

(S3-24) 汚染土壌のサイト固有な生態リスク評価のための地盤環境 TRIAD アプローチ(ISO 19204) に関する検討

○門間聖子¹・古川靖英¹・神谷貴文^{1,2}・ISO/TC190 検討部会¹
¹土壌環境センター・²静岡県環境衛生科学研究所

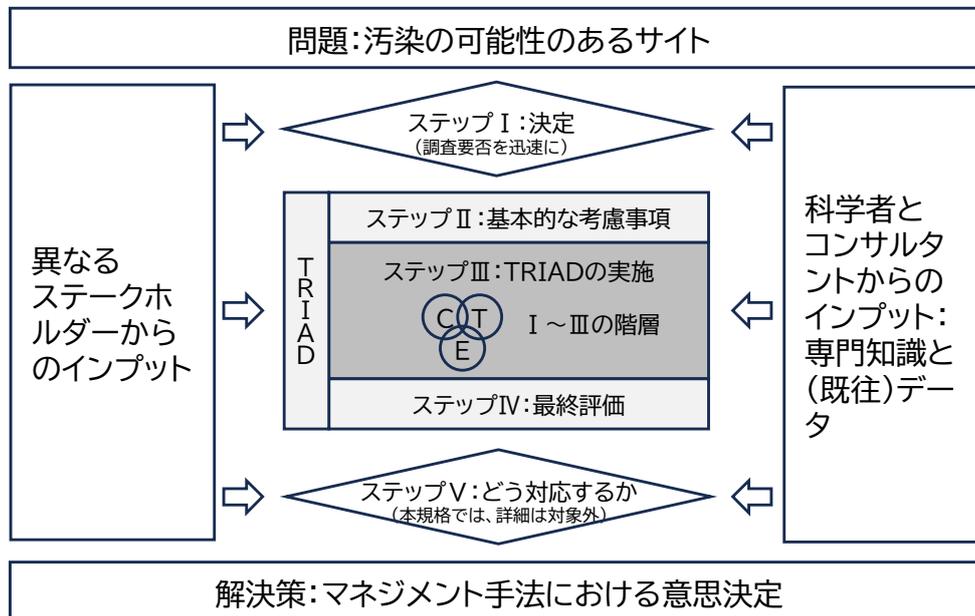
1. 背景および目的

我が国の土壌汚染対策は、主として人の健康への影響を防止することを目的として進められてきた。一方、国際的には人体だけではなく生物多様性、食糧生産、水質保全等についても配慮した「土壌の健全性」(Soil health) という概念の下、持続可能な土壌管理に向けて研究や政策立案が進められている。

ISO/TC 190 (地盤環境) では、汚染土壌のサイト固有な生態リスク評価についてのガイダンスとして、ISO 19204 : 2017¹⁾ (以下、本規格) が規格化されている。本規格は、サイトに固有な生態リスク評価の手順である地盤環境 TRIAD アプローチの一般的な適用方法についての説明を記載したものである。詳しくは、化学・生態毒性学・生態学の3つのエビデンスライン (Lines of Evidence ; 以下、LoE) が、汚染土壌の効率的で生態学的に安定かつ実用的なリスク評価を可能にする、透明性のある方法で提示されている。本報告では、本規格の概要を示すとともに、我が国の土壌汚染対策における本規格の適用性について考察する。

2. 地盤環境 TRIAD アプローチの実施プロセス

地盤環境 TRIAD の実施プロセスとして、主な5つのステップを図-1に示す。はじめに、特定の場所で地盤環境を評価する必要があるかどうかを決定する(ステップI)。評価の必要があると決定された場合、次のステップに進んで化学、生態毒性学、生態学の3つのLoEが実行される(ステップII～IV)。これらの調査結果の統合的な評価に基づいて、土壌の浄化などの決定が下される場合がある(ステップV)。このうち、本規格では、主としてステップI～IVの内容について説明している。



主要なキー C : 化学、T : 生態毒性学、E : 生態学

図-1 地盤環境 TRIAD の5つのステップのダイアグラム¹⁾

Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)

Mariko Monma¹, Yasuhide Furukawa¹, Takafumi Kamitani^{1,2} and Study group on ISO/TC 190¹

(¹ Geo-Environmental Protection Center, ²Shizuoka Institute of Environment and Hygiene)

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

TEL 03-5215-5955 FAX 03-5215-5954 E-mail: info@gepc.or.jp

3. 地盤環境 TRIAD アプローチにおける各ステップでの実施内容

3.1 ステップ I : 問題の明確化とサイト固有のリスク評価の必要性に関する決定

ステップ I での実施内容を表-1 に示す。

表-1 地盤環境 TRIAD ステップ I で実施する内容

項目	内容
一般的なアプローチ	<ul style="list-style-type: none"> ・利用可能な関連情報、例えば、意図された（現在および/または将来の）土壌管理、地方自治体の土壌に関する意向（土地の将来的な利用を含む）、土壌汚染によって引き起こされる可能性のある生態系へのストレスを机上検討する。 ・汚染源、懸念される生態受容体、および曝露経路の可能性の同定も含む。詳細な土壌調査の結果や地盤環境の平面図（例：汚染物質の発生の平面図）が利用可能であれば提供される。
調査の主題と目的を決定	<p>「SMART」である必要がある。</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ Specific（特定性）：すべての関係者が同じ目標を認識できるように正確に記述される。 ・ Measurable（測定可能性）：生態リスクの評価に量的な単位が使用される。 ・ Achievable（達成可能性）：すべての関係者が目標を認識する。 ・ Realistic（現実的）：財政的条件やその他の制限（法的など）が考慮される。 ・ Time-related（時間的要因）：開始時に、調査の目的が達成される時期と、期限を超過した場合の対処方法が明確になっている。
関与するステークホルダー	<p>現場の地盤環境に関心を持つステークホルダー</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ ユーザー（地元、地域、国、社会） ・ 責任当局（権限を持つ機関、政府） ・ 所有者（資金提供者） <p>その他の利害関係のない関係者の役割</p> <ul style="list-style-type: none"> ・ 専門家（土壌専門家、生態学者、生態毒性学者、リスクアセッサー） ・ 調査員（調査の実施責任者） ・ コンサルタント（ライターやプロセスコンサルタント、調停者、コミュニケーション担当者）
独立した品質管理	<ul style="list-style-type: none"> ・ 地盤環境 TRIAD に基づく決定が、ステークホルダーにとって法的および財務上の広範な影響を持つ可能性があるため、作業の品質と得られたデータの品質を確保する必要がある。 ・ 各種技術標準（例：分析方法、生態毒性試験など。通常、ISO の出版物として利用可能）によって必要とされるすべての参照および妥当性の基準を満たす必要がある。 ・ 調査計画、調査の実施、3 つの LoE からのデータの統合、その評価および報告は、ISO/IEC 17025 の要件に従って文書化する必要がある。ただし個々の国によって品質保証の実装の詳細が異なる。

3.2 ステップ II : 基本的検討

ステップ II での実施内容を表-2 に示す。

表-2 地盤環境 TRIAD ステップ II で実施する内容

項目	内容
一般的なアプローチ	<ul style="list-style-type: none"> ・ TRIAD アプローチの中の個々の試験、分析、調査に必要な詳細情報の評価で主に構成され、正式な調査計画として提示される。調査の機会と制限が事前に明確であること、実用的な作業の設計と結果の解釈について事前に合意があることが重要である。 ・ 調査計画に必要な情報は、主に以下の 2 点に焦点を当てる。 <ul style="list-style-type: none"> a) 生態条件：汚染によって危険にさらされる可能性のある生態条件を特定する必要がある。これらの生態条件（土地利用を含む）は、特定の場所で土壌によって提供される生態系サービス、生物多様性、特に重要または保護対象種、および地域利用者が特に言及する目的を決定する。さらに、周辺地域が法的に保護されているかどうかを確認する必要がある。 b) 生態条件の重要な側面：既に特定された生態条件に基づいて、調査が焦点を当てるべき生態系側面を決定する必要がある。重要な側面として、土壌汚染によって引き起こされる特定の脆弱性に依存する。既存の文献と専門知識が情報源となる。個々の測定項目を選択する際には、生物コミュニティの構造（=生物多様性）とプロセス（=土壌生物コミュニティの機能）、生物コミュニティが提供する生態系サービスの両方が優先される。
評価基準	<ul style="list-style-type: none"> ・ 権限当局、ステークホルダーおよび調査員の間で、地盤環境 TRIAD 調査の結果が 3 つの LoE 全てでどのように評価されるかについて合意する必要がある。 ・ 重点的な調査によって、このモデルの不確実性を減らすことができる。科学的な根拠に基づいた土壌管理や浄化に関する意思決定に必要な、適切な不確実性の削減が求められる。以下の点に関連する。 <ul style="list-style-type: none"> a) 参照データを使用した測定基準の確立には、以下のことが必要である。 <ul style="list-style-type: none"> ・ 測定または導出された各調査パラメータについて、適切な基準を選択する（可能な限り、現地または地域に特化。基準は、効果の尺度において 0%レベルとして機能する）。 ・ 各調査パラメータについて、100%の効果レベルが定義される。

	<ul style="list-style-type: none"> 各調査パラメータの測定結果が0~100%までどのようにスケールされるか（例：線形関係）または与えられた条件に対する反応がどのように解釈されるかを決定する必要がある。 異なる調査パラメータに対する重み付けファクターを使用した設計： 地盤環境 TRIAD のLoE 内で区別される評価パラメータの均等な重み付けと、3つのLoEの均等な重み付けを出発点とする。 リスク評価における不確実性の削減に関する合意： ①変動を考慮、②モデルの不確実性を考慮することによって削減される。各調査パラメータについて、期待される（自然の）変動に対して最適なサンプリング戦略とサンプルサイズを決定することが可能である。モデルの不確実性は、より多くかつより良いパラメータを選択することで減少することができる。 不確実性に対する評価基準の導出、WOE (weight of evidence) アプローチによるモデルの不確実性の削減、および受け入れがたい影響： 原則として、評価は不確実性の削減に焦点を当てる。不確実性が十分に減少したら、統合された調査結果を使用してシステムを評価することができる。
評価基準検討作業後	<ul style="list-style-type: none"> 調査方針、評価基準、および調査結果の解釈について合意が得られた、最終的な調査計画が作成される。ステークホルダーによる承認後、調査計画は権限当局に提出される。

3.3 ステップⅢ：地盤環境 TRIAD の実践

3.3.1 TRIAD の各階層について

地盤環境 TRIAD には、それぞれの階層でサイト固有の状況により微調整された階層が含まれることがある。最初の階層では、調査は簡単で広範囲で一般的であり、後の階層では、より具体的で複雑な試験と分析が使用される。階層的アプローチは、コスト効率性が最も重要な理由の1つである。

各階層を進むごとに、複雑さが増加する。つまり、階層Ⅰから階層Ⅲに移行する際には、生態系の現実性だけでなく、必要な取り組みやリソースも増加する。地盤環境 TRIAD の任意の階層の評価結果の不確実性が低い場合（つまり、データの量と品質が高い場合）、生態リスク評価は完了し、必要に応じた措置を取ることができる（図-2）。一方、不確実性がまだ高い場合、または評価結果が受け入れられない場合、より高い階層でのさらなる調査が求められる。また、評価は各階層の最後に行われる。この評価では、前の階層の結果を含む、すべての利用可能な結果が使用される。結果に信頼性がないことが判明したデータは考慮されない。

この階層的アプローチの作業は、ステップⅣで最終的な評価を行うために十分なデータがある場合に終了する。

地盤環境 TRIAD の各ステップでは、3つのLoEから異なる方法を使用できる。最もコストパフォーマンスが高いとみなされるのであれば、当該階層以降のさらなる調査を停止して、土地利用を再定義するか、あるいは必要に応じて汚染物質の除去または拡散を防止するための必要な措置を取ることができる。

3.3.2 TRIAD のエビデンスライン

TRIAD アプローチに含まれる3つのLoEは、化学、生態毒性学、および生態学である（図-3）。

a) 化学（環境化学または残留分析とも呼ばれる）

- 環境中の汚染物質の存在が、土壌で測定される。全濃度と環境的に生物利用可能な画分として、例えば土壌乾燥重量 (mg/kg) または間隙水 (µg/L)（後者は水生生物の評価時に保持機能を評価するため）として示すことができる。
- 土壌の特性とモデリング手法との組み合わせにより、リスクを受ける画分の推定値を算出することができる。
- 測定された濃度は、最初の評価で土壌スクリーニング値 (soil screening value ; 以下、SSV) と比較される。これらのSSVは、各国で生態毒性学的試験の結果から導出されたもので、地盤環境を評価する最初的手段として重要な役割を果たす。
- これらの値に加えて、現場固有のSSVが準備されることがある。SSVは通常、試験データに基づいており、種の感受性分布 (species sensitivity distribution ; 以下、SSD) アプローチを用いて導出される。

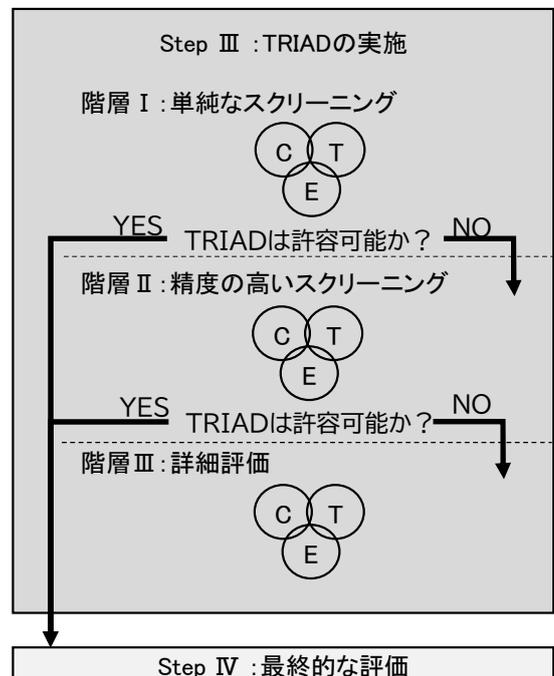


図-2 地盤環境 TRIAD の各階層¹⁾

・上位の階層では、特定の抽出手順に基づく濃度（土壌または生物の両方）を使用できる。生物利用可能性の概念に基づく化学的な方法を採用する場合、各化学物質についての生態毒性試験データに基づいて対応する基準システムが開発されている必要がある。

b) 生態毒性学（毒性学とも呼ばれる）

- ・多くの異なるグループ（主に微生物）または種（主に線虫、ミミズ、昆虫、ダニまたはカタツムリであるが、植物も含む）に対する試験が、サンプルに存在する毒性を測定するために行われる。
- ・標準ガイドライン（主に ISO）が一般的に使用される。ISO 17616 は、ISO 試験ガイドラインだけでなく、戦略的問題（どの試験がどのような状況で最も有用かなど）や試験結果の解釈についても概説している。
- ・土壌試験に用いる生物群にはまだいくつかの差異があり（例：等脚類）、特に温帯以外の地域で異なる。ほとんどの試験対象種は、高度に標準化された室内試験で個々の化学物質の影響を研究するために選択されたため、自然な野外の土壌での挙動に関する知識が不足している。状況は現在改善されつつあり、今日では温帯地域のほとんどの土壌でこのような試験が可能になっている。

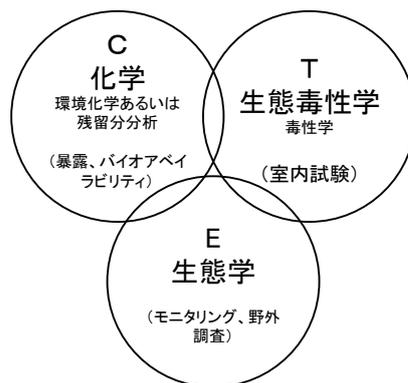


図-3 3つのエビデンスライン¹⁾

・化学 LoE で実施された作業の説明において上記で言及された SSV を導出するために、同じ試験結果が間接的に使用される。

c) 生態学

- ・ほとんどの方法は生態学から直接引き継がれている。最もよく知られているのは、試験サイトの地上植生を評価する方法で、しばしば植物社会学と総称される。これは、植物の種組成と成長を決定しながら、単に試験サイトを歩いて実施することができる方法の1つである。
- ・土壌生物を対象とした場合、標準化された方法は少ない。したがって、この分野での標準化は限定される。
- ・汚染された現場で野外生態学的観察が行われ、その結果がある種の基準（またはベンチマーク）と比較される。理想的な基準は、評価される試験サイト（または試験土壌試料）と同一であり、評価するストレス要因だけが欠落していることである。ただし、これが常に可能というわけではなく、代わりに、試験サイトに類似した土地利用、気候、および土壌特性の点で同様の非汚染サイトの調査に基づいて、仮想基準を定義することができる。

3.3.3 調査のためのパラメータ

パラメータは、実証された感度、費用対効果、代表性、補完性、利用可能な現地データ、およびこれらを標準的な方法で決定する可能性に基づいて選択する必要がある。これらのパラメータは、試験サイトの生態系の脆弱性に関連している必要がある。

パラメータの収集は、地盤環境 TRIAD の調査計画に関連する生態系の側面を適切に補完的にカバーするように、試験サイトの規模と複雑さに比例して均等にバランスが取られるべきである。

地盤環境 TRIAD の各 LoE には、選択できる分析や試験のさまざまな種類がある（いわゆるツールボックス）。表-3 にいくつかの例を示す。なお、どの方法もすべての地盤環境 TRIAD で使用されるわけではないことに注意する必要がある。例えば、試験サイトの土地利用によって地盤環境 TRIAD の方法論に明確な違いがある場合がある。また、このリストが完全であるわけではないことも明らかである。実際、他の方法も使用できる（特に上位階層では）。ただし、標準化されていない方法を使用する場合は、それらを選択した理由およびその性能のすべての内容を詳細に文書化する必要がある。

表-3 各階層で使用できるツールボックスの例

階層	ツールボックス	内容
I	C-I（化学）	土壌スクリーニングレベルの微調整、毒性の計算を行う。
	T-I（毒性学）	アルトロボクター試験（ISO 18187）、植物スクリーニング試験（ISO 17126）、ミミズ・トビムシ回避試験（ISO 17512-1,2）、Microtox®試験（ISO 11348-3）。
	E-I（生態学）	簡単な植生調査による生態学的スクリーニング（EU の CORINE 生息地分類アプローチに言及したものを含む）。
II	C-II（化学）	化学物質に応じて、実際のおよび潜在的な利用可能性を確立するための生物学的利用可能性法：0.001 mol/L CaCl ₂ 、0.43 mol/L HNO ₃ 、Tenax®/Cyclodextrin 抽出、固相マイクロ抽出（SPME）；POM-SME。
	T-II（毒性学）	ミミズの繁殖試験（ISO 11268-2）、ヒメミミズ（ISO 16387）またはトビムシ（ISO 11267）の繁殖試験、2種の植物の成長試験（ISO 11269-2）。
	E-II（生態学）	ペイトラミナ試験（ISO 18311）、C および N の無機化試験（ISO 14238）、基質誘導呼吸試験（ISO 17155）、線虫の栄養群。

III	C-III (化学)	化学モデルの使用、カラム内の化学状況のシミュレーション、またはSOFIE (sediment or fauna incubation experiment) セルの使用。高度な化学的手法も含まれる。
	T-III (毒性学)	トビムシ、ダニ、ヒメミズなどの複数種の試験システム；慢性的な植物試験 (ISO 22030) または6種の植物を使用した植物成長試験 (ISO 11269-2)；微生物の代謝多様性試験 (例えば、リン脂質脂肪酸 (PLFA) (ISO/TS 29843-1, ISO/TS 29843-2) またはDNA (ISO 11063))。
	E-III (生態学)	生物活性への影響 (例えば、リターバッグ試験、微生物多様性試験、qPCR アッセイによる土壤微生物門および機能群の定量化 (ISO 17601)、植物群集と土壤無脊椎動物群集の多様性)。

3.4 ステップIV：異なる階層での評価－結果のスケール、重み付けおよび統合

3.4.1 陸生生物試験結果の定量化

基本的に、すべての試験結果はリスク評価のフレームワークに導入される。WOE (weight of evidence) アプローチのすべての試験結果は、各LoEで比較可能にするために、統一されたスケールリング方法によって比較可能にする必要がある。これは、定量的情報を失うことなく最も定量的に可能な特定の試験結果を最大限に利用し、透明性のある統合的なスキーム、例えば決定マトリックスですべての試験結果を使用することを目的としている。

異なる試験からの結果を容易に評価および統合するための定量的な決定マトリックスを導出するために、0から1までの効果スケールを使用することが提案されている。これは、効果がない状態から最大効果まで対応するものである。各パラメータの結果は、入手可能な最良の知識または最適な専門家の判断に基づいてこの効果スケール上に投影する必要がある。

異なる試験には明らかに異なるアプローチが必要である。例えば、成長試験の場合、抑制率を効果の単位として直接使用することができる。生態系の野外モニタリングの場合、結果は対照区の生態状態 (=0) と、効果が100%の(理論的な)状態を示すものに対して相対的にスケール化する必要がある。試験結果をこの効果スケールに投影するには、経験と専門知識が必要である。すべての結果が均一の効果値にスケールされると、化学的なLoEなど、一連の方法の全体的な応答を計算することができる。

3.4.2 実践におけるスケールリング

TRIADアプローチで使用するツールを選択する際の最も重要な問題の1つは、分析結果をスケールリングする能力である。結果が0から1にスケールリングできない場合、ここで示されるTRIADアプローチの文脈では適用できない。ただし、生態学的関連性があり、毒性ストレスの指標として機能することができるツールは、原則として0から1にスケールリングすることができるはずである。ただし、それを行うには専門家の判断が必要な場合がある。そのため、生態リスク評価の基本的な知識があるとよい。

3.4.3 重み付け

地盤環境 TRIAD の異なるLoEは、リスク評価で均等に重み付けをする必要がある。地盤環境 TRIAD は3つの部分に分かれており、それぞれに独自の弱点と強みがある。これらを合わせることで、バランスの取れた WOE アプローチの原則に従ったリスク評価の強力な出発点を形成する。

同一のLoE内では、生態系の異なる側面に注意を払う必要がある。出発点は、すべての生物やプロセスに対して均等な重み付けを適用することで、「すべての生物は平等ではないが、同じくらい重要である」という主張を考慮することである。他の可能性としては、重要な生態系機能や生命維持機能に均等な重みを与えることが挙げられる。バランスの取れた TRIAD アプローチは、生産、分解、消費など、土壌生態系のすべての重要な機能に対処する必要がある。特定のケースでは、地盤環境 TRIAD の異なるLoE間での重み付けの差異が必要になる場合がある。

地盤環境 TRIAD の個々のLoE内では、以下の理由により、異なる試験の重み付けが適用される場合がある。

- a)第1に、生態学的な考慮事項により、エンドポイントに対して異なる重み付けが適用されることがある。この異なる重み付けは調査計画において定義され、すべてのステークホルダーによって合意される必要がある。これにより、特定のグループ、重要種、および絶滅危惧種またはサイトに特徴的な種に特別な注意を払うことが可能となる。
- b)第2の理由は、エンドポイント内の不確実性または変動性を考慮するためである。不確実性の高い試験、または結果に高い変動性のある試験は、より小さい重み付けとなる場合がある。
- c)第3の理由は、測定および計算された効果に偏りがある場合に修正するためである。例えば、反転した効果値の幾何平均は、正の応答を示す観測値に追加の重みを与える。これは、多くの生態系のフィールド調査が生態学的効果を実証することができないことを認識しているが、実際には、高度に動的な生態系ではこれらの効果が存在することを示している。このようなシステムでは、有意な効果を示すために必要な複数回の観測値を収集および分析するための資金が不足している場合がある。

陸上生態系については、より少ない知見しかない。この議論に基づいて、各試験または測定の結果を均等に重視されたい。ただし、この決定は、それぞれのステークホルダーによって個々の事例に応じて行われる必要がある。

3.4.4 結果の統合

各試験結果がスケーリングされると、各 LoE の異なる試験結果を統合することが可能になる。最終的に、3 つの LoE が統合された結果は、地盤環境 TRIAD の「リスク数値」にさらに統合される。最初の統合プロセスである同一の LoE 内の統合は、汚染のリスクを評価するために十分で完全な情報セットを得ることを目的としている。この評価には、異なる情報の断片が一緒に使用される。例えば、SSD の適用は、あらゆる生物が重要であるという推論を採用しているが、それらは汚染に対して異なる感受性を持っている。さらに、異なる暴露シナリオに基づく影響の推定値を組み合わせて、種特有の生物学的利用率の違いを考慮することができる。

2 番目の統合ステップでは、3 つの LoE における独立した情報がリスクの 1 つの数字に組み込まれる。ここでは、3 つの LoE が同じリスクを示している程度も評価され、そのために 3 つの LoE 間の偏差の尺度が追加される。3 つの LoE の結果の高い偏差は、ERA (ecological risk assessment) の最終的な結論を下すためにより多くの洞察が必要であるため、さらなる研究を促すこともある。この統合方法の主な利点は、より定性的な「+」および「-」のシンボルの代わりに数字を使用することである。リスクシンボルではなくリスク数値を使用することで、情報の損失が少なくなり、リスクの大きさに関する情報が与えられる。許容可能なリスク (またはリスクの偏差) の明確な限界は設定できない。これは、現地の土地利用やステークホルダーの決定により異なる場合がある。高い偏差の場合、2 つのアプローチが取られることがある。より多くの研究が実施され、不確実性を低下させるか、高い不確実性を受け入れるが、その結果としてより感度の低い土地利用が選択される必要がある。

3.5 ステップ V : 対応方法の決定

地盤環境 TRIAD 調査の結果と合意された評価基準に基づいて、当初に合意した調査目的を満たす決定を下す必要がある。この決定は、調査プロセスの実際の結果を形成することから文書化され、その後、関係者全員と話し合われる。厳密には、地盤環境 TRIAD の結果は、特定の場所で生態学的リスクがあるかどうかを示すことになるが、そのリスクをどのように扱うかを示すものではない。

4. 我が国における本規格の適用性について

海外における土壌生態系保全の考え方は、オランダ等で採用されている生態リスク評価基準を導出する方法と、アメリカ等で採用されているサイトアセスメント手法に大別される。このうち、今回のテーマとした TRIAD アプローチは後者に属する。この考え方は、欧州では 10 年以上前から同様な考え方が存在するものの、世界的には十分浸透しているとはいえない。また、土壌生態系保全の検討がなされた当初から、生態毒性学や生態学的に、人間へのリスク管理値よりも厳しい管理値が導かれたときにどう扱うかといった問題点が挙げられており、管理レベルについては十分な議論が必要である。

我が国では、環境や農業の分野で有害物質 (化学物質) による生態リスク評価が研究されているが、いずれも対象は水圏の生物であり、土壌に生息する生物に対する生態リスクについてはほとんど研究がなされていない。また、現在海外で用いられている生態リスク評価基準においては我が国の代表的な生物種が扱われているものは少ない。そのような意味では、TRIAD アプローチのうち生態毒性についての情報はさらなる蓄積が必要な状況にあると考えられる。一方、近年の国内の動きとして、2030 年のネイチャーポジティブ実現や 2050 年の自然と共生する世界の実現に向け、生物多様性や生態系の保全に対する関心が急速に高まっている。これらの動向からも、環境省の OECM (Other Effective area based Conservation Measures) サイトのような自然保護サイトでの有害な化学物質管理の考え方を整理しておくべきと言える。また、土壌汚染対策の手法自体についても、土壌生態系の保全という観点から評価を行い、持続可能な土壌環境保全のあり方についての検討が必要と考えられる。

参考文献

- 1) ISO (2017) : ISO 19204:2017 Soil quality- Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach), 27p.