要に応じて用いられる。

(3) 多環芳香族炭化水素 (PAHs)

PAHs については底質調査方法が容易に参照できる。水質について JIS K0102 等には現在記載がないが、要調査項目等調査マニュアルに記載があるため必要に応じて参照されたい。

測定についてはガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS) を用いるものが一般的である。メーカーによって PAH 測定用に作成された分離カラムが市販されており、多くの PAH 物質を同時に測定することが可能である。

底質調査方法ではガスクロマトグラフ/四重極型質量分析計 (GC/QMS) を用いることが想定されているが、より高感度、高選択性(試料中の妨害物質による影響が少ない)をもつ以下の様な装置が市販されているため、より高感度(低濃度レベルの評価)を必要とする場合には検討すべきである。

- ・ ガスクロマトグラフ/タンデム質量分析計 (GC/MS/MS)
- ・ ガスクロマトグラフ/イオントラップ型質量分析計 (GC/IT-MS)
- ・ ガスクロマトグラフ/飛行時間型質量分析計 (GC/TOF-MS)
- ・ ガスクロマトグラフ/高分解能質量分析計 (GC/HRMS)

注：2016年現在で普及している装置を例示しているが、適用できる測定装置は上記の限りではない。

(4) 農薬類、POPs 等の有機化学物質

農薬類や POPs などの有機化学物質については底質調査方法、農薬等の環境残留実態調査分析法(平成11年10月、環境庁水質保全局土壤農薬課)が容易に参照できる。底質調査方法及び農薬等の環境残留実態調査分析法に記載のない物質については外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル(平成10年10月、環境庁水質保全局水質管理課)、要調査項目等調査マニュアル、化学物質と環境(化学物質環境実態調査 調査結果報告書)(現在は環境省環境保健部環境安全課、調査年度毎に作成、発行されている。)等の資料にて分析方法を調査することができる。

測定装置としてはガスクロマトグラフ/電子捕獲検出器 (GC/ECD) 及びガスクロマトグラフ質量分析計 (GC/MS) が上記資料では用いられている。質量分析装置は四重極型 (GC/QMS) あるいは高分解能 (GC/HRMS) であるが、測定対象の必要とされる検出下限等によって選択すべきである。

上記に掲げた資料ではガスクロマトグラフによる分離が記載されているが、化学物質の物理化学的性質によっては液体クロマトグラフ装置 (LC) が有効であるものも多い。液体クロマトグラフに付随する検出装置はガスクロマトグラフ装置と類似しているが、一般的に下記のような装置が使用されている。

- ・ 液体クロマトグラフ/紫外可視吸光度計 (LC/UV)
- ・ 液体クロマトグラフ/四重極型質量分析計 (LC/QMS)

- ・ 液体クロマトグラフ/タンデム質量分析計 (LC/MS/MS)
- ・ 液体クロマトグラフ/イオントラップ型質量分析計 (LC/IT-MS)
- ・ 液体クロマトグラフ/飛行時間型質量分析計 (LC/TOF-MS)

注：2016年現在で普及している装置を例示しているが、適用できる測定装置は上記の限りではない。

(5) 燃料・油類

油類の分析については油汚染対策ガイドライン（平成18年3月、中央環境審議会土壌農薬部会土壌汚染技術基準等専門委員会）、底質調査方法が容易に参照できる。分析方法としてはガスクロマトグラフ/水素イオン化検出器（GC/FID）による方法、ガスクロマトグラフ/質量分析計（GC/MS）による方法、赤外分光光度計（IR）による方法、重量法（ヘキサン抽出物質の重量測定）があるが、油分の性質などの情報を得るにはGC/FID及びGC/MSによる方法が有用である。

なお、これらのGC/FIDあるいはGC/MSによる方法とIRによる方法、重量法においては測定の原理的な違いから対象となる油の性質が異なっており、分析結果が一致するものではないことに留意すべきである。

(6) 爆薬類、推進剤等

芳香族ニトロ化合物のような爆薬類について参照できる国内の資料は少ないが、米国EPAより液体クロマトグラフ/紫外可視吸光光度計（LC/UV）による方法（EPA Method 8330）及びガスクロマトグラフ/電子捕獲検出器（GC/ECD）による方法（EPA Method 8095）が公開されているのでこれを参照することができる。測定装置はGC/ECD及びLC/UVが前述マニュアルに記載されているが、他の検出装置（GC/MS、GC/MS/MS、GC/IT-MS、GC/TOF-MS及びGC/HRMS並びにLC/MS、LC/MS/MS、LC/IT-MS及びLC/TOF-MS等）によっても測定が可能であるので、必要とされる測定感度等を考慮して装置を選定すべきである。

なお、一部の物質については要調査項目等調査マニュアルに記載があるためこちらにも参照されたい。

ロケット、ミサイルの推進剤に用いられる過塩素酸については米国EPAよりイオンクロマトグラフ装置による分析方法が公開されている（EPA Method 314.0）また平成19年度版の要調査項目等調査マニュアルにもイオンクロマトグラフ及び液体クロマトグラフ法による記載があるため、必要に応じて参照されたい。

6.2 分析に関する精度管理

調査分析において、その結果の信頼性を担保する品質管理・精度管理の体制はいかなる場合でも重要であるが、基地特有の汚染物質に関する化学分析においては高度な技術を必要とする手法も多く、必要とされるスクリーニングレベルを正しく評価できる結果であったかを判断するために特に重要である。このため、下記の手順を参考に適切な精度管理を行い、結果を記録することを強く推奨する。

なお、底質調査方法に詳細な精度管理の方法が記載されているため参考とされたい。

(1) 精度管理の項目

化学分析における精度管理は、大きくは以下の様に分けることができる。

○内部精度管理

- ・ 標準作業手順書（SOP）の整備
- ・ 分析方法の妥当性評価（メソッドバリデーション）
- ・ 分析値の信頼性の評価

○外部精度管理

- ・ 技能試験
- ・ 精度管理調査(クロスチェック)

(2) 内部精度管理

1) 標準作業手順書（SOP）の整備

公定法のない分析法では、分析機関で行う操作手順を明確にし、再現性の高い分析を維持するため、分析に先立って機関で統一して用いるための標準作業手順書（SOP）を準備する必要がある。SOPに記載すべき内容としては以下の様なものがある。

- ・ 試料採取・運搬用器具等の準備、メンテナンス、保管及び取扱い方法
- ・ 分析用試薬類の準備、保管及び取扱い方法
- ・ 標準物質等の準備、標準溶液の調製、保管及び取扱い方法
- ・ 検量線等に使用する標準溶液の保証（トレーサビリティの確保）
- ・ 各前処理方法の操作の手順
- ・ 分析装置の測定条件の設定、調整、操作手順
- ・ 分析方法全工程の記録
- ・ 安全管理
- 等

SOPは操作毎に利用しやすいよう分冊として準備するのがよいが、発行や改訂については明確にし、分析時に旧版が誤って参照されることはないようにするべきである。

2) 分析方法の妥当性評価（メソッドバリデーション）

SOP を作成したのち、実際にその手順において分析操作を行った場合にて適切な結果を得ることが可能であるかを操作毎に評価する必要がある。問題が確認された場合（操作ブランク値が高い、回収率が低い、検出下限が目的に適うレベルに達しない、回収試験の結果が良好でないなど）、各作業手順や分析室内環境、器具・機材、試薬類（標準物質含む）、分析装置を点検して原因を究明してから再度確認を行う。原因が究明できない場合、あるいは作成した SOP では妥当な分析結果を得られないと判断された場合には手順の変更を検討する必要がある。

表 6-1 試料採取、分析室内環境、器具・機材、試薬類及び測定装置の評価の例

操作	内容
試料採取手順	採取器具、容器、採取環境などから分析対象物質の汚染が発生しないか。試料の採取後に対象物質の分解や容器への吸着がないか等
分析室内環境	室内環境(雰囲気等)から分析対象物質や測定妨害物質の汚染がないか等
器具・機材類	対象物質の揮散、付着・吸着、分解が発生しないか、計量器は目的に則した精度での計量が可能か等
試薬類	分析対象物質や測定妨害物質の汚染がないか等
測定装置	装置の安定性、分解能、応答性、感度変動などが目的とする能力に適うか等

表 6-2 分析方法の評価の例

操作	内容
装置検出下限値 (IDL)	低濃度標準溶液の繰返し試験等により機器測定の見出下限値を算出し、評価すべき値(スクリーニングレベル)より十分に低いことを確認する
分析方法検出下限値 (MDL)	操作ブランク試験、あるいは低濃度添加試料の繰返し試験等により分析操作全体での検出下限値を算出し、評価すべき値(スクリーニングレベル)より十分に低いことを確認する
検量線	検量線の直線性と範囲を確認し、想定される分析結果の範囲で適用が可能であることを確認する
認証標準物質の分析 ^注 又は添加回収試験	分析対象物質の濃度について認証値がある物質の分析を行い、認証値と十分に近い測定値が得られることを確認する。 あるいは実試料について一定量の分析対象物質の添加回収試験を行い、適切な回収率が得られることを確認する
操作ブランク試験	試料がない状態で分析操作を行い、分析対象物質が見出されない（あるいは目的の試料分析値(スクリーニングレベル)を評価できる十分に低い値である）ことを確認する。

注：分析対象物質によっては認証標準物質が入手できないものもある。この場合、添加回収試験などによって結果の妥当性を判断すること。

3) 分析値の信頼性の評価

分析方法の妥当性確認を行い、目的とする感度(検出下限)で分析が行えることを確認した後、実際の分析操作を行う。分析を行うに当たっては、日常の操作が正しく行われているか、分析に異常な要素はなかったかを常に確認し、記録する必要がある。確認のために必要な項目は分析方法などによって異なるが、一般的には以下の様な項目が挙げられる。

表 6-3 分析値の信頼性評価の為の試験項目の例

項目	内容
操作ブランク試験	試料がない状態で分析操作を行い、分析対象物質が検出されない(あるいは目的の試料分析値(スクリーニングレベル)を評価できる十分に低い値である)ことを確認する。
二重測定	同一の試料について複数回分析を行い、ほぼ同じ分析値が得られることを確認する。
日常の精度管理用試料による試験	あらかじめ分析を行い、結果を得ている試料について分析を行い、ほぼ同じ分析値が得られることを確認する
認証標準物質による試験 ^注	分析対象物質の濃度について認証値がある物質について定期的に分析を行い、認証値と十分に近い測定値が得られることを確認する。
装置の性能点検	

注：分析対象物質によっては認証標準物質が入手できないものもある。この場合は精度管理用試料の分析結果のみによって評価することとなるが、意図しない分析値の偏り(バイアス)を防ぐため、外部機関との比較試験などを行うことが望ましい。

これらの項目については頻度や手段、良否の判断基準についてあらかじめ決定し、標準作業手順書(SOP)として作成する。また日常の分析操作については操作を行った日時、場所、使用した試薬等及び使用した装置と性能確認データについて記録し、保管すること。

(3) 外部精度管理

「(2) 内部精度管理」の内容に準じて適正な精度管理を行った場合においても、想定していない要因によって正しく分析値を得られていないケースが少なからず確認される。これらのケースは分析機関特有の未確認の原因によるものの可能性が大きいため、外部試験機関が主催する技能試験や精度管理調査(クロスチェック)などに定期的に参加し、他の分析機関の結果との比較を行うことで分析手順及び結果の妥当性を確認することが望ましい。

なお、環境調査が一般的でない分析対象物質においては上記技能試験や制度管理調査が行われていない場合も存在する。この場合には同様の方法にて分析を行える外部機関と同一試料の分析を行い、その結果を比較することで分析手順及び結果の妥当性を確認することが望ましい。

第7章 環境対策の考え方

7.1 土壤汚染対策法に則した環境対策の考え方

(1) 基本的な考え方

土壤は水や大気と比べ移動性が低く、土壤中の有害物質も拡散・希釈されにくい
ため、汚染土壤から人への有害物質のばく露経路の遮断により、リスクを低減し得
るという特質がある。

このため、土壤汚染対策法では、このような土壤汚染の特質から、国民の健康の
保護という公益の実現を図る上で、必要な限度で必ずしも過重な負担を伴わないリ
スク低減措置を講じることにより、可能な限り速やかに適切なリスク管理を行うこ
ととされている。

一方で、土壤汚染対策法では、土地利用や土壤の特性、周辺環境など様々な要因
に関係なく、非意図的に汚染土壤を生涯摂取し続けた場合や汚染地下水を生涯飲用
し続けた場合を想定した一律基準が設けられており、その基準に適合させることと
なっている。

このため、自然由来レベルの低濃度汚染である場合においても、掘削除去による
完全浄化を講じているケースが多く、多大な経済的負担を伴った過剰な環境対策が
行われているのが現状である。

米軍基地を管理・運用している米国本国では、土地利用に応じた基準値を設けて
おり、汚染物質の有害性とばく露経路を考慮したリスク評価という考え方にに基づき、
リスクベースで修復目標を土地ごとに定めている。

平成8年のSACO及び平成18年のSCCにより返還合意された基地は、普天間飛行
場(481ha)をはじめとして面積が広大で、多くの施設も存在するため、掘削除去に
よる完全浄化は、環境対策に係る費用についても膨大で、期間の長期化や環境への
負荷が大きくなることも想定される。

平成18年のSCCにより返還合意された6施設については、関係市町村、地主
会等の協力のもと、沖縄県により広域的な視点から6施設が連携した跡地利用の方
向性を示す中南部都市圏駐留軍用地跡地利用広域構想(平成25年1月、沖縄県)が
とりまとめられ、キャンプ桑江南側地区などでは、土地区画整理事業による公共事
業を中心とした整備計画が示されている。

返還予定の基地における環境対策にあたっては、これらを踏まえて、リスク評価
を活用し、対象とする土地特有の条件を考慮した修復目標を設定することにより、
公共用地内に汚染土壤を残置したまま土地の活用を図る対策方法や土地利用の検
討、また、大規模な面的整備事業であるスケールメリットを活かした対策方法の検
討も有用と考えられる。

1) 土壌・地下水汚染による環境リスク

リスク評価を活用した土壌・地下水汚染対策の考え方（ガイダンス）（一般社団法人土壌環境センター 平成26年10月）によれば、土壌・地下水汚染による環境リスクは、一般に土壌・地下水中に存在する化学物質の有害性（ハザード）とばく露量（摂取量）の積で表され、土壌・地下水中での化学物質のばく露経路やばく露量によって異なるとされている。

環境リスクとして人の健康被害のおそれ（健康リスク）を取り上げた場合、化学物質により人に何らかの健康影響が生じるのは、次に示すすべての条件が満たされた場合である。

- ①化学物質に何らかの有害性（ハザード）があること
- ②化学物質にばく露する（化学物質を摂取する）機会があること
- ③化学物質へのばく露量（摂取量）が有害性の発現に十分であること

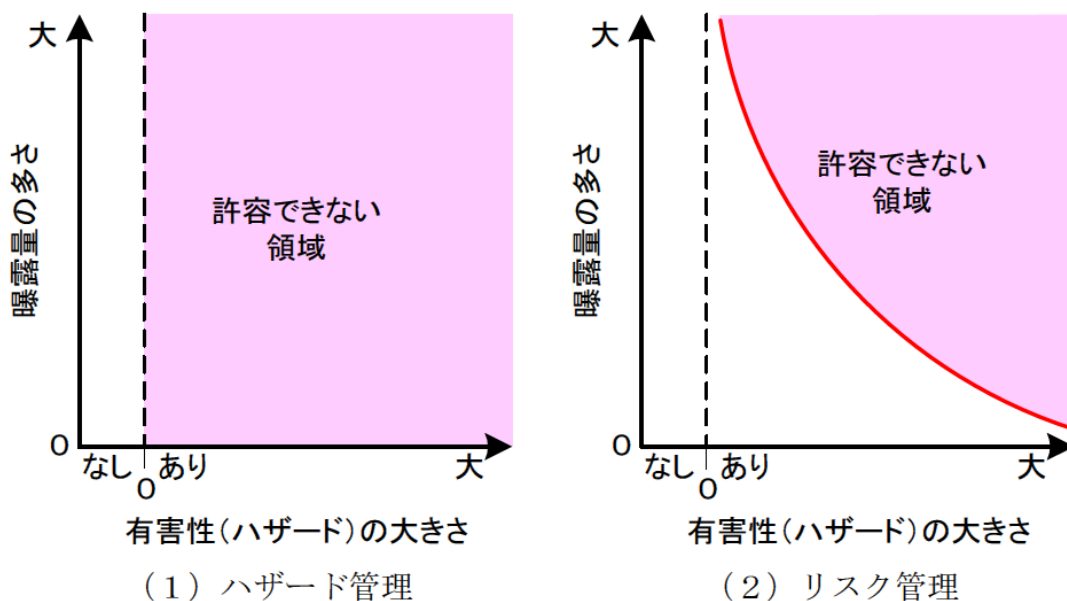
したがって、有害性のある化学物質が土壌・地下水中に存在する場合においてもばく露する機会がなければ環境リスクは生じないこととなる。また、ばく露する機会がある場合においても、健康被害が生じる可能性のある量よりもばく露量が少なければ環境リスクが許容されるレベルに収まることとなる。

2) 土壌・地下水汚染による環境リスクへの対応

土壌・地下水汚染による環境リスクへの対応には「ハザード管理」と「リスク管理」があり、その概念は図7-1に表されるとおりである。

「ハザード管理」は、すべての化学物質はあるレベルの有害性（ハザード）を有しているという前提に立ち、土壌・地下水中に有害物質が存在しないことを目指し、土壌・地下水中の有害物質の濃度を許容できる一定レベルの濃度以下にする管理手法である。

一方、「リスク管理」は、有害性（ハザード）の大きさのみで評価を行うのではなく、その化学物質へのばく露状況も考慮し、土壌・地下水汚染による環境リスクを許容できるレベルにする管理手法である。



出典：「リスク評価を活用した土壌・地下水汚染対策の考え方（ガイダンス）」（平成 26 年 10 月、一般社団法人土壌環境センター）

図 7-1 ハザード管理とリスク管理の概念図

土壌汚染対策法における土壌汚染対策は、リスク管理の考え方を基本としており、土壌汚染によるリスクを許容範囲に抑える方法として、表 7-1 に示す 4 つの対策方法による措置を定めている。土壌・地下水汚染対策におけるハザード及びリスク管理の方法と対策方法は表 7-2 に示すとおりである。

表 7-1 土壌汚染によるリスクを許容範囲に抑える対策方法

リスク防止方法		内 容	ハザード管理	リスク管理
①	ばく露管理	汚染土壌と人が接触する機会を抑制する方法	×	○
②	ばく露経路遮断	汚染土壌又は汚染土壌中に含まれる特定有害物質が人にばく露しないよう移動を遮断する	×	○
③	ばく露量低減	ばく露経路途中での汚染物質濃度の減衰を高めて、人にばく露する段階での汚染物質濃度を低減する	×	○
④	土壌浄化 (地下水浄化)	汚染源の汚染土壌（地下水）を浄化することで、人にばく露する段階での汚染物質濃度を低減する	○	○

出典：「リスク評価を活用した土壌・地下水汚染対策の考え方（ガイダンス）」（平成 26 年 10 月、一般社団法人土壌環境センター）

表 7-2 土壌・地下水汚染対策におけるハザード及びリスク管理の方法と対策方法

対策実施位置		汚染源の範囲			汚染源の範囲の周辺	
曝露の形態		土壌からの直接摂取 (摂食、皮膚接触による吸収)	地下水の飲用	大気・室内空気の吸入	地下水の飲用	大気・室内空気の吸入
ハザード管理の方法	土壌浄化	・掘削除去 ・原位置浄化	・掘削除去 ・原位置浄化	・掘削除去 ・原位置浄化	—	—
リスク管理の方法	曝露管理	・立入禁止	・飲用禁止 ・地下水モニタリング	・立入禁止 ・大気・室内空気モニタリング ・土壌ガスモニタリング	・飲用禁止 ・地下水モニタリング	・立入禁止 ・大気・室内空気モニタリング ・土壌ガスモニタリング
	曝露経路遮断	・盛土 ・舗装 ・土壌入換え ・封じ込め	・封じ込め	・舗装 ・封じ込め ・建物捕集 (亀裂封鎖)	・封じ込め (地下水) ・遮水 ・透過性地下水浄化壁 ・バイオバリア ・バリア井戸	・封じ込め (空気) ・遮蔽
	曝露量低減	・盛土 ・原位置浄化	・不溶化 ・地下水浄化 ・原位置浄化	・盛土 ・空気浄化 ・換気 ・原位置浄化	・透過性地下水浄化壁 ・地下水浄化	・空気浄化 ・換気
	土壌浄化	・掘削除去(一部) ・原位置浄化(濃度低減)	・掘削除去(一部) ・原位置浄化(濃度低減)	・掘削除去(一部) ・原位置浄化(濃度低減)	—	—
	地下水浄化	・地下水揚水処理 ・原位置浄化	・地下水揚水処理 ・原位置浄化	・地下水揚水処理 ・原位置浄化	・地下水揚水処理 ・原位置浄化	・地下水揚水処理 ・原位置浄化

出典：「リスク評価モデル普及・ツール化検討部会，土壌・地下水汚染対策におけるリスク評価の活用についてのガイダンスの作成」（2014、第20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，S5-15、中島誠・山田優子・鈴木弘明・白井昌洋・伊藤豊）

3) 土壌汚染対策法におけるリスク低減措置の考え方

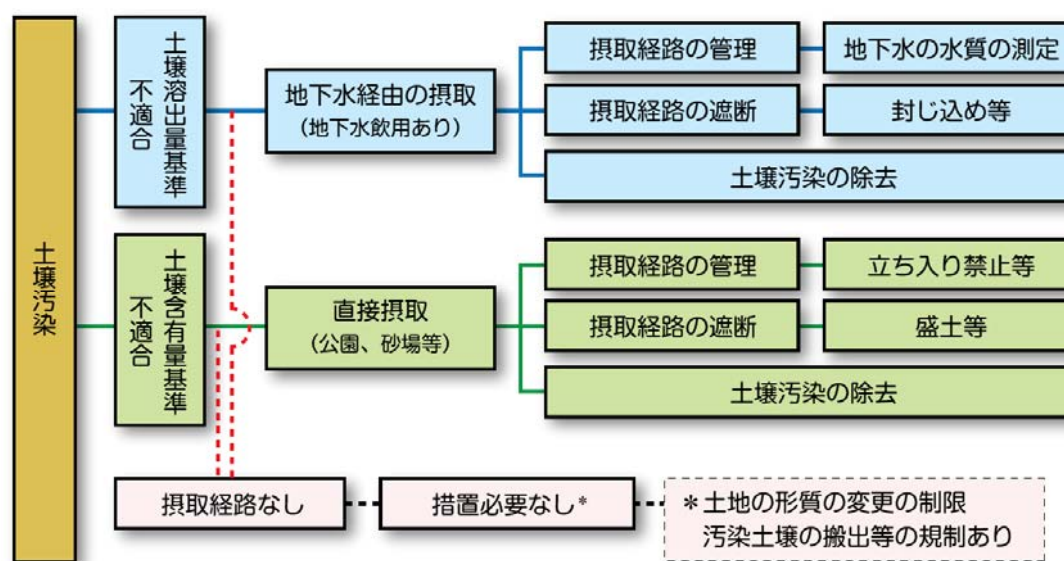
土壌汚染対策法では、リスク管理を基本とした必要かつ合理的なリスク低減措置を講じることとされているが、一方で、実際の土壌汚染対策では、健康リスクの大小にかかわらず、掘削除去による完全浄化が選択されているのが現状である。

このような現状を受け、中央環境審議会は、今後の土壌汚染対策の在り方について（答申）（平成20年12月）において、「掘削除去は汚染土壌の所在を不明にするおそれや搬出に伴い汚染を拡散するおそれがあることから問題となっていることから、サイトの汚染状況に応じた合理的で適切な対策を促進する」ものとする答申を行った。

これを踏まえて、より合理的かつ適正なリスク管理の実現を図るため、平成22年4月に土壌汚染対策法が改正、施行され、要措置区域・形質変更時要届出区域の区分、要措置区域における指示措置の創設等、これまでの掘削除去に偏重した土壌汚染対策から、健康被害のおそれの有無に留意した適切な土壌汚染対策を講ずるといったリスク管理の考え方が強化された。

具体的には、土壌汚染状況調査の結果、基準不適合が確認された場合においても、下流域等の周辺地域において地下水の飲用利用などがなければ人への健康影響のおそれがないとして、直ちに措置を実施しなくてもよい形質変更時要届出区域に指定されること、要措置区域であっても完全浄化を要求するのではなく、「ばく露の管理」のための立入禁止や「ばく露経路遮断」のための封じ込め等の指示措置が発出されることなどがあげられる。

このように土壌汚染対策法では、汚染の程度や健康被害のおそれの有無に応じて合理的で適切に講ずべき措置として、指示措置が定められている。



出典：「事業者が行う土壌汚染リスクコミュニケーションのためのガイドライン」（平成 27 年 6 月、公益財団法人日本環境協会）

図 7-2 土壌汚染対策法におけるばく露（摂取）経路と措置（対策）

(7) 直接摂取によるリスクに係る措置

本措置は土壌含有量基準に適合しない汚染土壌に対して行うもので、「土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）」（平成 24 年 8 月、環境省）では、表 7-3 に示す措置が示されている。

このうち、一般に必要なかつ合理的な措置として、ばく露経路を遮断することにより人の健康影響も防止し得ることから、「盛土」が指示措置とされている。

なお、直接摂取等によるリスクに関する対策の内容等は、節末の表 7-6 に示すとおりである。

表 7-3 直接摂取によるリスクに対する汚染の除去等の措置

措置の種類	通常の土地	盛土では支障がある土地*1	特別な場合*2	【凡例】
舗装	○	○	○	◎講ずべき汚染の除去等の措置（指示措置） ○環境省令で定める汚染の除去等の措置（指示措置と同等以上の効果を有すると認められる措置） ×選択できない措置
立入禁止	○	○	○	
盛土	◎	×	×	
土壌入換え	○	◎	×	
土壌汚染の除去	○	○	◎	

*1 「盛土では支障がある土地」とは、住宅やマンション（一階部分が店舗等の住宅以外の用途であるものを除く。）で、盛土して50 cmかさ上げされると日常生活に著しい支障が生ずる土地

*2 乳幼児の砂遊び等に日常的に利用されている砂場等や、遊園地等で土地の形質の変更が頻繁に行われ盛土等の効果の確保に支障がある土地については、土壌汚染の除去を指示することとなる。

出典：「土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）」（平成24年8月、環境省）

(イ) 地下水等の摂取によるリスクに係る措置

本措置は、土壌溶出量基準に適合しない汚染土壌に対して行うもので、土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）（平成24年8月、環境省）では、表7-4に示す措置が示されており、当該土地の周辺の地下水が飲用利用等されている場合にリスク低減措置を行うこととなる。

この場合、地下水等への溶出の有無によりその措置が異なっており、地下水等への溶出がない場合には、一般に必要なかつ合理的な措置として、継続的に地下水等のモニタリングを行う「地下水の水質の測定」が、指示措置とされている。

一方、地下水等への溶出があって、地下水汚染が生じている場合には、一般に必要なかつ合理的な措置として、当該汚染地下水が周辺に拡散しないよう「封じ込め」を行えば人の健康影響は防止し得ることから、「封じ込め」が指示措置とされている。

なお、地下水の摂取等によるリスクに関する対策の内容等は、節末の表7-7に示すとおりである。

表 7-4 地下水の摂取に係るリスクに対する汚染の除去の措置

措置の種類	第一種特定有害物質 (揮発性有機化合物)		第二種特定有害物質 (重金属等)		第三種特定有害物質 (農薬等)		【凡例】 ◎講ずべき汚染の除去等の措置（指示措置） ○環境省令で定める汚染の除去等の措置（指示措置と同等以上の効果を有すると認められる措置） ×選択できない措置
	第二溶出量基準		第二溶出量基準		第二溶出量基準		
	適合	不適合	適合	不適合	適合	不適合	
原位置封じ込め	◎	◎*	◎	◎*	◎	×	
遮水工封じ込め	◎	◎*	◎	◎*	◎	×	
地下水汚染の拡大の防止	○	○	○	○	○	○	
土壌汚染の除去	○	○	○	○	○	○	
遮断工封じ込め	×	×	○	○	○	◎	
不溶化	×	×	○	×	×	×	

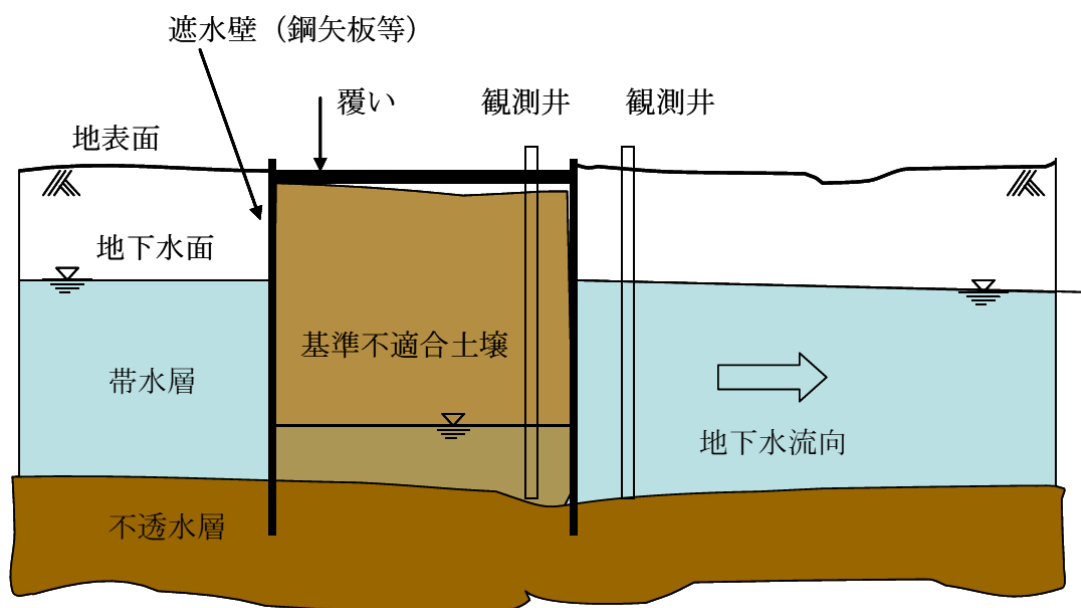
* 基準不適合土壌の汚染状態を第二溶出量基準に適合させた上で行うことが必要。

出典：「土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）」（平成24年8月、環境省）

特に地下水の摂取に係るリスクに対する指示措置である原位置封じ込めは、基準不適合土壤のある区域の側面を囲み、基準不適合土壤の下にある不透水層のうち、最も浅い位置にあるものの深さまで、鋼矢板その他の遮水の効力を有する構造物を設置するものである（土壤汚染対策法施行規則別表第6の2の項）。

返還予定の基地に広く分布する琉球石灰岩層は、未固結の砂礫状のものから硬く固結した塊状のものまで混在し、大きな空隙や空洞なども存在するため、強度のばらつきが大きく、不均一で複雑な地層である。また、層厚の変化が大きく、鋼矢板等の遮水壁の根入れ部となる島尻泥岩層まで最大で数十mに達するところも存在する。

このため、琉球石灰岩層を貫通して鋼矢板等の遮水壁を打設するには非常に困難が伴うとともに、打設によって地下水流動環境に影響を与えるおそれがあることから、施工にあたっては工法の選択や施工管理などに十分に留意する必要がある。また、鋼矢板等の遮水壁を打設にあたっては、磁気探査実施要領（案）に基づいて、施工箇所の事前調査を行い、不発弾等が埋没している可能性が否定できない場合は磁気探査を行う必要がある。



出典：「土壤汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）」
（平成24年8月、環境省）

図 7-3 原位置封じ込め（一例）概念図

4) 土壤汚染地における合理的な対策の在り方

土壤汚染地における合理的な対策の基本的な考え方としては、土地の活用方法を考慮して、土地利用上の制約が最小限で、かつ、低コストな措置により環境リスクの低減化を図って指定基準に適合させることである。

また、環境リスクが指定基準に適合した状態が維持されるよう、土地活用を図りながら、リスク管理を継続するとともに、土地の形質の変更等を行う場合には、環境リスクが指定基準に不適合となることのないよう注意し、基準不適合となる場合は指定基準に適合させるためのリスク低減化策を講じることが必要である。

土壤汚染地における合理的な対策の普及を図り、土壤汚染地の取引円滑化と有効活用を促進することを目的として、国土交通省により、掘削除去以外の合理的な対策による土地活用事例についての収集・整理、土壤汚染対策と土地利用の要因分析が行われている⁴⁶。

本報告書において、土地活用と整合した土壤汚染対策を進める上での検討の流れと考慮すべき事項について、次のとおり示されている。

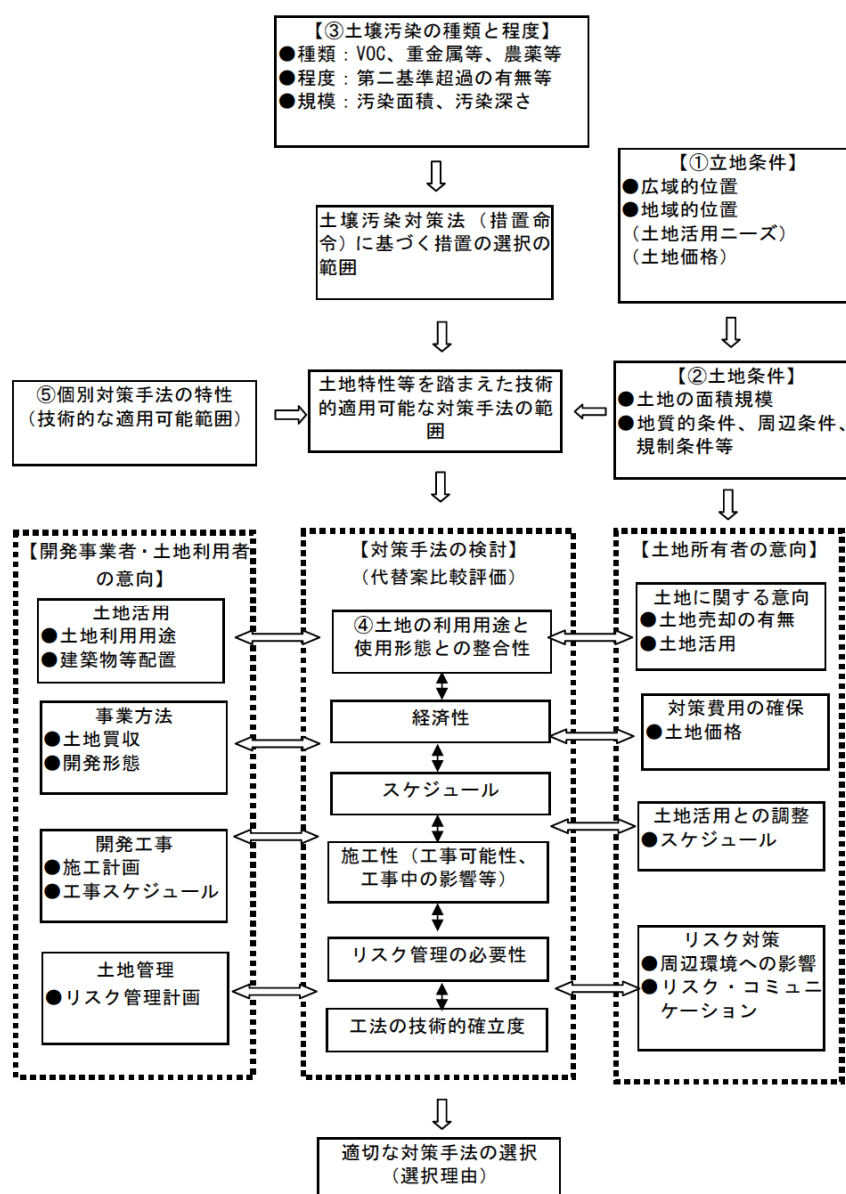
(7) 土地活用と整合した土壤汚染対策の検討の流れ

土地活用と整合した土壤汚染対策を進める上での検討の流れを図 7-4 に示す。

土地活用については、広域的・地域的な立地条件、敷地の面積等の土地条件や立地特性、土壤汚染の状況等を踏まえて、当該土地に対する用途別の土地利用ニーズ、施設建設コストや資金計画、事業採算見通しなどを総合的に検討してプランが決定される。

土地活用と整合した土壤汚染対策については、土壤汚染状況を前提として周辺の土地状況や利用や飲用井戸の存在の有無等の条件を踏まえて、技術的に適用可能な工法の中から、経済性、スケジュール、施工性、リスク管理の必要性、工法の技術的確立度などを考慮して選択される。

⁴⁶「合理的対策によって土壤汚染地の有効活用に成功した事例に関する情報収集・分析業務 報告書」(平成 22 年 3 月、国土交通省土地・水資源局土地政策課土地企画調整室)



出典：「合理的対策によって土壌汚染地の有効活用に成功した事例に関する情報収集・分析業務報告書」（平成 22 年 3 月、国土交通省土地・水資源局土地政策課土地企画調整室）

図 7-4 土地利用と整合した土壌汚染対策法の検討の流れ

(イ) 土地活用と整合した土壌汚染対策を進める上で考慮すべき事項

土地活用と整合した土壌汚染対策を進める上で検討・整理すべき項目は、①立地条件、②土地条件、③土壌汚染の種類と程度、④土地の利用用途と使用形態、⑤技術的適用可能な土壌汚染対策手法の 5 つが考えられるとされ、それぞれの項目についての考慮すべき事項が、表 7-5 に示されている。

表 7-5 (1) 土地活用と整合した土壌汚染対策を進める上で考慮すべき事項 (1/2)

重要な項目	理由等	カテゴリー区分等
①立地条件	・広域的及び地域的な立地条件は、土地価格や土地利用ニーズに大きく影響するため、重要な項目である。	【大都市圏】 ●中心市街地：高い地価ではブラウンフィールド化のおそれは少ない ●郊外部：地価は中程度で場所によってブラウンフィールド化のおそれあり ●臨海部：低・未利用地の発生、埋立由来の基準超過の可能性あり
		【地方都市】 ●中心市街地：土地利用ニーズが期待でき、ブラウンフィールド化のおそれは比較的少ない ●郊外部：地価が比較的安いためブラウンフィールド化の懸念あり ●臨海部：地価が比較的安いためブラウンフィールド化の懸念、埋立由来の基準超過の可能性あり
②土地条件	【敷地規模】 ・面積規模は土地活用の基本的事項である。	●大規模土地 ・多様な開発形態が選択可能である ・初期投資が比較的大きい ・周辺へ影響が比較的大きい ●中・小規模土地 ・土地の利用方法が限定される ・初期投資が比較的小さい
	【土地所有者】 ・中小企業や個人の土地所有者にとって、多額な費用を要する調査対策費捻出が困難な場合があり、所有者の属性も重要である。	●大企業 ・自己資金で調査・対策を実施できる可能性が高い ●中小事業者及び個人 ・資金面で土壌汚染調査・対策の実施が困難となるおそれがある
③土壌汚染の種類と程度	・土壌汚染の種類と程度は、土地利用や対策手法の選択に影響を与える。	【汚染の種類】 ●VOC (第1種) ●重金属等 (第2種) ●その他：農薬等 (第3種)、油類、ダイオキシン類
		【汚染の程度】 ●含有量基準超過 (直接摂取リスク) ●溶出量基準超過 (地下水摂取) ●第二溶出量基準超過 (地下水摂取：重篤) ●汚染面積・汚染深さの規模 ●地下水汚染の有無

出典：「合理的対策によって土壌汚染地の有効活用に成功した事例に関する情報収集・分析業務報告書」(平成22年3月、国土交通省土地・水資源局土地政策課土地企画調整室)

表 7-5(2) 土地活用と整合した土壌汚染対策を進める上で考慮すべき事項 (2/2)

<p>④土地の利用用途と使用形態</p>	<p>・土地の用途と使用形態は土地活用の基本的事項である。 ・土壌汚染の存在は土地の資産価値に影響を与えることから、土地の使用形態や用途を決定する上での考慮すべき事項である。 ・分譲マンションを開発するデベロッパーは、消費者に再分譲することから、土壌汚染の完全浄化を求める傾向が強い。</p>	<p>【土地の利用用途】</p> <ul style="list-style-type: none"> ●住宅系：分譲マンション等 ●商業・業務系 ●工業・物流系 ●スポーツ・レクリエーション系 ●公園等公的利用 ●未利用・遊休地 <p>【土地の利用形態】</p> <ul style="list-style-type: none"> ●分譲 ●土地賃貸・施設賃貸（テナント） ●自己利用
<p>⑤土壌汚染の対策手法</p>	<p>・土壌汚染の種類や程度、土地利用の用途に応じて、合理的な対策手法を選択していく必要がある。 ・汚染物質の種類(VOC、重金属等)、汚染リスクの状態(直接摂取リスク、地下水汚染リスク)、対策コスト等を考慮して、対策手法の代替案を作成して比較検討した上で適切な手法を選択する。</p>	<p>●VOC（第1種）汚染の対策手法</p> <ul style="list-style-type: none"> ・原位置封じ込め ・原位置浄化 ・複合手法（掘削除去との併用） ・地下水浄化対策 <p>【重金属等（第2種）】</p> <ul style="list-style-type: none"> ・盛土・舗装 ・不溶化 ・原位置封じ込め ・原位置浄化 ・複合手法（掘削除去との併用） ・地下水浄化対策 <p>【その他】</p> <ul style="list-style-type: none"> ●農薬等対策 ●油類対策 ●ダイオキシン対策

出典:「合理的対策によって土壌汚染地の有効活用に成功した事例に関する情報収集・分析業務 報告書」(平成22年3月、国土交通省土地・水資源局土地政策課土地企画調整室)

(7) 土壌汚染地における合理的な対策における課題

土壌汚染リスクが残存した状態、すなわち土壌汚染対策法における形質変更時要届出区域において、土地の有効利用等を行うにあたっては、土壌汚染のある土地は、健康被害の発生など環境的側面のみならず、土地資産評価の低減という経済的側面、心理的な嫌悪感や不安感等に起因する周辺住民との軋轢の発生など社会的側面での影響を及ぼすおそれがあるため、適切な土壌汚染対策の選択やリスク管理の実施、関係主体間での円滑な合意形成が重要となる。

また、現状の土壌汚染対策では掘削除去による完全浄化がほとんどであり、汚染が残存した状態のリスク管理のノウハウや先進事例は少ない。このため、長年にわたるリスク管理の実施にあたっては、土地利用の変化等によって現況リスクの状況が変化し、人の健康リスクの大きさが許容される範囲を超えることがないよう、定量的かつ客観的に現況リスクの再評価を行い、適切な対策を講ずることが求められる。このため、土地の利用形態を考慮した土壌汚染地の環境リスク評価方法の整備が必要である。

5) リスク評価を活用した土壤汚染対策

平成 22 年 4 月の土壤汚染対策法一部改正の検討にあたっては、平成 19 年 6 月に環境省水・大気環境局長の諮問で設置された「土壤環境施策のあり方に関する懇談会」で今後の土壤汚染対策のあり方が議論された。

この懇談会の結論として、汚染された土地ごとの汚染状況に応じた合理的かつ適正な対策の促進方策の一つとして、欧米におけるサイトリスクアセスメントの手法や運用実態について、まずは知見を深め、わが国でサイトリスクアセスメントを導入するとした場合の手法や技術的事項について検討を行っていくべきであり、その上で、わが国の法制度や施策の中で対策の必要性や妥当性の判断にどのような仕組みでサイトリスクアセスメントを活用できるのかさらに議論を深めていくべきであるという指摘がなされた（土壤環境施策のあり方に関する懇談会報告（平成 20 年 3 月））。

しかしながら、本改正により、リスク管理の考え方は強化されたものの、汚染地ごとの条件を考慮したサイトリスクアセスメントの考え方までは取り入れられていないため、リスク評価を用いることで、汚染地ごとに精緻なリスク評価に基づく現況リスクの評価、措置の選択や採用した措置の設計・運営管理を効率的に実現することが期待される。

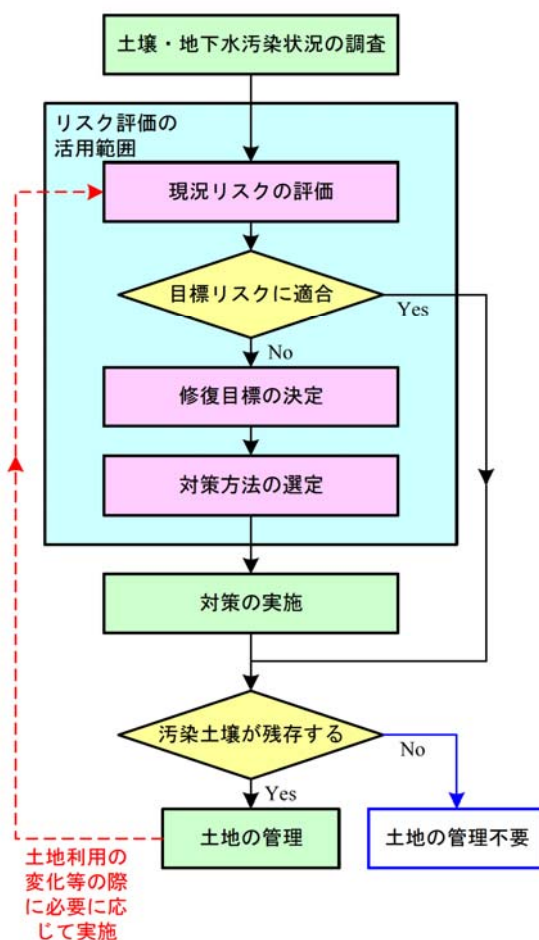
このような現状を踏まえ、土壤・地下水汚染対策におけるリスク評価の活用方法について、一般社団法人土壤環境センターによりとりまとめられている⁴⁷。具体的な内容について以下に示す。

⁴⁷「土壤・地下水汚染対策におけるリスク評価の活用についてのガイダンスの作成」（2014、第20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、S5-15中島・山田・鈴木・白井・伊藤・リスク評価モデル普及・ツール化検討部会）

(7) リスク評価を用いた土壌汚染対策の流れ

土壌汚染対策にリスク評価を用いる場合の土壌汚染対策の流れは、図 7-5 に示すとおりであり、リスク評価を活用する場面として、次の3つの場面がある。

- ① 現況リスクの評価
- ② 修復目標の決定
- ③ 対策方法の選定



出典：「リスク評価を活用した土壌・地下水汚染対策の考え方（ガイダンス）」（平成26年10月、一般社団法人土壌環境センター）

図 7-5 リスク評価を用いた土壌・地下水汚染対策の流れ

7) 現況リスクの評価

現況リスクの評価では、土壌・地下水汚染対策を実施する前の状態（現況）における人の健康リスクを評価する。

現況リスクが許容されるレベル（目標リスク）を超えている場合、健康リスクを許容されるレベルまで低減するための対策を行う必要がある。

なお、対策の必要がない、または対策の実施後など、健康リスクが目標リスク以下となっている状態であっても、土壌・地下水汚染が残存する場合には、土地利用の変化等によって現況リスクの前提となる状況が変化する可能性があるため、目標リスクを超えることがないよう管理していくことが必要である。

イ) 修復目標の決定

現況リスクの評価により、現況リスクが目標リスクを超えており、健康リスクを低減するための対策が必要であると判断された場合に、健康リスクを目標リスク以下とするために必要な修復目標を決定する。

修復目標は、リスク管理の方法ごとに、以下のように設定される。

- ① 汚染源で土壌浄化や地下水浄化を行う場合に目標となる汚染源土壌・地下水の濃度レベルの達成
- ② ばく露経路においてばく露量低減を行う場合に目標となる摂取媒体中の汚染物質濃度レベルの達成
- ③ ばく露経路遮断により環境リスクを目標リスク以下とするために必要となるばく露経路の遮断の完了
- ④ ばく露管理により健康リスクを目標リスク以下とするために必要となるばく露管理（摂取媒体の摂取の防止）の完了

修復目標の決定においては、それぞれの対策の方法でリスク管理しているときのばく露シナリオを設定し、そのばく露シナリオにおいて目標リスク以下となる時の状態を逆解析的に算定し、修復目標を決定する。

修復目標は、①と②が濃度値として、③が遮断されるばく露経路の種類として、④摂取が防止される環境媒体の種類として、対象とするサイト特有の条件の下でそれぞれ設定されることになる。

ウ) 対策方法の選定

修復目標を決定した後、対策方法の選択肢として複数の選択肢を選び、修復目標の達成が可能な対策方法を選定する。

対策方法の選定では、複数の対策方法の選択肢について、決定した修復目標を達成できるかどうかをリスク評価の手法を用いて定量的に評価し、さらに次に示すような項目についても、定性的または定量的に評価を行い、総合的に評価に基づいて対策方法を決定することが有効である。

- ・ 法や条例で定められている基準等（例えば、摂取する環境媒体（地下水、大気等）の基準、排水規制、騒音・振動に関する基準等）への適合性
- ・ 対策の実施による長期的な効果（効果の持続性）
- ・ 対策の実施による汚染物質の有害性、移動性または量の減少の有無
- ・ 対策の実施による短期的な効果（即効性）
- ・ 対策費用
- ・ 自治体の承諾が得られる可能性
- ・ コミュニティの承諾が得られる可能性
- ・ その他付加的な条件への適合性

なお、対策を実施し、汚染土壌を残存させたままの状態での修復目標を達成した場合には、目標リスクが達成された状態が維持されるよう、その土地を管理し、定期的に修復計画を見直してレビューを行うことが重要である。

また、土地の利用用途や形質変更等によってリスク評価の前提となる条件に変更が生じる場合には、その変更後の条件の下での現況リスクを再度評価し、必要に応じて適切な対策を行うことが必要である。

表 7-6 直接摂取によるリスクに関する対策

対策の種類	措置内容	土地の種類ごとの適用可能性			
		通常の土地	盛り土では支障がある土地 ^{注2}	特別な場合 ^{注3}	
舗装	厚さ 10 cm以上のコンクリート若しくは厚さ 3 cm以上のアスファルト又はこれと同等以上の耐久性及び遮断の効力を有するものにより覆う。	○	○	○	
立入禁止	当該土地のうち基準不適合土壌のある場所の周囲に、人が当該場所に立ち入ることを防止するための囲いを設ける。また区域外への飛散防止のためシートを覆う等し、囲いの出入口に関係者以外の立入を禁止する旨を表示する立札等を設置する。	○	○	○	
土壌入換え	区域外土壌入換え	当該土地の土壌を掘削し、地表から深さ 50 cmまでに基準不適合土壌がある場所を砂利等で覆い、次に厚さ 50 cm以上の基準不適合土壌以外の土壌により覆う。			
	区域内土壌入換え	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握し、基準不適合土壌の層の深さまで掘削し、さらにその下の基準不適合土壌以外の土壌層を 50 cm以上の深さまで掘削し、基準不適合土壌を埋め戻し、その上を当該区域内の汚染されていない土壌により 50 cm覆う。	◎	×	×
盛土	基準不適合土壌のある場所をまず砂利等で覆い、次に厚さが 50 cm以上の基準不適合土壌以外の土壌で覆う。さらに覆いの損壊防止策を講じる。	○	◎	×	
土壌汚染の除去	掘削除去	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握し、基準不適合土壌を掘削後に基準不適合以外の土壌で埋め戻しを行う。 対策の効果確認は、基準不適合土壌があるとして掘削した場所及び深さが適切であるか、埋め戻した土壌が汚染されていないかについて一定量ごとに確認が行われているか等を確認する。 対策が適切に行われていることが確認された場合、要措置区域の指定が解除となる。	○	○	◎
	原位置浄化	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握し、基準不適合土壌がその場所にある状態で抽出又は分解その他の方法により土壌中から汚染物質を除去する。 対策の効果確認は、対策実施後 100m ² ごとに任意の地点において深さ 1 m から基準不適合土壌のある深さまで 1 m ごとに土壌を採取し、土壌含有量基準に適合することを確認する。 対策が適切に行われていることが確認された場合、要措置区域の指定が解除となる。			

注1： ◎. 講ずべき対策（指示措置）、○. 指示措置と同等以上の効果を有すると認められる対策（措置）、×. 選択できない対策（措置）

注2： 「盛り土では支障がある土地」とは、住宅やマンション（一階部分が店舗等の住宅以外の用途であるものを除く。）で、盛土して 50 cmかさ上げされると日常生活に著しい支障が生ずる土地

注3： 乳幼児の砂場遊び等に日常的に利用されている砂場等や、遊園地等で土地の形質変更が頻繁に行われ盛土等の効果の確保に支障がある土地については、土壌汚染の除去を指示することになる。

注4： 土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）（環境省 水・大気環境局 土壌環境課 平成 24 年 8 月）より作成

表 7-7 地下水の摂取等によるリスクに関する対策

対策の種類	措置内容	汚染物質種ごとの適用可能性			留意点
		第一種特定有害物質(揮発性有機化合物)	第二種特定有害物質(重金属等)	第三種特定有害物質(農薬等)	
地下水の水質測定	当該土地において土壌汚染に起因する地下水汚染の状況を的確に把握できる地点に観測井を設け、当初1年は4回以上、2年目から10年目までは1年に1回以上、11年目以降は2年に1回以上定期的に地下水を測定する。				土壌溶出量基準に適合せず地下水汚染が生じていない土地に対して実施する。 地下水の水質測定は、地下水汚染が生じていないことを確認する対策のため、対策の期限は定められない。
原位置封じ込め	基準不適合土壌のある区域の側面を囲み、基準不適合土壌の下の不透水層のうち最も浅い位置の深さまで綱矢板等の遮水壁を設置する。さらに土地の上面については、雨水が浸透せずかつ土地利用に耐えられる強度の素材で覆う。	◎	◎	◎	第二溶出量基準適合土壌について適用可能であり、不適合土壌については、第二溶出量基準適合後に対策を実施する。 対策実施後に基準不適合土壌が残置するため、封じ込め構造の管理が必要となる。
遮水工封じ込め	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握して基準不適合土壌を掘削した後に、当該土地に地下水の浸出を防止するための構造物を設置し、当該構造物内に掘削した基準不適合土壌を埋め戻すことで地下水との接触を防止する。さらに土地の上面については、雨水が浸透せずかつ土地利用に耐えられる強度の素材で覆う。 対策実施後は、下流側に1地点以上観測井を設け、1年に4回以上定期的に地下水を測定して2年間地下水基準に適合した状態が続くことを確認する。また、封じ込め内部の1地点以上にも観測井を設け、下流側の地下水で基準を適合している間に雨水や地下水等の侵入がないことを確認する。	◎	◎	◎	第二溶出量基準適合土壌について適用可能であり、不適合土壌については、第二溶出量基準適合後に対策を実施する。

参考資料 「第5章 地下水・土壌汚染等に関する対応」についての詳細資料

対策の種類	措置内容	汚染物質種ごとの適用可能性			留意点	
		第一種特定有害物質(揮発性有機化合物)	第二種特定有害物質(重金属等)	第三種特定有害物質(農薬等)		
地下水汚染の拡大の防止	揚水施設の設置	地下水汚染が認められる場合に、地下水揚水施設を設置して地下水を揚水する。 揚水設置後は、効果確認のため地下水の流動状況を踏まえて揚水施設の下流側に観測井を設置し、地下水汚染が拡大していないことを確認する。	○	○	○	地下水汚染の拡散防止を目的としているため、第一種特定有害物質の原液等、水とは異なる相として移動している汚染物質は対象としない。 また、継続的に地下水汚染が拡大していないことを確認する必要があるため、対策が完了することはない。
	透過性地下水浄化壁の設置	地下水汚染が認められる場合に、透過性地下水浄化壁を設置する。 透過性地下水浄化壁設置後は、効果確認のため地下水の流動状況を踏まえて透過性地下水浄化壁の下流側に観測井を設置し、一年に4回以上定期的に地下水を測定し、地下水汚染が拡大していないことを確認する。				対策実施において、事前に帯水層の透水係数等を確認し、自然地下水流がほとんどない場合、あるいは一定しないとみなされる場合及び非常に地下水流速が速い場合は別の対策も検討するものとする。
土壌汚染の除去	掘削除去	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握し、基準不適合土壌を掘削後に基準不適合以外の土壌で埋め戻しを行う。 対策の効果確認は、土壌溶出量基準に不適合土壌については、下流側に1以上の観測井を設置し、一年に4回以上定期的に地下水を測定し、地下水汚染が2年間継続していないことを確認する。ただし、対策前に地下水汚染が生じていない場合は、掘削除去後の地下水測定は1回で可能とする。 対策が適切に行われていることが確認された場合、要措置区域の指定が解除となる。	○	○	○	
	原位置浄化	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握し、基準不適合土壌がその場所にある状態で抽出又は分解その他の方法により土壌中から汚染物質を除去する。 浄化の効果確認は、土壌溶出量基準に不適合土壌については、1以上の観測井を設置し、一年に4回以上定期的に地下水を測定し、地下水汚染が2年間継続していないことを確認する。 対策が適切に行われていることが確認された場合、要措置区域の指定が解除となる。				原位置浄化は、対象汚染物質が浄化可能な手法を事前に確認することが重要であり、そのために事前の試験や実績等を確認する。また、原位置浄化は対策完了まで比較的時間がかかること、浄化が均一には進まないおそれがあることを念頭において検討を進める必要がある。

参考資料 「第5章 地下水・土壌汚染等に関する対応」についての詳細資料

対策の種類	措置内容	汚染物質種ごとの適用可能性			留意点
		第一種特定有害物質（揮発性有機化合物）	第二種特定有害物質（重金属等）	第三種特定有害物質（農薬等）	
遮断工封じ込め	基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握して基準不適合土壌を掘削した後に、仕切設備を設置し、仕切設備内部に掘削した基準不適合を埋め戻す。さらに土地の上面については、雨水が浸透せずかつ土地利用に耐えられる強度の素材で覆う。また、目視等により損壊の有無を点検できる構造とする。	×	×	×	第一種特定有害物質（揮発性有機化合物）は地中深く浸透しやすく取扱いが困難なため、それ以外の汚染物質を対象とする。
不溶化	原位置不溶化 基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握してその範囲において薬剤の注入等により汚染物質が溶出しないように性状変更する。さらにシートによる覆い、覆土、舗装等地表面からの飛散等の防止のための対策を講じる。 対策の効果確認は、対策実施後 100m ² ごとに任意の地点において深さ 1 m から基準不適合土壌のある深さまで 1 m ごとに土壌を採取し、土壌溶出量基準に適合することを確認する。また、下流側に 1 以上の観測井を設置し、一年に 4 回以上定期的に地下水を測定し、地下水汚染が 2 年間継続していないことを確認する。				事前に適用可能性試験を実施し、不溶化が可能であることを確認する。また、不溶化材を基準不適合土壌に注入することから、地下水にそれらが拡散していないかを周囲の地下水で確認する必要がある。
	不溶化埋め戻し 基準不適合土壌のある範囲及び深さを把握して基準不適合土壌を掘削後に、薬剤の注入等により汚染物質が溶出しないように性状変更し、土壌溶出量基準適合土壌として埋め戻す。 性状変更を行った土壌は埋め戻す前に、概ね 100m ² ごとに 5 点採取して同重量混合後に測定し、土壌溶出量基準に適合していることを確認する。 さらにシートによる覆い、覆土、舗装等地表面からの飛散等の防止のための対策を講じる。 対策の効果確認は、下流側に 1 以上の観測井を設置し、一年に 4 回以上定期的に地下水を測定し、地下水汚染が 2 年間継続していないことを確認する。	×	×	×	対象汚染物質は第二種特定有害物質による基準不適合土壌のみを対象としており、第一種特定物質や第三種特定物質の共存があった場合には、それを除去した後に実施する。 事前に適用可能性試験を実施し、不溶化が可能であることを確認する。

注1： ◎. 講ずべき対策（指示措置）、○. 指示措置と同等以上の効果を有すると認められる対策（措置）、×. 選択できない対策（措置）

注2： 「土壌汚染対策法に基づく調査及び措置に関するガイドライン（改訂第2版）」（環境省 水・大気環境局 土壌環境課 平成24年8月）より作成

7.2 ダイオキシン類特別措置法に則した環境対策の考え方

ダイオキシン類土壌汚染対策事業実施要領（平成13年3月、環境省）及び建設工事で遭遇するダイオキシン類汚染土壌対策マニュアル（平成17年12月、独立行政法人土木研究所）からとりまとめたダイオキシン類の汚染土壌対策の概要は表7-8に示すとおりである。

表 7-8 ダイオキシン類の汚染土壌対策の概要

対策内容		措置内容	適用条件	留意点 (モニタリング等)
原位置 浄化処理	抽出、 分解	土壌に含まれるダイオキシン類を無害化し、環境基準以下にする。浄化処理技術は、「熱分解法」、「化学分解法」及び「その他の分解方法」等がある。	ダイオキシン類濃度が3,000 pg-TEQ/g 超の土壌について適用する。	<ul style="list-style-type: none"> 作業実施時に二次汚染の発生防止及び作業員の作業環境の確認のために、大気、排出水及び地下水について、施工開始直後及び工事実施期間中にモニタリングを実施する。 浄化処理が適切に実施されているか、一定処理量ごとに土壌の環境基準を満たしているか確認する。
掘削 搬出処分	掘削 除去	ダイオキシン類汚染土壌を掘削搬出し、最終処分場（管理型）などで適切に処分する方法。	<p>受入可能な浄化処理施設または最終処分場等の搬出先が確保できる場合に適用する。</p> <p>ダイオキシン類濃度が3,000pg-TEQ/g 以下の土壌は管理型処分場、3,000pg-TEQ/g 超の土壌は浄化処理施設へ搬出する。</p>	<ul style="list-style-type: none"> 作業実施時に二次汚染の発生防止及び作業員の作業環境の確認のために、大気、排出水及び地下水について、施工開始直後及び工事実施期間中にモニタリングを実施する。 掘削除去したダイオキシン類汚染土壌は、土壌汚染対策法に準じた管理票等により、搬出・運搬・処分を管理する。
原位置 封じ込め	遮水 覆土・ 敷土工 法、 敷土工 法、 敷土工 法等	ダイオキシン類汚染土壌の現場内で、土や遮水壁、固化剤などを用いて周辺環境とダイオキシン類汚染土壌を分離し、ダイオキシン類の汚染拡大を防止する方法。	掘削した汚染土壌の受入可能な浄化処理施設及び最終処分場が確保できない場合等に適用する。	<ul style="list-style-type: none"> 作業実施時に二次汚染の発生防止及び作業員の作業環境の確認のために、大気、排出水及び地下水について、施工開始直後及び工事実施期間中にモニタリングを実施する。 工事中に濁りが発生した場合、地下水へダイオキシン類が移動していないことを確認するため、措置後の地下水を年1回以上、2年間実施することが望まれる。

注：ダイオキシン類土壌汚染対策事業実施要領（平成13年3月、環境省）及び建設工事で遭遇するダイオキシン類汚染土壌対策マニュアル（平成17年12月、独立行政法人 土木研究所）より作成