

令和２年度産業保安等技術基準策定研究開発等
(休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション
(元山回帰)の調査研究事業)

< 報 告 書 >

2021 年 3 月



Blue Earth Security Co., Ltd.

株式会社ブルーアースセキュリティ

内 容

1	事業概要.....	1
1.1	事業の目的及び基本方針	1
1.1.1	事業の目的.....	1
1.1.2	事業の基本方針	1
1.2	事業実施内容.....	2
2	事業実施方法と成果.....	4
2.1	GRに関する調査研究フレームワークの検討	4
2.1.1	ロードマップの改訂	4
2.1.2	各鉱山の性状を踏まえた鉱害防止対策技術を導くフロー.....	5
2.2	グリーン・レメディエーション(元山回帰)の研究課題	6
2.2.1	Mn 酸化菌利用処理技術調査研究.....	6
2.2.2	生態影響評価に係る調査・分析.....	19
2.2.3	植物－微生物複合共生系を利用した新たな緑化対策技術調査	23
2.3	利水点等管理ガイダンス案の作成及び鉱山対策技術の最適化の検討	37
2.3.1	利水点等管理ガイダンス案の作成	37
2.3.2	鉱山対策技術の最適化の検討	44
2.4	委員会の設置、報告書の作成等	46
2.4.1	委員会・ワーキンググループの設置・開催	46
2.4.2	報告書の作成等	47

付録資料

付録 2.2.2-1：休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス（案）

付録 2.2.2-2：付録 1（よくある質問（FAQ）と回答）

付録 2.2.2-3：付録 2（休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響調査の事例）

付録 2.2.2-4：コメントと回答（自治体、産業保安監督部、日本鉱業協会）

付録 2.2.2-5：コメントと回答（ワーキンググループ 2「生態影響評価に係る調査・分析」委員）

付録 2.3.1-1：休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）

付録 2.3.1-2：休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）に対するコメントと対応

1 事業概要

1.1 事業の目的及び基本方針

1.1.1 事業の目的

金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づく第5次基本方針（平成25～令和4年度）を踏まえ、各事業者、自治体は休廃止鉱山における鉱害防止工事の早期完了、坑廃水処理の終了に向けた対策に取り組んでいる。

最新の休廃止鉱山関連の学術研究によれば、今後150年以上坑廃水処理が必要になる鉱山も存在すると予測されることから、長期的視点に立った処理施設の更新、人材育成・確保等能動的な鉱害防止対策技術の検討に着手することが重要である。既に学術分野においてリスク評価・管理アプローチによるグリーン・レメディエーション（元山回帰）（以下、GR）に関する新たな研究が開始されており、国としても鉱山性状調査分析、鉱害防止対策技術の最適化、管理の高度化等に関する調査研究を産学官連携による総合的な鉱害防止対策として積極的に取り組む必要がある。

このため、リスク評価・管理アプローチによるGRに関する新たな研究フレームワークを踏まえ、総合的な鉱害防止対策として対策技術の最適化を検討するとともに、第6次基本方針（令和5年度～）の策定に向け、マンガン（以下、Mn）酸化菌等新たな微生物による坑廃水処理、植物と微生物の共生による新緑化対策、生態影響評価、利水点等管理等について調査研究を実施する。

1.1.2 事業の基本方針

本業務は、有識者によって構成された委員会を設置し、有識者からの情報提供及び指導を受けながら業務を進める。調査研究においては、必要に応じて専門的知識・知見を有する他研究機関に業務を再委託し、効果的・効率的に業務を進める（詳細は1.2 事業実施内容に記載）。

令和元年度に提示されたGRに関する調査研究フレームワークに係るロードマップについて、取組状況の進捗を踏まえ必要に応じた見直しを行い、第6次基本方針策定に向けた基盤情報の一部とする。

「Mn酸化菌等の微生物による坑廃水処理の研究」や「坑廃水による生態影響評価分析」、「植物と共生系を作る微生物を利用した新緑化対策技術」等に関する最新の知見を収集・整理し、利水点等管理ガイダンス案の作成や各鉱山の性状に即した長期的な対策の方向性を検討する。

休廃止鉱山における坑廃水の健康影響や環境影響への関心が高い地域が存在するため、GR調査研究事業における調査および研究結果の整理にあたっては表現方法に十分配慮する。また、作成するガイダンスは利用者にわかりやすいように作成する。

1.2 事業実施内容

実施計画書（仕様書）の「3. 調査内容」における実施業務について以下に記載する。

仕様書 3.1 GR に関する調査研究フレームワークの検討

第6次基本方針の策定に向け、令和元年度事業でとりまとめた GR に関する調査研究フレームワークに係るロードマップについて、取組状況の進捗を踏まえ必要に応じた見直しを行うとともに、各鉱山の性状を踏まえた鉱害防止対策技術を導くフローについても必要に応じた見直しを検討する。

仕様書 3.2 GR の研究課題

（1）Mn 酸化菌利用処理技術調査研究

Mn 酸化菌利用処理技術のメカニズム解明のため、令和元年度に菌叢解析を行った1鉱山を対象として、実際に Mn 酸化菌利用処理技術を適用した Mn スラッジに局在する微生物機能の解析を行う。また、Mn 酸化菌を活用した最新の技術について情報収集を行い、Mn 酸化菌利用条件の明確化を行う。

（2）生態影響評価に係る調査・分析

令和元年度事業でとりまとめた生態影響評価ガイダンス案を踏まえて、生態影響評価の考え方や調査概要を記述した生態影響評価ガイダンスを作成する。ガイダンスの内容については、実際の休廃止鉱山を管理する者（都道府県等）に意見を求め、必要に応じて改定する。

（3）植物－微生物複合共生系を利用した新たな緑化対策技術調査

令和元年度事業でとりまとめた鉱山跡地における植物の遷移・緑化に関する事例を踏まえて、各事業者（8社程度）にアンケート調査を実施し、緑化の目的や希望する緑化段階を明確にする。さらに、金属鉱業事業団の「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」を参考にしつつ、手引では言及されていない遷移中期・後期植物の導入方法や、高濃度の有害金属に対する耐性植物の利用を中心とした休廃止鉱山の緑化等に関するガイダンス案を作成する。

仕様書 3.3 利水点等管理ガイダンス案の作成及び鉱山対策技術の最適化の検討

（1）利水点等管理ガイダンス案の作成

利水点等管理の推進に向けて、令和元年度事業でとりまとめた水質管理基準の弾力的運用を行っている休廃止鉱山の事例等も踏まえて、利水点等管理についてのガイダンス案を作成する。ガイダンス案の内容については、実際の休廃止鉱山を管理する者（都道府県等）に意見を求め、必要に応じて改定する。

（２）鉱山対策技術の最適化の検討

鉱山対策技術の最適化を検討するため、「中長期的な坑廃水中の重金属濃度のトレンド」、「各鉱山の年間対策費用」、「新たな対策技術・概念（パッシブトリートメントや利水点管理等）」を含めて、各鉱山の性状に即した長期的な対策の方向性を検討する。

仕様書 3.4 委員会の設置、報告書の作成等

休廃止鉱山の専門家等を交えた GR 研究会（7 名程度）を設置し、GR に関する調査研究フレームワーク、植物－微生物複合共生系を利用した新たな緑化技術、利水点等管理ガイドライン、鉱山対策技術の最適化等について調査検討するため、2 回程度開催する。また、Mn 酸化菌利用処理技術調査研究（4 名程度）及び生態影響評価に係る調査・分析（4 名程度）それぞれにワーキンググループを設置し、個別研究課題を調査検討するため、2 回程度開催する。構成員は、坑廃水処理等に関連のある分野の研究者及び技術者等により構成する。

調査の実施に当たり、委員会及びワーキンググループ参加者の選定、開催時期、進め方、報告書の作成等については、あらかじめ産業保安グループ鉱山・火薬類監理官付担当者に十分に連絡・相談を行い、進捗を報告するものとする。

2 事業実施方法と成果

2.1 GRに関する調査研究フレームワークの検討

本年度の取組予定内容は、第6次基本方針の策定に向け、令和元年度事業でとりまとめたGRに関する調査研究フレームワークに係るロードマップについて、取組状況の進捗を踏まえ必要に応じた見直しを行うとともに、各鉱山の性状を踏まえた鉱害防止対策技術を導くフローについても必要に応じた見直しを検討することであった。

2.1.1 ロードマップの改訂

令和元年度の事業でとりまとめたロードマップを図 2.2.1-1 に、本年度の進捗や委員会等での議論を反映したロードマップを図 2.2.1-2 に示す。

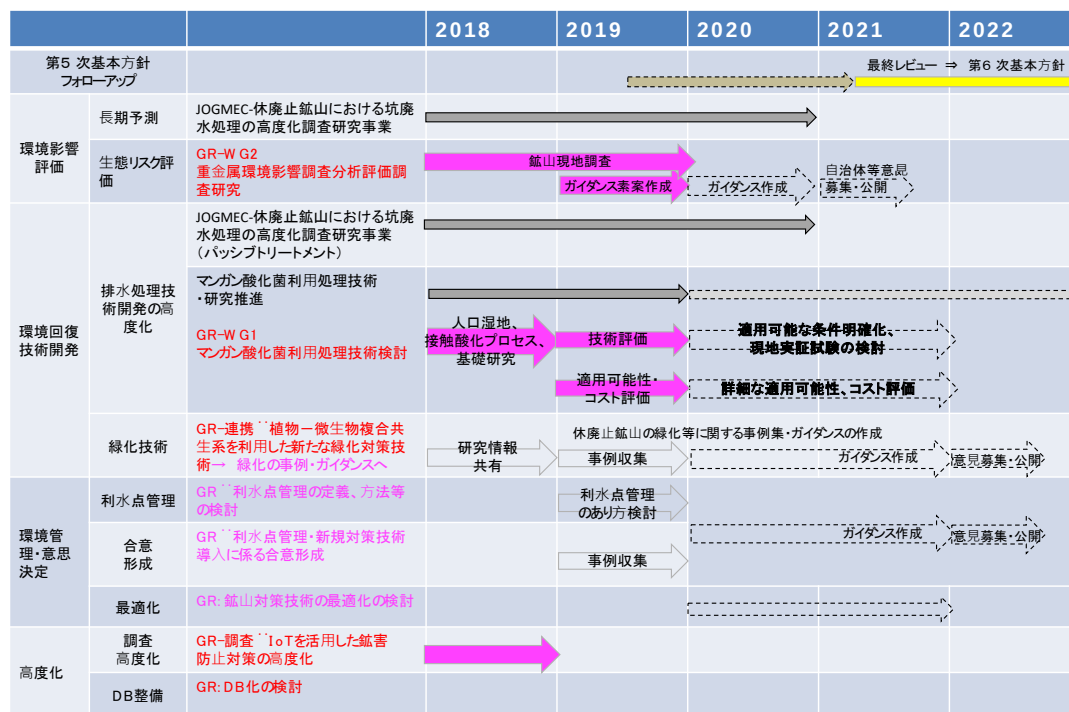


図 2.2.1-1 令和元年度事業で取りまとめたロードマップ

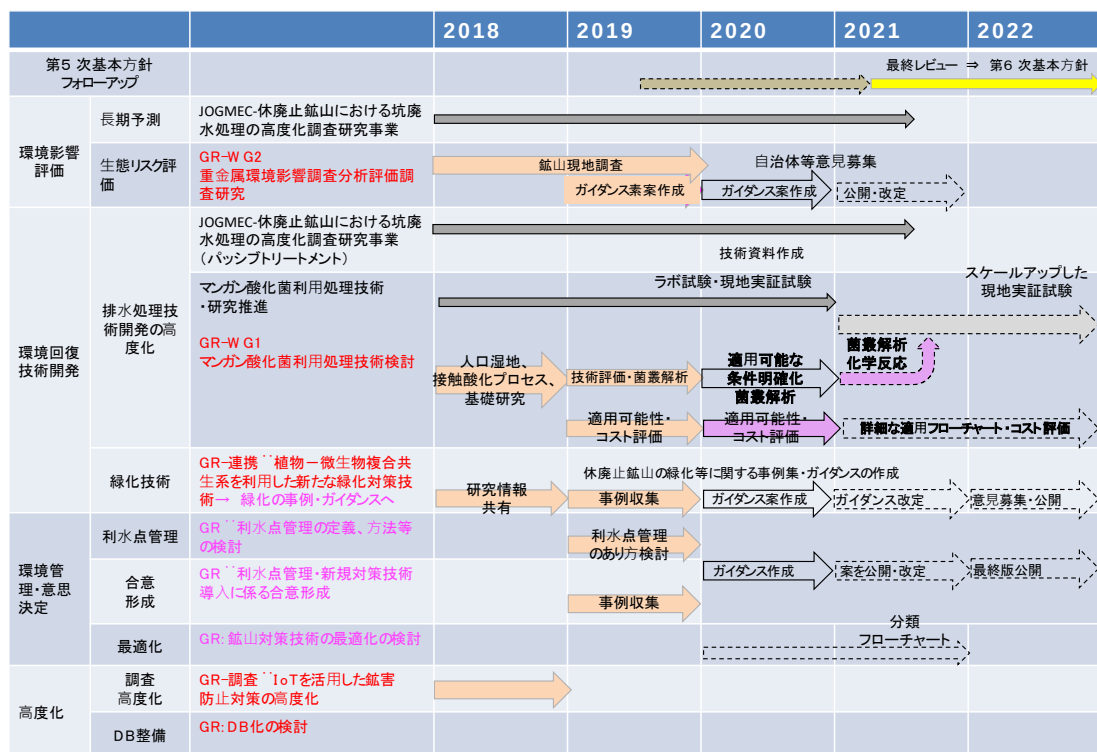


図 2.2.1-2 更新したロードマップ

2.1.2 各鉱山の性状を踏まえた鉱害防止対策技術を導くフロー

鉱害防止対策技術を導くフローについては、委員長のアドバイスもあり、2.3.2 の鉱害防止技術の最適化の検討で議論を実施したため、2.3.2 に詳細を記す。

2.2 グリーン・レメディエーション(元山回帰)の研究課題

2.2.1 Mn 酸化菌利用処理技術調査研究

Mn 酸化菌利用処理技術の調査研究に関して、本年度の検討内容は以下の通りである。

- ・ 菌叢解析：Mn 酸化菌利用処理技術のメカニズム解明のため、令和元年度に菌叢解析を行った 1 鉱山を対象として、実際に Mn 酸化菌利用処理技術を適用した Mn スラッジに局在する微生物機能の解析を実施した。
- ・ Mn 酸化菌利用条件の明確化：Mn 酸化菌を活用した最新の技術について情報収集を行い、Mn 酸化菌利用条件の明確化を実施した。

(1) 菌叢解析

(a) 調査背景と目的

平成 30 年度 GR 調査研究事業において、次世代シーケンサーを利用し、日本全国 19 鉱山の坑廃水中の菌叢解析に成功し、地理的あるいは金属種・濃度等が多様ないずれの坑廃水においても数千種レベルで微生物が検出可能であることを明らかにした。続く令和元年度 GR 調査研究事業においては、1 鉱山内の 6 箇所の坑廃水について季節の違いによる菌叢の変化を確認し、坑道内の同じ採水箇所であれば季節に関わらず菌の群集構造は大きく変化しない可能性を示してきた。これら 2 年間の調査研究により、各鉱山の坑廃水中に存在する菌叢の特徴や、Mn 酸化菌の種類等に関する知見が得られた。しかしながら、坑廃水サンプルから抽出した DNA をベースに菌叢解析を行うと、Mn 酸化菌の種類や量はわかるが、どの Mn 酸化菌が実際の Mn 酸化に大きく寄与しているのかについてはわからなかった。そこで令和 2 年度は、サンプルから DNA ではなく RNA を抽出し、微生物群集内で発現している遺伝子を網羅的に解析する RNA-seq 法を実施することで、RNA ベースでの菌叢解析に加え、どのようなメカニズムで Mn 酸化が行われているかについて解析することとした。ただし過去二年間の知見により、坑廃水のような水サンプル中の Mn 酸化菌は相対存在量が非常に少なく解析が困難であることが予想されたため、Mn 酸化菌が集積していると考えられる“Mn スラッジ [Mn 酸化物(低結晶性バーネス鉱様)を含む堆積物]”を対象とした RNA-seq 法を実施することで、Mn 酸化機構に関する新知見の取得を試みた。Mn 酸化に関与する微生物種が明確になれば、坑廃水やスラッジ中における当該微生物の量および活性をモニタリングできることとなり、新規鉱山における Mn 酸化菌利用処理技術の適用可能性を判断する上で有用な知見が得られる。

(b) 材料と方法

<試料調整>

対象鉱山として選定した M55 鉱山における坑道内 Mn スラッジを種菌とし、秋田県立大学・宮田直幸教授が Mn 酸化菌利用処理技術の一環として稼働したリアクター内で生成した Mn スラッジを解析対象とした。秋田県立大学において当該スラッジをフラスコで回分培養(1 週間に 1~2 回培地交換)によって長期間継代維持し、培地交換は、デカンテーションにより培地上澄みを除去した後、スラッジ全量を新しい培地に懸濁することで行った。秋田県立大学で実

施されたスラッジのフラスコ培養は、40 mM HEPES 緩衝液 (pH 7.5) 1L の中に、200 mg/L NaHCO_3 , 8 mg/L NaNO_3 , 5 mg/L K_2HPO_4 , 220 mg/L MgSO_4 , 10 mg/L K_2SO_4 , 200 mg/L Na_2SO_4 , 155 mg/L CaCl_2 , 5 mg/L 微量元素混合液, 2~55 mg/L MnSO_4 (Mn^{2+}) を添加した培地を基本とし、条件 1 として 0.6 mM Mn^{2+} , 200 mg/L NaHCO_3 の両方が入った培地、条件 2 として 0.6 mM Mn^{2+} は入れたままで、200 mg/L NaHCO_3 を除いた培地、条件 3 として 200 mg/L NaHCO_3 は入れたままで、0.6 mM Mn^{2+} を除いた培地にて培養を行った。条件 3 を除き、条件 1、条件 2 共に添加した Mn^{2+} が酸化されていることを確認した。

培養終了後の Mn スラッジサンプルから溶菌法とビーズ細胞破碎法の併用により微生物核酸を抽出した。シェイクマスターオート (BMS) を用いて微生物細胞を破碎した後、フェノール及びクロロホルムを用いた精製ステップを経ることで共存するタンパク質を除去した。DNase 処理により共存する DNA を除去し、RNeasy mini prep キット (QIAGEN) で RNA を精製し、RiboMinus キット (Thermo Fisher Scientific) を用いて rRNA を除去し mRNA を濃縮した。得られた mRNA を対象に NextUltraRNA library prep kit (New England Biolabs) を用いて cDNA ライブラリーを調整し、MiSeq (Illumina) を用いて RNA 配列のシーケンシングを行った。

<RNA-seq 解析 (網羅的遺伝子発現解析) とは>

微生物の細胞内で遺伝情報は「DNA (ゲノム DNA)」という状態で保存されているが、微生物は自分が棲む環境の変化に応じて、必要な遺伝子を必要な量だけ、「RNA」として発現する。そのため、微生物の細胞から RNA を回収して定量し、もとのゲノム情報と比べることで、どの遺伝子がどれだけ発現しているかがわかる。また、一つの遺伝子 (酵素) は、基本的に一つの代謝反応を担っているため、これらの情報によって、対象の微生物がその環境でどのような代謝反応を行っているか、ならびにどのような代謝反応が特に重要なのか、といったことを知ることができる。このような手法を網羅的遺伝子発現解析 (トランスクリプトーム解析またはメタトランスクリプトーム解析) という。微生物から回収した RNA の定量と遺伝子配列決定を、次世代シーケンサーを用いて大規模におこなうものを特に、RNA-seq (RNA sequencing) と呼ぶ。

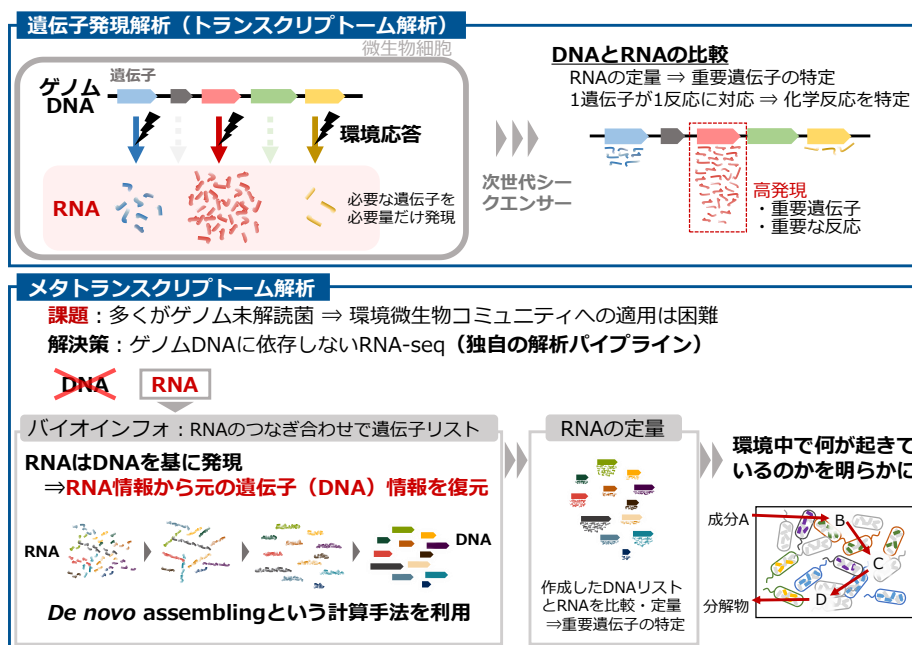


図 2.2.1-1 RNA-seq 解析（網羅的遺伝子発現／メタトランスクリプトーム解析）概念図
(DNA ベース菌叢解析との違い)

<Mn スラッジへの RNA-seq 解析適用法>

前述の通り、RNA-seq は微生物の性質や機能を知るための強力な手法であるが、前提として対象微生物のゲノム情報が必要である。しかし、自然環境中の微生物コミュニティにはゲノム解読されていないものが非常に多くいるため、従来の RNA-seq 解析を、Mn スラッジなどの環境サンプルにそのまま適用することはできなかった。このような背景のもと、我々はこれまでに、RNA 情報を基に、計算科学を利用して元の遺伝子情報を復元する *de novo assembling* という手法を環境サンプルに適用してきた。この手法では対象微生物のゲノム情報は不要であり、得られた RNA 情報から、その環境で発現している遺伝子のリストを作成することができる。そこで我々はこの手法を Mn スラッジサンプルに適用した。具体的には、次世代シーケンサーから得られた RNA 配列から Trimmomatic を用いた低クオリティ配列の除去、Trinity を用いた *de novo assembling*、KEGG データベースおよび BLAST 解析を用いた遺伝子機能の同定、Bowtie2 を用いた遺伝子リストへの RNA 配列のマッピングなどを行い、Mn スラッジサンプル中で発現されている遺伝子の同定及び定量をおこなった。

(c) 結果と考察

<Mn スラッジの菌叢解析 (DNA/RNA ベース) >

秋田県立大学で実施された Mn スラッジのフラスコ培養で使用された培地の最大の特徴は、(b)<試料調整>に示したように系内に有機物を添加していない点にある。これまで知

られている Mn 酸化菌は、必ず有機物代謝で得られるエネルギーを Mn 酸化に利用していたため、秋田県立大学で得られた Mn スラッジが有機物を添加しなくても 0.6 mM 程度の溶存 Mn イオンの酸化を行えるという知見は非常にインパクトが高い。坑廃水は有機物をほとんど含まないため、有機物を添加しない Mn 酸化菌利用処理技術の開発に繋がればコスト面や運転維持管理の容易さから、大変有用なプロセスになると考えられる。

そこで本現象に Mn 酸化菌等の微生物が関与していることを科学データで示すことを目的とし、当該 Mn スラッジサンプルから図 2.2.1-2 上に示すようなイメージで RNA および DNA を抽出し、まずは Mn スラッジ中にどのような微生物が存在するか菌叢解析を行った。はじめに過去二年間実施したような DNA ベースの菌叢解析を実施した結果（図 2.2.1-2 下右）、Mn²⁺と HCO³⁻を両方培地に入れても（条件 1）、どちらか一方を培地から抜いても（条件 2 および 3）菌叢にほとんど変化がない驚くべき結果となった。通常であれば Mn²⁺添加有無での菌叢の違いから、Mn²⁺添加時に相対存在量が急上昇した菌を Mn 酸化菌候補と考えるのだが、この全く違いの見られない結果から、Mn スラッジにおける Mn 酸化様式は、微生物の増殖をあまり伴わないようなメカニズムであることが推測された。

そこで次に RNA ベースの菌叢解析を実施した結果（図 2.2.1-2 下左）、各 3 条件間で若干の違いは見られたものの大きい変化はなかったため、DNA ベースの菌叢と比較し RNA ベース（活性ベース）での菌叢解析で相対存在量が増えた優占上位 2 種に着目した。優占種 1 位は、微生物分類群という科レベルで Rhizobiaceae（リゾビウム科）に属する微生物であり（図 2.2.1-2 下、微生物種に下線、赤色）、16S rRNA 遺伝子配列を既知の配列データベースと相同検索した結果、最も相同性の高いものでも 95.28%と低いことが明らかとなり、属レベルで新しい微生物である可能性が示された。一方、優占種 2 位は科レベルで Bradyrhizobiaceae（ブラディリゾビウム科）に属する微生物であり（図 2.2.1-2 下、微生物種に下線、淡赤色）、データベースと相同検索した結果、*Oligotropha carboxivorans* と 100% の相同性を示す微生物であることが明らかとなった。両方の微生物ともより大きな微生物分類群である綱レベルでは、Alphaproteobacteria（アルファプロテオバクテリア綱）に属していた。

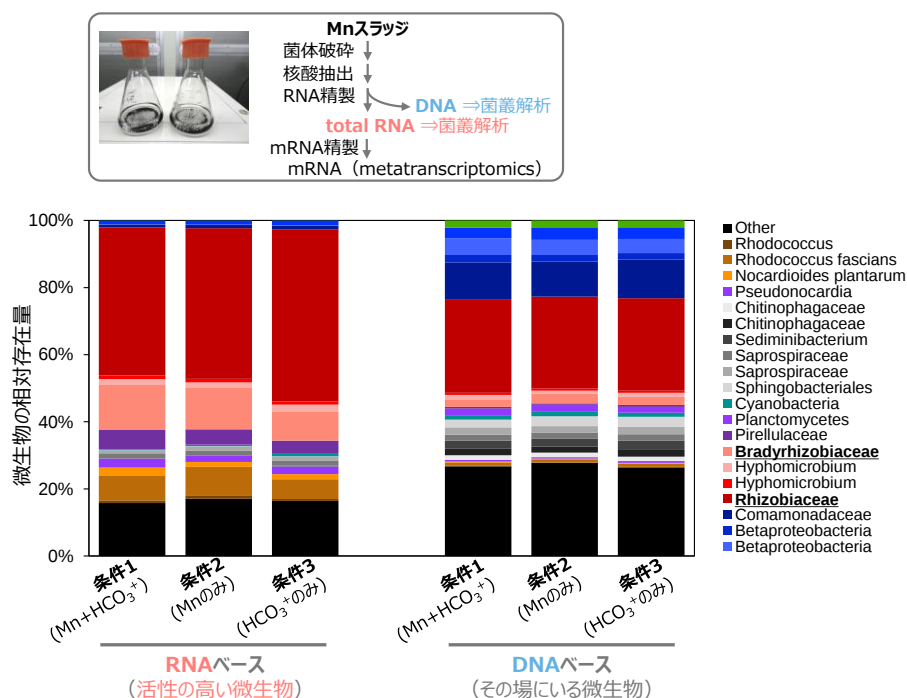


図 2.2.1-2 RNA (左 3 条件) および DNA (右 3 条件) をベースとした菌叢解析結果
 (各条件は(b)＜試料調整＞に記載、
 解析法は(b)＜Mn スラッジへの RNA-seq 解析適用法＞に記載)

＜Mn スラッジでの CO₂ 固定経路の RNA-seq 解析＞

菌叢解析により Mn スラッジには活性を有する微生物種が多数存在していたが、有機物を添加していないことから、これら微生物はどのようにして炭素源を得て自身の細胞を作っているのか興味を持たれた。一般的には有機物がない環境では、二酸化炭素 (CO₂) や水に溶解したバイカーボネート (HCO₃⁻) 等を炭素源として有機物を合成する「炭酸固定経路」を利用する場合が多いため、Mn スラッジで炭酸固定系酵素遺伝子を発現している微生物が存在しているか RNA-seq 法により調べた。

炭酸固定には複数の代謝経路があり、代表的な経路は、植物が光合成を行う際の「カルビン回路」であり、シアノバクテリアなど光合成を行う細菌等もその代謝経路を有している。微生物においては、カルビン回路以外にも多様な 7 種類の炭酸固定経路を有していることから、まずはこれら 7 種の経路の代謝系遺伝子について発現レベルを解析した (図 2.2.1-3)。

その結果、いくつかの酵素遺伝子に関して高発現が認められたものの、全く発現のない酵素遺伝子も多く、発現レベルでの代謝経路の繋がりが認められなかったことから、これら経路での炭酸固定は行われていない可能性が示された。

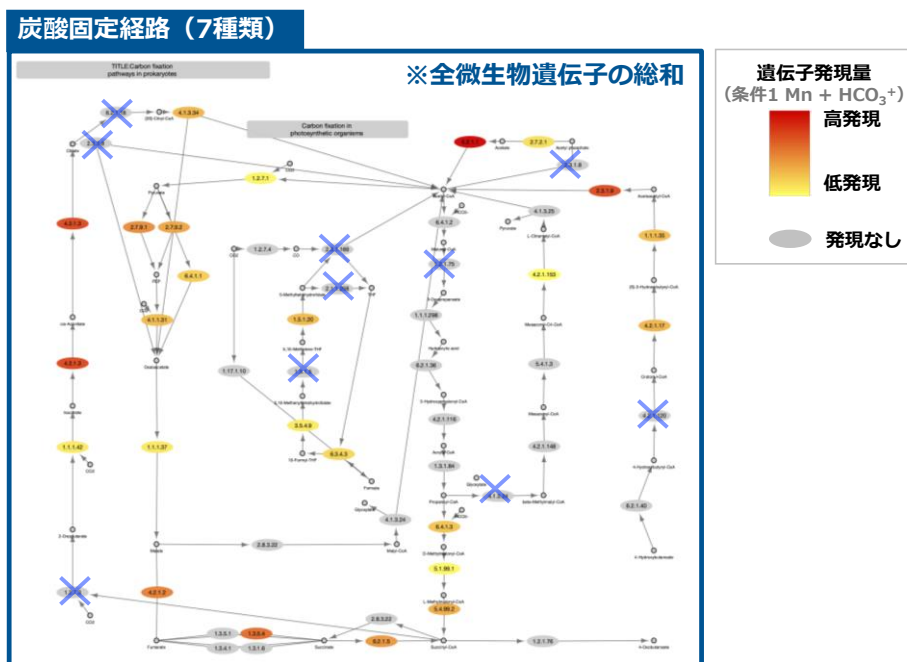


図 2.2.1-3 7 種類の炭酸固定経路の代謝マップと代謝系酵素発現量

次にカルビン回路の代謝系遺伝子について発現レベルを解析した（図 2.2.1-4 左）。カルビン回路において CO₂ の取り込みを行う鍵酵素・リブロース 1,5-ビスリン酸カルボキシラーゼ／オキシゲナーゼ（Ribulose-bisphosphate carboxylase/oxygenase; RuBisCO）が高発現していることが明らかとなり、加えて代謝経路の関連酵素遺伝子についても発現が確認され代謝経路が繋がっていることから、Mn スラッジ内微生物においてカルビン回路による炭酸固定が行われている可能性が明らかとなった。図 2.2.1-4 左の代謝マップには条件 1 の遺伝子発現量を示しているが、条件 2 および条件 3 においても同様に RuBisCO をコードする大小サブユニットの遺伝子が発現していることが明らかとなった（図 2.2.1-4 右）。図 2.2.1-4 右に示した発現量のうち緑色系統（深緑および黄緑）は、それぞれ 1 つの微生物種の RuBisCO 大小サブユニットをコードする遺伝子を示しており、特定の微生物 1 種が炭酸固定に主要な役割を果たしていることが推定された。当該微生物の遺伝子配列等について各種解析を進めた結果、この微生物が RNA ベースの菌叢解析で優占種 2 位であった *Oligotropha carboxivorans* と高い相同性を示す微生物である可能性が示された。さらに Mn 酸化の主要酵素の 1 つであるマルチ銅オキシダーゼ（multicopper oxidase/copper oxidase）をコードする遺伝子について発現レベルを解析したところ、多様な細菌が当該酵素遺伝子を発現していたが、その中に *Oligotropha carboxivorans* も含まれていることが示された。

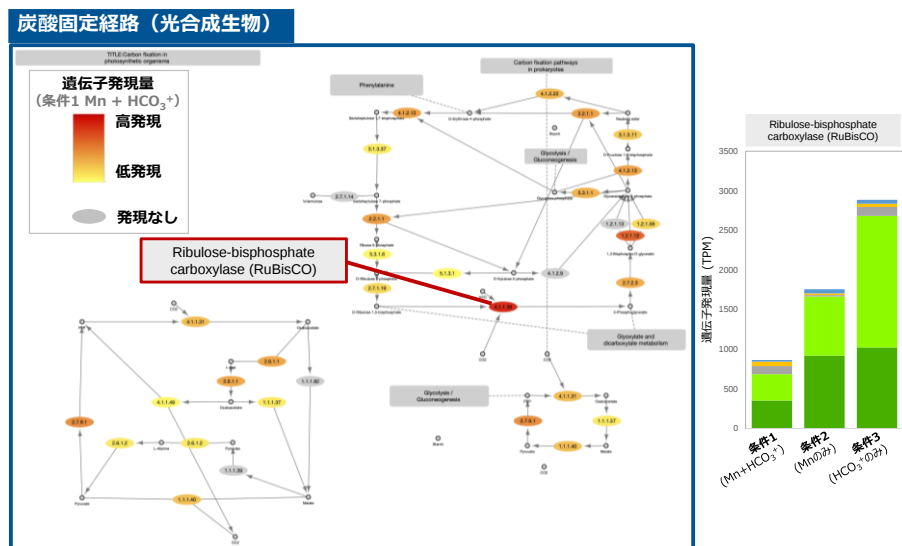
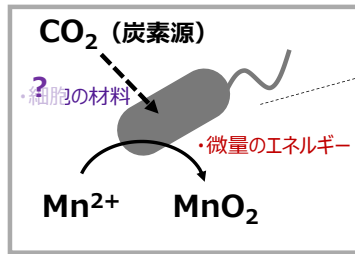


図 2.2.1-4 カルビン回路の炭酸固定経路の代謝マップと代謝系酵素発現量

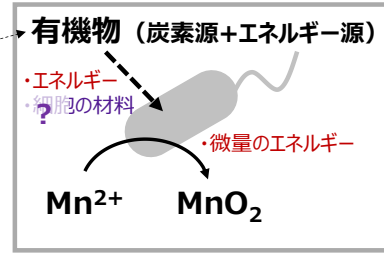
(d) まとめ

本研究では、Mn 酸化菌利用処理技術のメカニズム解明のため、令和元年度に菌叢解析を行った 1 鉱山を対象として、実際に Mn 酸化菌利用処理技術を適用した Mn スラッジに局在する微生物機能の解析を行った。具体的な手法として、次世代シーケンサーを用いた RNA-seq 解析を行い、Mn スラッジ中で発現する遺伝子について網羅的な解析を行うことで、「当該 Mn スラッジが有機物を添加しなくても Mn²⁺を酸化する」という興味深い現象を微生物の観点から科学的に検証することとした。その結果、Mn スラッジにはカルビン回路で CO₂ を固定する微生物が存在し、その主要な微生物種の 1 つがアルファプロテオバクテリア綱に属する *Oligotropha carboxivorans* と高い相同性を示す微生物であることが示された。加えてこの *Oligotropha carboxivorans* は Mn 酸化酵素の 1 つであるマルチ銅オキシダーゼの遺伝子を発現していることが明らかとなり、図 2.2.1-5 左に示すように CO₂ を炭素源、Mn をエネルギー源とするような独立栄養の Mn 酸化が起こっている可能性が示された。加えて *Oligotropha carboxivorans* 以外にも多様な微生物のマルチ銅オキシダーゼ遺伝子が発現していたことから、*Oligotropha carboxivorans* が CO₂ を固定して有機物を作り出し、それを他の微生物が資化することでエネルギーを得て Mn を酸化する従来の従属栄養の Mn 酸化も起こっていると考えられる。今後は、この Mn 酸化に重要な役割を果たしていると考えられる *Oligotropha carboxivorans* が他の鉱山の Mn スラッジにも存在するかなどを調べたり、Mn 酸化菌利用処理技術適用のための事前調査やモニタリングの指標になりうるかなど、更なる検討を加える必要があると考えている。

独立栄養性細菌によるMn酸化



従属栄養性細菌によるMn酸化



(推定)

Oligotropha carboxydovorans
(α -Proteobacteria)

図 2.2.1-5 Mn スラッジ内微生物による Mn 酸化推定メカニズム

(2) Mn 酸化菌利用条件の明確化

Mn 酸化菌を活用した最新の技術について情報収集を行い、Mn 酸化菌利用条件の明確化を試みた。

(a) 最新の技術的な知見の整理

まず、Mn 酸化菌処理技術の実現場への適用に対する大きな課題であった「酸性条件への対応」、「高濃度金属イオンへの対応」、「有機物の共有」、「処理速度の向上」について、令和元年度までの知見および最新の知見（WG1 の先生方の最新の研究情報等）から得られた情報を図 2.2.1-6 のように整理した。本年度、新たに得られた知見（赤字）は、「酸性条件への対応」について、2 段階処理をすることで処理が可能であったこと、「有機物の共有」に関して、有機物供給がなくても Mn 酸化菌処理が可能なメカニズムを確認した。

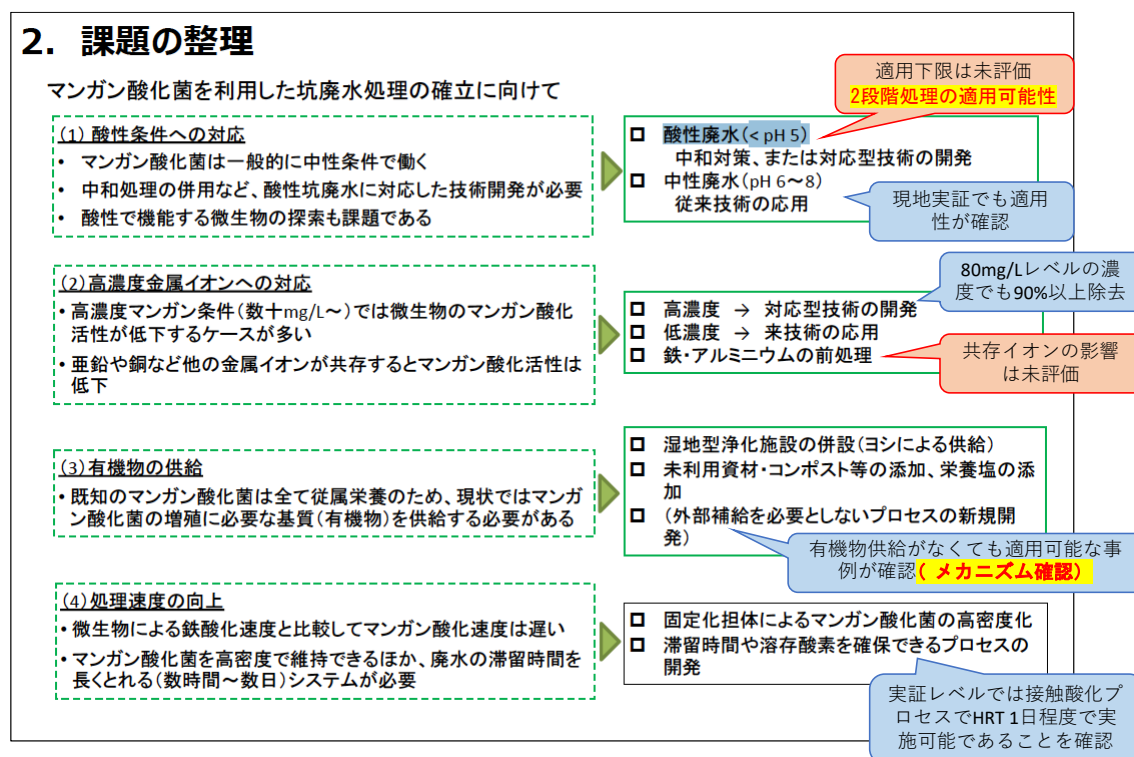


図 2.2.1-6 Mn 酸化菌処理技術適用に向けた課題と現状の最新知見
(赤字部分が本年度の更新情報)

また、図 2.2.1-7 に Mn 酸化菌処理技術適用に向けた人工湿地の浸透流方式と接触酸化方式に関する知見を整理した（赤字部分が本年度の更新情報）。人工湿地の浸透流方式については滞留時間、接触酸化方式については pH 適用範囲、技術成熟度、スラッジ量推定、生物付着担体の選定、負荷量の決定について、新たな情報が追加された。

	人工湿地の浸透流方式	接触酸化方式	評価・課題
Mn濃度適用範囲	20～60mg/L (実証除去率99%HRT7日)	10～60mg/L (実証除去率97%HRT1日)	多くの鉱山に適用可能な性能を確認。
Mn以外の重金属除去	Znの除去は確認 6mg/L→1～2mg/L (実証除去率65-870%HRT7日)	Znの除去は確認 Zn6mg/L→1.3mg/L (実証除去率80%HRT1日)	他物質やより高濃度条件での評価が必要
pH適用範囲	中性付近 (現状pH4.6-6.3)	中性付近 (現状pH6.4-6.8) 模擬廃水 (pH4-6) では石灰石中和との2段階処理を実施して成功。	pHの適用範囲確認 (高pH、弱酸性)
有機物付加の必要性	現状では必要なし	現状では必要なし	必要無しの適用範囲
滞留時間(HRT)	3日まで実証済み	0.5-3日まで実証済み	HRT範囲拡張試験
水温	外気温8℃程度まで実証	最低7℃まで実証済み	適用範囲の確認
実証試験- 処理可能流量	今後検討	HRT1日	今後、拡張が必要。
技術成熟度	ラボレベル	小規模現地実証	スケールアップ
スラッジ回収方法/ スラッジ量推定	未検討	乾燥重量ベースで1/2程度 中和酸物とスラッジ中のMn濃度比から中和処理の発生酸物量と比較	回収方法／タイミングを検討
共存イオン影響評価	未評価	未評価	評価し水質予測検討
生物付着担体の選定	石灰石使用 (他は未評価)	石灰石、紐状接触材 (空隙率大) 併用	利用担体の確認
曝気量の最適化	ー (自然酸化)	未検討	検討
負荷量の決定	未評価	基準値以下となる負荷量 40 mg Mn/L-容積/日 (ラボ試験) 24 mg Mn/L-容積/日 (現地試験)	ラボ試験・現地試験で確認
設置面積	広いスペースが必要	省スペースで実施可能	処理流量に応じた設計

図 2.2.1-7 Mn 酸化菌処理技術適用に向けた人工湿地の浸透流方式と
接触酸化方式に関する知見の整理 (赤字部分が本年度の更新情報)

(b)適用判断のための事前評価法の検討

「Mn スラッジ中の微生物多様性、重要遺伝子解析結果」および「Mn 酸化菌利用条件の明確化」において検討された結果に基づき、Mn が対象となっている坑廃水処理に「Mn 酸化菌利用処理技術」を適用する場合に、「適用可能」の指標となりうる事前評価法を検討した。

事前評価法に必要な検討項目として、以下の①～④の項目を整理した上で、図 2.2.1-8 に示す Mn 酸化菌利用処理技術事前評価法のフローチャート (案) を作成した。

- ①処理対象となる坑廃水の諸特性が、「Mn 酸化菌利用条件の明確化」の内容に合致しているか
- ②処理対象となる坑廃水が存在する鉱山に Mn スラッジが存在するか
- ②'処理対象となる坑廃水中に特定の Mn 酸化細菌が存在するか
- ③フラスコレベルでの適用性試験で Mn が酸化除去されるか
- ④適用性試験で Mn 酸化酵素、炭酸固定酵素が検出されるか

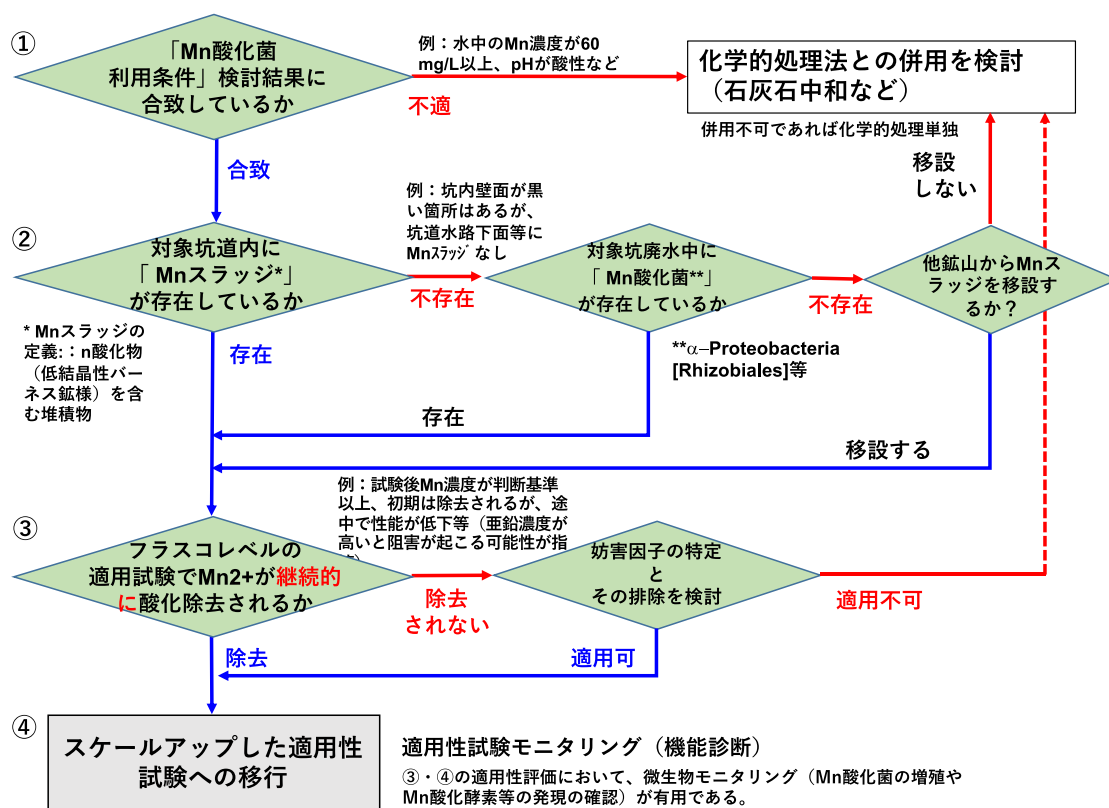


図 2.2.1-8 Mn 酸化菌利用処理技術事前評価法のフローチャート (案)

(c) 処理コストの試算の算定

令和元年度に 1 鉱山で実施した処理コストの低減可能性評価について、特に削減幅が大きいことが確認された中和剤費用および廃物処理コストの視点から、別の 1 鉱山についても検討を実施した。

図 2.2.1-9 に従来型の中和処理技術と Mn 酸化菌技術のコスト構造の比較を示す。Mn 酸化菌処理技術の適用時には、従来型の中和処理技術と比較して、pH 調整剤や凝集剤、逆中和剤等の薬剤費用が不要となる。また、廃物発生量 (Mn 酸化菌処理技術の場合はスラッジ発生量) が削減できた場合は、当該処理費用コストの削減が可能となる。

コスト項目		中和処理		Mn酸化菌（接触酸化）	Mn酸化菌（表面流）
初期設備		- 原水槽 - 中和攪拌槽 - 凝集反応槽 - 沈降分離槽	>	（中和槽） - リアクター - ブローワー	表面流/浸透流設備
設備更新費		一般に30年以内に必要	>	一般に30年以内に必要	不要
ランニングコスト	薬剤費用	- pH調整剤（アルカリ側） - 凝集剤 - 中和剤	>	（中和剤（pHに応じて））	（中和剤（pHに応じて））
	電気代	- pH調整 - 凝集剤混合 - 沈殿分離 - 逆中和処理	>	（中和処理） - リアクター - 曝気ブローワー	（中和処理）
	殿物処理費用	必要		-	-
	スラッジ処理費用	-	>	必要	必要
	修繕費	必要		必要	必要
	人件費	必要	>=	必要	大幅に削減可能

図 2.2.1-9 従来型の中和処理技術と Mn 酸化菌技術のコスト構造の比較

Mn 酸化菌処理技術の適用可能性が確認されている A 鉱山を対象に、坑廃水および堆積場の直近 5 年間処理コストの内訳について図に示す。A 鉱山および坑廃水処理では中和剤の占める割合が 14%、殿物処理費用が 3%（堆積場がすでにあるため運搬費のみ）となっており、図 2.2.1-7 に示したように殿物量が約半分になると仮定した場合、当該 2 項目のみを対象とした場合で、年間処理費用は約 15%削減できることが示された。また、Mn 酸化菌処理技術は、従来型の中和処理と比較して、強制的な攪拌等が必要ではなく、日常の管理が容易となることが想定される。そのため 50%近くを占める労務費や 11%を占める電力料も削減できる可能性があるが、これらについては今後、実証試験等により確認が必要である。また、A 鉱山の堆積場においては、上記の考え方では中和剤・殿物処理費用のみを考えた場合、4%程度しか削減できない可能性が示唆された。

令和元年度に検討を実施した AC 鉱山では、年間処理費用に対して中和剤費用・殿物処理費用の占める割合が約 50%であったことを踏まえると、Mn 酸化菌処理技術の適用によるコスト低減率は、現状の坑廃水処理のコスト構造に大きな影響を受けることが示唆された。そのため、Mn 酸化菌処理技術の適用可能性評価においては、技術的に適用可能か、という視点のみならず、経済性の視点からも検討が必要である。

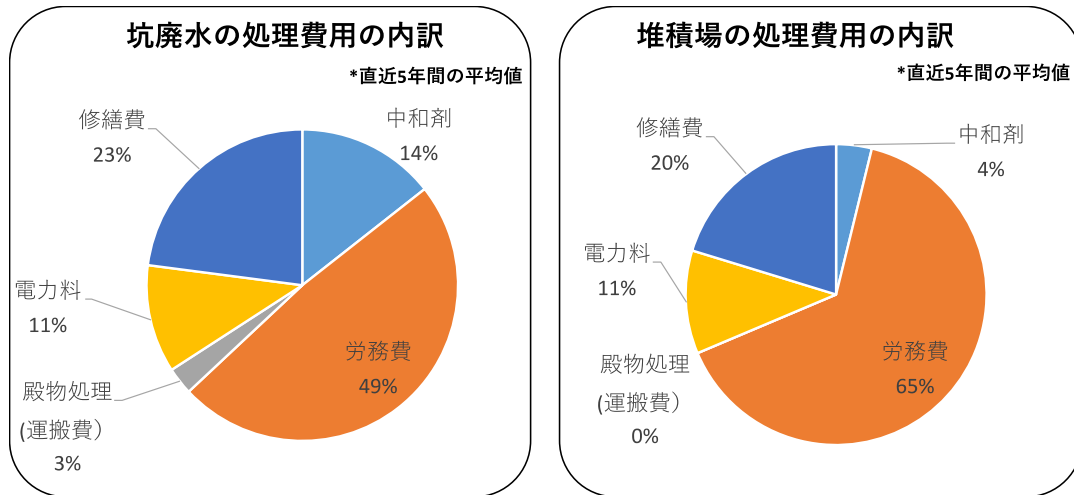


図 2.2.1-10 A 鉱山の廃水および堆積場の直近 5 年間処理コストの平均値の内訳

2.2.2 生態影響評価に係る調査・分析

令和元年度事業でとりまとめた生態影響評価ガイダンスの目次案及び概要案を踏まえ、生態影響評価ガイダンス案の本文を作成し、適宜目次や概要も改訂した。ガイダンス案の内容については、実際に休廃止鉱山を管理する自治体や産業保安監督部、日本鉱業協会に意見を求め、それらの意見を踏まえて修正した。

生態影響評価ガイダンス本体及びその付録は、本報告書の以下の付録として添付した。

付録 2.2.2-1: 休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス (案)

付録 2.2.2-2: 付録 1 (よくある質問 (FAQ) と回答)

付録 2.2.2-3: 付録 2 (休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響調査の事例)

(1) ガイダンスの内容

生物影響評価ガイダンスの目次を図 2.2.2-1 に示す。本ガイダンスでは、まず、利水点等管理の定義を含めた本ガイダンスの背景 (第 2 章)、本ガイダンスを編纂した目的 (第 3 章) を述べたうえで、生態影響評価の適用が推奨されるケース (第 4 章) や、重要な考え方及び留意点 (第 5 章) を整理した。次に、調査対象河川に設定した地点において (地点設定: 第 6 章)、①水質 (主に金属濃度) による水生生物への生態影響が懸念されるかどうか (第 7 章)、②坑廃水の影響を受けていない参照河川と比較して水生生物相への影響が観察されるか (第 8 章) といった生態影響評価の結果から得られる情報について整理した。また、水質調査や水生生物調査を補足調査としての生物応答試験の活用方法を示した (第 9 章)。最後にこれらの方法を用いて生態影響評価を行った場合の総合評価の考え方について整理した (第 10 章)。

さらに、付録として、本ガイダンスに関連する疑問点を「よくある質問 (FAQ) と回答 (付録 1)」、実際の生態影響評価の事例として「休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響調査の事例 (付録 2)」を追加した。

第1章.	要約	4
第2章.	背景	6
第3章.	本ガイダンスにおける生態影響評価の目的	8
第4章.	生態影響評価の適用が推奨されるケース	9
第5章.	生態影響評価を検討する上での留意点及び重要な考え方.....	11
5.1.	調査・評価内容を検討する上での留意点	11
5.2.	3つの評価方法の特性と段階的評価の考え方	11
5.3.	参照地点と比較するという考え方（水生生物調査）	14
第6章.	調査地点の設定	15
6.1.	調査地点（評価地点と参照地点）	15
6.2.	調査地点設定の具体例	17
第7章.	生態影響評価方法：水質調査	19
7.1.	位置づけ	19
7.2.	測定項目	19
7.3.	調査頻度・時期	21
7.4.	調査・分析方法	21
7.5.	結果の評価方法	22
第8章.	生態影響評価方法：水生生物調査	25
8.1.	位置づけ	25
8.2.	水生生物調査における対象生物グループ	25
8.3.	調査方法・項目	26
8.4.	調査頻度・時期	28
8.5.	結果の評価方法	28
第9章.	生態影響評価方法：環境水を用いた生物応答試験	31
9.1.	位置づけ	31
9.2.	試験方法	32
9.3.	調査頻度・時期	33
9.4.	結果の評価方法	33
第10章.	総合評価の考え方	34

図 2.2.2-1 生態影響評価ガイダンスの目次

(a) ガイダンスの趣旨（第1章より抜粋）

休廃止鉱山の坑廃水管理には少なくない人的・経済的コストがかかる。そのため、長期的な坑廃水管理として、鉱山の性状や地域の状況に応じて、放流口での排水基準管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上での坑廃水の管理（利水点等管理）が経済産業省を中心に検討されている。この利水点等管理を検討する上で、下流の利用状況等により、鉱山下流において坑廃水が水生生物に及ぼす影響の評価（生態影響評価）の把握が必要となる場合がある。本ガイダンスは、鉱山管理者等を対象に、このような生

生態影響評価をどのように実施すべきかを記述した。生態影響評価とは、坑廃水が流入する河川における地点または一定の範囲で、管理上許容できない水生生物への生態影響が予測・観測されるかを、金属類（例えば、亜鉛）等を対象とした水質調査や魚類や底生動物等を対象とした水生生物調査によって評価するものである（図 2.2.2-2）。

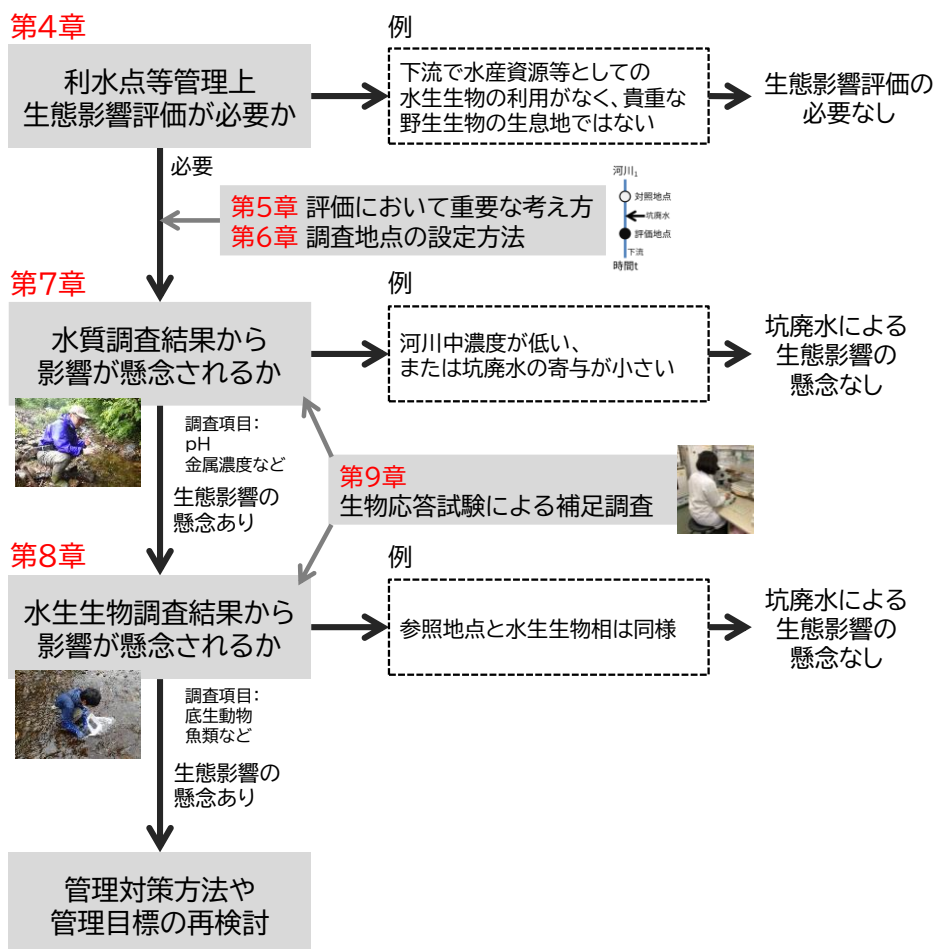


図 2.2.2-2 生態影響評価のフローチャート（段階的評価）

(b) 生態影響評価の目的と適用が推奨されるケース（第 3 章及び第 4 章から抜粋・改変）

本ガイドンスにおける生態影響評価は、坑廃水が流入する河川における地点または一定の範囲で、管理上許容できない水生生物への生態影響が予測・観測されるかを調査・評価するものである。生態影響評価の結果、調査対象河川または地点において、①水質（主に金属濃度）による水生生物への生態影響が懸念されるかどうか、②水生生物相への影響が観察されるかといった情報が得ることができる。この生態影響評価の結果は、利水点等管理を検討する際に、利害関係者との合意形成や管理者の意思決定における資料となることを想定している。なお、本ガイドンスは、生態影響評価の考え方や調査の方法論を記述したものであり、利害関係者間の合意形成等を含めた利水点等管理全体の枠組みを記述したのではない。

生態影響評価の適用が推奨されるケースは、①放流口及び利水点等での基準超過状況から適用が推奨されるケースと②対象流域の生態系の状況によって適用が検討されるべきケースがある。①は、令和3年3月現在、水生生物の保全を目的とした水質環境基準及び排水基準が設定されている金属が亜鉛のみである点を念頭に置くと、(ケース 1a) 放流口で排水基準を超過、利水点等で環境基準等を達成、(ケース 1b) 放流口で排水基準を超過、利水点等で環境基準等を超過、の2つのケースに整理できる。②は、坑廃水が流入する河川下流において、漁業または遊漁に利用される魚類等の生息地や孵化場等の施設があり、水産資源への影響が危惧される場合(ケース 2a：水産資源や生態系サービスへの影響)、と下流の特徴的な野生生物相といった生物多様性への影響が特に危惧される場合(ケース 2b：生物多様性への影響)の2つが想定される。

(c) 生態影響評価方法：水質調査及び水生生物調査(第7章及び第8章より抜粋)

水質調査により、坑廃水が流入する河川における金属濃度やその負荷量を明らかにし、実測濃度と水質環境基準等の比較による簡易的な生態リスク評価や坑廃水中金属濃度の河川への寄与度の推定が実施できる。水質調査に際しては、調査項目や調査方法、調査頻度・時期を適切に設定し、得られた結果を解釈する必要がある。

水質調査と比較して、水生生物調査の利点は、実際の河川において生態影響を直接観測できることである。河川における水生生物調査において、代表的な対象生物グループは、付着藻類、底生動物(大型無脊椎動物)、魚類であり、それぞれ影響に対する応答の時空間スケール、保全対象との関係性、定量的な調査の難しさ等の特性が異なる。調査対象河川において保全すべき水産資源(例えば、魚類)等が存在する場合は、それを調査対象生物とすること、それ以外の場合で優先して調査対象とすべき生物種やグループを選ぶことができない場合は金属汚染に対する応答性が高い底生動物を指標とすることを推奨する。各生物グループの調査は、調査方法・項目、調査頻度・時期を適切に設定した上で実施し、得られた結果を解釈する必要がある。

(d) 総合評価の考え方(第10章抜粋)

水質調査(金属濃度測定と河川への坑廃水の負荷量推定)及び水生生物調査から得られる評価結果の組合せは、表 2.2.2-1 のように整理できる。例えば、評価地点(河川)における濃度と環境基準等の比較から、基準の超過がなく、計算したハザード比の和も1未満の場合(表 2.2.2-1 の例1)、河川への坑廃水の負荷の大きさに依らず(表では、十分に小さい〜大きいと記載)、坑廃水による生態影響は懸念されないと判断できる。一方で、基準の超過があり(あるいは超過がなくても)、計算したハザード比の和が1以上の場合で、河川への坑廃水の負荷も無視できなく(表では、一定の寄与〜大きいと記載)、実施した水生生物調査から影響ありと判断されるときは(表 2.2.2-1 の例4)、坑廃水による調査対象生物等への生態影響の懸念ありと判断できる。この表では、生物応答試験は含めていないが、水生生物

調査で実際に影響が観察された場合に、それが坑廃水に含まれる金属によるものかを調査したり、環境水の複合毒性を予備的に評価したりする上では有用である。

表 2.2.2-1 水質調査及び水生生物調査結果に基づく総合評価（例）

例	水質調査（金属濃度）		水生生物調査	判断の例
	評価地点（河川）の濃度と環境基準等の比較 ^a	評価地点（河川）における坑廃水の負荷 ^b		
1	基準超過なし HQの和<1	十分に小さい～大きい	－	坑廃水による生態影響の懸念なし
2	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	十分に小さい	－	坑廃水による生態影響の懸念なし （坑廃水の寄与が十分に小さい場合）
3	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	一定の寄与～大きい	影響なし	坑廃水による調査対象生物への生態影響の懸念なし ただし、定期的なモニタリングを要検討
4	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	一定の寄与～大きい	影響あり	坑廃水による調査対象生物等への生態影響の懸念あり 水生生物調査で観測された生態影響は管理上重要な影響か？

^aHQの和（ハザード比の和）は、金属について水質環境基準等に対する測定濃度の比（ハザード比）を計算し、それらの和から求められる金属の複合影響の指標である。

^b評価地点（河川）における坑廃水の（金属）負荷が十分に小さい場合は、坑廃水の水量と比較して評価地点における流量が多いため、または、坑廃水流入前の河川中の金属濃度や負荷が高い（評価地点における坑廃水以外のバックグラウンドの金属負荷の寄与が高い）ために、坑廃水の金属負荷が無視できると考えられる場合を意味する。

(2) ガイダンスへのコメントと対応

ガイダンス案に頂いたコメントと回答は、付録 2.2.2-4（自治体、産業保安監督部、日本鉱業協会）及び付録 2.2.2-5（ワーキンググループ 2「生態影響評価に係る調査・分析」委員）に付録として、整理した。意見募集の期間は、令和 2 年 12 月から令和 3 年 1 月という比較的短期間ではあったが、委員の先生方や自治体等の関係者を含めて多数の意見を頂いた。回答で示したように、そのほとんどは本文の修正等によって対応できたが、例えば、「どういう場合は生態影響評価が必要なのか、生態影響評価をするにはどのような手順が必要になるのか、どこに相談すれば生態影響評価をすることができるのか」ということが分かる運用マニュアル等があるとよいというご意見も頂いた。

2.2.3 植物－微生物複合共生系を利用した新たな緑化対策技術調査

令和元年度事業でとりまとめた鉱山跡地における植物の遷移・緑化に関する事例を踏まえて、各事業者（7 社）にアンケート調査を実施し、緑化の目的や希望する緑化段階を明確にした。さらに、金属鉱業事業団の「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」を参考にしつつ、手引では言及されていない遷移中期・後期植物の導入方法や、高濃度の有害金属に対する耐性植物の利用を中心とした休廃止鉱山の緑化等に関するガイダンス案を作成した。

(1) 鉱山及び堆積場等の緑化に関するアンケート

本事業では、第 6 次基本方針策定に向けて、様々な取り組みを開始した。その中で、鉱山緑化に関する新たなガイダンス作成を検討している。鉱山や堆積場の緑化は、流出防止、景観の維持、土壌や植生の安定化という視点から重要であり、各鉱山の緑化に関する現状を知

ることを目的として、関係者の皆様にアンケートを実施した。

(a) 緑化の状況

Q: 現在、貴社保有の鉱山および閉鎖している堆積場（以下、閉鎖堆積場という）での緑化実施の状況について教えて下さい。複数の鉱山・堆積場がある場合でも、一つでも緑化をしていれば、緑化をしているとご回答ください。

各社の回答を表 2.2.3-1 に示す。

表 2.2.3-1 緑化の実施状況への回答

	企業名	鉱山		閉鎖堆積場	
		緑化の有無	数	緑化の有無	数
1	A 社	未実施	—	(一部) 実施	1 堆積場
2	B 社	実施	1 鉱山	実施	1 堆積場
3	C 社	未実施	—	実施	—
4	D 社	実施	8 鉱山	実施	8 堆積場
5	E 社	実施	1 鉱山	実施	—
6	F 社	未実施	—	実施	1 堆積場
7	G 社	実施	1 鉱山	実施	1 堆積場

(b) 緑化の目的および課題

Q：設問2で緑化を実施している場合について回答ください。

各社の鉱山に対する回答を表 2.2.3-2 に、閉鎖堆積場に対する回答を表 2.2.3-3 示す。

表 2.2.3-2 緑化の目的及び課題への回答（鉱山）

	企業名	鉱 山			
		緑化の目的及び 希望する緑化段階	実施場所	植栽植物の種別及 び決定理由	緑化における 課題
1	A 社	—	—	—	—
2	B 社	表土の保水性向上なら びに表流水を作り出 し豪雨時における排 水処理のピークカッ ト、景観向上、地山 化など	露天掘跡地	シロツメクサ（覆土 後の土壌安定）、ス スキ（日陰を作り土 壌の保水性を向上）	地表土壌の欠損
3	C 社	—	—	—	—
4	D 社	鉱山保安法による ※緑化の段階に関す る注釈を追記予定	堆積場	各鉱山により在来種 等の活用	酸性土壌、鉱さい、 湿地・不安定斜面の 定着性が低い
5	E 社	記録が残っておらず 不明	記録が残っておらず 不明	記録が残っておらず 不明	記録が残っておらず 不明
6	F 社	—	—	—	—
7	G 社	上記場所では清濁分 離のための表層被覆 工事に伴い緑化を実 施。但し、チップクリ ート工法を用いてい るため、植生基材下 の同層に影響を与え ぬように草～低木程 度までの緑化。	鉱山	寒冷地として一般 的な三種（クリー ピングレッドフェ スク、メドハギ、ヨ モギ）	急斜面での定着、 場所による差異

表 2.2.3-3 緑化の目的及び課題への回答（閉鎖堆積場）

	企業名	閉鎖堆積場			
		緑化の目的及び希望する緑化段階	実施場所	植栽植物の種別及び決定理由	緑化における課題
1	A 社	法面保護（浸食防止）	堆積場かん止堤法面	不明	特になし
2	B 社	重金属の溶出防止（集積場）、粉じんの飛散防止、地山化など	堆積場	ススキ、シロツメクサ、ケンタッキー、イタドリなど	地理的および形態的に覆土搬入が困難
3	C 社	目的・集積場法面流出崩壊防止	—	酸性度、土壌硬度、法面勾配、湧水有無、周辺自生種 etc	食害
4	D 社	鉱山保安法による ※緑化の段階に関する注釈を追記予定	堆積場	各鉱山により在来種等の活用	酸性土壌、鉱さい、湿地・不安定斜面の定着性が低い
5	E 社	記録が残っておらず不明	記録が残っておらず不明	記録が残っておらず不明	記録が残っておらず不明
6	F 社	技術指針、企業の社会的責任	使用済み堆積場	イタドリ、メドハギ、ヤハズソウ、ヨモギ、ヤマハギ等 決定理由：在来種	急峻な斜面における施工（安全・坑廃水処理・コスト）、鹿の食害、イノシシによる掘り起こし
7	G 社	鉱山保安法により使用済み集積場は集積物の流出・飛散防止のため覆土・植栽等の対策が義務付けられているため。森林など地山化が最終目標。現在、集積場において未覆土での緑化調査・試験を実施中。	堆積場	調査・検討中	覆土なしでの緑化

(c) 緑化を実施していない理由

Q：設問2で緑化を実施していない場合について、理由をお応えください
各社の回答を表 2.2.3-4 に示す。

表 2.2.3-4 緑化を実施していない理由の回答

	緑化を実施していない場合、その理由
1	緑化しなくても自然に植生が戻ってきているため
2	—
3	集積場以外の鉱山の意味が鉱山敷地であれば自然繁茂
4	—

(d) 緑化をしなくても自然に植生が戻っているケース

Q：鉱山、閉鎖堆積場、閉鎖していない堆積場において、緑化はしなくても自然に植生が戻ってきているケースがあれば、ご教示ください。
各社の回答を表 2.2.3-5 に示す。

表 2.2.3-5 緑化をしなくても自然に植生が戻っているケースの回答

	鉱山	閉鎖堆積場	閉鎖していない堆積場
1	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている
2	戻ってきていない	戻ってきていない	増谷たい積場 緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている
3	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている	戻ってきていない	戻ってきていない
4	—	—	—
5	—	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている	—
6	—	—	—
7	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている ※鉱山・場所によって差異あり	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている ※使用済み集積場で覆土までのものについては、基本的に植生は戻っている	緑化はしなくても自然に植生が戻ってきている ※場所によって差異はあるが、使用中で未覆土の集積場においても植生がある程度戻っているところ有り

(e) 緑化への期待

Q：鉱山および閉鎖堆積場の緑化に対して、期待することがあれば記載ください
各社の回答を表 2.2.3-6 に示す。

表 2.2.3-6 緑化への期待の回答

	緑化に対して期待すること
1	特になし
2	特にありません
3	特になし
4	補助金対象となること
5	なし
6	回答なし
7	使用済み集積場において、保安法にて流出・飛散防止のための措置が義務付けられている。覆土・植栽を実施することが通例となっているが、覆土なしでも覆土措置後の自然回帰と同程度の期間で植生が戻る植生回帰方法を開発してもらいたい。

Q：本緑化ガイダンスで記載してほしい内容があれば、記載ください。
各社の回答を表 2.2.3-7 に示す。

表 2.2.3-7 ガイダンスへの期待

	緑化ガイダンスで記載して欲しい内容
1	特になし
2	特にありません
3	鉱山跡地には、特徴的なコケの群生が見られます。高濃度の有害金属に対する耐性植物として、各種のコケ植物に言及する可能性があれば、記載をお願いしたい。
4	酸性土壌、鉱さい、湿地・不安定斜面の覆土・緑化対策
5	なし
6	鉱山、閉鎖堆積場、閉鎖していない堆積場の定義 閉鎖堆積場は、使用済み堆積場
7	様々な条件（土壌条件（重金属リッチ、岩が多く土壌が少ななど特殊条件含む）、気温、日当たり、斜度、季節など）における緑化の具体的な方法（種子の選定、撒き方など）

(2) ガイダンス案

「金属鉱業事業団. 捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」を参考にしつつ、手引では言及されていない遷移中期・後期植物の導入方法や、高濃度の有害金属に対する耐性植物の利用を中心にした休廃止鉱山の緑化等に関するガイダンス案を作成した。

(a) ガイダンスの目的

植生遷移を生かし、鉱山跡地を元山化するため、高濃度の有害金属に対する耐性植物、自生植物を利用した遷移中期・後期植物の導入方法を提示する。

(b) ガイダンスの目次（素案）

第1章 植生遷移を生かした緑化

- 1-1 鉱山植生の特性の特徴
- 1-2 植物における元素の役割とその毒性
- 1-3 金属元素に対して耐性を有する植物

第2章 高濃度の金属元素に対する耐性植物

- 2.1 高濃度の金属環境に生育可能な植物種とその蓄積元素（国内の事例）
- 2.2 高濃度の金属環境に生育可能な植物種とその蓄積元素（海外の事例）

第3章 現地の自生植物利用による緑化方法

- 3.1 自生植物を利用可能な緑化場所
- 3.2 遷移を意識した自生植物の選択
- 3.3 自生植物の増殖及び定着方法

(c) ガイダンスの骨子

第1章 植生遷移を生かした緑化

1章1節 鉱山植生の特性の特徴

重金属を多く含む自然土壌の上に成立する植生は、その周囲にある通常の土壌に成立する植生と全く異なる。生理的にも生態的にも適応できる植物種のみが定着できると考えられ、そういった植物種は「好金属植物」と定義される（Larcher, 2004）。国内の鉱山環境においては、広井（1974; 1980）が複数の鉱山を対象に植生調査を実施しており、鉱山に特徴的な植生の成立を指摘している。各鉱山で高頻度に確認された植物種について表 2.2.3-8 に示す。鉱山植生として特徴的なのはヘビノネゴザ、ススキ、イタドリ、オオイタドリなどの遷移初期草本やリョウブ、アカマツ、ヤナギ類、ウツギなどの遷移初期樹種であった。図 2.2.3-1 に植生遷移の概略図を示した。植生遷移は裸地にコケ植物や地衣類の定着後、1年生草本が定着した後、多年生草本の定着が進む。その

後、陽樹が侵入し、最終的には陰樹林が形成されることとなる。その間、150年以上という時間が必要とされる。広井（1974; 1980）の報告当時と比べると現在は50年近くが経過していることから、陽樹林が多くの鉱山で形成されていると推測され、企業へのアンケート調査結果とも合致していた。その一方で一部の集積場等では緑化を促進させたいという要望もあることが判明した。

金属鉱業事業団（1983）は「捨石・鉱さいたい積場の手引」の中で「自然の植生と一体化し、鉱山跡地を元山化するのが最終目標であり、その際には生態遷移を念頭におく必要がある」と述べている。人の手をかけて植生遷移を助長させる際には、鉱山環境に適応できる植物種の選択が重要と考える。

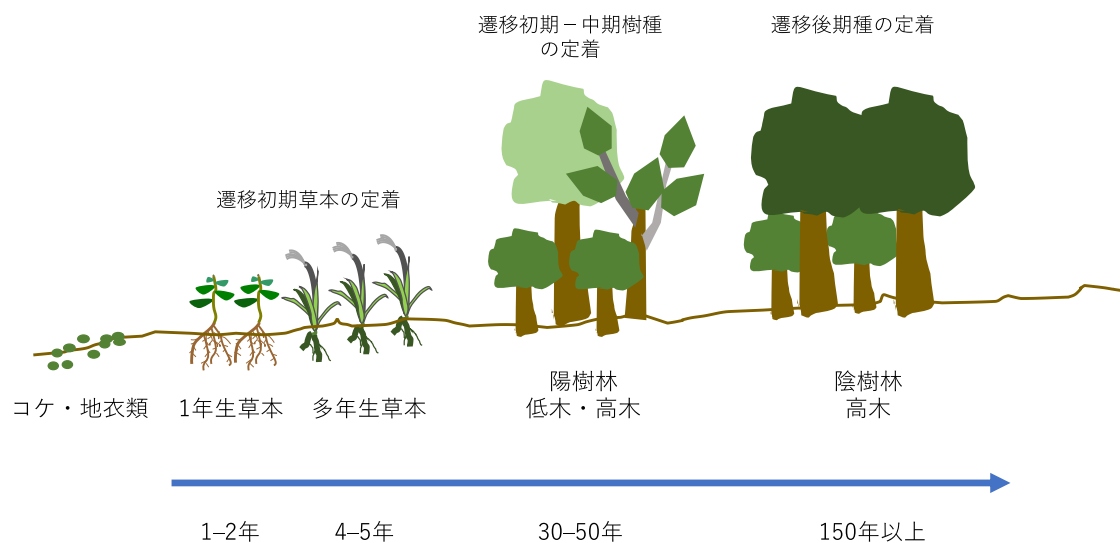


図 2.2.3-1 植生遷移の概略図

表 2.2.3-8 鉾山環境で確認された植物種

鉾山		確認された出現頻度の高い植物種																		
A	クマシダサ	ススキ	ヘビノネゴザ	オキイタドリ	ミナモリヤス	タニワタシ	ヨシ	ヒメノカリヤス	アカマツ	タマシダサ										
B	ススキ	ヘビノネゴザ	タニワタシ	リュウワ	オキイタドリ	ヒメノカリヤス	タニワタシ	ヨシ	アカマツ	タマシダサ										
C	ヘビノネゴザ	ススキ	イタドリ	ヒメノカリヤス	ヨシ	アカマツ	タニワタシ	ヨシ	トシヤ	トリアンソウマ										
D	ヘビノネゴザ	ススキ	イタドリ	アカリ	ニシキワツギ	ヘタウカス	ヘタウカス	ヘタウカス	アカマツ	アカマツ										
E	ヘビノネゴザ	ススキ	タニワタシ	ヨシ	ニシキワツギ	ヘタウカス	ヘタウカス	ヘタウカス	アカマツ	アカマツ										
F	ヘビノネゴザ	ススキ	タニワタシ	ヨシ	ニシキワツギ	ヘタウカス	ヘタウカス	ヘタウカス	アカマツ	アカマツ										
G	ヘビノネゴザ	ススキ	タニワタシ	ヨシ	ニシキワツギ	ヘタウカス	ヘタウカス	ヘタウカス	アカマツ	アカマツ										
H	ヘビノネゴザ	ススキ	タニワタシ	ヨシ	ニシキワツギ	ヘタウカス	ヘタウカス	ヘタウカス	アカマツ	アカマツ										
I	リュウワ	アカマツ	ススキ	ヨシ	アカマツ	タニワタシ	ヨシ	アカマツ	アカマツ	アカマツ										
J	ヘビノネゴザ	ススキ	ヨシ	アカマツ	タニワタシ	ヨシ	アカマツ	アカマツ	アカマツ	アカマツ										
K	ススキ	アカマツ	ヨシ	アカマツ	タニワタシ	ヨシ	アカマツ	アカマツ	アカマツ	アカマツ										

広井（1980）を参考に作成した。出現頻度が高かった植物種を左方に、出現頻度が低い植物種を右方に示した。鉾山名は伏せる。

1 章 2 節 植物における元素の役割とその毒性

元素は植物の成長に必須であり、植物は元素を土壌から吸収する機構を有している。植物にとって必要な元素は下記のように「多量必須栄養元素」「微量必須栄養元素」「有用元素」に区分できる。各元素の植物体内での機能についてまとめる。各元素の有用性は「第 3 章 現地の自生植物利用による緑化方法」においても重要となる。

多量必須栄養元素 (C・H・O・N・P・K・Ca・Mg・S)

微量必須栄養元素 (Mn・B・Fe・Cu・Zn・Mo・Cl・Ni)

有用元素 (Na・Si・Co)

土壌に金属元素が高濃度で存在すると、過剰に吸収してしまうことで成長阻害等の毒性が顕在化する。植物体の無機元素濃度に対する成長量の関係性は、植物体内の元素濃度には最適な濃度域があること、高濃度になると成長阻害または有毒となることが知られている。

また、土壌及び植物体での各元素（鉱山環境に比較的多いと考えられる元素を抜粋）の濃度範囲（表 2.2.3-9）を示した。植物体における過剰吸収の指標として参考になると考える。

表 2.2.3-9 土壌における元素の平均値及び植物体での濃度範囲

元素	土壌での平均値 (mg/kg)	植物体での範囲 (mg/kg)
Al	70000	40-500
Fe	40000	2-700
Mn	1000	3-1000
S	700	600-8700
Zn	90	1-400
Ni	50	5まで
Cu	30	4-20
Pb	30	20まで
Co	8	5まで
Mo	3	1まで
As*	6	0.2**
Cd*	0.06	0.64**
Sn*	10	0.3未満**
Cr*	100	0.23**
Hg*	0.03	0.015**

Larcher (2004) の表を改変して作成した。*Bowen (1966)からの引用を示す。

**被子植物のデータを示す。

1 章 3 節 金属元素に対して耐性を有する植物

鉱山環境で生育する植物は、重金属の毒性を回避するため、金属元素に対して耐性を有する必要がある。植物の耐性機構は、1)金属元素を体内に蓄積可能、2)積極的に体外に金属元素を排出する、の2つに集約される。図 2.2.3-2 に植物細胞レベルでの金属元素に対する耐性メカニズムを示す。重要なのは、「植物の生命活動を担う核やミトコンドリアなどの細胞内小器官への金属元素の局在を避ける」ようなメカニズムになっている点である。また、重金属はイオン形態での毒性が最も高いと言えるため、「イオン形態であることを避ける」ような解毒メカニズムになっている。①金属元素を細胞壁で吸着し、不動化する。細胞壁に含まれる多糖類であるペクチンが金属元素の吸着に関与すると考えられている。②細胞膜の透過性を変化させ、金属元素を細胞質内に移動させない。③細胞質ゾルに移行した金属元素が、硫黄を含むポリペプチドであるグルタチオンや、グルタチオンを基質としたフィトケラチン、ストレス誘導性タンパク質と結合し、毒性が軽減される。④有機酸やフェノール性カルボン酸などと金属元素を結合させ、液胞に隔離させる。⑤プロトンポンプなどの機能により、エネルギーを利用して能動的な排出を行う。①～④は、金属元素を蓄積する植物体内での耐性機構、⑤は積極的に体外へ金属元素を排出しているので、金属元素濃度を比較的低濃度で保つ植物における耐性機構、と言い換えることもできる。以上のような耐性メカニズムを獲得することにより、植物は金属元素に対する耐性を獲得できると考えられる。

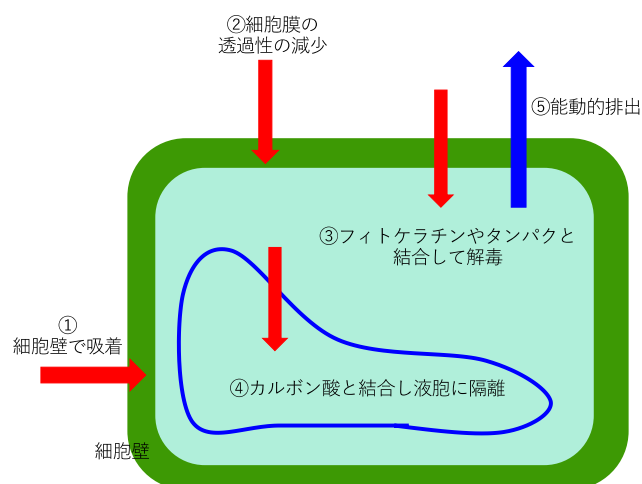


図 2.2.3-2 植物細胞における金属元素に対する耐性機構 (Larcher, 2004 を参考に作成)

第2章 高濃度の金属元素に対する耐性植物

2章1節 高濃度の金属環境に生育可能な植物種とその蓄積元素（国内の事例）

本章では、実際の野外環境（主に鉱山環境）で自生する植物の金属元素蓄積に関する報告例をまとめる。本節では国内の研究事例を掲載する。耐性植物であることについて正確な考察が必要であるため、土壌及び植物体内の元素濃度のデータが存在するものを中心として整理をすすめる。

2章2節 高濃度の金属環境に生育可能な植物種とその蓄積元素（海外の事例）

海外の事例については、植物を選択する際の参考データとする。植物は種が異なっても属や科が同じ場合、類似した生理生態特性を有することが経験的に知られているため、有用な情報となると考える。最終的には、1) コケ植物、シダ植物、草本、樹木に分けて示す、2) 高濃度蓄積する元素別に植物種を示す、等、検討する。また、国内に比べて海外の方が既往報告が多く、今回の引用論文はまだ一部に過ぎない。金属元素蓄積に関する研究のみならず、様々な植物種の金属耐性メカニズムも明らかにされているため、対象植物を緑化に使用する際に論理的な意味付けになると考える。以上から、表には「植物の耐性メカニズム」に関する記述も追加する予定である。また、海外の研究報告における植物を利用した持続可能な環境浄化の研究事例には学ぶべき点が多いため、適宜、表の項目追加も検討する。

3 章 現地の自生植物利用による緑化方法

第3章については、2.2.3(1)で得られたアンケート結果に基づき、現場の方々にとって望ましい自生植物の利用場所や方法を検討する。具体的な場所としては植物が定着しにくいという現状が確認されている集積場、植物種としてはススキやイタドリなどの遷移初期草本からヤナギ類、アカマツやリョウブなどの遷移初期樹種への遷移を意識した緑化方法の記載が必要である。また、遷移初期樹種への移行が遅延している集積場では水分の影響も検討する必要があるため、金属鉱業事業団（1983）を参考に乾燥あるいは湿性に耐性を示す植物種の検討も必要である。一方、微生物の緑化への利用に関しては現段階では検討中の部分が多いため、将来的に可能な方法として提案するに留めることが望ましい。

以下、3章の各節の骨子案を示す。

3.1 自生植物を利用可能な緑化場所

- ・ 地形、乾湿、覆土や施肥の有無

3.2 遷移を意識した自生植物の選択

- ・ 気候、乾湿
- ・ 浅根性植物、深根性植物
- ・ 遷移を助長する植物の組み合わせ（現地での調査を踏まえる）

3.3 自生植物の増殖及び定着方法

- ・ 種子散布、挿木による繁殖
- ・ 適切な施肥条件：自生植物は作物と異なり肥料が多いと生育が抑制
- ・ （保湿効果として）マルチに利用できる植物種の利用

引用文献

- Bowen (1966) Trace Elements in Biochemistry, Academic Press.
- Brunetti et al. (2009) Plant Soil 318:285-298.
- Deng et al (2004) Environmental Pollution 132: 29-40.
- Deng et al. (2007) Environmental Pollution 147: 381-386.
- Haruma et al. (2018) Plant Species Biology, DOI: 10.1111/1442-1984.12197
- Kayama et al. (2005) Annals of Botany 95: 661-672.
- Kim et al. (2003) Environmental Pollution 126: 235-243.
- Kubota et al. (1988) Plant and Cell Physiology 29: 1029-1033.
- Larcher (2004) 植物生態生理学, シュプリンガー・フェアラーク東京.
- Memon et al. (1981) Physiological Plantarum 53: 225-232.
- Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781-785
- Nagata et al. (2014) Plant Species Biology Doi: 10.1111/1442-1984.12039.
- Nishizono et al. (1989) Plant and Cell Physiology 30: 595-598.
- Okimura et al. (2015) Plant Root 9: 70-78.
- Qian et al. (2018) Environmental Pollution 239: 757-767.
- Rascio (1977) Oikos 29: 250-253.
- Rosselli et al. (2003) Plant and Soil 256: 265-272.
- Santos-Jallath et al. (2012) Physics and Chemistry of the Earth 37: 10-17.
- Satake et al. (1988) Journal of Bryology 15: 353-376.
- Satake et al. (1990) Journal of Bryology 16: 109-116.
- Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 958-961.
- Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49-60.
- Stoltz and Greger (2002) Environmental and Experimental Botany 47: 271-280.
- Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60-68.
- Usui et al. (1975) Special Bulletin of the Collage of Agriculture, Utsunomiya University 9: 25-36.
- Vamerali et al. (2009) Environmental Pollution 157: 887-894.
- Van et al. (2006) Soil Science and Plant Nutrition 52: 701-710.
- Wanat et al. (2014) Environmental Geochem & Health 36: 783-795.
- Yamaji et al. (2016) PLoS ONE DOI:10.1371/journal.pone.0169089
- Ye et al. (1997) New Phytologist 136: 469-480.
- Zhao et al. (2014) Environmental Science and Pollution Research DOI 10.1007/s11356-013-2393-3
- Álvarez et al. (2003) The Science of the Total Environment 313: 185-197.
- Černe et al. (2011) Nuclear Engineering and Design 241: 1282-1286.
- 伊藤太一 (2020) 筑波大学大学院生命環境科学研究科環境科学専攻・修士論文.
- 井藤賀ら (2010) 植物の生体調節 45: 64-72.
- 荻野ら (2001) 北海道立地質研究所報告 72:115-120.
- 金属鉱業事業団 (1983) 捨石・鉱さいたい積場の手引.
- 佐竹研一 (2014) 銅ゴケの不思議 株式会社イセブ.
- 広井敏男 (1974) 東京経済大学人文自然科学論文集 38: 177-226.
- 広井敏男 (1980) 東京経済大学人文自然科学論文集 55: 63-98.

2.3 利水点等管理ガイダンス案の作成及び鉱山対策技術の最適化の検討

2.3.1 利水点等管理ガイダンス案の作成

(1) 本年度の実施内容

利水点等管理の推進に向けて、令和元年度事業でとりまとめた水質管理基準の弾力的運用を行っている休廃止鉱山の事例等も踏まえて、利水点等管理についてのガイダンス案を作成した。ガイダンス案の内容については、実際の休廃止鉱山を管理する者（都道府県等）に意見を求め、必要に応じて改定した。利水点等管理ガイダンス案本体及びガイダンス案へのコメント対応表は、本報告書の以下の付録として添付した。

付録 2.3.1-1：休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）

付録 2.3.1-2：休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）に対するコメントと対応

(2) ガイダンス案の内容

ガイダンス案の目次を図 2.3.1-1 に示す。本ガイダンスは、利水点等管理の導入に関して、定義及び目的と適用範囲（第3章）、国内外のこれまでの検討状況（第4章）、利水点等管理適用のフレームワーク（第5章）、利水点等管理に関連する事例及びその考え方の適用が推奨される状況（第6章）について整理し、鉱山管理者等が利水点等管理の導入を検討する際の一助となることを期待する。

第1章. 要約.....	4
第2章. はじめに（背景）.....	5
第3章. 利水点等管理の定義と本ガイダンスの目的及び適用範囲.....	7
3.1. 利水点等管理の定義.....	7
3.2. 本ガイダンスの目的と適用範囲.....	7
第4章. 利水点等管理に関する検討状況.....	9
4.1. 我が国におけるこれまでの検討状況.....	9
4.1.1. 平成22年 休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性.....	9
4.1.2. 特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に係る答申.....	10
4.1.3. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方.....	11
オーストラリア・ニュージーランドの水質管理フレームワーク.....	11
第5章. 利水点等管理の適用フレームワーク.....	13
5.1. 適用フレームワーク.....	13
5.2. サイトアセスメント.....	13
5.3. 利水点・水質監視点の検討.....	14
5.4. 管理・モニタリング及び水質目標等の見直し.....	17
第6章. 利水点等管理に関連する事例及びその考え方の適用が推奨される状況.....	17
6.1. 利水点等管理に関連する過去の事例.....	17
6.2. 利水点等管理の考え方の適用が推奨される状況.....	18

図 2.3.1-1 利水点等管理ガイダンスの目次

(a) ガイダンスの趣旨（2章を一部抜粋）

休廃止鉱山において、鉱物を採掘するため掘採した地下から湧出する水（坑水）と選鉱場・製錬場等において使用後に排出される水及び捨石又は鉱さいの集積場等から流出する水（廃水；坑水と合わせて坑廃水と呼ばれる）の水質は多種多様であり、一部では酸性を示し、また複数の金属を比較的高い濃度で含有していることがある。そのため、このような坑廃水による鉱害を防止するために、坑口の閉塞や集積場の覆土植栽などの鉱害防止工事や坑廃水の中和処理などによる処理が実施されている。そのため、坑廃水による鉱害を防止するために、これまで関係者の尽力で、鉱害防止工事や中和処理などによる対策が実施され、鉱害の未然防止あるいは鉱害復旧、そして再発防止に務めてきた。

しかしながら、坑廃水の流出が雨水等を起源とする水循環の中にあることを考慮すると、坑廃水はほぼ永久に排出されるといっても過言ではない。最新の休廃止鉱山関連の学術研究によれば、今後 150 年以上坑廃水処理が必要になる鉱山も存在すると予測されることや、義務者不存在・存在の休廃止鉱山に対して、国から支給される「休廃止鉱山鉱害防止等工事費補助金」の年間総額が現在約 20 億円に上っていることを踏まえると、長期的な視点に立った坑廃水対策や管理を検討・着手することが重要である。

長期的な視点での管理方法の 1 つとして、鉱山や地域の状況に応じて、公共用水域へ

排出する地点での排水規制だけでなく、利水点等での環境基準等の監視・管理が経済産業省を中心に検討されている。金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づく「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（経済産業省告示第 67 号：平成 25 年 3 月 28 日）」の留意事項においても、「坑水又は廃水の処理の終了に向け、下流の利水点等の環境基準等を満たす鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施すること」と記載されている。すなわち、下流の利水点や環境基準点等で環境基準等を満足できる義務者不存在休廃止鉱山では、公共用水域へ排出する地点での排水基準に基づく管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で坑廃水を管理・監視する、利水点等管理を検討することの重要性が近年各所で指摘されている¹⁾、²⁾。

義務者不存在鉱山においては、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はない。したがって、利水点等管理の導入は、産業保安監督部および関係自治体、さらに関係するステークホルダーの合意があれば実施できる状況である。利水点等管理という言葉は使われていないが、例えば、岩手県の旧松尾鉱山では処理水放流後の北上川本流での水質が基準を満足することを目的に、放流水の目標を「pH 4 以上」として坑廃水処理が実施されている。また、同県和賀川上流に位置する義務者不存在鉱山でも、下流の水質調査地点で環境基準が満足することを確認した上で、現在年 1 回 5 つの休廃止鉱山において坑廃水の水質モニタリングが行われている。この水質モニタリングでは、排水基準を超過した場合も含めてすべての結果が当該モニタリングを実施する「和賀川の清流を守る会」の会報で報告されている³⁾。これらの事例は、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で坑廃水を管理・監視するという意味で、実質的な利水点等管理が導入されている事例とも捉えることができる。

(b) 利水点等管理の定義と本ガイダンスの目的及び適用範囲（3 章）

利水点等管理とは、下流の利水点や環境基準点等で当該地域が設定した管理目標（環境基準の場合もあれば、地域ごとの設定する場合もある）を満足できる鉱山において、公共用水域へ排出する地点での排水基準の遵守による管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で、坑廃水を管理・監視する管理方法である。利水点等管理を検討・実施する上では、坑廃水が流入する河川において、それを利用する人及び下流に生息する水生生物等に悪影響を及ぼさないようにすることが重要となる。ここで、「利水点（point-of-use）」とは人間が河川水を利用する場所を指し、人が直接利用する河川水には、飲用水等の一般家庭あるいはゴルフ場の散水やプールや公衆浴場などの施設で用いる上水、工場で用いる中水、発電のための用水、水田や畑の灌漑等や畜産業に用いる農業用水、養殖場等における養殖生物の飼育等に用いる水産用水、工業用水などが挙げられる¹⁾。義務者不存在鉱山では、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はないが、地

元の理解に基づき利水点等管理を進める上で、これらの用水で求められる基準を下流の利水点で満足することが求められる（例えば、農業（水稻）用水基準で亜鉛の場合、0.5 mg/L）。

表 2.3.1-1 利水点の例

利水目的	利水点
農業	農業用水取水ポイント
上水（水道水）	水道用取水ポイント
漁業や遊漁	漁業や遊漁が行われる範囲

利水点等管理の定義からも明らかであるように、「下流の利水点等における水質の安全性を確保」することができれば、柔軟な対応が可能である。そのため、対象鉱山やその流域特性（河川流量、鉱山下流河川の利用状況等）によって、具体的な管理目標や管理方法は可変である。一方、その進め方について指針がないのが現状の課題である。当該利水点等管理ガイダンスは、利水点等管理の導入を検討する鉱山において、その管理者に導入方法についての一定の指針を示すことを目的とする。利水点等管理を検討する上で、2021年1月現在で前提となる条件を以下に示す。

- ・ 義務者不存在鉱山においては、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はない。
- ・ 当該鉱山に関係する利害関係者が、新たな水質管理方法に合意をした場合には、当該管理方法での柔軟な対応が可能である。ここで、利害関係者とは、地元自治体、管理者、利水者、周辺住民、産業保安監督部等が挙げられる。

また、坑廃水（原水）の排水基準の適合状況と下流の利水点等における環境基準等の達成状況から、利水点等管理の適用が優先的に検討されるべき鉱山としては、排出口において排水基準を超過しているが、下流の利水点・環境基準点等においては環境基準に適合している鉱山が挙げられる（表 2.3.1-2）。

表 2.3.1-2 利水点等管理が適用可能な鉱山

坑廃水（原水）	下流の利水点等	利水点等管理の可能性
排水基準超過	環境基準超過	要検討
排水基準超過	環境基準適合	可能性高い
排水基準適合	環境基準超過	排水基準適合のため、必要なし
排水基準適合	環境基準適合	排水基準適合のため、必要なし

(c) 利水点等管理の適用フレームワーク（5章の一部抜粋）

利水点等管理の適用フレームワークを図 2.3.1-1 に示す。フレームワークは①サイトアセスメント、②利水点・水質監視点の検討、③管理・モニタリング、④管理基準等の見直しの検討、から構成される。

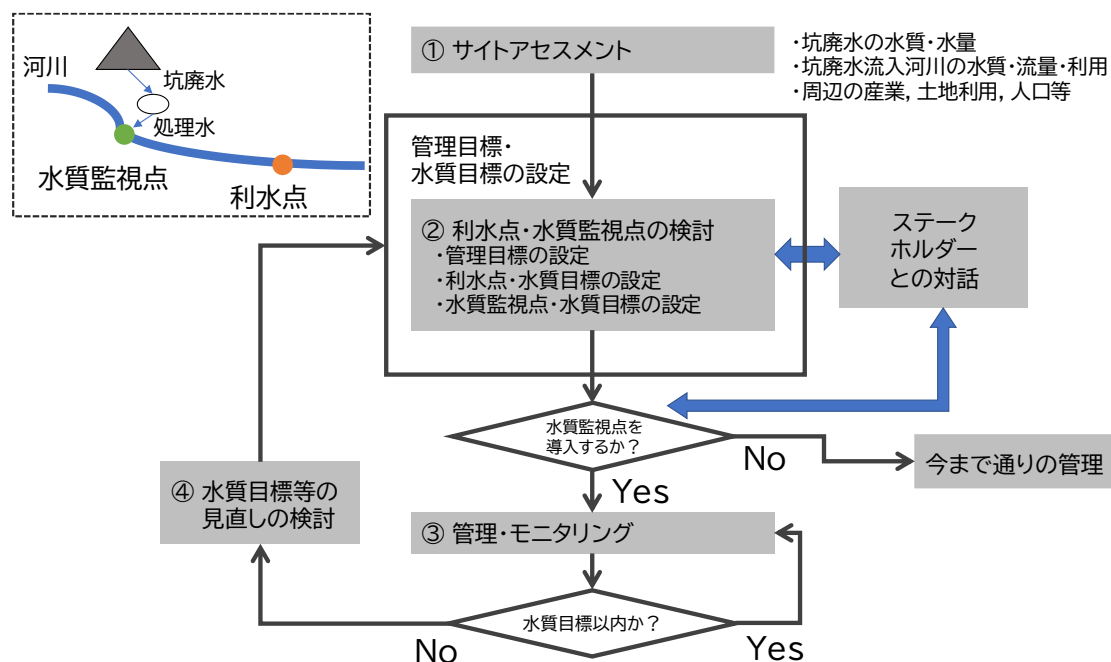


図 2.3.1-1 利水点等管理適用可能フレームワーク案

引用文献

- 1) 松田裕之, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方. 環境資源工学 66, 66-69.
- 2) 保高徹生, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山におけるグリーンレメディエーション. 環境資源工学 66, 62-65.
- 3) 柴田由紀枝, 岩崎雄一, 竹村紫苑, 保高徹生, 高橋徹, 松田裕之, 2020. 「和賀川の清流を守る会」会報のテキスト分析: 休廃止鉱山での水質モニタリングと会報における関連話題の長期的な変遷. 水環境学会誌 43, 183-188.

(3) ガイダンスへのコメントと対応

ガイダンスへの委員会委員のコメントは以下に示す。また、関係者（自治体、産業保安監督部、日本鉱業協会等）から頂いた個別の内容に関するコメントとその対応一覧表については、付録 2.3.1-2 に示す。

A 委員

- ・ 良くまとめられており、スムーズに拝読させて頂きました。
- ・ 利水点等管理の検討を望む自治体に対して、JOGMEC として水系調査やデータ取得等の調査を支援したいと考えます。

B 委員

- ・ 利水点管理のガイダンス案拝見させていただきました。よく纏まっており、違和感なく読み流すことができました。始めて読む人でも 抵抗なく読んで理解していただけるのではないかと思います。
- ・ 資料に目を通して気になった点が数か所ありましたので添付資料にコメントさせていただきました。
- ・ 特に P18~19 の 6.2 利水点管理の考え方の適応が推奨される状況 の最後 (C) のパッシブトリートメント導入検討時は、もう少し強調して書いて/力説していただきたかったです。

C 委員

回答は必要ありません。利水点等管理に関するコメントです

- ・ このガイダンスにより、自治体などでの検討の足がかりになることが期待されます
- ・ 一方、予算の後ろ盾がないと多くの自治体では検討すらしないと予想されます（個人的考え）
- ・ 利水点管理は、坑廃水処理なのか、鉱害防止工事なのか、はっきりしていません。この位置づけが、不明なままでは進まないと思います。第 5 章に関わる調査等の主体および予算を明確にする必要があると考えます（自治体を想定していると考えますが、いっそう予算の確保が重要です）。
- ・ また気になる点として、表 4-1 の【無処理放流】です。協議会資料から引用されていますが、この【無処理放流】は、当時少なからず自治体関係者から異論があったと聞いています。私自身、この言葉が一人歩きし、第 5 次でのパッシブなどの導入検討にブレーキがかかったように感じてます。○無処理放流は水処理費が出ない（処理してないので）。パッシブを導入しても、管理・メンテナンス費がでないと多くの自治体は考え、導入は難しいとなった。この資料の使用には注意が必要です。
- ・ このことは、実は利水点管理でも同じ懸念が生じます。すなわち利水点管理になっ

たら、坑廃水処理費は（国は）出さない。では、自治体単独で定期的なモニタリングを実施するのか？個人的には予算がないとモニタリングはしないと思います（結局は、予算の問題です）。

- S5 鉱山や和賀川のような道筋をどのようにつけるか、でしょうか。
- このガイダンスに制度や予算のことを記載する必要があるかないか、分かりませんが、利水点管理は、予算上どこに位置づけされるのか、明確にする必要があると思います（検討期間のモニタリングは鉱害予算、最終判断後は、民間・組合などになれば一番良い）
- 6. 2のA)～C)の部分がメリットとして理解が進めば良いのかなと思います。

D 委員

- 早速ありがとうございます。私にとってはいきなり拝見したのですが、十分推敲されたものであることがうかがわれます。
- 大きなポイントとしては、もう少し事例研究を踏まえたものにしたい。たとえば（１）守るべき対象が不明確な場合というのはどんな例があるのか。論理的には対策皆無でよいのだが、おそらくそうはいかない。（２）物質ごとの基準は満たすがハザード和が１を超える場合とは実際にどんな場合か。（３）たとえば pH との兼ね合いで何か問題がある場合はないのか（結局、生態影響評価ガイダンスでは、pH と重金属濃度の関係を議論しながら「6.5 以上で 8.5 以下であれば、生態影響は懸念されない」と書いているにとどまり、積み残していると思います。）。

鉦山対策技術の最適化を検討するため、「中長期的な坑廃水中の重金属濃度のトレンド」、「各鉦山の年間対策費用」、「新たな対策技術・概念（パンプトリートメントや利水点管理等）」を含めて、各鉦山の性状に即した長期的な対策の方向性を検討した。

一方で、これらの方法を採用できるかについては、鉱山の特性に応じて変化するため、適用可能性評価手法の構築およびデータに基づいた適用可能性評価が重要である。



本年度は、適用性評価フローチャート構築に向けて、各手法においてどのような情報が必要かについて事務局で表 2.3.2-1 のように整理をした上で、研究会委員より意見を頂いた。頂いた意見の概要を以下に示す。

発生源をやる余地があるのかが非常に大きなポイントである。情報の整理の仕方ですぐに気が付いた方がいいのは、データの量を際限なく増やしていくと、データに溺れてしまうことから、重要視すべき情報は何かということのを最初に、この委員会で議論するのがよい。

44

・パッシブトリートメント：

例えば、ターゲットとなる重金属が例えば亜鉛だった場合でも、鉄濃度が極端に高い場合は、まず鉄をいったん落とす必要がある。そのような事例もあるので、「廃水組成」については、より詳細な情報を掲載することが重要と考える。

・利水点管理：

下流域の環境基準点がまずどこなのか。よくあるのが環境基準補助点。現在、地方自治体、都道府県が実際どこで水質モニタリングしているのかといったところの情報を整理する必要があると考える。

表 2.3.2-1 鉱山対策技術の最適化に向けて収集すべき情報の整理結果

情報種	収集する情報
発生源対策適用可能性評価のために必要な情報	- 過去の発生源対策工事記録 - 負荷量マップ（幅で負荷量を示している図、清濁分離の判断とかに使える） - 坑廃水の量、質（重金属等濃度）の長期モニタリングデータ（その経時変化動向から、発生源対策が十分かをある程度解析できる） - 付近のアメダス等、降雨、融雪、気温データ（地下の汚染ポテンシャルや、汚染部分での滞留量、滞留時間がなどがある程度解析できる） - 坑廃水の起源（雨水、地下水等）
パッシブトリートメントの可能性評価のために必要な情報	- 機能的側面：廃水組成（重金属濃度、pH、その他のイオン濃度等）、廃水量、処理機構、気温、水温、降雨、融雪 - 物理的側面：パッシブトリートメント適用時に必要な面積、設置可能面積、サイトの高低差 - コスト的側面：坑廃水処理施設の更新時期
利水点等管理の適用可能性評価のために必要な情報	- 過去の鉱山の歴史 - 坑廃水の重金属等濃度の長期予測 - 利水点等の下流における水質や流量のモニタリング（濃度予測） - 放流河川の金属のバックグラウンド濃度 - ステークホルダーとの対話 （必要に応じて生態リスク評価）

2.4 委員会の設置、報告書の作成等

2.4.1 委員会・ワーキンググループの設置・開催

休廃止鉱山の専門家等を交えた GR 研究会（7 名：表 2.4-1）を設置し、GR（元山回帰）に関する調査研究フレームワーク、植物－微生物複合共生系を利用した新たな緑化技術、利水点等管理ガイダンス、鉱山対策技術の最適化等について調査検討するため、11 月 6 日、2 月 15 日に開催した。

表 2.4-1 GR 研究会委員

所属	役職	氏名
○早稲田大学 理工学術院	教授	所 千晴
秋田県立大学 生物資源科学部	教授	宮田 直幸
横浜国立大学 環境情報研究院	教授	松田 裕之
北海道大学 大学院工学研究院 環境循環システム部門	客員教授	富山 眞吾
北海道立総合研究機構 エネルギー・環境・地質研究所	研究主幹	荻野 激
日本鉱業協会 環境保安部 兼 技術部	次長	片岡 卓
石油天然ガス・金属鉱物資源機構 金属環境事業部	部長	佐藤 直樹

○委員長

また、Mn 酸化菌利用処理技術調査研究（4 名程度：表 2.4-2）及び生態影響評価に係る調査・分析（4 名程度：表 2.4-3）それぞれにワーキンググループを設置した。ワーキンググループ 1「Mn 酸化菌利用処理技術調査研究」検討会は、第 1 回は書面審議、第 2 回は 2 月 4 日に開催した。また、ワーキンググループ 2「生態影響評価に係る調査・分析」検討会は、第 1 回は書面審議、第 2 回は 1 月 28 日に開催した。

表 2.4-2 ワーキンググループ 1「Mn 酸化菌利用処理技術調査研究」検討会

所属	役職	氏名
九州大学大学院 工学研究院 地球資源システム工学部門	准教授	沖部 奈緒子
立命館大学 理工学部 環境都市工学科	教授	惣田 訓
早稲田大学 理工学術院	教授	所 千晴
○秋田県立大学 生物資源学部 生物環境科学科	教授	宮田 直幸

○主査

表 2.4-3 ワーキンググループ 2 「生態影響評価に係る調査・分析」検討会

所属	役職	氏名
産業技術総合研究所 安全科学研究部門	主任研究員	加茂 将史
北海道立総合研究機構 産業技術環境研究本部 エネルギー・環境・地質研究所 地域地質部 地質環境グループ	主査	野呂田 晋
○横浜国立大学 環境情報研究院	教授	松田 裕之
北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 雨龍研究林	准教授	森田 健太郎

○主査

2.4.2 報告書の作成等

再委託先の国立研究開発法人産業技術総合研究所からのデータ及び GR 研究会での報告及び議論内容をもとに報告書を作成した。

付録 2.2.2-1

休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における
生態影響評価ガイダンス（案）

休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における
生態影響評価ガイダンス（案）

Draft for Guidance for Ecological Impact Assessments
in Rivers Receiving Mine Discharges

経済産業省 産業保安グループ 鉱山・火薬類監理官付

令和 3 年 3 月

まえがき

休廃止鉱山において坑口や集積場などから排出される坑廃水は、一般的に酸性で金属濃度も高い。そのため、鉱害防止を目的として中和処理などによる対策が講じられている。鉱山によってはこの坑廃水処理は、100 年以上も必要になるといった学術成果も示されており、処理にかかる人的及び経済的コストの低減化を含め、長期的な視点に立った坑廃水の管理方法が必要となってきた。

このような課題への対応策として、中央鉱山保安協議会では金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づき「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（平成 25 年）」の中で、休廃止鉱山における水質管理目標の弾力的運用として「坑廃水処理の終了に向けた地元理解を得るため、下流の利水点等の環境基準等を満足できる鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施する」としている。このような背景を受け、坑廃水（原水または処理水）が排水基準を超過していても、下流の利水点等で環境基準等を満足できる義務者不存在鉱山では、放流口での排水基準管理ではなく、下流の利水点等での水質や生態系への安全性を確保した上で坑廃水を管理あるいは監視するという、利水点等管理を検討することの重要性が近年各所で指摘されている。

そこで、休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）の調査研究事業において設定されたグリーンレメディエーション（GR）委員会では、利水点等管理のあり方を検討するとともに、利水点等管理を進める上で必要となる鉱山下流の水生生物への生態影響評価方法について、生態影響評価に係る調査・分析ワーキンググループを設置し、検討を進めてきた。休廃止鉱山の多くが位置する河川上流部では、溪流魚を対象とした遊漁を含む生態系サービス（生態系から得られる恵み）が享受されていることも少なくない。そのため、義務者不存在鉱山では、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はないが、将来の坑廃水管理について地元の理解も得ながら検討するためには、下流域の利用状況に応じて生態影響評価を実施することが有用であろう。

このような生態影響評価を実施する上で参考となるガイダンスは、日本にはこれまで存在しておらず、鉱山下流における生態影響評価を実施する上で本ガイダンスが有効に活用されることを期待したい。また、本ガイダンスの刊行にあたって御指導を賜った関係各位に対して感謝申し上げる。

令和 3 年 3 月

休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研究委員会
生態影響評価に係る調査・分析ワーキンググループ 主査 松田 裕之
及び 当該委員会・ワーキンググループ事務局

令和2年度生態影響評価に係る調査・分析ワーキンググループは、以下の委員で構成された（五十音順、敬称略）。

- 加茂 将史（産業技術総合研究所 安全科学研究部門 リスク評価戦略グループ）
- 野呂田 晋（北海道立総合研究機構 産業技術環境研究本部 エネルギー・環境・地質研究所 地域地質部 地質環境グループ）
- 松田 裕之（横浜国立大学 環境情報研究院 自然環境と情報部門）
- 森田健太郎（北海道大学 北方生物圏フィールド科学センター 森林圏ステーション）

また、令和2年度休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研究委員会及び生態影響評価に係る調査・分析ワーキンググループ事務局は、以下の通り（五十音順、敬称略）。

- 岩崎 雄一（産業技術総合研究所 安全科学研究部門 リスク評価戦略グループ）
- 羽部 浩（産業技術総合研究所 環境創生研究部門 環境機能活用研究グループ）
- 森 康二（株式会社ブルーアースセキュリティ）
- 保高 徹生（産業技術総合研究所 地圏資源環境研究部門 地圏化学研究グループ）

目次

第 1 章.	要約	4
第 2 章.	背景	6
第 3 章.	本ガイダンスにおける生態影響評価の目的	8
第 4 章.	生態影響評価の適用が推奨されるケース	9
第 5 章.	生態影響評価を検討する上での留意点及び重要な考え方	11
5.1.	調査・評価内容を検討する上での留意点	11
5.2.	3つの評価方法の特性と段階的評価の考え方	11
5.3.	参照地点と比較するという考え方（水生生物調査）	14
第 6 章.	調査地点の設定	15
6.1.	調査地点（評価地点と参照地点）	15
6.2.	調査地点設定の具体例	17
第 7 章.	生態影響評価方法：水質調査	19
7.1.	位置づけ	19
7.2.	測定項目	19
7.3.	調査頻度・時期	21
7.4.	調査・分析方法	21
7.5.	結果の評価方法	22
第 8 章.	生態影響評価方法：水生生物調査	26
8.1.	位置づけ	26
8.2.	水生生物調査における対象生物グループ	26
8.3.	調査方法・項目	27
8.4.	調査頻度・時期	29
8.5.	結果の評価方法	29
第 9 章.	生態影響評価方法：環境水を用いた生物応答試験	32
9.1.	位置づけ	32
9.2.	試験方法	33
9.3.	調査頻度・時期	34
9.4.	結果の評価方法	34
第 10 章.	総合評価の考え方	35

第1章. 要約

休廃止鉱山の坑廃水管理には少なくない人的・経済的コストがかかる。そのため、長期的な坑廃水管理として、鉱山の性状や地域の状況に応じて、放流口での排水基準管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上での坑廃水の管理（利水点等管理）が経済産業省を中心に検討されている。この利水点等管理を検討する上で、下流の利用状況等により、鉱山下流において坑廃水が水生生物に及ぼす影響の評価（生態影響評価）と把握が必要となる場合がある。本ガイドンスは、鉱山管理者等を対象に、このような生態影響評価をどのように実施すべきかを記述した。生態影響評価とは、坑廃水が流入する河川における地点または一定の範囲で、管理上許容できない水生生物への生態影響が予測・観測されるかを、金属類（例えば、亜鉛）等を対象とした水質調査や魚類や底生動物等を対象とした水生生物調査によって評価するものである（図1-1）。本ガイドンスでは、まず、利水点等管理の定義を含めた本ガイドンスの背景（第2章）、本ガイドンスを編纂した目的（第3章）を述べたうえで、生態影響評価の適用が推奨されるケース（第4章）や、重要な考え方及び留意点（第5章）を整理した。次に、調査対象河川に設定した地点において（地点設定：第6章）、①水質（主に金属濃度）による水生生物への生態影響が懸念されるかどうか（第7章）、②坑廃水の影響を受けていない参照河川と比較して水生生物相への影響が観察されるか（第8章）といった生態影響評価の結果から得られる情報について整理した。また、水質調査や水生生物調査を補足調査としての生物応答試験の活用方法を示した（第9章）。最後にこれらの方法を用いて生態影響評価を行った場合の総合評価の考え方について整理した（第10章）。

また、各章の冒頭で内容のポイントを箇条書きで記述した。本ガイドンスの全体像や各章の概要を限られた時間で把握する場合などに、ご利用頂きたい。さらに、付録として、本ガイドンスに関連する疑問点を「よくある質問（FAQ）と回答（付録1）」、実際の生態影響評価の事例として「休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響調査の事例（付録2）」を追加した。特に前者は、水生生物の保全を目的とした水質環境基準を超過することの意味など、本ガイドンスを読み進める上で想定される疑問を整理している。

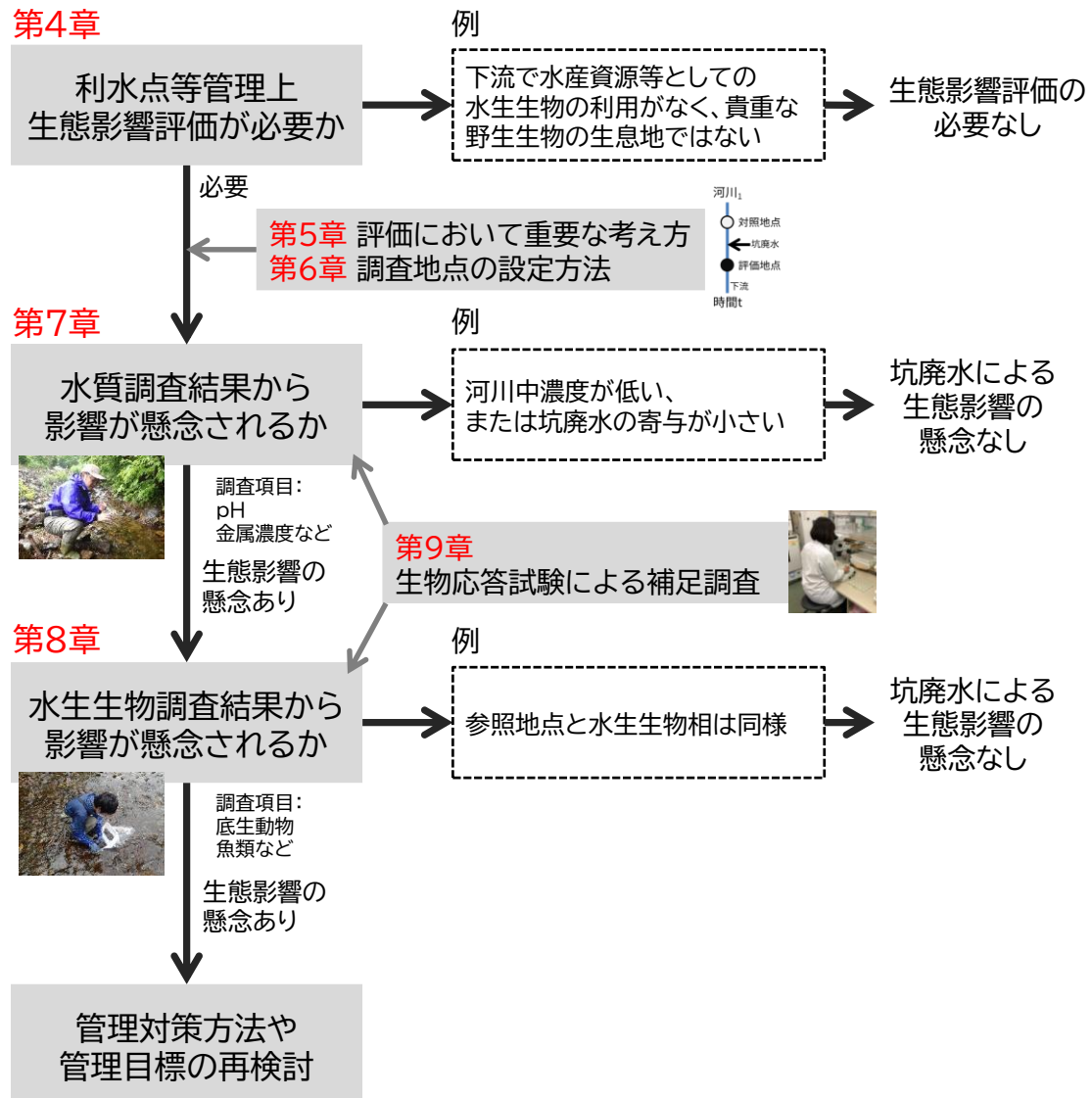


図 1-1. 生態影響評価のフローチャート（段階的評価）

ただし、水生生物調査を実施する際は、水質調査も同時に実施することが推奨される（詳細は第8章参照）。「水質調査による評価で生態影響の懸念ありと判断された場合でも、水生生物調査で生態影響の懸念なしと判断される場合」の詳細については、7-1節や付録1（よくある質問）を参照されたい。

第2章. 背景

【第2章の要点】

- 休廃止鉱山の坑廃水管理には少くない人的・経済的コストが必要となる。
- 長期的な坑廃水管理のあり方として、鉱山の性状や地域の状況に応じて、放流口での排水基準管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上での坑廃水の管理（利水点等管理）が経済産業省を中心に検討されている。
- 地元の理解を得ながら利水点等管理を検討する上で、下流の利用状況等により、鉱山下流において坑廃水が水生生物に及ぼす影響の評価（生態影響評価）と把握が必要となる場合がある。
- 本ガイダンスにより、鉱山管理者等を対象に、このような生態影響評価をどのように実施すべきかの情報を得ることができる。

休廃止鉱山において、鉱物を採掘するため掘採した地下（坑道）から湧出する水（坑水）と選鉱場・製錬場等から排出された捨石又は鉱さいの集積場等から流出する水（廃水；坑水と合わせて坑廃水と呼ばれる）は、酸性で複数の金属を比較的高い濃度で含有していることが多い。そのため、坑廃水による鉱害を防止するために、これまで関係者の尽力で、坑口の閉塞や集積場の覆土植栽などの鉱害防止工事や坑廃水の中和処理などによる対策が実施され、鉱害の未然防止あるいは鉱害復旧、そして再発防止に務めてきた。坑廃水の流出が雨水等を起源とする水循環の中にあることを考慮すると、坑廃水はほぼ永久に排出されるといっても過言ではない。最新の休廃止鉱山関連の学術研究によれば¹⁾、今後100年以上坑廃水処理が必要になる鉱山も存在すると予測されることや、義務者不存在・存在の休廃止鉱山に対して、国から支給される「休廃止鉱山鉱害防止等工事費補助金」の年間総額は、現在約20億円に上っていることを踏まえると、長期的な視点に立った坑廃水対策や管理を検討・着手することが重要である。

長期的な視点での管理方法の1つとして、鉱山や地域の状況に応じて、放流口での排水基準管理ではなく、利水点等での環境基準等の監視・管理が経済産業省を中心に検討されている。金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づく「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（経済産業省告示第67号：平成25年3月28日）」の留意事項においても、「坑水又は廃水の処理の終了に向け、下流の利水点等の環境基準等を満たす鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施すること」と記載されている。これらの背景を受け、下流の利水点等で環境基準等を満足できる義務者不存在鉱山では、放流口での排水基準に基づく管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で坑廃水を管理・監視する、利水点等管理を検討することの重要性が近年各所で指摘されている^{2,3)}。ここで、「利水点」とは河川水を人間が利用する場所を指し、この利水点を広義に捉えると、水生生物等の生息地（すなわち、点ではなく範囲）も含まれるため²⁾、このような生息地を含めて「利水点等」と呼ぶ。

この利水点等管理を検討・実施する上では、坑廃水が流入する河川において、それを利用する人及び下流に生息する水生生物等に悪影響を及ぼさないようにすることが重要となる。詳細はここでは割愛するが、人が直接利用する河川水には、飲用水等の一般家庭あるいはゴルフ場の散水やプールや公衆浴場などの施設で用いる上水、工場で用いる中水、発電のための用水、水田や畑の灌漑等や畜産業に用いる農業用水、養殖場等における養殖生物の飼育等に用いる水産用水、工業用水などが考えられる²⁾。義務者不存在鉱山では、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はないが、これらの用水で求められる基準を下流の利水点で満足することが必要になる（例えば、農業（水稲）用水基準で亜鉛の場合、0.5 mg/L）。利水点等管理のガイダンスについては、経済産業省が実施する「休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）の調査研究事業」のグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研究委員会において、別途、議論・準備が進められている。

我が国では現在、水生生物の保全に係る水質環境基準が、金属類では亜鉛について設定されている。また、坑廃水には亜鉛以外にも、銅、カドミウム、鉛等の金属類が含まれている。これらの負荷源は坑廃水以外にも存在するが、その生態影響は国内でも懸念されており⁴⁾、諸外国では水生生物保全のための水質環境基準等が設定されている。一方、河川には、特に有用な魚介類を中心とした内水面漁業や遊漁がさかんな場所もあり、第5種共同漁業権等に基づき放流した淡水魚等の水産資源も存在する。例えば、北海道ではワカサギやサクラマスの子魚などサケ目魚類の放流が盛んである。また、絶滅危惧種の生息地などへの影響も懸念されるかもしれない（環境省レッドリスト：<https://www.env.go.jp/nature/kisho/hozen/redlist/index.html>、2021年3月閲覧）。そのため、鉱山下流の水生生物への影響を評価・把握することが（ここでは、生態影響評価と呼ぶ）、地元の理解を得ながら利水点等管理を検討する上で必要となる場合がある。しかしながら、金属類を対象とした河川での生態影響評価方法やそれに類似する影響評価方法を記述したガイダンスはこれまでに日本に存在しない。そのため、本ガイダンスでは、利水点等管理の検討を進める上で、鉱山下流における生態影響評価が必要となった場合に、坑廃水（処理水）の主要な放流先である河川における水生生物等への影響をどのように評価すべきかを記述した。鉱山管理者等が鉱山下流での生態影響評価を実施する上で、本ガイダンスがその一助となることを期待する。

第3章. 本ガイダンスにおける生態影響評価の目的

【第3章の要点】

- 本ガイダンスにおける生態影響評価は、坑廃水が流入する河川における地点または一定の範囲で、管理上許容できない水生生物への生態影響が予測・観測されるかを調査・評価するものである。
- 生態影響評価の結果、調査対象河川または地点において、①水質（主に金属濃度）による水生生物への生態影響が懸念されるかどうか、②水生生物相への影響が観察されるかといった情報が得ることができる。
- 生態影響評価の結果は、利水点等管理を検討する際に、利害関係者との合意形成や管理者の意思決定における資料となることを想定している。
- 本ガイダンスは、生態影響評価の考え方や調査の方法論を記述したものであり、利害関係者間の合意形成等を含めた利水点等管理全体の枠組みを記述したものではない。

本ガイダンスで対象とする生態影響評価の目的は、休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における地点または一定の範囲で、管理上許容できない水生生物への生態影響が予測・観測されるかを評価することである。なお、例えば、パッシブトリートメント（自然力活用型坑廃水処理^{5,6)}）の導入と同時に利水点等管理を検討する場合には、坑廃水（原水）だけでなく坑廃水処理水が対象となることも考えられるが、本書では特に区別せずに坑廃水とする。ここで、本ガイダンスで調査対象とする水生生物とは、河川環境の調査やモニタリングで頻繁に用いられる^{7,8)}、付着藻類、底生動物、魚類とする（詳細は第8章）。生態影響評価の結果、調査対象河川や対象地点において、①水質（主に金属濃度）による水生生物への生態影響が懸念されるかどうか、②実際に水生生物相への管理上許容できない影響が観察されるかどうか（加えて、その影響の大きさや範囲）、といった情報を収集することができる。

得られる生態影響評価の結果は、利水点等管理を検討する際や、その他坑廃水処理等の管理方策を変更する際に、利害関係者との合意形成や管理者の意思決定における資料となることを想定している。生態影響評価の適用が推奨されるケースについては、第4章に詳述している。利水点等管理の文脈においては、管理目標（守るべき対象）に下流域の生態系や水生生物が含まれ、生態影響評価の実施が必要となった場合に、本ガイダンスを参考にするという関係にある。加えて、本ガイダンスは、生態影響評価の考え方や調査概要を記述するものであり、利害関係者間の合意形成等を含めた利水点等管理全体の枠組みを記述するものではない。前述の通り、利水点等管理のガイダンスについては、別途、議論・準備が進められている。

第4章. 生態影響評価の適用が推奨されるケース

【第4章の要点】

- ・ 生態影響評価の適用が推奨されるケースは、①放流口及び利水点等での基準超過状況から適用が推奨されるケースと②対象流域の生態系の状況によって適用が検討されるべきケースがある。
- ・ ただし、これらのケースに当てはまる場合でも、生態系の利用状況や利害関係者との対話によって、生態影響評価の実施が必要でないと判断できる場合も考えられる。
- ・ 生態影響に対する坑廃水寄与を考える上で、坑廃水が下流河川の金属濃度（や負荷量）にどの程度寄与しているかや、自然起源等による金属負荷がどの程度あるかについても留意する必要がある。

生態影響評価の適用が推奨されるケースは、大きく分けて2つに分類され、以下の4つのケースが想定される。

1. 放流口及び利水点等での基準超過状況から適用が推奨されるケース

2021年3月現在、水生生物の保全を目的とした水質環境基準及び排水基準が設定されている金属が亜鉛のみである点を念頭に置くと、本ケースは以下の2つに整理できる。

ケース 1a：放流口超過、利水点等達成

亜鉛が放流口で排水基準を超過している（またはその可能性がある）が、下流の利水点または環境基準点等では当該項目が水質環境基準を達成している場合。

ケース 1b：放流口超過、利水点等超過

亜鉛が放流口で排水基準を超過しており（またはその可能性があり）、下流の利水点等でも当該項目が水質環境基準を超過している場合。後述するように、水質環境基準の性質を鑑みると、水質環境基準を多少超過していても、生物相は大きな影響を受けていない可能性がある⁹⁾。そのため、生態影響評価を実施してその影響を明らかにし、専門家及び利害関係者と議論することで、実態に即した坑廃水管理も可能になる。

2. 対象流域の生態系の状況によって適用が検討されるべきケース

ケース 2a：水産資源や生態系サービスへの影響

坑廃水が流入する河川下流において、漁業または遊漁に利用される魚類等の生息や孵化場等の施設があり、水産資源への影響が危惧される場合。または観光資源の喪失など、その他の生態系サービス（生態系から得られる恵み）を損なう懸念がある場合。

ケース 2b：生物多様性への影響

下流の特徴的な野生生物相への影響が特に危惧される場合。

これらの4つのケースに該当する場合においても、以下の点に留意されたい。まず、「放流口及び利水点等での基準超過状況から適用が推奨されるケース（ケース 1a 及び 1b）」に当てはまる場合でも、下流の生態系の状況（例えば、ケース 2a 及び 2b のような状況が

該当しない場合) や利害関係者との対話によって、生態影響評価の実施が必要でないと判断される場合も考えられる。

「対象流域の生態系の状況によって適用が検討されるべきケース(ケース 2a 及び 2b)」の場合、保全対象は水生生物を含む生態系であるが、第 7 章で詳述するように、この保全目標の達成自体を水生生物の保全を目的とした水質環境基準等との比較によって判断することもできる。水質環境基準は個別の物質を対象に、日本では水生生物個体群の保護を目的として維持することが望ましい水準として設定されており、この数値を超える水域であっても、直ちに水生生物にある程度以上の影響を及ぼすといった性格をもつものではない¹⁰⁾。したがって、個別の物質による生態影響という意味では、水質環境基準未満では大きな影響は懸念されないし、亜鉛の水質環境基準を多少超えても水生生物個体群がすぐに存続できなり、生物種数が大きく減少するというわけでもない⁹⁾。しかしながら、複数の金属類が同時に存在する場合(それらの金属による複合影響が懸念される場合) や水質環境基準が設定されていない金属の濃度が高い場合(第 7 章参照) は、下流域において生態影響が懸念される場合がある。そのような場合には、水質調査などを用いた生態影響評価の実施が必要となる。

また、自然起源を含めたバックグラウンドの河川中金属負荷量(濃度と流量の積)と坑廃水中金属負荷量を比較し、下流の金属濃度に対する坑廃水の寄与に基づいて生態影響評価の必要性を判断できる場合もあると考えられる。例えば、放流先の河川の流量が多く、放流先の河川における水質及び水生生物への影響は十分に小さいと考えられる場合である。カナダの金属採鉱の環境影響モニタリングに関する技術ガイダンスには、「最終放流口から 250m の場所で、放流水の割合が河川流量の 1% を超える場合は、魚類調査を実施することが求められる」といった記述があり¹¹⁾、下流への寄与が十分に小さいことが明らか場合は、生態影響評価は必ずしも必要ないとされている。また、自然起源を含めたバックグラウンドの負荷量が大きく、放流水が流入しても河川中の金属濃度はほとんど変化しないケースも少なからず見受けられる¹²⁾。そのような場合に、坑廃水流入後の下流で観測される影響をどのような目的で調べるか、すなわち環境基準値以下に下げるという前提を置くわけではないということを含めて、関係者等との議論が必要である。

第5章. 生態影響評価を検討する上での留意点及び重要な考え方

【第5章の要点】

- 生態影響評価を実施する前に、利害関係者や専門家等が懸念する生態影響を整理・議論した上で、調査や評価内容を検討することが望ましい。
- 生態影響評価における水質調査、水生生物調査、生物応答試験のそれぞれの位置づけや段階的な評価を理解し、評価目的に応じて実施を検討する必要がある。
- 坑廃水が流入する河川における生態影響の有無を判断する上で、坑廃水の影響を受けていない金属濃度の低い参照地点や河川との比較が基本となる。
- 水生生物の生息状況は、本来「自然のばらつき」が存在する。生態影響評価にはその点を考慮することが重要である。

5.1. 調査・評価内容を検討する上での留意点

本章では、生態影響評価の適用を検討する上での留意点及び重要な考え方について、3点を整理する。まず、1点目としては、先にも述べた通り、利水点等管理のあり方（管理目標など）を検討した上で、必要に応じて生態影響評価の実施が検討されるべきである。すなわち、生態影響評価を実施する前に、利害関係者や専門家等が懸念する生態影響が整理・議論された上で、当該生物調査や評価の内容を検討することが望ましい。例えば、鉈山下流の河川でサケ科魚類の遊漁が行われている場合、これらの魚類の個体数などを直接調査対象とすることが考えられる。

なお、休廃止鉈山下流で高い濃度が観測されるカドミウム等の金属については、食品中の基準が魚介類には設定されていない。亜鉛や銅、鉄、マンガン等には、食事摂取基準（国民の健康の保持・増進を図る上で摂取することが望ましいエネルギー及び栄養素の量の基準）が設定されている。しかし、遊漁等によって採捕される魚類を摂食することが考えられる場合は、安全・安心の確保や風評被害の防止の観点から、可食部等の金属濃度を測定し、食品からの日本人の年間の金属曝露量と比較することによって、食品として安全性を検討することを求められる場合もある。例えば、カドミウムであれば、“成人の平均体重を 53.3kg とすると摂取量は 2.8 μ g/kg 体重/週”であり、日本人の摂取量の約 4 割は米由来である（厚生労働省：食品に含まれるカドミウムについて <https://www.mhlw.go.jp/topics/bukyoku/iyaku/syoku-anzen/cadmium/index.html>、2021 年 3 月閲覧）。このような値と比較し、総曝露量に対する寄与を推定することによって、食品として安全性を議論できる。

5.2. 3つの評価方法の特性と段階的評価の考え方

2点目として、生態影響評価方法として用いる水質調査及び水生生物調査、さらには補足的な評価方法として用いる生物応答試験にはそれぞれに利点と欠点がある（表 5-1）。そのため、それらの特性や化学物質の生態リスク評価で一般的に用いられる段階的な評価（図 5-1）の考え方をもとに、生態影響評価の実施方法を検討する必要がある。なお、

本節ではこれら 3 つの評価方法の概略のみを示し、方法などの詳細は第 7～9 章に記述する。

表 5-1. 3 つの生態影響評価方法の概要と特徴

方法	生態影響評価方法の概要	利点	欠点
水質調査	評価地点の金属濃度を測定し、水質環境基準等と比較する	他の方法に比べて簡便である	水質環境基準等を超過した場合に、実際の河川で生物相への影響があるかどうかは必ずしも明らかでない
水生生物調査	評価地点と参照地点において魚類等の水生生物相を比較する	実際の河川で観測される生物相への影響を直接観察できる	適切な参照地点を設定する必要があり、坑廃水以外の影響要因がある場合、結果の解釈に注意が必要である
生物応答試験	評価地点の河川水についてミジンコ類への毒性を評価する	河川水に含まれる物質の総合的な毒性を直接評価でき、金属類の影響かどうかを評価できる。	生物応答試験で観測される毒性影響と実際の河川における生物相への影響の関係が明らかではない

利点及び欠点の詳細は本章本文や各方法についての詳述した章（第 7～9 章）を参照されたい。



図 5-1. 水質調査及び水生生物調査による段階的な生態影響評価

生物応答試験は、当該試験で観察される影響と野外での影響レベルとの関係についてさらなる調査が必要なため、本ガイダンスでは水質調査及び水生生物調査の補足的な評価として位置づけた（詳しくは、第 9 章参照）。

水質調査による評価は、坑廃水が流入する河川において金属濃度を測定し、水質環境基準等と比較する方法である（表 5-1）。この水質調査による評価は、金属類などの濃度測定のみで評価が可能であるため、他の手法に比べて比較的簡便である。また、水質環境基準等は一般的に安全側に設定されているため、それらとの比較結果は、安全側の評価となる（予想される影響を過大に評価する）特性を持つ。したがって、生態影響評価における第 1 段階目の評価として位置づけることができる（図 5-1）。他方で、水質環境基準等の超過が観察された場合に、対象河川で管理上許容できない生態影響が観測されるとは限らない点にも注意が必要であり、その検証には水生生物調査が必要となる。

水生生物調査による評価は、対象河川において魚類等の水生生物調査を実施し、金属濃度の低い参照河川（定義は、6.1 節参照）と比較することで影響を評価する方法である（表

5-1)。水生生物調査は、実際の河川で観測される生物相への影響を直接観察できることが大きな利点である。したがって、水質調査による評価によって生態影響が懸念される場合に、対象河川で実際に生物相への影響が観測されるかを調査する第2段階目の評価として位置づけることができる（図 5-1）。休廃止鉱山が位置する河川の上流部のように他の人為的な汚染や改変がほとんどない条件においては、水生生物調査で観測される影響の原因としては、坑廃水を起源とする金属濃度等の影響と判定できると考えられる。一方で、対象河川と参照河川間で、坑廃水を起源とする金属濃度等以外の要因を完全に一致させることはほぼ不可能であり、水生生物調査のみでは原因特定は必ずしも容易ではない点に留意されたい。その意味で、第8章で述べる通り、同時に水質調査を実施し、金属濃度等を把握しておくことが坑廃水の影響かどうかを考察する上で重要となる。

生物応答試験による評価は、河川などの環境水の生態毒性をミジンコ等の試験生物を用いて直接評価する方法である（表 5-1）。坑廃水に含まれ生態影響が懸念される金属を含む全ての物質の濃度を測定し、生態影響を一つ一つ評価することは現実的ではないが、生物応答試験は、環境水に含まれる物質の総合的な毒性を直接評価できる点が特徴である。また、生物応答試験で観測される毒性の要因が金属類かそうではないかの評価も比較的容易に可能である。ただし、各金属の濃度は生物応答試験から不明であり、観測された影響がどの元素によるものかを生物応答試験のみから特定することは容易ではない。また、室内で観察される毒性影響の大きさと野外で観察された影響の大きさとの関係が必ずしも明らかではない点が欠点として挙げられる。

以上の整理から、図 5-2 に示したように、例えば、水質調査の結果、生態影響が懸念される金属類について水質環境基準等の超過が観測されず、複合影響も懸念されない場合には（複合影響については第7章参照）、坑廃水に起因する生態影響が観測される可能性は低いため、水質調査による評価結果に基づいて生態影響評価を完了し、それ以上の調査（水生生物調査や生物応答試験）を実施しないという判断ができる。より詳しくは、第10章の総合評価の考え方で示した表 10-1 や図 1-1 のフローチャートや参照されたい。水質調査や生物応答試験は、現地での採水のみで評価が可能であるため、アクセスが困難な場所などでは、これらの調査及び評価のみから、生態影響の有無を判断することが合理的な場合も考えられる。なお、生物応答試験については、休廃止鉱山を対象とした調査研究から、ミジンコ類を用いた慢性試験で影響が認められなければ、野外で底生動物の種数や個体数に大きな影響はない事例が複数蓄積されてきている（産業技術総合研究所 未発表データ）。しかし、日本全国レベルで生物応答試験において観察される影響の程度と野外での影響の程度を結びつけるにはさらなる検証が必要であり、現時点では、水質調査の評価結果の検証や水生生物調査の予備的検討、および生態影響の原因となる要因を特定するための知見を提供する補足的な調査手法と位置付ける。

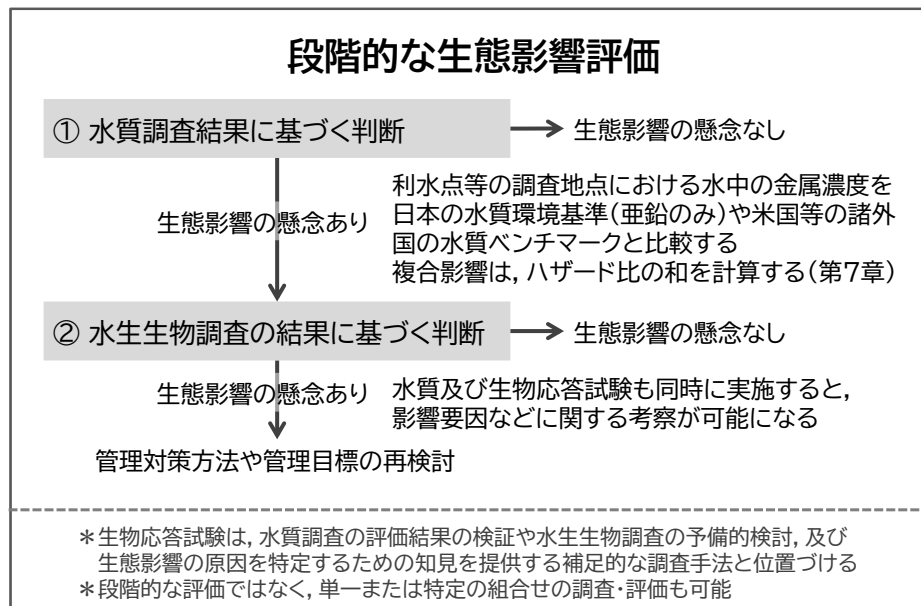


図 5-2. 坑廃水が流入する河川における段階的な生態影響評価と判断例

5.3. 参照地点と比較するという考え方（水生生物調査）

水生生物の生息状況やその多様性は、地理的条件（例えば、緯度、地形）や物理化学的条件によって異なることにも留意が必要である。そのため、坑廃水が流入する河川における生態影響評価は、対象となる鉱山の坑廃水の影響を受けておらず金属濃度が低い参照地点との比較が基本となる（調査・評価内容を検討する上での留意点や重要な考え方の3点目：参照地点のさらなる詳細は第6章参照）。また、例えば豪雨による増水や異常気象等が対象地域で起きた場合に、地理的に近い参照地点でも同様にその影響を受けると考えられるため、参照地点と比較することで、坑廃水以外の影響もできるだけ取り除いて評価することも可能になる。したがって、水生生物調査を実施する場合は、参照地点を設定することが望ましい。しかし、アクセスの問題などの理由で、対象河川の近くに適切な参照地点の設定が困難な場合も考えられる。その場合は、国土交通省が全国の河川で実施している河川水辺の国勢調査（<http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/>）などの既存の生物調査データを比較対象とすることもよいだろう。

また、水生生物の生息状況（例えば、個体数や種類数）は、同一地点内でもばらつくことに留意が必要である。例えば、ある河川地点において、25 cm×25 cm の方形区（625cm²）を複数箇所設定して、生息する底生動物の個体数や種類数を調べると、それらの方形区で確認できる個体数や種類数はまったく同じにはならない。水生生物調査の結果に基づいて生態影響の有無を評価する上では、坑廃水の影響を受ける地点と参照地点間で観測される違いが、この自然のばらつきによるものではないかを考慮することが重要である。

第6章. 調査地点の設定

【第 6 章の要点】

- 生態影響評価における調査地点の設定は、坑廃水が流入する河川において、生態影響評価を実施すべき地点（評価地点）を設定し、近傍の河川において、坑廃水による影響要因以外の物理化学的環境が同様で、他の人為的な影響を（ほとんど）受けていない比較対象地点（参照地点）を設定する。
- 調査地点の設定は、生態影響評価の目的や対象流域の特性等によって可変である。
- 具体的な調査地点の設定について、4 つの代表的な例を挙げて説明した。

6.1. 調査地点（評価地点と参照地点）

生態影響評価を実施するために、まず、坑廃水が流入する河川において、生態影響評価を実施すべき地点（評価地点と呼ぶ）を 1 地点以上選出する必要がある。想定される調査地点設定の 4 つの例を図 6-1 に示した。地点設定の詳細は、利水点等管理や生態影響評価の目的や周辺の環境条件に依存すると考えられるが、坑廃水が河川に流入した直下の地点が 1 つの選択肢として考えられる（図 6-1 の方法 A）。坑廃水流入直下地点は、坑廃水の影響を最も直接的に受ける地点であり、この評価地点で生態影響が観測されなかった場合は、鉦山下流の対象河川において坑廃水による影響は観察されないことが予想される。他に、図 6-1 の方法 B のように、坑廃水流入河川に複数の評価地点を設定し、任意の範囲で評価することも考えられる（付録 2 の調査例も参照）。利水点等（例えば、実際に遊漁等による利用される範囲）での生態影響を考慮するために、坑廃水流入直下地点だけではなく、より下流での評価が望まれる場合も考えられる。

次に、坑廃水流入河川に設定した評価地点の比較対象として、参照地点の設定が必要になる。参照地点は、理想的には、設定する評価地点が仮に坑廃水の影響を受けていなかった場合の状態を代替できる地点と解釈できる。水質調査や生物応答試験において参照地点の設定は必ずしも必要ではないが、調査対象河川のバックグラウンド（自然状態）を把握する上ではこれらの調査においても有用である。一方で、水生生物調査では、地域の特性上、参照地点の設定が困難な場合などを除き、参照地点との比較は可能な限り行うことが望ましい。例えば、豪雨などの増水後に評価地点の水生生物相が変化した場合に、それが坑廃水の影響か増水の影響かを考察する上で、近傍の参照地点との比較は不可欠である。

参照地点は、評価対象の要因（ここでは坑廃水の影響）を除くすべての条件が評価地点と同じ地点であることが理想である。例えば、坑廃水が流入する直下の地点に対して、流入前の直上の地点が、このような参照地点に相当する（図 6-1 の方法 A）。しかしながら、例えば、図 6-1 の方法 B のように坑廃水流入河川のさらに下流の地点を評価地点と設定する場合などは、坑廃水の影響を除くすべての条件が評価地点と同じ完全な参照地点を設定することはできない。そのため、近傍の河川（例えば、評価地点と同一の流域）において、坑廃水による影響要因（例えば、金属類の濃度）以外の物理化学的環境が同様で、他の人為的な

影響を受けていない（あるいは、他の人為的な影響が最小限の）地点を、参照地点として設定する。ここで他の人為的な影響とは、例えば、鉱山以外の排出源による水質汚染やコンクリート護岸等による物理環境の改変を指す。

水生生物調査のための参照地点を設定する場合において、他にも考慮すべき要因は考えられるが（pH 等の一般的な水質項目や生息場の構造等）、留意すべき主要な物理化学環境要因としては以下の項目が挙げられる。

- 河川規模（流域面積、河川次数、流路幅）
 - 河川において上流・中流・下流といった位置関係によって、生息場の構造や水温、餌資源などの違いがあり、異なる水生生物相が成立するため。なお、河川次数とは、対象とする河川や地点の位置を表す指標である（詳細は例えば、井上・中村（2019）の 1.1.4 節参照）。
- 標高（あるいは水温）
 - 水温は水生生物の生息にとって重要な要因であり、湧水等の影響を除けば、一般的に標高により水温が変化するため。
- 流域の土地利用や地質
 - 土地利用や地質によって水質等が変化し、それに応じて異なる水生生物相が成立するため。土地利用は国土交通省の国土数値情報（<https://nlftp.mlit.go.jp/index.html>）、地質は産業技術総合研究所の地質図 Navi（<https://gbank.gsj.jp/geonavi/>）で確認できる。

また、河川の水生生物相は坑廃水以外の人為的な影響も受けている。特に、人為的な負荷が少ない河川上流域においても、ダムや堰堤等が存在する場所は少なくない。特に魚類は、このような人工構造物の存在によって移動が妨げられ、隔離された個体群が絶滅に繋がる場合がある^{13, 14)}。小さな堰堤等は地形図に掲載されていないこともあるため、調査地点（評価地点及び参照地点）を設定する際に、このような人工構造物の有無を現地で確認し、留意する必要がある。例えば、川と海を回遊する魚類を調査対象とする場合、評価地点及び参照地点下流から海までの間に、移動を阻害する構造物がないかを確認しておく必要がある。調査対象とする個別の河川ごとに、魚類の移動を阻害する人工構造物の有無や配置は異なることが予想されるため、そのような構造物をあった場合に、どのように調査地点の設定すべきかについてここで一義的に記載することは難しい。状況によって、専門家等に相談することを検討されたい。

地形的に安全にアクセスすることが難しいなどの理由で、適切な参照地点がどうしても設定できない場合も考えられる。1つの選択としては、上述した条件のいくつかを明らかに満たさなくても、「この河川（地点）と同じような水生生物相であればよい」と利害関係者間で合意できる場所があれば、そのような場所を参照地点として設定することも考えられる。この場合、設定した参照地点が、「評価地点が仮に坑廃水の影響を受けていなかった場合の状態」を必ずしも反映しないことに留意して評価を進める必要がある。ま

た、水生生物調査の場合は、河川水辺の国勢調査 (<http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/>、2021 年 3 月閲覧) 等の既存の利用可能な生物調査結果で、参照地点での調査を代替することもできる。例えば、同一または近隣の都道府県内で実施された類似した河川環境における生物調査結果を収集し、生態影響評価の対象とする生物指標がとりうる範囲を整理することで、評価地点の結果との比較ができる。

6.2. 調査地点設定の具体例

本節では、4 つの具体例を挙げてそれぞれの地点設定における留意点等を詳述する。なお、例えば、図 6-1 の方法 A と方法 B を合わせた調査地点の設定も考えられ、調査地点の設定方法はこれらの具体例限りではない。

A) 評価地点と参照地点の比較 (図 6.1 の方法 A)

前述の通り、坑廃水が流入する下流の評価地点に対して、流入前の地点に参照地点を設定する方法である。評価地点と参照地点を隣接して設定でき、坑廃水以外の環境要因の違いを最小限に抑えられるため、坑廃水流入の影響を最も効果的に評価できる地点設定である。また、生態影響が評価地点で観測されなければ、より下流でも影響は観測されないことが予想されるため、安全側の評価を行う上でも有用である。一方で、鉱山周辺の河川では自然起源等の理由で坑廃水流入前でも金属類の濃度が高いことがある。そのような場合、水生生物はすでに坑廃水流入前の地点で一定の生態影響を受けている可能性もあり、水生生物調査の参照地点として適切かは利害関係者も含めた議論が必要である。

坑廃水が流入する地点から評価地点の距離は対象とする生物の移動範囲や河川規模にもよって可変だが、少なくとも河川水と坑廃水が十分に混合していることを電気伝導度の横断測定などで確認して設定することが望ましい (例えば 50~100m 程度以上)。

B) 複数の評価地点と参照地点の比較 (図 6.1 の方法 B)

坑廃水が流入する河川に評価地点を流程 (上流から下流といった河川の縦断方向の位置) に沿って複数地点設定し、近傍河川 (例えば同じ流域にある河川) にそれらに対応する参照地点を設定する方法である (付録 2 の調査例も参照)。評価地点を複数箇所とすることで、坑廃水流入河川の特定の地点だけでなく、生態影響が観測される (あるいは観測されない) 範囲を評価することができる。また、同一の流程 (例えば、同様の流域面積) に参照地点を設定することで、同一流程に位置する評価地点と参照地点の比較に加えて、坑廃水流入河川と参照河川間の比較も可能になる。地点設定の際に留意すべき主要な環境要因は、前述のとおりである。

C) 評価地点と参照地点の経時的な比較 (図 6.1 の方法 C)

方法 A の地点設定で、経時的な調査を実施して比較することで、自然環境下における生物相の経時 (または自然) 変化を参照地点で捉えつつ、評価地点において坑廃水の変化 (例えば、坑廃水の流量の変化や処理方法の変更による金属負荷の変化) による生物相の変化を

評価する方法である。いわゆる、BACI（Before-After-Control-Impact）デザインと呼ばれる調査デザインである。

D) 評価地点と複数の参照地点の比較（図 6.1 の方法 D）

坑廃水が流入する河川下流に評価地点を設定し、環境条件が類似した適切な参照地点が同一流域や近傍の河川に見つからない場合に、類似の環境条件の参照地点を別流域や距離的に少し離れた河川に設定する方法である。単一の参照地点でも比較は可能であるが、複数の参照地点を設定することで参照地点群における生物指標値のばらつきやとりうる範囲（90%予測区間：第 8 章参照）を表現することができる。

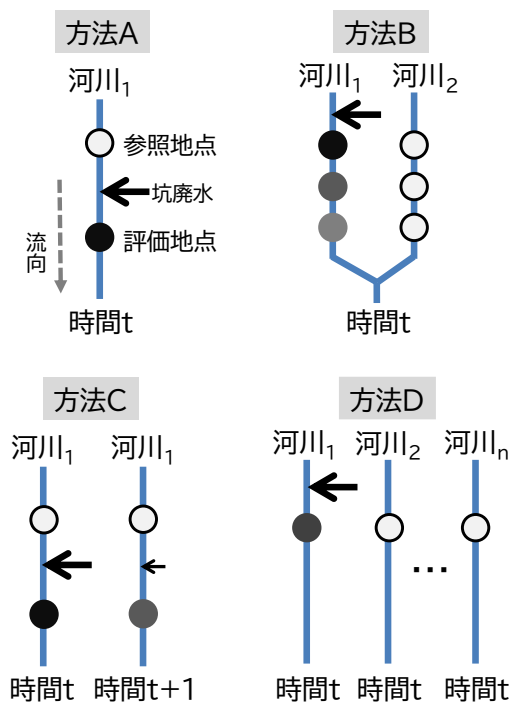


図 6-1. 調査地点（評価地点及び参照地点）の設定方法

【方法 A】評価地点と参照地点の比較、【方法 B】複数の評価地点と参照地点の比較（近傍河川が同一流域内である場合の例を示し、評価地点の●の色の濃さは金属濃度の高さに対応する）、【方法 C】評価地点と参照地点の経時的な比較（例えば、時間が年を表す場合、この図では、翌年（時間 t+1）に坑廃水の負荷（矢印の大きさ）が小さくなり、評価地点の金属濃度が低くなったことを示している（●の色の濃さに対応））、【方法 D】評価地点と複数の参照地点の比較、を意味する（詳細な説明は本文参照）。

第7章. 生態影響評価方法：水質調査

【第7章の要点】

- 水質調査により、坑廃水が流入する河川における金属濃度やその負荷量を明らかにし、実測濃度と水質環境基準等の比較による簡易的な生態リスク評価や坑廃水中金属濃度の河川への寄与度の推定が実施できる。
- 水質調査に際しては、調査項目や調査方法、調査頻度・時期を適切に設定し、得られた結果を解釈する必要がある。
- 水量や負荷量も含めた河川の酸性化や重金属汚染の実態を把握する調査方法については、『坑廃水の調査の解説書 水系調査編 JOGMEC（2017）』に詳しい。

7.1. 位置づけ

生態影響評価において水質調査の大きな目的は、①坑廃水が流入する河川において金属濃度を把握し、その濃度を水質環境基準等と比較することで、簡易的なリスク評価を実施することである。水生生物の保全に係る水質環境基準や他国で設定されている類似する環境基準（例えば、水生生物の保全を目的とした米国の水質クライテリア：<https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>、2021年3月閲覧）は、その目的（水生生物の個体群や群集レベルでの保護）と比べて一般的に安全側に設定されている^{12, 15, 16)}。したがって、これらの基準の超過が認められない場合は、「生態影響は懸念されない」と判断できる。ただし、坑廃水には複数の金属が比較的高い濃度で含まれていることが多く、それぞれの金属濃度が基準値未満でも、それらの複合影響によって生態影響が観測される可能性もあることに留意する必要がある（7.5節参照）。

加えて、補足的ではあるが重要な役割として、②河川中の金属濃度に対する坑廃水の寄与を推定すること、が挙げられる。鉾山周辺の河川では、自然起源等の理由で坑廃水が流入する前の河川地点でも金属濃度が高いことが散見される。したがって、坑廃水の流量及び金属濃度、さらには坑廃水が流入していないとみなし得る河川の上流側の調査地点の流量及び金属濃度を測定することで、河川に対する坑廃水の金属負荷の寄与を明らかにすることができる。このような寄与に関する定量的な知見は、河川で実際に観測される生態影響に対する坑廃水の寄与を考察する上で、さらには坑廃水対策や管理のあり方をそのもの見直す上でも重要な基盤情報となる。このような水質や流量調査による河川の酸性化や金属汚染の実態把握については、独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構が作成している坑廃水の調査の解説書（水系調査編）を参照されたい¹⁷⁾。

7.2. 測定項目

水質調査による簡易的な生態リスク評価を実施する上では、pH、硬度（カルシウム及びマグネシウム濃度）、生態影響が懸念される金属濃度の測定が最低限必要である。水質調査測定項目の候補は以下の通りであるが、必ずしもすべての測定が必要ではなく、評価目的や

対象河川の特性に応じて決定すべきである。また、金属負荷量を推定する場合は、河川流量の測定が必要になる。

- **現地測定項目**

一般的なポータブルの水質計で測定可能な、水温、pH、電気伝導度（EC）、溶存酸素量（DO）、酸化還元電位（ORP）などが挙げられるが、河川の水質に対する坑廃水の影響を把握する上では、少なくとも水温、pH、EC の測定を推奨する。水温や DO は水生生物の生息環境の基本的な指標として重要であり、pH は河川の酸性度や金属類の生物利用可能性（後述）を評価する上でも重要である。酸化還元電位は、酸性河川において鉄などの金属の存在形態を推測する上で有益になる。

- **金属類**

国内の休廃止鉱山での過去の調査事例^{12, 16)}や諸外国の水質環境基準等の設定状況から鑑みて、生態影響が懸念される主要な金属種として亜鉛、カドミウム、鉛、銅が挙げられるが⁴⁾、対象鉱山によって測定すべき金属種は異なる。まずは、対象鉱山の坑廃水管理においてこれまで測定されてきた金属類を中心として、測定項目を選定することを推奨する。また、坑廃水の金属負荷量（金属濃度と坑廃水の流量の積）を、坑廃水を放流する河川の流量で除することによって計算される河川中の推定金属濃度を諸外国の水質環境基準等（表 7-1）と比較することによって、生態影響が懸念される金属を選定することも可能である。水生生物の保全を目的とした水質環境基準等は、現行の排水基準や人の健康保護を目的とした環境基準等に比べてオーダーが大きく異なる場合があることに留意すべきである（例えば、亜鉛の水質環境基準 0.03 mg/L に対して、金属鉱業に適用されている暫定排水基準は 5 mg/L（2021 年 3 月現在）、水道水質基準は 1mg/L）。

- **その他の項目**

河川上流域など鉱山以外の人為的な負荷が小さい場所において金属類の影響を考察する上で、金属類以外のその他の項目として重要なのは、現地で測定できる pH に加えて、当該河川の硬度（カルシウム及びマグネシウム濃度）である。

水中における亜鉛等の金属類の毒性は、pH や水中に存在する陽イオン（例えば、カルシウムやマグネシウム濃度から計算される硬度）、アルカリ度、溶存有機物質の量にも依存することが知られている^{18, 19)}。国際的に使用が進んでいる生物リガンドモデルに代表されるように（さらに詳しくは永井（2011）¹⁸⁾や加茂・林（2011）¹⁹⁾を参照のこと）、水中の亜鉛等の金属が生物リガンド（例えば、魚類のエラ）に吸着（結合）することを起点として毒性影響が引き起こされると考えられており、カルシウムやマグネシウム濃度を代表とする陽イオンは結合先である生物リガンドを占有することによって、溶存有機物質は亜鉛等の毒性影響が懸念される金属類の結合先となることによって、毒性影響を緩和することができる。特に硬度は、米国の水質クライテリア等を導出するために必要となる。また、一般的に pH が低いほど遊離イオンが多くなり水中に含まれる総量が同じでも毒性が高くなり、金属によってこれら水質パラメータの重要性は異なる²⁰⁾。また、河川上流域など鉱山以外の人

為的な負荷が小さい河川では、溶存有機炭素量（Dissolved Organic Carbon：DOC）または全有機炭素量（Total Organic Carbon：TOC）は一般的に低く（例えば DOC 1 mg/L 未満）、後述する金属の生物利用可能性は高い状態にあると予想される。しかし、腐植物質が多く茶褐色に着色した河川水では、河川中に含まれる総量は同じであっても、金属の生物利用可能性は低下し、毒性は緩和される。このような有機物による毒性の緩和影響を考慮しないで、水質環境基準等による評価を行った場合、その評価は安全側になるが、より正確な評価には生物利用可能性を考慮する必要がある（詳しくは永井（2011）¹⁸⁾や加茂・林（2011）¹⁹⁾を参照）。

その他にも有機汚濁や栄養塩負荷が想定される河川では、それらの指標として、生物化学的酸素要求量（BOD）や総窒素（TN）、総リン（TP）なども測定することで、坑廃水以外の影響を考察することができる。また、水域の濁りの指標として用いられる懸濁物質（SS）は、坑廃水に起因する濁りによる影響が下流に対して懸念されている鉱山などで測定する必要がでてくる。日本水産資源保護協会が策定する水産用水基準（第 8 版）では、アユの忌避行動の観察に基づき、懸濁物質の基準を 25 mg/L 以下としている。

7.3. 調査頻度・時期

金属濃度等の水質の年間の平均値や変動幅を把握するために、少なくとも年複数回（例えば、季節ごとに年 4 回程度）調査することを推奨する。水質環境基準は年間平均値として設定されており、水質環境基準との比較では年間平均値で十分である。しかし、金属濃度の場合、年間平均値だけでなく年間の最大値によっても実際の生態影響が変化する可能性がある。そのため、平均値だけでなく、濃度の年間変動幅や最大値も把握しておくことが望ましい。坑廃水の水量や金属濃度の年間変動、さらには放流河川の流量のおおよその年間変動を考慮すれば、河川中金属濃度の変動をよりの確に把握できる調査時期を事前に設定できる。例えば、坑廃水の金属負荷が高くなる時期と放流河川の流量が少なくなる時期が一致していれば、その時期が河川中の金属濃度が年間で最も高くなる時期と予想できる。また、一度、年間の平均値や変動が把握できれば、定期的なモニタリングの頻度や時期などを決定する際にも参考になる。

環境省の水環境情報総合サイト (<https://water-pub.env.go.jp/water-pub/mizu-site/>、2021 年 3 月閲覧) や都道府県の関連 HP を参照し、近傍の河川地点で自治体等による水質調査が実施されている場合は、その測定データを利用して、データを補完したり、予備的に評価したりすることも可能である。

7.4. 調査・分析方法

pH 等の現地測定項目は、ポータブルの水質計を用いて現地で測定する。室内分析項目については、基本的には河川の流心などから採水を行う。これらは、坑廃水の調査の解説書（水系調査編）に詳しい¹⁷⁾。マグネシウムやカルシウムの濃度は、現地で採取した水試料をメ

ンブレンフィルター（穴径 $0.45\mu\text{m}$ ）等で濾過した試料、亜鉛等の金属類については未濾過試料または濾過試料を用いて、JIS K 0102 工場排水試験方法などに準拠し、分析する。

水生生物の保全に係る亜鉛の水質環境基準は、全濃度（溶存態濃度と懸濁態濃度の和）で設定されている我が国の現状から鑑みて、多くの場合、その他の生態影響が懸念される金属も全濃度（すなわち未濾過試料）で測定することが想定される。なお、マンガンと鉄については、溶解性で排水基準が定義されており、濾過試料が分析に用いられる¹⁷⁾。金属にもよるが、河川上流域など鉱山以外の人為的な負荷が小さく、有機物や懸濁物質も少ない河川では、全濃度と溶存態濃度の差は大きくないと考えられる。ただし、全濃度による測定は、平水時でも微細な懸濁物質の非意図的な混入などによって測定値がばらつくことや、降雨などの後に懸濁した河川で採水する場合は混入する懸濁物質などの影響で測定が平水時に比べて大きく変化する。そのため、環境水中の金属の生物利用可能性を考えると、一般的には全濃度よりも溶存態濃度の方が良い金属毒性の指標であること^{18, 19)}や諸外国の類似の環境基準は溶存態濃度に対して設定されていることを鑑みて、対象河川における全濃度と溶存態濃度の関係を把握した上で、測定結果の評価方法（7.5 節）によっては、溶存態での濃度測定を検討することが望ましい。

河川の流量測定や負荷量の計算等については、前出の坑廃水の調査の解説書（水系調査編¹⁷⁾）を参照されたい。

7.5. 結果の評価方法

• pH の測定結果に基づく評価

pH、すなわち河川の酸性度の影響については、環境省の生活環境の保全に関する環境基準（河川）に基づき、6.5 以上で 8.5 以下であれば、生態影響は懸念されないと判断できる。

• 金属濃度の測定結果に基づく評価

日本において、水生生物の保全を目的とした水質環境基準が設定されているものは亜鉛（全亜鉛）のみであり、河川（淡水域）の基準値は、イワナ・サケマス域などの水域区分によらず $30\mu\text{g/L}$ （ 0.03mg/L ）である。この測定値の年間平均値がこの基準値を超過するかで評価でき、この値より低かった場合は亜鉛による生態影響の懸念はない。一方で、水質環境基準はこの値を超過すれば直ちに水生生物にある程度以上の影響を及ぼすといった性格をもつものではない点に留意すべきである¹⁰⁾。実際にこの濃度を超過していた河川でも、底生動物の種数や個体数に顕著な影響はなかった事例も複数存在する⁹⁾。なお、水質環境基準の検討段階の値として導出される水質目標値は、カドミウムについて報告されており、淡水域の生物特 A 類型（イワナ、サケマス等比較的低温域を好む水生生物の産卵場（繁殖場）又は幼稚仔の生育場として特に保全が必要な水域）は $0.03\mu\text{g/L}$ 、生物 A 類型（生物 A イワナ、サケマス等比較的低温域を好む水生生物及びこれらの餌生物が生息する水域）は $0.1\mu\text{g/L}$ である²¹⁾。日本では、2021 年 3 月時点で、水生生物の保全を目的とした水質環境基準が亜

鉛以外には設定されていないため、他の諸外国における類似基準（米国、英国、豪州の例を表 7-1 に示した）を参照し、測定濃度と比較し生態影響が懸念されるかを評価することを推奨する。

• 亜鉛等金属類の複合影響の簡易的評価

複数の金属が比較的高い濃度で存在する場合、それらの複合影響を考慮する必要がある。この複合影響の評価方法の 1 つとして、ハザード比の和を計算する方法がある。これは、各金属について水質環境基準等に対する測定濃度の比（ハザード比）を計算し、それらの和を複合影響の指標として用いる方法である。例えば、評価地点の亜鉛濃度が 30 µg/L、カドミウム濃度が 0.42 µg/L であり（他の金属濃度は十分に低いと仮定）、硬度 20 mg/L の米国の水質クライテリア（それぞれ 30 µg/L、0.21 µg/L；表 7-1）と比較する場合、ハザード比はそれぞれ 1 と 3、ハザード比の和は 4 となり、これらの金属による複合的な生態リスクが懸念されると判断できる。

$$\text{ハザード比の和} = \sum \frac{\text{各金属の測定濃度}}{\text{各金属の水質環境基準}}$$

日本では水生生物の保全を目的とした水質環境基準は亜鉛以外の金属類に設定されていない。そのため、坑廃水中や下流河川中の金属濃度等から、亜鉛以外の金属による生態影響が懸念され、水質調査による評価としてハザードの比の和を計算する場合は、参考として、表 7-1 にある米国の水質クライテリアを用いてハザード比を計算することを検討されたい。硬度 20 mg/L における米国の水質クライテリアで比較すれば、亜鉛は日本の水質環境基準とほぼ同値であり、前節で示したカドミウムの水質目標値（生物 A 類型）とも同じオーダーにある。金属にも依存するが、表 7-1 から明らかなように、水質環境基準に類似する基準は日本、米国、英国、豪州間で一定の違いが認められる。これらの違いは、導出に用いられた毒性データや方法等の違いに起因するものではあるが、水質環境基準に類似するこれらの基準は必ずしも一意に定まらず、一定の不確実性を含むことにも留意されたい。

ハザード比の和は、計算対象とする金属の数が多くなれば、その値は必然的に大きくなるため、絶対的な値の解釈は難しいが、ハザード比が 1 を超えていなければ、生態影響が懸念されることはないと判断できる。一方、ハザード比の和が 1 を超過した場合は、生態影響が無視できない可能性がある。ただし、水質環境基準との比較同様に、1 を多少超過しても直ちに水生生物にある程度以上の影響を及ぼすといった性格をもつものではないため、個々の金属のハザード比が 1 を超えていない場合にはあくまで安全側の評価であることに留意して利害関係者間で協議して判断するのが良い。例えば、亜鉛、カドミウム、鉛、銅を対象に米国の水質クライテリアを用いて計算したハザード比の和で、その値が 1 を多少超過した地点でも底生動物の種類数や個体数、魚類の個体数等が参照地点と同程度であった例などもある^{12,22)}。ハザード比の和の計算やその解釈については、状況によって、専門家等に相

談することを検討されたい。坑廃水が流入する河川における生態影響をより直接的に評価するためには、水生生物調査（第 8 章）や環境水を用いた生物応答試験（第 9 章）の実施が必要となる。

表 7-1. 水生生物の保全を目的とした日本、米国、英国、豪州の水質環境基準^a（淡水域）

国	条件など	Zn	Cd	Pb	Cu	Ni	Mn	Fe	Al	As
$\mu\text{g/L}$										
日本		30	—	—	—	—	—	—	—	—
米国 ^b	硬度 = 20 mg/L-CaCO ₃ 記載がない濃度は溶存態	30.2	0.21	0.4	2.3	13	—	1000	87 (全量)	150
	硬度 = 30 mg/L-CaCO ₃ 記載がない濃度は溶存態	42.6	0.29	0.7	3.2	19	—	1000	87 (全量)	150
	硬度 = 40 mg/L-CaCO ₃ 記載がない濃度は溶存態	54.4	0.36	0.9	4.1	24	—	1000	87 (全量)	150
	硬度 = 50 mg/L-CaCO ₃ 記載がない濃度は溶存態	65.7	0.43	1.2	5.0	29	—	1000	87 (全量)	150
	英国 ^c	10.9	—	—	1.0	4	123	1000	—	50
	豪州 ^d	8.0	0.20	3.4	1.4	11	1900	—	55 (pH > 6.5)	24

^a 日本における名称に沿って水質環境基準としたが、国によってこれらの値の名称や厳密な運用の仕方は異なることに留意されたい。また、豪州のデフォルトガイドライン値には信頼性が低い値（例えばアルミニウム（Al））も含まれていることや、元素によってこれらの値の導出に用いられたデータの量や質が異なり、信頼性に差があることにも留意されたい。

^b 米国の水質クライテリアのうち、銅等の金属は現在、生物リガンドモデルに基づくものに近年更新されているが、ここでは硬度補正のクライテリア²³⁾を示している。なお、カドミウム（Cd）のクライテリアは、2016 年の改訂版の算出方法を参照した²⁴⁾。亜鉛（Zn）、カドミウム（Cd）、鉛（Pb）、銅（Cu）、ニッケル（Ni）については、補正係数を用いた全濃度の水質クライテリアも導出可能であるが、簡単のために溶存態濃度を表記した（実際に全濃度で測定した場合も、安全側の評価として溶存態濃度と比較することも可能である）。

^c 英国の水質環境基準は <http://www.environmentlaw.org.uk/rte.asp?id=291>（2021 年 3 月閲覧）を参照し、生物利用可能な濃度の計算には、pH、溶存有機炭素濃度（DOC）、カルシウム（Ca）濃度が必要であり、<http://www.wfd.uk.org/resources/rivers-lakes-metal-bioavailability-assessment-tool-m-bat>（2021 年 3 月閲覧）から計算用のエクセルファイルが落手可能である。

^d 豪州及びニュージーランドのデフォルトガイドライン値は <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/guideline-values>（2021 年 13 月閲覧）を参照。全濃度で測定された値との比較も可能だが、最終的には溶存態濃度との比較をもとにリスクレベルが評価される。

第8章. 生態影響評価方法：水生生物調査

【第8章の要点】

- 水生生物調査の利点は、実際の河川において生態影響を直接観測できることである。
- 河川における水生生物調査において、代表的な対象生物グループは、付着藻類、底生動物（大型無脊椎動物）、魚類であり、それぞれ影響に対する応答の時空間スケール、保全対象との関係性、定量的な調査の難しさ等の特性が異なる。
- 調査対象河川において保全すべき水産資源（例えば、魚類）等が存在する場合は、それを調査対象生物とすること、それ以外の場合で優先して調査対象とすべき生物種やグループを選ぶことができない場合は金属汚染に対する応答性が高い底生動物を指標とすることを推奨する。
- 各生物グループの調査は、調査方法・項目、調査頻度・時期を適切に設定した上で実施し、得られた結果を解釈する必要がある。

8.1. 位置づけ

水質調査（第7章）及び生態応答試験（第9章）は、生態影響が懸念されるかを河川水の採水から考察できる一方で、その結果から対象河川で実際にどのような影響が観測されるかを予測することは難しい。その意味で、水生生物調査は、坑廃水が流入する実際の河川における生態影響を直接観察できることが大きな利点である。しかしながら、野外の生物集団や群集は、坑廃水以外にも様々な生物学的・物理学的・化学的要因の影響を受けており、例えば、観測された影響の原因を水生生物調査のみから厳密に特定することは必ずしも容易ではない。そのため、水生生物調査と合わせて、少なくとも水質調査は同時に実施し、坑廃水の影響を少なくとも水質の側面からも確認しておくことを推奨する。

8.2. 水生生物調査における対象生物グループ

河川の生物調査で一般的に利用される代表的な生物グループは、付着藻類（河床に付着する珪藻などの藻類）、底生動物（河川の礫等に生息する水生昆虫を代表とする大型無脊椎動物）、魚類である。どのグループを対象とするかによって、影響要因に対する応答の時空間スケール、保全対象との関係性、定量的な調査の難しさ等が異なる。付着藻類は早い増殖率と時間的に短い生活サイクルを持ち、固着性のため、より短期的なかつ限られた空間スケールの影響指標となる⁷⁾。一方、魚類は、移動性が高く寿命が長いため、長期の影響及び広い空間スケールの影響指標となる⁷⁾。底生動物は、付着藻類や魚類に比べて中間的な位置づけであり、比較的定着性で1年1～2世代のものが多く、地点レベルの影響指標として有用である^{7,8)}。実際に、鉾山下流などの金属濃度が高い河川や酸性河川における生態影響調査を実施した学術研究論文約200件のうち（1991年～2015年）、その60%以上で底生動物が用いられており、国際的には底生動物がこのような評価に最も用いられているといえる⁸⁾。ま

た、同様に、金属汚染に対する応答性を調べると、他の生物グループに比べて底生動物の種数や個体数指標が金属汚染レベルとの相関が高いことが示されている⁸⁾。

調査生物を金属汚染に対する一般的な応答性から選定することもできるが、調査対象河川における利水点等管理において、水産資源上重要な種や絶滅危惧種（ニホンザリガニ、カワシンジュガイ等）など保全すべき特定または複数の生物種が明確に存在する場合は、そのような生物種を直接調査対象にすることを検討すべきである。例えば、水産資源上重要な魚種（例えば、ヤマメ）の生息状況の調査を目的に、魚類を対象生物とする場合も考えられる。また、例えば、アユを調査対象生物とし、さらに餌として重要な付着藻類を補完的に調査するという選択肢も考えられる。

金属汚染に対する河川生物群集の応答を包括的に理解するためには、複数の異なる生物グループを調査することが望ましいが、利水点等管理の目的から鑑みて調査対象の優先順位を決めるべきである。また、生態影響評価の本来の目的は、利水点等管理において許容できない生態影響が観測されるかであることにも留意されたい。したがって、第4章で整理した利水点等管理の適用ケースのうち、「ケース 2a：水産資源や生態系サービスへの影響」に相当する場合は、当該河川において保全すべき水産資源等を評価対象とすること、それ以外の場合で優先して調査対象とすべき生物種やグループを選ぶことができない場合は、国際的にも金属の生態影響評価に広く用いられており、一般的に計測される個体数や種数で金属汚染に対する応答性が高い底生動物を指標とすることを推奨する。

8.3. 調査方法・項目

国土交通省が実施する河川水辺の国勢調査 (<http://www.nilim.go.jp/lab/fbg/ksnkankyo/>：ウェブサイトから調査結果も入手可能) なども含め、対象河川において過去の生物調査結果があれば、それらと比較できる方法を採用することを推奨する。水生生物調査では、生物量や種類数などの定量的なデータを取得し、評価地点と参照地点を比較することで、生態影響を評価することを目的とするが、評価の目的や評価技術（例：環境 DNA²⁵⁾）の進歩や普及等に応じて後述する調査方法以外の方法を用いても良い。

• 付着藻類

河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル【ダム湖版】（上記のウェブサイトより入手可能）の参考資料に記述されている付着藻類の調査方法に従い、瀬などから採取する礫からコドロード法による定量採集を行う。採取礫に設定した 5 cm 四方の方形区から付着藻類をブラシではぎ落とし、試料を採集する。これを各地点複数回繰り返すことで、後述する指標値の地点内でのばらつきを評価でき（3～5 回以上を推奨²⁶⁾）、評価地点と参照地点の差異を評価する。なお、地点内に繰り返しについては、（財）ダム水源地環境整備センター（現：（財）水源地環境センター）が監修・編集した『水辺の環境調査²⁶⁾』において、付着藻類のサンプリングとして、「通常、5 個以上の付着基盤（礫）よりおのおの 5 cm×5 cm のコドロード面

積を採取する」ことによって、調査地点を代表する結果が得られると記述されていることも参照されたい。

採取した試料を室内で分析し、計測する指標としては、クロロフィル a 量（現存量の指標）、種や属レベルの細胞数、種類数などが挙げられる。金属濃度が高い地点では、*Achnanthes* 属等の特定の分類群が優占し²⁷⁾、総細胞数も参照地点に比べて必ずしも減少しないことが報告されている²⁸⁾。なお、その他の調査方法や項目については、井上・中村（2019）²⁹⁾やダム水源地環境整備センター（1994）²⁶⁾などを参照されたい。

• 底生動物

河川水辺の国勢調査基本調査マニュアル【河川版】の底生動物調査編に記述されている底生動物の定量採集方法に従い、早瀬などの流速がある瀬から、サーバーネットを用いて 25cm 四方の方形区に生息する底生動物を採集する。付着藻類同様に、これを各地点複数回（少なくとも 3 回、可能な限り 5 回）繰り返すことで、後述する底生動物指標値の地点内でのばらつきを評価でき、評価地点と参照地点の差異を評価する。

計測する底生動物指標としては、総種数、総個体数、優占的なグループ（カゲロウ目、カワゲラ目、トビケラ目など）の種数及び個体数、金属感受性の高いヒラタカゲロウ科やマダラカゲロウ科^{30, 31)}の個体数を基本とする。同じカゲロウ目でもコカゲロウ科の個体数は金属濃度が高い地点で増加することもしばしば観測されており、必ずしも個体数が減少する種ばかりではない³⁰⁾。

• 魚類

河川に生息する魚類を採集方法としては、電気漁具（エレクトロフィッシャー）や投網などを用いる方法がある。それぞれの方法に一長一短があり、調査地の状況や対象魚種に応じて採取方法を決定することを推奨する^{26, 29)}。例えば、川幅や水深が限られる河川上流域の溪流では、エレクトロフィッシャーを用いて一定面積からの採捕を行うこともできる。また、一定の努力量のもとで評価地点と参照地点間の比較が可能できればよいと、調査地点間（区間）で採捕効率が大きく変わらないようであれば、必ずしも除去法などによって個体数を正確に推定する必要はない。なお、魚類の採捕には、都道府県が発行する特別採捕許可証が必要となることに留意されたい。

現地で採捕個体を同定し、個体の体長と体重を計測し、各魚種ごとの個体数（生息密度または Catch Per Unit Effort (CPUE)）及び肥満度（体重(g)/尾叉 (cm) × 1000）を指標とする。個体数については、地点内で区間（あるいは一定面積）を設定し、地点内のばらつきを測定することが望ましいが、肥満度は複数個体採捕できれば地点内のばらつきが測定でき、それにより評価地点と参照地点の差異を評価できる。

8.4. 調査頻度・時期

どの生物グループを対象にする場合でも、複数回（少なくとも2～3回程度）調査し、調査間の結果の整合性を確認することが望ましい。例えば、合計3回であれば、調査初年度に2回以上異なる季節に調査を実施し、その結果に応じて2年日以降に1回実施するという方針も考えられる。対象河川における過去の比較可能な調査結果がある場合は、それも合わせて利用するとよい。

調査時期は、対象生物種やグループ、坑廃水の排出特性、河川流量の変動パターン等に依存する。特段理由がない場合、台風などの豪雨や、長期的な降雨、雪解けによる増水の影響を受けない、比較的流量が安定する時期に実施するのが安全に調査を実施する上でも重要である。特に固着性の付着藻類の場合、突発的な出水の影響を受けやすく、評価地点と参照地点間で出水の程度が異なれば、坑廃水と出水の影響を区別できなくなる。

例えば、雪解けによる増水があり冬にアクセスが困難な河川では、雪解け後の春～初夏、晩夏から秋が調査時期として考えられる。一方、雪解けによる増水がない河川では、台風や梅雨の時期を避けて、対象生物グループや種の生活サイクル、採集のしやすさ等を考慮して調査時期を設定するのがよい。魚類では、冬季にしか採捕できない種類は少ないため、魚類相を把握することが目的であれば、水温が高くなり活動が活発になる春から秋にかけて年に2回程度でも、また、定期的なモニタリングで経年的な変化を把握するのであれば年1回でも一般的には十分と考えられる²⁹⁾。底生動物の多くは、1年の生活サイクルを持ち、春後半から夏にかけて羽化するため²⁹⁾、羽化前で河川内に幼虫として残る晩冬～翌春や、孵化後の個体が多く生息する秋～冬が調査時期の候補となる。前者は、孵化から約1年間程度、河川内で坑廃水の影響を受けた条件での種数や個体数への影響、後者は孵化後の小さな個体が坑廃水から受ける比較的短期間の影響を観測できると解釈できる。魚類と同様に、定期的なモニタリングで経年変化を把握するのであれば、晩冬から春にかけた時期で年1回でも一般的には十分と考えられる。なお、定期的なモニタリングを目的とする調査の頻度はあくまで参考であり、坑廃水の管理や河川の水質等に変化がなければ、毎年調査する必要はない。

8.5. 結果の評価方法

各調査回における評価地点と参照地点で得られた生物指標に統計学的に有意な差が検出されるかを統計解析を用いて評価する。なお、複数回での調査をまとめて統計学的に評価することもできる。しかし、季節が異なると調査回間で生物指標（個体数など）が大きく異なることが予想されるため、そのような評価を実施する場合は、調査回ごとの違いも考慮できる適切な統計解析方法を用いるべきである（例えば、調査回を説明変数に加えた一般化線形モデル（Generalized linear model）など）。

まずは、どのような調査デザイン（調査地点の設定）でも、参照地点で観測される生物指標のばらつきに評価地点の生物指標値が含まれるかを評価するのがよい。すなわち、例

例えば、図 6-1 の方法 A では、参照地点における生物指標の平均値のばらつきを 90%信頼区間で表し、その範囲に評価地点の生物指標の平均値や観測値が含まれるかを確認する方法である（図 8-1 の概念図や付録 2 の調査例も参照）。地点内での繰り返しが n 回の場合の平均値の 90%信頼区間の上限と下限は、

$$\bar{x} \pm t_{0.05}(n-1) \times \sqrt{\frac{s^2}{n}} \dots\dots\dots \text{式 8-1}$$

で求められる。 $\bar{x}$ が参照地点の平均値、 $t_{0.05}(n-1)$ が自由度 $n-1$ の t 分布における上側確率が 0.05%となる値（この場合、2.132）、 σ が参照地点の繰り返しから計算される不偏分散である。方法 B 及び D では、各参照地点の生物指標の平均値を用いて、参照地点群における生物指標のばらつきを 90%予測区間で表し、その範囲に評価地点の生物指標の平均値が含まれるかを確認する。例えば、一般的な統計ソフトを用いて、参照地点群における平均値に切片のみの線形回帰モデルを当てはめることで、この予測区間の導出は可能である。

後述のように、 t 検定等により統計学的に差を解析することもできるが、統計学的に有意な差は必ずしも管理上重要な差とは限らない。そのため、このように「参照地点で観測されるばらつきに評価地点が含まれるか」という観点から個別の調査結果を視覚化し評価することを推奨する。一方で、上述した 90%信頼区間や 90%予測区間の精度は、サンプルサイズ（それぞれ、地点内での繰り返し数と参照地点数）に依存する。例えば、式 8-1 において、 $t_{0.05}(n-1)$ の値は、サンプルサイズが小さいほど大きくなる（繰り返し数が 3、4、5、10 の場合は、それぞれ 2.9204、2.353、2.132、1.833）。したがって、観測されたばらつき（式 8-1 における不偏分散）がサンプルサイズに依らず仮に同じであった場合、導出される 90%信頼区間の幅は、サンプルサイズが小さいほど大きくなる。そのため、信頼区間や予測区間を用いた評価でも、検定で求められる統計学的に有意な差同様に、その解釈には留意が必要である。

統計学的に評価地点と参照地点の差を解析することも可能である。例えば、評価地点と参照地点間を比較する場合（図 6-1 の方法 A または B の場合）、データの正規性や等分散性に応じて、スチューデントの t 検定（正規性と等分散性を仮定できる）、ウェルチの t 検定（正規性が仮定できるが、等分散性が仮定できない）、あるいは正規性も仮定できない場合などではノンパラメトリック検定方法であるマンホイットニーの U 検定などを使って評価地点と参照地点間の平均値の差を検定すればよい。また、方法 B や D の場合（坑廃水流入河川と参照河川に複数地点を設定する場合）は、多重比較法を用いて³²⁾、評価地点と参照地点の個別の組合せごとに、比較することが可能である。

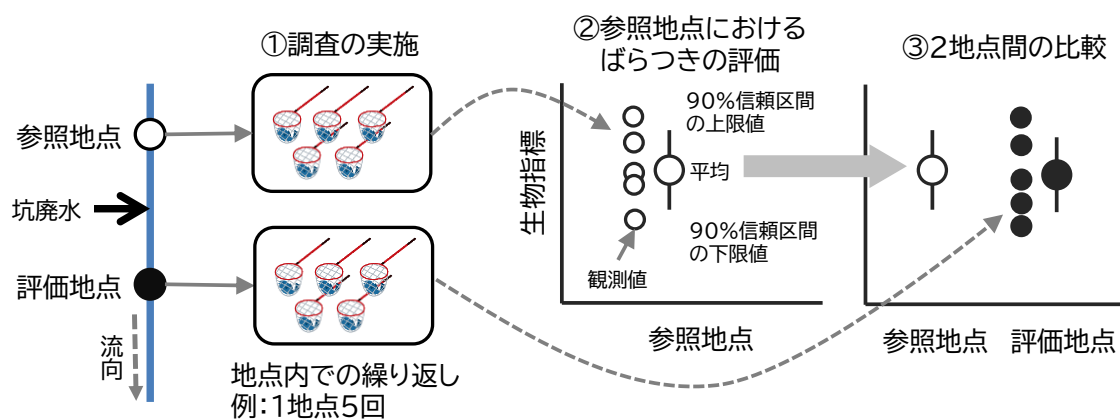


図 8-1. 水生生物調査結果の評価方法（概念図）

水生生物調査を実施し（①）、地点内の繰り返しから参照地点における生物指標観測値のばらつきを 90%信頼区間で表現し（②）、その範囲に評価地点の生物指標の平均値や観測値が含まれるかを調査する（③）。

第9章. 生態影響評価方法：環境水を用いた生物応答試験

【第9章の要点】

- 環境水を用いた生物応答試験は、対象となる河川水等に含まれる複数の化学物質の総体としての毒性を直接把握することができる点が、限られた項目を測定する水質調査とは異なる利点である。
- 試験生物に対する環境水の生態影響を調査することで、水質調査の評価結果の検証や水生生物調査の予備的検討、および生態影響の原因となる要因を特定するための知見を提供する補足的な調査手法と位置付けられる。
- ミジンコ類を用いた生物応答試験は、試験方法、調査頻度・時期を適切に設定した上で、得られた結果を解釈する必要がある。

9.1. 位置づけ

生物応答試験による評価は、水質調査と水生生物調査の中間的な位置にあり（図 5-1）、河川などの環境水の曝露に対するミジンコ等の試験生物の応答（生死、繁殖、成長等）に基づいて、環境水や事業場排水に含まれる化学物質の生態毒性を直接評価する方法である。水質調査により、坑廃水中の生態影響が懸念される金属を含むすべての化学物質を測定することは現実的ではないが、生物応答試験により環境水に含まれる化学物質の総合的な毒性（複合影響）を直接評価することが可能である。

その一方で、室内試験で観察される毒性影響の大きさと野外で観察された影響の大きさとの関係性は必ずしも明らかではなく、室内試験の結果から野外での生態影響を推定することは現状では難しい。休廃止鉱山下流での調査結果から、ミジンコ類を用いた慢性試験で影響が認められなければ、野外で底生動物の種数や個体数に大きな影響はない事例が複数蓄積されてきているが（未発表データ）、日本全国レベルで適用するにはさらなる検証が必要である。また、試験生物に曝露する環境水を処理することで、生物影響の原因となりうる化学物質の特徴や物質そのものを特定することが可能である。そのため、現状の生物応答試験は、試験生物に対する環境水の生態影響を調査することで、水質調査の評価結果の検証や水生生物調査の予備的検討、および生態影響の原因となる要因を特定するための知見を提供する補足的な調査手法と位置付けられる。

環境水や事業場排水を対象とした生物応答試験では、藻類、ミジンコ類、魚類が試験生物として利用される。本ガイダンスにおける調査研究では、金属に対する感受性が高く、短期・長期曝露の試験を小規模な施設で実施可能なミジンコ類を用いた以下の 2 つの生物応答試験を推奨する。

- 急性毒性試験（短期的な曝露影響）：オオミジンコ遊泳阻害試験（48 時間）
- 慢性毒性試験（長期的な曝露影響）：ニセネコゼミジンコ繁殖試験（最大 8 日間）

オオミジンコ遊泳阻害試験の詳細については、厚生労働省、経済産業省、環境省により公開されている化学物質の生態毒性試験方法³³⁾や米国環境保護庁（U.S. Environmental

Protection agency) が公表している試験方法³⁴⁾を、ニセネコゼミジンコ生物応答試験については、環境省が公開する「生物応答を用いた排水試験法（検討案）³⁵⁾」を参照されたい。これらの試験方法では、対象とする水試料を希釈し、複数の濃度区を設定することで、水試料の生態影響の有無だけでなく、異なる水試料の生態影響の大きさ等を推定・比較することもできる。しかし、環境水の生態影響の有無を調査することを目的とする場合には、無希釈の環境水に曝露した生物応答試験の実施で十分と考える（図 9-1）。

また、生物応答試験により生態影響が確認された環境水については、毒性同定評価により、環境水中の金属イオンが影響要因かどうかを調査することができる。毒性同定評価の方法については、米国環境庁（US.EPA）が公表した試験方法^{36, 37)}および日本での実施事例³⁸⁻⁴⁰⁾を参照されたい。

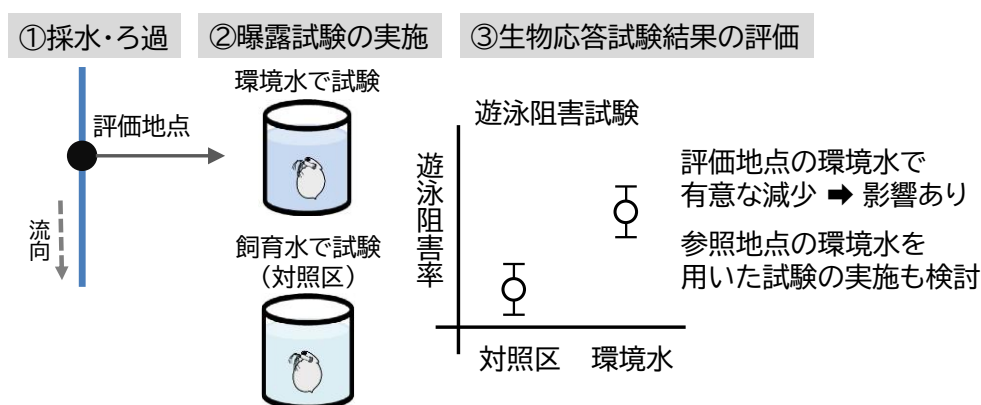


図 9-1. 生物応答試験（遊泳阻害試験）による評価方法（概念図）

評価地点において採水を実施し（①）、採水した環境水及び飼育水（対照区）で生物応答試験を実施し（②）、対照区と環境水における応答を比較することで影響の有無を評価する（③）。なお、環境水において影響が観察された場合、坑廃水が流入していない参照地点においても環境水を採取し、参照地点における影響も調査・把握することで、坑廃水の影響をより直接的に評価できる。

9.2. 試験方法

環境水の採取と取扱い（配送、ろ過、保存等）については生物応答を用いた排水試験法（検討案）³⁵⁾等を参照されたい。また、生物応答試験方法についても、ここでは概要を述べるにとどめ、詳細は「生物応答を用いた排水試験法（検討案）³⁵⁾」等を参照されたい。オオミジンコ遊泳阻害試験では、試験個体として、24 時間以内に生まれた仔虫を無希釈の環境水に曝露する。曝露開始 48 時間後に遊泳行動の異常を引き起こした供試個体の頻度を観察し、影響評価のための生物応答として、試供個体数に対する遊泳異常個体数の割合から遊泳阻害率を算出する。ニセネコゼミジンコ繁殖試験では、24 時間以内に生まれた仔虫を無希釈の環境水に曝露し、最大 8 日間、毎日、供試個体の生存と産仔数を記録する。観察結果をも

とに、影響評価のための生物応答として、供試個体ごとに産仔3腹分の累積産仔数を算出する。両試験ともに、環境水の結果を比較するための対照区として、飼育水を用いた試験を併せて実施する。

また、試験生物に対する生態影響が見られた環境水中の金属が生態影響の駆動要因かどうかを調査する毒性同定評価として、EDTA（エチレンジアミン四酢酸）の添加⁴⁰⁾や陽イオン交換樹脂への通水等の陽イオン金属を除去する処理³⁸⁾を行った環境水の生物応答試験を実施する。

9.3. 調査頻度・時期

調査時期および頻度については、先だって実施される水質調査で得られた知見をもとに、坑廃水の金属負荷や河川中濃度の季節変化を考慮した上で、採取時期を決定し環境水の生物応答試験を実施することが望ましい。また、水質調査と併せて年複数回実施することで、坑廃水量および金属濃度の変動と試験生物に対する生態影響の有無の関係性を把握することができる。

9.4. 結果の評価方法

対照区（飼育水）と評価地点から採取した環境水に曝露した試験個体の応答を統計学的に比較する。統計学的な有意差が見られる場合、試験生物に対する生態影響があると判断され、有意差が見られない場合、試験生物に対する生態影響があるとはいえないと判断される。なお、環境水と対照区（飼育水）と比較して評価をする場合、環境水を採取した調査対象河川地域のバックグラウンドを考慮していない。そのため、対照区（飼育水）と環境水の試験結果の間に統計学的な有意差が見られる場合、併せて参照地点で採取した環境水の生物応答試験も実施し、検出された生態影響に対するバックグラウンドの影響を検討することが望ましい（図9-1；付録2の調査例も参照）。

また、試験生物への生態影響が見られた環境水について毒性同定評価を実施した際に、無処理の環境水に比べて、EDTAを添加した環境水またはイオン交換樹脂に通水した環境水に曝露した供試個体の遊泳阻害率または累積産仔数が改善されている場合、環境水中の金属イオンが生態影響の駆動要因である可能性が示唆される。なお、これらの方法は環境水中金属イオンが生態影響の駆動要因であるかどうか明らかにできるが、どの金属かまでは特定することはできない点に留意されたい。

第10章. 総合評価の考え方

【第 10 章の要点】

- 水質調査及び水生生物調査の結果から、調査対象河川における生態影響をどのように総合的に評価するかの評価方法の例を示した。

水質調査（金属濃度測定と河川への坑廃水の負荷量推定）及び水生生物調査から得られる評価結果の組合せは、表 10-1 のように整理できる。例えば、評価地点（河川）における濃度と環境基準等の比較から、基準の超過がなく、計算したハザード比の和も 1 未満の場合（表 10-1 の例 1）、河川への坑廃水の負荷の大きさに依らず（表では、十分に小さい～大きいと記載）、坑廃水による生態影響は懸念されないと判断できる。一方で、基準の超過があり（あるいは超過がなくても）、計算したハザード比の和が 1 以上の場合で、河川への坑廃水の負荷も無視できなく（表では、一定の寄与～大きいと記載）、実施した水生生物調査から影響ありと判断されるときは（表 10-1 の例 4）、坑廃水による調査対象生物等への生態影響の懸念ありと判断できる。評価に用いる方法の詳細によっては、この表の通りにはならない場合もあることに留意するべきだが、図 1-1 のフローチャートと合わせて、最終的な評価や判断を行う際に参考にされたい。この表では、生物応答試験は含めていないが、水生生物調査で実際に影響が観察された場合に、それが坑廃水に含まれる金属によるものかを調査したり、環境水の複合毒性を予備的に評価したりする上では有用である。

また、表 10-1 の例 4 の判断の例からわかるように、利害関係者間で対象河川において許容できない生態影響とは何かを事前に決め、それをどのように評価するかを決めて調査を実施することが肝要である。これは、水生生物調査を実施し、実際に何らかの影響が観察された場合に、特に重要な課題となる。許容できない生態影響を定義することは難しい場合は、まずは利害関係者間で一定の数値目標を設定・合意し、得られた調査結果に応じて再度議論し、現実的に達成可能で合意可能な数値目標に変更することも考えられる。どうしても許容できない生態影響が観察・予想される場合は、坑廃水の管理対策方法の再検討が必要になる。

表 10-1 水質調査及び水生生物調査結果に基づく総合評価（例）

例	水質調査（金属濃度）		水生生物 調査	判断の例
	評価地点（河川）の濃度と 環境基準等の比較 ^a	評価地点（河川）における 坑廃水の負荷 ^b		
1	基準超過なし HQの和<1	十分に小さい～大きい	-	坑廃水による生態影響の懸念なし
2	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	十分に小さい	-	坑廃水による生態影響の懸念なし （坑廃水の寄与が十分に小さい場合）
3	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	一定の寄与～大きい	影響なし	坑廃水による調査対象生物への生態影響の懸念なし ただし、定期的なモニタリングを要検討
4	基準超過あり（またはなし） HQの和≥1	一定の寄与～大きい	影響あり	坑廃水による調査対象生物等への生態影響の懸念あり 水生生物調査で観測された生態影響は管理上重要な影響か？

^aHQの和（ハザード比の和）は、金属について水質環境基準等に対する測定濃度の比（ハザード比）を計算し、それらの和から求められる金属の複合影響の指標である（7.5 節参照）。

^b評価地点（河川）における坑廃水の（金属）負荷が十分に小さい場合は、坑廃水の水量と比較して評価地点における流量が多いため、坑廃水流入前の河川中の金属濃度や負荷が高い（評価地点における坑廃水以外のバックグラウンドの金属負荷の寄与が高い）ために、坑廃水の金属負荷が無視できると考えられる場合を意味する。

引用文献

- 1) Koide, R., Tokoro C., Murakami S., Adachi T., Takahashi A., 2012. A model for prediction of neutralizer usage and sludge generation in the treatment of acid mine drainage from abandoned mines: Case studies in Japan. *Mine Water and the Environment* 31, 287–296.
- 2) 松田裕之, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方. *環境資源工学* 66, 66–69.
- 3) 保高徹生, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山におけるグリーンレメディエーション. *環境資源工学* 66, 62–65.
- 4) 加茂将史, 対馬孝治, 内藤航, 2009. 化学物質の生態リスクー順応的管理による新たな管理手法の提案 *環境科学会誌* 22, 219–225.
- 5) 小林幹男, 2017. 海外先行事例にみる自然力活用型坑廃水処理 (Passive treatment) の技術的側面. *Journal of MMIJ* 133, 193–206.
- 6) 遠藤祐司, 荻野激, 野呂田晋, 2014. 坑廃水のパッシブトリートメントの概要とその適用. *北海道地質研究所報告* 86, 25–35.
- 7) Barbour, M. T., Gerritsen J., Snyder B. D., Stribling J. B., 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (second edition). Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.
- 8) Namba, H., Iwasaki Y., Heino J., Matsuda H., 2020. What to survey? A systematic review of the choice of biological groups in assessing ecological impacts of metals in running waters. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39, 1964–1972.
- 9) 岩崎雄一, 2016. 生物群集の応答から金属の“安全”濃度を推定する：野外調査でできること. *日本生態学会誌* 66, 81–90.
- 10) 環境省, 2003. 水生生物の保全に係る水質環境基準の設定について (答申). 水生生物保全環境基準専門委員会.
- 11) Environment Canada, 2012. Metal Mining Technical Guidance for Environmental Effects Monitoring. Environment Canada, Gatineau QC, Canada.
- 12) Iwasaki, Y., Fujisawa M., Ogino T., Mano H., Shinohara N., Masunaga S., Kamo M., 2020. Does a sum of toxic units exceeding 1 imply adverse impacts on macroinvertebrate assemblages? A field study in a northern Japanese river receiving treated mine discharge. *Environmental Monitoring and Assessment* 192, 83.
- 13) Morita, K., Yamamoto S., 2002. Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. *Conservation Biology* 16, 1318–1323.
- 14) 森田健太郎, 山本祥一郎 2004. ダム構築による河川分断化がもたらすもの～川は森と海をつなぐ道～, サケ・マスの生態と進化 (前川光司 編). 文一総合出版, 東京, pp 281–312.
- 15) Chapman, P. M., 2018. Environmental quality benchmarks—the good, the bad, and the ugly. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 3043–3046.

- 16) Iwasaki, Y., Kagaya T., Miyamoto K., Matsuda H., Sakakibara M., 2011. Effect of zinc on diversity of riverine benthic macroinvertebrates: estimation of safe concentrations from field data. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30, 2237–2243.
- 17) JOGMEC, 2017. 坑廃水の調査の解説書 水系調査編.
https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/kaisetsu/kaisetu-2.pdf
 (2021 年 3 月閲覧)
- 18) 永井孝志, 2011. 環境水中重金属のスペシエーションと生物利用性 環境毒性学会誌 14, 13–23.
- 19) 加茂将史, 林岳彦, 2011. 金属の生態毒性予測モデル: Biotic Ligand Model の発展史と展望 環境毒性学会誌 14, 25–38.
- 20) OECD. 2017. Guidance on the Incorporation of Bioavailability Concepts for Assessing the Chemical Ecological Risk and/or Environmental Threshold Values of Metals and Inorganic Metal Compounds, OECD Series on Testing and Assessment, No. 259. OECD Publishing, Paris, France.
- 21) 環境省, 2002. 検討会報告に示された水質目標値. 水生生物保全環境基準専門委員会.
<https://www.env.go.jp/council/09water/y094-01/mat09.pdf> (2021 年 3 月閲覧)
- 22) Namba, H., Iwasaki Y., Morita K., Ogino T., Mano H., Shinohara N., Yasutaka T., Matsuda H., Kamo M., 2021. Comparing impacts of metal contamination on macroinvertebrate and fish assemblages in a northern Japanese river. *PeerJ* 9, e10808.
- 23) U.S. Environmental Protection Agency, 2002. National Recommended Water Quality Criteria: EPA822-R-02-047.
- 24) U. S. Environmental Protection Agency, 2016. Aquatic life ambient water quality criteria cadmium - 2016, EPA 820-R-16-002.
- 25) 一般社団法人環境 DNA 学会, 2020. 環境 DNA 調査・実験マニュアル ver. 2.2, <https://ednasociety.org/#manual> (2021 年 3 月閲覧) .
- 26) ダム水源地環境整備センター. 1994. 水辺の環境調査. 技報堂出版, 東京.
- 27) 高村典子, 1995. 河川の重金属汚染を教える付着藻類. 水環境学会誌 18, 948–953.
- 28) Takamura, N., Hatakeyama S., Sugaya Y., 1990. Seasonal changes in species composition and production of periphyton in an urban river running through an abandoned copper mining region. *Japanese journal of Limnology* 51, 225–235.
- 29) 井上幹生, 中村太士. 2019. 河川生態系の調査・分析方法. 講談社, 東京.
- 30) 岩崎雄一, 2011. 河川底生動物群集の保護を目的とした亜鉛の安全濃度の探索－重金属が及ぼす影響の整理とともに（特集 重金属の生態影響に関して）. 環境毒性学会誌 14, 47–56.
- 31) Iwasaki, Y., Schmidt T. S., Clements W. H., 2018. Quantifying differences in responses of aquatic insects to trace metal exposure in field studies and short-term stream mesocosm experiments. *Environmental Science & Technology* 52, 4378–4384.
- 32) 永田靖, 吉田道弘. 1997. 統計的多重比較法の基礎. サイエンティスト社, 東京.

- 33) 厚生労働省・経済産業省・環境省, 2011. 新規化学物質等に係る試験の方法について, <http://www.env.go.jp/chemi/kagaku/hourei/02-tsuuchi-shiken.pdf> (2021 年 3 月閲覧)
- 34) U.S. Environmental Protection Agency, 2002. Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms (5th edition), EPA-821-R-02-012. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/acute-freshwater-and-marine-wet-manual_2002.pdf (2021 年 3 月閲覧)
- 35) 環境省, 2013. 生物応答を用いた排水試験法(検討案). 排水(環境水)管理のバイオアッセイ技術検討分科会. <http://www.env.go.jp/water/files/sankou5.pdf> (2021 年 3 月閲覧)
- 36) U.S. Environmental Protection Agency, 1992. Toxicity Identification Evaluation: Characterization of Chronically Toxic Effluents Phase I, EPA/600/6-91/005F. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=300011TY.TXT> (2021 年 3 月閲覧)
- 37) U.S. Environmental Protection Agency, 1991. Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase I Toxicity Characterization Procedures (2nd edition), EPA/600/6-91/003. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=300011NY.TXT> (2021 年 3 月閲覧)
- 38) 藤原尚美, 野中信一, 豊久志朗, 鑑迫典久, 2015. 金属製品製造工場の WET を用いた排水中毒性要因の推定とその改善例. 環境化学 25, 35–42.
- 39) 板津靖之, 高野智弘, 金俊, 福富真実子, 楠井隆史, 2015. 事業所排水の生態毒性学的評価: 毒性原因物質の特徴化と放流先河川への影響. 環境化学 25, 19–26.
- 40) 真野浩行, 武田文彦, 南山瑞彦, 2016. 溶存態金属の濃度が高い下水処理水を対象としたミジンコ 2 種への影響の調査と毒性同定評価試験の適用. 土木学会論文集 G (環境) 72, III_107–III_115.

本ガイダンスに関する問合せ

経済産業省 産業保安グループ 鉱山・火薬類監理官付

〒100-8912 東京都千代田区霞が関1丁目3番1号

TEL：03-3501-1870

(本ガイダンスに関する技術的なサポート)

産業技術総合研究所 地質調査総合センター 地圏資源環境研究部門 保高徹生

エネルギー・環境領域 安全科学研究部門 岩崎雄一

メールアドレス：M-ToiawaseMineAist-ml@aist.go.jp

付録 2.2.2-2

付録 1 （よくある質問（FAQ）と回答）

よくある質問（FAQ）と回答（案）

～休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス（案）～

- **亜鉛の水質環境基準を超えても水生生物相に影響は観察されないのか。**
 - （回答）河川中の亜鉛濃度が水生生物の保全に係る水質環境基準（30 µg/L）を超過しても、必ずしも水生生物相に大きな影響があるとは限りません。水生生物の保全に係る水質環境基準は、長期的な水生生物個体群の保護を目的として設定されており、直ちに水生生物にある程度以上の影響を及ぼすといった性格をもつものではありません¹⁾。また、諸外国の状況でも同様の基準は、一般的に安全側に設定されています²⁾。実際に日本国内の休廃止鉱山周辺で行われた底生動物調査結果から、亜鉛の水質環境基準を2～3倍程度超過しても底生動物の種数は大きく変化しなかったことも報告されています³⁾。一方で、亜鉛濃度が低くても、銅やカドミウムなどの他の金属の濃度が高い場合には、河川中の亜鉛濃度が水質環境基準を超過していなくても、一定の影響が観察されるケースが実際に観測されています。そのため、水生生物の保全を目的とする場合は、亜鉛以外の金属類の濃度や影響にも配慮する必要があります。
- **水生生物調査で影響が観測されなければ、水質環境基準は守らなくてもよいのか。**
 - （回答）何を目標とするかは、生態影響評価ではなく、利水点等管理を検討する上での合意形成時に決定されるべきだと考えます。「亜鉛の水質環境基準を超えても水生生物相に影響は観察されないのか」の回答に記載された水質環境基準の性質も理解した上で、関係者間で目標を設定・合意することが重要だと考えます。
- **ハザードの比の和がわからない。**
 - （回答）第7章において簡単な計算例とともに示している通り、水質調査で濃度を測定した金属それぞれについて、その測定濃度を水質環境基準等（表 7-1）で割ったものがハザード比と呼ばれ、そのハザードの比を足し合わせたものがハザード比の和になります。ハザード比の和が1より小さければ「生態影響の懸念なし」と判断できます。より詳しい取り扱い等はガイダンスの7.5節参照ください。
- **生態影響評価は段階的に実施すべきか、同時に実施すべきか。**
 - （回答）状況に応じてどちらでも問題ありません。水生生物調査を実施する前に、河川または評価地点での金属濃度データが利用可能な場合は、それらを利用して水質環境基準との比較やハザード比の和の計算を事前に行うことを推奨します。水質調査による評価の結果、生態影響の懸念なしと判断することが難しい場合は、水生生物調査を実施することになると考えます。その場合、金属濃度等の水質調査

も同時に実施することを推奨します。

- 水質調査だけで「生態影響の懸念なし」となることはないのか。
 - （回答）表 10-1 で示している通り、水質調査結果からハザード比の和が 1 より小さければ「生態影響の懸念なし」と判断できます。また、評価地点における金属負荷量に対する坑廃水の寄与が十分に小さければ、坑廃水による「生態影響の懸念なし」と判断できます。この場合で、坑廃水の寄与は小さいものの、評価地点での金属濃度が高く評価地点における生態影響が懸念される場合は、別途坑廃水以外の金属負荷源を調査し、対策等を検討する必要があると考えます。

引用文献

- 1) 環境省, 2012. 水生生物の保全に係る水質環境基準の項目追加等について（第 2 次報告）, 中央環境審議会水環境部会 水生生物保全環境基準専門委員会.
- 2) Chapman, P. M., 2018. Environmental quality benchmarks—the good, the bad, and the ugly. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 3043–3046.
- 3) 岩崎雄一, 2016. 生物群集の応答から金属の“安全”濃度を推定する：野外調査でできること. *日本生態学会誌* 66, 81–90.

付録 2.2.2-3

付録 2 （休廃止鉱山の坑廃水が流入する
河川における生態影響調査の事例）

休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響調査の事例

M2 鉱山における事例

以下の調査例は、「平成 30 年度 産業保安等技術基準策定研究開発等（休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）の調査研究事業）」報告書より抜粋し、改変したものである。報告書は以下から落手可能である。

https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/report/H30GRreport.pdf

1. 本調査の目的と調査地点の設定

M2 鉱山の処理水が流入する河川及び近接する参照河川を対象とし、処理水流入河川に設定した評価地点群と標高等の環境条件が同様の参照地点群において（ガイダンス本文の図 6-1 方法 C 参照）、水質及び生物相を比較することを目的として、2018 年 9 月 25 日から 28 日にかけて野外調査を実施した（図 S1）。

調査地点は処理水流入河川に 5 地点、参照河川に 4 地点設定した（図 S1）。具体的には、処理水流入前後の S1 および S2 地点の比較参照地点として R0 地点、S3、S4、S5 地点の比較参照地点として R1、R2、R3 地点をそれぞれ設定した。また、最下流の S6 地点では、金属濃度の参考測定場所として設定した。

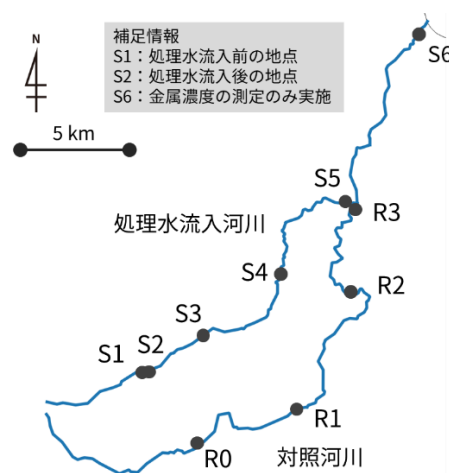


図 S1. 調査対象河川と調査地点

2. 野外調査内容

S1～S5 及び R0～R3 地点において、水質、物理環境、魚類、底生動物の調査を実施した。また、生物応答試験用の採水は、S1、S5 地点及びそれらに対応する参照地点（R0 及び R3）で行った。各調査項目の詳細は以下のとおりである。

2.1. 水質

【現地測定項目】

マルチ水質測定器（WTW, Multi 3630IDS）を用いて、水温、pH、溶存酸素、電気伝導度を現地で測定した。

【金属濃度】

金属濃度（Cu、Zn、Cd、Pb）は、採取した河川水を孔径 0.45 μm の PTFE メンブレンフィルターを用いて現地で濾過し、採水当日に硝酸を用いて酸固定した試料を冷蔵保存した。金属濃度（溶存態）は、ICP-MS（Thermo Scientific, ELEMENT XR）を用いて実験室で分析した。各金属（Cu、Zn、Cd、Pb）の定量下限は、それぞれ、0.005、0.1、0.005、0.005 μg/L であった。

【溶存有機炭素：DOC, Dissolved Organic Carbon】

金属濃度分析用試料と同様に、現地で濾過後、冷蔵保存した。実験室で、TOC 計（島津製作所, TOC-L CPH）で分析した。定量下限は、0.1 mg/L であった。

【硬度】

金属濃度分析用試料と同様に、現地で濾過後、冷蔵保存した。実験室で、イオンクロマトグラフ（Thermo Fisher Scientific, Dionex ICS-1100/2100）で Ca 及び Mg 濃度を分析した。硬度は、分析結果をもとに、以下の式で計算した。

$$\text{硬度 (mg/L-CaCO}_3\text{)} = 2.497 \times [\text{Ca}^{2+}] + 4.118 \times [\text{Mg}^{2+}]$$

2.2. 物理環境

各調査地点において標高、川幅を測定し、底生動物を採集した早瀬において、瀬幅、最大水深、最大流速（流速計：KENEK, VR-301）を測定した。最大水深及び最大流速は、対象とした早瀬の水深及び流速環境の指標として、各早瀬において、複数回測定し、その最大値を記録した。また、底生動物を採集したコドロードごとに水深および流速を計測した（底生動物の調査方法については後述）。

2.3. 魚類調査

各地点内で、平瀬、早瀬、淵、淀み、分流等が含まれるように留意し、基本的に 20～50m 程度離して、調査区を 5 カ所設定した。その調査区内で、5m×10m の捕獲調査を投網（3～5 投）及びエレクトロフィッシャー（電気ショッカー：10 分）を用いて、魚類採捕を実施した（採捕は関係各所の同意、許可をとり実施）。採捕した個体は、種毎に分け、尾叉長と体重を計測した。尾叉長と体重から、肥満度を計算した。

2.4. 底生動物調査

日本国内で用いられている標準的な調査方法であるコドラート法（国土交通省河川水辺の国勢調査マニュアル参照）で採集を行った。すなわち、各地点の早瀬より、25×25 cm 面積に生息する底生動物をサーバーネットを用いて採集した。採集した底生動物サンプルは、エタノール 99%を用いて現地で固定した。各サンプルについて、実験室でソーティングを行い種または属レベルまで同定し、種数（分類群数）や個体数を計測した。本調査では、処理水流入河川最下流（S5 地点）での影響を把握することを主目的として、当該地点及び対応する参照地点である S5 及び R3 地点においてコドラート法による採集を 3 回実施し、その他の地点は 1 回採集した（合計 13 サンプル）。

2.5. 生物応答試験

S1、S5 地点及びそれらに対応する参照地点（R0 及び R3）で採取した河川水を用いて、以下の急性毒性試験及び慢性毒性試験を行った。

【急性毒性（遊泳阻害試験）】

当該急性毒性試験は、OECD のテストガイドライン No. 202¹⁾を参考に行った。すなわち、各地点の水試料 50mL の入ったビーカーに 24 時間以内に産まれたオオミジンコの仔虫 5 個体を入れ、4 反復で試験を行った（水試料ごとに計 20 個体の仔虫を曝露）。対照区として、飼育水を使用した試験も合わせて実施した。48 時間後に、各ビーカーの遊泳阻害個体数を記録し、水試料ごとに遊泳阻害率を記録した。

【慢性毒性（繁殖試験）】

慢性毒性試験は、各地点の水試料 15mL の入ったビーカーに 24 時間以内に産まれたニセネコゼミジンコを 1 個体ずつ入れ、10 反復で試験を行った（水試料ごとに計 10 個体を曝露）。対照区として、飼育水を使用した試験も合わせて実施した。最大 8 日間、毎日試験個体の生存と繁殖数を記録し、試験個体ごとに産仔 3 腹分の累積産仔数を算出した。

3. 調査結果

3.1. 水質

測定した金属濃度等の水質は、表 S1 のとおりである。当該河川でこれまでに実施されている結果と同様であり^{2,3)}、参照河川と比較して処理水流入河川の上流ほど金属濃度は高い傾向にあった。S1～S3 の評価地点では、1 つ以上の金属が米国の水質クライテリア値よりも高い濃度を示したが、下流の S5 や S6 地点では、いずれの金属も米国の水質クライテリア値未満であった。

表 S1. 調査地点の水質測定結果

地点	Cu	Zn	Cd	Pb	水温	pH	電気伝導度	溶存酸素	DOC	硬度
	μg/L	μg/L	μg/L	μg/L	°C		μS/cm	mg/L	mg/L	mg/L
R0	0.06	0.6	<0.005	<0.005	10.3	7.7	50.1	10.7	0.6	12.7
R1	0.06	2.3	<0.005	<0.005	10.3	7.7	54.5	10.8	0.7	14.0
R2	0.09	4.8	<0.005	<0.005	10.7	7.6	56.7	10.5	0.7	14.5
R3	0.13	1.6	<0.005	<0.005	12.5	7.4	59.0	10.3	0.8	14.6
S1	1.47	42.1	0.26	0.65	9.7	7.0	76.9	10.7	0.4	20.8
S2	1.57	42.2	0.30	0.62	10.0	7.0	77.6	10.6	0.4	20.7
S3	0.90	26.7	0.22	0.07	11.2	7.2	78.1	10.4	0.5	21.0
S4	0.61	11.3	0.08	0.04	11.5	7.3	71.8	10.5	0.5	18.2
S5	0.39	7.2	0.01	<0.005	12.0	7.4	78.3	10.5	1.1	18.5
S6	0.24	2.9	<0.005	<0.005						
米国WQC	2.26	30.2	0.08	0.42						

米国 WQC は米国の水質クライテリア（硬度は 20 mg/L と仮定⁴⁾）、DOC は溶存有機炭素濃度を示す。

3.2. 物理環境

計測した物理環境の結果は、表 S2 のとおりである。R3 及び S5 地点については、コドラートによる採集を 3 回行ったため、水深と流速については平均値と標準偏差を示した。参照地点と比較すると、処理水流入河川に設定した評価地点の川幅は小さい傾向にあるが、最下流地点（R3 及び S5 地点）では同程度であり、瀬幅や水深、流速に大きな違いはなかった。

表 S2. 物理環境測定結果

地点	標高	川幅	瀬幅	最大水深 (早瀬)	最大流速 (早瀬)	水深 (コドラート)	流速 (コドラート)
	m	m	m	cm	cm/s	cm	cm/s
R0	285	8.8	4.0	30	120	12	99
R1	170	19.2	8.6	20	130	8	68
R2	75	19.0	9.2	25	140	8	118
R3	35	18.5	6.8	20	170	10±2	77±29
S1	330	5.0	5.0	20	140	13	88
S2	330	5.5	5.5	20	150	13	99
S3	230	7.6	8.9	25	150	14	93
S4	130	9.6	9.6	20	170	8	73
S5	30	19.4	9.4	25	170	12±3	80±29

3.3. 魚類調査

現地調査の結果、表 S3 に示す 5 科 6 種、合計 1687 個体を採捕した。ヤツメウナギ科についてはスモルトの成体が確認されたためカワヤツメとした。また、ウグイ属については、0+の小型個体で種の同定には至らなかった。

全地点を通して優占種はヤマメで、S5、R3、R2 の下流域でフクドジョウが優占した他は全てヤマメが優占した（図 S2）。カワヤツメやフクドジョウは下流で個体数が多い傾向にあった。地点内及び地点間でのばらつきは大きいものの、ほとんどの場合で、評価地点の平

均値は参照地点から計算した 95%予測区間に含まれており、処理水流入河川と参照河川で優占的な魚種の個体数及び肥満度に大きな違いは観察されなかった（図 S2 及び図 S3：ただし、イワナ及びカワヤツメ属は採捕個体数が少ないため留意が必要）。

表 S3. 魚類出現種一覧

科	種	学名	生活史タイプ
ヤツメウナギ科	カワヤツメ	<i>Lethenteron japonicum</i>	遡河回遊
コイ科	ウグイ属の一種	<i>Tribolodon sp</i>	-
ドジョウ科	フクドジョウ	<i>Nemacheilus toni</i>	純淡水魚
サケ科	ヤマメ(サクラマス)	<i>Oncorhynchus masou masou</i>	遡河回遊
	イワナ(アメマス)	<i>Salvelinus leucomaenis</i>	遡河回遊
カジカ科	カンキョウカジカ	<i>Cottus amblystomopsis</i>	遡河回遊
5 科	6 種		

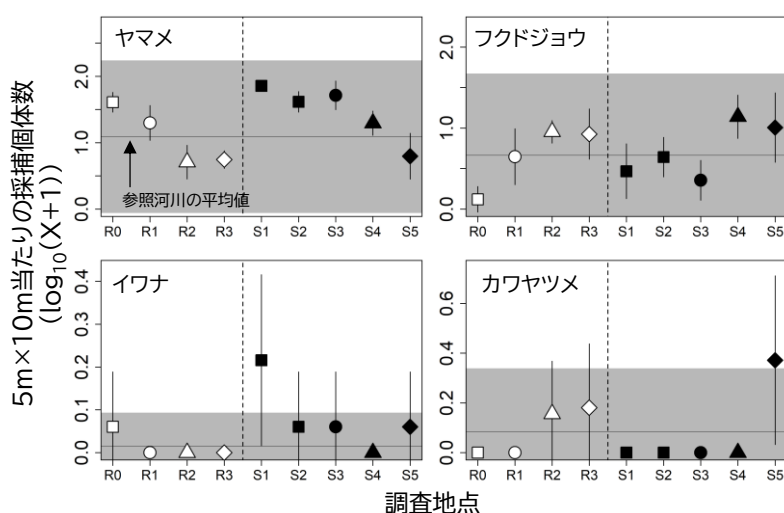


図 S2. 各調査地点における優占的な魚種の採捕個体数

標高等の環境条件が対応する評価地点と参照地点は、同じシンボルで示した。エラーバーは各地点の平均値の 90%信頼区間、グレーで示した範囲は参照地点の平均値から計算した 90%予測区間を示す。

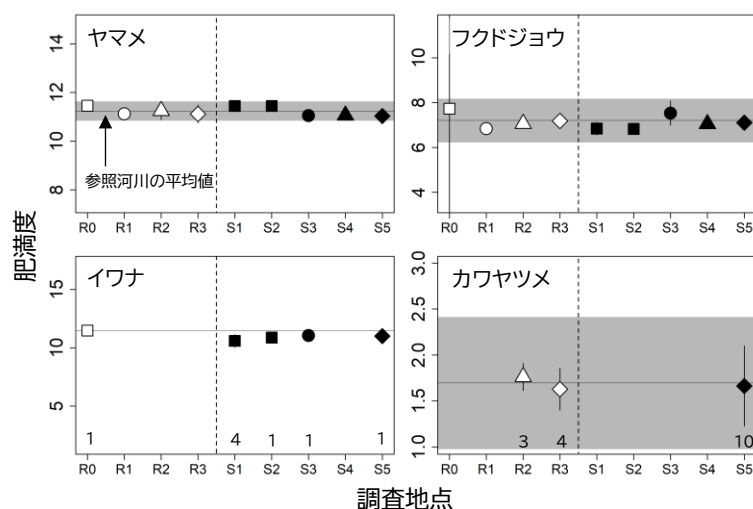


図 S3. 各調査地点における優占的な魚種の肥満度

標高等の環境条件が対応する評価地点と参照地点は、同じシンボルで示した。エラーバーは各地点の平均値の 90%信頼区間、グレーで示した範囲は参照地点の平均値から計算した 90%予測区間を示す。図中の数字は各地点における採捕数を示す（参考情報）。

3.4. 底生動物調査

コドラートあたりの総種数（総分類群数）及び総個体数に加えて、優占的な 3 つの目（カゲロウ目、トビケラ目、ハエ目）の種数及び個体数を図 S4 および図 S5 に示した。魚類調査結果同様に、両河川間で大きな違いは観測されなかった。

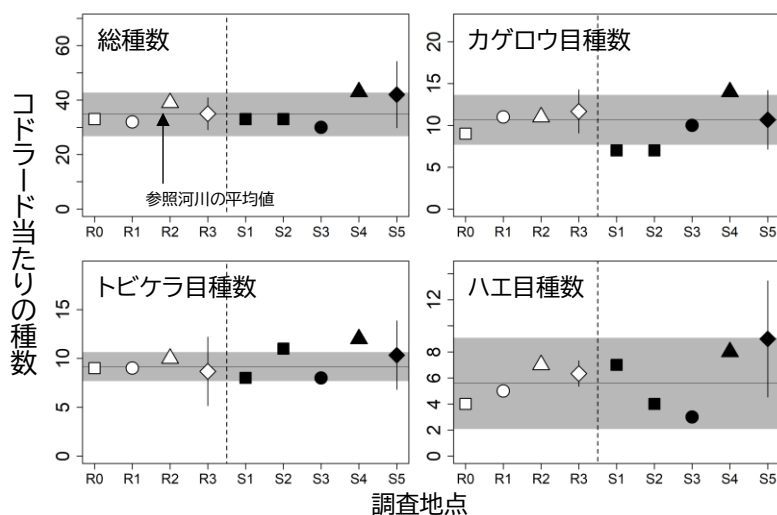


図 S4. 各調査地点における底生動物の種数

標高等の環境条件が対応する評価地点と参照地点は、同じシンボルで示した。エラーバーは各地点の平均値の 90%信頼区間、グレーで示した範囲は参照地点の平均値から計算した 90%予測区間を示す。

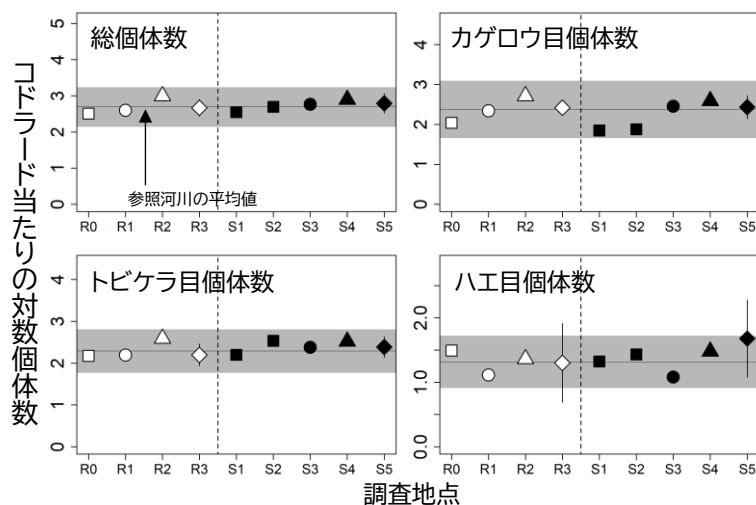


図 S5. 各調査地点における底生動物の個体数

標高等の環境条件が対応する評価地点と参照地点は、同じシンボルで示した。エラーバーは各地点の平均値の 90%信頼区間、グレーで示した範囲は参照地点の平均値から計算した 90%予測区間を示す。

3.5. 生物応答試験

オオミジンコを用いた急性毒性試験の結果を表 S4 に示す。S1、S5、R0 地点で採取した河川水で遊泳阻害は観察されなかった。R3 地点では、遊泳阻害個体が 1 個体観察されたものの、遊泳阻害率は 5%と非常に低い値であった。これらの結果から、すべての調査地点で採取した河川水の短期的な曝露はオオミジンコへの急性毒性を引き起こさなかったことが示された。

表 S4. 急性毒性試験の結果

	対照区	R0	R3	S1	S5
遊泳阻害個体数	0	0	1	0	0
正常個体数	20	20	19	20	20
遊泳阻害率(%)	0	0	5	0	0

ニセネコゼミジンコを用いた慢性毒性試験の結果を図 S6 に示す。処理水流入河川地点 S1 及び S5 で採取した水試料に曝露したミジンコの累積産仔数について、それぞれに対応する参照地点 (R0 及び R3) で採取した水試料に曝露したミジンコの累積産仔数と比較したところ、統計的に有意な差はみられなかった。これらの結果から、参照河川地点 (R0 及び R3) と比較して、流入河川地点 S1 及び S5 の河川水の長期間の曝露はミジンコへの慢性毒性を引き起こさなかったことが示された。

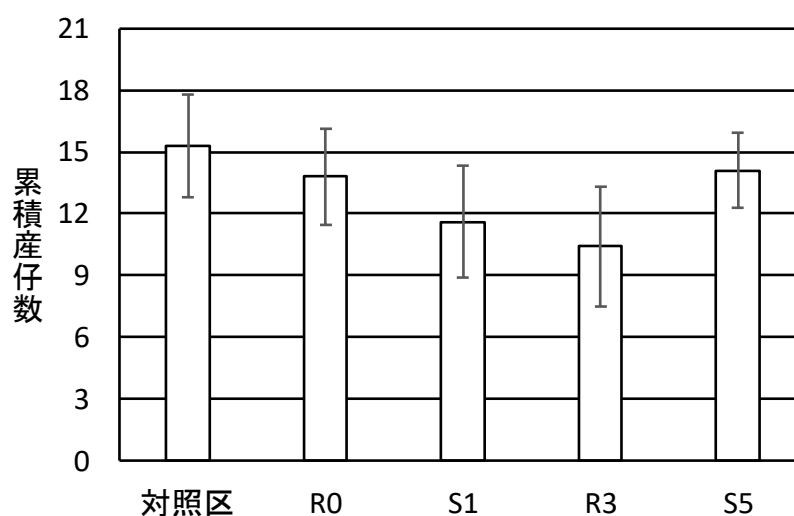


図 S6. 各水試料に曝露したニセネコゼミジンコ試験個体の累積産仔数

引用文献

- 1) Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) (2004) *Daphnia* sp. acute immobilisation test. No. 202, OECD, Paris, France.
- 2) Iwasaki, Y., Fujisawa M., Ogino T., Mano H., Shinohara N., Masunaga S., Kamo M., 2020. Does a sum of toxic units exceeding 1 imply adverse impacts on macroinvertebrate assemblages? A field study in a northern Japanese river receiving treated mine discharge. *Environmental Monitoring and Assessment* 192, 83. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8047-2>
- 3) Namba, H., Iwasaki Y., Morita K., Ogino T., Mano H., Shinohara N., Yasutaka T., Matsuda H., Kamo M., 2021. Comparing impacts of metal contamination on macroinvertebrate and fish assemblages in a northern Japanese river. *PeerJ* 9, e10808. <https://doi.org/10.7717/peerj.10808>
- 4) U.S. Environmental Protection Agency, 2002. National Recommended Water Quality Criteria: EPA822-R-02-047, Washington, DC.

付録 2.2.2-4

コメントと回答

(自治体、産業保安監督部、日本鉱業協会)

休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス（案）に対するコメントとその回答（案）
（自治体、産業保安監督部、日本鉱業協会）

ページ	行	コメント者	コメント	回答
4		自治体	1 2 6 行以下は削除して（目次に記載されている）、「生態影響評価とは何か」をより具体的に記載したほうがわかりやすいのでは。	生態影響評価をよりイメージしやすくするために、該当箇所に水質調査や水生生物調査に関する記述を加えました。
5		自治体	フローチャートがわかりにくい。 素人から見ると、水質は悪いが、生物に影響がない状態というのは存在するのか？という疑問が浮かんでくる（7 章から 8 章）	「水質調査による評価で生態影響の懸念ありと判断された場合でも、水生生物調査で生態影響の懸念なしと判断される場合」については、図の説明に該当する部分の参照を誘導するように記載しました。
6	1 4 2 ～ 1 4 9	自治体	削除（4 ページとほぼ内容が同じ）	まえがきを読まれない方もいらっしゃると思いますので、背景を記述した第 2 章の概要として残したいと思います。
8		自治体	黒丸ごとに 2 1 5 行以下の説明をわけて記載したほうがわかりやすい。 （黒丸と 2 1 5 以下がリンクしにくい）	要約の最後に、各章の冒頭に箇条書きで要点を記述したことを明記し、各章の該当箇所に、「第○章の要点」という記載を加えました。
9		自治体	8 ページと同様 推奨ケースがわかりにくい 例えば、 生態影響評価の適用が推奨されるケースは以下の 2 つに分類される。 1 放流口・・・推奨されるケース 1 a 放流口超過、利水点等達成	生態影響評価の適用が推奨される 4 つのケースを列挙する形に本文を改変しました。 また、上の回答の通り、5 及び 6 章の該当箇所に、「第○章の要点」という記載を加えてました。

			(説明文) 1 b 放流口超過、利水点等超過 (説明文) ※259 「後述」以下削除 2 対象流域の・・・・検討・・・・ケース 2 a 水産資源や・・・・・・ (説明文) 2 b 生物多様性・・・・ (説明文) 3 補足（後述、留意点など 10 ページ） の感じのほうを理解しやすいと考える。 ※ 1 1 ページも同様	
12～13	3 3 3 ～	自治体	3つの評価方法の概略を2、3行程度でまとめていただけるとわかりやすい。 (例) ①水質調査による評価 (概要 2、3行) ②水生生物調査による評価 (概要 2、3行) ③生物応答試験 (概要 2、3行)	3つの評価方法の概要と特徴をまとめた表 5-1 を追加しました。

			④留意点など 1 3 ページの記載内容	
13～14	3 6 5 ～ 図 5-2	自治体	3 6 5～3 7 8 については、図 5-2 のことを説明しているが、図だけで説明いただいたほうが理解しやすいと考える。 (yes or no で答えを導くイメージ)	図 5-2 と該当箇所は、評価と判断の方法に関するあくまで導入的な説明であり、より詳しくは、表 10-1 などを参照する必要がある点を加えました。
	全体	自治体	実際の運用時には、概要版（運用マニュアル？）を作成いただきたい。	運用用の概要版の作成を、今後の検討としたいと思います。
	全体	自治体	判断基準を、数値化していただきたい。（内外問わず、説明が容易になる） ※（例）1 4 ページ図 5-2 利水点等の調査地点・・・・ハザード比の和を計算する → 専門すぎて素人には全くわからないため。	水質調査による評価に用いるハザード比の和については、留意点もありますが、本文や表 10-1 にも記載した通り、1 を超過するかどうかで判断できます。一方で、水生生物をどの程度まで守るかは、一概に数値化することが難しいと考えます。そのため、参照地点との比較をもとに関係者等とも議論して判断することになると考えます。 図 5-2 のハザード比の和については、第 7 章を参照するように記載を加えました。ハザード比の和という用語自体は見慣れませんが、本文に簡単な例を示したようにわり算と足し算で計算できます。ハザード比の和の説明を付録 1 にも加えました。
	全体	自治体	判断、何処（国？ 産総研？）に確認したら良いか明記していただきたい。	上の回答の通りです。さらなる疑問がある場合やサポートが必要な場合は、当該ガイダンスにある「問い合

				わせ先」(経済産業省)に問合せしていただければと思います。
6	142 ～ 149	自治体	各章のまとめを箇条書きで書いているかと思われるが、本文との繰り返しになっており分かりづらい。各章の最後にポイントのみを端的に記載してはどうか。	箇条書きの部分が、各章の要点であることがわかるように、「第〇章の要点」という記述を加えました。要点ですので、重複はご容赦いただければと思います。
10	274 ～ 297	自治体	9 ページに生態影響評価が必要となるケースについて書かれているが、10 ページの内容により必要なケースであるかどうかの判断が難しくなる。	ご指摘の通り、生態影響評価が必要かどうかは、個別の事例の事情に依存します。利水点等管理のガイダンスや 10 ページの留意点も踏まえて、判断していただければと思います。
11～12	328 ～ 361	自治体	3 つの評価方法がどういうものなのか非常に分かりづらい。それぞれの特徴を比較した表にするなどしてはどうか。	3 つの評価方法の概要と特徴をまとめた表 5-1 を追加しました。
15	409～	自治体	図 A、C に関する内容が突然出てきた感じがする。B、D について記載がないのも不自然。先に 4 つの方法の図を示したほうがよいのでは。	図 6-1 に調査地点の設定方法の例を示したことの記述を加え、方法 B と C を入れ替えました。
全体		自治体	自治体が見ることを考えると論文調ではなく、表を多用したり文字のフォントを変えるなど読みやすくする工夫が必要かと思います。 鉱山管理者にとって必要なのは、どういう場合は生態影響評価が必要なのか、生態影響評価するにはどのような手順が必要になるのか、どこに相談すれば生態影響評価をすることができ	運用用の概要版の作成を、今後の検討としたいと思います。

			るか、ということだと思うのでその点がばっとみて分かる内容がよいかと思います。	
5	図 1-1	産業保安監督部	図 1 - 1 中、第 4 章右側の例囲みにおいて、「利用がなく」では文意が不明である。「水産資源等の利用がなく」とした方が適当ではないか。	「水産資源等としての水生生物の利用」と修正しました。
5	図 1-1	産業保安監督部	図 1 - 1 中、第 8 章右側の例囲みにおいて、「リファレンス地点」を「参照地点」とする方が好ましい。他の記述箇所では「参照地点」という用語で統一されているため。	「参照地点」に修正しました。
3 0	—	産業保安監督部	図 8 - 1 中、「②リファレンス地点」を「参照地点」とする方が好ましい。他の記述箇所では「参照地点」という用語で統一されているため。	参照地点に修正しました。
	全体	日本鉱業協会	全体に良く纏まっていると思います。第 4 章までは、特にコメントはありません。	ありがとうございます。
	図 5-1	日本鉱業協会	生態影響評価の中における①水質調査(第 7 章)と②水生生物調査(第 8 章)と③生物応答試験(第 9 章)の関係が後半まで読み進んでいった時に少し混乱を感じ、最初から読み直して理解できました。最初の方(第 1 章及び第 5 章)で③生物応	図 5-1 から、生物応答試験を除外し、生物応答試験の説明は図の脚注に加えました。

			答調査の使い方について書いてあるのですが、説明が淡々とし過ぎていてさらりと読み流してしまい後で混乱が生じてしまったようです。特に P13 にある図 5-1 のインパクトが強すぎて、生物応答試験が段階 2 で水生生物調査が段階 3 の順番が頭に残ってしまいそれが混乱を招いた原因かもしれません。図 5-1 は無い方が良いでしょうのではないかと思います。	
第 9 章 及び第 10 章	日本鉱業協会	水質調査(第 7 章)、水生生物調査(第 8 章)の書きぶりに比べ 生物応答調査(第 9 章)及び総合評価の考え方(第 10 章)は、説明が表面的過ぎて実際/具体的に何をすれば/どう評価すれば良いのか上手くイメージできませんでした。	第 9 章に生物応答試験による評価の概念図 (図 9-1) を追加しました。第 10 章については、生態影響評価の実施方法は多様であり、その判断の基準は事例によって異なると考えます。今後、事例の蓄積等を行い、改変を検討したいと思います。	
タイトル	日本鉱業協会	JOGMEC で実施しているパッシブ事業では「ガイドライン」の作成と なっていますが、本資料は「ガイダンス」となっています。 内容から考えるとガイドラインでも良いように思いますが何か区別した理由があるのでしょうか？	本ガイダンスは、休廃止鉱山における生態影響評価をどのように実施すべきかに関する指針であり、対象鉱山によって異なると考えられる、水質調査 (例えば、分析方法など) や水生生物調査の詳細には記載しないため、ガイダンスとしております。	
水質調査及び水生生物調査	日本鉱業協会	北海道での調査等も実施されていたかと思うので、本指針に基づいた具体的な事例の紹介も参考資料として添付していただくとありがたいです。	付録 2 として、調査事例を加えました。	

		日本鉱業協会	p.25 の表 7-1 で諸外国の基準値を掲載されていますが、日本のデータも一緒に掲載しておいていただけると比較しやすいかと思います。 (通常 mg/L 単位で見慣れているので)	表 7-1 に日本の水質環境基準（亜鉛のみ）を加えました。なお、水生生物の保全を目的としたものは亜鉛のみです。
--	--	--------	--	---

付録 2.2.2-5

コメントと回答（ワーキンググループ 2
「生態影響評価に係る調査・分析」委員）

休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス（案）に対するコメントとその回答（案）
（ワーキンググループ2「生態影響評価に係る調査・分析」委員コメント）

行	コメント者	コメント	回答
125	松田委員	第2、3章の説明が必要。特に「利水点等」の定義がどこに書いてあるか不明だと読みづらいと思います。図1-1には2、3章はなくてよい	修正案を参考に、改変しました。
133	松田委員	図1-1 少し加筆(生物相への影響)	修正案を参考に、改変しました。
174	松田委員	利水点は「人間が利用する場所」、それ以外の「遊漁のための魚類生息地(点でなく範囲)」などを含めて「利水点等」とここでは呼ぶ、ということですが。詳細は「利水点等管理」のガイドラインで詰めましょう	修正案を参考に、改変しました。
183	松田委員	生態系サービスへの懸念だけでなく、生物多様性への懸念も加えてはいかが。	修正案を参考に、絶滅危惧種に言及するように改変しました。
234-235	松田委員	利水点等管理には 1. 利水点の基準超過の有無で判断される場合と 2. 生態系の状況で検討されるとあって、1は狭義の利水点の場合で、2は利水点等の場合 どちらも「利水点等管理」であると理解します。	利水点等管理で統一する（利水点等管理と利水点管理を区別しない）方針で、修正案を参考に、改変しました。
302	松田委員	釣った魚の食品としての安全基準にも言及してはいかが。ただし、調べてみると、たとえばカドミウムなどは魚の国内基準がない。このような場合は海外	総曝露量の考え方が重要かと考え、カドミウムを例として、評価方法を簡単に例示しました。

		の基準も参考にしてはいかが。ただし、ここで「安心」や「風評被害」まで書くと際限がなくなる恐れがあるので、CODEX 等の基準と比較すればよいと思います。国内基準がないから何も気にしないというのは、本来排水基準で守られていたはずのものを緩和するのですから、少し乱暴かと思いました。 (ご意見ください)	
403	松田委員	「レファレンス地点」が定着した用語でないなら、「参照地点」(または「比較対象地点」そのもの)でよいのでは(リファレンスかレファレンスかしばしばわからなくなるので、このカタカナは避けたい)。比較対象地点という用語は言い換えとしてはよいが、どちらが広義かなどはここで書かなくてもよいでしょう。	参照地点に修正しました。また、広義や狭義の記載も削除しました。
491	松田委員	第 4 章 でなく 第 5 章図 5-2 のことと思います。その 2 行下に(7.5 節参照)と書くほうが親切。	第 4 章では簡単に説明した程度でしたので、この記述(第 4 章で述べた通り)自体を削除しました、また 7.5 項参照を追加しました。
497	松田委員	実際には排水口のすぐ上流に、鉱山由来と考えられる金属濃度の上昇がみられる場合があるのではないかと。その場合、すぐ上流も高いというだけの理由で対策不要としてよいのか。少し表現を工夫すればよいと思います。	提案通りに修正しました。本ガイダンスでは、「上流側の濃度がすでに高い」場合に、対策不要とは書いておりませんが、どう対策すべきかは、本ガイダンスの枠を超えるため、関連する記述は必要最低限に留めたいと考えます。

558	松田委員	平時の濃度が高いときの濃度かは、環境基準を定めたときの考え方に準拠するという趣旨を明確にして述べればよいと思います	水質環境基準の比較という意味で、年間平均値であることを追記し、最大値を把握する位置づけを加筆しました。
589	松田委員	「pH が 6.5 以上で 8.5 以下」を満たさない「酸性河川」は国内に多数あると思います。満たさない場合はどうするかも書くべきでは？	満たさない場合は、生態影響の懸念ありというのは判断で問題ないと考えます。必要に応じて、水生生物調査の実施を検討することになると考えます。
621	松田委員	このような場合に環境水を用いた生物応答試験が使えるはず（原案の表 10-1 に記述）。それも言及しては？	水生生物調査及び生物応答試験の実施が必要となることを明記しました。環境水を用いた生物応答試験は、実際の野外影響を反映するか不明確な点があるため、出てきた結果が水質による評価に比べて、より現実的な評価かは、まだ確実なことは言えないと考えています。
818	松田委員	総合的な毒性 と 複合毒性の関係は？ いずれにしても、HQ 和 > 1 のときの評価に使えることをここにも書いてはいかが。	「環境水に含まれる化学物質の総合的な毒性（複合影響）」改変しました。HQ 和 > 1 のときの評価に使えるかどうかについては、上の回答の通りです。
表 10-1	松田委員	表 10-1 の Case 2 は「影響なし」と書くべきでしょう。そして HQ 和 < 1 で影響ありの場合に原因が坑廃水か坑廃水以外かは不明と思います。HQ 和 < 1 でも坑廃水負荷が無視できないときには水生生物調査をするのですか？たしかに、調査するなら、もし影響が出るとどうするかは決めておくべきでしょう。あるいは金属以外の原因とみなすという趣旨で	表 10-1 は、仮に複数の調査を実施した場合と仮定していましたが、フローチャートの調査判断に合わせる方が妥当と考え、そのように修正しました。

		しょうか。いずれにしても、この表が最も重要なので、もう少し精査しませんか	
その他	松田委員	私は、牧草地への影響も同じだと思いますが、そこらは取水口がはっきりしていて、農業用水基準で足りるのですか?河畔全体の濃度が上がるようなことはない? (L356)	牧草地の利水について、本ガイダンスの範囲を超えると考えます。
その他	松田委員	複合影響：何らかの基準があるのか? ここまでの記述では各物質ごとに環境基準以下なら対策不要と読める。そうでないなら流れ図の訂正が必要 (L492)	フローチャートはこれ以上複雑にはせずに、総合評価(表 10-1) で議論するのがよいと考えます。
714	松田委員	亜鉛だけでも基準を超えている例よりも、 <u>適当な例があるならば</u> 、ハザード比の和を採って初めて 1 を超える例のほうがわかりやすいと思います。下記は思い付きです。 「例えば、評価地点の亜鉛濃度が 25 µg/L、カドミウム濃度が 0.20 µg/L であり（他の金属濃度は十分に低いと仮定）、硬度 20 mg/L の米国の水質クライテリア（それぞれ 30 µg/L、0.21 µg/L；表 7-1）と比較する場合、ハザード比はそれぞれ 0.83 と 0.95、ハザード比の和は 1.78 となり、これらの金属による複合的な生態リスクが懸念されるかもしれない。」	ハザード比の計算例については、あくまで簡単な例を提供することを意図しておりますので、亜鉛濃度を 30 µg/L とし、カドミウム濃度は変更なし、としました。後の部分については、「これらの金属による複合的な生態リスクが懸念されると判断できる」と改変しました。
1075	松田委員	坑廃水の金属負荷が無視できる場合を示す。→坑廃水の金属負荷が無視できると考えられる場合を示す。	ご指摘を参考に、「と考えられる場合を意味する」と改変しました。

730-733	松田	ハザード比の和は、計算対象とする金属の数が多くなれば、その値は必然的に大きくなるため、絶対的な値の解釈は難しいが、ハザード比の和が1を超過した場合は、生態影響が無視できない可能性がある。ただし、個々の金属のハザード比が1を超えていない場合には、あくまで安全側の評価であることに留意して利害関係者間で協議して判断するのが良い。	ご指摘を参考に、該当部分は、「一方、ハザード比の和が1を超過した場合は、生態影響が無視できない可能性がある。」「個々の金属のハザード比が1を超えていない場合にはあくまで安全側の評価であることに留意して利害関係者間で協議して判断するのが良い。」とし、「ハザード比の和の計算やその解釈については、状況によって、専門家等に相談することを検討されたい。」という記述を追加しました。
187	森田委員	サクラマスは第5種漁業権ではなくて、水産資源保護法に基づく放流ですので、第5種共同漁業権で多いワカサギも例に加えてみました。	ご提案の通り、修正しました。
まえがき	森田委員	文言修正（「溪流魚を対象とした」の追加など）	ご提案の通り、修正しました。
211-228	森田委員	文言修正（「自然力活用型坑廃水処理」の追加など）	ご提案の通り、修正しました。
288	森田委員	前のパラグラフで下流の利水点で環境基準を達している場合でも生態影響が懸念される場合がある、と慎重な説明があったにも関わらず、次のパラグラフで、結局は環境基準以下であれば問題ないと結論付けていることに違和感を持ちました。さらに、この後の5章においても、水質環境基準以下であれば問題ないとするガイダンスと読め、この最初のパラグラフがういているように感じました。	該当箇所について、個別の水質環境基準の達成と複合影響について、記述を見直し改変しました。
図 6-1	森田委員	方法Cまでは同一流域で、方法Dは別流域という本文の説明だったと思うのですが、方法Cの河川2は	図 6-1 の方法 C と方法 D の区別を明確にするために、方法 C は同一流域であるように改変しました。図の説

		同一水系、方法Dの河川2は別水系を意味しているのでしょうか？	明も簡単に追加しました。
797-821	森田委員	信頼区間の幅の大きさはサンプルサイズと独立では？信頼区間の幅の推定誤差がサンプルサイズに依存する？	サンプルサイズと信頼区間の関係について、コメントを踏まえて改変しました。また、90%信頼区間の計算方法も例として、追加しました。
40	加茂委員	義務者不存在に限定することに違和感（下のコメントも参照）	義務者不存在を削除しました。
53	加茂委員	義務者不存在に限る理由はこれですね。もっと前に持ってきてはいかが	前出の「義務者不存在」を削除しましたので、このまま問題ないと考えます。
図 1-1	加茂委員	10 章がどこに相当するのかわからない。10 章では管理目標の再検討は書かれているものの、管理対策方法は書かれていない。	フローチャートの利用自体が第 10 章に相当するといえますが、図中に分かりやすく示すことが難しいため 10 章の説明は本文に記載しました。また、10 章に「どうしても許容できない生態影響が観察・予想される場合は、坑廃水の管理対策方法の再検討が必要になる。」と追加しました。
176	加茂委員	利水点の定義は最初がいいと思います	定義を前段落に移動し、改変しました。
212	加茂委員	意味がよくわからない。トートロジーのような文章	「河川環境の調査やモニタリングで頻繁に用いられる」と改変しました。
253	加茂委員	考え方がよくわからないです。これを読むと、水質環境基準値には根拠がない（超えてても影響ないことはある）と主張しているように見えるが、ケース 1 全体は、水質環境基準値は亜鉛だから亜鉛だけ考えればいい（水質環境基準値は正しいのだからそれでい	該当文章を修正しました（水質環境基準の性質については、後の段落に書いているのでそちらを参照していただくのが良いかなと思います）。付録 1（よくある質問）にも水質環境基準の性質に関する質問を追加しました。

		い)と述べているように見える。	
272	加茂委員	複合影響の懸念があると述べて、複合影響の話に続くのかと期待させておきながら、次の段落では個別影響の話に戻っているのでは違和感があるのだと思います。	森田委員の指摘も受けて修正しました。
502	加茂委員	これまでは慎重な書き方になっていたように思うが、ここで真実に昇格している。真実としていいのか。いいのなら、これ以前もそう書くべき	「一般的に安全側」としており、慎重な書きぶりになっていると考えます。
43	野呂田委員	「坑廃水原水」という表現はあまり使わない(出典元がそうになっているなら OK)。「坑廃水(原水)」「坑廃水(処理水)」という表現は本文に出てくるようなので(L192)、「坑廃水(原水または処理水)」の方が良いかと思います。	ご指摘の通り、修正しました。
44	野呂田委員	他のところでは「排水規制」となっているところもあるが、規制側(経産省)からの記述を「規制」とし、鉱山管理者側から見た記述を「管理」としている・・・ということで OK でしょうか	排水基準管理に統一しました。
52	野呂田委員	上流河川は耳慣れないが・・・(専門用語?)。河川の上流部?	河川上流部としました。
52-53	野呂田委員	「遊漁も含む生態系サービスが利用されている」状態がどういう状態かわかりにくい。自分だけかもしれないが・・・	生態系サービスに括弧書きで意味を加え、改変しました。

図 1-1	野呂田委員	本文を見ると、結局、水質調査（第 7 章）と水生生物調査（第 8 章）はセットで実施することになるように読めるので、フロー図上では一緒に括り（矢印ではなくて）になるのではないか	フローチャート（段階的評価）とし、「ただし、水生生物調査を実施する際は、水質調査も同時に実施することが推奨される（詳細は第 8 章参照）。」としました。
148	野呂田委員	端的に「坑道」のことだと思いますので、「・・・採掘した地下（坑道）」としてはどうでしょうか？	ご指摘の通りに修正しました。
149	野呂田委員	「使用後に排出される水」の意味がちょっとわかりません（沈殿池のこと?）。「選鉱場・製錬場等から排出された捨石又は鉱さいの集積場等から流出する水」としてはどうか。	ご指摘の通りに修正しました
152	野呂田委員	「対策」の方が良いかと思います。	ご指摘の通りに修正しました。
168	野呂田委員	他の部分では「河川」となっているが、ここでは「河川等」となっている（湖沼や海域も含むということではないですね?）。「河川」としてしまったほうがすっきりする。「主要な放流先である河川」という表現もあり（L193）。	ご指摘の通りに修正しました。
178	野呂田委員	これまでの記述だと「利水点や環境基準点等」となっているので、「生息地を含めて利水点等と呼ぶ」	利水点等に環境基準点が含まれると考え、「利水点や環境基準点等」という記述していた箇所は、「利水点等」

		とすると、「環境基準点等」が浮いてしまうのではないか。北海道の義務者不存在休廃止鉱山では、利水点の上流側（で鉱山の下流側）に環境基準点が配置されていることが多く、環境基準点（等）との関係が重要なので、気になりました。	に改変しました。
182	野呂田委員	亜鉛以外は人環境影響であることは、書かなくてよいか？。また、後述されているが、諸外国では生態影響も含めた基準が存在することもここで書いておいたほうが丁寧かなと思いました。	亜鉛以外の金属について、日本でも生態影響が懸念されていること、諸外国で水質環境基準等が設定されていることを記述しました。
185	野呂田委員	片カッコしかない	削除しました。
247-248	野呂田委員	直前の段落で書かれているので、ここで書く必要があるかどうか	削除しました。
251	野呂田委員	上記と同様	削除しました。
260	野呂田委員	注釈があった方が丁寧。	説明文の中に、生態系サービス（生態系から人が享受する恵み）を加えました。
270	野呂田委員	森田委員と同意見。	森田委員の意見をうけて修正しました。
275	野呂田委員	森田委員と同意見（上記コメントと合わせて）	森田委員の意見をうけて修正しました。
296	野呂田委員	（ばらつきについて）L384 でコメント	後のコメントで回答しました。

331	野呂田委員	このガイダンスでは、「水生生物調査」のことになると思いますので、そう書いてしまった方が良くかもしれない（お任せします）。	水生生物調査と改変しました。
337	野呂田委員	水生生物調査をおこなっても、鉱山との因果関係の解明は容易ではないとすると、調査の意義があまりない、とも読めてしまう。書き方次第なのかなと思いますが・・・	ご指摘を受けて、該当箇所の書きぶりを改変しました。
342	野呂田委員	前のコメントや次のコメントとリンクしますが、この試験で「総合的な毒性を直接評価できる」のであれば、「水質調査による評価」より優先される調査のようにも読める。書き方に工夫が必要かなと思いました	「生物応答試験のみから毒性影響がどの元素によるものかを特定することは容易ではない」旨を追記しました。
351	野呂田委員	前のコメントや森田委員のコメントとリンクしますが、水質環境基準の超過が観測されなくても「複数の金属が同時に存在することによる生態影響」（L271）が懸念されるのであれば、ここで調査を完了してはいけないのでは？となってしまうのかでしようか →であれば、結局、生物応答試験とセットで実施する必要があるということになると思うのですが（次のコメントへ続く）、	複合影響についての記述を補足しました。
361	野呂田委員	「生物応答試験は補足的な調査方法」となっているので、どの調査をどのように組み合わせればいいのか	生物応答試験は、「生物応答試験において観察される影響レベルと野外での影響を結びつける」ことが難しいため（本表現を該当箇所に追加）、補足的な方法と位置

		かが、わからなくなってしまう。書き方に工夫が必要かなと思いました	づけています。図 1-1 や図 5-2 から、主要な方法ではないことは分かると考えます。
367	野呂田委員	地理的条件として、「例えば緯度」となっているが、地質水質調査屋の視点で言うと、地形・気象などの自然条件が真っ先に思い浮かぶ。	例として、地形を加えました。
371	野呂田委員	「・・・擾乱」に脚注があった方が丁寧（自治体職員にはわからないかも）	攪乱を削除しました。
384	野呂田委員	「自然のばらつき」という表現は、これ以降出てこないが、単に「ばらつき」という表現は多数（8-3 や 8-5）。「自然のばらつき」なのか、それ以外の（統計的な）「ばらつき」なのかが読んでいて、ひっかかる。	すべて自然のばらつきに起因すると整理しています。すべてにそのように書くのは読みにくいと思いますので、概念的・一般的な文脈では自然のばらつきと呼び、数値化した場合などの具体的な場合は、「ばらつき」を使っています。この説明を本文に加えることは余計な混乱をもたらすと考えますので、控えたいと思います。
386	野呂田委員	他の章の書きぶりと異なる。考え方はこうこう、という書き方になるのでは？	評価地点と参照地点についての具体的な記述を加え、改変しました。
388	野呂田委員	上のコメント同様、他の章の書きぶりと異なる	具体例とともに説明した旨の文章に、改変しました。
392	野呂田委員	章名や最初の箇条書きでは「調査地点」と書いてある。これ以降は、「評価地点」と「調査地点」が両方出てくるが・・・意図的？	調査地点は評価地点と参照地点を含むものと明記するために、6.1 節のタイトルを調査地点（評価地点と参照地点）としました。
415	野呂田委員	「物理化学的環境要因」は、L419「環境要因」と同じ？	同じです。物理化学的環境としました。

415-416	野呂田委員	砂防ダムや護岸コンクリートなどの人工構造物のこと？「人為的擾乱」とは何を指し、どう影響を受けていないことを判断するのか、具体例があればわかりやすい。	他の人為的な影響とし、具体例を加えました。なお、判断はケースバイケースで難しいため、ここでは詳述しないこととしました。
419	野呂田委員	「環境要因」イコール「物理化学的環境要因」？	長いので、環境要因の方がわかりやすいかと思っていましたが、統一するため、物理化学環境要因としました。
431	野呂田委員	合わせるなら「〇〇ため」という書き方になるのでは？	「土地利用や地質によって水質等が変化し、それに応じて異なる水生生物相が成立するため」と加えました。
447	野呂田委員	「と」を「の」に変更	修正しました。
464	野呂田委員	処理方法の変更は稀にしか行われない。坑廃水の流量（負荷量）の方が変化しやすいと思うが、あえて処理方法の変更とする理由があるのか？	「坑廃水の流量の変化や」を加えました。
472		「同一の流程」の意味がちょっとわからなかった。ほかの河川（参照河川）に参照地点を設定することで、という意味でしょうか？	同一の流程（例えば、同様の流域面積）と改変しました。
481	野呂田委員	「生物指標の範囲」の意味がわからなかった。	生物指標値のばらつきやとりうる範囲（90%予測区間：第8章参照）としました。
図 6-1	野呂田委員	図では「評価地点」「参照地点」だが、キャプションでは「調査地点」となっていてわかりにくい（調査地点には評価地点と参照地点があるということ？）。	ご指摘に沿って図のタイトルとキャプションを改変し、●の濃さや矢印の大きさについての記述等を加えました。

		グレーの●の意味は？ 矢印の長さの意味は？（方法Bの右側だけ短い）。 「7.3 調査時期と頻度」とリンクするが、時間 t の長さはどの程度を指すのか？年単位？	
492	野呂田委員	要約になっていない。例えば、「水質調査に際しては、調査項目や頻度・時期、方法などを適切に設定し、調査結果を解釈する必要がある」となるか・・・	ご指摘の通り改変しました。
519	野呂田委員	「水質調査による簡易的な生態リスク評価」を実施する上では の方がわかりやすい	ご指摘の通り改変しました。
525	野呂田委員	現地で測定可能な項目が列挙され、すべて重要とも読めてしまうが、通常、ハンディDO計や濁度計は持っていない（生態調査会社では普通に持っている？）。下記の金属類の記述のように、何が必要かは鉱山ごとに異なることや「その他の項目」に書いてある最低限必要な測定項目（pH）をここに書いておいた方がいいのでは？	「河川の水質に対する坑廃水の影響を把握する上では、少なくとも水温、pH、EC の測定を推奨する」を加えました。
532	野呂田委員	これ以外の排水基準が適用されている金属類では、生態影響は懸念されていないのでしょうか？最初にこのように書いてあると、ほかの金属類はどうか？と、水質調査をずっとやってきた身としては非常に気になってしまう。	表 7-1 との比較も含めて、記述を加えました。

535	野呂田委員	これは何故なのか？「その他の項目」のように書いてあった方が丁寧（簡単でも）。	上のコメントにおける加筆で、該当文章は不要と判断し、削除しました。
541	野呂田委員	「その他の項目」として重要なのは、硬度（カルシウム及びマグネシウム濃度）、溶存有機物質（溶存有機炭素量？）・・・などと最初にした上で、それは何故なのかを書いたほうがわかりやすいのかなと思います。	ご指摘を参考に、改変しました。
543	野呂田委員	pH は、上の「現地測定項目」のところになるのでは？	「現地で測定できる pH に加えて」という表現にしました。
547	野呂田委員	「生物リガンドモデル」は脚注があった方が丁寧。専門的過ぎて、後段の記述が頭に入っていない・・・（私だけ？）。	ここでは詳細に理解する必要はないと考えますので「さらに詳しくは永井（2011）や加茂・林（2011）を参照のこと」と加筆しました。
559	野呂田委員	「生物リガンドモデル」はどういったものかわからないと、「補正」って何かがわからない・・・	生物リガンドモデルの表記を除き、該当箇所を改変しました。
561	野呂田委員	ここでいう「影響」は、悪い影響？どういった影響なのかがわからないと、個々の鉱山で測定項目に入れたほうが良いのかどうか判断しにくい。	冒頭を「有機汚濁や栄養塩負荷が想定される河川では、それらの指標として」に改変しました。悪い影響か良い影響かを判断するのは人間ですので、ここでは影響という表記に留めます。
566	野呂田委員	図 6-1 の時間 t との関係性は？	図 6-1 の時間 t とは必ずしも関係ありません。
571	野呂田委員	細かいことですが、「おおよそ」の方が良いのでは？	改変しました。
583	野呂田委員	現地測定項目の表現に合わせると「ポータブル水質計」	ポータブルの水質計として、表現を合わせました。

592	野呂田委員	この書き方だと、全濃度と溶存態濃度を把握したあと、どうだったらろ過が必要なのかかわからず、結局どうしていいのか（ろ過するのかもしれないのか）迷う。浮遊物質と生態影響の関係はどうか、一言でも何か記述があれば良いと思うのですが・・・	ご指摘を踏まえ、記述を見直し、修正しました。
622	野呂田委員	これまでの記述だと、個々の金属の基準を超過していなくても、複合影響で水生生物に影響を及ぼすことがある・・・ということですが、生態影響調査まで進まずに、水質調査だけで完了するケースは無いのでしょうか？（そのケースはほとんど無いかのよう読み取る	実際にあるかどうかは、現状ではわかりませんが、フローチャートにもあるように、水質調査だけで完了するケースもあることも想定しています。
632	野呂田委員	水質調査会社や行政関係は、「ハザード比」に疎いかなと思うので、何か計算した例があるとわかりやすいと思いました。	具体例を加えました。
637	野呂田委員	どのような理由で影響が無かったのでしょうか？単純に金属数が多いから？	「底生動物の種類数や目や科レベル個体数が参照地点と同程度であった」と改変しました。未発表データですが、既往研究から鑑みても、金属数の問題ではなく、これらの指標の保護という観点から水質クライテリア等がある程度安全側に設定されているため、多少超えても大きな影響は観察されなかったと解釈できます。
663	野呂田委員	書きぶりが他と異なる	改変しました。

666	野呂田委員	「選好」の意味がわからなかった	「優先して調査対象とすべき生物種やグループを特に選出できない場合」としました。
669	野呂田委員	書きぶりが異なる	改変しました。
678	野呂田委員	複合影響のことを考えると、水質調査だけで終了して OK なケースはほとんど無いように思うので、第 7 章にも水生生物調査をセットで実施するのを推奨する旨、書かなくて良いか？	記載はこの章のみとした方がよいと考えます。
681	野呂田委員	「生物種」という記載もあるが・・・。「生物グループ」と同じ意味なら、どちらかに統一が必要	生物グループは、付着藻類、底生動物、魚類です。生物種は特定の種です。区別して使用しています、
697	野呂田委員	検討すべき というより「調査対象にすべき」となるのでは？	何らかの事情により、調査対象としない状況もあるかと思いますので、表現はこのままで問題ないと考えます。
702	野呂田委員	ここで予算の話が出てくることに違和感ありま（実際はたしかにそうなのでしょうけど・・・）。優先順位をつけて対応する、という風な表現の方が良いかなと思いました。	「利水点等管理の目的等から鑑みて優先順位をつけて調査対象を決定すべきである」と改変しました。
707	野呂田委員	選好？	「優先して調査対象とすべき生物種やグループを特に選出できない場合」としました。
712	野呂田委員	こういうものがあることを知らなかった身としては、国土交通省？がウェブ上で公開している・・・とか（国土交通省）などを書いてあった方が親切（お任せします）。	URL 等の記述を加えました。
713	野呂田委員	本評価？総合評価のこと？	水生生物調査に修正しました。

719	野呂田委員	これも知らなかったもので、こうものがあること自体も書いてあれば丁寧かなと（私だけかもしれないのでお任せします）。	「(上記のウェブサイトより入手可能)」と加えました。
722	野呂田委員	ばらつき？	「後述する指標値の地点内でのばらつき」と改変しました。
738	野呂田委員	ばらつき？	「後述する底生動物指標値の地点内でのばらつき」と改変しました。
754	野呂田委員	書きぶりが違う 「留意されたい」？	ご指摘の通りに修正しました。
761	野呂田委員	7章、9章と同じ「調査時期・頻度」ではダメか	本文で説明する順番と合わせて、すべて「調査頻度・時期」と改変しました。
794	野呂田委員	ばらつき？	上の回答の通り、すべて自然のばらつきに起因すると整理しています。すべてにそのように書くのは読みにくいと思いますので、概念的・一般的な文脈では自然のばらつきと呼び、数値化した場合などの具体的な場合は、「ばらつき」を使っています。この説明を本文に加えることは余計混乱をもたらすと思いますので、控えます。
795	野呂田委員	ばらつき？	上と同様。
798	野呂田委員	ばらつき？	上と同様。
801	野呂田委員	ばらつき？	上と同様。
828	野呂田委員	誤植で文章になっていない。 書きぶりが他と違う	修正しました。
851	野呂田委員	「推奨する」の方が良いのでは？	ご指摘の通り修正しました。

860	野呂田委員	「労力」に違和感あり。実務上はたしかにそうなの でしょうけど・・・	該当部分を削除し、記述を改変しました。
864	野呂田委員	環境水中の「どの」金属が・・・ではないでしょう か	後述の EDTA を用いる、どの金属かまではわかりませ ん。9.4 の最後に補足を加えました
871	野呂田委員	試験方法（検討案）？	「詳細は「生物応答を用いた排水試験法（検討案）」等 を参照されたい」と改変しました。
884	野呂田委員	9.2 と被っているが・・・	削除しました。
917	野呂田委員	？ 5 が無い	失礼しました。表の修正にともない、本文の改変がで きていませんでした。例 4 に修正しました。
920	野呂田委員	「・・・定義することが難しい場合は・・・」 と いうことになるのでしょうか（利害関係者間で「許容 できない生態影響」を定義できない場合も多々ある ように思うので、その場合は・・・と書いておいた 方が判断しやすいと感じます）	「定義することが難しい場合は」に修正しました。
921	野呂田委員	「数値目標」ではないか。その数値目標を達成する ための「管理目標」となるのではないか	数値目標と改変しました。
922	野呂田委員	「変更しても良いと考える」に違和感有り。「変更 することも考えられる」ということになるか？	ご指摘の通り修正しました
表 10-1	野呂田委員	表 10-1 はもう少し本文に説明があった方が良いの では？（重要な表だと思いますので）。下記コメン トにもありますが、全体的に表の見方がわからなか った。	本文に説明を加えました。

表 10-1	野呂田委員	例 1 の「十分に小さい～大きい」がピンとこない。河川への負荷が十分に小さい場合もあれば、(放流地点と調査地点との距離が離れているために(希釈など)基準超過しないだけで)負荷が大きい場合もあるということ？ 例 3 と 4 も同様に「一定の寄与または大きい」というのは、放流地点と調査地点との距離の関係になるのでしょうか？	基準超過なしで HQ の和<1 の場合は、河川への坑廃水の負荷に依らずに、という意味で、十分に小さい～大きいとしています。本文に説明を加えたので、追加で対応は不要と考えます。
表 10-1	野呂田委員	例なので書いてないのかもしれないが、「基準超過無し・HQ>1」の場合が気になる。	基準超過ありの箇所を、基準超過あり（またはなし）としました。
表 10-1	野呂田委員	・ここで言う河川中濃度は、「評価地点」における濃度だと思いますので、「評価地点（河川）における濃度」とした方がわかりやすいのでは？	ご指摘を参考に、改変しました。

付録 2.3.1-1

休廃止鉱山における坑廃水の
利水点等管理ガイダンス（案）

休廃止鉱山における
坑廃水の利水点等管理ガイダンス（案）

Guidance for Mine Drainage Management for Point-of-Use
Risk Reduction

発行：経済産業省 産業保安グループ

まえがき

休廃止鉱山において坑口や集積場などから排出される坑廃水は、一般的に酸性で金属濃度も高いため、鉱害防止を目的として中和処理などによる処理が行われている。鉱山によってはこの坑廃水処理は、100 年以上も必要になるといった学術成果も示されており、処理にかかる人的及び経済的コストの低減化を含め、長期的な視点に立った坑廃水の管理方法が必要となってきた。

このような背景を受けた対応策として、中央鉱山保安協議会では金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づき「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（平成 25 年）」の中で、義務者不存在休廃止鉱山における水質管理目標の弾力的運用として、「坑廃水処理の終了に向けた地元理解を得るため、下流の利水点等の環境基準等を満足できる鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施する」としている。すなわち、坑廃水原水が排水基準を超過していても、下流の利水点や環境基準点等で環境基準等を満足できる義務者不存在鉱山では、公共用水域へ排出する地点での排水基準管理ではなく、下流の利水点等での水質や生態系への安全性を確保した上で坑廃水を管理あるいは監視するという、利水点等管理を検討することの重要性が近年各所で指摘されている。

休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）の調査研究事業において設置されたグリーンレメディエーション（GR）委員会では、この利水点等管理のあり方についての検討を進めてきた。休廃止鉱山の多くが位置する上流河川では、サケマスなどの遊漁も含む生態系サービスが利用されていることも少なくない。そのため、義務者不存在鉱山では、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はないが、坑廃水管理について地元の理解も得ながら検討するためには、下流河川の利用状況に応じた適切な管理方法を検討し、設計・実施することが肝要である。

日本では、利水点等管理の考え方自体が新しく、類似のガイダンスは存在していない。そのため、休廃止鉱山における利水点等管理を実施する上で、本ガイダンスが有効に活用されることを期待したい。また、本ガイダンスの刊行にあたって御指導を賜った関係各位に対して感謝申し上げる。

令和 3 年 3 月

休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研究委員会
および事務局

67

68 令和2年度休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研究委
69 員会は、以下の委員で構成された（五十音順、敬称略）。

- 70 ・ 荻野 激（北海道立総合研究機構 エネルギー・環境・地質研究所）
- 71 ・ 片岡 卓（日本鉱業協会 環境保安部 兼 技術部）
- 72 ・ 佐藤 直樹（石油天然ガス・金属鉱物資源機構 金属環境事業部）
- 73 ・ 所 千晴（早稲田大学 理工学術院）
- 74 ・ 富山 眞吾（北海道大学 大学院工学研究院 環境循環システム部門）
- 75 ・ 宮田 直幸（秋田県立大学 生物資源科学部）
- 76 ・ 松田 裕之（横浜国立大学 環境情報研究院）

77

78 また、令和2年度休廃止鉱山におけるグリーン・レメディエーション（元山回帰）調査研
79 究委員会事務局は、以下の通り（五十音順、敬称略）。

- 80 ・ 岩崎 雄一（産業技術総合研究所 安全科学研究部門 リスク評価戦略グループ）
- 81 ・ 羽部 浩（産業技術総合研究所 環境創生研究部門 環境機能活用研究グループ）
- 82 ・ 森 康二（株式会社ブルーアースセキュリティ）
- 83 ・ 保高 徹生（産業技術総合研究所 地圏資源環境研究部門 地圏化学研究グループ）

84	目次	
85		
86	第 1 章. はじめに（背景）	4
87	第 2 章. 利水点等管理の定義と本ガイダンスの目的及び適用範囲.....	6
88	2.1. 利水点等管理の定義.....	6
89	2.2. 本ガイダンスの目的と適用範囲	6
90	第 3 章. 利水点等管理に関する検討状況.....	8
91	3.1. 我が国におけるこれまでの検討状況	8
92	3.1.1. 平成 22 年 休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性	8
93	3.1.2. 特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に係る答申	9
94	3.1.3. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方	10
95	オーストラリア・ニュージーランドの水質管理フレームワーク	10
96	第 4 章. 利水点等管理の適用フレームワーク	12
97	4.1. 適用フレームワーク	12
98	4.2. サイトアセスメント.....	13
99	4.3. 利水点・水質監視点の検討.....	14
100	4.4. 管理・モニタリング及び水質目標等の見直し	16
101	第 5 章. 利水点等管理に関連する事例及びその考え方の適用が推奨される状況.....	17
102	5.1. 利水点等管理に関連する過去の事例	17
103	5.2. 利水点等管理の考え方の適用が推奨される状況.....	18
104		
105		

第1章. はじめに（背景）

休廃止鉱山において、鉱物を採掘するため掘採した地下から湧出する水（坑水）と選鉱場・製錬場等において使用後に排出される水及び捨石又は鉱さいの集積場等から流出する水（廃水；坑水と合わせて坑廃水と呼ばれる）の水質は多種多様であり、一部では酸性を示し、また複数の金属を比較的高い濃度で含有していることがある。そのため、このような坑廃水による鉱害を防止するために、坑口の閉塞や集積場の覆土植栽などの鉱害防止工事や坑廃水の中和処理などによる処理が実施されている。そのため、坑廃水による鉱害を防止するために、これまで関係者の尽力で、鉱害防止工事や中和処理などによる対策が実施され、鉱害の未然防止あるいは鉱害復旧、そして再発防止に務めてきた。

しかしながら、坑廃水の流出が雨水等を起源とする水循環の中にあることを考慮すると、坑廃水はほぼ永久に排出されるといっても過言ではない。最新の休廃止鉱山関連の学術研究によれば、今後 150 年以上坑廃水処理が必要になる鉱山も存在すると予測されることや、義務者不存在・存在の休廃止鉱山に対して、国から支給される「休廃止鉱山鉱害防止等工事費補助金」の年間総額が現在約 20 億円に上っていることを踏まえると、長期的な視点に立った坑廃水対策や管理を検討・着手することが重要である。

長期的な視点での管理方法の 1 つとして、鉱山や地域の状況に応じて、公共用水域へ排出する地点での排水規制だけでなく、利水点等での環境基準等の監視・管理が経済産業省を中心に検討されている。金属鉱業等鉱害対策特別措置法に基づく「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（経済産業省告示第 67 号：平成 25 年 3 月 28 日）」の留意事項においても、「坑水又は廃水の処理の終了に向け、下流の利水点等の環境基準等を満たす鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施すること」と記載されている。すなわち、下流の利水点や環境基準点等で環境基準等を満足できる義務者不存在休廃止鉱山では、公共用水域へ排出する地点での排水基準に基づく管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で坑廃水を管理・監視する、利水点等管理を検討することの重要性が近年各所で指摘されている^{1,2)}。

義務者不存在鉱山においては、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はない。したがって、利水点等管理の導入は、産業保安監督部および関係自治体、さらに関係するステークホルダーの合意があれば実施できる状況である。利水点等管理という言葉は使われていないが、例えば、岩手県の旧松尾鉱山では処理水放流後の北上川本流での水質が基準を満足することを目的に、放流水の目標を「pH 4 以上」として坑廃水処理が実施されている。また、同県和賀川上流に位置する義務者不存在鉱山でも、下流の水質調査地点で環境基準が満足することを確認した上で、現在年 1 回 5 つの休廃止鉱山において坑廃水の水質モニタリングが行われている。この水質モニタリングでは、排水基準を超過した場合も含めてすべての結果が当該モニタリングを実施する「和賀川の清流を守る会」の会報で報告されている³⁾。これらの事例は、下流の利水点等におけ

る水質の安全性を確保した上で坑廃水を管理・監視するという意味で、実質的な利水点等
管理が導入されている事例とも捉えることができる。

本ガイダンスは、利水点等管理の導入に関して、定義及び目的と適用範囲（第2章）、
国内外のこれまでの検討状況（第3章）、利水点等管理適用のフレームワーク（第4章）、
利水点等管理に関連する事例及びその考え方の適用が推奨される状況（第5章）について
整理し、坑廃水管理に関わる関係者が利水点等管理の導入を検討する際の一助となるこ
とを期待する。

第2章. 利水点等管理の定義と本ガイダンスの目的及び適用範囲

2.1. 利水点等管理の定義

利水点等管理とは、下流の利水点や環境基準点等で当該地域が設定した管理目標（環境基準の場合もあれば、地域ごとの設定する場合もある）を満足できる鉱山において、公共用水域へ排出する地点での排水基準の遵守による管理ではなく、下流の利水点等における水質の安全性を確保した上で、坑廃水を管理・監視する管理方法である。利水点等管理を検討・実施する上では、坑廃水が流入する河川において、それを利用する人及び下流に生息する水生生物等に悪影響を及ぼさないようにすることが重要となる。ここで、「利水点（point-of-use）」とは人間が河川水を利用する場所を指し、人が直接利用する河川水には、飲用水等の一般家庭あるいはゴルフ場の散水やプールや公衆浴場などの施設で用いる上水、工場で用いる中水、発電のための用水、水田や畑の灌漑等や畜産業に用いる農業用水、養殖場等における養殖生物の飼育等に用いる水産用水、工業用水などが挙げられる¹⁾。義務者不存在鉱山では、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はないが、地元の理解に基づき利水点等管理を進める上で、これらの用水で求められる基準を下流の利水点で満足することが求められる（例えば、農業（水稻）用水基準で亜鉛の場合、0.5 mg/L）（表 2-1）。

表 2-1 利水点の例

利水目的	利水点
農業	農業用水取水ポイント
上水（水道水）	水道用取水ポイント
漁業や遊漁	漁業や遊漁が行われる範囲

2.2. 本ガイダンスの目的と適用範囲

利水点等管理の定義からも明らかであるように、「下流の利水点等における水質の安全性を確保」することができれば、柔軟な対応が可能である。そのため、対象鉱山やその流域特性（河川流量、鉱山下流河川の利用状況等）によって、具体的な管理目標や管理方法は可変である。一方、その進め方について指針がないのが現状の課題である。当該利水点等管理ガイダンスは、利水点等管理の導入を検討する鉱山において、その管理者に導入方法についての一定の指針を示すことを目的とする。利水点等管理を検討する上で、2021 年 1 月現在で前提となる条件を以下に示す。

- 義務者不存在鉱山においては、坑廃水処理において排水基準に適合をすることを求められる法的な根拠はない。

- 当該鉱山に関する利害関係者が、新たな水質管理方法に合意をした場合には、当該管理方法での柔軟な対応が可能である。ここで、利害関係者とは、地元自治体、管理者、利水者、周辺住民、産業保安監督部等が挙げられる。

また、坑廃水（原水）の排水基準の適合状況と下流の利水点等における環境基準等の達成状況から、利水点等管理の適用が優先的に検討されるべき鉱山としては、排出口において排水基準を超過しているが、下流の利水点・環境基準点等においては環境基準に適合している鉱山が挙げられる（表 2-2）。

表 2-2 利水点等管理が適用可能な鉱山

坑廃水（原水）	下流の利水点等	利水点等管理の可能性
排水基準超過	環境基準超過	要検討
排水基準超過	環境基準適合	可能性高い
排水基準適合	環境基準超過	排水基準適合のため、必要なし
排水基準適合	環境基準適合	排水基準適合のため、必要なし

第3章. 利水点等管理に関する検討状況

3.1. 我が国におけるこれまでの検討状況

3.1.1. 平成 22 年 休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性

山富二郎委員（現：東京大学名誉教授）を座長とした休廃止鉱山鉱害防止対策研究会が取りまとめた休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性⁴⁾においては、当時の第 4 次基本方針が終期を 3 年後に控えていることを踏まえて、現状の鉱害防止事業についての評価及び、今後の鉱害防止事業の在り方について検討をしている。その中で、「最終目標達成へ向けた目指すべき方向性 3 類型 5 タイプ」として、以下の 5 つのタイプの鉱山を提示している（表 3-1 参照）。

- (i) 発生源対策の実施によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山
- (ii) 水質管理目標の弾力的運用によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山
- (iii) 新技術の導入によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山
- (iv) 設備更新、新技術の導入等によって坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山
- (v) リサイクル・再生可能エネルギー導入等によって、自立化を目指すべき鉱山

このうち (ii) が利水点等管理に該当する鉱山タイプといえる。当該タイプについて記載された事項について以下に引用する（以下の「」内は引用）。

「坑廃水の中和処理を行っている鉱山については、休止鉱山/廃止鉱山、義務者存在/不存在の区別なく一律に水質汚濁防止法の排水基準を水質管理目標とすることを原則として、処理が行われている。しかし、これらの鉱山の中には、処理原水の水質が良化傾向にあり、管理目標を弾力的に設定することで、水処理が不要な鉱山も存在する。例えば、一部の廃止鉱山（義務者不存在）で行われているように管理目標を緩和することや、地方公共団体によって設定されている上乗せ基準を例外的に適用除外とすることである。

また、義務者が存在する場合においても排出口の水質が自然由来の環境レベル（バックグラウンド濃度）まで良化している際には、必ずしも水質管理目標を排水基準と同等に設定する必要はないとも考えられる。

リスクコミュニケーション等によって周辺住民の理解を得ることが前提になるが、「原水水質が良化傾向にあり、排水基準を超過する頻度が格段に減少している」、「周辺水域で確認される自然由来の環境レベルを下回っている」、「公共用水域へ放流後の自然浄化機能が十分に期待され利水点の水質が環境基準を満足している」等、一定の条件を満足する場合には水質管理目標を緩和して運用することにより、坑廃水処理事業そのものを終結させることも検討する。」

229

表 3-1. 鉱山の 3 類型 5 タイプ

類型	タイプ	基本的考え方
I. 発生源対策 ⇒自然回帰	① 発生源対策の実施によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山	予算や工期の制約から工事が長期に及ぶことが多いが、関係者間で合意した目標（仕上がりイメージ）を常に意識し、費用対効果を検証しつつ工事を完工（状況によっては事業の中止／中断を適時に決断）。
II. 坑廃水処理 ⇒自然回帰	② 水質管理目標の弾力的運用によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山	原水水質が周辺水域の環境レベルを下回る程に良好しており、住民の理解が得られる場合は、坑廃水処理の終結について検討。
	③ 新技術の導入によって坑廃水の無処理放流を目指すべき鉱山	パッシブトリートメントなどの導入によって②と同様の効果が得られた場合は、機械設備や薬剤等を使用した人為的処理の終結について検討。
III. 坑廃水処理 ⇒継続	④ 設備更新、新技術の導入等によって坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山	原水の量や水質から永続的に処理が必要な鉱山については老朽施設の更新等の時期を失することなく行い、処理コストの極小化を完了。
	⑤ リサイクル・再生可能エネルギー導入等によって自立化を目指すべき鉱山	中和殿物の再資源化、小水力や太陽光発電等の再生可能エネルギー導入による坑廃水処理の経済的自立化についても将来的には指向。
	※その他坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山	追加の発生源対策や鉱山の特性を活かしたコスト低減策の採否について、費用対効果の観点から許容される範囲内で再検討。

230 （平成 24 年 11 月 15 日中央鉱山保安協議会資料より作成）

231

232 3.1.2. 特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に係る答申

233 中央鉱山保安協議会が作成した特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に
 234 係る答申⁵⁾では、第 5 次基本方針策定に向けた方向性が整理されており、その中で、義務者
 235 不存在鉱山における水質管理目標の弾力的運用として、以下の判断基準が例として示され
 236 ている。これらの判断基準は利水点等管理にも援用可能である。

237 「坑廃水処理の終了に向けた地元理解を得るため、下流の利水点等の環境基準等を満足で
 238 きる鉱山では、下流影響度に関するデータの把握・蓄積を行い、データ解析等の検討を実施
 239 する。また、バックグラウンドの自然汚染を踏まえた坑廃水処理の処理レベルのあり方につ
 240 いても検討が必要である。なお、義務者不存在鉱山における坑廃水処理実施の判断基準の目
 241 安の一例は下記の通りである（以下は、中央鉱山保安協議会（2012）⁵⁾より引用）。

242 <坑廃水処理実施の判断基準例>

- 243 (i) 下流の利水点等で、環境基準を超過する場合は坑廃水処理が必要。
 244 (ii) 環境基準を満足するが、原水中に水質管理目標を超える有害物質を含む場合は、原
 245 則処理が必要。
 246 (iii) 環境基準を満足し、原水中に水質管理目標を超える有害物質を含まない場合は、無
 247 処理放流を検討。

- (iv) 上記 (iii) のうち、農業用水基準を満足していない時期がある場合は、農閑期の無処理放流を検討。

3.1.3. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方

松田・岩崎（2019）¹⁾では、休廃止鉱山における利水点等管理の適用について環境影響調査の観点から検討する中で、必要となる環境影響調査について利水点や懸念事項等の整理から以下のように整理している。

- (i) 利水点等を列挙し、それらにおける水の利用方法等を踏まえ、懸念事項（リスク学でいう評価エンドポイント）を抽出する。懸念事項には公衆衛生学的、生態学的、社会学的な懸念がある。
- (ii) 水質調査を行い、通年の重金属濃度等を調査する。利水点等が河川以外（例えば当該河川の影響を受ける地下水）の場合にも、その利水先等においてその有害性を評価するために必要な水質調査を行う。
- (iii) それらに基づき、懸念事項が実際に発生するリスクを予測する。
- (iv) 現在実施している坑廃水処理を続けた場合、別の処理方法に変えた場合、無処理の場合にリスクがどう変化するかを予測する。さらに、その際の経済的負担、能力開発的注意点を検討する。
- (v) これらを住民等の関係者と議論するために、例えば、環境省の環境影響評価法に基づく手続きに沿った合意形成を進めることが考えられる。具体的には、水質等の調査を始める前に、調査の内容や実施場所、期間、実施主体を「方法書」として提案し、意見を募る。その意見を踏まえて方法を改良し、その方法に沿って調査・予測、評価、影響分析を進める。その結果及び処理方法の選択について、関係者に「準備書」として提示し、無処理を含む処理方法の選択を関係者と議論する。合意のため、必要な場合は追加の調査や予測を行う。
- (vi) 議論を踏まえて最終的な処理方法と予測を「評価書」として提示し、新たな処理方法を決める。
- (vii) 評価書確定後から新たな処理を開始後にも当面の間は水質等の事後調査を行い、予測との整合性を検証する。大きな齟齬が生じた場合は善後策を検討し、齟齬が重大な場合には処理方法の再検討を行う。齟齬が生じた場合には、善後策や再検討を行う必要性を評価書段階である程度決めておく。本項での齟齬は、リスクが予測より大きい場合も小さい場合も含まれる。

3.2. オーストラリア・ニュージーランドの水質管理フレームワーク

オーストラリア及びニュージーランドでは、淡水と海水の水質のためのガイドライン（Guidelines for Fresh and Marine Water Quality：https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines）を作成しており、その中で下表に示すような 10 ステップの水質管理フレームワーク（Water

Quality Management Framework ; <https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/framework>) が提示されている (表 3-2)。この 10 のステップの中でキーとなるコンセプトは、ステークホルダーの関与、地域状況を考慮した水質目標値の設定、環境以外に文化的、社会的、経済的な要素の考慮等が挙げられる。また、当該水質管理ガイドラインでは、排水口での管理ではなく、下流地点における水質等の目標値での管理であり、利水点等管理に近い概念である。

表 3-2. 水質管理フレームワークのための 10 のステップ

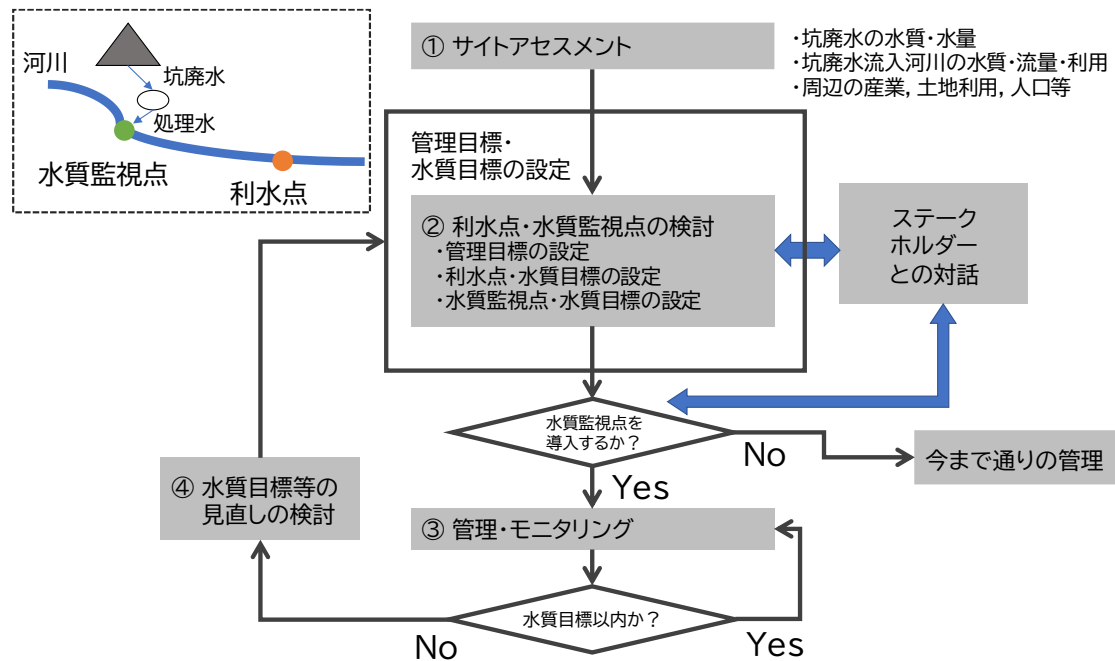
ステップ	キーとなるコンセプト
ステップ 1 -現状の理解	- 概念モデル - モニタリング-プログラムの目標を設定する - ステークホルダーの関与
ステップ 2 -地域社会の価値と管理目標の定義	- 地域社会の価値 - 保護レベル - 管理目標 - ステークホルダーの関与
ステップ 3 -関連する指標の定義	- 指標の選択 - モニタリング—研究デザイン - モニタリング—フィールドサンプリング - モニタリング—実験室分析 - 証拠の重み (Weight of evidence の日本語訳)
ステップ 4 -水質/底質ガイドライン値の決定	- ガイドライン値 - モニタリング—ストレス要因のデータ分析 - モニタリング—生態系レセプターのデータ分析
ステップ 5 -水質/底質の目標値の定義する	水質目標値
ステップ 6 -水質/底質の目標が満たされているかどうかの評価	- モニタリング-導出及び評価 - モニタリング—生態系レセプターに関する考慮事項 - モニタリング-変化の評価 - 証拠の重み
ステップ 7 -追加指標の検討、水質/底質の目標値の修正	- モニタリング - 証拠の重み付け
ステップ 8 -代替管理戦略の検討	- モニタリング - 予測モデル - 文化、経済、社会、環境的側面考慮 - ステークホルダーの関与
ステップ 9 -水質/底質の目標値が達成可能かの評価	ステークホルダーの関与
ステップ 10 -合意された管理戦略の実施	- 順応的管理 - モニタリング-報告 - モニタリング - ステークホルダーの関与

<https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines/framework> より作成

第4章. 利水点等管理の適用フレームワーク

4.1. 適用フレームワーク

利水点等管理の適用フレームワークを図 4-1 に示す。フレームワークは①サイトアセスメント、②利水点・水質監視点の検討、③管理・モニタリング、④管理基準等の見直しの検討、から構成される。



4.2. サイトアセスメント

サイトアセスメントでは、利水点等管理の検討を進める上で必要となる基本的な情報を収集する。具体的には、坑廃水の水質や水量、坑廃水が流入する河川の水質や水量、利水状況、また周辺の産業や土地利用等の情報を整理して（詳しくは、表 4-1 参照）、当該鉱山の情報整理を行う。

表 4-1. 利水点等管理の検討において必要な情報

情報	具体的な内容	活用方法
坑廃水の水質・水量	・坑廃水（原水及び処理水）の水質・水量について 10～20 年分のデータ	・坑廃水の経年変化状況 ・利水点や水質監視点における対象物質の選出や濃度推計
坑廃水が流入する河川の水質や水量	・坑廃水が流入する河川の上流側、下流側の流量や濃度 ・当該河川に環境基準点があれば、当該地点における対象物質濃度	・利水点管理が想定される河川の状況把握。
利水状況	・水道水源の有無 ・工業用水の有無 ・農業用水の有無 ・水産用水の有無 ・発電用水の有無 ・漁業者の有無 ・遊漁の有無	・利水点の位置の検討 ・利水点等管理におけるステークホルダーの検討
周辺の産業・土地利用等の情報	・主要産業の情報の整理	・利水点等管理におけるステークホルダーの検討
周辺自治体・住民との対話状況	・これまでの自治体・住民との対話状況の整理 ・過去の鉱害の有無	・これまでのステークホルダーとの対話状況の把握
その他	・下流河川での生態影響調査結果 ・長期的な坑廃水濃度予測	

4.3. 利水点・水質監視点の検討

②利水点・水質監視点の検討やその導入の判断においては、ステークホルダーとの対話、合意形成が必要である。本節では、本フレームワークで最も重要となる②利水点・水質監視点の検討の手順案を紹介する。

利水点・水質監視点の検討は以下の (a) ～ (d) の手順で行う。なお、以下、利水点及び利水点等を区別せずに、利水点と呼ぶ。

(a) 利水点等管理の守るべき対象を決める

管理目的の設定は、利水点等管理を進める上で最も重要なステップの1つである。サイトアセスメントで収集した情報をもとに、当該鉱山周辺の状況を鑑みて、利水点等管理で守るべき対象（例：人、生態系、農作物、魚等）を決定する。以下の項目も同様ではあるが、目適を決める際に必要となる利水点等管理における懸念材料の抽出という意味でもステークホルダーとの対話や当該議論への参画が重要である。

(b) 利水点の地点設定

「(a) 利水点等管理の目標設定」で設定した管理目標をもとに、守るべき対象への影響が把握できる場所を設定し、利水点とする。利水点が一定の範囲となる場合も（すなわち、水生生物の生息地を含む利水点等の場合も）、坑廃水の影響が把握できる代表地点を選出する（例えば、該当する範囲の最上流地点など）。

(c) 利水点-水質目標値の設定

以下の条件に合致する利水点における水質目標値の設定を行う。

- ・ 利水がある場合は、利水目的に対する基準の適用を検討する（たとえば亜鉛の場合には、水道水質基準や農業用水基準がある；表 4-2）。
- ・ 利水目的が明確でない場合でも、何らかの指標を設ける。
- ・ 対象河川流域の地質等の影響でバックグラウンド濃度が高く（あるいは坑廃水以外の寄与が大きく）、利水点で環境基準を上回る場合には、そのような影響を考慮した上で坑廃水の影響を評価するためにバックグラウンド等を考慮した独自の「利水点-水質目標値」を設定することも考えられる。また、『休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス』（以下「生態影響評価ガイダンス」）に詳述したとおり、必ずしも水質環境基準を満たしていなくても、生態系への影響が軽微であることも考えられる。逆に、個々の金属について環境濃度が満たされていても、それらの複合影響が無視できない場合も考えられる。

表 4-2. 水質目標値として参照する基準の例（亜鉛の場合）

基準	基準値
水道水質基準	1 mg/L 以下
農業（水稻）用水基準	0.5 mg/L 以下
水質環境基準（淡水域）	0.03 mg/L 以下

(d) 水質監視点の地点設定

「(b) 利水点の地点設定」で設定した利水点よりも上流側に位置し、坑廃水の影響が把握可能であり、利水点への影響も把握可能な地点を選定する。例えば、坑廃水放流地点と利水点の間に工場や下水処理場等の人為的排出源が存在する場合は、その影響がない利水点の上流地点や坑廃水処理施設の放流水が河川等に合流した直後の地点を水質監視点とすること、さらには公共用水域へ排出する地点そのものを水質監視点（すなわち放流水の水質を監視すること）として、排水基準ではなく水質管理目標値で管理することも考えられる。また、水質等のモニタリングを実施する上で、できるだけ年間を通して採水等が安全に実施できる場所を選出することが望ましい。

大雨等の異常気象や冬季の積雪等により最も適切な水質監視点が一時的にアクセス困難になる場合等に備えて、アクセスが良い水質監視点を別にもう 1 地点設定することも考えられる。

(e) 水質監視点-水質目標値の設定

利水点における水質目標値を達成するために、必要となる水質監視点における水質目標値を設定する。この水質監視点における水質目標値は、水質監視点と利水点の金属濃度の関係や両地点の流量及び金属濃度があれば、算定することが可能である。計算例を付録 1 に掲載する（付録 1 は来年度検討）。

これらの測定データがない場合は、利水点-水質目標値を水質監視点-水質目標値に援用する方法、もしくは年に複数回水質及び流量調査を実施して、これらの知見を蓄積して評価する方法がある。水質や流量調査の詳細については、独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構が作成している『坑廃水の調査の解説書（水系調査編）』⁶⁾や『生態影響評価ガイドンス』の水質調査の章も参照されたい。

また、坑廃水の公共用水域へ排出する地点が水質監視点とする場合も、坑廃水の流量及び金属濃度から、利水点における水質目標値を達成するために達成が必要となる坑廃水-水質目標値も算定することも可能である。

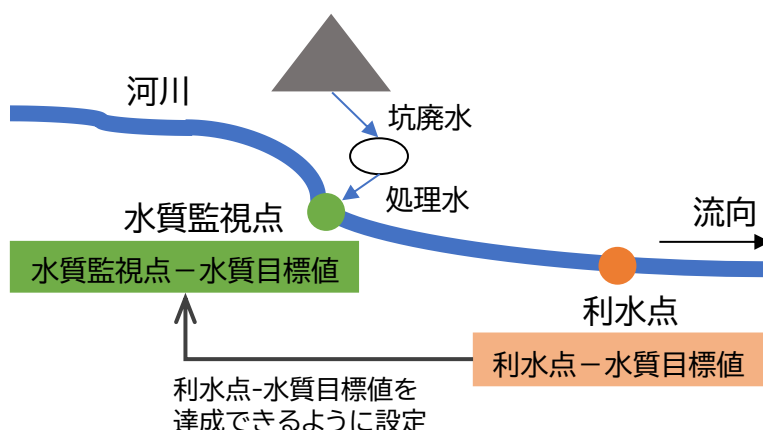


図 4-2. 利水点及び水質監視点と水質監視点における水質目標値の設定

(f) ステークホルダーとの対話

(a)～(e)の意思決定のプロセスにおいては、関係する自治体、利水者や住民、経済産業省産業保安監督部等の利害関係者への説明および対話を実施して、必要に応じて追加の調査や管理基準の変更等の対応を取ることにする。特に休廃止鉱山の坑廃水処理については、長い歴史があることから、科学的な根拠だけでなく、地域の要望、不安をしっかりと把握し、合意形成を図っていく必要がある。

4.4. 管理・モニタリング及び水質目標等の見直し

②の「利水点・水質監視点の検討」で設定した水質監視点において、金属濃度等の水質のモニタリングを実施する。水質監視点での水質モニタリングは、少なくとも開始後の1～2年は1ヶ月～2ヶ月に1回以上実施し、季節変動を把握することを推奨する（本ケースは、利水点等管理の導入前後において坑廃水処理の方法等に変化がある場合も含む）。その後、水質監視点における水質の変動が十分に把握でき、水質監視点-水質目標値を問題なく達成する場合は、年に3～4回程度の頻度で良い。

また、利水点等管理の導入前後において坑廃水処理の方法等に変化がない場合でかつ利水点等管理の開始前に上記と同等の頻度で水質監視点における水質モニタリングが実施されている場合には、水質監視点-水質目標値の達成状況を確認し、問題ない場合には利水点等管理開始時点から年に3～4回程度の頻度でよい。

利水点においても、水質モニタリングを年に3～4回程度は実施し、利水点-水質目標値を達成できているかを確認する。これらの結果から、達成が難しい場合は、管理方法や水質目標値の見直す必要がある。

また、坑廃水（原水または処理水）が流入する河川において、水産資源への影響が危惧されるなどの理由により、サイトアセスメント時に生態影響評価が実施された鉱山またはその必要性が求められた鉱山においては、水質監視点における水質のモニタリングだけでな

く、生態影響評価ガイダンスに基づく水質調査や水生生物調査を定期的にも実施することも考えられる。例えば、サイトアセスメント時に実施した調査結果から、坑廃水（原水または処理水）による生態影響が懸念されないことが確認されていれば、3～5 年に 1 度程度、水質調査による評価を実施し、さらに必要があれば水生生物調査を実施することが考えられる。この際、水質監視点等における水質のモニタリング結果を用いて、生態影響評価を実施することも可能である。

第5章. 利水点等管理に関連する事例及びその考え方の適用が推奨される状況

5.1. 利水点等管理に関連する過去の事例

(1) A 鉱山

無処理放流までの経緯として、産業保安監督部が地元の都道府県及び市に無処理放流試験について提案し、モニタリング試験を実施した。モニタリング試験方法としては、中和処理と無処理放流を繰り返し実施し、排水直下の地点及び利水地点での水質分析を3年間実施した。その結果、排水直下の地点では pH は基準値超過であるが、利水地点では環境基準値内であったため、無処理放流の実施となった。また、無処理放流実施に伴い、事業者は排水排出状況の管理を継続し、鉱害防止対策が必要となった場合には必要な措置を行うといった内容の協定を産業保安監督部と取り交わしている。なお、本事例は義務者存在の鉱山である。

(2) B 鉱山

無処理放流までの経緯として、義務者不存在鉱山へは鉱山保安法の規制が適用されないことを踏まえ、都道府県は産業保安監督部に相談の上、平成 13 年から平成 15 年までの3年間の水質モニタリングを実施し、利水点での環境基準値を満たしていたため、無処理放流を決定した。また、鉱害防止対策工事による環境への影響確認のためではあったが、平成 14 年から平成 30 年まで年 2 回のモニタリングを実施していた。現在は土地改良区や水利組合が独自で管理している状況である。

(3) 和賀川の清流を守る会の休廃止鉱山での水質調査

北上川の支川である和賀川上流には、多くの休廃止鉱山が存在し、それらの休廃止鉱山の水質監視を主要な活動の 1 つとして、和賀川の清流を守る会は 1972 年に多様な利害関係者によって結成された。和賀川の清流を守る会発足時から河川での水質調査を実施し、1976 年からは鉱山での水質調査を開始し、それらの測定結果を会報「清流」の中で報告している。下流河川の水質調査地点における環境基準の達成を確認した上で、排水基準を超過した場合も含むすべての測定結果が、会報で公開されている（詳しくは、柴田ら（2020）³⁾を参照）。これらの活動は、水質監視点を公共用水域へ排出する地点として、利水点等管理を実質的に実践している例とも解釈できる。

5.2. 利水点等管理の考え方の適用が推奨される状況

2.2 節で説明した条件以外でも、以下のような条件で、利水点等管理の適用が推奨される状況が考えられる。

A) 排水基準強化時における対応

将来、任意の金属元素等に対して水質環境基準が設定された場合に、新たに排水基準が設定されたり、強化されたりされる可能性がある。例えば、亜鉛の場合は、水生生物の保全に係る水質環境基準が全亜鉛に対して 2003 年に設定され、その維持達成を図るために、一律排水基準が 5 mg/L から 2 mg/L に強化された（金属鉱業については、2021 年 1 月現在、暫定基準 5 mg/L が適用されている）。この亜鉛を例にすると、利水点等において、亜鉛の水質環境基準が満たされている場合や、生態影響評価における水生生物調査等から生態影響の懸念がないことが確認されている場合は、坑廃水処理方法の変更等を行って排水基準を満たす必要は必ずしもないと考えられる。したがって、このような場合に利水点等管理の考え方を適用すれば、より実態に即した合理的な管理が実施できる。

B) 冬季のモニタリングポイントの変更

積雪時や豪雨等で坑廃水処理施設付近への移動に困難が伴う場合に、利水点等管理において設定される水質監視点のような地点を設定し、その地点の水質をモニタリングすることで、坑廃水の影響を評価することも可能である。実際に、冬季に坑廃水処理施設への移動が困難な場合や積雪によって放流水が採取できない場合において、坑廃水処理水が流入する下流に地点を設定し、水質監視を行っている事例もある。

C) 坑廃水処理施設の更新やパッシブトリートメント導入検討時

坑廃水処理施設の更新時やパッシブトリートメントの導入検討時において、利水点管理の概念と合わせることで、より柔軟な坑廃水管理の導入が可能となる。例えば、パッシブトリートメント導入時においては、処理能力は流量や気温等も含めて様々な条件に左右される。常時、坑廃水処理において排水基準適合を目指した場合、設計においては安全側の設計とした場合、膨大な面積が必要になり、結果として導入できないケースも考えられる。このような場合、利水点管理の概念と組合せることで、坑廃水出口における排水基準管理ではなく、利水点-水質目標値の管理の導入により、より柔軟な施設/設備設計が可能となる。

引用文献

- 1) 松田裕之, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山における環境影響調査のあり方. 環境資源工学 66, 66-69.
- 2) 保高徹生, 岩崎雄一, 2019. 休廃止鉱山におけるグリーンレメディエーション. 環境資源工学 66, 62-65.
- 3) 柴田由紀枝, 岩崎雄一, 竹村紫苑, 保高徹生, 高橋徹, 松田裕之, 2020. 「和賀川の清流を守る会」会報のテキスト分析: 休廃止鉱山での水質モニタリングと会報における関連話題の長期的な変遷. 水環境学会誌 43, ###-###.
- 4) 休廃止鉱山鉱害防止対策研究会, 2010. 休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性－国民経済的負担の軽減を目指して－(中間報告), <http://www.meti.go.jp/shingikai/hoankyogikai/pdf/g100614e05j.pdf>.
- 5) 中央鉱山保安協議会, 2012. 特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針に係る答申, https://www.meti.go.jp/shingikai/hoankyogikai/pdf/020_03_03.pdf.
- 6) JOGMEC, 2017. 坑廃水の調査の解説書 水系調査編. https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/kaisetsu/kaisetu-2.pdf.

490

491 本ガイダンスに関する問い合わせ先

492 経済産業省 産業保安グループ 鉱山・火薬類監理官付

493 〒100-8912 東京都千代田区霞が関1丁目3番1号

494 TEL：03-3501-1870

495

496 (本ガイダンスに関する技術的なサポート)

497 産業技術総合研究所 地質調査総合センター 地圏資源環境研究部門 保高徹生

498 エネルギー・環境領域 安全科学研究部門 岩崎雄一

499 メールアドレス：M-ToiawaseMineAist-ml@aist.go.jp

500

付録 2.3.1-2

休廃止鉱山における坑廃水の
利水点等管理ガイダンス（案）に対する
コメントと対応

「利水点等管理ガイダンス案への コメント」

ページ-行	コメント	対応(案)
表紙	ガイダンス名の英訳は、Protection ofを省いてGuidance for Mine Drainage Management for Downstream Water Useではいかが？直訳は「下流の利水のための坑廃水管理指南」。保護という用語は特に要らないのではないかな。いずれにしても、Nativeの専門家にも意見を聞いたほうが良い。	修正しました。
1-47	「放流口での」は水質汚濁防止法的な表現を利用して、「排出口での」の方が良いのではないかな。または、「公共用水域へ排出する地点での」。	公共用水域へ排出する地点、荷変更しました。
5-116	「一般的に酸性を示し複数の金属を比較的高い濃度で含有していることが多い。」から大抵の場合の坑廃水は酸性の水とわれてしまいます。酸性の水かどうかは、地質、集積場の堆積物や集積場の構造によるものと考えます。集積場の閉鎖工法次第では、集積物の影響を受けないため酸性廃水でない山もあります。 また水質は自然由来の水質に近づいている(良化)鉱山も多いです。坑廃水イコール悪い水という印象を持たせてしまいます恐れがあります。坑廃水の中には排水基準を満足しているところもあります。	「の水質は多種多様であり、一部では酸性を示し、また複数の金属を比較的高い濃度で含有していることがある。」と修正しました。
5-131	「下流の利水点や環境基準点等で環境基準等を満足できる義務者不存在鉱山では」とあるが、このガイダンス案は義務者不存在鉱山が対象、という理解で良いかな？	現時点では、義務者不存在が対象であるという認識である。
5	和賀川の水質モニタリング(p18 428～の事例も同様)にかかる経費は、国からの補助金の対象になっているのか？ 【補足】モニタリングが補助対象になるかどうか、利水点等管理の導入検討に大きく影響するケースもあると思われるため。	和賀川の事例は確認する。 また、モニタリングについては補助対象になると思慮するが、確認して回答する。

ページ-行	コメント	対応(案)
6-149	「鉱山管理者等」とは誰(どういう機関)を指すのか？	ここでは、自治体や監督部等をイメージしているので、「坑廃水管理に関わる関係者」としました。
7-154	利水点等管理の定義として「下流の利水点や環境基準点等で環境基準等を満足できる鉱山において」と定義されているが、環境基準等を満足していない(義務者不存在)鉱山は、本ガイダンスの対象外という理解で良いか(環境基準等を満足していない場合でも、このガイダンス案の考え方を準用できる場合もあるかもしれないので、そういった記述も必要ではないか)。 また、同じ河川で上流から下流までの間に何カ所か環境基準点が存在する場合もあるが、その場合の考え方は？	環境基準を超えていても対象となることもあるので、「当該地域が設定した管理目標(環境基準の場合もあれば、地域ごとの設定する場合もある)」との表現に修正しました。
7-167	「水生生物等の生息地(すなわち、点ではなく範囲)も含まれるため1)、このような生息地を含めて「利水点等」と呼ぶ」ということは、水生生物の生息地が点でなく河川という範囲ともとれるため、これまで通りの放流口での管理という見解の人が出てくるような気がします。	委員等会で審議を頂きたいが、当該部分が誤解を生むのであれば、削除を考える。
7-177	「その管理者」とは鉱山管理者のことだと思うが、具体的に、どの機関を指すのか？そもそも義務者不存在鉱山に義務者は存在しないので、鉱山管理者と一言で括することはできないのではないかと考えるが如何か。	記載方法について、事務局で検討する。
7-182	利害関係者の合意というのは利水点管理をする上で大きな課題と言えると思うが、どのように合意を得るのかという記述はないのか。特に周辺住民への説明においては誰が責任を追うのかなどの整理も必要。	ご指摘の通り重要な部分である。合意形成の方法はケースバイケースであり、様々な方法がある。6.1.利水点等管理に関連する過去の事例等を参照していただくとともに、来年度に詳しい内容を追加することを検討する。 また、説明については基本的に監督部もしくは自治体の実施するものと思慮するが、事務局で記載方法を検討する。
7-183	「管理主体(主に市町村)」、「管理者(委託先がある場合)」という表現は、上記の「鉱山管理者」とも相まって、非常にわかりにくい。	利害関係者とは、地元自治体、管理者、利水者、周辺住民、産業保安監督部等、と整理した。

ページ-行	コメント	対応(案)
8、10	「周辺住民」という表現では住民の範囲がわからないと思われます。 「周辺」を「坑口、集積場周辺でなく、利水までと考える人」や「河川水を飲料水や田畑に使用している場合、市民と」取る人もいると思われます。 また10ページでは「地元」という表現になっていますが、「地元」と「周辺住民」との使い分け(定義)はどの様になっているのでしょうか？	地元住民は、周辺住民に統一しました。どの範囲をステークホルダーとするかは、当該地域の状況によって大きく変化するため、細かく明示はしていませんが、来年度の検討課題とさせていただきます。
8表3-1	表3-1の1行目の「原水」で「排水基準値超過」、「利水点等」で「環境基準値超過」している場合は、「利水点等管理が適用可能な鉱山」の表にはふさわしくないと 思われます。188の文章中からもふさわしくないと思われます。	3.2の最初の文書に修正をして、この場合でも適用可能性を残しました。
8-188	「環境基準を適合」は「環境基準に適合」の誤りではないでしょうか。	ありがとうございます。修正しました。
8-191	表3-1における坑廃水(原水)の定義は何か。また、排水基準適合というのはどこまで適合していればよいのか。(過去一度でも超過してはいけないのかなど)	坑廃水(原水)は、処理前の坑廃水です。基準適合は、処理前の坑廃水が基準に適合している状態で、対策が不要な状態を想定しています。
9-210	P19にパッシブ導入時の検討について記載があるが、(ii)が利水点管理に該当する というここでの記述と矛盾するのではないか。	これは、平成22年 休廃止鉱山鉱害防止事業での記載であり、今回は、iiとiiiのミックスも想定しています。
10-248	記載の坑廃水処理実施の判断基準例によると原水に水質管理目標を超える有害物質を 含まない場合のみが無処理放流の対象とされており、(水質管理目標の定義が明確になっ ていないが、排出基準だとすると)殆どの鉱山の原水には何かしらの有害物質(重金属) が基準値を超えており、無処理放流の検討の対象となる鉱山が狭く絞られ過ぎると感 じる。これは、経産省の参考文例であるとするなら、その辺りの補足説明が必要と感 じる。	この部分については、過去の検討内容であるが、誤解を招く可能性がある ので、補足説明を経済産業省と検討する。
13-図5-1	図5-1のフローで水質目標を超過した場合に④で水質目標等の見直しとなっ ているが、p.19,444での「排水基準強化時における対応の考え方」では見直しを必 要としない場合もあることが述べられているので、④から②を経ずに③へ移行す るフローも加えた方がよいのではないか？各フレームの担当機関を明記して いただきたい〔実施主体はどこ？ どの機関(本省若しくは監督部なのか？)が目 標値を決めるのか？YES、NOの判断は誰が行うのか？など〕	④に移行した場合には、一度、全体を再検討するということも含めて、②に移動する前提としていますので、ご理解をいただきたい。 だれが、意思決定を行うかは、経済産業省と検討する。

ページ-行	コメント	対応(案)
13 表5-1	図5-1と同様、活用方法の右側に1列増やして、実施主体を記載していただきたい。	実施主体は利水点管理を行いたい機関であるが、
15	「人健康」は「人の健康」又は単に「人」としてはいかがでしょうか。	修正しました。
15	「目標」の意味が不明確。この時点で定めるのは守るべき対象(「目的」のほうがよい)であって、その目的を達成するために必要な濃度目標ではない。それは(c)で決める	修正しました。
15-340	もう少し事例研究を踏まえたものにしたい。たとえば (1)守るべき対象が不明確な場合というのはどんな例があるのか。論理的には対策皆無でよいのだが、おそらくそうはいかない。(2)物質ごとの基準は満たすがハザード和が1を超える場合にどうするかが書いていない。実際にどんな場合があるかを想定して、適切な表現を加筆すべき。(3)これは生態影響ガイダンスマターだったかもしれないが、たとえばpHとのかねあいで何か問題がある場合はないのか	来年度、追記を検討したい。
15-344	目的が明確でない場合に環境基準が基本とする必要はない。それでは、利水管理が明確な場合より厳しくなりかねない。しかし、一定の歯止めが必要だろう。想定される事例から適切な表現を考えたい	来年度、追記を検討したい。
15-348	表5-2をみると生態影響が懸念されるときには水質環境基準をみたすことが前提のように読み取れる。以下を加筆すべきである。＜また、『休廃止鉱山の坑廃水が流入する河川における生態影響評価ガイダンス』(以下「生態影響評価ガイダンス」)に詳述したとおり、必ずしも水質環境基準を満たしていなくても、生態系への影響が軽微であることも考えられる。逆に、個々の金属について環境濃度基準が満たされていても、それらの複合影響が無視できない場合も考えられる。＞	追記しました。 ありがとうございます。
15-352-370	「放流口そのものを水質監視点とすること」とあるが、ここだけを読むと従来の放流口管理と変わらないのではないかという印象を与える。水質目標値が、水質監視点と利水点の流量と金属の濃度から算出される計算値で規定されることをわかり易く示す必要があると考える。(計算例を付録として掲載するだけでなく、本文中にももう少し詳しい説明があった方が良いのではないか。)	以下のように修正をしました。さらには公共用水域へ排出する地点そのものを水質監視点(すなわち放流水の水質を監視すること)として、排水基準ではなく水質管理目標値で管理すること

ページ-行	コメント	対応(案)
16	「水質監視点と利水点の金属濃度の関係や両地点の流量及び金属濃度があれば、算定することが可能である。計算例を付録 1に掲載する」とありますが、Znのように溶解性のものが主であれば大方傾向はつかめるかもしれませんが、Cu、Feといった中性で沈降するものはそれらの影響を加味する必要があるので単純な計算では求めがたいのではないのでしょうか。	ご指摘の通り、計算はできませんが、基本的に沈降する物質については、溶解性の物質と比較して下流側の濃度が下がることから、本計算で求めた値は安全側の設定になると考えられます。
16-376	利害関係者への説明、管理基準の変更対応ならびに地元の合意形成は、どの機関が行うのか？	事務局の経験では、事業実施者や自治体担当者であることが多いのですが、委員会でのご意見を頂ければと思います。
17-383	管理・モニタリングする成分による管理も必要ではないか。例としては、人の健康の保護に関する環境基準の成分とその他の成分による管理の差を設けてはどうか。	次年度の検討課題とさせていただきます。
17-383	利水点管理導入後の水質モニタリングはどこが主体となって行うのか。利水点管理を導入するとなると坑廃水処理をしないこととなり、都道府県は国から補助を受けられなくなる。そうなれば都道府県も予算措置をすることが難しくなり休廃止鉱山の管理からは離れることとなる。地元市町村においても現状で費用負担をしておらず、新たに費用を負担して管理をすることは難しい。そうなると国が主体となって管理をするべきであるがそのような話は進んでいるのか。 後述のS4鉱山のように保安監督部との協定を結ぶことができれば都道府県での管理も可能かと思うが、現状では制度化はされていないため、まずはそういった管理主体や制度の整理を行うべき。また、そのような整理ができなければこのガイダンスを用いて利水点管理を導入することは難しい。	次年度の検討課題とさせていただきます。
17-388	「利水点等管理の導入前後において抗廃水処理の方法に変化がなく」とあるが、不変であるとするならば、抗廃水処理を行うものと見える。そうであれば、9ページ、10ページにおいて、利水点等管理に該当するタイプとして、「抗廃水の無処理放流を目指す」としている部分と矛盾すると考えるが如何か。	このポイントはモニタリングの頻度についてのみの議論であるので、坑廃水処理の方法に変化がある場合は、そのタイミングで頻度を増やす等の対応が必要です。その点、追記しました。
17-410	S4鉱山の事例について、「義務者存在鉱山」の事例かと思います。「義務者存在鉱山」でも事例があるということを示すため、その旨明記して頂きたい。	追記しました。
17-411	「保安監督部が都道府県及び市に無処理放流試験について提案」とあるが、国が主体的に実施したのか？また、18ページ416に「事業者」とあるが、この事例は義務者存在鉱山における事例という理解で良いか？	・主体的に実施したかは、先の文面のとおりです。 ・義務者存在鉱山です。

ページ-行	コメント	対応(案)
18-416	ここでいう「事業者」とは「自治体」でしょうか？	事業者です。
18-420	この鉱山の情報がもう少し必要かと思えます ・中和処理実施中から利水点管理に移行したのか、どうか ・工事の効果を確認している間のモニタリングは、鉱害防止の予算で実施していたのか？	後日、確認して追記します。
18-426	「現在は～であった。」では、現在も継続しているかどうか不明確ですので、明確な表現としてください	修正しました。
18-441	「6.2.利水点管理の考え方の適用が推奨される状況」ですが、事例として「すでに坑廃水の濃度が、pHのみ基準値超過、生活環境項目のみわずかに基準値超過など影響が低い場合に、処理を止めて卒業させる」場合も加えた方が良い。	委員会で意見をいただきたいと思います。
19-452	休廃止鉱山の中には所在地によって、冬季に坑廃水処理作業が困難な個所が多く存在する。(積雪等)そのような個所は、作業者の亜鉛全も考慮し冬季間は利水点による管理を推進すべきである。(理由:冬期間は農業、特に稲作などの農業用水の使用量が減少している。)	まさにBの事例と書かせて頂きました。
19-459	「坑廃水処理施設の更新やパッシブトリートメント導入時」は、書かれていることがパッシブトリートメントの導入検討時のことで、「坑廃水処理施設の更新」を外して「パッシブトリートメントの導入時」とした方が良いのではないか。	従来型の坑廃水処理施設の更新であっても利水点管理の導入はありうるので、そのままとしております。
19-459	利水点管理とは直接関係ないのかもしれないが、そもそもパッシブトリートメントとは坑廃水処理にあたるのかあたらないのかという点の整理が必要。先に述べたとおり、坑廃水処理にあたらないければパッシブ＋利水点管理では補助対象とはならず、都道府県が管理をすることが難しくなる。 また先述の、原水がどこになるかということにも関わってくるかと思う。	検討して、後日、回答します。
19-466	利水点管理自体が柔軟な水質管理であり「より柔軟な水質管理が必要となる」ではなく「より柔軟な施設/設備設計が可能となる」とした方が良いのではないか。	修正しました。
全般	文章中で「義務者不存在鉱山」と多くの箇所で表記しているが、引用した資料である「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針(平成25年)」、「休廃止鉱山鉱害防止事業の新たな方向性」においては、「義務者不存在」と限定していないことから記載を「鉱山」等に修正して頂きたい。その他の語句の修正含めWordファイル(添付②)に案を記載したのでそちらを参照願います。本ガイダンスのタイトルが「休廃止鉱山」であるので検討内容も上記の考え方で統一をお願いしたい。	こちらについては、義務者不存在に限定しているとの見解でしたので、そのままとさせていただいております。

ページ-行	コメント	対応(案)
	上記に記載したとおり、各プロセスの中心(決定)機関が明らかでない。責任の所在を明確にしていきたい。	次年度の検討課題とさせていただきます。
	おそらく、今後想定される6次計画を見据えて、このガイダンスを発行すると考えるが、少なくとも発行前に「10年後の姿はこうあるべき(こうしたい)」という国のビジョンを明らかにしたうえで、取り進めたほうが良いのでは？	
	・それぞれの利害関係者にとって利水点管理を導入するメリット、デメリットは何になるのか。例えば周辺住民にとってはこれまでの水質管理から基準を下げることになり、水質汚染のリスクが高まりデメリットしかないのではないか。地元市町村においてもこれまで費用負担があるわけではないのでメリットは少ないのではないか。 それぞれの利害関係者にとってメリットがデメリットを上回らなければ利水点管理導入の合意にはいたらないと思うので、まずはメリットとデメリットの整理が必要とを感じる。	市町村においては、人員の高齢化等の課題があると聞いておりますが、次年度の検討課題とさせていただきます。