令和３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）の調査研究等事業）

報告書

令和４年３月

独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構

目次

1. 事業概要 1
1.1. 事業背景と目的 1
1.2. 実施概要 1
1.2.1. グリーン・レメディエーション（元山回帰）の研究課題 1
1.2.2. 第 6 次基本方針策定の方向性の検討 2
1.2.3. 委員会の設置、報告書の作成等 2
1.3. 事業実施期間 2
2. グリーン・レメディエーション（元山回帰）の研究課題 3
2.1. マンガン酸化菌利用処理技術等調査研究 3
2.1.1. 目的と実施概要 3
2.1.2. Mn 酸化菌利用条件の整理 3
2.1.3. Mn 酸化菌を活用する PT の海外の研究事例紹介 7
2.1.4. Mn 酸化菌の利用条件のまとめ 12
2.2. 生態影響評価ガイダンスについて 13
2.2.1. オンライン説明会における生態影響評価ガイダンス（案）の紹介 13
2.2.2. 生態影響評価ガイダンスのアンケート結果及び質疑 14
2.2.3. 生態影響評価ガイダンス（案）の修正 15
2.3. 利水点等管理ガイダンスについて 16
2.3.1. オンライン説明会における利水点等管理ガイダンス（案）の紹介 16
2.3.2. 利水点等管理ガイダンスのアンケート結果及び質疑 17
2.3.3. 利水点等管理ガイダンス（案）の修正 19
2.4. 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 20
2.4.1. 休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンスの作成 20
2.4.2. 休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンスのニーズ調査について 20
3. 第 6 次基本方針策定の方向性の検討 22
3.1. 利水点等管理に関するスクリーニング 22
3.1.1. 背景と目的 22
3.1.2. 方法 23
3.1.3. 評価・分類結果 24
3.2. パッシブトリートメントに関するスクリーニング 25
3.2.1. パッシブトリートメントプロセス選定のフローチャートについて 25
3.2.2. パッシブトリートメントスクリーニング方法 26
3.2.3. 結果・まとめ 27
3.3. 利水点等管理と PT のスクリーニングを統合した整理 30
3.3.1. 背景と目的 30

3.3.2.　結果・まとめ 30
3.4.　第 6 次基本方針の方向性とりまとめ案 32
4.　委員会の設置 35
4.1.　グリーン・レメディエーション等研究委員会 35
4.2.　マンガン酸化菌利用処理技術等調査研究ワーキンググループ 35
4.3.　基本方針検討ワーキンググループ 35
5.　引用文献 36
6.　参考資料 37

図目次

図 2-1　海外の Mn 除去事例①（JOGMEC 撮影）. 5
図 2-2　海外の Mn 除去事例② 6
図 2-3　研究事例①の石灰石水路の様子 7
図 2-4　研究事例②の人工湿地の様子 8
図 2-5　導水部の様子（曝気されている） 8
図 2-6　人工湿地の表層の様子 9
図 2-7　設置されているソーラーパネルと制御盤 9
図 2-8　研究事例③の試験設備概観 10
図 2-9　研究事例③の処理性能の結果一例 11
図 2-10　研究事例③の反応槽内容物の経時変化 11
図 2-11　生態影響評価ガイダンス（案）の説明スライド 13
図 2-12　生態影響評価ガイダンスのアンケート結果 14
図 2-13　利水点等管理ガイダンス（案）の説明スライド 16
図 2-14　利水点等管理ガイダンスのアンケート結果 17
図 2-15　休廃止鉱山で利水点等管理の導入時のアンケート結果 17
図 3-1　鉱山分類のフローチャート（案） 24
図 3-2　PT プロセス選定のフローチャートの一例（Y. Takaya et.al 2021 開放型石灰路-アルカリ路による酸性坑廃水の処理予測とパッシブトリートメント導入に向けた示唆　から引用）. 25
図 3-3　PT のプロセスの一覧と主な特徴. 26
図 3-4　フローチャートによる検討事例 28
図 3-5　坑廃水の水量に関する検討事例 28
図 3-6　敷地の検討事例 29
図 3-7　第 6 次基本方針の方向性の概念 34

表目次

表 2-1　Mn 酸化菌利用条件の整理 3
表 2-2　生態影響評価ガイダンス（案）に対する質問と回答 14
表 2-3　利水点等管理ガイダンス（案）に対する質問と回答 18
表 3-1　PT スクリーニングの仕上がりイメージ 27
表 3-2　検討事例の水量、水質 27
表 3-3　休廃止鉱山の類型区分整理 33
表 4-1　グリーン・レメディエーション等研究委員会　委員 35
表 4-2　Mn 酸化菌利用処理技術等調査研究ワーキンググループ　委員 35
表 4-3　基本方針検討ワーキンググループ　委員 35

1. 事業概要

1.1. 事業背景と目的

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）に関する新たな研究が開始されており、経済産業省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グリーン・レメディエーション（元山回帰）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、マンガン酸化菌（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し、第 6 次基本方針（令和 5 年度～）策定の方向性について検討を行う。

1.2. 実施概要

1.2.1. グリーン・レメディエーション（元山回帰）の研究課題

(1) マンガン酸化菌利用処理技術等調査研究

Mn 酸化菌利用処理技術等の実用可能性を評価するため、Mn 酸化菌を活用した最新の技術等について、必要に応じて現地調査を行う等の情報収集を行い、Mn 酸化菌利用条件の明確化や実用化する上での課題を整理した。

(2) 生態影響評価に係る調査・分析

令和 2 年度事業で作成・公開した「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（案）」について、オンラインによる説明会を開催し、実際にガイダンスを利用する者（都道府県等）の意見等を踏まえ改訂した。

(3) 利水点等管理に係る調査・分析

令和 2 年度事業で作成・公開した「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）」について、オンラインによる説明会を開催し、実際にガイダンスを利用する者（都道府県等）の意見等を踏まえ改訂した。

(4) 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 2 年度事業で骨子を作成した「休廃止鉱山の緑化等に関するガイダンス」について、事業者のニーズをガイダンスに反映させるとともに、緑化対策に関する海外の報告例等を整理し、作成した。

1.2.2. 第 6 次基本方針策定の方向性の検討

第 6 次基本方針の策定に向け、令和 2 年度事業でとりまとめたグリーン・レメディエーション（元山回帰）に関する調査研究フレームワークに係るロードマップを踏まえ、1.2.1 章の各研究課題について検討し、第 5 次基本方針のレビュー及び第 6 次基本方針策定の方向性について検討した。

1.2.3. 委員会の設置、報告書の作成等

1.2.1 章及び 1.2.2 章の課題について調査・検討するため、休廃止鉱山の専門家等を交えたグリーン・レメディエーション等研究委員会（7 名）を設置し、2 回開催し、事業の実施計画及び取りまとめ方針等について審議頂いた。また、個別研究課題を調査検討するため、Mn 酸化菌利用処理技術等調査研究ワーキンググループ（5 名）及び基本方針検討ワーキンググループ（5 名）を設置し、それぞれ 3 回開催した。

1.3. 事業実施期間

令和 3 年 8 月 12 日から令和 4 年 3 月 25 日まで

2. グリーン・レメディエーション（元山回帰）の研究課題

2.1. マンガン酸化菌利用処理技術等調査研究

2.1.1. 目的と実施概要

Mn 酸化菌利用処理技術等の実用可能性を評価するため、Mn 酸化菌を活用した最新の技術等について、必要に応じて現地調査を行う等の情報収集を行い、Mn 酸化菌利用条件の明確化やメカニズム解明、実用化する上での課題の整理等を行う。

具体的には、昨年度までに得られた情報や新たに収集した情報を基に、国内の休廃止鉱山への適用に向けた課題を抽出し、今後のスケールアップに向けて必要条件を整理した。並行して Mn 酸化菌を利用した坑廃水処理のメカニズム解明を試みた。

また、これまでに得られた知見を基に、今後のスケールアップ試験について諸条件（試験規模、滞留時間、曝気の有無等）、試験期間、評価項目、試験実施体制及び将来的な実証研究実現に向けた課題等を検討した。

2.1.2. Mn 酸化菌利用条件の整理

2.1.2.1. これまでの知見の整理

これまでに整理された Mn 酸化菌利用条件について、項目と人工湿地方式及び接触酸化方式それぞれの特徴を表 2-1 に示す。

表 2-1　Mn 酸化菌利用条件の整理

No.	項目	人工湿地方式	接触酸化方式
1	Mn濃度適用範囲	20～60　mg/L	10～60 mg/L
2	Mn以外の重金属除去 共存イオン影響評価	Znの除去は確認 6 mg/L→1～2 mg/L	Znの除去は確認 6 mg/L→1.3 mg/L
3	pH適用範囲	中性付近	中性付近
4	有機物付加の必要性	現状では必要無し	現状では必要無し
5	滞留時間（HRT）	3日まで確認	0.5～3日まで確認
6	水温	外気温8℃程度まで確認	最低7℃まで確認
7	生物付着担体の選定	石灰石使用	石灰石、紐状接触ろ材（空隙率大）
8	曝気量の最適化	ー（自然酸化）	未検討

本項では、以上の項目について文献調査やこれまでに実施した現地調査の結果を踏まえ、現状と課題を整理した。

2.1.2.2. Mn 濃度適用範囲

過年度までの基礎的調査研究により、Mn 酸化菌による処理で対応可能と考えられる Mn の濃度範囲は 10～20 mg/L 程度であると整理されてきた。これに対し、国内休廃止鉱山（「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（平成 24 年 11 月）」を基に検討）では

11 の現場で処理原水の Mn 濃度が 10 mg/L 以上であり、うち 6 現場が 10～60 mg/L の範囲であることが分かる。ついては、Mn 酸化菌利用技術は国内における Mn を含有する坑廃水の過半数に適用可能と考えられ、実用化することで普及効果が非常に高いと考えられる。また、これまでの基礎試験等における処理性能を考慮すると、Mn 濃度が比較的低濃度（～20 mg/L 程度とする）な現場では人工湿地方式が適していると考えられ、一方で比較的高濃度（～60 mg/L 程度とする）な現場では接触酸化方式が適していることが推定される。

2.1.2.3. 共存元素の影響

前項に記載した国内休廃止鉱山の水質では、Mn を含む 11 の現場については半数程度で Fe を数十～100 mg/L 程度含むことが特徴であり、共存元素としてはまず Fe が挙げられる。Fe と Mn は同時に酸化処理可能とする文献もあるが、一般的には先に Fe が除去されると考えられる。パッシブトリートメント（以下「PT」と呼ぶ。）で Fe を除去する手法については石灰石水路や好気性人工湿地などある程度確立されているため、Fe を含む場合は先に除鉄し、後段で Mn 酸化菌による処理を適用することになると考えられる。ただし、この場合、後段で Mn 酸化菌を活用することになると考えられるが、前段の除鉄工程が Mn 酸化菌に与える影響が明らかになっておらず検証が必要であると思われる。

また、これまでの情報収集により、共存元素として Zn に着目する必要があると考えられる。Zn の存在により Mn 酸化菌による Mn 酸化能が低下する事例が確認されているためである。これまでの情報収集で、6 mg/L 程度の Zn 共存であれば除去可能であることが確認されているが、それ以上の共存濃度については今後の検討課題としてあげられる。

なお、Zn については Mn 酸化物への吸着除去が可能であると考えられ、Zn が共存している系においては、Mn 酸化物を安定して生成する条件を維持することが重要であると考えられる。Mn 酸化物の安定生成が何らかの要因により阻害されると、Zn の除去性が低下し、Zn の共存により Mn 酸化菌の Mn 酸化能が低下するという状況に陥ることが想定される。海外の研究事例では、Zn が多く（10 mg/L 以上）共存する事例は多くなく、今後の実用化に向けた研究課題となると考えられる。

2.1.2.4. 有機物付加の必要性

Mn 酸化菌は一般的には従属栄養細菌であると知られており、活性維持のためには外部から有機物の供給が必要であると考えられていたが、これまでの基礎試験の実施や情報収集により、「現状では有機物の供給は必要無し」との整理がなされている。

海外の研究事例では、Mn 酸化菌による Mn 除去プロセスの前にコンポスト等を充填した人工湿地を設置して、湿地から Mn 酸化菌に必要な有機物を供給するプロセスなどが散見される。一方で、ここ最近の事例、特に実規模相当で実施される試験では有機物を添加している事例は少ない。一部の報告では、Mn の微生物的酸化と自己触媒的な酸化が並行して行われるとされ、特に系内に存在する Mn 酸化物、Mn オキシ水酸化物の量（濃度）が高いほど、自己触媒の働きにより Mn 酸化及び析出の速度が速いとされ、微生物的な酸化に比べ自己触媒酸化が卓越するというものもある。

今後のスケールアップ試験においては、連続運転する過程で、どのような Mn 酸化菌が働いて

いるのか経時的に確認し、有機物付加に関して知見を深めることが重要であると考えられる。

2.1.2.5. 滞留時間

これまでの情報収集で、Mn 酸化菌を活用する処理において滞留時間としては、人工湿地処理方式では 3 日程度、接触酸化方式では 0.5～3 日程度で Mn を概ね除去可能であることが確認されている。海外の研究事例では、処理方式によらず滞留時間は数日程度とされることが多く、接触酸化方式の 0.5 日は極めて短い滞留時間であると考えられる。今後のスケールアップ試験等で実証し、安全率を含めて 0.5 日程度と設定できるようであれば、コンパクトな設備で多くの水量を処理できることが期待され、現実的に国内への適用が考えられる。

2.1.2.6. 生物付着担体の選定

これまでの情報収集で、Mn 酸化菌を活用するプロセスにおいて反応槽の内容物として、石灰石及び紐状接触ろ材（素材はポリプロピレン＆ビニロン）が利用可能であることを確認している。他に中和機能を維持するために炭酸カルシウムの適宜添加や、半焼成ドロマイトの利用などが検討されている。

海外の研究事例では図 2-1 及び図 2-2 に示すように反応槽の内容物として石灰石が利用される事例が圧倒的に多い。しかし、最近の検討事例として、ドロマイトを基質として使用する例やコンクリート廃材、鉄鋼スラグを利用する事例も散見される。海外の研究事例では、石灰石よりもドロマイトの方が Mn 酸化プロセスの担持体として優れているのではないか、という報告もある。Mn イオンは炭酸カルシウムより炭酸マグネシウムに強く吸着するとされ、Mn と Mg のイオン半径が近いことが理由と考察されている。



図 2-1　海外の Mn 除去事例①（JOGMEC 撮影）



図 2-2　海外の Mn 除去事例②

（JOGMEC 撮影）

また、ドロマイトは、産地や加工方法にもよるが表面の粗さが石灰石よりも粗く、表面に Mn 酸化物が付着しやすく、自己触媒としての機能が高くなるという考察もある。基材表面の「geometric steps」が Mn 酸化能に影響するとされている。さらに、海外の研究事例では、鉄鋼スラグを基材として連続通水している事例も確認された。鉄鋼スラグのうち、特に製鋼スラグは CaO 含有率が高く pH が高くなりやすいため、化学的な Mn 除去に向いていると考察されている。

一方で、高い pH 環境を形成するアルカリ材を使用すると、反応場の pH がかなり高くなることで、システムの立ち上がりが高速化でき「kick start」に大きく貢献するが、次第に基材表面が Mn 酸化物に覆われ、高い pH は維持できなくなるとされる。しかし、それによって排水基準を超過するような pH になることを防ぐことができ、システムが安定すると過剰に高い pH にはなりにくい、とする報告もある。同報告では、基材によってシステムの立ち上げ時に要する期間や安定性が変わるが、立ち上がってしまえば基材は Mn 酸化物で覆われるので、基材による性能の優位な差はないだろうとしている。

2.1.2.7.　曝気量の最適化

海外の研究事例では、Mn を 1 mg/L 除去するためには、少なくとも 0.35 mg/L の溶存酸素（DO）が要求される（生物学的な要求と Mn を析出させるため）という報告がある。例えば、Mn 濃度が 20 mg/L であれば 7 mg/L の DO が、Mn 濃度が 60 mg/L であれば 21 mg/L の DO が必要となる。

一方で、海外における Mn を除去する PT プロセスの実規模試験現場では、機械曝気を実施している例は皆無で、なかには Mn を 100 mg/L 以上含む坑廃水を機械曝気なしで除去している例もある（導水の落差による曝気のみ）。曝気については処理水量と曝気量にもよるが、24 時間運転の場合、坑廃水処理ではブロワーのみの消費電力で月 100 万円以上の電力費になることもあり、コスト面での影響が大きいため、Mn 酸化菌を活用するプロセスにおける曝気の要否、また必要

な場合、どの程度の曝気量が要求されるのか精査が必要であると考えられる。

2.1.3. Mn 酸化菌を活用する PT の海外の研究事例紹介

本項では、海外における Mn 酸化菌を活用する PT の研究事例について情報収集した結果を紹介する。

2.1.3.1. 研究事例①

米国のペンシルベニア州の旧炭鉱において PT を適用した事例である。坑廃水の水質としては pH は 4～5 程度、Fe 濃度は 2～10 mg/L 程度、Mn 濃度は 5 mg/L 程度である。Fe のほとんどは Fe(II)で存在している。流量は 50～100 L/min 程度である。処理フローとしては、ALD（Anoxic Lime Drain＝嫌気性石灰水路）→沈殿池→好気性人工湿地→石灰水路→放流、の順で実施されており、ALD は pH の上昇、沈殿池及び好気性人工湿地は Fe の酸化・除去、石灰水路は Mn の除去を目的としている。石灰水路は図 2-3 に示すように Mn 酸化物と思われる黒色の析出物が付着しており、黒色となっていた。



図 2-3　研究事例①の石灰石水路の様子

（JOGMEC 撮影）

2.1.3.2. 研究事例②

研究事例①から数 km 離れた現場で、坑廃水の水質は Mn 濃度が 30 mg/L 程度である。処理原水は、図 2-4 に示すような石灰石が敷き詰められた湿地に導水・浸透させ、Mn を除去するプロセスである。湿地は 4 面並列に設置されている。湿地への導水の際に、導水管が加工され、複数の細孔からシャワー上に原水が導水され、図 2-5 のように曝気が行われるようになっている。湿地には図 2-7 のようにソーラー式フラッシング装置が設けられており、湿地内の水を一気に後段の沈殿池に導水（フラッシング）できるようになっている。これは、湿地における目詰まり防止を目的としたものであり、4 系統の湿地ではそれぞれ決まった曜日に定期的にフラッシングが行われている。



図 2-4　研究事例②の人工湿地の様子

（JOGMEC 撮影）



図 2-5　導水部の様子（曝気されている）

（JOGMEC 撮影）



図 2-6　人工湿地の表層の様子

（JOGMEC 撮影）



図 2-7　設置されているソーラーパネルと制御盤

（JOGMEC 撮影）

2.1.3.3. 研究事例③

ニュージーランドで進められている研究で、高濃度の Mn を含む坑廃水を PT により除去する事例である。坑廃水の水質は pH が 3.7～6.5 程度、Fe が 7 mg/L、Mn が 112 mg/L、Zn は 1 mg/L 程度である。図 2-8 のように反応槽に石灰石を充填した系列と鉄鋼スラグ（高炉スラグ系→製鋼スラグ系）を充填した系列に処理原水を導水し鉛直流で流すものである。試験は約 600 日間連続で実施され、植菌や機械曝気はなしという試験条件であった。図 2-9 に示すように石灰石系列では滞留時間 30～80 時間の範囲で、Mn 除去率は 50 %程度であった。スラグ系列では、高炉スラグ部では滞留時間 50 時間程度で、Mn はほとんど除去されないが製鋼スラグ部は滞留時間 10～30 時間程度で、Mn 除去率はほぼ 100 %となり、pH は 9～11 の範囲であった。また、図 2-10 に示すように反応槽の内容物は日数が経過すると黒色になっており、Mn 酸化物の析出が示唆された。

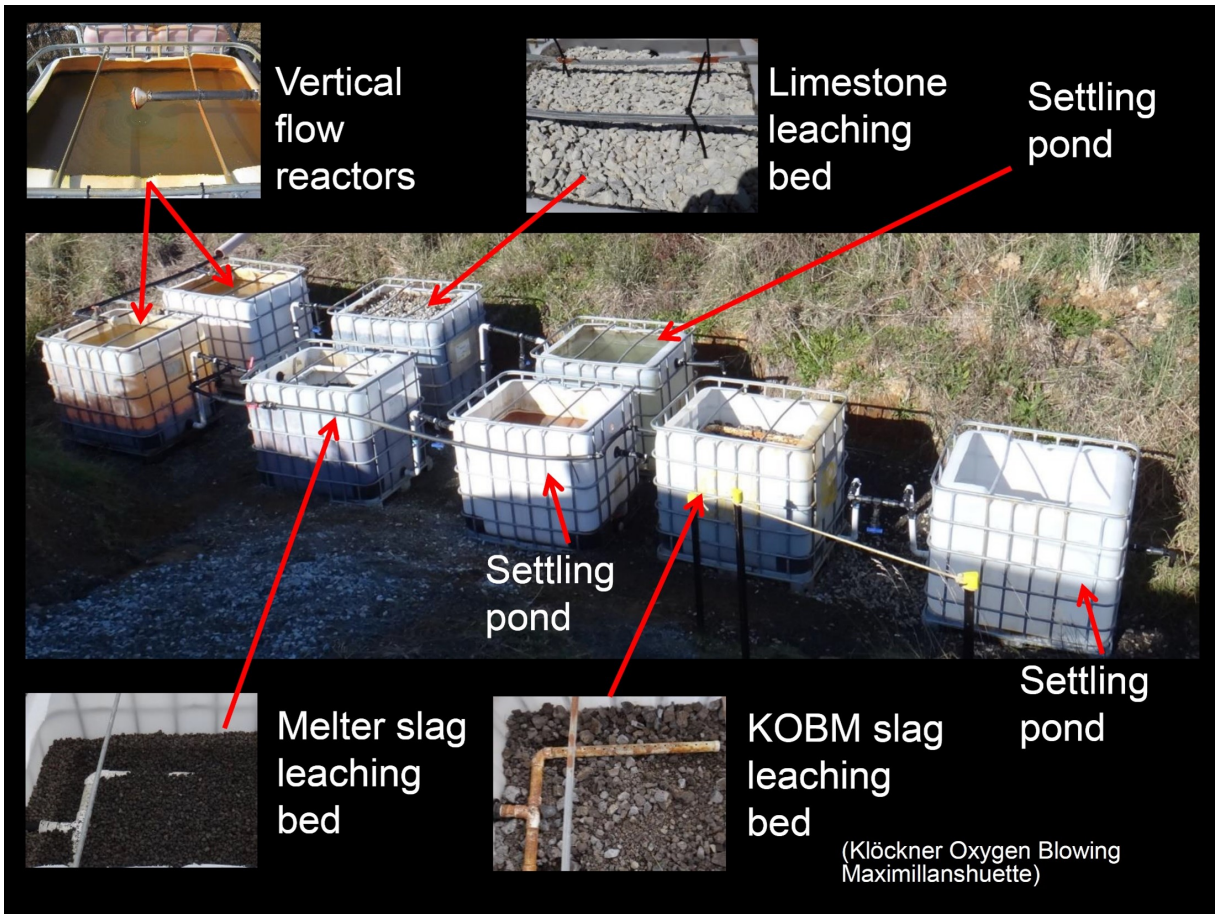


図 2-8　研究事例③の試験設備概観

Dave Trumm　“Treatment of high Mn concentrations at Waihi Gold Mine, New Zealand by two methods: A limestone leaching bed and a slag leaching bed”より引用

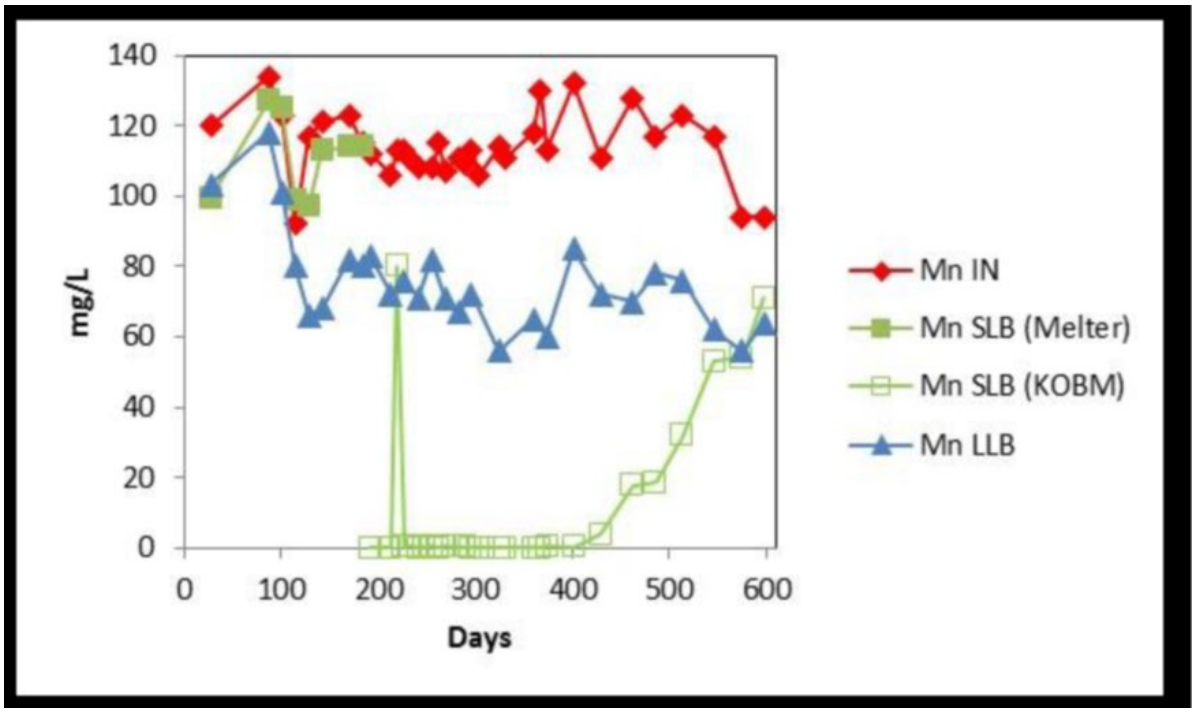


図 2-9　研究事例③の処理性能の結果一例

Dave Trumm "Treatment of high Mn concentrations at Waihi Gold Mine, New Zealand by two methods: A limestone leaching bed and a slag leaching bed" より引用

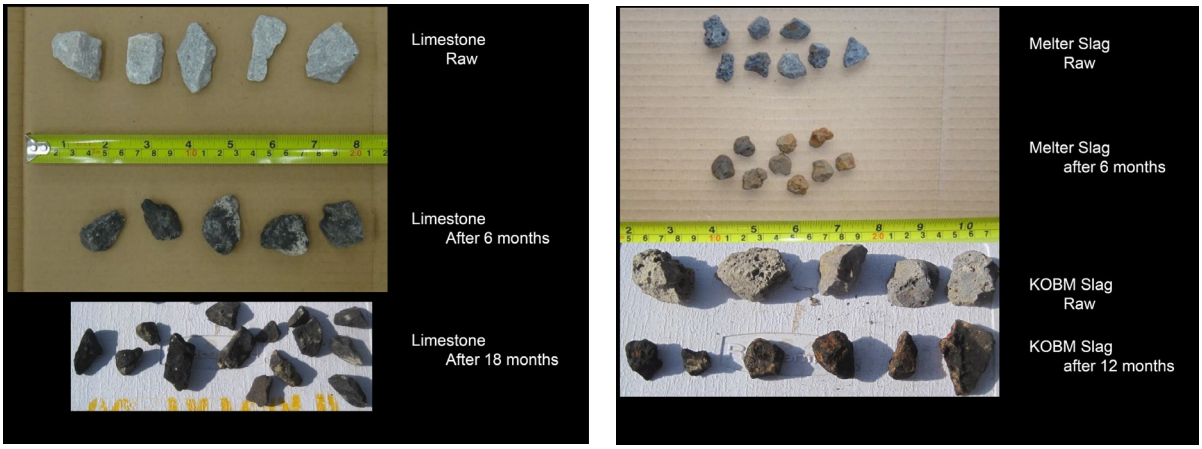


図 2-10　研究事例③の反応槽内容物の経時変化

Dave Trumm "Treatment of high Mn concentrations at Waihi Gold Mine, New Zealand by two methods: A limestone leaching bed and a slag leaching bed" より引用

2.1.4. Mn 酸化菌の利用条件のまとめ

これまで詳細に整理してきた Mn 酸化菌の利用条件については、今後 Mn 酸化菌技術の国内休廃止鉱山さらには異分野への展開に向け、モデル鉱山でのスケールアップ試験を中心としつつ、複数の坑廃水を対象に検討が必要であると考えられる。また、得られた試験データを基にモデリング技術を活用し、水平展開を検討する必要がある。さらに、引き続き基礎研究を進め、Mn 酸化菌利用技術のメカニズム解明や処理条件の最適化を進めることが重要であると考えられる。

そこで、今後の Mn 酸化菌利用技術の開発のため取り組むべきテーマとしては以下のような項目が考えられ、現地試験を中心として基礎試験も並行して取り組む必要があると考えられる。

A) モデル鉱山における接触酸化方式の性能評価（Mn 負荷速度（$g/m^3/day$）の確認やスラッジに関する検討など）及び現場適用に向けた検討（スラッジ排出などのメンテナンスや目詰まり等を把握しコスト検討）
B) ラボ試験を中心とした接触酸化方式のメカニズム解明と処理条件の最適化の検討
C) 人工湿地方式のメカニズム解明と処理条件の最適化の検討
D) 現場及びラボ試験で得られる知見を基にモデリングを進め、水平展開について検討

2.2. 生態影響評価ガイダンスについて

2.2.1. オンライン説明会における生態影響評価ガイダンス（案）の紹介

鉱山を管理する自治体担当者及び産業保安監督部を対象とした説明会（参加者：自治体：19、監督部：5、研究機関：1）を令和 3 年 12 月 16 日にオンラインで開催し、令和 2 年度事業で作成・公開した「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（案）」（以下、「生態影響評価ガイダンス（案）」とする）について説明を行った。当日の説明資料の一部を図 2-11 に、全スライドは参考資料 6.1.2 を参照されたい。

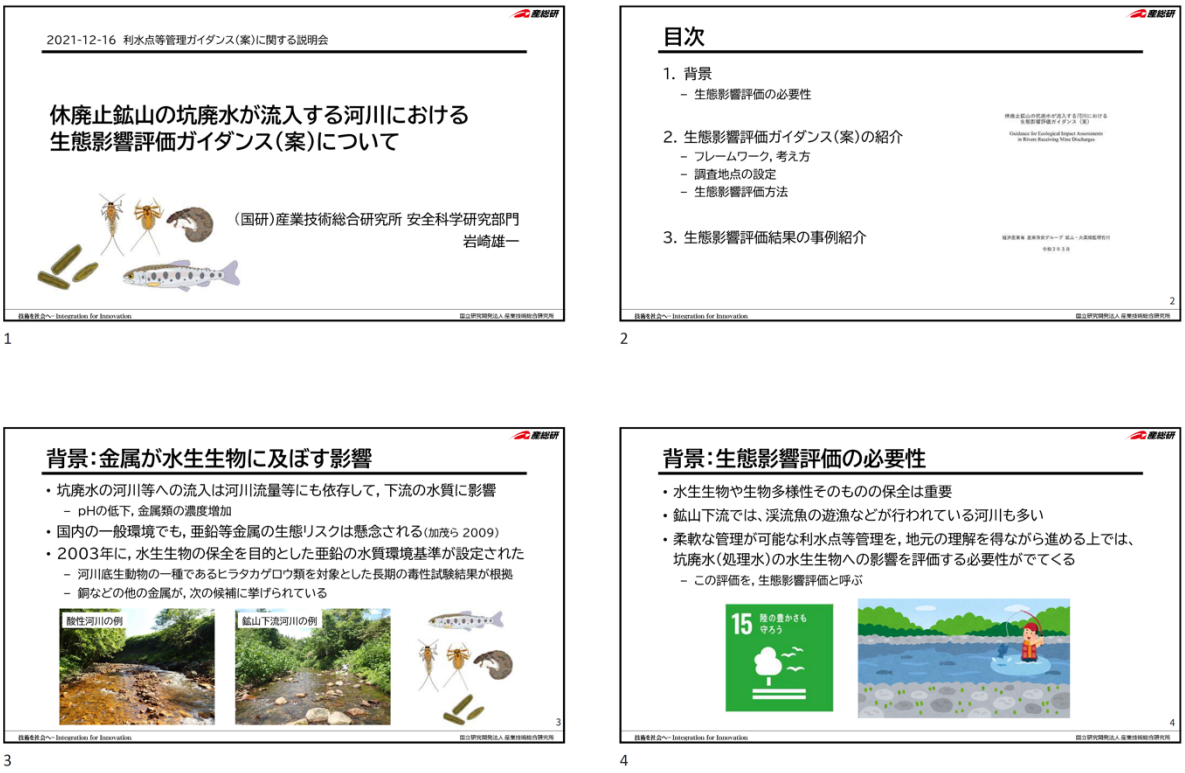


図 2-11　生態影響評価ガイダンス（案）の説明スライド

2.2.2. 生態影響評価ガイダンスのアンケート結果及び質疑

オンラインで開催された説明会後に回収されたアンケートの結果を図 2-12 に示す。アンケート結果から、生態影響評価ガイダンスに関して 80%以上の方にご理解を頂けたことが確認できた。また、アンケートに記載された質問等とそれに対する回答を表 2-2 に示す。

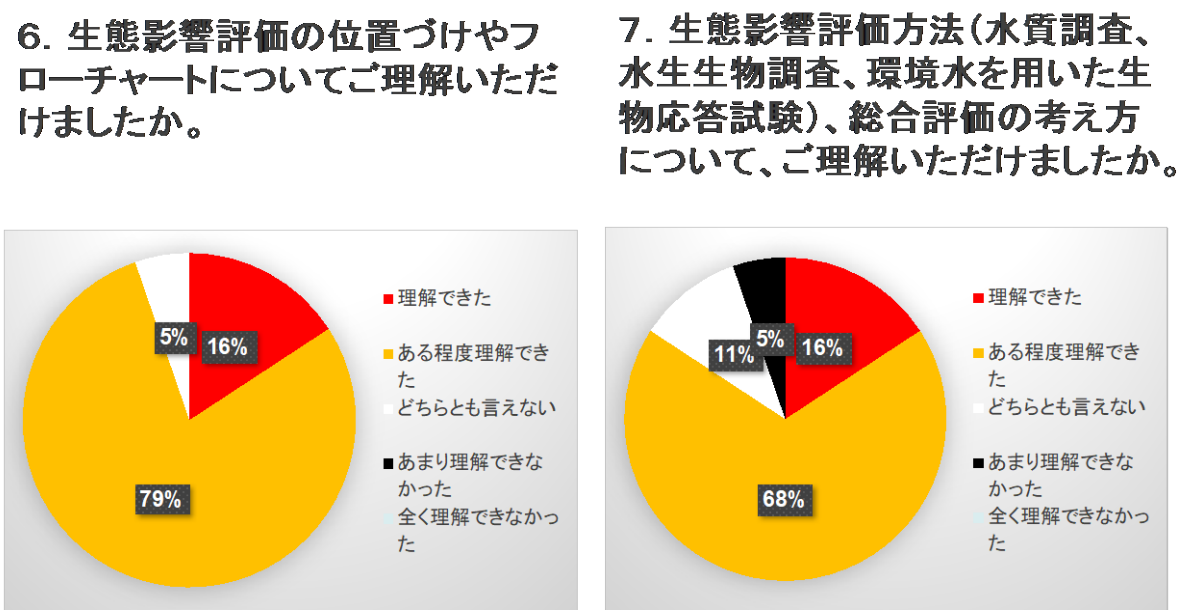


図 2-12　生態影響評価ガイダンスのアンケート結果

表 2-2　生態影響評価ガイダンス（案）に対する質問と回答

コメント	回答
特に河川の流路形状によって溜まりやすい場所に重金属が沈降して蓄積されるといった可能性はないのでしょうか。	重金属を含む懸濁物が、例えば流れの緩やかな箇所に沈降しやすいということはあると思います。生態影響評価ガイダンス（案）の水質調査による評価では、水質環境基準が主な対象としている河川水中に溶存している金属を想定していますが、例えば、そのような生息場を利用する水生生物を調査することによって、生態影響評価は可能かと考えます。また、現状を把握した上で、利水点等管理ではどういう状態が望ましいかを考えることも重要かと思います（例えば、そのような場所の底質の金属濃度が増加しないことを一つの管理目標にするなど）。
採水については、処理を止めて採水するのでしょうか？そんなことはないと思われますが処理をし続けていると正確な汚染水はわから	坑廃水（原水）を放流した場合に、下流の河川の水質がどう変化するかを調べるための採水については、ご指摘の通りで、処理を止め

ないのではないのでしょうか。	て採水することは、現実的に不可能です。代替としては、坑廃水（原水）を放流した場合に、下流の水質がどう変化するかについては、単純希釈により簡易的に予測することは可能です。より詳細な検討については、ご相談頂ければと思います。また、PT 等の導入時や豪雨等の緊急事態時の対応として、利水点等管理の考え方を取り入れるということも考えられます。その場合は、PT 等の導入後や豪雨等の後に、下流の水質や水生生物相が変化していないかを確認することで、坑廃水の影響を評価することができます。

2.2.3. 生態影響評価ガイダンス（案）の修正

ガイダンス説明会で頂いた質問と回答を踏まえ、昨年度作成した生態影響評価ガイダンス（案）を改訂し、生態影響評価ガイダンスとして作成した。公開用として、以下の資料を参考資料として添付する。

参考資料 6.1.1　生態影響評価ガイダンス
参考資料 6.1.2　生態影響評価ガイダンス　概要説明資料
参考資料 6.1.3　生態影響評価よくある質問（FAQ）と回答
参考資料 6.1.4　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

2.3. 利水点等管理ガイダンスについて

2.3.1. オンライン説明会における利水点等管理ガイダンス（案）の紹介

鉱山を管理する自治体担当者及び産業保安監督部（参加者：自治体：19、監督部：5、研究機関：1）を対象とした説明会を令和 3 年 12 月 16 日にオンラインで開催し、令和 2 年度事業で作成・公開した「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）」（以下、「利水点等管理ガイダンス（案）」とする）について説明を行った。当日の説明資料の一部を図 2-13 に、全スライドは参考資料 6.2.2 を参照されたい。

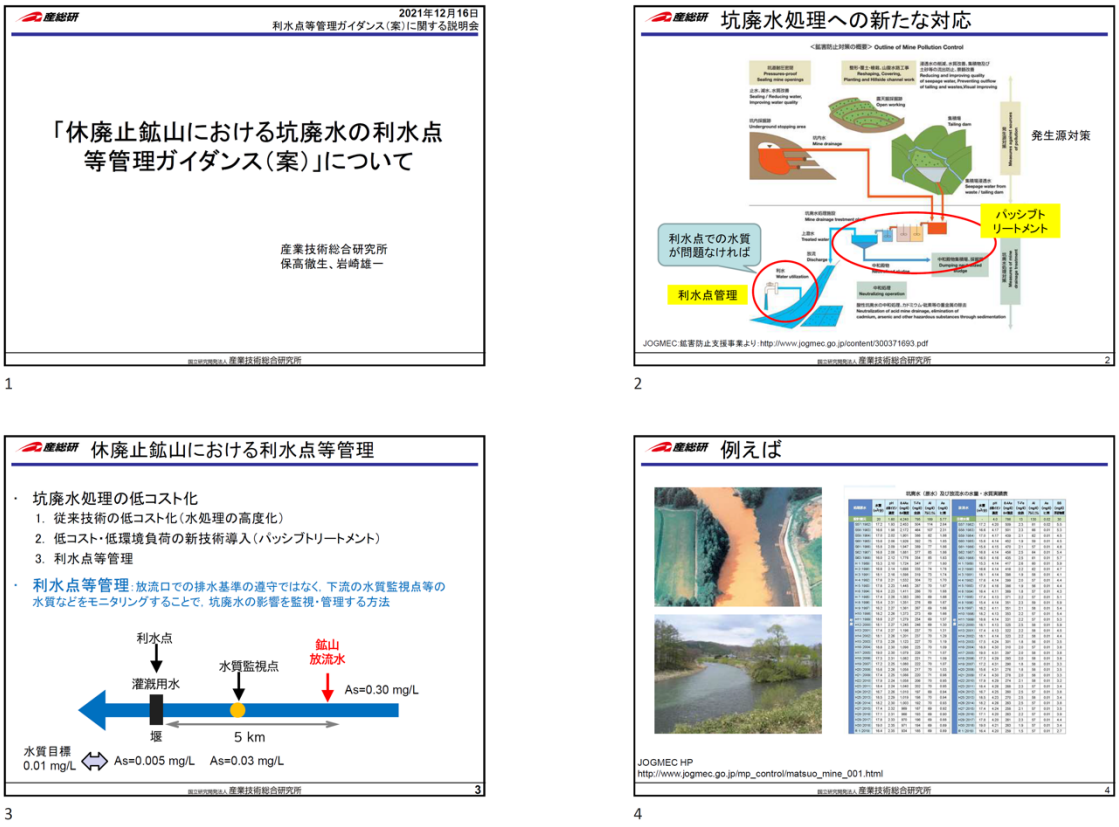


図 2-13　利水点等管理ガイダンス（案）の説明スライド

2.3.2. 利水点等管理ガイダンスのアンケート結果及び質疑

オンラインで開催された説明会後に回収されたアンケートの結果を図 2-14、図 2-15 に示す。アンケート結果から、生態影響評価ガイダンスに関して 80%以上の方にご理解を頂けたことが確認できた。また、アンケートに記載された質問等とそれに対する回答を表 2-3 に示す。

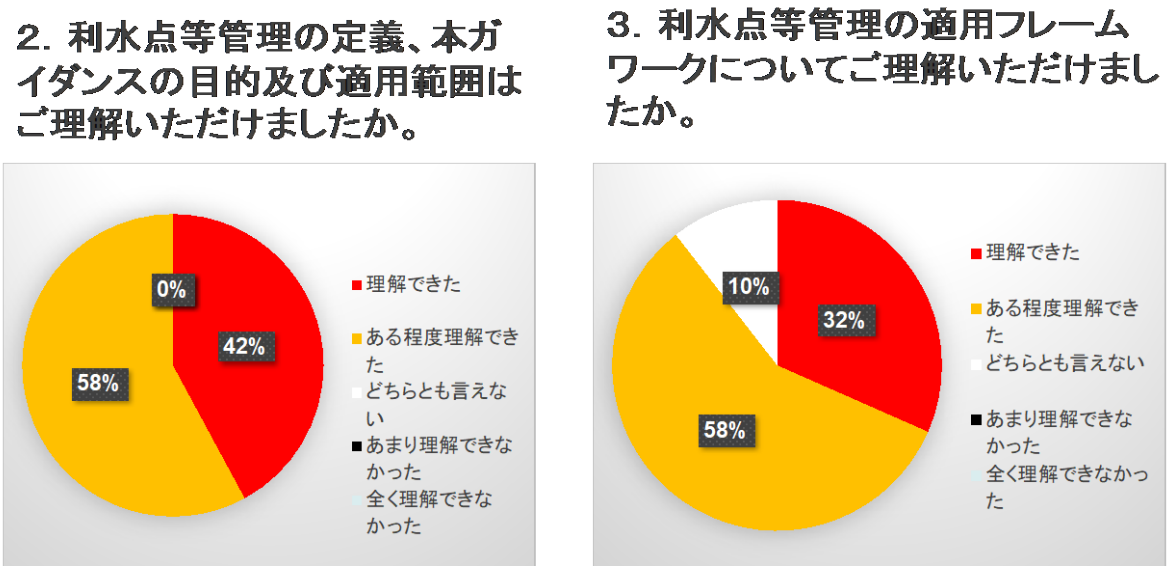


図 2-14　利水点等管理ガイダンスのアンケート結果

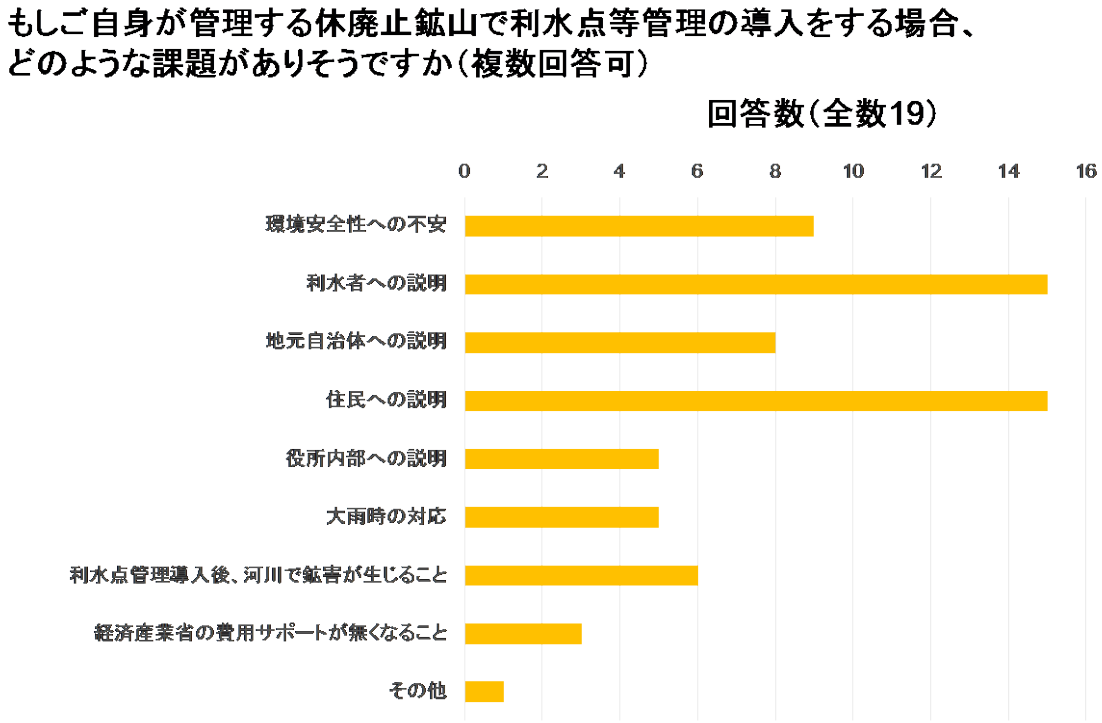


図 2-15　休廃止鉱山で利水点等管理の導入時のアンケート結果

表 2-3　利水点等管理ガイダンス（案）に対する質問と回答

コメント	回答
「利水点管理を導入・坑廃水処理を継続」（p.7 の導入方法 3 番目）について、例 1 で大雨時一時的な評価水質悪化時は利水点管理で評価とあるが、通常時でも利水点管理で水質を管理してもよいものなのでしょうか。	通常時、大雨時、両方に適用可能な概念です。通常時でも利水点等で水質を監視・管理するという方法でも問題ありません。
「義務者不存在鉱山の坑廃水処理において排水基準に適合することを求められる法的根拠はない」との説明でしたが、詳細を教えていただきたい。義務者存在鉱山の場合にはどういう法的基準があるのか、また義務者存在鉱山には法的基準があるのに義務者不存在鉱山は本当にその基準値を守る必要はないのかといったところをご教授いただきたい。	義務者存在鉱山、つまり鉱業権者が現存する鉱山においては、鉱業権者に対して、排水基準に適合すること等の鉱害防止に必要な措置を講じる義務があると鉱山保安法において定められています。 一方、鉱業権者が存在しない義務者不存在鉱山においては、鉱山保安法上の義務を履行する者が存在しないため、排水基準に適合することを求められる法的根拠はありません。 なお、地方公共団体が実施する鉱害防止工事（坑廃水処理）等に対しては、国から補助金を交付しており、地方公共団体が交付申請に際し、当該補助事業の目標水質として排水基準としている場合は、補助事業の目的を達成するため、排水基準に適合する等、鉱害防止に努める必要があります。
「利水点管理導入方法とメリット／課題」（p.7）で、課題が 2 つだけで他にないのかが気になった。	課題は現場ごとに色々あると思います。これは、これまでの我々の経験からくる課題なので、皆様のご意見を頂いたうえで、個別毎に対応ができればと思っております。
実施するにあたり、誰にどのように相談すれば良いか？	最後にある問い合わせ先をご参照ください。 具体的には、制度的な部分については、経済産業省　産業保安グループ　鉱山・火薬類監理官付に、 利水点・水質監視点、水質目標値等の設定、ステークホルダーとの対話については、産業技術総合研究所に問い合わせください。
基準点・管理基準は誰が決めるのか？	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になります。 一方で、設定には専門的な知見やステークホルダーとの協議等も必要になってきますの

	で、必要に応じて専門家によるレビュー、第三者委員会による答申等を参考に設定を頂くのが良いかと思います。 具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。
利水点管理を実施した後のトラブル対応やメンテナンスは、誰がどのように行うのか	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）の責任の下、行うことになります。 具体的なご相談については産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。
第三者委員会云々と書いていますが、こちらについても、だれが委員会を設置するのか	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になりますが、その導入については、色々支援が可能です。具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。

2.3.3. 利水点等管理ガイダンス（案）の修正

ガイダンス説明会で頂いた質問と回答を踏まえ、昨年度作成した利水点等管理ガイダンス（案）を改訂し、利水点等管理ガイダンスとして作成した。公開用として、以下の資料を参考資料として添付する。

参考資料 6.2.1　利水点等管理ガイダンス
参考資料 6.2.2　利水点等管理ガイダンス　概要説明資料
参考資料 6.2.3　よくある質問（FAQ）と回答

2.4. 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

2.4.1. 休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンスの作成

金属鉱業事業団（1983）が作成した「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」に則り、生態遷移を念頭におき自然の植生と一体化した鉱山跡地を元山化することを最終目標とした場合、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なるため、本ガイダンスを作成した。

昨年度作成した骨子を基に、鉱山環境における植生遷移、特徴的な鉱山植生、植物における重金属元素の必要性や毒性に関する基礎知見を記載し、また、国内外の文献検索により、重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物に関するデータをまとめた。さらに、「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」に従い、自生植物を利用した植物の導入方法についてまとめる一方で、現在進行中の、鉱山跡地での一次遷移を想定した集積場での緑化に関わる研究例を示した。加えて、主に海外の鉱山跡地における緑化によるカーボンニュートラルの事例や、最新の浄化技術であるファイトマイニングについての事例を記載した。

2.4.2. 休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンスのニーズ調査について

ガイダンスの実際の利用者に該当する事業者のニーズを把握するためヒアリングを実施し、要望を反映させる形でガイダンスを作成した。具体的には、日本鉱業協会会員各社向けにワークショップ（参加者：16 企業 25 人）をオンライン開催し、ガイダンス作成の背景や骨子等について説明し、業界側からの要望をヒアリングした。ワークショップではガイダンス作成について内容が理解され期待が示されるとともに、以下のような要望が寄せられた。

① 緑化に関しては地域性（気候条件）が重要と考えられるので、これまでの研究事例について地域や県名等の記載があった方が良いのではないか。
② 堆積場を緑化したり、既存の木を植林し直したりすることによって、どの程度 CO_2 を吸収できるのか計算方法があると自ら概算できるので有難い。
③ 酸性土壌等の厳しい環境下でもどうすれば緑化できるかといった視点もあると有難い。
④ 堆積場の堰堤や傾斜部等に木が生えた場合、構造物として安定性に問題ないかを把握したい。

寄せられた要望については、それぞれ次のように対処することとした。

① 各社事情が異なるため、統一的にあまり細かな情報にはしないが、検討に最低限必要な情報として、地域を記載する。
② ガイダンスに試算の方法について公表情報（林野庁や国土交通省情報）を記載する。
③ 実際に厳しい条件下でも植物の遷移が可能なことは確認されているため、一例としての情報ではあるが、可能な範囲で記載する。
④ 堆積場の堰堤や傾斜部の管理方法について記載する。

以上の要望についてガイダンスで解説することとした。

公開用として、以下の資料を参考資料として添付する。ガイダンスについては「概要版」と「本編」の二部構成とした。

参考資料 6.3.1　休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス

参考資料 6.3.2　休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス　概要版

3. 第 6 次基本方針策定の方向性の検討

金属鉱業等における鉱害は、事業活動の終了後も坑口からの排出水、集積場からの浸透水などの坑廃水に含まれるカドミウムや砒素等の重金属による水質の汚濁や農用地の汚染をもたらすことがあり、放置すると人の健康、農作物に深刻な影響を引き起こす恐れがあることから、使用終了後の坑口及び集積場からの鉱害を防止するため、国は昭和 48 年に金属鉱業等鉱害対策特別措置法（以下「特措法」という。）を制定し、経済産業大臣による「特定施設に係る鉱害防止事業の実施に関する基本方針（以下「基本方針」という。）」を定めて、鉱害防止事業の実施時期及び事業量、その他鉱害防止事業の計画的な実施を図るために必要な事項を定めており、現在は第 5 次基本方針（平成 25 年度～令和 4 年度）期間中である。令和 5 年度から第 6 次基本方針が開始されるに際し、第 6 次基本方針策定の基盤情報となる「鉱害防止事業の計画的な実施を図るために必要な事項」を整理し、第 6 次基本方針策定の方向性についてとりまとめた。

具体的には、第 5 次方針策定に向けた検討において、「次期基本方針策定に向けた鉱害防止事業の課題と対応策」として挙げられた以下の項目のうち、第 6 次基本方針で中核となると考えられる（2）を中心にレビューを行い、現状の技術レベルにおける利水点等管理や PT の適用可能性について検討し、坑廃水処理についてコスト削減及び終了を目指した類型区分を整理した。

（1）鉱害防止工事残存工事の早期完了
（2）坑廃水処理の終了、更なる坑廃水処理コストの削減
（3）排水基準等の規制強化への対応
（4）中和殿物の減容化及び殿物集積場の確保
（5）耐震対策等リスク対応
（6）坑廃水処理管理者の不足・高齢化対応

その他の項目についても現状を整理し、第 6 次基本方針策定の方向性をとりまとめて、環境や金属鉱業等の鉱害に詳しい専門家をメンバーとするワーキンググループにて審議を行った（第 1 回令和 3 年 9 月 27 日、第 2 回令和 3 年 12 月 6 日、第 3 回令和 4 年 2 月 17 日）。また、実際の休廃止鉱山において現地検討会を令和 3 年 12 月 1 日～2 日に開催し現地調査を踏まえた議論を実施した。

3.1. 利水点等管理に関するスクリーニング

3.1.1. 背景と目的

第 5 次基本方針において、鉱害防止対策を行っている鉱山を「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」に分類した中で、利水点等管理の考え方は「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」として記載されているものの、現在まで適用例はない。しかしながら、「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処理コスト削減の重要性は高まっている。そこで、第 6 次基本方針の方向性を検討するため、利水点等管理の適用可能性の観点から鉱山を分類するためのフローチャート案を作成し（図 3-1）、坑廃水処理において排水基準

に適合をすることを法的には求められていない義務者不存在鉱山への適用性を評価（A（適用可能性高）、B（適用可能性有）、C（適用可能性低）、D1（適用可能性有：坑廃水以外の金属負荷の評価が必要）、D2（適用可能性低）と 5 つに分類）することを目的とした。

3.1.2. 方法

（1）鉱山下流の利水点等の位置と利水目的の確認

各休廃止鉱山の位置情報等より、下流に位置する利水点及び利水目的に加えて、自治体が水質測定を実施する水質調査地点の位置等を整理した。なお、以下の（2）及び（3）の評価について、多くの鉱山で、利水点における水質や流量等の情報が入手できなかったため、水質調査地点における評価を実施した。

（2）利水点等での元素濃度の環境基準等達成状況の確認

利水点等として、下流の水質調査地点を対象として、環境省の水環境総合情報サイトまたは各自治体が公開する水質測定結果の報告書より、pH（水質環境基準：6.5～8.5）、Cd（同：0.003 mg/L）、Pb（同：0.01 mg/L）、As（同：0.01 mg/L）、Cu、Zn（同：0.03 mg/L）、Fe、Mn について測定値を取得・整理し、環境基準の達成状況を確認した。なお、水質調査地点の位置情報についても、水環境総合情報サイトより入手した。

（3）①坑廃水（原水）を放流する場合に、利水点等の元素濃度の推計値が環境基準等を達成するか

水質調査地点での元素濃度は、坑廃水（原水）の水質調査地点における単純希釈を仮定して、坑廃水（原水）の元素濃度（平成 27～令和元年度の平均値）と水量（平成 27～令和元年度の平均値）の積を水質調査地点の低水流量の推定値（産総研－水系暴露解析モデル AIST-SHANEL による推定）で除することで推計した。元素は、上述の 7 元素を対象とし、推計された濃度を水質環境基準や農業用水基準と比較し、環境基準等の達成状況を評価した。元素濃度の推計は、岩崎ら（2022）の解析結果を基づいて行った。方法の詳細は当該論文を参照されたい。

留意点は以下の通りである。PT の導入とともに利水点等管理の導入が検討される場合もあり、利水点等管理の適用は、必ずしも無処理での放流を意味するものではない。また、坑廃水以外の金属寄与を考慮しないため、バックグラウンドの金属負荷が大きいほど水質測定地点における元素濃度は過小評価されるが、吸着や沈殿による河川水中からの除去を考慮しない点では元素濃度は過大評価される。加えて、pH の排水基準の達成未達成や化学的な反応の詳細については、考慮していない。以上より、あくまでスクリーニングレベルの簡易的な評価であり、個別詳細な事情によって、ここで評価された適用可能性と実際が異なる可能性があることに留意する必要がある。

（4）②長期的に濃度が増加傾向にないか？

長期的に、の元素濃度が増加傾向にある場合は、利水点等管理の適用は難しいと考えられる。そのため、坑廃水（原水）中の 7 元素を対象に、平成 15～令和元年の経時変化を評価した Iwasaki ら（2021）の推定結果を基に、「増加傾向」「減少傾向」「増減なし」の 3 つに分類し、評価し

た。より具体的には、推定された濃度変化率の 95%信用区間に基づき、信用区間の下限が 0 を含まないものを「増加傾向」、使用区間の上限が 0 を含まないものを「減少傾向」、信用区間に 0 を含むものを「増減なし」と判断した。

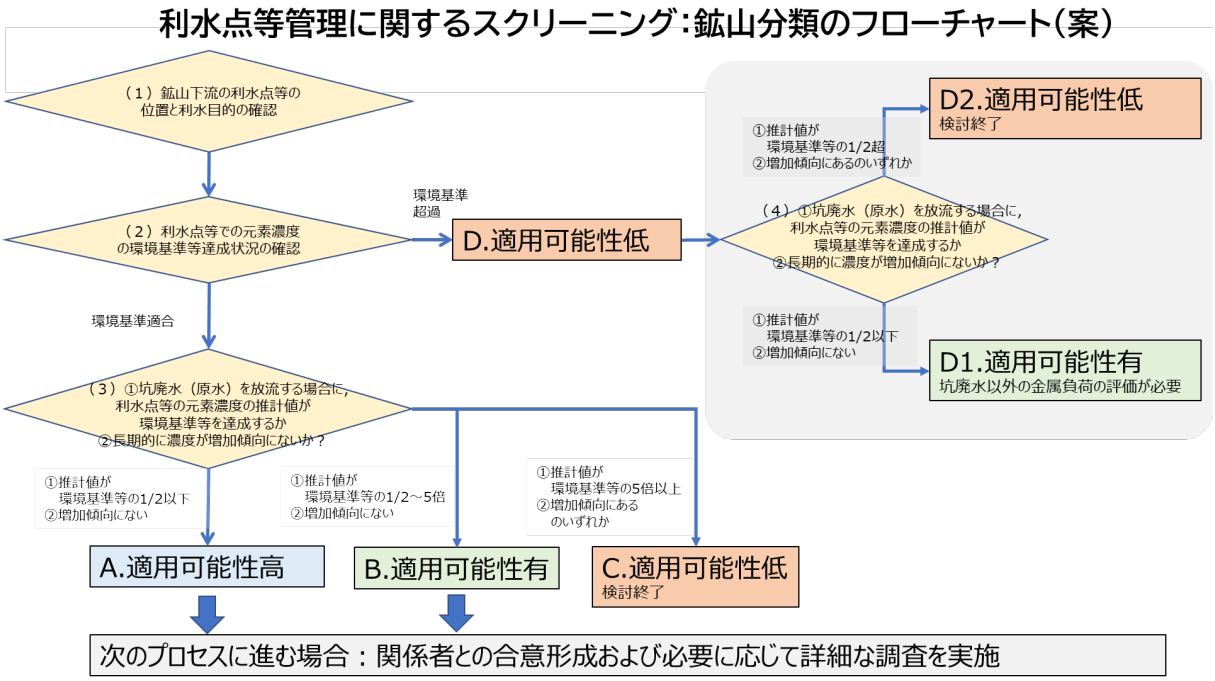


図 3-1　鉱山分類のフローチャート（案）

3.1.3. 評価・分類結果

合計 27 箇所の義務者不存在鉱山を対象にフローチャートに沿って評価した結果、A（適用可能性高）が 11 鉱山（42%）、B（適用可能性有）が 3 鉱山（12%）、C（適用可能性低）が 4 鉱山（15%）、D2（適用可能性高）が 8 鉱山（31%）であった。

3.2. パッシブトリートメントに関するスクリーニング

第 5 次基本方針期間において PT については、調査研究が進展し、特に人工湿地タイプについては実規模人工湿地が整備され、現在も実導入試験が継続されている。そのほかのプロセス（微生物活用型、植物を利用する型など）にも基礎研究や実証研究が進展し、これまでの研究成果を取りまとめ令和 4 年 12 月にはパッシブトリートメント導入ガイダンスが公開された。ここでは、同ガイダンスを参考に国内の休廃止鉱山について PT の適用可能性がどの程度あるのか机上検討による簡易スクリーニングを実施した。

3.2.1. パッシブトリートメントプロセス選定のフローチャートについて

パッシブトリートメント導入ガイダンスでは、図 3-2 に示すように坑廃水の水質に対して、どのような PT プロセスが適しているか検討するためのフローチャートが紹介されている。例えば、酸度の高い坑廃水に対して、鉄の有無などによって選定するプロセスが変わるが、そういった検討を容易に行えるようなものである。

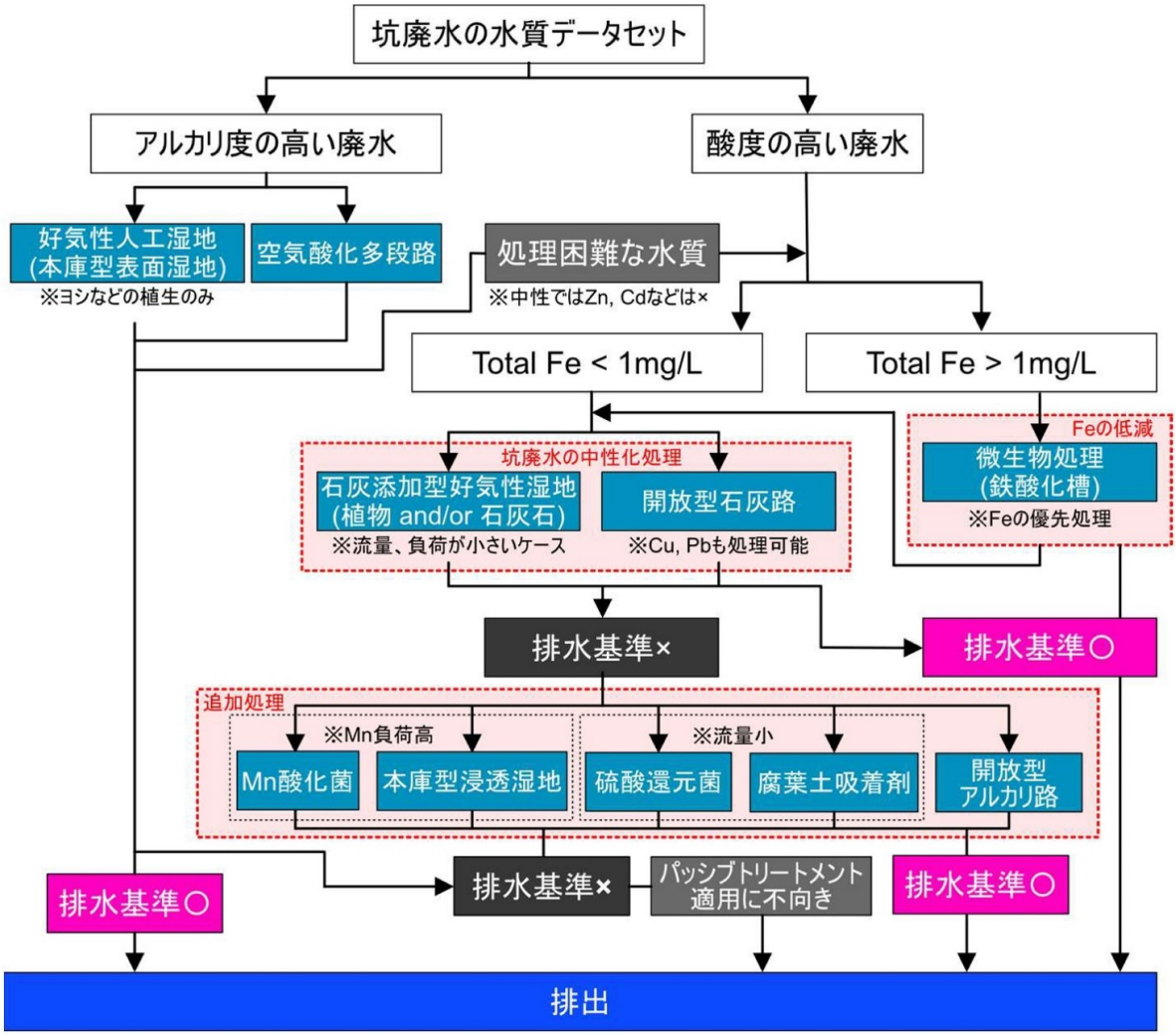


図 3-2　PT プロセス選定のフローチャートの一例（Y. Takaya et.al 2021 開放型石灰路-アルカリ路による酸性坑廃水の処理予測とパッシブトリートメント導入に向けた示唆　から引用）

また、PT のプロセスとしては、導入ガイダンスでは以下の図 3-3 のような複数のプロセスが紹介されており、本項ではフローチャートや図 3-3 を参照し、国内の休廃止鉱山への適用可能性を机上検討する。

大分類	中分類	小分類	処理可能金属と濃度目安	pH範囲	滞留時間目安	特徴	課題	イメージ
微生物活用型	-	鉄酸化細菌	Fe：～50 mg/L（As）	1～8程度	0.5～5時間	多様なpH範囲に対応可能 原水pHによっては発生殿物の嵩が小さい 微生物型の中では高速処理が可能	槽内が閉塞しやすい 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（表層攪拌）が必要 定期的（数年単位）な浚渫が必要	
	-	硫酸還元菌	Cu：～10 mg/L Pb：～1.2 mg/L Zn：～100 mg/L Cd：～0.15 mg/L	5～8程度	10～50時間	一般的に処理にコストがかかる金属種を安価に処理可能 殿物の嵩が小さい	処理速度が遅い 栄養源が必須 定期的（5～10年単位）な浚渫が必要 低温下では活性が弱く、処理能力が低下する懸念（反応場の温度4℃台は処理継続した実績あり）	
	-	マンガン酸化菌	Mn	6～8程度	24時間程度	一般的に処理にコストがかかるMnに対処可能	中性pHのみ対応 ラボ試験段階	
人工湿地型	人工湿地	好気性（表面流）人工湿地	Fe：～20 mg/L	5～	10～50時間	コスト安価 単純な水質に好適	処理可能な金属種が限定 pH中和能がない 定期的（10年単位）な浚渫が必要	
		嫌気性（浸透流）人工湿地	Cu、Pb、Zn、Cd	5～8程度	15時間～	コスト安価 pH中和能も有する	FeやAlによる目詰まりの可能性 処理速度が遅い 定期的（10年単位）な浚渫が必要	
	石灰石水路	好気性石灰石水路	Fe：～5 mg/L（含まれないことが望ましい）	1～6程度	2～10時間	シンプルな構造 目詰まり状況など目視可能 温度の影響は小さい	FeやAlによる目詰まりの可能性 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（清掃）が必要 定期的（数年単位）な浚渫が必要	
		嫌気性石灰石水路	-（pH中和が目的）	1～6程度	2～10時間	Fe殿物による被覆起こりにくい 設備は埋設が基本 温度の影響は小さい	状況の目視が困難 定期的（数ヶ月単位）なメンテ（清掃が必要） 浚渫の際、大規模工事が必要な可能性	
その他の型	-	植物吸収（ファイトレメディエーション）	As、Pb、Zn、Cd	中性付近が望ましい	20～50時間	植物体に金属を集積 中和殿物の発生無し	定期的に植物体を刈り取る必要性 生育条件が限られる （極端な高温、低温の耐性がやや弱い）	
	-	天然材による吸着	Zn：～5 mg/L Cd等	中性付近が望ましい		天然資材を活用可能 中和殿物の発生無し	充填槽が短絡しやすい 破過したら都度交換が必要 低温下は資材の固化が起こりやすく注意が必要 （反応場の温度5℃までは処理継続した実績あり）	

図 3-3　PT のプロセスの一覧と主な特徴

（パッシブトリートメント導入ガイダンスより引用）

3.2.2. パッシブトリートメントスクリーニング方法

PT の適用可能性の検討については、フローチャート等を活用し、各休廃止鉱山について適用可能性をスクリーニング評価した。手順としては以下のとおりである。

①水質面から PT が適用可能かどうか、適用可能な PT プロセスが何かを検討

評価は 3 段階（〇、×、△）とし、それぞれ〇（2 点。PT の適用可能性高い）、△（1 点。PT が適用可能と思われるが、詳細な検討が必要）、×（0 点。水質的に PT に不向き）と定義した。

②次に、水量と敷地の関係から、①で適用可能と考えた PT の設備が実際に設置可能かどうかを検討

評価は 3 段階（〇、×、△）とし、それぞれ〇（2 点。大規模改修工事を伴わなくても PT 設備が設置可能）、△（1 点。工事等により何らかの手を加えれば、PT 設備が設置可能になる可能性がある。あるいは情報量が少なく、現状で判断がつかない）、×（0 点。利用可能な敷地に対して、水量が多く PT 設備規模が大き過ぎる等、設備設置が現実的ではない）と定義した。

③最後に①と②をあわせて総合評価

水質面と水量・敷地の合計で表現。S（4 点。PT 適用可能性が非常に高い）、A（3 点。PT 適用可能性が高い）、B（2 点。PT 適用の可能性がある）、C（どちらかあるいは両方に×を含む。現状では PT 導入は難しい）と定義した。

以上を整理し、仕上がりのイメージとしては次の表 3-1 のとおりとする。

表 3-1　PT スクリーニングの仕上がりイメージ

鉱山	流量	pH	Fe	Zn	・・・	一次評価（水質面）	適用可能なPT	二次評価（水量・敷地）	PT総合評価
A						○	硫酸還元菌	△	A
B						○	好気性湿地 硫酸還元菌 アルカリ路	○	S
C						△	鉄酸化 ＋ 石灰湿地	○	A
D						○	石灰路	○	S
E						×		--	C

3. 2. 3. 結果・まとめ

ここではスクリーニング検討結果の一例を示したあと、結果を一覧に整理する。例えば以下の表 3-2 のような水量、水質の休廃止鉱山についての検討事例を示す。

表 3-2　検討事例の水量、水質

水量・水質							
流量（L/min）	pH	Zn	Pb	Cu	Cd	SO_4^{2-}	acidity
190	3.9	5.02	0.7	2.66	0.03	255	60

まず、PT 選定フローチャートにより、対応可能なプロセスの検討を実施した。以下の図 3-4 のように水質に対してフローチャートでの分岐を進め、どのようなプロセスが適用可能であるかを検討し、ここでは坑廃水に鉄がほとんど含まれないことから、鉄を除去するプロセスは不要であると考えられ、原水の pH を上昇させるために開放型石灰路の利用が有効であると考えられた。また、Zn、Pb、Cu、Cd を除去するためには、硫酸還元菌によるプロセスが有効であると考えられた。

以上の内容を取りまとめ、また実際の現場の状況も勘案し、水質面の評価としては以下のような理由により○（PT 適用可能性が高い）と評価された。

- 処理対象金属は、Zn、Pb、Cu、Cd であり、硫酸還元菌プロセスにより硫化物として析出させるのが極めて有効と考えられる。
- 原水湧出時の水温が 7～13℃程度であり、硫酸還元菌の活性維持のため、温度低下は抑制する必要があり、設備（工程）数は少ない方が好ましい。
- 原水 pH が 4 程度であるため、pH 上昇させる必要があり、温度低下抑制の観点から硫酸還元菌の反応槽（嫌気反応槽）に石灰石も混合充填し、pH 中和能も持たせることが必要である。

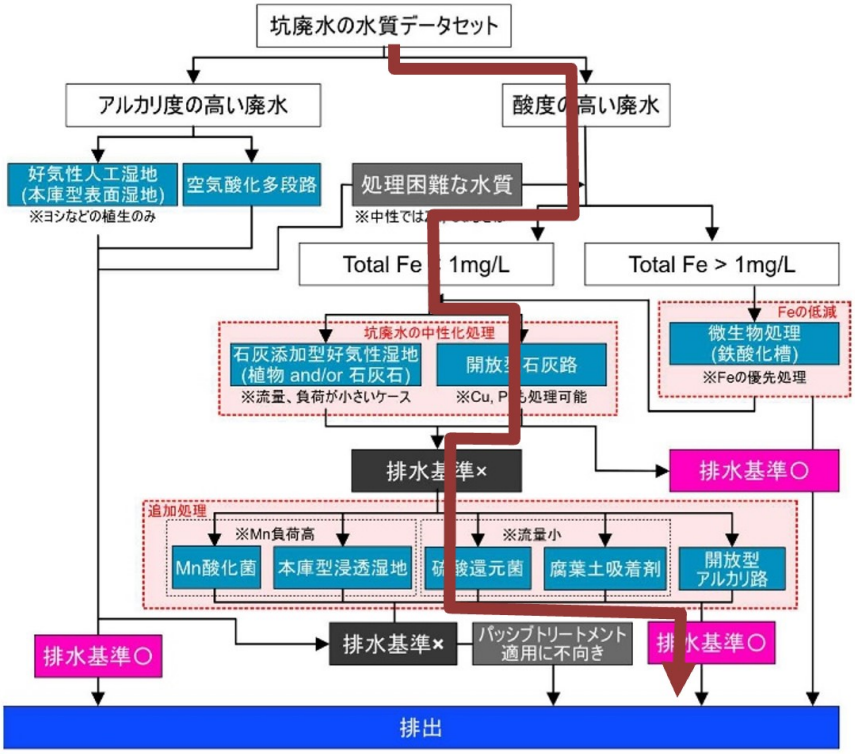


図 3-4　フローチャートによる検討事例

次に水量と敷地について検討した。水量については次の図 3-5 に示すように過去のデータを収集し、平時の水量が約 200 L/min 程度であることが確認され、融雪期や豪雨後には水量が約 1 m^3/min まで増加することが確認された。

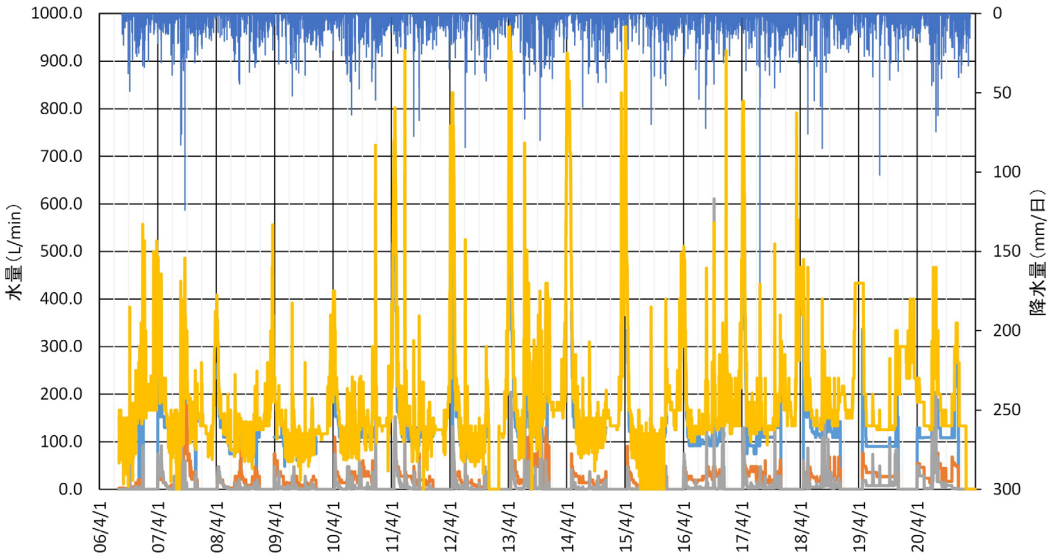


図 3-5　坑廃水の水量に関する検討事例

（過去の水量、降水量のデータを基に JOGMEC 作成）

また、敷地については、水量が 200 L/min 程度であれば、処理の滞留時間を 12.5 時間と仮定すると、設備の面積は約 160 m^2 となることが確認され、図 3-6 のように現実的に設備導入が可能であると考えられた。一報で、融雪期の水量である 1 m^3/min に処理設備をあわせる場合、設備の面積が約 800 m^2 程度となり、敷地の面から適用は難しいと考えられる。



図 3-6　敷地の検討事例

（JOGMEC 撮影写真に加工）

以上のことを踏まえ、水量と敷地面の評価としては△とした。水質面での評価（○）と水量・敷地面での評価（△）を鑑み、ここでは総合評価として A（PT 適用可能性が高い）と評価された。ただし、実際の適用においては、水量の増加への対応策を吟味する必要がある。

以上に記載したような検討手順で、国内の休廃止鉱山に関し評価を実施した。27 現場のうち、導入済みとして 2 現場を除外すると評価が S の現場が 2 カ所、A が 4 カ所、B が 9 カ所、C が 10 カ所となった。S 及び A の現場については特徴としては水質面では Fe をほとんど含まないか、含んでいても 50 mg/L 以下とさほど高濃度ではなく、他には Cu、Pb、Zn、Cd が一律排水基準値をわずかに上回る程度の濃度で含まれていることが挙げられる。また、水量も数十 L/min～300 L/min 程度の範囲で少ないことが特徴であった。これらの現場については実際の PT 適用可能性は高いと推察され、今後はモデルケースによる実証検討を進めることでより精緻な適用可能性が検討できると考えられる。

また、評価が B である現場については多くが Mn を含むあるいは Zn が 20 mg/L 以上と高濃度に含まれる現場であることが確認された。Mn については、Mn 酸化菌利用技術の調査研究が進められているところであり、同技術の開発が進めば PT の適用対象となる可能性が考えられる。高濃度の Zn については、硫酸還元菌を活用するプロセスや石灰石あるいはコンクリート廃材を活用するプロセスの高度化が進められており、それらの技術により将来的に PT の適用対象に含まれる可能性が多いに考えられる。以上のように現状の技術レベルでは、PT の適用可能性が高いとは言えないものであるが、今後の技術開発の進展により PT 適用可能性が高いと評価できるようになる可能性があり、技術開発を進展させることが重要であると考えられる。

次に、評価が C である現場については、10 現場全てが Fe を 50 mg/L 以上含み、pH が低く 3 以下であることが特徴である。Fe については、石灰石水路や好気性（表面流）人工湿地等である

程度対処が可能であることが海外の研究事例からも明らかになっているが、国内では Fe を 50 mg/L 以上含む坑廃水に対しての PT の適用実績がないことから、現状の技術レベルでは適用可能性が低いと判断されたものである。Fe については、化学的な処理方法についてはメカニズムも明らかになっているところであるが、発生する殿物による目詰まりや石灰石等のアルカリ材の表面被覆などによる中和効果の低下など、運用面でのエンジニアリング的な課題が散見される。今後は高濃度の Fe を含む坑廃水について PT の適用性検討の進展が期待されるものである。それにより、評価が C となった現場については水質面では単純な水質であるものも多く、将来的に評価が向上する可能性が十分考えられる。

これまでの内容を整理すると、本項では PT 導入ガイダンスのプロセス選定フローチャート等に基づき国内の休廃止鉱山について簡易的なスクリーニングを実施し、その評価としては、以下のようにまとめられた。

- 27 現場のうち 6 現場で PT 適用可能性が高い（S、A 評価）
- 9 現場は PT 適用可能性があり（B 評価）、今後の技術開発により Mn や高濃度 Zn 等に対応できるようになれば、適用可能性が拡大すると考えられる
- 10 現場は水質面で適用可能性が低い（C 評価）ことが確認された。いずれも Fe が高濃度で pH が低い現場である。Fe は海外事例のように広大な敷地で処理できれば十分対応可能であるが、日本式 PT を目指す上では殿物発生量やそれに起因する目詰まりなど技術的課題が残っておりそれらの解決策検討が進展することが期待される

3.3. 利水点等管理と PT のスクリーニングを統合した整理

3.3.1. 背景と目的

3.1 と 3.2 でスクリーニングを行った利水点等管理と PT は、併用することで適用範囲が広がると期待され、坑廃水処理が行われている義務者不存在鉱山に対して、両者の適用可能性評価の結果を統合して、次期基本計画以降、コスト削減に向けてどのような方向性が考えられるかについて検討した。

3.3.2. 結果・まとめ

まず、利水点等管理と PT のスクリーニング結果について整理した。これを基に利水点等管理及び PT 適用の観点から、概ね 4 つのパターンに考え方が整理された。

①現状の技術レベルで既存の坑廃水処理からの脱却を目指すことが可能と考えられる鉱山

これは利水点等管理、PT 共に適用可能性が高いと考えられる鉱山が該当するもので、5 鉱山が該当した。それぞれ単独で、つまり水質管理手法として利水点等管理を適用すれば大きな影響は無い、あるいは坑廃水処理の手法として PT を適用すれば既存のアクティブトリートメントに比べ大幅にコストが削減できると考えられる現場であるが、確実に導入するためには両者を組み合わせて適用することが最善であると考えられる鉱山である。これらの鉱山では、処理手法として PT を適用、水質管理は利水点等管理を適用することで、通常時は PT により坑廃水の水質負荷を大幅に低減しつつ、利水点等で環境基準等を十分満足できる、非常に安全・安心な鉱害防止対策

の実施が可能となり、仮に一時的に PT が処理不全に陥ったとしても利水点等では環境基準等を満足しうる可能性が高く、地域住民にとっても受容しやすいものであると考えられる。

②PT の適用可能性が高く、ハイブリッド処理等によって坑廃水処理コストの低減が期待できる鉱山

これは、利水点等管理が C または D、PT が A または B に分類された鉱山であり、10 鉱山が該当した。これらの鉱山では、PT の適用可能性は高いものの、利水点等管理の適用可能性が低いため、仮に PT が機能せずに坑廃水の処理が不十分なまま坑廃水が放流される場合、利水点等で環境基準等を満足しない可能性があるもので、確実なバックアップが必要となる可能性がある。ただし、この場合の利水点等管理の考え方は、あくまでも坑廃水が全く処理されずに原水がそのまま放流された場合のみを想定しており、PT によってある程度負荷が低減した状態で坑廃水が放流された場合は考慮されていないことに留意する必要がある。PT によって負荷が低減した状態で坑廃水が放流されれば、利水点等で環境基準等を満足する可能性は十分に考えられ、詳細な適用可能性の検討には個別の現地調査等が必要となる。また、今後のさらなる PT 技術開発の進展により、適用範囲や安定性を向上させることで、トータルコスト低減が期待されるものである。

③PT の適用が難しいことから、既存の坑廃水処理継続を基本としつつも、将来的に既存処理からの脱却を目指すことが可能と思われる鉱山

これは利水点等管理の適用可能性が高く、PT の適用可能性が低いと分類された鉱山で 6 鉱山あった。これらの鉱山では PT の適用可能性が低いことから、処理手法としては既存処理の継続を基本としつつも、将来的に利水点等管理の適用を目指すことが期待される。また、中には現状で坑廃水の水量が数十 L/min と非常に少ない鉱山も確認され、そういった鉱山では利水点等管理の可能性が非常に高いと考えられることから、詳細な現地調査等によって近い将来に利水点等管理の適用が可能となる可能性があるものである。

④現状の技術レベルでは、既存の処理を着実に実施することが現時点ではトータルコストが安価と推定される鉱山

これは、利水点等管理及び PT の適用可能性が共に低い鉱山で 3 鉱山が確認された。水量が非常に多い（1 m^3/min 以上）場合や、水質が特殊な場合（金属濃度が非常に高い）が該当しており、こういった現場では既存のアクティブトリートメントについて高効率化することが、低コスト化に繋がる可能性が高いと考えられる。ただし、処理の一部に PT を適用したりすれば低コスト化に繋がる可能性も考えられ、詳細な個別の現地調査が必要である。

3.4. 第 6 次基本方針の方向性とりまとめ案

3.1～3.3 及びワーキンググループでの議論を踏まえ、第 6 次基本方針策定に向けた鉱害防止事業の課題と対応策を、次のようにとりまとめた。

（1） 鉱害防止事業全体における新たな取組み
- ✓鉱山跡地の緑化促進による炭素固定や、新エネ、再エネの導入による二酸化炭素排出量削減などカーボンニュートラルに資する取組みを進め、鉱害防止事業に付加価値を付与

（2） 鉱害防止工事残存工事の早期完了
- ✓発生源対策ガイダンスも活用して費用対効果を検証しつつ工事を完工

（3） 坑廃水処理の終了、更なる坑廃水処理コストの削減
- ✓過去の発生源対策の評価や、現状の技術レベルにおける発生源対策による水量削減、水質改善の可能性を検討
- ✓利水点等管理や、PT については社会実装のための研究フィールドとして、知見を結集する場となるモデルケースを設定
- ✓PT や利水点等管理の適用、あるいは組み合わせによる適用についての詳細な評価のためには、現地調査等による基礎データ取得が必要
- ✓新技術の社会実装のため、現場を管轄する鉱害防止事業者の理解度向上に取組む
- ✓Mn 酸化菌を活用した PT 等、新たな技術的知見の更なる蓄積を進め、新技術適用の可能性を検討
- ✓利水点管理の導入にはステークホルダーとの合意が重要であり、その形成プロセスを検討
- ✓更なる知見向上のため、他業種と情報交換・共有する

（4） 排水基準等の規制強化への対応

（5） 中和殿物の減容化及び殿物集積場の確保
- ✓中和殿物のリサイクルを始めとした有効利用に関する検討を進め、将来的に自立化を目指す

（6） 耐震対策等リスク対応

（7） 坑廃水処理管理者の不足・高齢化対応
- ✓最新の IT 技術やドローン等最新機器を活用し、管理の省力化・省人化を検討

（3）については、坑廃水処理の終了や更なるコスト削減に向け、表 3-3 の通り、新たな類型区分とその考え方を作成した。まず、ベースとなる類型は Ⅰ「環境調和型鉱害防止事業～自然回帰への移行」、Ⅱ「環境負荷低減型鉱害防止事業～坑廃水処理の環境負荷低減」、Ⅲ「高効率型鉱害防止事業～坑廃水処理の更なる効率化」に分類した。「Ⅰ」の類型では、第 6 次基本方針の中で鉱害防止対策の終結あるいは既存の坑廃水処理の終結を目指すもの、「Ⅱ」の類型では、すぐに終結は難しいが、その足がかりとなることを目指すもの、「Ⅲ」の類型では、坑廃水処理自体は続くものの効率化を促進し、コストダウンを目指すことが挙げられる。また PT や利水点等管理の適用に関わらず、計画的な設備更新あるいは新たな処理技術等の導入によりコストダウンを目指すことも挙げられる。

表 3-3　休廃止鉱山の類型区分整理

類型	タイプ	基本的考え方
Ⅰ. 環境調和型鉱害防止事業　～自然回帰への移行	①発生源対策の実施によって鉱害防止事業終結を目指すべき鉱山	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、発生源対策ガイダンスも活用して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）
	②利水点等管理の適用により、坑廃水処理を終結させ、低環境負荷の鉱害防止事業への移行を目指すべき鉱山	水質管理目標を鉱山下流の利水点等とすることで、利水点等で環境基準等を下回ると見込まれ、ステークホルダーの理解を得られる場合は、利水点等管理を適用し、坑廃水処理の終結について検討する
	③パッシブトリートメント等の新技術及び利水点等管理の適用により、既存の坑廃水処理を終結させ、低環境負荷の鉱害防止事業への移行を目指すべき鉱山	パッシブトリートメント等新技術の適用が見込める場合は、追加の発生源対策や利水点管理等との併用も含めて検討し、適切な時期に既存の坑廃水処理終結を目指す
Ⅱ.環境負荷低減型鉱害防止事業 ～坑廃水処理の環境負荷低減	④パッシブトリートメント等の新技術及び利水点等管理の適用（一部適用）によって、既存の坑廃水処理の負荷を低減させ、坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山	利水点等管理あるいはパッシブトリートメントの一部適用により、既存の坑廃水処理を縮小することが見込める場合は、ステークホルダーとの合意形成を開始し、コスト低減を目指す
Ⅲ.高効率型鉱害防止事業 ～坑廃水処理の更なる効率化	⑤設備のIT化やドローンを活用した遠隔監視技術や、リサイクル等の新技術の適用によって坑廃水処理費の低減を目指すべき鉱山	最新のIT技術等を活用した省人化・省力化等のコスト低減策を積極的に検討するとともに、中和殿物の再資源化等の新技術適用も検討し、コスト低減を目指す
	⑥設備更新により省エネを促進し、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

最後に、これまでに検討した第 6 次基本方針における方向性について、概念図を作成し、図 3-7 のとおり示す。

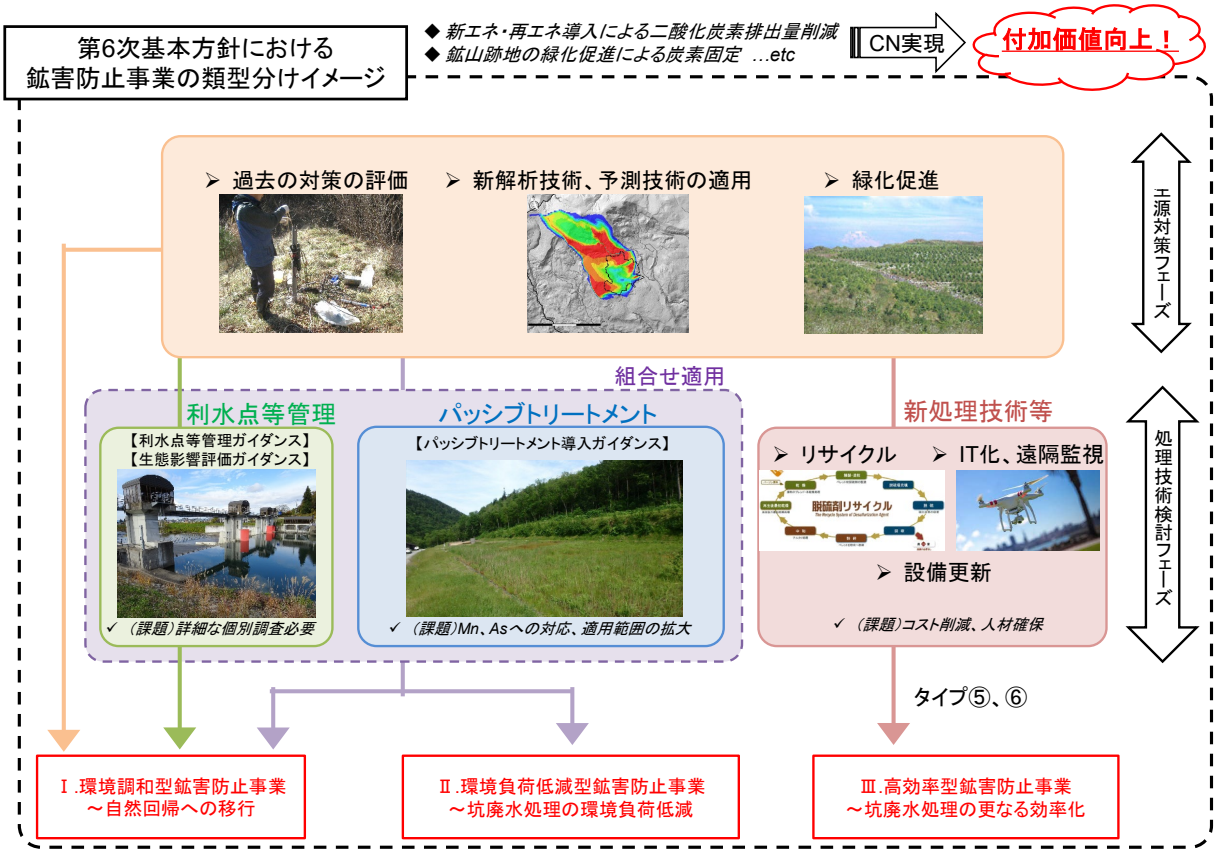


図 3-7　第 6 次基本方針の方向性の概念

4. 委員会の設置

4.1. グリーン・レメディエーション等研究委員会

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委員を表 4-1 のとおり構成した。第 1 回委員会は令和 3 年 10 月 6 日、第 2 回委員会は令和 4 年 3 月 3 日に、それぞれ開催した。

表 4-1　グリーン・レメディエーション等研究委員会　委員

氏　名	所　属	役　職
所　千晴	早稲田大学理工学術院　創造理工学部環境資源工学科 東京大学大学院　工学系研究科	教授
五十嵐　敏文	北海道大学大学院工学研究院　環境循環システム部門	教授
井上　千弘	東北大学大学院　環境科学研究科	教授
宮田　直幸	秋田県立大学　生物資源科学部生物環境科学科	教授
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	教授
沖部　奈緒子	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
坂井　敏彦	日本鉱業協会　環境保安部　兼　技術部	理事

4.2. マンガン酸化菌利用処理技術等調査研究ワーキンググループ

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委員を表 4-2 のとおり構成した。第 1 回書面審議は令和 3 年 10 月 21 日、第 2 回 WG は令和 3 年 12 月 14 日、第 3 回 WG は令和 4 年 2 月 10 日に、それぞれ開催した。

表 4-2　Mn 酸化菌利用処理技術等調査研究ワーキンググループ　委員

氏　名	所　属	役　職
宮田　直幸	秋田県立大学　生物資源科学部生物環境科学科	教授
惣田　訓	立命館大学　理工学部環境都市工学科	教授
沖部　奈緒子	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
荻野　激	北海道立総合研究機構　エネルギー・環境・地質研究所地域地質部 地質環境グループ	研究主幹
片岡　卓	日本鉱業協会　環境保安部　兼　技術部	次長

4.3. 基本方針検討ワーキンググループ

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委員を表 4-3 のとおり構成した。第 1 回 WG は令和 3 年 9 月 27 日、鉱山現地検討会は令和 3 年 12 月 1 日～2 日、第 2 回 WG は令和 3 年 12 月 6 日、第 3 回 WG は令和 4 年 2 月 17 日に、それぞれ開催した。

表 4-3　基本方針検討ワーキンググループ　委員

氏　名	所　属	役　職
井上　千弘	東北大学大学院　環境科学研究科	教授
所　千晴	早稲田大学理工学術院　創造理工学部環境資源工学科 東京大学大学院　工学系研究科	教授
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	客員教授
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	教授
片岡　卓	日本鉱業協会　環境保安部　兼　技術部	次長

5. 引用文献

岩崎雄一、村田道拓、川口智哉、松本親樹、保高徹生 (2022)　坑廃水原水を放流する場合に休廃止鉱山下流の水質測定地点の金属濃度は環境基準を達成できるか？単純希釈に基づくスクリーニング評価 Journal of MMIJ 印刷中

Yuichi Iwasaki, Keiichi Fukaya, Shigeshi Fuchida, Shinji Matsumoto, Daisuke Araoka, Chiharu Tokoro, and Tetsuo Yasutaka (2021) Projecting future changes in element concentrations of approximately 100 untreated discharges from legacy mines in Japan by a hierarchical log-linear model. Science of the Total Environment. 786, 147500

D. Trumm, H. Christenson, J. Pope, K. Watson, K. Mason, R. Squire, G. McDonald, A. Mazzetti (2018) Treatment Of High Mn Concentrations At Waihi Gold Mine, New Zealand By Two Methods: A Limestone Leaching Bed And A Slag Leaching Bed. 204-209, 11th ICARD/IMWA/MWD Conference 2018

Yutaro Takaya, Shigeshi Fuchida, Takaya Hamai, Kengo Horiuchi, Yusei Masaki and Chiharu Tokoro (2022) 開放型石灰石路ーアルカリ路による酸性坑廃水の処理予測とパッシブトリートメント導入に向けた示唆, Vol.138, No1, Journal of MMIJ 2022

経済産業省、独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構（2021）休廃止鉱山における自然回帰型坑廃水浄化システム（パッシブトリートメント）の導入ガイダンス

6. 参考資料

生態影響評価ガイダンスに関連する資料を以下に示す。

・参考資料 6.1.1　生態影響評価ガイダンス
・参考資料 6.1.2　生態影響評価ガイダンス　概要説明資料
・参考資料 6.1.3　生態影響評価よくある質問（FAQ）と回答
・参考資料 6.1.4　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

利水点等管理ガイダンスに関連する資料を以下に示す。

・参考資料 6.2.1　利水点等管理ガイダンス
・参考資料 6.2.2　利水点等管理ガイダンス　概要説明資料
・参考資料 6.2.3　よくある質問（FAQ）と回答

緑化ガイダンスに関連する資料を以下に示す。

・参考資料 6.3.1　休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス
・参考資料 6.3.2　休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス　概要説明資料

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

Guidance for Ecological Impact Assessments in Rivers Receiving Mine Discharges

国立研究開発法人　産業技術総合研究所
エネルギー・環境領域　安全科学研究部門
地質調査総合センター　地圏資源環境研究部門

経済産業省　産業保安グループ

令和４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ている。

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、渓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）

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。本ガイダンスは、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)。

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。本ガイダ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。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、本ガイダンスを読み進める上で想定される疑問を整理している。

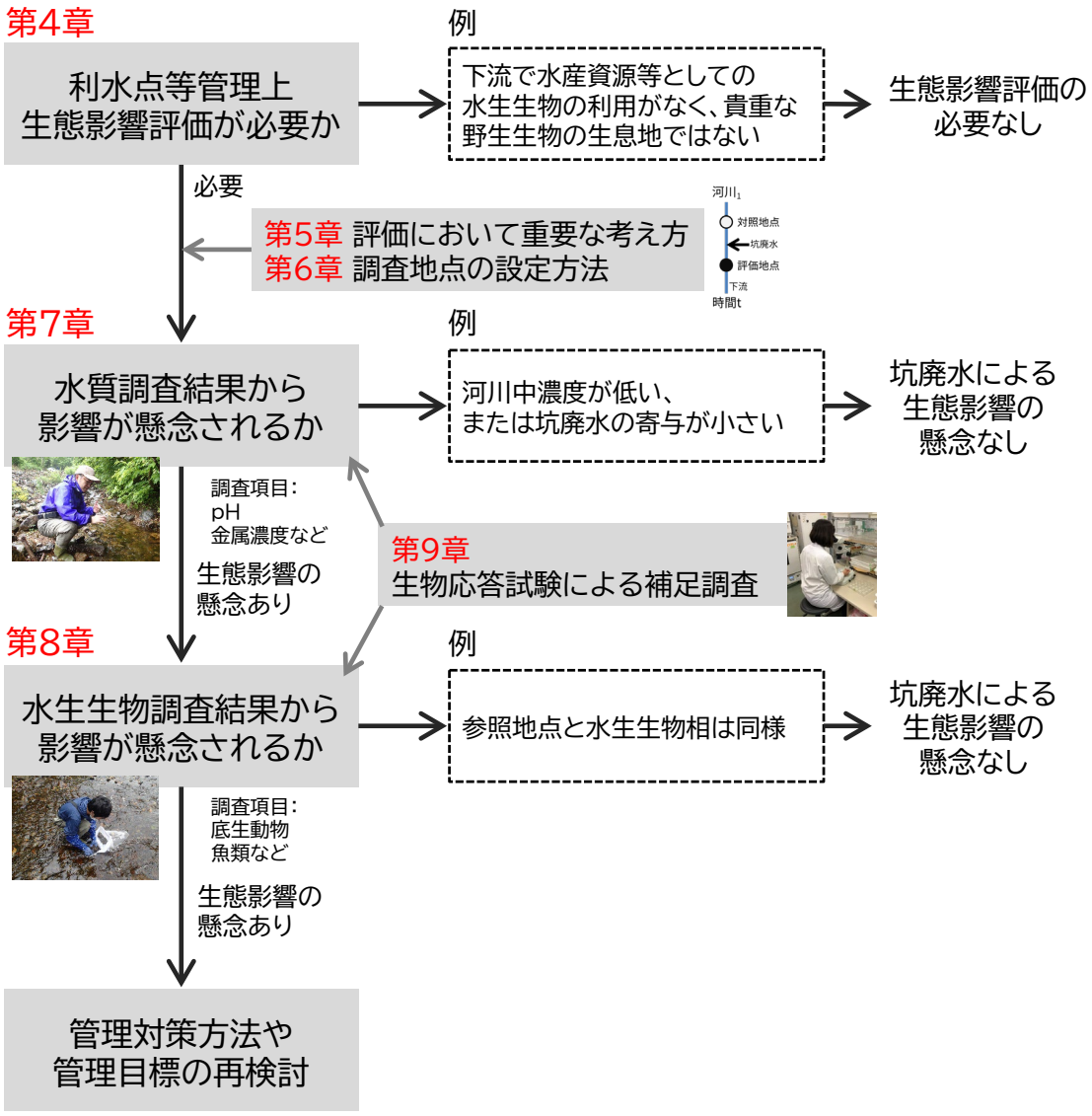


図 1-1. 生態影響評価のフローチャート（段階的評価）

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なくない人的・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幼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な場合は、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、鉱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、休廃止鉱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 2.8μg/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が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た詳述した章（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。

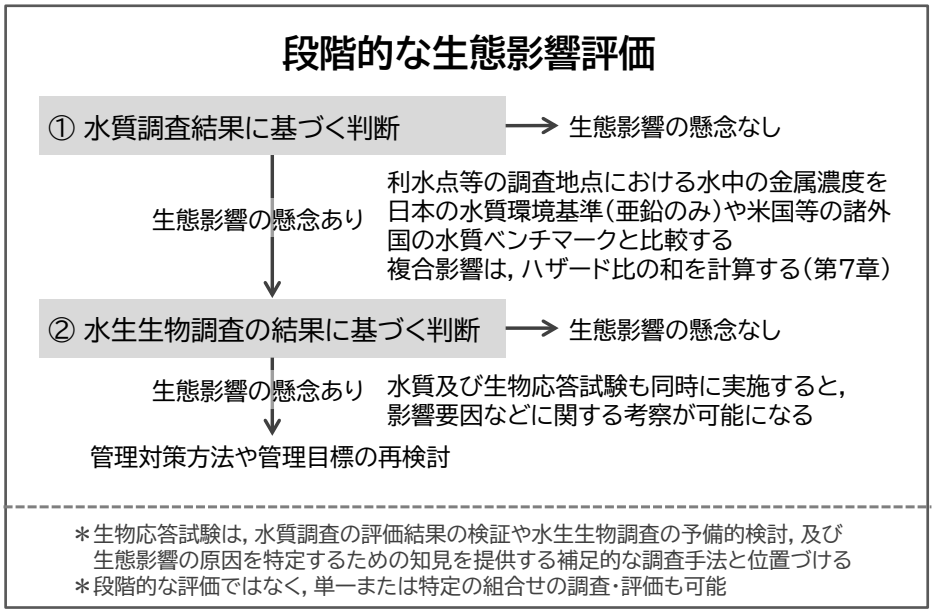


図 5-2. 坑廃水が流入する河川における段階的な生態影響評価と判断例

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（625cm^2）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、鉱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。

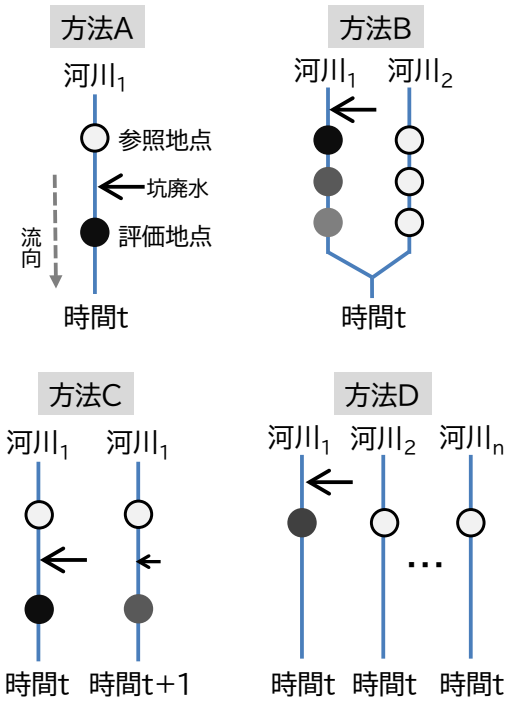


図 6-1. 調査地点（評価地点及び参照地点）の設定方法

【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。鉱山周辺の河川では、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量（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的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 0.45μm）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 μg/L（0.03 mg/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 μg/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 μg/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 からも明らかなように、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
		μg/L								
日本		30	—	—	—	—	—	—	—	—
米国[b]	硬度 = 20 mg/L-CaCO3 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-CaCO3 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-CaCO3 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-CaCO3 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]	Zn, Cu, Ni, Mnは 生物利用可能量で設定	10.9	—	—	1.0	4	123	1000	—	50
豪州[d]	95%保護レベルの デフォルトガイドライン値	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.wfduk.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、鉱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 DNA[25]）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ラ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 のコドラード面

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渓流では、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ため、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 年目以降に 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

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、

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

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。

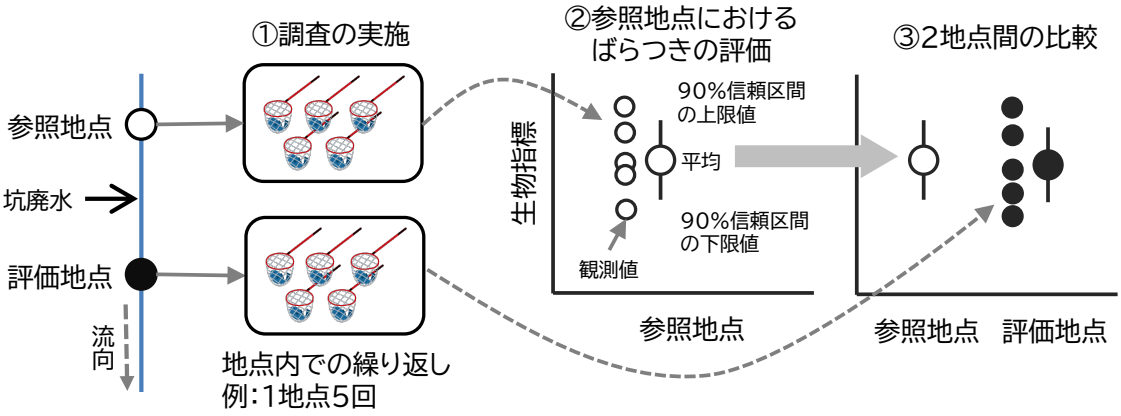


図 8-1. 水生生物調査結果の評価方法（概念図）

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。

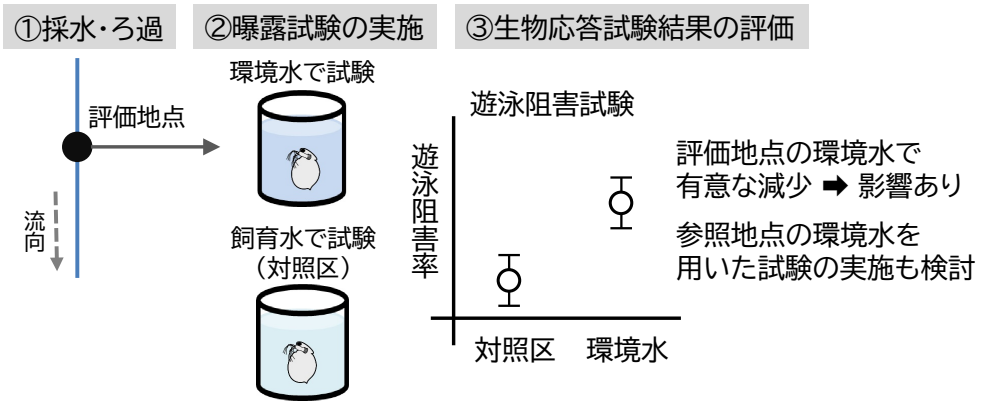


図 9-1. 生物応答試験（遊泳阻害試験）による評価方法（概念図）

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が明らかにできるが、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？

[a]HQ 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とは、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。

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－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.

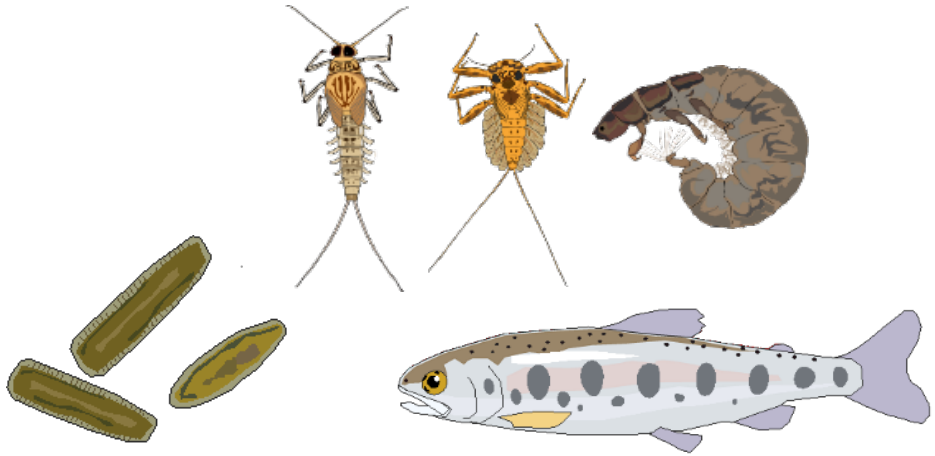
33) 厚生労働省・経済産業省・環境省, 2011. 新規化学物質等に係る試験の方法について, http://www.env.go.jp/chemi/kagaku/hourei/02-tsuuchi-shiken.pdf （2021 年 3 月閲覧）
34) U.S. Environmental Protection Agency, 2002. Methods for Measuring the Acute Toxicity of Effluents and Receiving Waters to Freshwater and Marine Organisms (5th edition), EPA-821-R-02-012. 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, 鑪迫典久, 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, 福冨真実子, 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　岩﨑雄一
メールアドレス：M-ToiawaseMineAist-ml@aist.go.jp

「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」概要説明版



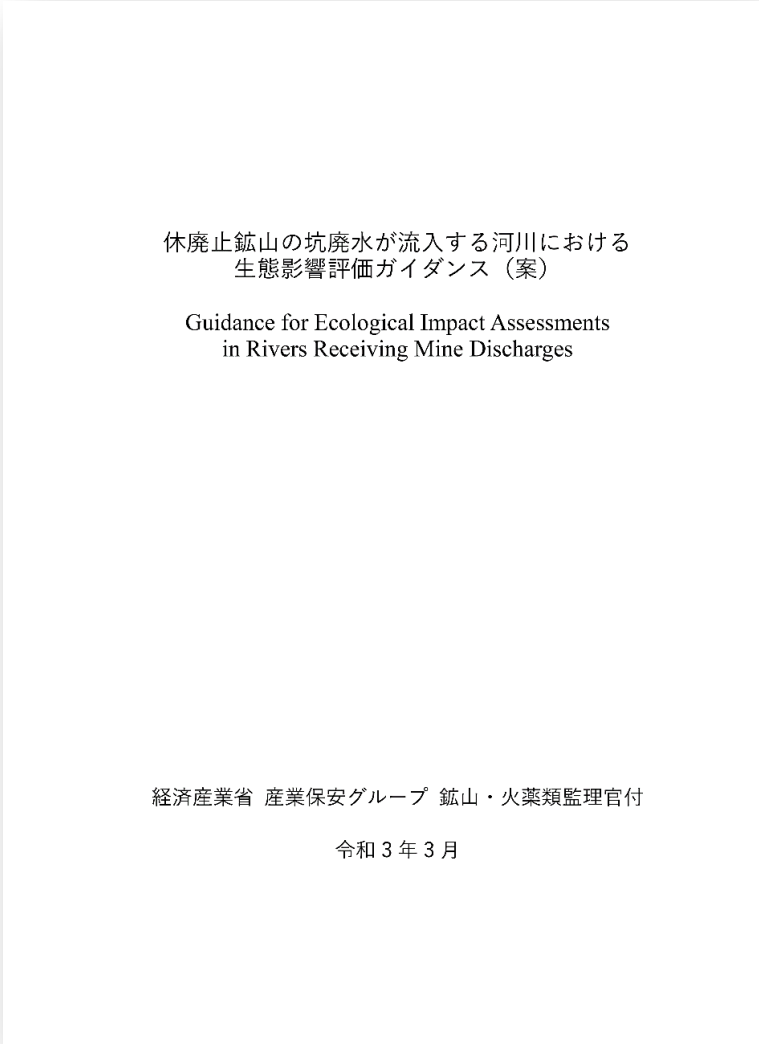
（国研）産業技術総合研究所

目次

1. 背景
   - 生態影響評価の必要性

2. 生態影響評価ガイダンス(案)の紹介
   - フレームワーク, 考え方
   - 調査地点の設定
   - 生態影響評価方法

3. 生態影響評価結果の事例紹介


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）

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

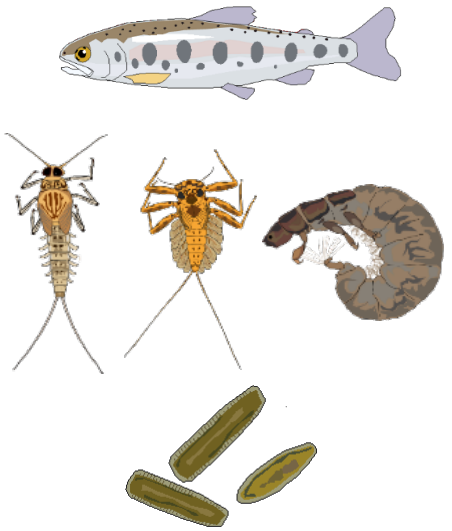
令和３年３月

背景:金属が水生生物に及ぼす影響

- 坑廃水の河川等への流入は河川流量等にも依存して，下流の水質に影響
  - pHの低下，金属類の濃度増加
- 国内の一般環境でも，亜鉛等金属の生態リスクは懸念される(加茂ら 2009)
- 2003年に，水生生物の保全を目的とした亜鉛の水質環境基準が設定された
  - 河川底生動物の一種であるヒラタカゲロウ類を対象とした長期の毒性試験結果が根拠
  - 銅などの他の金属が，次の候補に挙げられている







背景：生態影響評価の必要性

- 水生生物や生物多様性そのものの保全は重要
- 鉱山下流では、渓流魚の遊漁などが行われている河川も多い
- 柔軟な管理が可能な利水点等管理を，地元の理解を得ながら進める上では、坑廃水（処理水）の水生生物への影響を評価する必要性がでてくる
  - この評価を，生態影響評価と呼ぶ





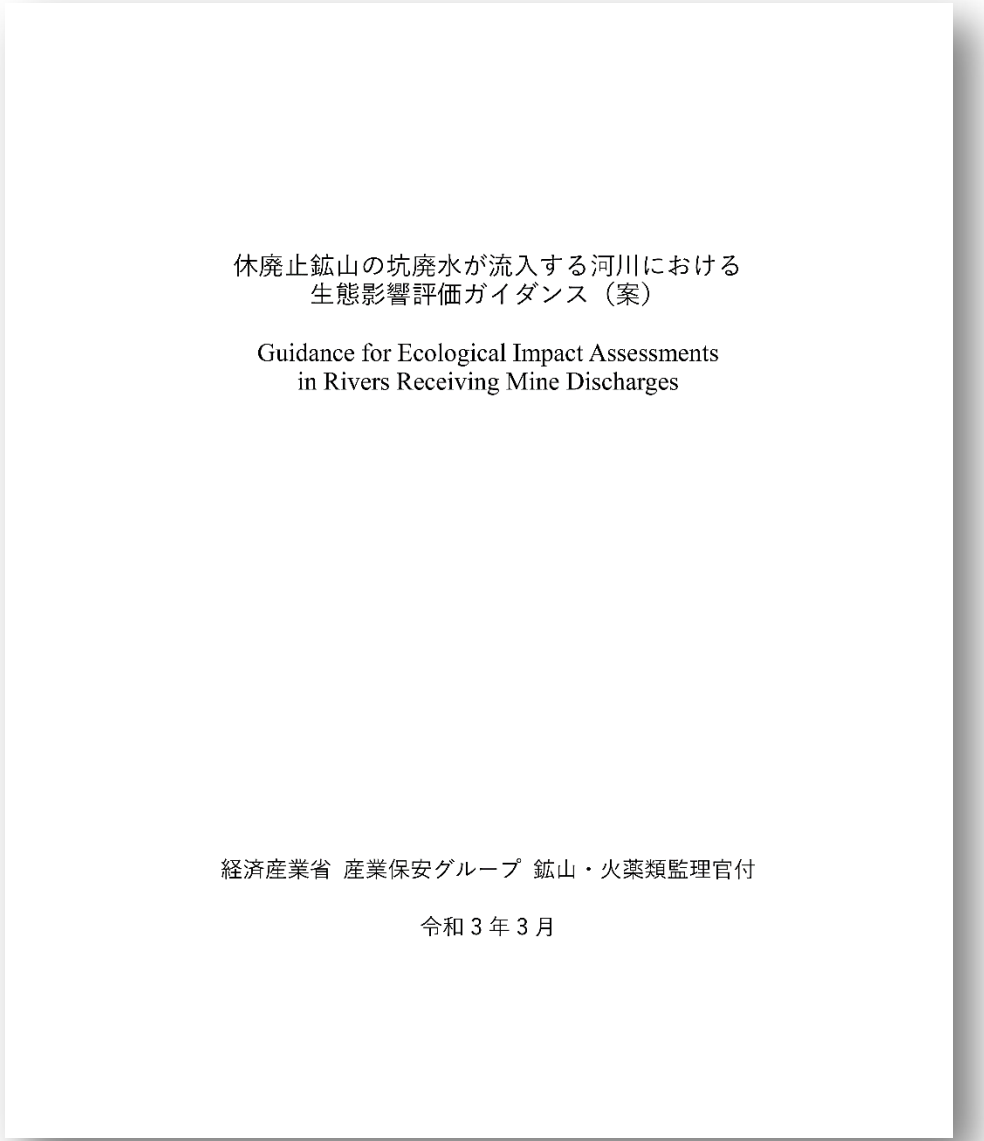
背景:生態影響をどのように評価するか

- 亜鉛等の水質環境基準は，室内毒性試験から導かれる安全側の値
  - 環境基準未満 → そのリスク(影響)は懸念されない
  - 環境基準超過 → 「管理上重要な」影響が観測されるかは不明確
- このような評価の考え方や方法を示したガイダンスが国内ではなかった



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
(第5章:図5-1)

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）

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

- 2021年4月にガイダンス(案)公開

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

ガイダンス発行元及び問い合わせ先

- 経済産業省　産業保安グループ
  鉱山・火薬類監理官付

技術的なサポート

- 産業技術総合研究所

目次

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

定義とフローチャート(第1章)

生態影響評価の定義

- 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・観測されるか評価する
  - 水質調査
  - 水生生物調査
  - 環境水を用いた生物応答試験(毒性試験)

利水点等管理を検討する際に、
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

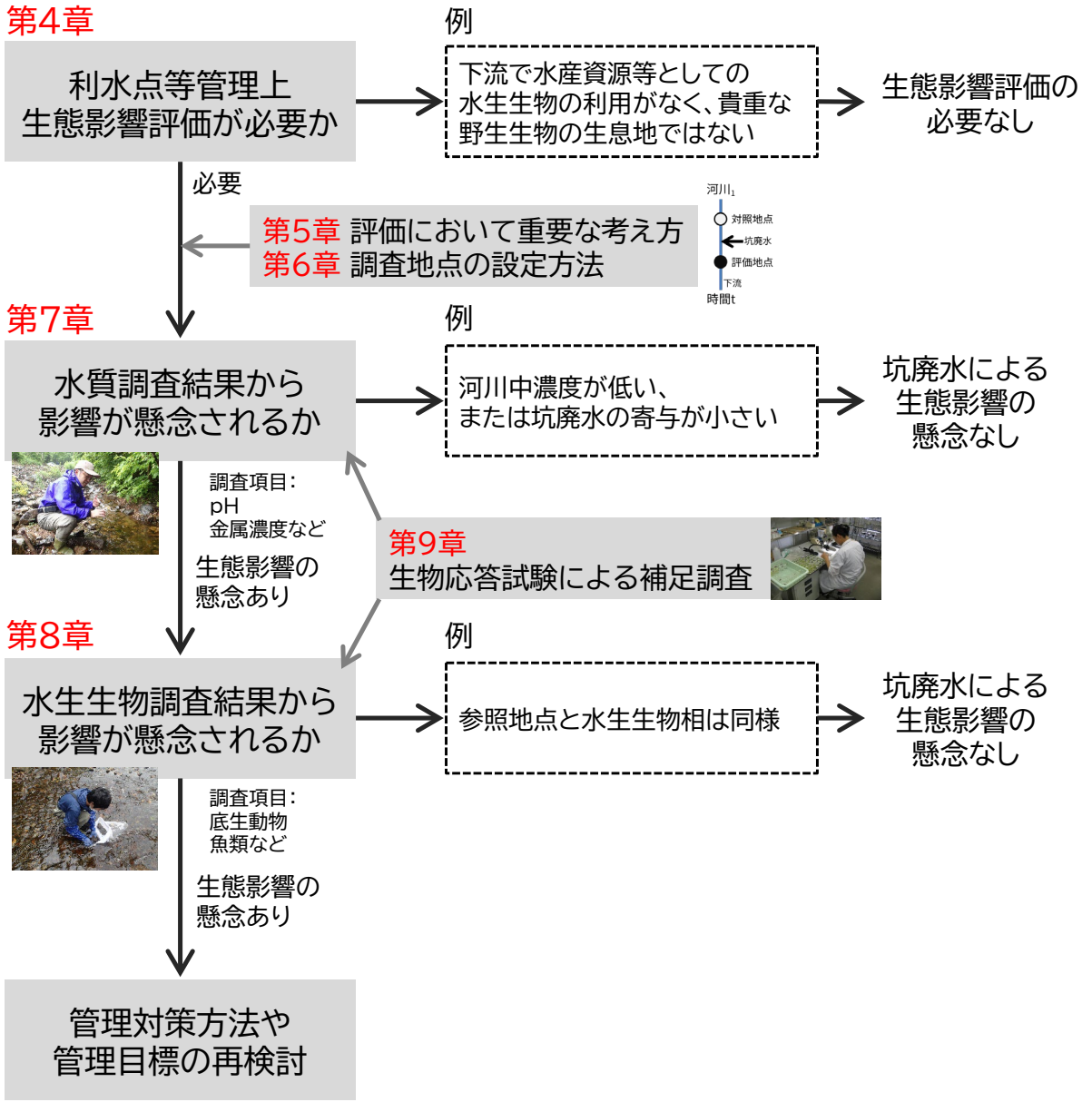


図1-1. 生態影響評価のフローチャート(段階的評価)

生態影響評価の適用が推奨されるケース(第4章)

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

- 水生生物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は亜鉛のみ

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。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。

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

- 漁業または遊漁に利用される魚類等の生息等があり、水産資源への影響が危惧される場合(後略)。

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。

生態影響評価を検討する上での留意点等(第5章)

① 生態影響評価を実施する前に、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

② 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

- 調査地点の設定は, 第6章

生態影響評価を検討する上での留意点等(第5章)

③　生態影響評価に用いる水質調査、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。

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が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

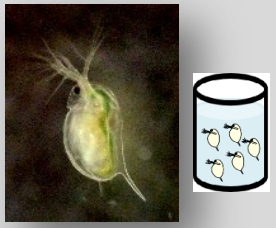
水質調査(7章)



水生生物調査(8章)

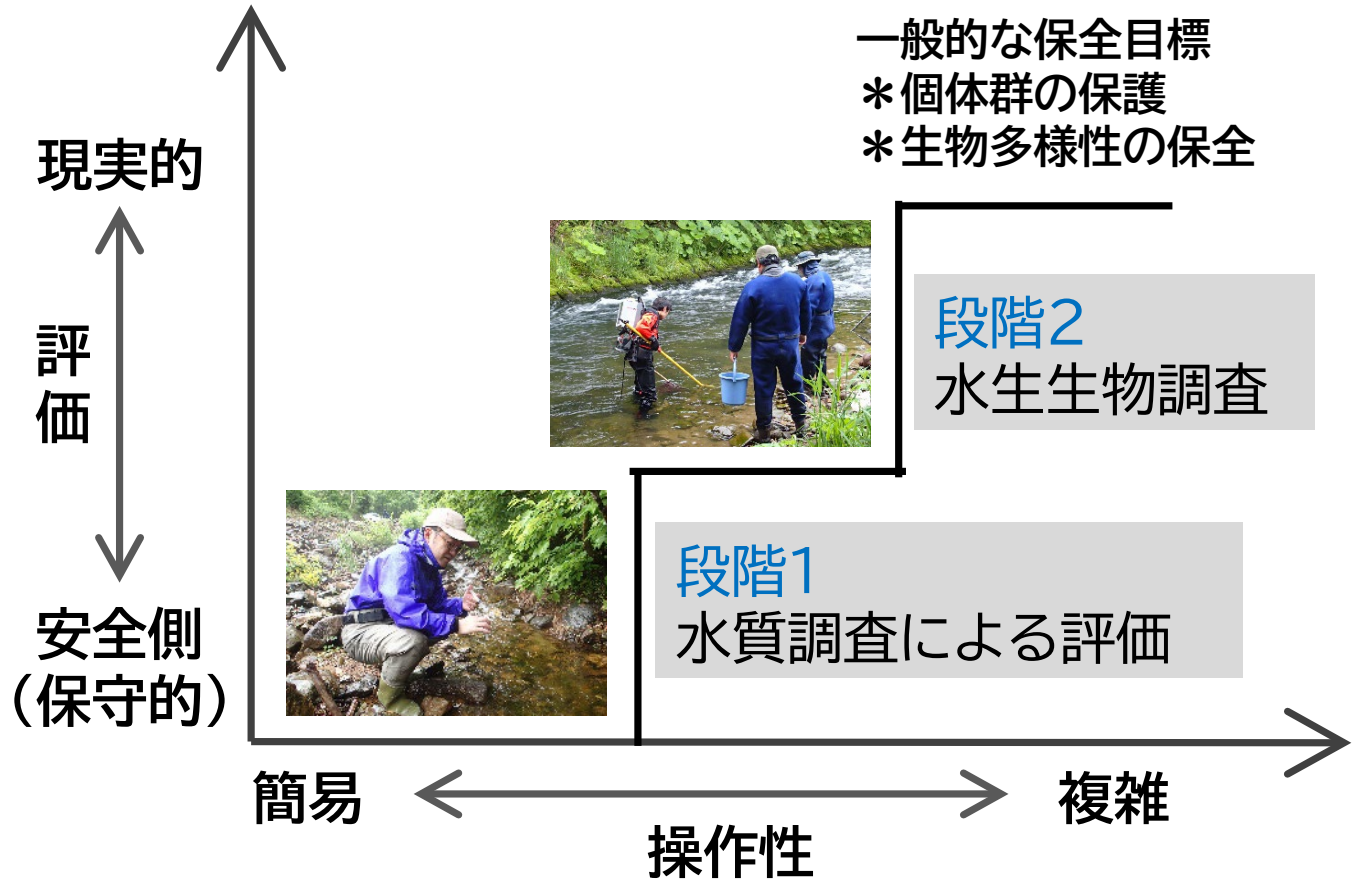


環境水を用いた生物応答試験(9章)



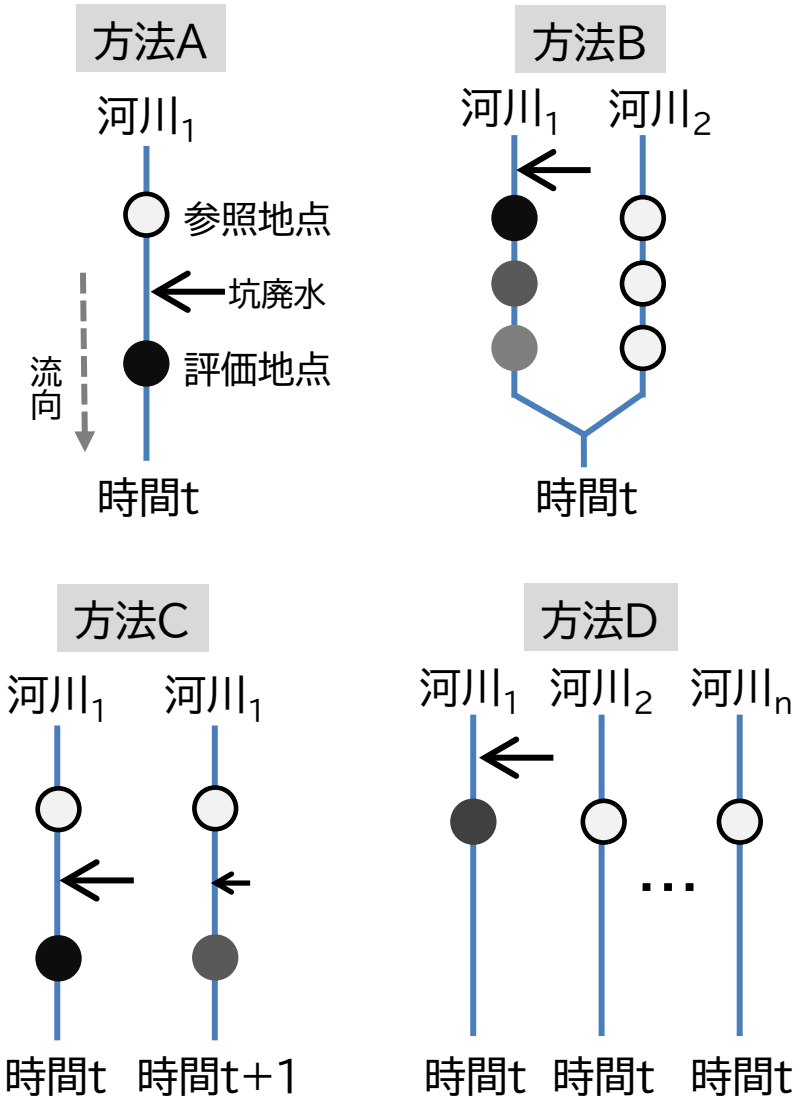
生態影響評価を検討する上での留意点等(第5章)

- 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(図5-1)



調査地点の設定(第6章)

- 評価地点と参照地点の比較が原則
  - 評価地点…
    坑廃水流入河川において影響評価を実施すべき地点
  - 参照地点…
    近傍の河川において、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
- 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



方法：水質調査（第7章）

- 坑廃水流入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な評価などが実施可能
- 水質測定項目
  - 金属類：亜鉛、カドミウム、鉛、銅など　→ ハザード比の和を用いた評価
  - 現地測定項目：水温、pH、電気伝導度（EC）
  - その他の項目：硬度（カルシウム及びマグネシウム濃度）など

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

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



方法：水質調査（第7章）

- 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（淡水域）（表7-1）

国	条件など	Zn	Cd	Pb	Cu	Ni	Mn	Fe	Al	As
						μg/L				
日本		30	—	—	—	—	—	—	—	—
米国[2]	硬度 = 20 mg/L-CaCO3 記載がない濃度は溶存態	30.2	0.08	0.4	2.3	13	—	1000	87 （全量）	150
	硬度 = 30 mg/L-CaCO3 記載がない濃度は溶存態	42.6	0.11	0.7	3.2	19	—	1000	87 （全量）	150
	硬度 = 40 mg/L-CaCO3 記載がない濃度は溶存態	54.4	0.13	0.9	4.1	24	—	1000	87 （全量）	150
	硬度 = 50 mg/L-CaCO3 記載がない濃度は溶存態	65.7	0.15	1.2	5.0	29	—	1000	87 （全量）	150
英国[3]	Zn, Cu, Ni, Mnは 生物利用可能量で設定	10.9	—	—	1.0	4	123	1000	—	50
豪州[4]	95%保護レベルの デフォルトガイドライン値	8.0	0.20	3.4	1.4	11	1900	—	55 （pH > 6.5）	24

方法：水質調査（第7章）ハザード比の和の計算例

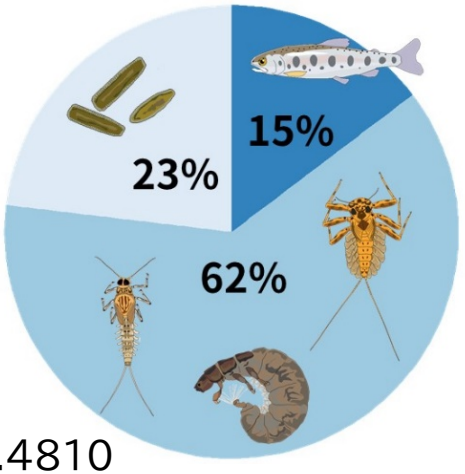
- 硬度20mg/Lの河川で，亜鉛と銅のみが検出された場合を想定

  ＊簡単のため，水質環境基準も含め数値は四捨五入しています

元素	実測濃度（mg/L）	水質環境基準（米国：mg/L）	ハザード比	ハザード比の和
亜鉛	0. 010	0.030	0.01/0.03 ≒ 0.3	
銅	0.006	0.002	0.006/0.002 = 3	0.3 + 3 = 3.3

方法:水生生物調査(第8章)

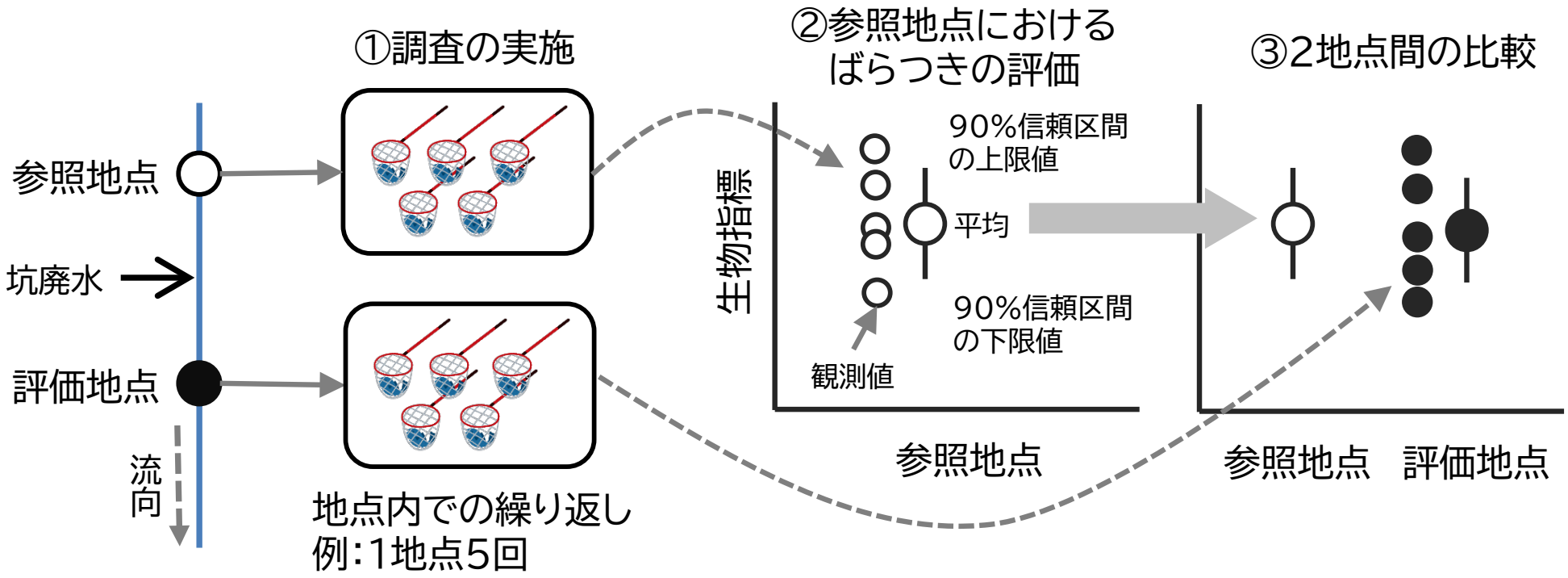
- 水生生物調査の利点は、実際の河川で生態影響を直接観測できること
- 付着藻類、底生動物、魚類が河川での水生生物調査の代表的な調査生物
  - 応答の時空間スケール、保全対象との関係性、定量的な調査の難しさ等の特性が異なる
- どの生物グループを調査すべきか?
  - 保全すべき水産資源(例:魚類)等が存在する場合は、それを調査対象生物とすること
  - 優先して調査対象とすべき生物種やグループを選ぶことができない場合は
    金属汚染に対する応答性が高い底生動物を指標とすることを推奨
- 各生物グループについて、調査方法、項目、頻度、時期を記述



Nambaら(2020)
https://doi.org/10.1002/etc.4810

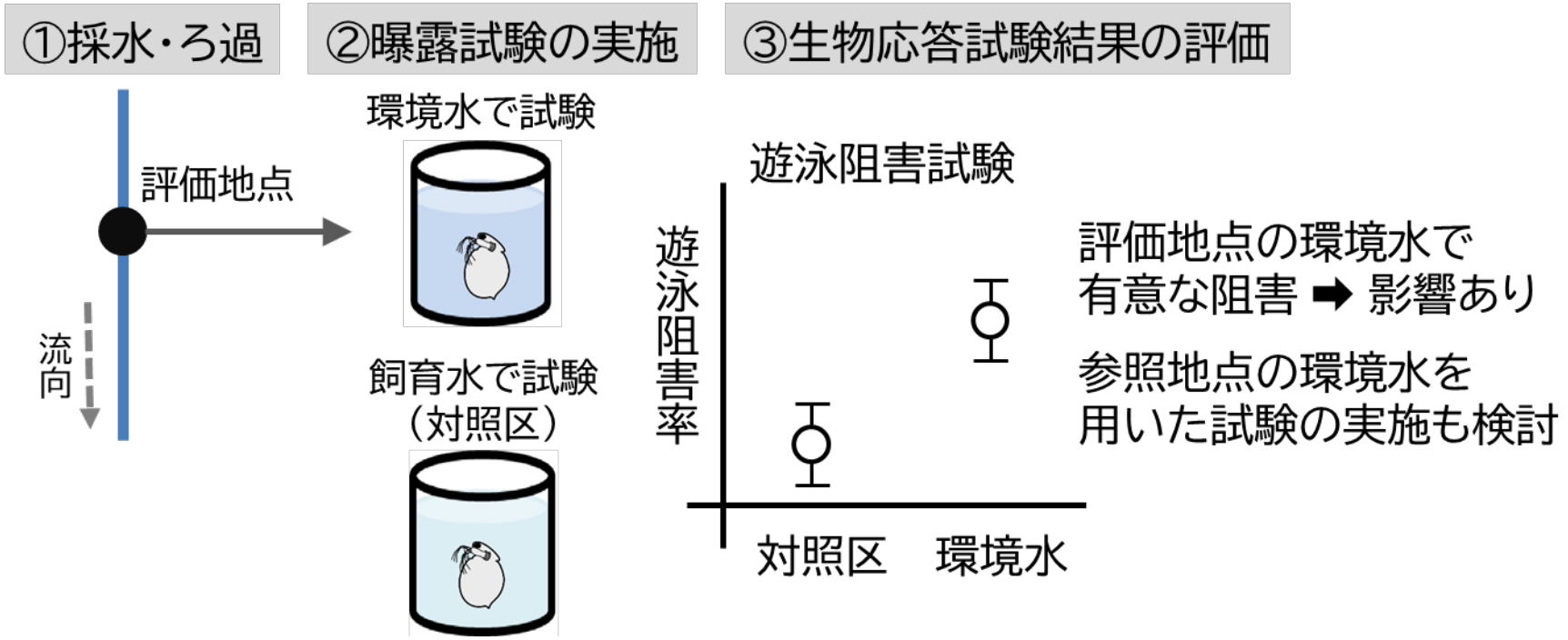
方法:水生生物調査(第8章 図8-1)

- 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)。



方法：環境水を用いた生物応答試験（第9章）

- 生物応答試験の利点は、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
  - 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



総合評価の考え方(第10章　表10-1)

- 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

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	評価地点（河川）における坑廃水の負荷		
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？

生態影響評価：QA

コメント	回答
特に河川の流路形状によって溜まりやすい場所に重金属が沈降して蓄積されるといった可能性はないのでしょうか。	重金属を含む懸濁物が，例えば流れの緩やかな箇所に沈降しやすいということはあると思います。生態影響評価ガイダンス（案）の水質調査による評価では，水質環境基準が主な対象としている河川水中に溶存している金属を想定していますが，例えば，そのような生息場を利用する水生生物を調査することによって，生態影響評価は可能かと考えます。また，現状を把握した上で，利水点等管理ではどういう状態が望ましいかを考えることも重要かと思います（例えば，そのような場所の底質の金属濃度が増加しないことを一つの管理目標にするなど）。
採水については、処理を止めて採水するのでしょうか？そんなことはないと思われますが処理をし続けていると正確な汚染水はわからないのではないのでしょうか。	坑廃水（原水）を放流した場合に，下流の河川の水質がどう変化するかを調べるための採水については，ご指摘の通りで，処理を止めて採水することは，現実的に不可能です。代替としては，坑廃水（原水）を放流した場合に，下流の水質がどう変化するかについては，単純希釈により簡易的に予測することは可能です。より詳細な検討については，ご相談頂ければと思います。また，パッシブトリートメント等の導入時や豪雨等の緊急事態時の対応として，利水点等管理の考え方を取り入れるということも考えられます。その場合は，パッシブトリートメント等の導入後や豪雨等の後に，下流の水質や水生生物相が変化していないかを確認することで，坑廃水の影響を評価することができます。

付録もあります！

- 付録1（よくある質問（FAQ）と回答）
  - 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。
  - 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。
  - ハザードの比の和がわからない。
  - 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。
  - 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。
- 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）
- ガイダンス本文と同様に，経産省ウェブサイト上に付録も公開されています
  - https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/portal/report/report.html

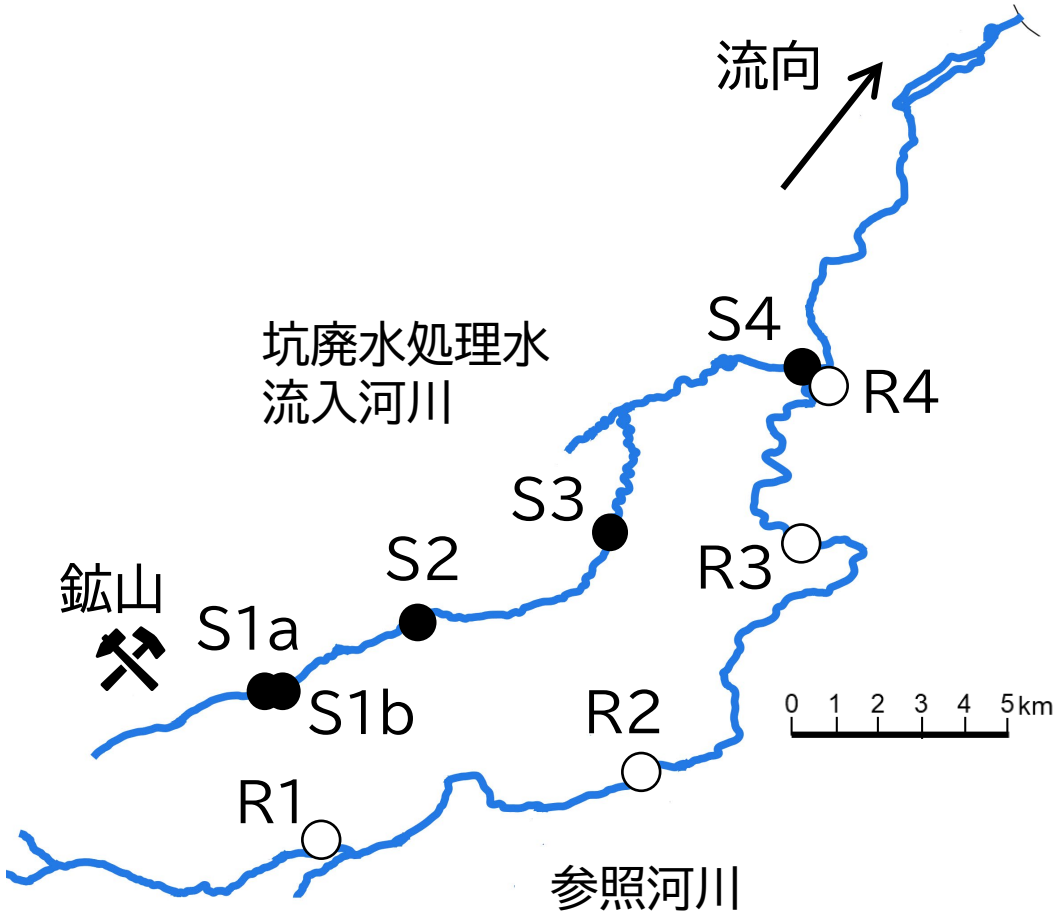
A鉱山での水生生物調査事例

Namba & Iwasaki et al. 2021 PeerJ

- 坑廃水処理水が流入する河川と同流域の参照河川に調査地点を設定（9箇所）
  - 金属濃度を除き，両河川に設定した地点の物理化学的条件が同様になるように設定
- 調査項目
  - 金属濃度を含む水質
  - 魚類
  - 底生動物



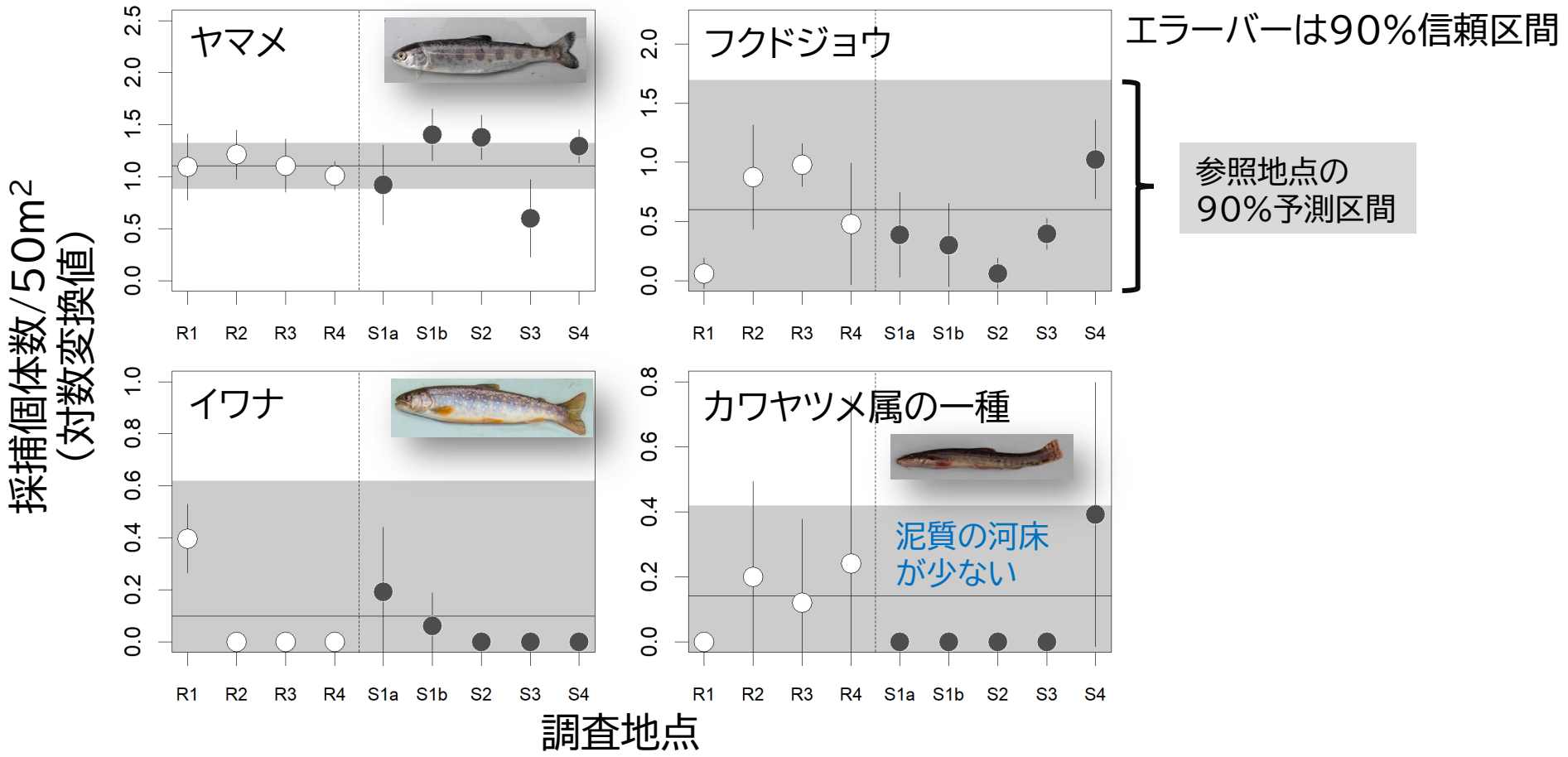




魚類個体数：調査結果

Namba & Iwasaki et al. 2021 PeerJ

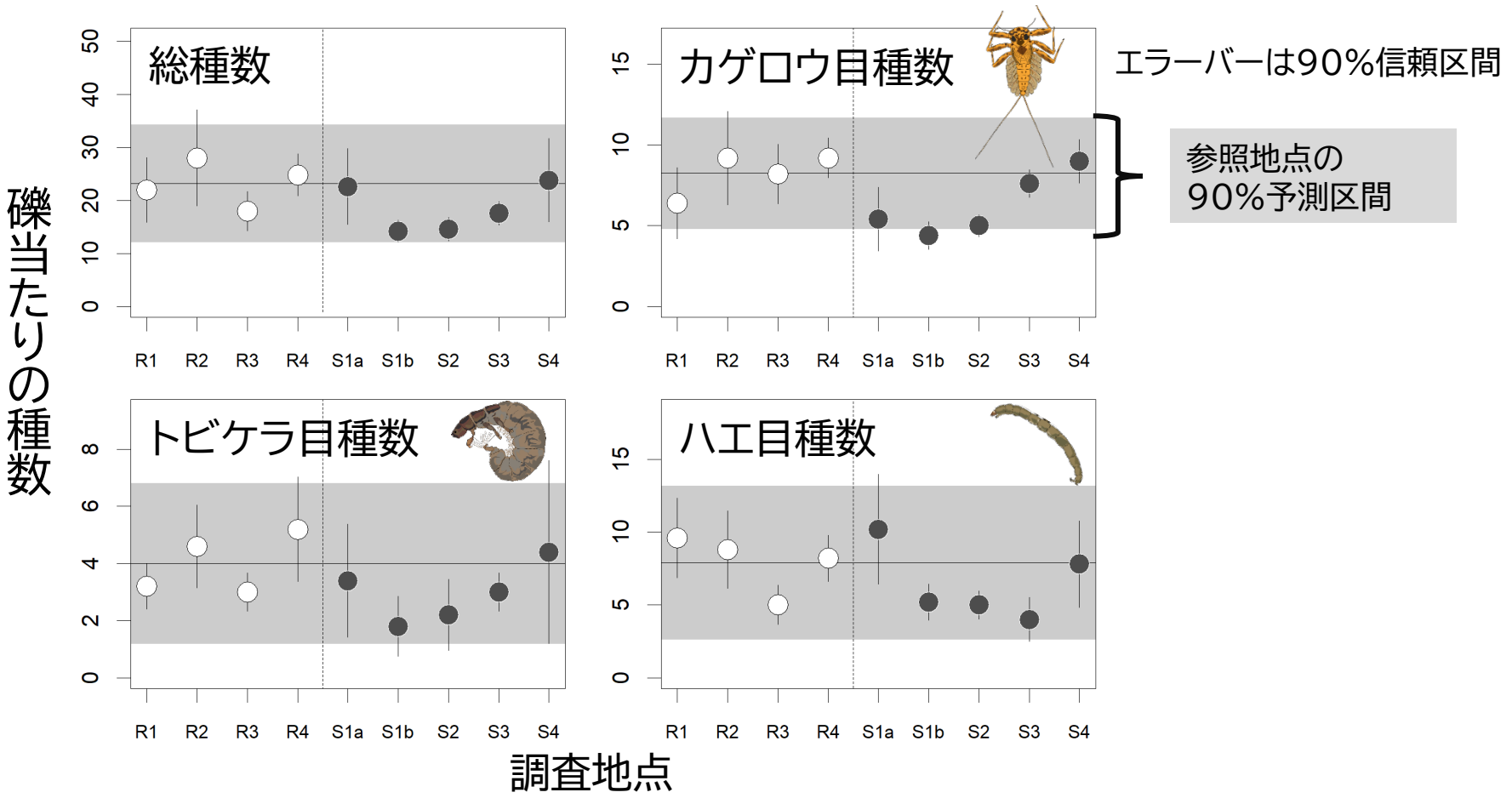
- 処理水流入河川●の金属濃度は高く，主にCd及びPb濃度が米国の基準を超過
- ばらつきはあるものの，ヤマメ等の魚類の個体数は参照河川と同程度



底生動物種数：調査結果

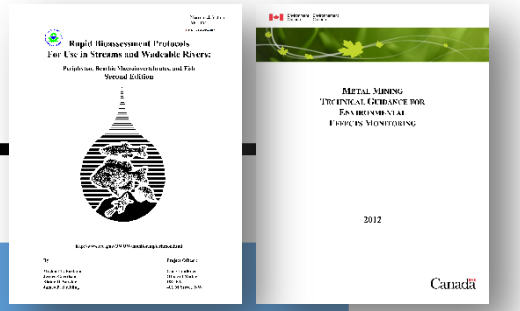
Namba & Iwasaki et al. 2021 PeerJ

- 底生動物の種数や個体数も参照河川と同程度
  - 魚類の調査結果と同様に、坑廃水処理水による生態影響は懸念されない



付録

類似のガイダンス（海外）



ガイダンス	米国 Rapid bioassessment protocols	カナダ Metal mining technical guidance for environmental effects monitoring
目的	• 河川における生物学的評価	• 鉱山おける環境影響モニタリング
調査生物グループ	• 付着藻類 • 大型無脊椎動物（底生動物） • 魚類	• 魚類（繁殖や成長の指標） • 大型無脊椎動物（底生動物）
その他項目	• 水質（温度、溶存酸素等） • 物理環境（河川幅、水深、河床材料等）	• 水質（金属濃度、pH、硬度、EC等） • 放流水の生物応答試験（毒性試験） • （一定条件で）魚類中の水銀濃度

令和元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）報告書も参照して作成

ガイダンス：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なくない人的・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。
- 利水点と利水点等の定義
  - 「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、このような生息地を含めて「利水点等」と呼ぶ。

生態影響評価の適用が推奨されるケース（第4章）

- 留意点

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（1a及び1b）に当てはまる場合でも、下流の生態系の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される場合も考えられる。
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（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、この保全目標の達成自体を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
3. 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）と放流水中金属負荷量を比較し、下流の金属濃度に対する放流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。
    - 自然起源を含めたバックグラウンドの金属濃度が高く（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。そのような場合に、放流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

よくある質問（FAQ）と回答
～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。

- **特に河川の流路形状によって溜まりやすい場所に重金属が沈降して蓄積されるといった可能性はないのでしょうか。**
  - 重金属を含む懸濁物が，例えば流れの緩やかな箇所に沈降しやすいということはあると思います。生態影響評価ガイダンス（案）の水質調査による評価では，水質環境基準が主な対象としている河川水中に溶存している金属を想定していますが，例えば，そのような生息場を利用する水生生物を調査することによって，生態影響評価は可能かと考えます。また，現状を把握した上で，利水点等管理ではどういう状態が望ましいかを考えることも重要かと思います（例えば，そのような場所の底質の金属濃度が増加しないことを一つの管理目標にするなど）。

- **採水については、処理を止めて採水するのでしょうか？そんなことはないと思われますが処理をし続けていると正確な汚染水はわからないのではないのでしょうか。**
  - 坑廃水（原水）を放流した場合に，下流の河川の水質がどう変化するかを調べるための採水については，ご指摘の通りで，処理を止めて採水することは，現実的に不可能です。代替としては，坑廃水（原水）を放流した場合に，下流の水質がどう変化するかについては，単純希釈により簡易的に予測することは可能です。より詳細な検討については，ご相談頂ければと思います。また，パッシブトリートメント等の導入時や豪雨等の緊急事態時の対応として，利水点等管理の考え方を取り入れるということも考えられます。その場合は，パッシブトリートメント等の導入後や豪雨等の後に，下流の水質や水生生物相が変化していないかを確認することで，坑廃水の影響を評価することができます。

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.

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。

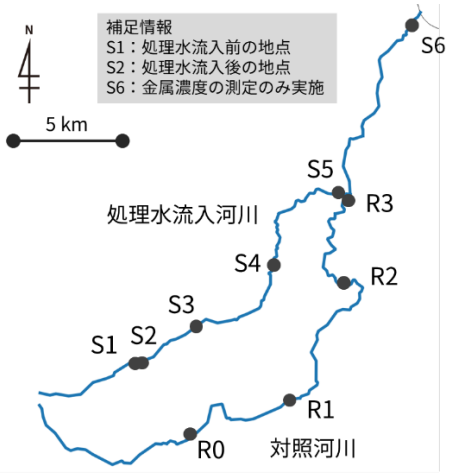


図 S1.　調査対象河川と調査地点

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。

硬度（mg/L-$CaCO_3$）= $2.497 \times [Ca^{2+}] + 4.118 \times [Mg^{2+}]$

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ラ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. 202[1)]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	℃		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	*Lethenteron japonicum*	遡河回遊
コイ科	ウグイ属の一種	*Tribolodon sp*	–
ドジョウ科	フクドジョウ	*Nemacheilus toni*	純淡水魚
サケ科	ヤマメ(サクラマス)	*Oncorhynchus masou masou*	遡河回遊
	イワナ(アメマス)	*Salvelinus leucomaenis*	遡河回遊
カジカ科	カンキョウカジカ	*Cottus amblystomopsis*	遡河回遊
5 科	6 種		

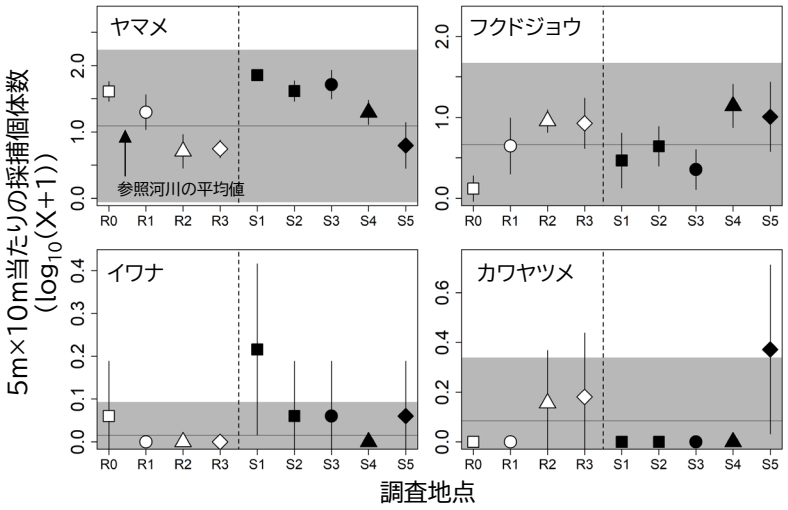


図 S2. 各調査地点における優占的な魚種の採捕個体数

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。

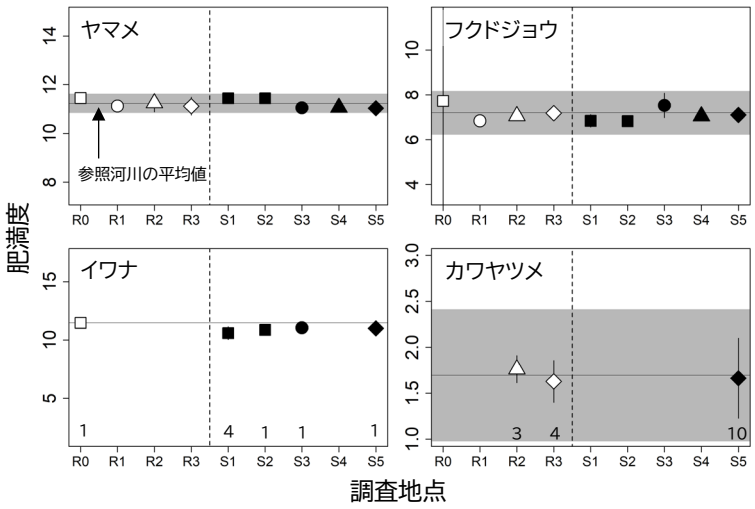


図 S3. 各調査地点における優占的な魚種の肥満度

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。

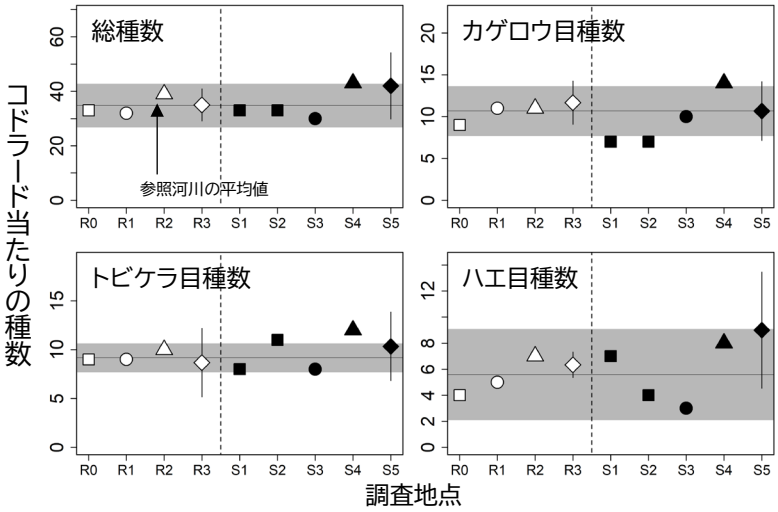


図 S4. 各調査地点における底生動物の種数

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。

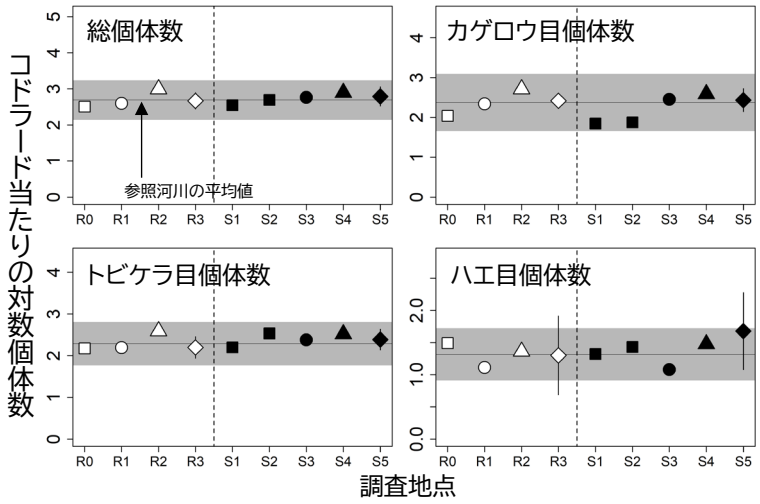


図 S5. 各調査地点における底生動物の個体数

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。

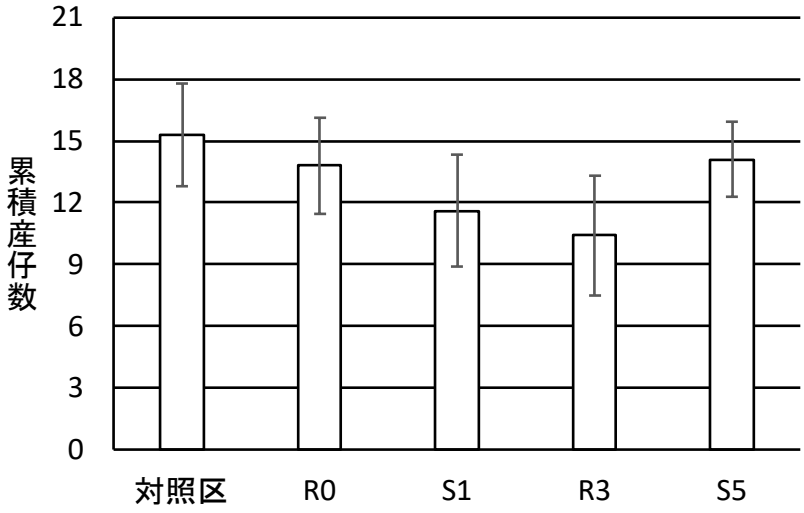


図 S6. 各水試料に曝露したニセネコゼミジンコ試験個体の累積産仔数

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.

休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス

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

令和４年３月

国立研究開発法人　産業技術総合研究所
エネルギー・環境領域　安全科学研究部門
地質調査総合センター　地圏資源環境研究部門

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。坑廃水中の金属濃度や pH が改善傾向にある鉱山もある一方で、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、各鉱山の現状を踏まえ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ている。

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。

一般に、河川等の一般環境に流入した坑廃水中の金属は、懸濁物質への吸着、沈殿、希釈等の物理・化学的な影響により自然にその濃度は低減をする。この機能は、自然減衰（Natural Attenuation）や科学的自然減衰（Monitored Natural Attenuation）と呼ばれている。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 4 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

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）調査研究委員会は、以下の委員で構成された（五十音順、敬称略)。

- 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）
- 片岡 卓（日本鉱業協会　環境保安部　兼　技術部）
- 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）
- 所 千晴（早稲田大学 理工学術院）
- 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）
- 宮田 直幸（秋田県立大学 生物資源科学部）
- 松田 裕之（横浜国立大学 環境情報研究院）

目次

第 1 章.　はじめに（背景）.....4
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
2.1.　利水点等管理の定義.....6
2.2.　本ガイダンスの目的と適用範囲.....6
第 3 章.　利水点等管理に関する検討状況.....8
3.1.　我が国におけるこれまでの検討状況.....8
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
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
3.1.3.　休廃止鉱山における環境影響調査のあり方.....10
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
第 4 章.　利水点等管理の適用フレームワーク.....12
4.1.　適用フレームワーク.....12
4.2.　サイトアセスメント.....13
4.3.　利水点・水質監視点の検討.....14
4.4.　管理・モニタリング及び水質目標等の見直し.....16
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
5.1.　利水点等管理に関連する過去の事例.....17
5.2.　利水点等管理の考え方の適用が推奨される状況.....18

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。また、坑廃水中の金属濃度や pH に目を向けると、改善傾向もしくは基準値に適合する鉱山もある一方で、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いること、また、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、各鉱山の現状を踏まえ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。

一般に、河川等の一般環境に流入した坑廃水中の金属は、懸濁物質への吸着、沈殿、希釈等の物理・化学的な影響により自然にその濃度は低減をする。この機能は、自然減衰（Natural Attenuation）や科学的自然減衰（Monitored Natural Attenuation）と呼ばれている。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。一般に、河川等の一般環境に流入した坑廃水中の金属は、懸濁物質への吸着、沈殿、希釈等の物理・化学的な影響による自然減衰により、異なる負荷源がなければ、下流ではその濃度は低下する。

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（水稲）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 2-2）。

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

山冨二郎委員（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。」

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（仕上げりイメージ）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化しており、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。

（平成 24 年 11 月 15 日中央鉱山保安協議会資料より作成）

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

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。

「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。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）。

＜坑廃水処理実施の判断基準例＞

(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。

(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、原則処理が必要。

(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。

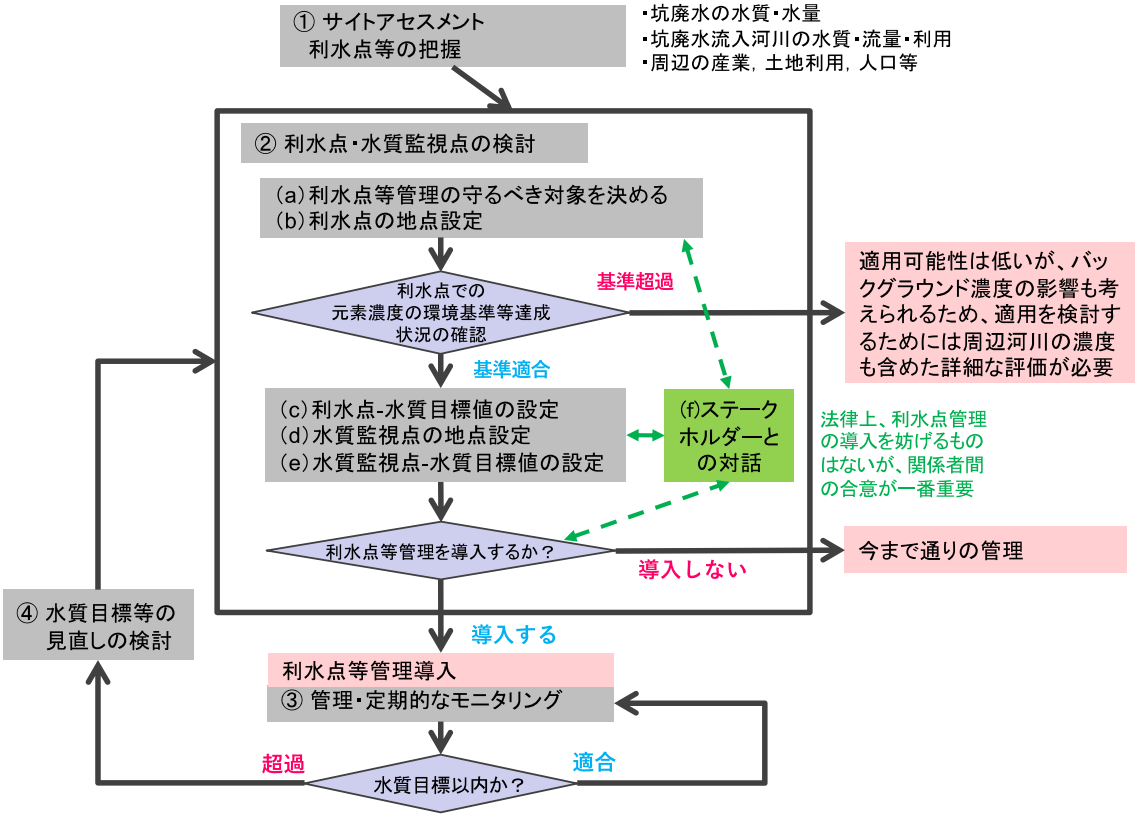


図 4-1.　利水点等管理適用可能フレームワーク

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（水稲）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、簡易的に算定することが可能である。計算式を以下に示す。

$$\text{利水点等での元素濃度} = \frac{a \times b}{c}$$

a. 坑廃水（原水）の元素濃度（mg/L）
   - 鉱山データから取得

b. 坑廃水（原水）の水量(m^3/min)
   - 鉱山データから取得

c. 利水点等における流量(m^3/min)
   - モデルによる推定（例えば、AIST-SHANELによる低水流量推定値（産総研から提供が可能））
   - 集水面積から渇水流量を推定可能（$Q=0.008 \times A^{0.941}$ *1）

＊1　国土交通省 2017『正常流量検討の手引き（案）』

この簡易式は、自然減衰のうち希釈分を考慮しているが、懸濁物質への吸着や沈殿、バックグラウンド濃度等を考慮していない。そのため、これらの簡易算定の結果から適用可能性があると判断された場合、より詳細な検討として現地の利水状況の確認や年に複数回水質及び流量調査等を実施して、詳細な評価を実施することになる。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『生態影響評価ガイダンス』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を水質監視点とする場合においても、坑廃水の流量及び金属濃度から先の簡易計算式を用いて、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。

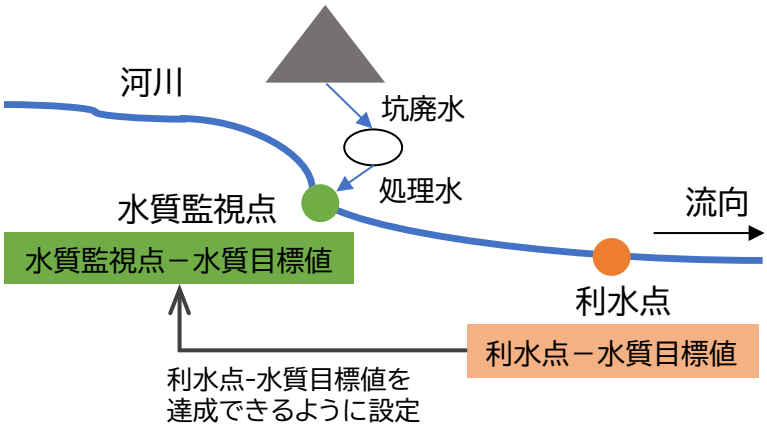


図 4-2. 利水点及び水質監視点と水質監視点における水質目標値の設定

（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とする。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) 冬季や豪雨時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, 髙橋徹, 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.

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.

本ガイダンスに関する問い合わせ先

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事項に関する問い合わせ先

国立研究開発法人　産業技術総合研究所
環境調和型産業技術研究ラボ　社会実装チーム
担当：保高徹生・岩崎雄一
連絡先：M-ToiawaseMineAist-ml@aist.go.jp

参考資料6．2．2

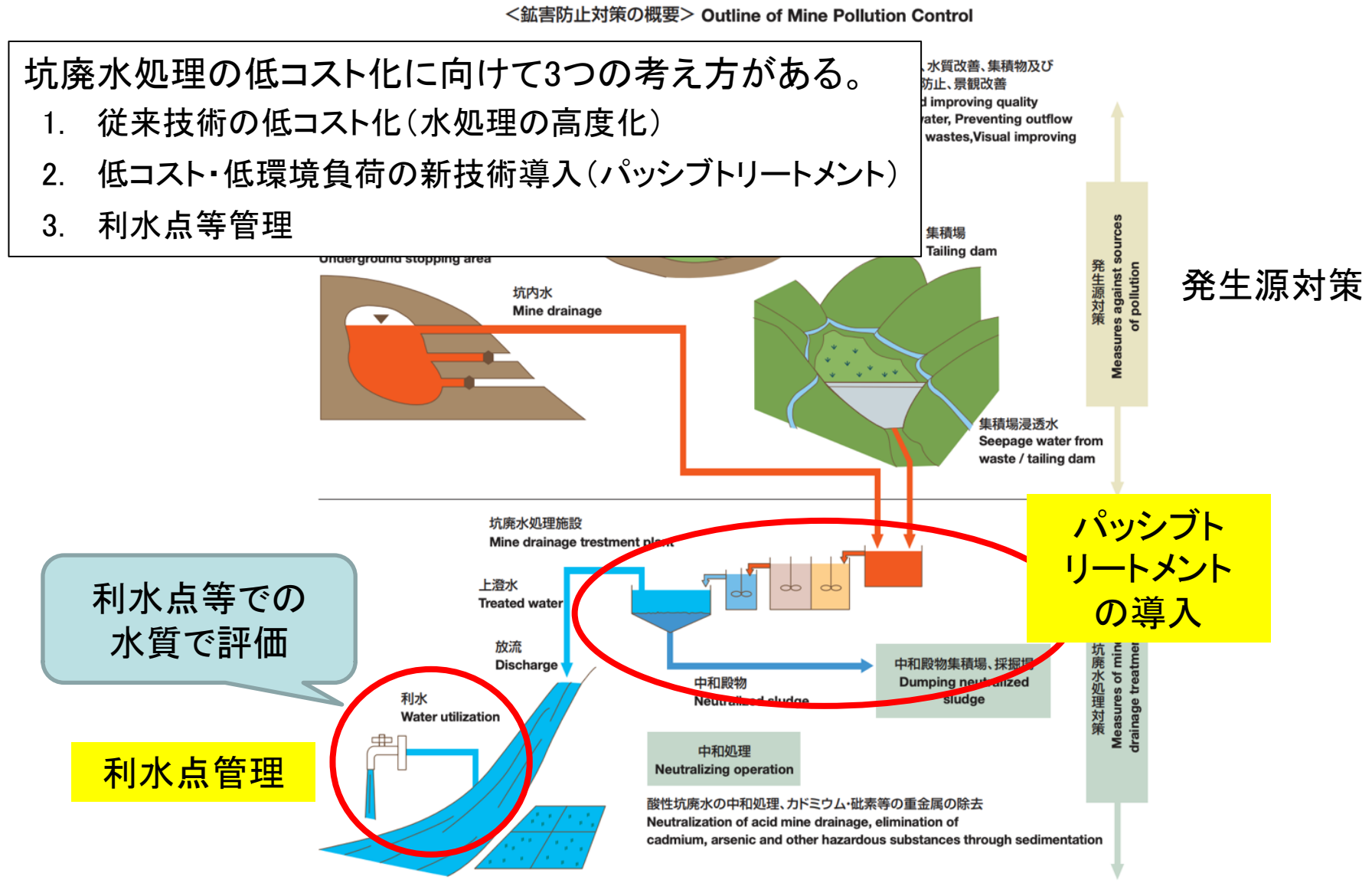
「休廃止鉱山における坑廃水の利水点等管理ガイダンス」概要説明版

経済産業省
国立研究開発法人産業技術総合研究所

坑廃水処理への新たな対応

坑廃水処理の低コスト化に向けて3つの考え方がある。

1. 従来技術の低コスト化（水処理の高度化）
2. 低コスト・低環境負荷の新技術導入（パッシブトリートメント）
3. 利水点等管理



発生源対策

パッシブトリートメントの導入

利水点等での水質で評価

利水点管理

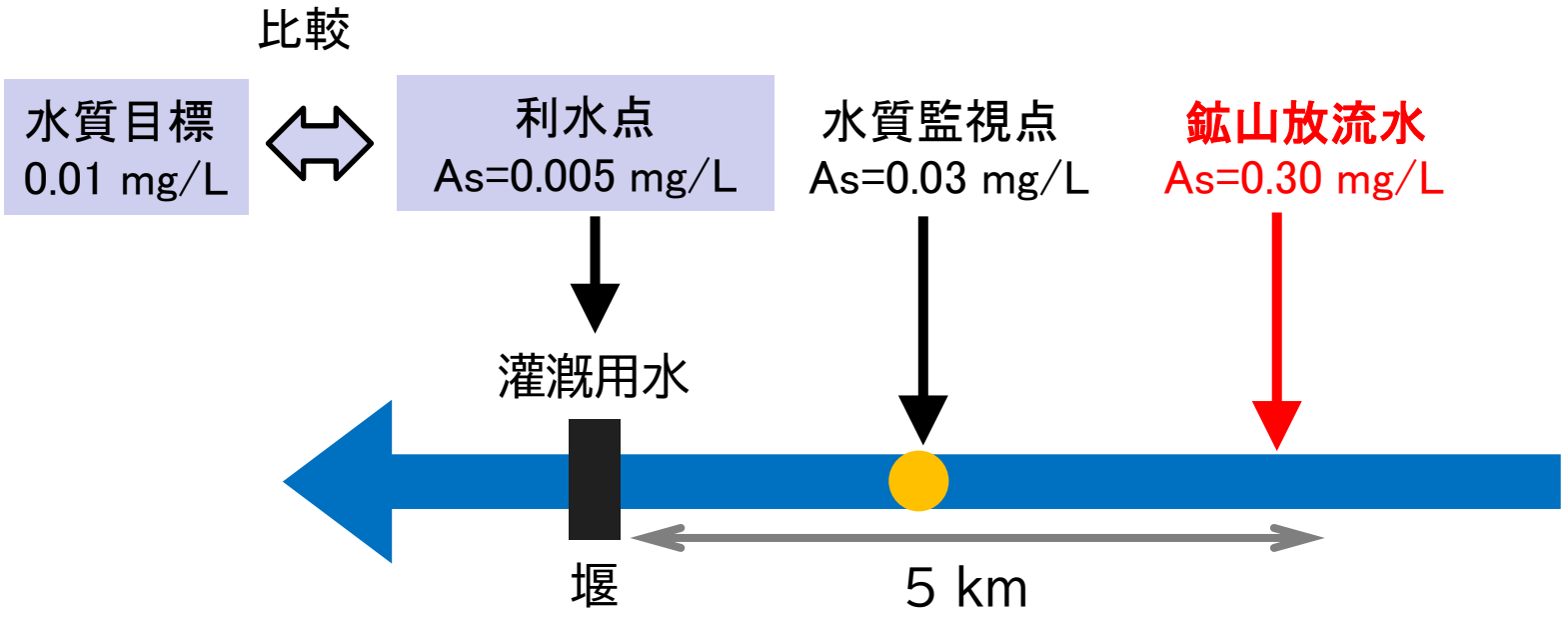
JOGMEC:鉱害防止支援事業より：http://www.jogmec.go.jp/content/300371693.pdf

利水点等管理ガイダンス目次

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

休廃止鉱山における利水点等管理 （ガイダンス第2章1節）

- 利水点等管理とは、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、放流口での排水基準の遵守ではなく，下流の水質監視点等の水質などをモニタリングすることで，坑廃水の影響を監視・管理する方法（ガイダンス第2章1節）



※河川等の一般環境に流入した坑廃水中の金属は、懸濁物質への吸着、沈殿、希釈等の物理・化学的な影響により自然にその濃度は低減をする。この機能は、自然減衰（Natural Attenuation）や科学的自然減衰（Monitored Natural Attenuation）と呼ばれている。

実際の適用事例はあるのか？ （ガイダンス第1章・第5章）

- 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pH 4以上などを目標として坑廃水処理が実施されている。





坑廃水（原水）及び放流水の水量・水質実績表

	処理原水	水量 (m^3/分)	pH 水素イオン濃度	8.4Ax (mg/ℓ) 8.4酸度	T-Fe (mg/ℓ) 全鉄	Al (mg/ℓ) アルミニウム	As (mg/ℓ) ヒ素
	設計諸元	20	1.60	4,240	795	189	5.77
年度	S57 (1982)	17.2	1.93	2,453	504	114	2.84
	S58 (1983)	16.6	1.98	2,172	464	107	2.31
	S59 (1984)	17.0	2.02	1,901	386	82	1.86
	S60 (1985)	15.6	2.06	1,926	392	75	1.85
	S61 (1986)	15.8	2.09	1,947	389	77	1.86
	S62 (1987)	16.8	2.08	1,881	377	85	1.86
	S63 (1988)	16.0	2.12	1,776	354	85	1.83
	H 1 (1989)	15.3	2.10	1,724	347	77	1.80
	H 2 (1990)	16.6	2.14	1,698	335	74	1.78
	H 3 (1991)	18.1	2.16	1,598	319	73	1.74
	H 4 (1992)	17.6	2.21	1,532	304	72	1.70
	H 5 (1993)	17.8	2.23	1,445	287	70	1.67
	H 6 (1994)	16.4	2.23	1,411	286	70	1.68
	H 7 (1995)	17.4	2.28	1,383	280	69	1.66
	H 8 (1996)	15.4	2.31	1,351	276	69	1.67
	H 9 (1997)	16.2	2.27	1,361	267	69	1.66
	H10 (1998)	18.2	2.26	1,373	273	69	1.66
	H11 (1999)	18.6	2.27	1,279	254	69	1.57
	H12 (2000)	18.1	2.27	1,245	246	69	1.30
	H13 (2001)	17.4	2.27	1,196	237	70	1.31
	H14 (2002)	18.1	2.26	1,201	237	70	1.29
	H15 (2003)	17.5	2.28	1,123	227	70	1.19
	H16 (2004)	18.8	2.30	1,098	225	70	1.09
	H17 (2005)	19.0	2.30	1,079	226	71	1.07
	H18 (2006)	17.3	2.31	1,082	221	71	1.09
	H19 (2007)	17.2	2.25	1,080	222	70	1.07
	H20 (2008)	15.6	2.26	1,058	217	70	1.03
	H21 (2009)	17.4	2.25	1,086	220	71	0.98
	H22 (2010)	17.9	2.24	1,058	206	70	0.95
	H23 (2011)	18.4	2.24	1,040	202	70	0.95
	H24 (2012)	16.7	2.26	1,010	197	69	0.94
	H25 (2013)	18.5	2.29	1,019	198	70	0.94
	H26 (2014)	18.2	2.30	1,003	192	70	0.93
	H27 (2015)	17.4	2.32	969	187	69	0.92
	H28 (2016)	17.1	2.31	966	193	69	0.90
	H29 (2017)	17.8	2.33	970	196	69	0.88
	H30 (2018)	19.0	2.35	971	194	69	0.89
	R 1 (2019)	16.4	2.35	934	185	69	0.89

	放流水	水量 (m^3/分)	pH 水素イオン濃度	8.4Ax (mg/ℓ) 8.4酸度	T-Fe (mg/ℓ) 全鉄	Al (mg/ℓ) アルミニウム	As (mg/ℓ) ヒ素	SS (mg/ℓ) 浮遊物質
	目標水質	-	4.0	786	13	130	0.02	30
年度	S57 (1982)	17.2	4.20	509	2.3	81	0.02	5.5
	S58 (1983)	16.6	4.17	501	2.3	66	0.01	5.3
	S59 (1984)	17.0	4.17	439	2.1	62	0.01	4.5
	S60 (1985)	15.6	4.14	452	1.9	59	0.01	4.5
	S61 (1986)	15.8	4.15	470	2.1	57	0.01	4.8
	S62 (1987)	16.8	4.14	456	2.5	64	0.01	5.4
	S63 (1988)	16.0	4.16	435	2.5	61	0.01	5.7
	H 1 (1989)	15.3	4.14	417	2.6	60	0.01	5.9
	H 2 (1990)	16.6	4.14	416	2.2	62	0.01	4.7
	H 3 (1991)	18.1	4.14	398	1.9	58	0.01	4.1
	H 4 (1992)	17.6	4.14	399	2.0	57	0.01	4.4
	H 5 (1993)	17.8	4.16	386	1.9	56	0.01	4.4
	H 6 (1994)	16.4	4.11	369	1.8	57	0.01	4.3
	H 7 (1995)	17.4	4.13	371	2.2	57	0.01	5.1
	H 8 (1996)	15.4	4.14	351	2.3	59	0.01	5.9
	H 9 (1997)	16.2	4.11	351	2.1	58	0.01	5.4
	H10 (1998)	18.2	4.13	353	2.2	57	0.01	5.4
	H11 (1999)	18.6	4.14	331	2.2	57	0.01	5.3
	H12 (2000)	18.1	4.13	325	2.5	58	0.01	5.9
	H13 (2001)	17.4	4.13	322	2.2	58	0.01	4.5
	H14 (2002)	18.1	4.14	323	2.2	58	0.01	4.4
	H15 (2003)	17.5	4.24	301	1.8	56	0.01	3.5
	H16 (2004)	18.8	4.30	310	2.0	57	0.01	3.8
	H17 (2005)	19.0	4.31	297	2.0	58	0.01	3.8
	H18 (2006)	17.3	4.29	293	2.0	58	0.01	3.8
	H19 (2007)	17.2	4.31	290	1.8	58	0.01	3.3
	H20 (2008)	15.6	4.31	276	1.8	58	0.01	3.5
	H21 (2009)	17.4	4.30	278	2.0	58	0.01	3.3
	H22 (2010)	17.9	4.29	274	2.1	58	0.01	3.2
	H23 (2011)	18.4	4.26	268	2.3	57	0.01	3.4
	H24 (2012)	16.7	4.25	260	2.5	57	0.01	3.8
	H25 (2013)	18.5	4.23	270	2.5	58	0.01	3.4
	H26 (2014)	18.2	4.26	263	2.5	57	0.01	3.8
	H27 (2015)	17.4	4.24	258	2.1	57	0.01	3.5
	H28 (2016)	17.1	4.20	263	2.2	57	0.01	3.9
	H29 (2017)	17.8	4.20	261	2.3	57	0.01	4.4
	H30 (2018)	19.0	4.21	263	1.9	57	0.01	3.4
	R 1 (2019)	16.4	4.20	259	1.5	57	0.01	2.7

JOGMEC HP：http://www.jogmec.go.jp/mp_control/matsuo_mine_001.html

利水点とは（ガイダンス第2章1節）

- 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」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。（中略）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、このような生息地を含めて「利水点等」と呼ぶ。

表　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

本ガイダンスの適用範囲（ガイダンス第2章2節）

- 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。

我が国におけるこれまでの検討状況（ガイダンス第3章1節）

– 第5次基本計画時にも同様の考え方が提示されていた

➢「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」

7．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
（出典：平成２４年１１月１５日中央鉱山保安協議会資料）

【義務者不存在鉱山】における水質管理目標の弾力的運用
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。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いても検討が必要である。

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化しており、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等の導入によって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限を目指すべき鉱山	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。

該当鉱山なし

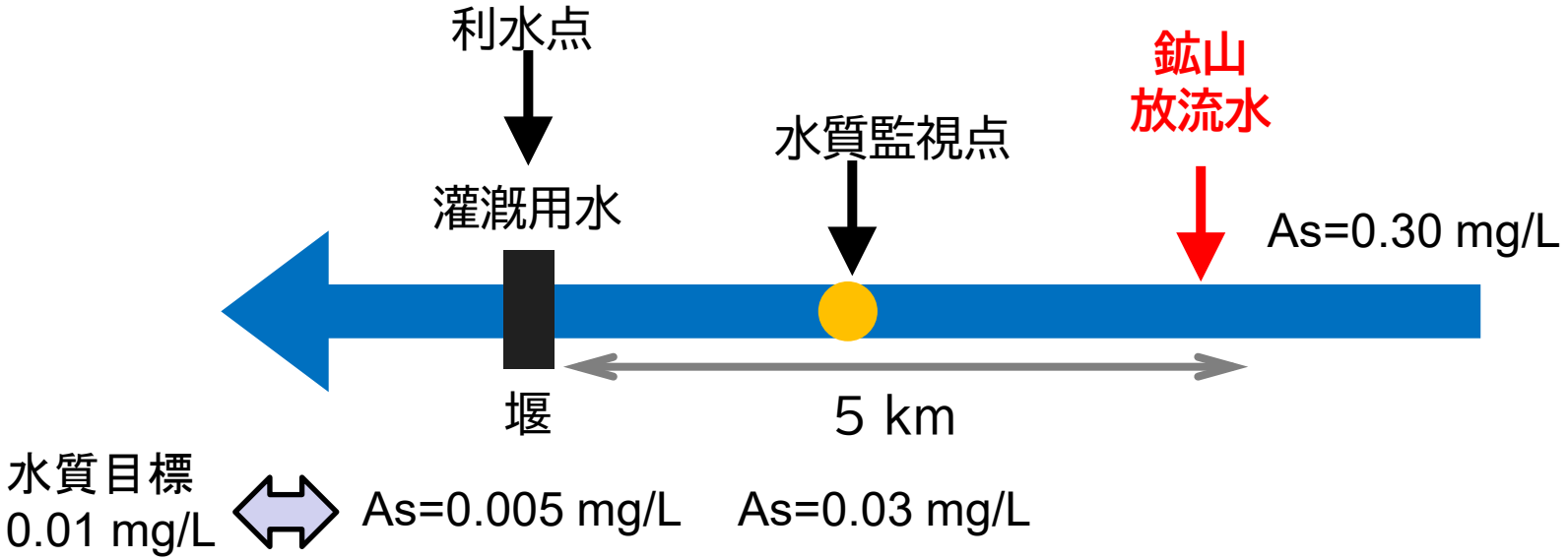
【義務者不存在鉱山】における坑廃水処理実施の判断基準の目安の一例

＜坑廃水処理実施の判断基準例＞
①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。
②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、原則処理が必要。
③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、無処理放流を検討。
④上記③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。

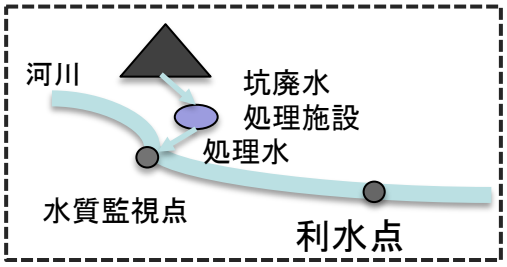
7

利水点等管理の適用フレームワーク（ガイダンス第4章1節）

1. サイトアセスメント
2. 利水点・水質監視点の検討
3. ステークホルダーとの合意形成
4. 管理モニタリング
5. 管理基準値等の見直し



利水点等管理の適用フレームワーク（ガイダンス第4章1節）



① サイトアセスメント
利水点等の把握

・坑廃水の水質・水量
・坑廃水流入河川の水質・流量・利用
・周辺の産業，土地利用，人口等

② 利水点・水質監視点の検討

(a)利水点等管理の守るべき対象を決める
(b)利水点の地点設定

利水点での
元素濃度の環境基準等達成
状況の確認

基準超過

適用可能性は低いが、バックグラウンド濃度の影響も考えられるため、適用を検討するためには周辺河川の濃度も含めた詳細な評価が必要

基準適合

(c)利水点-水質目標値の設定
(d)水質監視点の地点設定
(e)水質監視点-水質目標値の設定

(f)ステークホルダーとの対話

法律上、利水点管理の導入を妨げるものはないが、関係者間の合意が一番重要

利水点等管理を導入するか？

導入しない

今まで通りの管理

導入する

利水点等管理導入
③ 管理・定期的なモニタリング

水質目標以内か？

超過

適合

④ 水質目標等の
見直しの検討

①サイトアセスメント（ガイダンス第4章2節）

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。

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	

②利水点・水質監視点の検討（ガイダンス第4章3節）

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）～（f）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）利水点等管理の目標設定
（b）利水点の地点設定
（c）利水点-水質目標値の設定
（d）水質監視点の地点設定
（e）水質監視点-水質目標値の設定
（f）ステークホルダーとの対話

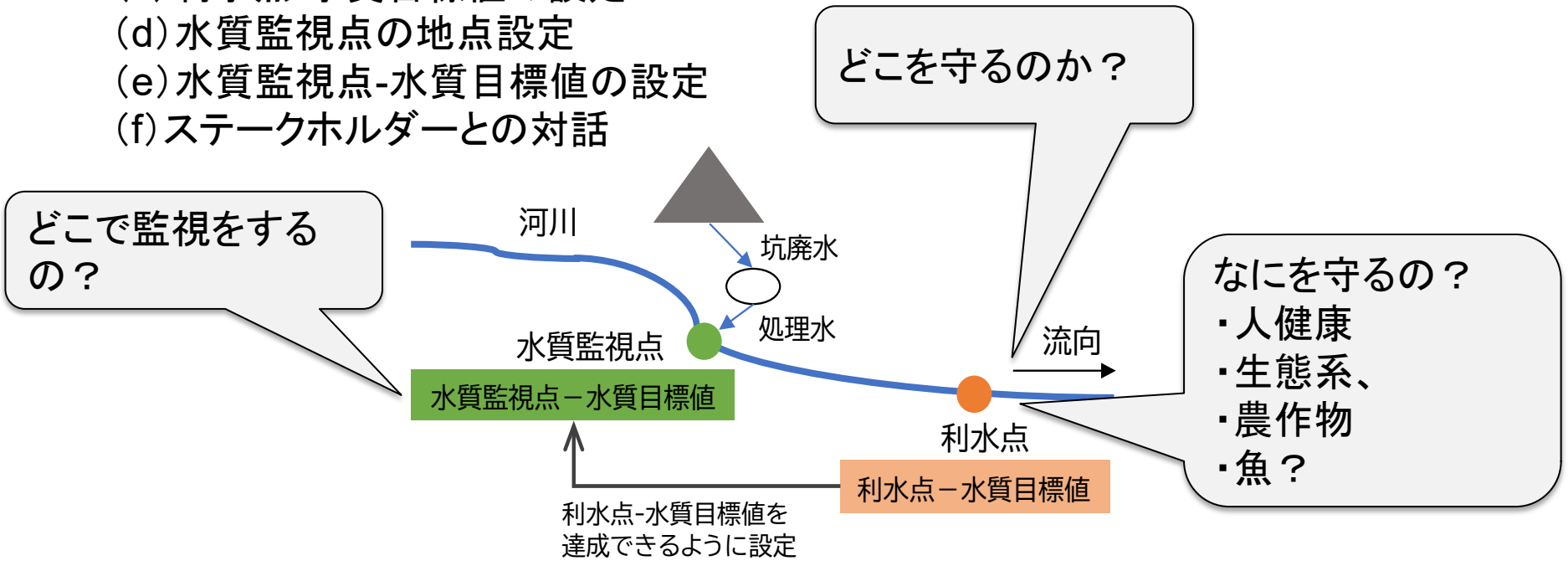


図5-2. 利水点及び水質監視点と水質監視点における水質目標値の設定

②利水点等における濃度の推定方法例（ガイダンス第4章3節）

$$\text{利水点等での元素濃度} = \frac{a \times b}{c}$$

a. 坑廃水（原水）の元素濃度（mg/L）
   - 鉱山データから取得

b. 坑廃水（原水）の水量(m^3/min)
   - 鉱山データから取得

c. 利水点等における流量(m^3/min)
   - モデルによる推定（例えば、AIST-SHANELによる低水流量推定値（産総研から提供が可能））
   - 集水面積から渇水流量を推定可能（$Q=0.008 \times A^{0.941}$ *1）

*1 国土交通省 2017『正常流量検討の手引き（案）』

③管理・モニタリング及び水質目標等の見直し（ガイダンス第4章4節）

- 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**
  - 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。
  - 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。
- 利水点での水質モニタリング
  - 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。

利水点管理導入方法とメリット/課題（ガイダンス第5章2節）

導入方法（例/案）	概要
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。 • 利水点等において、強化された水質環境基準が満たされている等の場合は、義務者不存在の鉱山においては、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ため、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。
冬季や豪雨時のモニタリングポイントの変更 例1：冬季や大雨時のモニタリングは利水点等のみで実施等 例2：通常時は通常の坑廃水処理を継続、大雨時等の一時的な水質悪化時は利水点管理で評価	• 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。 • 利水点管理の評価を事前にすることで、集中豪雨等による水質への影響について、処理坑廃水ではなく、利水点での評価が可能となる
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。

QA

コメント	回答
「利水点管理を導入・坑廃水処理を継続」(p.7の導入方法3番目)について、例1で大雨時一時的な評価水質悪化時は利水点管理で評価とあるが、通常時でも利水点管理で水質を管理してもよいものなのでしょうか。	通常時、大雨時、両方に適用可能な概念です。通常時でも利水点等で水質を監視・管理するという方法でも問題ありません。
「義務者不存在鉱山の坑廃水処理において排水基準に適合することを求められる法的根拠はない」との説明でしたが、詳細を教えていただきたい。義務者存在鉱山の場合にはどういう法的基準があるのか、また義務者存在鉱山には法的基準があるのに義務者不存在鉱山は本当にその基準値を守る必要はないのかといったところをご教授いただきたい。	義務者存在鉱山、つまり鉱業権者が現存する鉱山においては、鉱業権者に対して、排水基準に適合すること等の鉱害防止に必要な措置を講じる義務があると鉱山保安法において定められています。 一方、鉱業権者が存在しない義務者不存在鉱山においては、鉱山保安法上の義務を履行する者が存在しないため、排水基準に適合することを求められる法的根拠はありません。 なお、地方公共団体が実施する鉱害防止工事（坑廃水処理）等に対しては、国から補助金を交付しており、地方公共団体が交付申請に際し、当該補助事業の目標水質として排水基準としている場合は、補助事業の目的を達成するため、排水基準に適合する等、鉱害防止に努める必要があります。
「利水点管理導入方法とメリット／課題」(p.7)で、課題が2つだけで他にないのかが気になった。	課題は現場ごとに色々あると思います。これは、これまでの我々の経験からくる課題なので、皆様のご意見を頂いたうえで、個別毎に対応ができればと思っております。

QA2

コメント	回答
・実施するにあたり、誰にどのように相談すれば良いか？	最後にある問い合わせ先をご参照ください。 具体的には、制度的な部分については、経済産業省　産業保安グループ　鉱山・火薬類監理官付に、 利水点・水質監視点、水質目標値等の設定、ステークホルダーとの対話については、産業技術総合研究所に問い合わせください。
・基準点・管理基準は誰が決めるのか？	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になります。 一方で、設定には専門的な知見やステークホルダーとの協議等も必要になってきますので、必要に応じて専門家によるレビュー、第3者委員会による答申等を参考に設定を頂くのが良いかと思います。 具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。
・利水点管理を実施した後のトラブル対応やメンテナンスは、誰がどのように行うのか	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）の責任の下、行うことになります。 具体的なご相談については産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。
・第三者委員会云々と書いていますが、こちらについても、だれが委員会を設置するのか	最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になりますが、その導入については、色々支援が可能です。具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。

本ガイダンスに関する問い合わせ先

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事項に関する問い合わせ先

国立研究開発法人　産業技術総合研究所
環境調和型産業技術研究ラボ　社会実装チーム
担当：保高徹生・岩崎雄一
連絡先：M-ToiawaseMineAist-ml@aist.go.jp

よくある質問（FAQ）と回答
～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）～

- **「利水点管理を導入・坑廃水処理を継続」(p. 7 の導入方法 3 番目)について、例１で大雨時一時的な評価水質悪化時は利水点管理で評価とあるが、通常時でも利水点管理で水質を管理してもよいものなのでしょうか。**
  - （回答）通常時、大雨時、両方に適用可能な概念です。通常時でも利水点等で水質を監視・管理するという方法でも問題ありません。

- **「義務者不存在鉱山の坑廃水処理において排水基準に適合することを求められる法的根拠はない」との説明でしたが、詳細を教えていただきたい。義務者存在鉱山の場合にはどういう法的基準があるのか、また義務者存在鉱山には法的基準があるのに義務者不存在鉱山は本当にその基準値を守る必要はないのかといったところをご教授いただきたい。**
  - （回答）義務者存在鉱山、つまり鉱業権者が現存する鉱山においては、鉱業権者に対して、排水基準に適合すること等の鉱害防止に必要な措置を講じる義務があると鉱山保安法において定められています。
    一方、鉱業権者が存在しない義務者不存在鉱山においては、鉱山保安法上の義務を履行する者が存在しないため、排水基準に適合することを求められる法的根拠はありません。
    なお、地方公共団体が実施する鉱害防止工事（坑廃水処理）等に対しては、国から補助金を交付しており、地方公共団体が交付申請に際し、当該補助事業の目標水質として排水基準としている場合は、補助事業の目的を達成するため、排水基準に適合する等、鉱害防止に努める必要があります。

- **概要資料の「利水点管理導入方法とメリット／課題」(p. 7)で、課題が２つだけで他にないのかが気になった。**
  - （回答）課題は現場ごとに色々あると思います。これは、これまでの我々の経験からくる課題なので、皆様のご意見を頂いたうえで、個別毎に対応ができればと思っております。

- **実施するにあたり、誰にどのように相談すれば良いか？**
  - （回答）最後にある問い合わせ先をご参照ください。具体的には、制度的な部分については、経済産業省　産業保安グループ　鉱山・火薬類監理官付に、
    利水点・水質監視点、水質目標値等の設定、ステークホルダーとの対話については、

産業技術総合研究所に問い合わせください。

- **基準点・管理基準は誰が決めるのか？**
  - （回答）最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になります。一方で、設定には専門的な知見やステークホルダーとの協議等も必要になってきますので、必要に応じて専門家によるレビュー、第３者委員会による答申等を参考に設定を頂くのが良いかと思います。具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。

- **利水点管理を実施した後のトラブル対応やメンテナンスは、誰がどのように行うのか**
  - 最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）の責任の下、行うことになります。具体的な内容のご相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。
  -

- **第三者委員会云々と書いていますが、こちらについても、だれが委員会を設置するのか**
  - （回答）最終的には、休廃止鉱山の管理者（義務者不存在の場合は自治体）になりますが、その導入については、色々支援が可能です。具体的な内容の相談については、お気軽に産業技術総合研究所／経済産業省までご連絡ください。

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.

休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス

令和 4 年 3 月

国立大学法人筑波大学 生命環境系

国立研究開発法人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

独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構

経済産業省　産業保安グループ

まえがき

休廃止鉱山の緑化対策については、金属鉱業事業団（1983）が作成した「捨石・鉱さいたい積場の手引」があり、これはたい積物の流出や飛散防止、景観の回復等を目的としたものである。一報、昨今の環境問題への社会的な関心の高まりを受け、緑化によるカーボンニュートラルへの貢献が着目されており、休廃止鉱山においても将来的には跡地を緑化することでカーボンニュートラルへ貢献できる可能性が考えられる。ただし、休廃止鉱山の跡地は一般的には緑化が難しい環境である場合もあり、そういった環境に対しての新たな緑化対策の技術が求められるという背景がある。

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置されたグリーンレメディエーション（GR）委員会では、休廃止鉱山における新たな緑化対策技術について検討を進めてきた。本ガイダンスはこれらの検討の結果について取りまとめ、休廃止鉱山管理の関係者向けに整理したものである。

本ガイダンス作成の目的は、「捨石・鉱さいたい積場の手引」に則り、生態遷移を念頭におき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とした場合、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、それらを提案することである。具体的には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植物の導入について述べる。本編では、鉱山環境における植生遷移、特徴的な鉱山植生、植物における重金属元素の必要性や毒性に関する基礎知見を説明した。また、国内外の文献検索により、重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物に関するデータをまとめた。さらに、「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」に従い、自生植物を利用した植物の導入方法についてまとめる一方で、現在進行中の鉱山跡地での一次遷移を想定した集積場での緑化に関わる研究例を示した。また、緑化対策技術に加え、実際の休廃止鉱山における緑化によるカーボンニュートラルに関する事例について、主に海外の事例を調査し、参考事例として取りまとめたものである。

日本では、上述の手引以来、休廃止鉱山の緑化に関する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緑化対策を促進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 4 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

目次

はじめに 4
1. 鉱山跡地における植生遷移を生かした緑化 5
1.1. 鉱山跡地における植生遷移 5
1.2. 鉱山植生の特性 7
1.3. 植物にとっての元素：その役割と毒性 10
1.3.1. はじめに 10
1.3.2. 植物の無機栄養元素 10
1.3.3. 植物における毒性 12
1.4. 金属元素に対する耐性 13
1.5. 好金属植物の利用 15
1.5.1. ファイトレメディエーション 15
1.5.2. ファイトマイニング 15
2. 重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物 16
2.1. はじめに 16
2.2. 国内の事例 16
2.3. 海外の事例 16
3. 自生植物利用による緑化方法 44
3.1. はじめに 44
3.2. 自生植物を利用可能な緑化場所 44
3.3. 遷移を意識した自生植物の選択 45
3.3.1. 施工地の環境の重要性 45
3.3.2. 郷土種の重要性 45
3.4. 自生植物の増殖及び定着方法 46
3.4.1. ススキ 46
3.4.2. イタドリ 48
3.4.3. アカマツ 49
3.4.4. リョウブ 50
3.4.5. ヤナギ類 51
3.4.6. 覆土を行わない集積場の緑化 52
4. 緑化によるカーボンニュートラル等の事例について 55
4.1. 海外における鉱山跡地の緑化の事例概要 55
4.2. 緑化による二酸化炭素固定能の事例について 66
4.3. 海外における鉱山跡地緑化とカーボンニュートラルに関する研究具体例の紹介 68
4.3.1. 米国の炭鉱跡地の事例 68
4.3.2. インドネシアの炭鉱跡地の事例 70
4.4. 緑化に伴う二酸化炭素固定量の算出について 72
4.5. 鉱山の集積場の法面の樹木管理について 73
4.6. 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介 74
5. 引用文献 78

図目次

図 1-1　1 次遷移の例（乾性遷移）. 6
図 1-2　1 次遷移の例（湿性遷移）. 6
図 1-3　植物の無機元素濃度に対する成長量の関係. 12
図 1-4　植物細胞における金属元素に対する耐性機構. 14
図 3-1　ポット埋設工 47
図 3-2　客土式筋工 47
図 3-3　集積場に自生するアカマツ実生. 52
図 3-4　アカマツ実生の生残率 53
図 3-5　内生菌の感染率 53
図 3-6　アカマツ実生の根に含まれる元素濃度（2019 年 7 月） 53
図 3-7　ススキの含有する元素濃度（2020 年 7 月） 54
図 4-1　鉱山跡地の利用形態ごとの二酸化炭素固定率の整理. 66
図 4-2　各国の鉱山跡地の緑化事例における二酸化炭素固定率の整理. 66
図 4-3　様々な研究事例における炭素収支の整理. 67
図 4-4　本研究事例の研究対象地域 68
図 4-5　研究対象地域の緑化の様子（植林から a：2 年後、b：5 年後、c：13 年後） 69
図 4-6　研究対象地域の炭素固定能力の予測. 69
図 4-7　ジャトロファの育床（左）と栽培風景（右） 70
図 4-8　バイオディーゼル消費と二酸化炭素吸収の関係. 71
図 4-9　樹種ごとの二酸化炭素固定量の試算ページ. 72
図 4-10　集積場の法面管理について 73
図 4-11　ファイトマイニングの概要 74
図 4-12　ファイトマイニング関連文献の発表数推移. 74
図 4-13　ファイトマイニングの処理対象となる金属種. 75
図 4-14　ファイトマイニングの研究が実施されている土地の利用状況. 76
図 4-15　研究文献発行国 76

表目次

表 1-1　鉱山環境で確認された植物種（その 1）. 7
表 1-2　鉱山環境で確認された植物種（その 2）. 8
表 1-3　鉱山環境で確認された植物種（その 3）. 9
表 1-4　必須栄養元素の植物における機能. 10
表 1-5　微量必須栄養元素の植物における機能. 11
表 1-6　有用栄養元素の植物における機能. 11
表 1-7　土壌における元素の平均値及び植物体での濃度範囲. 12
表 1-8　栽培品種における Al、Fe、Mn、Cu、Zn、Ni 過剰吸収による毒性. 13
表 2-1　研究論文報告での分析方法 16
表 2-2　コケ植物・シダ植物（国内の研究報告より作成）. 17
表 2-3　草本類（国内の研究報告より作成）. 21
表 2-4　樹木（国内の研究報告より作成）. 26
表 2-5　シダ植物（海外の研究報告より作成）. 30
表 2-6　草本類（海外の研究報告より作成）. 32
表 2-7　樹木（海外の研究報告より作成）. 42
表 4-1　鉱山跡地を主とした緑化によるカーボンニュートラル等の研究事例. 56
表 4-2　バイオディーゼル原料としてのジャトロファと他種との比較. 70

はじめに

金属鉱業事業団（1983）が作成した「捨石・鉱さいたい積場の手引」は、たい積物の流出や飛散防止、景観の回復等を目的とした、たい積場の緑化技術に対して、金属鉱業事業団が現地で実施してきた植栽試験結果を踏まえて有識者の見解とともにまとめたものである。当時各鉱山が暗中模索・試行錯誤していた緑化手順及び工法について、緑化工施工の定形化は困難としながらも、気候、地形、たい積物の性状、周辺植物の種類を考慮し各項目について詳細に示しており、後世に引き継がれるべき有用な手引書である。「捨石・鉱さいたい積場の手引」のあとがきでは下記のように述べられている。「本書は、たい積場の緑化に関する事項をまとめたものであり、使用済みのたい積場が自然植生と一体化し、地山化することを最終目標としている。（中略）本手引書では、施工の経済性と生態遷移を念頭において、たい積場の緑化について記述したが、①自然の生態遷移、②浸透水減少対策としての適正な覆土の厚さについてはふれていない。」本あとがきにおいて、①については「たい積場の緑化と生態遷移（仮称）」を取りまとめる旨の記載があるが、現時点では発行が確認されていない。本ガイダンス作成の目的は、「捨石・鉱さいたい積場の手引」に則り、生態遷移を念頭におき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とした場合、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、提案するものである。具体的には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植物の導入について述べる。緑化を実施している現場の方々に少しでも有用な情報が提供できれば幸いに思う。

1. 鉱山跡地における植生遷移を生かした緑化

1.1. 鉱山跡地における植生遷移

山崩れや埋立地で新しくできた裸地に草本が見え始め、そのうちヤブが形成され、樹木が定着する。このようにある一定の土地に生えている植物群落が時間の経過とともに交代して変化することを「遷移」という（沼田, 1974; 中静, 2012）。裸地から 1 年生草本、多年生草本、陽樹の低木林、陰樹の常緑広葉樹林への変化をさす。遷移には大きく分けて 2 つあり、「今まで全く植物が存在しなかった裸地から出発する遷移（1 次遷移）」と「今まであった植物群落が火事や病虫害、洪水、人間活動などによって除去されたところから出発する遷移（2 次遷移）」がある。自然環境で 1 次遷移の例として挙げられるのは、火山噴火後の溶岩上（植物や土壌のない状態）（上條ら, 2015）である。

鉱山跡地における植生遷移を考慮する場合、「たい積場、集積場やひどく侵蝕された場所」のように土壌の未発達な場所では 1 次遷移、「森林伐採跡のような既存植物の種子や地下茎、根などが残存し、土壌条件も良好な場所」では 2 次遷移と分けて考慮する必要がある。1 次遷移と 2 次遷移では遷移の進行にも大きな差があり、Tagawa (1964) の桜島の溶岩上での研究によると、1 次遷移の終了には 1000 年を要したが、2 次遷移の終了は 200 年だったという。鉱山跡地での植生遷移を検討する場合は、まずはその土地の履歴を考慮しなければならない。

1 次遷移には、乾燥状態からはじまる「乾性遷移」（図 1-1）がある。乾性遷移は裸地に蘚苔類（コケ植物）や地衣類の定着が確認され、開拓者となる先駆種である 1 年生草本が侵入・定着、多年生草本の定着が進む。その後、陽樹低木林、陽樹高木林が定着し、最終的には極相である陰樹林が形成されることとなる。遷移初期には、先行して侵入する植物の定着により、土壌における有機物の増加、栄養塩類の蓄積、水分保持力の増加などが生じることで次世代の植物の定着を促進させる環境条件となりうる。一方で、陽樹林の形成により下方への光量の減少、湿度上昇が生じ、次世代の植物の生育に悪影響を与えることとなる。植物間の競争が生じた結果、葉丈や樹高の高く寿命が長い植物種が優占することになり、既存植物を駆逐した結果、最終的には遷移後期種である陰樹林が形成されることとなる。

また、鉱山跡地における「たい積場、集積場やひどく侵蝕された場所」のような 1 次遷移を想定する場所での蘚苔類（コケ植物）について述べる。蘚苔類は火山荒原のような土壌が未発達で強い乾燥にさらされる場所でしばしば優占することが知られている。一方で、蘚苔類は全ての火山荒原で優占的に出現するわけでもなく、蘚苔類はほとんど出現しないのに多年生草本や樹木が出現した事例も多い（中坪, 1997）。一方で、蘚苔類には重金属環境に適応した種類に関する報告例があり、重金属が多い環境の指標植物として知られているものもある（Larcher, 2004）。蘚苔類には乾燥条件でも良好に光合成を行う種も存在することから（中坪, 1997）、乾燥状態のたい積場、集積場などに定着している蘚苔類には、乾燥や高濃度の重金属に対して耐性があると考えられ、土壌生成や水分保持に寄与する可能性もあり、検討する必要がある。

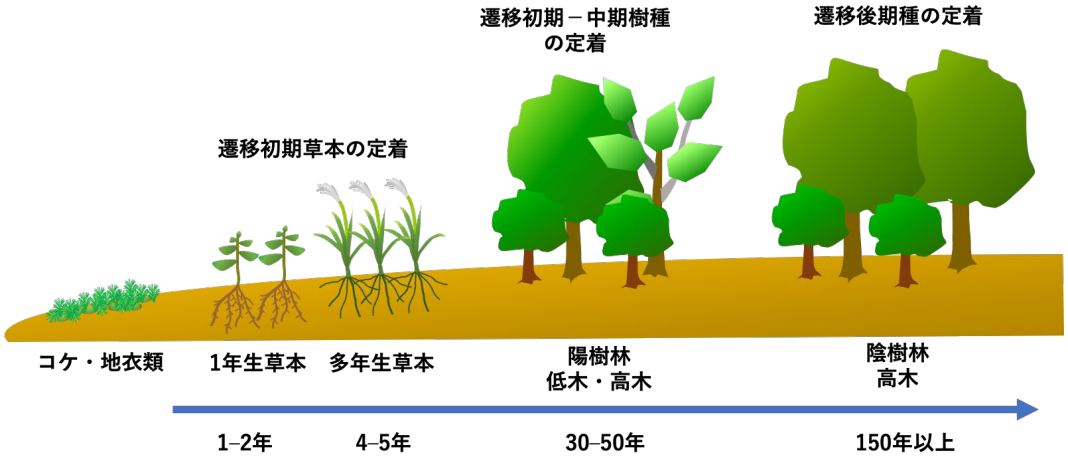


図 1-1　1 次遷移の例（乾性遷移）

遷移終了まで要する年数は、石井ら（1996）の関東及び西日本の低地における植生遷移を参考に掲載したが、気候や土壌の発達程度などによって異なる。

さらに 1 次遷移には、湿性状態からはじまる「湿性遷移」（図 1-2）がある。初期には水生植物が定着するが、土砂や水生植物の遺体で陸地化した後に乾性遷移をたどる。鉱山跡地における湿性遷移は、鉱廃水が流入し湿地化している鉱さいたい積場を最終的にそのまま乾燥させた場合に想定される。

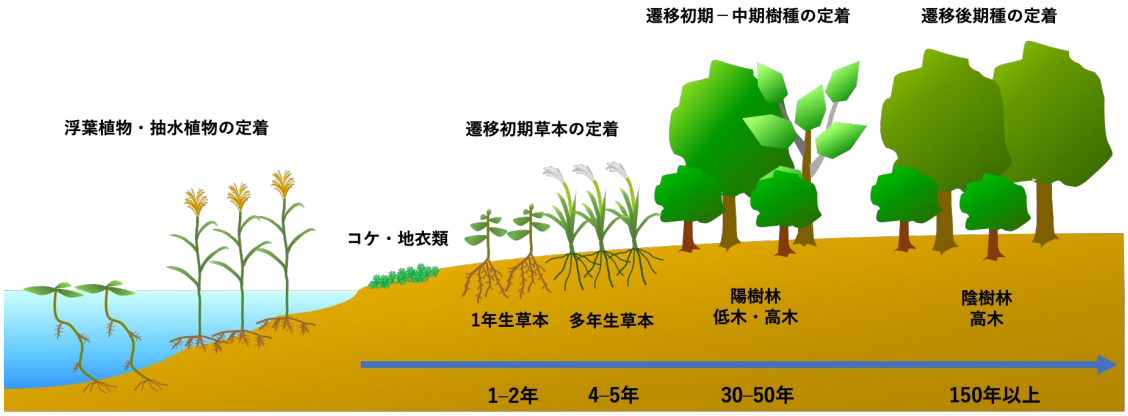


図 1-2　1 次遷移の例（湿性遷移）

1.2. 鉱山植生の特性

植生遷移の進行には土壌の栄養状態、水分保持量など植物に影響を与える環境要因が影響すると考えられるが、自然環境と比較して鉱山跡地で大きく異なる要因の一つとして、土壌中の重金属量を考慮する必要がある。実際、重金属を多く含む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ことが知られている。そこでは重金属に生理的にも生態的にも適応できる植物種が進化してきたと考えられ（Ernst, 2006）、そういった植物種は「好金属植物」と定義され重金属を多く含む場所の生物指標となる植物種でもある（Larcher, 2004）。鉱脈の露頭付近などの自然環境のみならず、人間活動で生じた工場近辺でも高濃度の重金属にさらされた結果、重金属に適応してきた植物種も報告されている。鉱山跡地で 2 次遷移が生じると考えられる「森林伐採跡のような既存植物の種子や地下茎、根などが残存し、土壌条件も良好な場所」では、重金属に適応してきた植物種が生育していると考えられる。

自然環境における重金属を多く含む土壌の例としては蛇紋岩土壌が代表例としてあげられる。蛇紋岩は$(Mg, Fe)_3Si_2O_5(OH)_4$ の化学組成からなる蛇紋石を主要鉱物としている。蛇紋岩の風化により生成された蛇紋岩土壌は、Ni、Cr 等の重金属や Mg の濃度が高い一方で、植物の多量必須栄養元素である Ca、P、K の濃度が低いという特徴を有した土壌である（Proctor, 1971）。日本では、北海道の日高山脈周辺、岩手県早池峰山、群馬県至仏山、四国地方の黒瀬川帯、熊本県の田浦など、全国に分布している（Mizuno et al., 2009）。蛇紋岩土壌における植物の生理障害には複合的な要因が考えられるが、高濃度に含まれる Ni が顕著に影響する（Kruckeberg, 1954）という報告があり、日本国内の蛇紋岩地帯においても Ni に対して耐性のある植物種が自生すると考えられている（水野・水野, 2007）。

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、貧栄養で高濃度の重金属を含む鉱山土壌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 1-1～表 1-3 に示す。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、ヤナギ類などの遷移初期樹種であった。鉱山植生の特徴的な群落としては、ヘビノネゴザ群落、ススキ群落、イタドリ群落及びオオイタドリ群落などを報告している（広井, 1980）。広井（1974; 1980）の報告当時と比較すると、現在は 50 年近くが経過していることから、先に述べた 2 次遷移が考慮できる場所（例として、森林伐採跡のような既存植物の種子や地下茎、根などが残存し土壌の条件も良好な場所）においては、現在は陽樹林が形成されていると推測される。

表 1-1　鉱山環境で確認された植物種（その 1）

A 鉱山	B 鉱山	C 鉱山	D 鉱山
クマイザサ	ススキ	ヘビノネゴザ	ヘビノネゴザ
ススキ	ヘビノネゴザ	イタドリ	ススキ
ヘビノネゴザ	タニウツギ	ススキ	イタドリ
オオイタドリ	リョウブ	ヒメノガリヤス	アカソ
ミネヤナギ	オオイタドリ	ヨモギ	ニワトコ
タニウツギ	ヒメノガリヤス	アカソ	ニシキウツギ
ヨシ	ヨツバヒヨドリ	リョウブ	ヘクソカズラ
ヒメノガリヤス	アカマツ	トダシバ	コクサギ
	クマイザサ	トリアシショウマ	

広井（1980）を参考に作成した。出現頻度が高かった植物種を上方に、出現頻度が低い植物種を下方に示した。

A 鉱山及び B 鉱山は東北地方、C 鉱山及び D 鉱山は関東地方に位置する。A 鉱山、B 鉱山、C 鉱山は荒廃地を含む調査との記載がある。

表 1-2　鉱山環境で確認された植物種（その 2）

E 鉱山	F 鉱山	G 鉱山及び製錬所周辺	H 鉱山
ヘビノネゴザ	ヘビノネゴザ	ヘビノネゴザ	ススキ
ススキ	スゲ属植物	ハクサンハタザオ	ヤマハゼ
ハクサンハタザオ	ヘクソカズラ	ススキ	ウツギ
タニウツギ	ススキ	カンスゲ	フジ
ヨツバヒヨドリ	ヨモギ	シシガシラ	ヘクソカズラ
バッコヤナギ	ハクサンハタザオ	ヘクソカズラ	トダシバ
シラカンバ	ヒメノガリヤス	フジ	ゼンマイ
アカモノ	アオツヅラフジ	ツクバネウツギ	ツタ
アキノキリンソウ	ヤマノイモ	ヒガゲツツジ	ホラシノブ
ネマガリダケ	イタドリ	ヒメカンスゲ	コシダ
トリアシショウマ	アキノキリンソウ	イタドリ	イタドリ
アスヒカズラ	ウツギ	ノブドウ	ヨモギ
		ヤマツツジ	スイカズラ
			テリハノイバラ
			ウラジロ
			シシガシラ
			サワラ
			サルトリイバラ
			ノリウツギ
			アカマツ
			リョウブ
			チガヤ

広井（1980）を参考に作成した。出現頻度が高かった植物種を上方に、出現頻度が低い植物種を下方に示した。E 鉱山は中部地方、F 鉱山、G 鉱山及び H 鉱山は関西地方に位置する。F 鉱山調査地には著しい荒廃地はなかったとの記載がある。

表 1-3　鉱山環境で確認された植物種（その 3）

I 鉱山	J 製錬所周辺
ノリウツギ	ヘビノネゴザ
ヤマツツジ	ススキ
ススキ	ヨシ
ヤマヤナギ	イタドリ
クロマツ	アオツヅラフジ
ヒメノガリヤス	オニドコロ
ヘビノネゴザ	クサボタン
イタドリ	ハクサンハタザオ
アカモノ	ヨモギ
リョウブ	ツルウメモドキ
ツガザクラ	フジ
トサノミツバツツジ	クマイザサ
ウツギ	スギナ
ウスノキ	
アキノキリンソウ	
ヤマホウコ	
ホソバノヤマホウコ	
スゲ属植物	

広井（1980）を参考に作成した。出現頻度が高かった植物種を上方に、出現頻度が低い植物種を下方に示した。
I 鉱山は四国地方、J 製錬所は東北地方に位置する。I 鉱山は荒廃地を含む調査との記載がある。

1.3.　植物にとっての元素：その役割と毒性

1.3.1. はじめに

1.1 では鉱山跡地の土壌環境に多く含まれる重金属元素が植生に影響を与える可能性について述べた。しかし、重金属元素には植物の生育に必須な栄養元素としての役割もあることから、重金属元素の存在が植物に毒性を示すわけではなく、植物に吸収された後に毒性を発現する濃度を考慮する必要がある。本項では、重金属元素は植物にとって有用であるが、その濃度によっては毒性を示し成長を阻害する可能性があることについてまとめる。

1.3.2. 植物の無機栄養元素

植物の生育には必要とされる特定の元素があり、それを「必須元素」という。必須元素の定義は、①対象の元素がないと植物が生活環をまっとうできないこと（Arnon and Stout, 1939）、②植物における生理的役割が明確な元素（Epstein 1999）、とされる。必須栄養元素は植物体内の存在量や要求量の面から、「比較的多量に必要な元素」と「必要量は微量で、多いと害を与えるもの」に分けることができ、前者を「多量必須栄養元素」、後者を「微量必須栄養元素」という。多量必須栄養元素としては N、P、K、S、Ca、Mg、微量必須栄養元素としては Fe、Mn、Cu、Zn、Ni、Mo、B、Cl がある（森ら, 2001; 米山ら, 2010）。さらに、「必須栄養元素ではないが植物の生育を促進するか、ある特定の植物種や特定の条件で必要とされる元素」として「有用元素」が定義されており（Marschner, 1995; 森ら, 2001; 米山ら, 2010）、代表的なものとして Na、Si、Al がある。各元素の植物における機能（必須あるいは有用とされる根拠）については表 1-4～表 1-6 にまとめた。

表 1-4　必須栄養元素の植物における機能

元素	植物体での機能
N	炭素化合物の構成成分（アミノ酸、タンパク質など）
P	エネルギーの保存や構造維持に重要（核酸、ATP など）
K	酵素の補助因子、電気的なバランス維持に重要
S	炭素化合物の構成成分（グルタチオン、ビオチンなど）
Ca	細胞壁中葉の成分　酵素の補助因子　代謝調節のシグナル伝達因子
Mg	リン酸転移反応に関わる酵素に必要　クロロフィルの構成成分

テイツ・ザイガー(2014)を参考に作成した。

表 1-5　微量必須栄養元素の植物における機能

元素	植物体での機能
Fe	光合成、N 固定、呼吸のシトクロムや非ヘム鉄成分
Mn	基礎的代謝に関わる酵素活性に関与
Cu	基礎的代謝に関わる酵素の構成成分
Zn	基礎的代謝に関わる酵素の構成成分
Ni	ウレアーゼの成分
Mo	N 固定、N 代謝、P 代謝に関わる酵素の成分
B	エネルギーの保存や構造維持に重要（細胞壁構成成分に結合）
Cl	光合成反応のうち酸素発生に関わるものに必要

テイツ・ザイガー(2014)を参考に作成した。

表 1-6　有用栄養元素の植物における機能

元素	植物体での機能
Na	C4 植物や CAM 植物において PEP 再生に関与 K 欠乏下での代替効果（イネ、オオムギ、ワタ、キャベツ）
Si	細胞壁の物理的性質に関与 光合成量の増加・病虫害耐性の付与（イネ）
Al	過剰のリン酸害の抑制による生育促進作用（チャ）

テイツ・ザイガー(2014)及び森ら（2001）を参考に作成した。

鉱山跡地の土壌環境に多い元素である重金属元素である Fe、Mn、Cu、Zn、Ni は、植物にとって微量必須栄養元素であり生育に必要な元素であるが、適正な濃度範囲が狭く、吸収量によっては著しい障害を与えることになる。また有用元素である Al は酸性環境では土壌中での移動性が高く植物に過剰に吸収されやすいため、毒性を生じやすいことが知られており（森ら, 2001）、鉱山跡地の土壌環境では植物に対する影響を考慮するべき元素と考えられる（以下、軽金属元素の Al も考慮にいれるため、「金属元素」という表現にする）。それでは、鉱山跡地の土壌を想定して植物に生じる毒性について考えてみる。植物には無機栄養元素がどの程度吸収されているかによって、「欠乏領域」、「適切領域」、「有害領域」の 3 つの段階があるとされる。図 1-3 は植物体の無機元素濃度に対する成長量の関係を示したものであるが、「欠乏領域」では植物が吸収する元素量が増加すると成長が増加することがわかる。「適切領域」では植物が吸収する元素量が増加しても必要十分量を満たしているため成長増加にはつながらず、適切領域を超えた元素の吸収が生じた場合「有害領域」となり成長が減少する。以上から、①植物体内の元素には適切な濃度域があること、②高濃度になると有毒性を示し成長阻害につながること、が分かる。また、表 1-7 には鉱山環境に比較的多いと考えられる元素を抜粋し、土壌及び植物体での各元素の濃度範囲（平均値）を示した。一般的にはこれらの濃度範囲を過大に超過して植物が元素を吸収すると過剰吸収になり毒性を示す可能性があると推測される。以上のことから、鉱山跡地のように土壌に金属元素が高濃度で存在すると、植物は過剰に元素を吸収してしまうことで成長阻害等の毒性が顕在化すると考えられる。

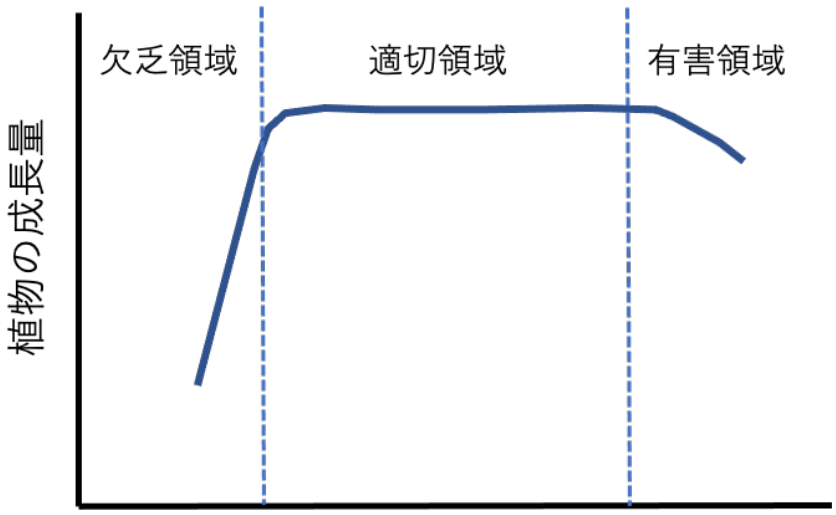


図 1-3　植物の無機元素濃度に対する成長量の関係

テイツ・ザイガー(2014)を参考に作成した。

表 1-7　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
As*	6	0.02～7
Cd*	0.35	0.1～2.4
Cr*	70	0.03～10

Larcher (2004)を一部改変して作成した。*は Bowen (1966)からの引用を示す。

1. 3. 3. 植物における毒性

植物における金属元素の過剰吸収による障害は、生体膜の損傷、酵素反応の阻害、酸素ラジカルの発生による障害、呼吸や光合成系の電子伝達系の不活性化を引き起こし、植物の生命活動の維持に必須な代謝経路の阻害により成長が抑制される（茅野, 1988; Kabata-Pendias, 2010）。また、元素の種類によっても植物体内での移動性が異なるため、毒性を示す組織や症状、程度が異なると考えられている。過剰吸収による Al、Fe、Mn、Cu、Zn、Ni の植物（栽培品種）に対する毒性（可視化できるもの）について、表 1-8 にまとめた。

表 1-8　栽培品種における Al、Fe、Mn、Cu、Zn、Ni 過剰吸収による毒性

元素	毒性症状の特徴
Fe	葉色の変化（濃い緑色）・地上部や根の発育不全
Mn	古い葉でのクロロシス、ネクロシス・表皮細胞での MnO_2 沈着 葉の先端の枯死・葉地上部と根の発育不全
Cu	濃い緑色の葉色（Fe 欠乏）・太く短い根、有刺鉄線状の根 分げつ抑制
Zn	葉の先端にクロロシス、ネクロシス・新しい葉の葉脈の間にクロロシス・根の障害（有刺鉄線状）・成長阻害
Ni	新しい葉における葉脈間のクロロシス（Fe 欠乏） 葉色の変化（灰緑色）・茶色に変色した根の発育不全・成長阻害
Pb	葉色の変化（濃い緑色）・古い葉のしおれ・発育不全の葉 茶色に変色した短い根
Al	全体的に発育不全・葉色の変化（濃い緑色）・茎色の変化（紫色） 葉の先端の枯死・サンゴ状の根・根の障害

Kabata-Pendias（2010）をもとに作成した。クロロシスとは葉が黄白化すること、ネクロシスとは細胞が壊死することをさす。

1.4.　金属元素に対する耐性

鉱山環境で生育する植物は、重金属の過剰吸収による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金属元素の毒性を軽減した上で体内に蓄積する、②積極的に体外に金属元素を排出する、の大きく 2 つに分けることができる。図 1-4 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。

図 1-4 に従い説明をする。①金属元素を細胞壁で吸着し不動化することで細胞内に入れない。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、無毒化する。④有機酸やフェノール性化合物などと金属元素を結合させ、液胞に隔離させ無毒化する。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。鉱山跡地で健全に生育できる自生植物は、何らかの金属耐性機構を体内に有していると考えられる。

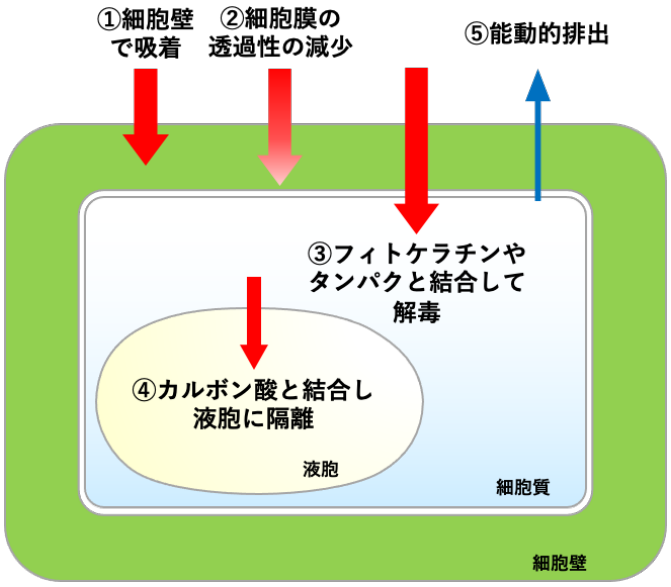


図 1-4　植物細胞における金属元素に対する耐性機構

Larcher (2004)をもとに作成した。

1.5. 好金属植物の利用

1.5.1. ファイトレメディエーション

ファイトレメディエーション（phytoremediation）は「植物」を意味する phyto と「修復」を意味する remediation を合わせた造語で、植物によって環境中の除去対象物質・元素を浄化する手法とされる。対象土壌を取り除いて他の土壌に入れ替える方法（客土）のような即効性はないが、広範囲かつ低濃度に存在する対象物質や元素を含有する土壌の持続的な浄化に効果的であるとされる。ファイトレメディエーションはさらに細分化されるが、重金属に関わる項目として以下の 3 つを示す（Ali et al., 2013）。①ファイトエキストラクション（phytoextraction）：植物の地上部に重金属を移行・蓄積させ、地上部を刈り取ることで重金属の除去を行う方法である。小規模な土地に適しており、農耕地が対象となる場合が多い。②ファイトスタビライゼーション（phytostabilization）：植物が土壌中での重金属の移動性を減少させ、系外や地下水への拡散を抑制する方法であり、植生を発達させることにより長期間に渡る土壌の安定化を図るものと言い換えることができる(Wang et al., 2017)。ファイトスタビライゼーションでは重金属の拡散を抑制できるよう、重金属耐性があり根系の発達が望まれる植物種である必要がある。鉱山跡地の緑化はファイトスタビライゼーションの考え方に近いと考えられ（Ali et al., 2013）、国際的にも現地で重金属元素を蓄積する植物種を選抜する研究事例が多く報告されている。③ファイトフィルトレーション（phytofiltration）：水生植物の根において坑廃水から重金属を吸収・吸着させ、水中から元素を除去する方法である。鉱さいたい積場などの湿性環境で検討できる方法となる。

好金属植物の中には、微量必須栄養元素としての濃度の 100～1000 倍に達する高濃度で重金属を蓄積することができる植物（ハイパーアキュミュレーター）が存在するが、ハイパーアキュミュレーターはファイトエキストラクションに適した植物である。国内の例だと、Cd のハイパーアキュミュレーターであるハクサンハタザオを用いた農地でのファイトエキストラクションの研究事例がある（Zhang et al., 2017; 菅原ら, 2011）。Zhang et al.（2017）の結果によるとハクサンハタザオの収穫により 18.2 kg/ha の Cd、27.38 kg/ha の Zn が土壌から除去できたとある。ファイトエクストラクションの成否には，植物個体の大きさや重金属耐性に加え，対象の重金属が吸収しやすい形態にあるか否かが重要であり（Ma et al., 2011）、キレート剤を投与することで土壌から重金属元素を溶出して植物に吸収させる報告例は国際的にも数多いが、土壌へ投与したキレート剤の影響も考慮する必要が出てくる。しかし、ハクサンハタザオの研究事例では植物が吸収しにくい形態の Cd 及び Zn を吸収したと示唆される結果が出ており（Zhang et al., 2017）、ファイトエクストラクションへの実用性が期待されるものである。

1.5.2. ファイトマイニング

ハイパーアキュミュレーターは、ファイトマイニング（phytomining, 植物採鉱）にも利用可能とされる（Brook et al., 1998a)。ファイトマイニングとは、成長量が大きく、かつ、植物体内に対象元素を高濃度蓄積できる植物種（作物など）を生育させた後、植物から目的元素を抽出し目回収する方法である。現地での栽培試験の結果、Ni のハイパーアキュミュレーターであるアブラナ科植物 *Alyssum bertolonii* から回収できる Ni 量は 7.2 g/m^2、南アフリカのキク科植物 *Berkheya coddii* から回収できる Ni 量は 11 g/m^2 と試算された例もある（Brook et al., 1998a)。また、Au を含むスラッジにキレート剤を投与して Au を溶出後、Au をカラシナやチコリーなどに蓄積させ効率的に回収することができる可能性を示した研究報告もある（Brook et al., 1998b）。その他のファイトマイニングについては井藤賀ら（2010）が詳しいので参考にされたい。

4.6 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介で別途言及する。

2. 重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物

2.1. はじめに

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た。論文検索にあたり着目したのは、「野外環境で生育する植物を採取して分析した研究内容」である。重金属を含む実験室内での水耕培養での試験に関する論文を含めると多数のものが存在するが、実際の野外での緑化に対して植物を選択する際には、実験室内のデータが必ずしも反映しない可能性を考慮したためである。2.2 では国内の研究事例を、2.3 では海外の研究事例を掲載した。国内外論文について、生育場所、土壌及び水の元素濃度のデータ、植物名、植物の元素濃度のデータを、引用先とともに掲載した。ハイパーアキュムレーターのように高濃度の元素蓄積植物以外についても掲載した。土壌や水の pH は論文中で記載がある限り記入した。分析方法については表 2-1 にまとめて示した。なお、植物の組織名については「葉」、「根」というように簡略化し、学術的に正確な組織名は使用しなかった。

また、植物体の含有元素濃度が比較的低い場合でも、土壌の含有元素濃度が高い条件でも生育できていると判断されたものについては、有用な情報となりうると判断し掲載をした。

表 2-1　研究論文報告での分析方法

項目	方法
土壌の含有元素濃度	硝酸、過塩素酸、フッ化水素酸による分解 （0.1 M HCl 抽出の場合は、その旨記載をした）
植物の含有元素濃度	硝酸・硫酸・過塩素酸などによる湿式灰化
植物の採取時期	春・夏・秋（植物の成長期）

2.2. 国内の事例

コケ植物・シダ植物は表 2-2 に、草本類は表 2-3 に、樹木は表 2-4 にそれぞれ示した。採取場所について、鉱山名をふせて掲載した。気候条件は植物の生育に重要な要因であると考え、地方名は記載した。植物の引用文献の記載も表に入れた。

2.3. 海外の事例

シダ植物は表 2-5 に、草本類は表 2-6 に、樹木は表 2-7 にそれぞれ示した。海外の研究事例については、植物の生育する気候条件の参考となると考え、国名及び場所を掲載した。また、海外で注目されている重金属蓄積性植物の中には外来種であるものあったため、国立研究開発法人 国立環境研究所「侵入生物データベース」で全ての植物種が外来種でないことを確認して掲載した。以下に HP アドレスを示す。https://www.nies.go.jp/biodiversity/invasive/

表 2-2　コケ植物・シダ植物（国内の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
本門寺（東京）	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	雨水　mg/L	葉先端　5 mm	Satake et al. (1988) Journal of Bryology 15: 353–376.
			Cu 6.2	Cu 30800	
		ホンモンジゴケ	Fe 0.1	Fe 18600	
			Al 0.1	Al 16100	
圓蔵寺（会津柳津）	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	融雪水　mg/L	葉先端　0–15 mm	佐竹 (2014) 銅ゴケの不思議 株式会社イセブ, p 49.
			Cu 0.8	Cu 11800–27470	
		ホンモンジゴケ			
専福寺（会津若松）	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	雨水　mg/L	葉 先端　0–15 mm	佐竹 (2014) 銅ゴケの不思議 株式会社イセブ, p 49.
			Cu 13	Cu 12600–27600	
		ホンモンジゴケ			
筑波山神社（つくば）	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	雨水　mg/L	原糸体：Cu 11400–17800	Satake et al. (1990) Journal of Bryology 16: 109–116.
			Cu 1.2–1.7	茎葉体先端部 (0-3 mm)：Cu 13100	
		ホンモンジゴケ	pH 5.6–5.8	茎葉体先端部 (3–6 mm)　：Cu 14100	
				茎葉体基部 (6–9 mm)　：Cu 12500	
関東・温泉地	コケ植物	*Jungermannia vulcanicola*	水　mg/L	茎葉体：Fe 18700	Satake and Saijo (1974) Limnology and Oceanography 19: 331–338.
			Fe 6.8		
		チャツボミゴケ	pH 1.9–2.0		
関東・温泉地	コケ植物	*Jungermannia vulcanicola*	水　mg/L	茎葉体：Fe 12300	Satake and Saijo (1974) Limnology and Oceanography 19: 331–338.
			Fe 1.3		
		チャツボミゴケ	pH 1.9–2.0		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	水　mg/L	植物体全体：As 0.45　Cu 15	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 45　Pb 2　Zn 4	
		ホンモンジゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Brachythecium plumosum*	水　mg/L	植物体全体：As 0.1　Cu 8	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 12　Pb 1　Zn 5	
		ハネヒツジゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Rhynchostegium riparioides*	水　mg/L	植物体全体：As 0.02　Cu 2	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 10　Pb 0.8　Zn 2	
		アオハイゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
東北地方 製錬所周辺	シダ植物	*Equisetum arvense*	土壌　mg/kg	枝：Cd 23 Zn 1110 Cu 17 Pb 24	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 10　Zn 920	茎：Cd 14 Zn 633 Cu 26 Pb 34	
		スギナ	Cu 36　Pb 36	地下茎：Cd 70 Zn 2330 Cu 144 Pb 323	
東北地方 集積場	シダ植物	*Equisetum fluviatile*	土壌　mg/kg	地上部：Fe 400 Cu 55 Mn 25	黒澤ら (2021) 環境資源工学 67: 122–127.
			Fe 170000　Al 53000	地下部：Fe 8000 Cu 450 Mn 100	
		ミズドグサ	Zn 19000　Cu 11000		
			Mn 1500　pH 7.7		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
関西地方 鉱山	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	古葉：As 242 Cd 1095 Pb 80 Zn 973 Cu 88	Van et al. (2006) Soil Science and Plant Nutrition 52: 701–710.
			As 814　Cd 11	成熟葉：As 240 Cd 959 Pb 40 Zn 700 Cu 40	
		ヘビノネゴザ	Pb 3464　Zn 2422	若葉：As 168 Cd 335 Pb 30 Zn 150 Cu 30	
			Cu 343　pH 5.2	根：As 2175 Cd 80 Pb 2040 Zn 1165 Cu 375	
関東地方 鉱山	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cu 72–1050 Cd　6–167	Usui et al. (1975) Special Bulletin of the Collage of Agriculture, Ustunomiya University 9: 25–36.
			Cu 242–2232	根：Cu 1320–5270 Cd 1.2–27.4	
		ヘビノネゴザ	Cd　0.5–23		
			pH (KCl) 3.6–4.2		
北陸地方 製錬所周辺	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cd 996 Zn 1690 Cu 27 Pb 28	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 20　Zn 1800	葉柄：Cd 287 Zn 290 Cu 11 Pb 30	
		ヘビノネゴザ	Cu 140　Pb 141	根：Cd 185 Zn 4710 Cu 498 Pb 1140	
Pb汚染土壌	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	胞子：Pb ~81　胞子嚢：Pb ~740	酒井ら (1991) 日本化学会誌 5: 416–421.
			Pb 3000–57000	葉身：Pb ~2080　葉柄：Pb ~1530	
		ヘビノネゴザ		根茎：Pb ~2890　根：Pb ~22400	
関西地方 鉱山	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	根茎・根：Ag 1.6–7.3	北川 (2005) 植物地理・分類研究 53: 161–165.
			Ag 56–69	葉：Ag 1.7–4.5	
		ヘビノネゴザ			
Pb汚染土壌	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉身：Pb 7.5–1500	本浄ら (1984) 植物地理・分類研究 32: 68–80.
			Pb 3000–57000	葉柄：Pb 64–1000	
		ヘビノネゴザ		根茎・根：Pb 93–11000	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
東北地方 製錬所周辺	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cd 716 Zn 6370 Cu 23 Pb 31	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 9.9　Zn 920	葉柄：Cd 74 Zn 677 Cu 19 Pb 25	
		ヘビノネゴザ	Cu 36　Pb 36	根：Cd 24 Zn 11300 Cu 223 Pb 842	
中部地方 製錬所周辺	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cd 922 Zn 378 Cu 22 Pb 569	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 47　Zn 10300	葉柄：Cd 393 Zn 228 Cu 34 Pb 615	
		ヘビノネゴザ	Cu 1260　Pb 1070	根：Cd 115 Zn 1410 Cu 330 Pb 1400	
関東地方 製錬所周辺	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cd 451 Zn 1130 Cu 34 Pb 32	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 14　Zn 1250	葉柄：Cd 316 Zn 992 Cu 30 Pb 27	
		ヘビノネゴザ	Cu 111　Pb 149	根：Cd 157 Zn 2810 Cu 523 Pb 637	
関東地方 鉱山	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cu 90–275 Zn 76–155 Cd 10–48	Nishizono et al. (1987) Plant and Soil 102: 65-70.
			Cu 744–3589　Zn 95–672	根：Cu 735–5989 Zn 121–644 Cd 4–13	
		ヘビノネゴザ	Cd 2–7	枯死葉：Cu 518–1990 Zn 335–401 Cd 19–36	
東北地方 製錬所周辺	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	葉：Cu 19–32 Zn 692–803 Cd 36–165	Nishizono et al. (1987) Plant and Soil 102: 65-70.
			Cu 69–235　Zn 882–11430	根：Cu 26–127 Zn 1120–6384 Cd 11–54	
		ヘビノネゴザ	Cd 23–96	枯死葉：Cu 154–305 Zn 14464–25654 Cd 215–462	
関東地方 鉱山周辺国有林	シダ植物	*Athyrium yokoscense*	土壌　mg/kg	地上部：Cu 24–38 Ni 1–2 Zn 11–57 Pb 30–51	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Cu 214–375 Ni 8–13	根茎：Cu 43–82 Ni 2–3 Zn 113–128 Pb 217–278	
		ヘビノネゴザ	Zn 117–130 Pb 269–530	細根：Cu 158–201 Ni 2–3 Zn 102-190 Pb 324–592	
			pH4.2		

表 2-3　草本類（国内の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
北陸地方 製錬所周辺	多年草	*Aster fastigiatus*	土壌　mg/kg	葉：Cd 32 Zn 672 Cu 34 Pb 30	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 20　Zn 1800	茎：Cd 19 Zn 64 Cu 12 Pb 223	
		ヒメシオン	Cu 140　Pb 141	根：Cd 22 Zn 368 Cu 48 Pb 24	
東北地方 製錬所周辺	多年草	*Arabis gemmifera*	土壌　mg/kg	葉：Cd 95 Zn 178 Cu 45 Pb 227	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 10　Zn 920	茎：Cd 95 Zn 296 Cu 45 Pb 365	
		ハクサンハタザオ	Cu 36　Pb 36	根：Cd 158 Zn 695 Cu 222 Pb 2450	
北陸地方 鉱山周辺	多年草	*Arabis gemmifera*	土壌　mg/kg	葉：Cd 1810 Cu33 Fe 648 Mn 128 Pb 383 Zn 20300	Knbota and Takenaka (2003) International Journal of Phytoremediation 5: 197–201.
			Cd 83　Cu 65　Fe 25	茎：Cd 555 Cu 8 Fe 123 Mn 21 Pb 1560 Zn 9520	
		ハクサンハタザオ	Mn 113　Pb 608　Zn 2880	根：Cd 295 Cu 109 Fe 2040 Mn 74 Pb 2430 Zn 3130	
			(0.1M HCl溶出)		
四国地方 鉱山	ツル性多年生 草本	*Paederia scandens*	土壌　mg/kg	葉：Sb 522–994	内海ら (2009) 愛媛大学理学部起要 15: 17-26.
			Sb 472	茎：Sb 453	
		ヘクソカズラ		実：Sb 39	
北陸地方 製錬所周辺	草本	*Cyperus* spp.	土壌　mg/kg	葉：Cd 6 Zn 466 Cu 16 Pb 254	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 20　Zn 1800	茎：Cd 2 Zn 935 Cu 10 Pb 26	
		カヤツリグサ属	Cu 140　Pb 141	根：Cd 23 Zn 1560 Cu 52 Pb 67	
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本	*Sasa veitchii*	土壌　mg/kg	葉：Cu 27 Ni 18 Zn 27 Cd ND Pb 20	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Cu 504　Ni 21	茎：Cu 29 Ni 6 Zn 29 Cd ND Pb 10	
		クマザサ	Zn 95　Cd 6	地下茎：Cu 68 Ni 5 Zn 62 Cd ND Pb 16	
			Pb 614	根：Cu 235 Ni 10 Zn 116 Cd 18 Pb 160	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
東北地方 製錬所周辺	草本	*Miscanthus* spp. ススキ属	土壌　mg/kg Cd 10　Zn 920 Cu 36　Pb 36	葉：Cd 2 Zn 160 Cu 14 Pb 35 茎：Cd 2 Zn 450 Cu 29 Pb 31 根：Cd 15 Zn 326 Cu 194 Pb 575	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本	*Miscanthus sinensis* ススキ	土壌　mg/kg Al 54375　Fe 38569 Cu 439　Zn 83 pH 4.3–4.4	地上部：Al 70–284 Fe ND–141 Cu 4.5–8.7 Zn 16–78 枯死葉：Al 208–1026 Fe 110–665 Cu 10–27 Zn 15–71 地下茎：Al 448–1852 Fe 264–1279 Cu 14–40 Zn 28–261 細根：Al 1742–2675 Fe 903–1403 Cu 74–108 Zn 33–134	Haruma et al. (2018) Plant Species Biology 33: 109–122.
東北地方 鉱山集積場	多年生草本	*Miscanthus sinensis* ススキ	土壌　mg/kg Fe 191616　Al 58474 Zn 18890 pH 7.6	葉：Fe 288 Al 216 Zn 448 地下茎：Fe 121 Al 147 Zn 597 細根：Fe 842 Al 568 Zn 747 根皮：Fe 7445 Al 723 Zn 848	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
中国地方 U鉱山集積場	多年生草本	*Miscanthus sinensis* ススキ	土壌　mBq/g 226Ra 58	葉：^{226}Ra 7 mBq/g 葉：^{226}Ra 7 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 958–961.
関東地方 鉱山	多年生草本	*Reynoutria japonica* イタドリ	土壌　mg/kg Cu 2746　Zn 466 Cd 6	地上部：Cu 147 Zn 247 Cd 7 根：Cu 2142 Zn 243 Cd 14	Nishizono et al. (1989) Plant and Cell Physiology 30: 595–598.
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本	*Reynoutria japonica* イタドリ	土壌　mg/kg Zn 87　Cu 787 Pb 377　Al 49334 Fe 42759　pH 4.6	葉：Al 510–829 Fe 114–136 Zn 76–103 Cu 25–29 Pb 16–23 茎：Al 58–78 Fe 24–45 Zn 27–37 Cu 21–28 Pb 5–8 地下茎：Al 292–575 Fe 121–318 Zn 25–38 Cu 31–41 Pb 18–34 細根：Al 494–963 Fe 126–368 Zn 11–35 Cu ND–45 Pb 52–83	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
東北地方 鉱山選鉱場跡地	多年生草本	*Reynoutria japonica* イタドリ	土壌　mg/kg Al 8490　Fe 46640 Zn 624　Cu 1292 Pb 1368　pH 7.5	葉：Al 583 Fe 872 Zn 207 Cu 83 Pb 3 茎：Al 165 Fe 121 Zn 66 Cu 58 Pb 3 地下茎：Al 443 Fe 647 Zn 106 Cu 72 Pb 13 根：Al 2207 Fe 3604 Zn 188 Cu 263 Pb 36	Lu et al. (2021) Minerals 11, 806. https://doi.org/10.3390/min11080806
関東地方 鉱山	多年生草本	*Reynoutria japonica* イタドリ	記載なし	葉：Mn 78 Zn 56 Co <0.5 Ni 0.9 Cd 0.5 Fe 110 Cu 10 Pb 0.7	Okamoto et al. (1980) Research Report from the National Institute for Environmental Studies 18: 1–102.
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本	*Lysimachia clethroides* オカトラノオ	土壌　mg/kg Cu 640　Ni 11　Zn 300 Cd 15　Pb 593 pH 5.0	葉：Cu 38 Ni 5 Zn 41 Cd ND Pb 6 茎：Cu 25 Ni 3 Zn 43 Cd ND Pb 9 根：Cu 81 Ni 9 Zn 299 Cd 36 Pb 22	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本	*Eupatorium chinense* ヒヨドリバナ	土壌　mg/kg Cu 236　Ni 30 Zn 28　Pb 161	葉：Cu 46 Ni 6 Zn 145 Pb 8 茎：Cu 32 Ni 5 Zn 97 Pb 3 根：Cu 55 Ni 6 Zn 82 Pb 12	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
東北地方 製錬所周辺	多年生草本	*Artemisia indica* var. *maximowiczii* ヨモギ	土壌　mg/kg Cd 10　Zn 920 Cu 36　Pb 36	葉：Cd 30 Zn 742 Cu 49 Pb 38 茎：Cd 10 Zn 168 Cu 24 Pb 236 根：Cd 76 Zn 3030 Cu 153 Pb 361	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
東北地方 鉱山選鉱場跡地	多年生草本	*Artemisia indica* var. *maximowiczii* ヨモギ	土壌　mg/kg Fe 30600　Al 8700 Zn 226　Cu 391 Pb 210　pH 6.6	葉：Al 454 Fe 824 Zn 164 Cu 45 Pb 12 茎：Al 65 Fe 156 Zn 161 Cu 41 Pb 4 根：Al 843 Fe 3711 Zn 272 Cu 220 Pb 66	Lu et al. (2021) Minerals 11, 806. https://doi.org/10.3390/min11080806

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
東北地方 鉱山集積場 澱物の生育試験	多年生草本	*Lespedeza cuneata*	土壌　mg/kg	地上部：Fe 2200 Cu 125 Mn 55	黒澤ら (2021) 環境資源工学 67: 122–127.
			Fe 170000　Al 53000	地下部：Fe 12500 Cu 800 Mn 200	
		メドハギ	Zn 19000　Cu 11000		
			Mn 1500　pH 7.7		
関東地方 鉱山周辺国有林	2年生草本	*Cardamine flexuosa*	土壌　mg/kg	地上部：Cu 23 Ni 18 Zn 70 Cd ND Pb 8	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Cu 640　Ni 11	地下部：Cu 98 Ni 84 Zn 195 Cd 15 Pb 85	
		タネツケバナ	Zn 300　Cd 15　Pb 593		
			pH 5.0		
北海道　鉱山	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	土壌　mg/kg	根・水面下の茎：Cu 30–89 Zn 41–142	荻野ら（2001) 北海道立地質研究所報告 72: 115–120.
			Cu 411–6780		
		ヨシ	Pb 69–333　Zn 105–5950		
			pH 3.0–6.5		
中国地方 U鉱山 鉱さいたいせき場	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	土壌	葉：^{226}Ra 160 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 39: 958–961.
			^{226}Ra 1420 mBq/g	茎：^{226}Ra 27 mBq/g	
		ヨシ			
中国地方 U鉱山 鉱さいたいせき場	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	水	葉：Fe 0.1–0.37 Mn 0.2–2 ^{238}U ND–0.79 μg/g 灰化DW	Nakamoto et al. (2021) Minerals 11, 1337. https://doi.org/10.3390/min11121337
			Fe 9–15 mg/L Mn 0.6-1 mg/L	茎：Fe 0.03–0.1 Mn 0.03–0.32 ^{238}U ND–0.28 μg/g 灰化DW	
		ヨシ	^{238}U 15–46 μ/L	節根：Fe 7–93 Mn 0.9 –8 ^{238}U 26.6–684 μg/g 灰化DW	
			pH 6.7–6.8		
北海道　鉱山	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	流入水　mg/L	葉：Fe 192–2279 Mn 487–1628 Cu 11–715 Zn 23–76	北海道道立地質研究所ら (2005) 平成16年度 重点領域研究課題報告書.
			Fe 0.02–117　Mn 1.2–26	茎：Fe 29–663 Mn 132–504 Cu 2–54 Zn 12–47	
		ヨシ	Cu 0.06–3.1　Zn 0.05–1.87	根：Fe 2027–12598 Mn 309–2143 Cu 35–492 Zn 25–102	
			pH 5.8（平均）		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
北海道　鉱山	多年生草本 水生植物	*Typha latifolia*	流入水　mg/L	葉：Fe 106–4265 Mn 1215–14227 Cu 7–210 Zn 12–96	北海道道立地質研究所ら (2005) 平成16年度 重点領域研究課題報告書.
			Fe 0.02–117　Mn 1.2–26	茎：Fe 16–1280 Mn 505–1382 Cu 2–60 Zn 14–30	
		ガマ	Cu 0.06–3.1　Zn 0.05–1.87	根：Fe 2491–26067 Mn 12–1886 Cu 30–350 Zn 43–161	
			pH 5.8（平均）		
中国地方 U鉱山 鉱さいたいせき場	多年生草本 水生植物	*Potamogeton fryeri*	水	葉：^{238}U (38–60 (μg/g 灰化重量）Fe 5–17 Mn 7–18	筑波大学・環境生態化学研究室と研究機関との共同研究データ
			^{238}U 2 μ/L	茎：^{238}U (16–19 (μg/g 灰化重量）Fe 4 Mn 2–6	
		フトヒルムシロ	Fe 0.7 mg/L Mn 0.8 mg/L	地下茎：^{238}U (5–25 (μg/g 灰化重量）Fe 14–17 Mn 3	
			pH 6.8	根：^{238}U 17–70 (μg/g 灰化重量）Fe 79–98 Mn 1–2	
関東地方 鉱山周辺国有林	多年生草本 水生植物	*Cicuta virosa*	沼土壌　mg/kg	地上部：Zn 150–220	Nagata et al. (2014) Plant Species Biology 30: 116–125.
			Cu 760–993　Zn 273–454	地下茎：Zn 500–600	
		ドクゼリ	Pb 670–798	不定根：Zn 6000–8000	
			pH 6.0		

表 2-4　樹木（国内の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
関東地方 鉱山	落葉広葉樹	*Clethra barbinervis*	記載なし	葉：Mn 1350 Zn 360 Co 8 Ni 6 Cd 8	Okamoto et al. (1980) Research Report from the National Institute for Environmental Studies 18: 1-102.
				Fe 120 Cu 12 Pb 1	
		リョウブ			
関東地方 鉱山周辺国有林	落葉広葉樹	*Clethra barbinervis*	土壌　mg/kg	葉：Zn 190–450	Yamaji et al. (2016) PloS ONE DOI:10.1371/journal.pone.0169089.
			Cu 436–644　Zn 132–193	枝：Zn 100–220 Pb 40–280	
		リョウブ	Pb 492–779	根：Cu 150–250 Zn 150–350 Pb 280–800	
			pH 3.6		
関西地方 鉱山	落葉広葉樹	*Gamblea innovans*	土壌　mg/kg	葉：Cd 80 Zn 800	Takenaka et al. (2009) Environ Geochem Health 31:609–615.
			Cd 19　Zn 78		
		タカノツメ	(0.1M HCl溶出)		
関西地方 鉱山	落葉広葉樹	*Gamblea innovans*	土壌　mg/kg	葉：Cd 80 Zn 750	Takenaka et al. (2009) Environ Geochem Health 31:609–615.
			Cd 7　Zn 76		
		タカノツメ	(0.1M HCl溶出)		
関西地方 鉱山	落葉広葉樹	*Gamblea innovans*	土壌　mg/kg	葉：Cd 13–51 Zn 200–300	Sakurai et al. (2019) International Journal of Phytoremediation 21: 217–223.
			Cd 1.1–1.5　Zn 27–63		
		タカノツメ	pH 4		
			(0.1M HCl溶出)		
東北地方 鉱山たい積場	落葉広葉樹	*Salix reinii*	土壌　mg/kg	葉：Al 307–347 Fe 225–293	筑波大学・環境生態化学研究室と研究機関との共同研究データ
			Al 19209–19644	茎：Al 322–370 Fe 101–125	
		ミヤマヤナギ	Fe 37009–44444	地下茎：Al 513–809 Fe 191–277	
			pH 5.0–5.2	細根：Al 4945–5634 Fe 4118–4589	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
東北地方 鉱山集積場	常緑針葉樹	*Pinus densiflora*	土壌　mg/kg	葉：Fe 58－1484 Cu 6－94 Zn 46－397	筑波大学・環境生態化学研究室、企業及び他大学との共同研究データ
			Fe 135100–197705	胚軸：Fe 101－776 Cu 17－996 Zn 76－473	
		アカマツ	Cu 8597–12857	細根：Fe 3234－18760 Cu 623－2500 Zn 600–2478	
			Zn 15281–22818　pH 7.7		
中国地方 U鉱山 捨て石たい積場	落葉広葉樹	*Toxicodendron trichocarpum*	土壌　mg/kg	葉：Al 800 Fe 100 Mn 1800 ^{238}U 0.13 μg/g 灰化DW	筑波大学・環境生態化学研究室と研究機関との共同研究データ
			Al 9924　Fe 6163　Mn 40	細根：Al 1000 Fe 300 Mn 100 ^{238}U 5.7 μg/g 灰化DW	
		ヤマウルシ	^{238}U 5 μg/g		
			pH 4.8		
関東地方 鉱山周辺国有林	落葉広葉樹	*Toxicodendron trichocarpum*	土壌　mg/kg	葉：Al 300 Fe 400　Mn 1100	筑波大学・環境生態化学研究室と研究機関との共同研究データ
			Al 11482　Fe 5983	細根：Al 6000 Fe 2000 Mn 200	
		ヤマウルシ	Mn 202　Cu 77　Pb 118		
			pH 4.8		
中国地方 U鉱山森林地	落葉広葉樹	*Toxicodendron trichocarpum*	土壌	葉：^{226}Ra 18 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 39: 958–961.
			^{226}Ra 66 mBq/g	茎：^{226}Ra 27 mBq/g	
		ヤマウルシ			
関東地方 鉱山周辺国有林	落葉広葉樹	*Rhus chinensis*	土壌　mg/kg	葉：Al 390 Fe 100 Cu 50 Mn ND Zn 350	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Zn 82　Cu 604	茎：Al 600 Fe 100 Cu 200 Mn ND Zn 250	
		ヌルデ	Mn 135	細根：Al 1350 Fe 500 Cu 200 Mn ND Zn 400	
			pH 5.2		
中国地方 U鉱山森林地	落葉広葉樹	*Acer rufinerve*	土壌	葉：^{226}Ra 3 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 39: 958–961.
			^{226}Ra 47 mBq/g	茎：^{226}Ra 7 mBq/g	
		ウリハダカエデ			

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
関東地方 鉱山	落葉広葉樹	*Quercus mongolica*	記載なし	葉：Mn 350 Zn 28 Co <0.5 Ni 2 Cd 0.1	Okamoto et al. (1980) Research Report from the National Institute for Environmental Studies 18: 1-102.
				Fe 42 Cu 12 Pb 0.3	
		ミズナラ			
中国地方 U鉱山森林地	落葉広葉樹	*Quercus mongolica*	土壌	葉：^{226}Ra 7 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 39: 958–961.
			^{226}Ra 66 mBq/g	茎：^{226}Ra 10 mBq/g	
		ミズナラ			
関東地方 鉱山	落葉広葉樹	*Quercus serrata*	記載なし	葉：Mn 320 Zn 30 Co <0.5 Ni 2 Cd 0.3	Okamoto et al. (1980) Research Report from the National Institute for Environmental Studies 18: 1–102.
				Fe 61 Cu 12 Pb 0.6	
		コナラ			
中国地方 U鉱山森林地	落葉広葉樹	*Quercus serrata*	土壌	葉：^{226}Ra 7 mBq/g	Shitaka et al. (2002) Journal of Nuclear Science and Technology 39: 958–961.
			^{226}Ra 66 mBq/g	茎：^{226}Ra 13 mBq/g	
		コナラ			
関東地方 鉱山周辺国有林	常緑広葉樹	*Aucuba japonica*	土壌	葉：Cu 5–18 Zn 19–40 Pb ND	Doyama et al. (2021) PLoS ONE 16(9): e0257690.
			Cu 284–393	根：Cu 36–154 Zn 340–1736 Pb 17–863	
		アオキ	Zn 88.0–216 Pb 382–186		
			pH 4.7		
関東地方 鉱山周辺国有林	常緑広葉樹	*Eurya japonica*	土壌	葉：Cu 14–46 Zn 207–290 Pb ND–39 Al 7607–10109	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Cu 281–650 Zn 82–170	枝：Cu 32–97 Zn 292–353 Pb ND–109 Al 2222–2643	
		ヒサカキ	Pb 166–877	支持根：Cu 41–177 Zn 170–213 Pb 63–882 Al 1930–2646	
			Al 402616–50626 pH 4.2–4.7	根：Cu 148–311 Zn 175–238 Pb 148–1265 Al 4084–5487	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
関東地方 鉱山周辺国有林	常緑広葉樹	*Neolitsea sericea*	土壌　mg/kg	葉：Al 950 Fe 250 Cu ND Mn 800 Zn 400	筑波大学・環境生態化学研究室所蔵データ
			Zn 104　Cu 272	茎：Al 800 Fe 250 Cu ND Mn 200 Zn 400	
		シロダモ	Mn 198	細根：Al 2500 Fe 700 Cu ND Mn 50 Zn 400	
			pH 5.2		

表 2-5　シダ植物（海外の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pb/Zn 鉱山集積場 (Fankou・中国)	シダ植物	*Pteridium aquilinum* var. *latiusculum*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 74 Zn 198 Cu 6 Cd 4	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 18423　Zn 16745	根：Pb 645 Zn 772 Cu 34 Cd 7	
		ワラビ	Cu 710　Cd 77		
			pH 5.5		
La Petite Faye Au鉱山集積場 (フランス)	シダ植物	*Pteridium aquilinum var. latiusculum*	土壌　mg/kg	葉：Pb 9 As 7 Sb 0.1	Wanat et al. (2014) Environmental Geochem & Health 36: 783–795.
			Pb 2537–9304	茎：Pb 57 As 8 Sb 0.1	
		ワラビ	As 5465–41900	地下茎：Pb 270 As 893 Sb 39	
			Sb 103–530　pH 3.8–4.5		
Pb, Zn, Cu 鉱山沈殿池 (Jin chuantang・中国)	シダ植物	*Equisetum ramosisti*	土壌　mg/kg	地上部 ：Zn 307 Pb 324 Cd <5 Cu 34	Deng et al (2004) Enviromental Pollution 132: 29–40.
			Zn 4612　Pb 11161	根：Zn 1648 Pb 2135 Cd 22 Cu 189	
		スギナ	Cd 46　Cu 649		
			pH 7.6		
Xiantan Mn鉱山 鉱さいたいダム (渾南区・中国)	シダ植物	*Pteris vittata*	土壌　mg/kg	葉：Mn 2000 Pb 100 Cd 2	Liu et al. (2006) Pedosphere 16: 131–136.
			Mn 151684　Pb 6005	茎:　Mn 40 Pb 40 Cd 1	
		モエジマシダ	Cd 68	根：Mn 2000 Pb 40 Cd 2	
			pH7.45		
Gilgok Au 鉱山 (韓国)	シダ植物	*Thelypteris palustris*	土壌　mg/kg	葉：As 0-4	Min et al. (2021) Sustainability 13: 3421.
			As 21-3560		
		ヒメシダ	pH 7.0-8.7		
Gilgok Au 鉱山 (韓国)	シダ植物	*Thelypteris palustris*	土壌　mg/kg	葉：As 0-8	Min et al. (2021) Sustainability 13: 3421.
			As 55-1378		
		ヒメシダ	pH 6.6-7.3		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Baoshan鉱山 鉱さいたいダム (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	シダ植物	*Equisetum ramosissimum*	土壌　mg/kg	地上部：As 7 Cd 5 Pb 90 Zn 152	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 2050　Cd 47	根：As 20 Cd 7 Pb 192 Zn 224	
		イヌドクサ	Pb 12527　Zn 5999		
			pH 6.9		
Baoshan鉱山 鉱さいたいダム (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	シダ植物	*Pteris ensiformis*	土壌　mg/kg	地上部：As 1091 Cd 63 Pb 1347 Zn 296	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 931　Cd 395	根：As 1047 Cd 11 Pb 114 Zn 118	
		ホコシダ	Pb 14054　Zn 6577		
			pH 7.2		
Baoshan鉱山 鉱さいたいダム (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	シダ植物	*Woodwardia japonica*	土壌　mg/kg	地上部：As 62 Cd 9 Pb 436 Zn 257	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 2050　Cd 47	根：As 9 Cd 3 Pb 77 Zn 143	
		オオカグマ	Pb 12527　Zn 5999		
			pH 6.9		
Baiut 鉱山 Lapus川 (ルーマニア)	シダ植物	*Equisetum fluviatile*	堆積物　mg/kg	植物体全体：Cd 43 Ni 296 Pb 27	Popa et al. (2019) Studia UBB Chemia LXIV, 2, Tom II, 457–469.
			Cd 1.6　Ni 19		
		ミズドクサ	Pb 43		

表 2-6　草本類（海外の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pb/Zn 鉱山集積場 (Huangshaping ・中国)	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 277 Zn 250 Cu 19 Cd 1	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 11558　Zn 10011	根：Pb 444 Zn 415 Cu 32 Cd 0.9	
		エノコログサ	Cu 204　Cd 134		
			pH 7.7		
Pb/Zn 鉱山集積場 (Shuikoushan・中国)	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 272 Zn 489 Cu 48 Cd 4	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 2462　Zn 1794	根：Pb 655 Zn 853 Cu 87 Cd 7	
		エノコログサ	Cu 106　Cd 21		
			pH 7.6		
Pb/Zn 鉱山集積場 (Taoling・中国)	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 188 Zn 531 Cu 32 Cd 6	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 1120　Zn 833	根：Pb 254 Zn 741 Cu 51 Cd 9	
		エノコログサ	Cu 197　Cd 5		
			pH 8.2		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	葉：Mn 1191 Cd 11 Pb 189 Zn 71 Cu 27	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 351 Cd 10 Pb 179 Zn 54 Cu 27	
		エノコログサ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 658 Cd 25 Pb 537 Zn 199 Cu 101	
			pH 5.0		
Pb/Zn 鉱山集積場 (Huangshaping ・中国)	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 136 Zn 446 Cu 28 Cd 1	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 11558　Zn 10011	根：Pb 287 Zn　550　Cu 15 Cd 1	
		オヒシバ	Cu 204　Cd 134		
			pH 7.7		
Pb/Zn 鉱山集積場 (Shuikoushan・中国)	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 154 Zn 431 Cu 34 Cd 5	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 2462　Zn 1794	根：Pb 212 Zn 816 Cu 62 Cd 9	
		オヒシバ	Cu 106　Cd 21		
			pH 7.6		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
非鉄金属製錬所跡地（中国)	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	葉：As 34 Cd 16 Pb 1065 Zn 2471	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 150　Pb 5800	根：As 22 Cd 44 Pb 910 Zn 2021	
		オヒシバ	Cd 105　Zn 16000		
			pH 6.5		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	葉：Mn 2342 Cd 12 Pb 107 Zn 97 Cu 46	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 1388 Cd 11 Pb 45 Zn 63 Cu 49	
		オヒシバ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 887 Cd 11 Pb 452 Zn 76 Cu 48	
			pH 5.0		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	地上部：As 64 Cd 76 Pb 2798 Zn 1133	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 2050　Cd 47	根：As 143 Cd 48 Pb 7474 Zn 34	
		オヒシバ	Pb 12527　Zn 5999		
			pH 6.9		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Digitaria violascens*	土壌　mg/kg	葉：Mn 1301 Cd 8 Pb 4 Zn 0.2 Cu 16	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 1117 Cd 9 Pb 39 Zn 0.4 Cu 18	
		アキメヒシバ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 434 Cd 9 Pb 33 Zn 0.2 Cu 18	
			pH 5.0		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Ageratum conyzoides*	土壌　mg/kg	葉：Mn 827 Cd 12 Pb 456 Zn 94 Cu 63	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 1254 Cd 26 Pb 400 Zn 80 Cu 50	
		カッコウアザミ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 375 Cd 10 Pb 338 Zn 39 Cu 38	
			pH 5.0		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Aster subulatus*	土壌　mg/kg	葉：Mn 446 Cd 13 Pb 651 Zn 129 Cu 58	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 181 Cd 6 Pb 232 Zn 61 Cu 30	
		ホオキギク	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 91 Cd 6 Pb 227 Zn 58 Cu 28	
			pH 5.0		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Echinochloa crus-galli*	土壌　mg/kg	葉：Mn 2805 Cd 10 Pb 581 Zn 103 Cu 30	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 578 Cd 11 Pb 532 Zn 133 Cu 41	
		イヌビエ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 165 Cd 7 Pb 473 Zn 53 Cu 60	
			pH 5.0		
非鉄金属製錬所跡地（中国）	1年生草本	*Pharbitis nil*	土壌　mg/kg	葉：As 7 Cd 2 Pb 173 Zn 968	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 1200　Pb 3000	根：As 9 Cd 3 Pb 146 Zn 635	
		アサガオ	Cd 30　Zn 1200		
			pH 7.5		
非鉄金属製錬所跡地（中国）	1年生草本	*Calystegia hederacea*	土壌　mg/kg	葉：As 27 Cd 9 Pb 1031 Zn 3173	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 1200　Pb 3000	根：As 21 Cd 6 Pb 690 Zn 1235	
		コヒルガオ	Cd 30　Zn 1200		
			pH 7.5		
非鉄金属製錬所跡地（中国）	1年生もしくは多年生草本	*Humulus japonicus*	土壌　mg/kg	葉：As 20 Cd 33 Pb 686 Zn 1690	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 1200　Pb 3000	根：As 20 Cd 23 Pb 1394 Zn 1387	
		カナムグラ	Cd 30　Zn 1200		
			pH 7.5		
非鉄金属製錬所跡地（中国）	1年生草本	*Chenopodium album*	土壌　mg/kg	葉：As 3 Cd 10 Pb 67 Zn 1219	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 1200　Pb 3000	根：As 7 Cd 5 Pb 218 Zn 600	
		シロザ	Cd 30　Zn 1200		
			pH 7.5		
非鉄金属製錬所跡地（中国）	1年生草本	*Solanum nigrum*	土壌　mg/kg	葉：As 6 Cd 56 Pb 335 Zn 1036	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 150　Pb 5800	根：As 47 Cd 53 Pb 1854 Zn 2291	
		イヌホオズキ	Cd 105　Zn 16000		
			pH 6.5		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Xiantan Mn鉱山 鉱さいたいダム （潭南区・中国）	1年生草本	*Gnaphalium affine*	土壌　mg/kg	葉：Mn 5000 Pb 75 Cd 4	Liu et al. (2006) Pedosphere 16: 131–136.
			Mn 151684	茎: Mn 2500 Pb 40 Cd 4	
		ハハコグサ	Pb 6005　Cd 68	根：Mn 500 Pb 120 Cd 4	
			pH 7.5		
Oued el Heimer– Touissite Pb/Zn鉱山地域 (モロッコ北西部)	1年生草本	*Capsella bursa-pastoris*	土壌 mg/kg pH 6.9–7.7 As 43–83	地上部：As 6 Cd 4 Cu 49 Ni 4 Pb 734 Zn 667 Sb 56	Hasnaoui et al. (2020) Plants 9: 1458.
			Cd 15–36　Cu 328–1405	根：As 4 Cd 4 Cu 66 Ni 4 Pb 850 Zn 587 Sb 27	
		ナズナ	Ni 9–16　Pb 6445–18324		
			Zn 2096–5387　Sb 97–243		
Oued el Heimer– Touissite Pb/Zn鉱山地域 (モロッコ北西部)	1年生草本	*Rapistrum rugosum*	土壌 mg/kg pH 6.9–7.7 As 43–83	地上部：As 0.3 Cd 2 Cu 10 Ni 0.5 Pb 47	Hasnaoui et al. (2020) Plants 9: 1458.
			Cd 15–36　Cu 328–1405	Zn 327 Sb 0.5	
		ミヤガラシ	Ni 9–16　Pb 6445–18324	根：As 1 Cd 2 Cu 14 Ni 1 Pb 455	
			Zn 2096–5387　Sb 97–243	Zn 240 Sb 2	
Bir Nehass Zn鉱山 （モロッコ南中央部）	1年生草本	*Portulaca oleracea*	土壌　mg/kg	地上部：Cu 44 Zn 118 Pb 33 Cd 10	Midhat et al. (2019) Ecotoxicology and Environmental Safety 169: 150–160.
			Cu 2201　Zn 21498	根：Cu 26 Zn 108 Pb 27 Cd 16	
		スベリヒユ	Pb 6157　Cd 52		
			pH 2.7		
非鉄金属製錬所 跡地（中国)	1年生もしくは多年生草本	*Humulus japonicus*	土壌　mg/kg	葉：As 20 Cd 33 Pb 686 Zn 1690	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 1200　Pb 3000	根：As 20 Cd 23 Pb 1394 Zn 1387	
		カナムグラ	Cd 30　Zn 1200		
			pH 7.5		
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag etc) （湖南省・中国）	２年生草本	*Saussurea japonica*	土壌　mg/kg	地上部：As 195 Cd 96 Pb 1255 Zn 639	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 931　Cd 395	根：As 14 Cd 157 Pb 602 Zn 408	
		ヒナヒゴタイ	Pb 14054　Zn 6577		
			pH 7.2		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pingle Mn鉱山 鉱さいたいダム （広西チワン族自治区・中国）	多年生草本	*Miscanthus floridulus* トキワススキ	土壌　mg/kg Mn 8363　Cd 12 Pb 164　Zn 287　Cu 136 pH 5.0	葉：Mn 473 Cd 5 Pb 142 Zn 42 Cu 30 茎: Mn 564 Cd 6 Pb 136 Zn 62 Cu 40 根：Mn 433 Cd 5 Pb 126 Zn 157 Cu 41	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
Pingle Mn鉱山 鉱さいたいダム （広西チワン族自治区・中国）	多年生草本	*Paspalum orbiculare* スズメノコビエ	土壌　mg/kg Mn 8363　Cd 12 Pb 164　Zn 287　Cu 136 pH 5.0	葉：Mn 726 Cd 4 Pb 52 Zn 54 Cu 21 茎: Mn 622 Cd 7 Pb 136 Zn 120 Cu 30 根：Mn 306 Cd 6 Pb 201 Zn 103 Cu 72	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
Pingle Mn鉱山 鉱さいたいダム （広西チワン族自治区・中国）	多年生草本	*Eragrostis bulbillifera* イトスズメガヤ	土壌　mg/kg Mn 8363　Cd 12 Pb 164　Zn 287　Cu 136 pH 5.0	葉：Mn 1422 Cd 21 Pb 280 Zn 148 Cu 73 茎: Mn 853 Cd 26 Pb 293 Zn 345 Cu 82 根：Mn 1171 Cd 49 Pb 875 Zn 542 Cu 188	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
Pingle Mn鉱山 鉱さいたいダム （広西チワン族自治区・中国）	多年生草本	*Elephantopus scaber* ミスミグサ	土壌　mg/kg Mn 8363　Cd 12 Pb 164　Zn 287　Cu 136 pH 5.0	葉：未分析 茎: Mn 1152 Cd 5 Pb 150 Zn 105 Cu 26 根：Mn 107 Cd 10 Pb 629 Zn 85 Cu 38	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
Xiantan Mn鉱山 鉱さいたいダム （渾南区・中国）	多年生草本	*Phytolacca acinosa* ヤマゴボウ	土壌　mg/kg Mn 151684 Pb 6005　Cd 68 pH 7.5	葉：Mn 2369 Pb 41 Cd 2 茎:　Mn 1575 Pb 32 Cd 1 根：Mn 717 Pb 14 Cd 1	Liu et al. (2006) Pedosphere 16: 131–136.
Pb/Zn 鉱山 集積場 (Fankou, 中国)	多年生草本	*Imperata cylindrica var. major* チガヤ	土壌　mg/kg Pb 18423　Zn 16745 Cu 710　Cd 77 pH 5.5	地上部：Pb 445 Zn 996 Cu 19 Cd 16 根：Pb 1303 Zn 1483 Cu 126 Cd 12	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pingle Mn鉱山 鉱さいたいダム （広西チワン族自治区・中国）	多年生草本	*Miscanthus floridulus*	土壌　mg/kg	葉：Mn 473 Cd 5 Pb 142 Zn 42 Cu 30	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 564 Cd 6 Pb 136 Zn 62 Cu 40	
		トキワススキ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 433 Cd 5 Pb 126 Zn 157 Cu 41	
			pH 5.0		
Pb/Zn 鉱山 集積場 (Huangshaping, 中国)	多年生草本	*Miscanthus sinensis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 103 Zn 343 Cu 21 Cd 2	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 11558　Zn 10011	根：Pb 796 Zn 960 Cu 86 Cd 3	
		ススキ	Cu 204　Cd 134		
			pH 7.7		
非鉄金属製錬所 跡地（中国)	多年生草本	*Kalimeris indica*	土壌　mg/kg	葉：As 14 Cd 27 Pb 1060 Zn 1704	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 150　Pb 5800	根：As 6 Cd 12 Pb 466 Zn 520	
		コヨナメ	Cd 105　Zn 16000		
			pH 6.5		
非鉄金属製錬所 跡地（中国)	多年生草本	*Metaplexis japonica*	土壌　mg/kg	葉：As 47 Cd 18 Pb 3967 Zn 5508	Sun et al. (2016) Ecological Engineering 86: 60–68.
			As 150　Pb 5800	根：As 31 Cd 40 Pb 2772 Zn 4139	
		ガガイモ	Cd 105　Zn 16000		
			pH 6.5		
Kishnica 鉱山 （Hajvali-Kishnica ・コソボ共和国）	多年生草本	*Urtica dioica*	土壌　mg/kg	葉：Pb 328 Cu 110 Cd 4 Ni 61 Fe 1436	Bislimi et al. (2021) Journal of Ecological Engineering 22: 1–7.
			Pb 3107 Cu 14 Cd 4	茎：Pb 17 Cu 31 Cd 1 Ni 10 Fe 376	
		イラクサ	Ni 277 Fe 6010	根：Pb 108 Cu 67 Cd 1 Ni 23 Fe 1072	
			pH 5以上（考察から推測）		
Oued el Heimer— Touissite Pb/Zn鉱山地域 (モロッコ北西部)	多年生草本	*Lotus corniculatus*	土壌 mg/kg pH 6.9–7.7 As 43–83	地上部：As 3 Cd 2 Cu 40 Ni 3 Pb 832	Hasnaoui et al. (2020) Plants 9: 1458.
			Cd 15–36　Cu 328–1405	Zn 171 Sb 15	
		ミヤコグサ	Ni 9–16　Pb 6445–18324	根：As 5 Cd 3 Cu 117 Ni 4 Pb 1493	
			Zn 2096–5387 Sb 97–243	Zn 277 Sb 27	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Artemisia japonica* オトコヨモギ	土壌　mg/kg As 931　Cd 395 Pb 14054　Zn 6577 pH 7.2	地上部：As 87 Cd 54 Pb 539 Zn 444 根：As 11 Cd 7 Pb 159 Zn 147	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Boehmeria nivea* ナンバンカラムシ	土壌　mg/kg As 931　Cd 395 Pb 14054　Zn 6577 pH 7.2	地上部：As 701 Cd 490 Pb 4462 Zn 992 根：As 14 Cd 5 Pb 112 Zn 28	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Chrysanthemum indicum* シマカンギク	土壌　mg/kg As 931　Cd 395 Pb 14054　Zn 6577 pH 7.2	地上部：As 178-251 Cd 9-128 Pb 216-1442 Zn 154-528 根：As 8-105 Cd 3-99 Pb 112-615 Zn 60-329	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
Baoshan鉱山 鉱さいたいダム (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Chrysanthemum indicum* シマカンギク	土壌　mg/kg As 2050　Cd 47 Pb 12527　Zn 5999 pH 6.9	地上部：As 36 Cd 9 Pb 216 Zn 124 根：As 9 Cd 0.4 Pb 49 Zn 59	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
Baoshan鉱山 鉱さいたいダム (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Dianthus superbus* エゾカワラナデシコ	土壌　mg/kg As 2050　Cd 47 Pb 12527　Zn 5999 pH 6.9	地上部：As 68 Cd 47 Pb 719 Zn 374 根：As 26 Cd 37 Pb 406 Zn 242	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) (湖南省・中国)	多年生草本	*Hydrocotyle sibthorpioides* チドメグサ	土壌　mg/kg As 931　Cd 395 Pb 14054　Zn 6577 pH 7.2	地上部：As 341 Cd 129 Pb 2328 Zn 477 根：As 49 Cd 19 Pb 436 Zn 106	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) （湖南省・中国）	多年生草本	*Rumex acetosa*	土壌　mg/kg	地上部：As 429 Cd 215 Pb 2112 Zn 2506	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 931　Cd 395	根：As 10 Cd 52 Pb 226 Zn 394	
		スイバ	Pb 14054　Zn 6577		
			pH 7.2		
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) （湖南省・中国）	多年生草本	*Sanguisorba officinalis*	土壌　mg/kg	地上部：As 174 Cd 41 Pb 896 Zn 345	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 931　Cd 395	根：As 19 Cd 23 Pb 247 Zn 227	
		ワレモコウ	Pb 14054　Zn 6577		
			pH 7.2		
Baoshan鉱山 製錬所周辺 (Pb, Zn, Ag) （湖南省・中国）	多年生草本	*Valeriana officinalis*	土壌　mg/kg	地上部：As 308 Cd 82 Pb 1589 Zn 386	Pan et al. (2019) Environmental Science and Pollution Research 26: 23583–23592.
			As 931　Cd 395	根：As 16 Cd 8 Pb 236 Zn 103	
		セイヨウカノコソウ	Pb 14054　Zn 6577		
			pH 7.2		
Mo 鉱山 鉱さいたいダム （河南省・中国）	多年生草本	*Macleaya cordata*	土壌　mg/kg	地上部：Mo 704 根399	Wang et al. (2018) Environmental Science and Pollution Research 25:26493–26503.
			Mo 340　Zn 254		
		タケニグサ	Cd 1　Pb 27　Ni 27		
			pH 7.6		
Zn精錬所周辺 （貴州省・中国）	多年生草本	*Juncus effusus*	土壌　mg/kg	地上部：As 13 Cd 4 Cr 2 Cu 23 Hg 0.08	Peng et al. (2018) Ecotoxicology and Environmental Safety 152: 2018) 24–32.
			As 587　Cd 32　Cr 121	Pb 211 Zn 1121	
		イグサ	Cu 531　Hg 1215　Pb 6041	根：As 49 Cd 15 Cr 5 Cu 41 Hg 0.23	
			Zn 22749　pH 6.1	Pb 862 Zn 1686	
Baiut 鉱山 Lapus川 （ルーマニア）	多年生草本	*Juncus effusus*	堆積物　mg/kg	植物全体：Cd 135 Ni 1069 Pb 36	Popa et al. (2019) Studia UBB Chemia LXIV, 2, Tom II, 457–469.
			Cd 3　Ni 48　Pb 618		
		イグサ			

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Baiut 鉱山 Lapus川（ルーマニア）	多年生草本	*Myosoton aquaticum*	堆積物　mg/kg	植物全体：Cd 72 Ni 1366 Pb 124	Popa et al. (2019) Studia UBB Chemia LXIV, 2, Tom II, 457–469.
			Cd 2　Ni 19　Pb 43		
		ウシハコベ			
Baiut 鉱山 Lapus川（ルーマニア）	多年生草本	*Carex humilis*	堆積物　mg/kg	植物全体：Cd 242 Ni 1865 Pb 27	Popa et al. (2019) Studia UBB Chemia LXIV, 2, Tom II, 457–469.
			Cd 2　Ni 51　Pb 652		
		ホソバヒカゲスゲ			
Lechang Pb/Zn 鉱山（広東省・中国）	多年生草本	*Cynodon dactylon*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 351 Zn 689 Cu 22	Shu et al. (2002) Environmental Pollution 120: 445–453.
			Pb 2785　Zn 3562	根：Pb 645 Zn 1015 Cu 46	
		ギョウギシバ	Cu 198		
			pH 6.1		
Camaquã Cu鉱山 鉱さいたいダム（ブラジル南部）	多年生草本	*Verbena bonariensis*	土壌　mg/kg	地上部：Fe 993 Cu 43 Zn 15 Mn 113 Ni 6	Afonso et al. (2020) Journal of Environmental Management 256: 109953.
			Fe 未測定　Cu 260　Zn 0.9	根：Fe 852 Cu 73 Zn 23 Mn 40 Ni 10	
		ヤナギハナガサ	Mn 11　Ni 9		
			pH 6.2		
Draa Lasfar Cu, Zn, Pb 鉱山（モロッコ南中央部）	多年生草本	*Arundo donax*	土壌　mg/kg	地上部：Cu 24 Zn 20 Pb 0.3 Cd 0.2	Midhat et al. (2019) Ecotoxicology and Environmental Safety 169: 150–160.
			Cu 1191　Zn 1085	根：Cu 30 Zn 18 Pb 0 Cd 0.1	
		ダンチク	Pb 1078　Cd 156		
			pH 3.6		
Ag, Cu, Pb鉱山下流域（Duckon鉱山・韓国）	1年生草本水生植物	*Polygonum thunbergii*	土壌　mg/kg	葉：Cd ND Pb 14-25 Cu 22–37 Zn 165–502	Kim et al. (2003) Environmental Pollution 126: 235–243.
			CdND　Pb 4–18	茎：Cd ND-7 Pb 4-26 Cu 8–98 Zn 51–444	
		ミゾソバ	Cu 4–8　Zn 13–25	根：Cu ND–10 Pb 76-270 Cu 271–785	
				Zn 440–1866	

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pb/Zn 鉱山 (Shaoguan・ 中国)	多年生草本 水生植物	*Typha latifolia*	堆積物　mg/kg	葉：Zn 122　Pb 40　Cd 0.6	Ye et al.(1997) New Phytologist 136: 469–480.
			Zn 3009　Pb 5686	地下茎：Zn 456 Pb 354 Cd 1.6	
		ガマ	Cd 20	根：Zn 946 Pb 1108 Cd 1.5	
Cu, Zn, Pb, Au鉱山 鉱さいたい積場 (スウェーデン)	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	堆積物　mg/kg	葉：Pb 4 Zn 68 Cu 6 Cd 1	Stoltz and Greger (2002) Environmental and Experimental Botany 47: 271–280.
			Pb 2040　Zn 14500	根：Pb 523 Zn 1310 Cu 80 Cd 5	
		ヨシ	Cd 52　Cu 1420		
			pH 6.4		
Oued el Heimer–Touissite Pb/Zn鉱山地域 (モロッコ北西部)	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	土壌 mg/kg pH 6.9–7.7 As 43–83	地上部：As 5 Cd 2 Cu 66 Ni 3 Pb 720	Hasnaoui et al. (2020) Plants 9: 1458.
			Cd 15–36　Cu 328–1405	Zn 433 Sb 26	
		ヨシ	Ni 9–16　Pb 6445–18324	根：As 4 Cd 3 Cu 67 Ni 2 Pb 2306	
			Zn 2096–5387　Sb 97–243	Zn 199 Sb 22	
Rudnik鉱山 堆積物 (セルビア)	多年生草本 水生植物	*Phragmites australis*	堆積物　mg/kg	茎：Fe 0.04 (%) Pb ND Zn 127 Cu 13 Mn 36 Ni ND	Prica et al. (2019) Botanica Serbia 43: 85–95.
			Fe 6.79 (%)　Pb 1949	地下茎：Fe 0.09 (%) Pb 18 Zn 61　Cu 25 Mn 53 Ni 2	
		ヨシ	Zn 1432　Cu 761　Mn 1940	根：Fe 1.12 (%) Pb 675 Zn 443　Cu 299 Mn 366	
			Ni 86	Ni 40	

表 2-7　樹木（海外の研究報告より作成）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pb/Zn 鉱山 集積場 (Fankou・中国)	落葉広葉樹	*Rhus chinensis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 104 Zn 174 Cu 9 Cd 5	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 18423　Zn 16745	根：Pb 307 Zn 276 Cu 21 Cd 7	
		ヌルデ	Cu 710　Cd 77		
			pH 5.5		
San Finx　Cu鉱山 集積場 (スペイン)	落葉広葉樹	*Erica arborea*	土壌　mg/kg	地上部：Cu 30 Mn 400 Zn 20	Álvarez et al. (2003) The Science of the Total Environment 313: 185–197.
			Cu 274–5421		
		エイジュ	Mn 295–2105		
			Zn 74–895　pH 4.3		
San Finx　Cu鉱山 集積場 (スペイン)	落葉広葉樹	*Frangula alnus*	土壌　mg/kg	葉：Cu 40 Mn 2000 Zn 100	Álvarez et al. (2003) The Science of the Total Environment 313: 185–197.
			Cu 274–5421	枝：Cu 20 Mn 700 Zn 100	
		セイヨウイソノキ	Mn 295–2105		
			Zn 74–895　pH 4.3		
San Finx　Cu鉱山 集積場 (スペイン)	落葉広葉樹	*Quercus robur*	土壌　mg/kg	葉：Cu 30 Mn 1000 Zn 20	Álvarez et al. (2003) The Science of the Total Environment 313: 185–197.
			Cu 274–5421	枝：Cu 30 Mn 400 Zn 110	
		ヨーロッパナラ	Mn 295–2105		
			Zn 74–895　pH 4.3		
San Finx　Cu鉱山 集積場 (スペイン)	落葉広葉樹	*Salix atrocinerea*	土壌　mg/kg	葉：Cu 30 Mn 1000 Zn 700	Álvarez et al. (2003) The Science of the Total Environment 313: 185–197.
			Cu 274–5421	枝：Cu 30 Mn 400 Zn 400	
		ヤナギ属植物	Mn 295–2105		
			Zn 74–895　pH 4.3		
Au鉱山 集積場 (La Petite Faye鉱山・フランス)	落葉広葉樹	*Betula pendula*	土壌　mg/kg	葉：Pb 14–16 As 46–49 Sb 0.5–0.7	Wanat et al. (2014) Environmental Geochem & Health 36: 783–795.
			Pb 2537–9304	枝：Pb 78–84 As 81–87 Sb 2	
		シダレカンバ	As 5465–41900	根：Pb 301–311 As 1122–1160 Sb 82–85	
			Sb 103–530　pH 3.8–4.5		

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Trepca 鉱山 (Mitrovica 地域・ コソボ共和国)	落葉広葉樹	*Salix purpurea*	土壌 mg/kg　As 49–881 Cd 6–2389	葉：Cd 2–18 Cr 2 Cu 8–21 Ni 7–8 Pb 10v599	Zabergja-Ferati et al. (2021) Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 107: 537–543.
			Cr 35–169　Cu 59–944	Zn 195–2950　茎：Cd 3–11 Cr 2–5 Cu 6–15　Ni 5–18	
		セイヨウコリヤナギ	Ni 83–282　Pb 359–4662	Pb 6–387 Zn 109–1876　根：Cd 6–37 Cr 6–10 Cu 18–33	
			Zn 386–4482　pH 3.4-7.2	Ni 18–61 Pb 22–1986 Zn 222–4748	
Machangqing Cu鉱山 (雲南省・中国)	常緑針葉樹	*Pinus massoniana*	土壌　mg/kg	葉：As 0.4–5 Cr 0.3–0.9 Cu 4–20 Mn 147–1430 Ni 0.8–6	Wang et al. (2019) Journal of Geochemical Exploration 200: 159–166.
			As 1–39　Cr 20–385　Cu 25–137	Pb 1–37 Zn 19–33　茎：As ND–0.2 Cr 0.3–3 Cu 2–7	
		タイワンアカマツ	Mn 195–1580　Ni 12–178	Mn 45–153 Ni 0.3–4 Pb 0.3–1 Zn 13–20　根：As 0.1–1	
			Pb 19–102　Zn 19–185	Cr 2–5 Cu 5–22 Mn 42–343 Ni 3–71 Pb 0.9–4 Zn 17–36	
Machangqing Cu鉱山 (雲南省・中国)	常緑針葉樹	*Pinus yunnanensis*	土壌　mg/kg	葉：As 1 Cr 0.8 Cu 13 Mn 428 Ni 4 Pb 4 Zn 42	Wang et al. (2019) Journal of Geochemical Exploration 200: 159–166.
			As 1–39　Cr 20–385　Cu 25–137	茎：As ND Cr 2 Cu 6 Mn 49　Ni 1 Pb 0.5 Zn 18	
		ウンナンマツ	Mn 195–1580　Ni 12–178	根：As 0.3 Cr 4 Cu 8 Mn 43 Ni 10 Pb 2 Zn 21	
			Pb 19–102　Zn 19–185		
Xiazhuang U鉱山 (広東省・中国)	常緑広葉樹	*Castanopsis carlesii*	土壌　mg/kg	葉：U 0.3 As 0.2 Cd 0.2 Co 1 Cu 6	Wang et al. (2019) Environ Geochem Health 41: 2413–2423
			U 32　As 10　Cd ND　Co 10	Mn 1600 Mo ND Ni 2 Pb 3 Zn 26	
		ツブラジイ	Cu 6　Mn 278　Mo 1　Ni 5		
			Pb 94　Zn 53		

3. 自生植物利用による緑化方法

3.1. はじめに

金属鉱業などでは休廃止後も坑内水の処理や捨て石・鉱さい堆積物の管理が必要となる。長期にわたる堆積物の流出や飛散防止、景観回復の観点などから緑化が現実的かつ有効な手段であるが、たい積場の気候や地形などの自然環境、堆積物自体の性状が複雑に入り組み、緑化に使用できる植物は制限されている（金属鉱業事業団, 1983）。たい積場のなかでも山間部の小規模なたい積場では、多年生草本による植生を経て陽性低木林に至っている場合もある。一方、自然緑化によるたい積場の緑化では多年生草本などの下草が欠如したまま陽性低木が侵入・定着していることがしばしばある。しかし、構造的にコケ植物や草本による下草層が欠如した林となり、豪雨や強風などといった環境変化に脆弱な植生となる。そのため、人為的に自然植生遷移を促すためには裸地から草本の侵入段階への促進が最も重要だと考えられる。また、多様な気候条件をもつ日本では、各たい積場の自然環境に合わせた工法への工夫や、用いる生物へのきめ細やかな対応が必要となる。

たい積場の緑化を考えたとき、自然の生態遷移を無視した緑化は一時的な成功を見せるものの、長期的には失敗することがある。そのため、緑化を推進するにあたり、たい積場の環境に適した植物を用いることが重要となる。一方、たい積場緑化の目的の一つに堆積物の流出防止があり、短期間での緑化が求められる。そのような場合、生育基盤を整備し、人為的に先駆植物を播種することで短期的な緑化を行うと共に、在来種の侵入を待つ。また緑化は土木建造物や建築物と異なり、施工後年数が経過するごとに安定化し、効果が発揮される。そのため、たい積場の緑化対策の基本的な考え方としては、緑化計画の作成段階で、後世に生じうる環境的影響（在来種の存続への影響やヒトを含めた周辺動植物の健康への影響など）及び生態遷移を念頭に置き、多様かつ持続する植生が形成されるよう緑化工法を選定し、施工地に合わせて工夫していくことが大切である。

本章ではススキやイタドリなどの遷移初期草本に加え、アカマツやリョウブ、ヤナギ類といった遷移初期樹種を用いた日本における緑化の事例を紹介すると共に、可能な限り施工地の具体的な場所や工法などを記載した。植物種は上記 5 種のみの記載としたが、施工地での緑化目的や気候、土壌条件などに合わせて、他の植物種の導入や緑化工法なども検討していただければと考える。

3.2. 自生植物を利用可能な緑化場所

自生植物の生育する場所には、土壌環境や地形、気候などの要因が大きく影響する。酸性土壌であったり重金属を高濃度に含む場合は植物の生育が制限されたり、崖のように急峻あるいは、土壌が生成されておらず礫や堆積物が主な構成要因となっている地形の場合、植物の種子が流亡しやすい。霜害や積雪などが生じる場合は土壌の剥落や植物体の折損などによって、種子や発芽した植物の生存・定着を困難とする。また、シカなどによる食害が大きい場合、周辺地域の不嗜好性植物も導入対象となる。

3.3. 遷移を意識した自生植物の選択

3.3.1. 施工地の環境の重要性

日本は国土に対して多くの気候区分を有する国であり、亜熱帯気候から亜寒帯気候までの気候区分を有する。気候は植物の成長にとって重要な環境要因の一つであり、植物の分布と生存範囲を規定している（Larcher, 2004）。植物には乾燥した土壌を好む種や、逆に湿潤な土壌を好む種がある。日本に広くみられるイネ科草本のススキは乾燥した土壌を好み、貧栄養や酸性土壌にも耐性を有する。一方、同じイネ科草本でもガマやヨシは湿潤な環境を好む。このような差異は植物の種ごとに異なるため施工地が乾燥状態なのか、あるいは湿潤状態なのかを把握し、適した植物を緑化に用いる必要がある。また、地温は実生の生残、特に夏場の生残に大きく関与しており、温度変動の小さい状況をつくることが実生の定着を促進するとされている（奥村ら、2002）。地温の日較差は植生によって抑制されることが知られている（松中、2018）ため、裸地に植栽する際はまず侵入しやすい植物を導入し、その後徐々に目的の植生へ誘導することが必要となる。表面が乾燥状態であっても、土壌が緻密で空隙がなく含水率が高い場合などは、湿地を好む植物が侵入しやすい場合がある。一見しただけでは判断が難しい場合もあるため、施工地の環境測定や植生の観察が重要となる。

3.3.2. 郷土種の重要性

同じ種類の植物でも、生育している地域ごとに遺伝的な差がみられ、各地域の気候や環境要因に適応している。特に広範に自生する植物では生理的な差異が確認されており、その地域での定着のしやすさに影響すると考えられる。例えば、イタドリについては、標高の高い場所に自生するものと低い場所に自生するものでは、発芽に適した温度が異なることが知られており、標高が高い場所に自生するものは低温でも発芽できるように適応している（柴田・新井、1970）。また、ススキについても自生する地域によって生理的な差異があるとされ、気温の高い地域に自生するものを気温の低い地域に移植した場合は越冬性が低下する可能性が指摘されている（早川ら、2014）。このように国内に生育する同種の植物同士でも地域差が確認されており、各地域に生育する植物（郷土種）を利用することが重要である。このような遺伝的な差異は植物によって大きく異なり、小林・倉本（2006）は進化的重要単位に基づいて日本を 18 区域へ試作的に区分し、在来木本植物の移動許容範囲として 100～200 km を推奨した。それに対して、明確な範囲は規定されていないものの、広域分布する草本性先駆植物の研究事例はススキ（早川ら、2014）やイタドリ (Inamura et al., 2000) などの報告がある。ススキは日本国内での遺伝的な多様性は比較的低い一方で、中国など国外のものとは明確な遺伝的な差が確認されている（早川ら、2014）。また草本であるイタドリは、国内であっても採取する場所によって種子の発芽率などが異なる場合があり、さらに国外のものとは明らかな形態的な違いがあることが確認されている（福永、2007）。これらのことから、一般には樹木と同様に 100～200 km 圏内で、気候や温度などの生育環境が類似している地域に生育する植物の種子や株を使用するとよいと考えられる。この他の指標として、環境省（2015）は流域区分による地理的範囲の考え方を提唱しており、施工地である法面が位置する単位流域内に生育する同種の植物を利用することで地域性系統の保存に有用であるとした。3.4 では、ススキ、イタドリ、アカマツ、リョウブ、ヤナギ類について述べる。

3.4.　自生植物の増殖及び定着方法

3.4.1. ススキ

(1) ススキの特徴

ススキは乾燥や酸性土壌に強く、pH 4.5 の土壌でも生育できる（堀江・根本、1990）。大きく生育するため、被陰によって他の植物の生育を阻害する可能性が示唆されている（山田ら、2019）が、ススキが密生して土壌表面を覆うことで天然のマルチ材として作用し、表土の安定化（養父ら、1999）やシカなどによる食害から他種植物の小さな個体を保護することも確認されている（亀井ら、2017）。種子は風によって拡散される風散布種子であり広範に生育しやすい。種子は光によって発芽しやすくなり、25℃で連続して光を当て続けた結果、発芽率は 15 日程度で 60%とかなり高い発芽率であった（橋詰、1987）。ススキの種子は被覆を嫌い、野外環境で発芽率が低下することが知られている。中村ら（2021）は東京農業大学世田谷キャンパスにおける圃場にて、ススキの発芽試験を行った。その結果、発芽率は最大で 17%となった。発芽速度は被覆する資材のない対照区で最も早く 7 日目に発芽し始め、次いで資材の薄い植生シート区、ワラシート区が発芽を始め、覆土が厚い吹付資材区は発芽開始が遅かった。いずれの試験区でも播種から約 1 ヶ月後に発芽が完了した。また、種子の品質に年変動が大きいこと（中村ら、2021）や不稔種子の多寡、低温による休眠の影響（寺井、2017）があるとされ、それらを考慮した播種や管理が必要とされている。

(2) 実地試験

高橋ら（2008）は原石山跡地（年平均気温 11℃、年平均降水量 1370 mm）の斜面（南東向き、勾配 1：0.8）を施工地とし、施工地周辺に生育するススキの種子を用いた厚層基材吹付工を行ったところ、発芽・生育が良好である一方、樹木などの侵入には施工後 3～5 年程度を要することを確認した。

荒井ら（1983）は福島県大沼郡金山町大原字三更地内で沼沢湖の東北に発達する火山性の台地の急峻な崖を施工地とした。年平均気温は 10.7℃、年平均降水量は 1910 mm となっている。また、平均積雪は 1.89 m、最深積雪 4.2 m の豪雪地帯である。施工地の土壌は有機物の堆積がほとんど確認されない基岩層とその風化岩石で構成されており、貧栄養状態である。また土壌 pH は 2.6 という強酸性を示した。施工地において周辺に生育するススキを用いて①播種したポットの移植（ポット埋設工）（図 3-1）と②等高線に沿うように掘った溝へのススキの根株の移植（客土式筋工）（図 3-2）の 2 種類の施工を行った。①のポット埋設工では客土の影響も観察するため、客土を行わない対照区及び客土を 5 cm、10 cm、30 cm とした区の 4 区画を設けた（図 3-1）。②の客土式筋工では、等高線に沿うように深さ 40 cm、幅 40 cm の溝と深さ 10 cm、幅 10 cm の溝を掘り、土壌改良などを行った。40 cm × 40 cm の溝には 50 cm 間隔で樹木の苗木を、10 cm × 10 cm の溝には 30 cm 間隔で、施工地周辺から調達した握りこぶし程度のススキの根株を植栽した（図 3-2）。

①のポット埋設工では対照区以外の生育が大きく向上することが確認された。また、②の客土式筋工では、約 3 か月後には活着率が 100%であり、6 年後も旺盛に繁茂することを確認した。以上から、荒井ら（1983）はススキが強酸性土壌への導入植生として最も適した草本の 1 つであると結論した。

大谷ら（2016）は施工地からススキの種子を採取し、室内の植物栽培用のポットで発芽させた後、施工地に移植する手法（ポット苗移植法）と従来の手法である播種法と採取した根株を移植する根株移植法を比較した。ポット苗の栽培、種子を 25℃（昼間 12 時間）/15℃（夜間 12 時間）で発芽させ、約 3 か月栽培した後、6 月に植え付けた。翌年 7 月に生残調査を行ったところ、播種法では発芽が確認されなかった。また、根株移植法では定着が約 40%であったのに対し、ポット苗移植法ではほとんどが定着し、草丈も 155 cm と生育していることが確認された。なお、播種法や根株移植法が著しく低い発芽率や定着率を示したのは試験時期に降雨が少なかったためで、ポット苗移植法は気象の影響を受けにくいとした。

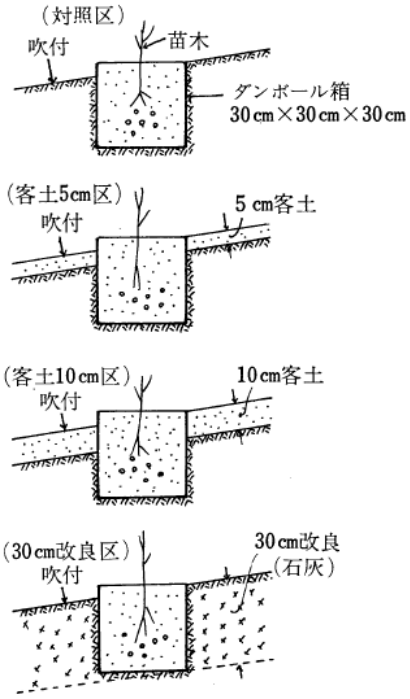


図 3-1　ポット埋設工

荒井ら（1983）より引用した。

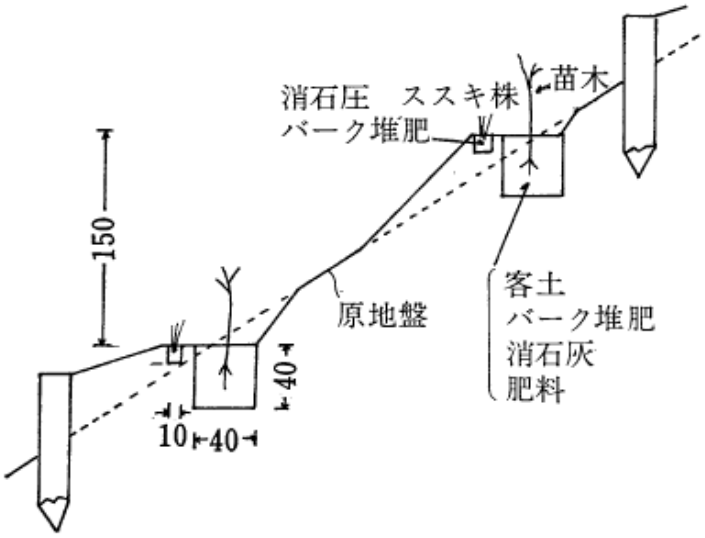


図 3-2　客土式筋工

荒井ら（1983）より引用した。図中の数字の単位は cm。

(3) まとめ

ススキは酸性土壌、乾燥土壌、植生が貧弱などの場所の緑化に適すると考えられた。自然条件下では種子からの発芽率が低い傾向がある一方、種子は大量に入手しやすい。苗あるいは施工地周辺のススキからの株分けは、定着すれば翌年から大きく育つ可能性がある。

3.4.2. イタドリ

(1) イタドリの特徴

イタドリは富士山のスコリア地帯など乾燥土壌や貧栄養土壌でも生育することが確認されている（南・渡邊、2007）。また、南・渡邊（2007）はイタドリが生育することで強風などの環境ストレスが抑制され、樹木実生の侵入が促される可能性を示唆しているとした。種子は風によって拡散される風散布種子で、種子の産地によって休眠期間が大きく異なることが示されている（柴田・新井、1970）。例えば、橋詰（1987）は25℃の連続光条件下で10%以下の発芽率だったとした。また、柴田・新井（1970）は長野県蓼科産と同県松本産のイタドリ種子の発芽率を25℃連続光条件下で比較した結果、10日目には蓼科産が100%の発芽率であったのに対し、松本産のイタドリ種子は20%程度にとどまっていた。松本産の種子に対し、5℃で15日間低温処理を行った結果、発芽率は蓼科産のものと同等となった。寺井（2017）はイタドリの種子は20℃以下で発芽しやすい一方、夏の温室内では発芽率が15%以下となり、覆土をするとさらに低下することを報告した。

(2) 実地試験

田中ら（2009）は山梨県山梨市三富上釜口に開設中の林道乾徳山線の斜面緑化を行った。施工地は標高1300 mで土質は脆弱、傾斜50～60度と急峻な斜面である。また、山間部で冬季は土壌凍結による表土の侵食や剥落が生じ、イタドリの種子が流亡すると考えられた。そこで従来法の厚層基材吹付工に加え、表土の保護を目的とした植生マットを用いた施工を12月中旬と5月下旬に行い、緑化方法の比較を行った。その結果、いずれの工法でも表土の侵食や剥落は確認されなかった一方、イタドリの発芽も確認されなかった。そのため、イタドリの定着は土壌の侵食・剥落だけでなく、イタドリ自体の生理的な特徴も視野に入れた処理（冷温処理など）の検討の必要性を示唆した。

荒井ら（1983）は福島県大沼郡金山町大原字三更地内で沼沢湖の東北に発達する火山性の台地の急峻な崖を施工地とし、イタドリをポット埋設工法（図3-1）で生育させた。その結果、対照区及び客土5 cmでは草丈が50 cm程度まで生育したが、客土層が10 cmと30 cmでは生育が著しく低下した。これは、覆土により発芽が困難となったためと考えられ、寺井（2017）の圃場での結果と一致した。

西山（1997）は岡山県南部のせき悪地における板状植生マットを用いた緑化への応用を目指して、圃場での板状植生マットを用いたイタドリなどの発芽率を評価した。植生マットは1月から3月にかけて作製され、保存方法や設置月日を変えて設置された。その結果、1月に作製し、常温暗所で7～8日間、5℃暗所で55日間保存したマットでのみイタドリの発芽が確認され、発芽率は約70%であった。本結果はイタドリの発芽には低温処理が必要とした柴田・新井（1970）の結果と一致した。

(3) まとめ

イタドリは乾燥土壌、貧栄養土壌の緑化に適すると考えられる。生育環境による種子の発芽条件の差が大きいため、施工地付近の地域から種子を採取することや、5℃での低温処理を行う必要があると考えられた。

3.4.3. アカマツ

(1) アカマツの特徴

種子は風によって散布される風散布種子である。球果に羽の付いた種子が 30～40 個程度入っており、成熟すると球果が開き、種子が飛散する。開いた状態の球果は広くマツボックリと呼ばれる。種子を採取する際は、秋に濃緑色のまだ開いていない球果を採取する必要がある。採取後は室温で保管し球果を乾燥させて開かせ、種子を取り出す。マツの場合、充実種子と未成熟種子に重さの差があるため、種子についた羽を除去した後、風選器（風速 4 m/s）で充実種子のみを選別することもできる。保存は気密性の高い容器に乾燥材を入れ、冷暗所で保存する。種子の発芽には低温処理及び光が必要となる。長谷川・古川（1953）はアカマツ種子を 1℃暗所で 5 日間低温処理を行えば、20 分間光を照射するだけでもアカマツの発芽率が 70％程度になることを示した。Washitani and Saeki (1986) は採取後 5 か月程度 4℃暗所に保存し、発芽試験を行った。その結果 8℃から 30℃と幅広い温度域で 90％程度の発芽率を示し、22℃で最も発芽に要する日数が少ないことを示した。アカマツに植林にはコンテナ苗と呼ばれる集約的に栽培された苗が販売されており、雑草防除などが不要なことから省力化が特徴とされている（米道ら、2021）。その一方で、植栽直後は横へ広がる根が少ないため、薄い土壌や強風などへの耐性は低い可能性がある。

(2) 実地試験

荒井ら（1983）は福島県大沼郡金山町大原字三更地内で沼沢湖の東北に発達する火山性の台地の急峻な崖を施工地とし、アカマツをポット埋設工法（図 3-2）で生育させた。その結果、活着率は約 30％と不良であったが、植栽5年目までは客土の有無やその深さに関わらず良好に生育していた。しかし、7年目には全て枯死していた。これは積雪による幹や枝の折損によるものと考えられ、積雪が厳しい場所ではアカマツの導入は難しいとした。

(3) まとめ

アカマツは貧栄養かつ水はけのよい土壌を好み、有機物が堆積している場所における実生の侵入は難しいとされる。そのため、植栽初期に草本の種子と混ぜ込み、植生遷移の初期から中期程度の緑化に有用だと考えられた。また、発芽には低温処理を要すると考えられた。

3.4.4. リョウブ

(1) リョウブの特徴

吉田・杉木（2001）は滋賀県北部の山間部で 10 月にリョウブ種子を採取した。採取に際し、リョウブには結実状況に年による差があることを示した。発芽試験を行ったところ、5℃暗所で 19～29 週間の低温処理をすることで発芽率が上昇することを報告した。橋本ら（2011）は長野県伊那市で採取したリョウブ種子を 5℃暗所で保存後、鹿沼土に種子を播種し、23℃の恒温で昼間 14 時間/夜間 10 時間で発芽試験を 28 日間行った結果、発芽率は 20%程度であった。一方、岩手大学農学部キャンパス内の附属寒冷フィールドサイエンス教育研究センターの圃場において稲わらを敷き詰めた発芽試験を行ったところ、発芽が確認されなかったことを報告した。

(2) 実地試験

稲葉ら（2004）は埼玉県秩父郡の原石山（年平均気温 10℃、年平均降水量 1200 mm）において播種工を行う際、覆土を 3 cm 以上した場合は発芽を著しく抑制したが、これは種子が小さすぎたため、覆土層を突破できなかったと考察した。この結果は、橋本ら（2011）による稲わらを敷き詰めた際の発芽率と一致するものである。そのため、リョウブの播種の際は覆土を行わない方が良いと考えられる。また、齋藤（2001）は播種よりも生育苗や山取苗を用いた方が、生育が良好なことを確認した。Yamaji et al. (2016) は鉱山跡地に自生するリョウブは根に生息する内生菌がいることで重金属耐性を獲得し、生残できることを示した。そのため、齋藤（2001）で生じた実生ごとの生育の差についても内生菌の感染の有無による可能性が考えられた。

荒井ら（1983）は福島県大沼郡金山町大原字三更地内で沼沢湖の東北に発達する火山性の台地の急峻な崖において客土式筋工（図 3-2）を行い、50 cm 程度まで栽培したリョウブの苗木を植栽した。その結果、活着率は約 70%であった。また、積雪による折損が多く確認されたため生育は良好ではなかった一方で、旺盛な萌芽も観察された。6 年経過時でも強酸性土壌による衰退枯死は確認されず、林叢を形成していた。

(3) まとめ

リョウブは貧栄養土壌や乾燥している場所の緑化に適すると考えられた。また、発芽に際しては被覆を嫌う一方で種子は入手しやすく、飛来種子による自然侵入も期待できると考えられた。苗の定着は良いとされるため、苗の移植が緑化に適応しうると考えられた。

3.4.5. ヤナギ類

(1) ヤナギ類の特徴

バッコヤナギやタチヤナギ、オノエヤナギ等多くの種において、一般的には種子は短命である。ナガバヤナギやイヌコリヤナギ、バッコヤナギなどは、採取後 1 週間程度は発芽率が 100%近いが、それ以降は急速に低下し 22 日目では 0%となったことが報告されている（東、1979）。また、柳井・菊沢（1991）はエゾノバッコヤナギ、エゾノカワヤナギ、オノエヤナギの 3 種のヤナギにおいて発芽条件などを考察し、いずれのヤナギ類も適した湿潤率では 10～30%程度の発芽率を示す一方、乾燥した場所では発芽できないとした。ヤナギ類は湿潤や湛水には耐性が高く、石川（1996）はヨシノヤナギの種子を 1 か月生育させたのち、2 か月間完全に沈水させても生残することを確認した。また挿木も湛水に強く、約 200 日間沈水しても萌芽能力を有していた（東ら、1991）。東（1965）は、北海道大学天塩地方演習林より、3 月（花期）、7 月（結実期）、9 月（第 2 発芽期）にナガバヤナギ、エゾノキヌヤナギ、タチヤナギ、バッコヤナギの枝を採取し、挿木の発根及び萌芽を比較した。挿木苗は室温で行った。その結果、3 月（花期）に採取したものが最も発根率及び萌芽率が高かった。ただし、バッコヤナギについてはいずれの時期に採取しても発根率は低かった。一方、菊地ら（1983）は 6 種類のヤナギ類の挿木を行い、その発根率を確認した。その結果、①発根が良好な種としてコリヤナギ、カワヤナギ、シダレヤナギ、②中程度の発根をする種としてセイヨウシロヤナギ、③発根が困難な種としてヤマネコヤナギ、キツネヤナギを挙げた。また、発根率に季節変動があるとしながらも、種によってその変動は大きく異なるとし、一般化は難しいとした（菊地ら、1983）。

(2) 実地試験

東（1965）は崩壊地、泥炭地、重粘土地、風衝地などにおける生育状況について観察し、ヤナギ類を緑化の導入樹種として利用できることを確かめた。また、種子よりも挿木の方が、移植までの保管・管理や発芽率の観点から扱いが優れているとした。ヤナギの種類によって挿木に用いる枝の採取時期が異なるが、一般には春先に枝の先端を採取し、そのまま春挿しあるいは夏挿しにすれば活着することを確認した。ただし施工時期の調整が難しく、ヤナギの展葉期などに挿木をすることが明らか、かつ積雪による障害がない場合、秋挿しをすることで、越冬直後からの発根を期待できるとした。

奥村ら（2002）は鳥取県西部の大山主峰の溶岩円頂丘の北側の標高 1000 m 地点の斜面（勾配 1：2.1）の緑化を検討した。施工区は暖候期の降雨量が多く強度も強い。また、冬季には 3 m ほどの積雪が確認される。緑化に際し、植生基材吹付工とむしろ伏せ工を行い、周辺植生からの飛来種子の定着を比較した。その結果、むしろ伏せ工の方が飛来種子の捕捉に優れており、特にヤナギ類の定着数が多いことを報告した。これはむしろ伏せ工の方が表面に凹凸があり、風散布種子であるヤナギの種子を捕捉しやすかったためと考えられた。

(3) まとめ

種子の採取は枝先に綿毛が現れ始めた初夏に行うが、長期保存には不向きである。一方、枝から萌芽する能力が高いため、植栽する際は挿木が候補として挙げられる。多くの種が湛水に対して強い耐性を示すため、湛水しやすい場所の緑化に応用しうると考えられた。飛散種子を扱う場合、基材への混ぜ込みの他に、周辺の自然植生からの飛散種子を捕らえる工法が有用と考えられた。

3.4.6. 覆土を行わない集積場の緑化

近年、植物の重金属耐性を増強する要因として、機能性微生物である内生微生物（根の周囲に生息する微生物）が注目されている。内生微生物は「植物組織に害を与えることなく、生きた植物組織内に生息する微生物」（Wilson, 1995）と定義されている。また共生菌や病原菌の中間に位置する菌としても定義されており、共生菌の植物への影響は「有益（benefit）」、病原菌の植物への影響は「有害（harm）」と示される中で、内生菌の植物への影響は弱い害と有益（weak harm and benefit）」とされている（Brundrett, 2006）。植物の根の内部に生育する機能性微生物はストレス（乾燥・病気・塩類）に対する植物の耐性を増強する（Rodriguez et al., 2009）という報告が多数あり、微生物が重金属耐性を増強させるとの報告（Li et al., 2011; Nagata et al., 2015; Yamaji et al., 2016; Haruma et al., 2018; Haruma et al., 2019; Haruma et al., 2021）や微生物の耐性増強の可能性を示唆する報告も増えてきた（Doyama et al., 2021; Nakamoto et al., 2021）。鉱山跡地における植物の定着を促進するためには機能性微生物を考慮に入れた植物の重金属耐性機構を解明する必要がある。詳しくは山路・春間（2020）及び山路ら（2021）を参考にされたい。現在、3 箇所の鉱山跡地において、機能性微生物を考慮した緑化の検討を試みているが、ここでは 1 つの例を提示する。

現在、鉱山跡地の緑化においては遷移初期草本の定着だけでなく森林形成を考慮した樹木実生の定着が望まれており、植物-内生菌共生系を考慮した樹木実生の定着機構の解明が有効であると考えられた。秋田県にある鉱山跡地の集積場を対象とした調査において、ススキの株の内部に生育するアカマツは正常に生育していた一方、ススキの株の外側に生育するアカマツは葉が赤褐色を呈しており、生育阻害を受けていることを発見した（図 3-3）。そこで、鉱山跡地に自生するススキが機能的な内生菌をアカマツ実生に提供することによって、集積場におけるアカマツ実生の初期定着に寄与していると仮説を立てた。本研究では、ススキが機能的な内生菌をアカマツ実生に提供することによる、アカマツの初期定着を促進する機構を解明することを目的として現在実施中である。なお、本集積場は土壌が未発達で Fe が高濃度に存在し、表層が乾燥した状態である。

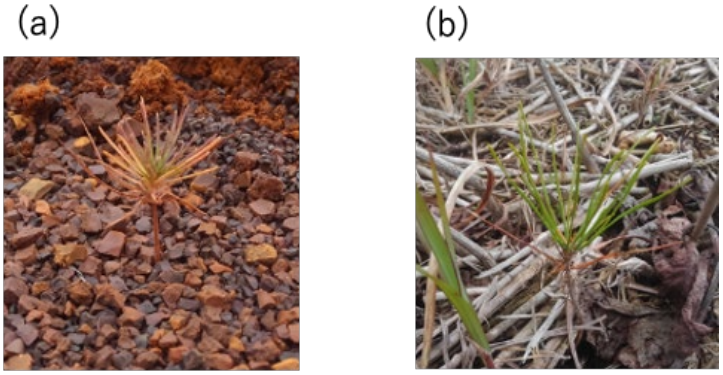


図 3-3　集積場に自生するアカマツ実生

(a) ススキ株の外側に自生するアカマツ実生　(b) ススキ株の内側に自生するアカマツ実生

(1) ススキによるアカマツ実生の生残率の向上

2019 年 9 月から 2020 年 9 月までアカマツ実生の生残率を確認したところ、ススキの株の外側のアカマツ実生よりも、内側のアカマツ実生の生残率が高いことが明らかとなった（図 3-4）。また、2019 年 7 月のアカマツ実生の内生菌の感染率を算出したところ内側のアカマツ実生の方が外側のアカマツ実生よりも高い感染率であった（図 3-5）。以上のことから、ススキはアカマツ実生に内生菌が感染しやすい環境を提供し、アカマツ実生の定着を促進している可能性が示唆された。両植物の内生菌については分離・同定をし、その機能を解析中である。

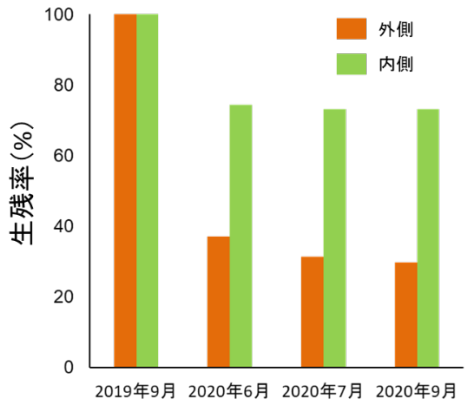


図 3-4　アカマツ実生の生残率

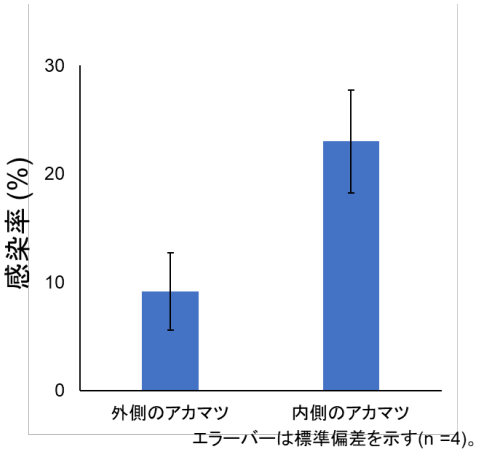


図 3-5　内生菌の感染率

(2) アカマツ及びススキの重金属濃度

アカマツの含有元素濃度の結果を図 3-6 に示した。分析の結果、根と根皮（根の周囲の死細胞）に高濃度の Fe を蓄積することが明らかとなった。ススキの内外に生育することでの重金属濃度の差は確認されなかった。また、採取した根からは catechin が検出されたことから、catechin が重金属の毒性軽減に関与する（Grzesik et al., 2018）と考えられた。

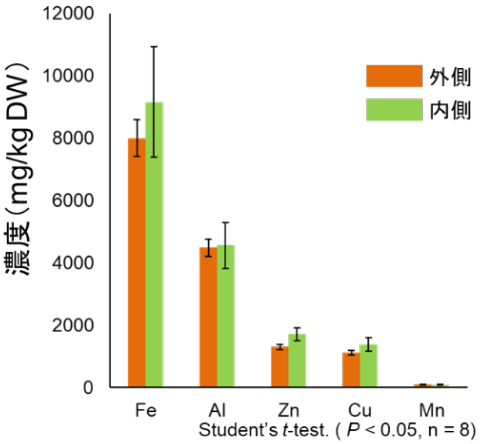
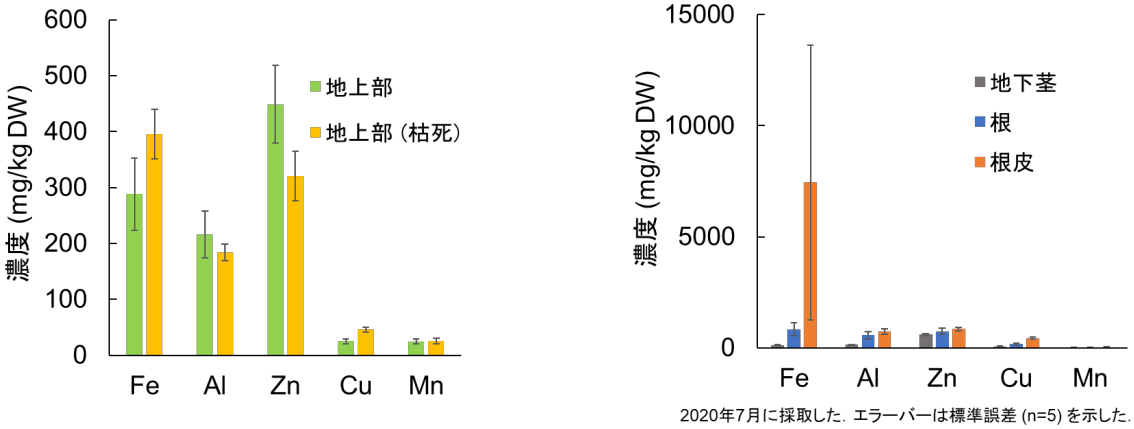


図 3-6　アカマツ実生の根に含まれる元素濃度（2019 年 7 月）

ススキの含有元素濃度の結果を図 3-7 に示した。ススキは、根と根皮（根の周囲の死細胞）に高濃度の Fe を含有していることが明らかとなった。また、採取した根からは chlorogenic acid が検出されたことから、chlorogenic acid が重金属の毒性軽減に関与する（Kısa et al., 2016）と考えられた。ススキは chlorogenic acid による Fe の無毒化と、死細胞である根皮に Fe を排出することで耐性を有していると考えられた。



(a) 地上部の元素濃度　　(b) 地下部の元素濃度

図 3-7　ススキの含有する元素濃度（2020 年 7 月）

(3) まとめ

本調査地の集積場に生育するアカマツ実生はススキの株の中で生育することで、生残率が上昇することが明らかとなった。本調査地のような乾燥状態の集積場での緑化を検討する場合は、ススキを先駆植物として利用すると他の樹木実生の侵入・定着を促進する可能性が考えられた。本調査地には既にアカマツ樹木の自然定着が十数個体確認され現在は集積場における種子の供給源になっているが、もともとは周辺森林からのアカマツ種子の飛散があり定着したのが最初だと推測される。以上の結果から、アカマツとススキと共に生育させることで、ススキが初期緑化の役割を果たすと共に、アカマツ実生の定着を促進することで、草本から木本への植生遷移の移り変わりを潤滑に進める可能性が示唆された。

また、アカマツ、ススキは高濃度の重金属を根に蓄積することが判明したため、これらの植物は高濃度の重金属に対して耐性があり、緑化に使用できる植物であると判断された。今後はこれらの植物と機能性微生物である内生菌の影響を考慮に入れ、アカマツ、ススキの集積場での定着要因について経時的解析を実施していく予定である。

4. 緑化によるカーボンニュートラル等の事例について

4.1. 海外における鉱山跡地の緑化の事例概要

前章までに緑化の技術面における解説を記載したが、ここでは実際に緑化が実現することでどういった効果があるのか、特に二酸化炭素固定に伴う鉱害防止事業のカーボンニュートラル等に着目し、事例を紹介する形で解説する。実際に鉱山跡地を緑化（再森林化）した海外事例について、レポート等が何点か公開されており、それらを紹介する。

鉱山跡地の緑化、特に緑化による炭素固定に関する研究事例は 2000 年以降世界各国で散見され、中国、インド、インドネシアを中心としたアジアで事例が多く、米国、カナダ、さらにはポーランドやドイツ、スペインを中心とした欧州の事例がある。

旧炭鉱跡地については多くの事例があり、緑化前と緑化後の炭素固定能を比較する事例がいくつかある。最近の研究事例では、鉱山跡地の自然回帰により、炭素固定に留まらず生物多様性の確保に言及する例もあり、SDGs（Goal 13、15）への貢献にも言及する例がある。

鉱山跡地の緑化や緑化に伴う二酸化炭素固定に関する具体的な調査レポートとしては、米国農務省（United States Department of Agriculture）が 2017 年に発行した The Forestry Reclamation Approach : Guide to Successful Reforestation of Mined Lands （https://www.fs.usda.gov/treesearch/pubs/54344）や米国環境保護庁（United States Environmental Protection Agency）が 2012 年に発行した Carbon Sequestration through Reforestation : A LOCAL SOLUTION WITH GLOBAL IMPLICATIONS（https://semspub.epa.gov/work/HQ/176034.pdf）などが挙げられる。また、その他の鉱山跡地を主とした緑化によるカーボンニュートラル等の事例を抜粋したものを表 4-1 に示す。このように緑化によるカーボンニュートラルに関する研究事例は世界各国で散見され、利用される植物種や二酸化炭素固定に関する研究は特に 2010 年以降多くみられることが分かる。なお、表 4-1 には参考として抄録の日本語訳（一部機械翻訳含む）を記載した。一部正確でないことも考えられるので、あくまで参考として参照されたい。

表 4-1　鉱山跡地を主とした緑化によるカーボンニュートラル等の研究事例

NO	タイトル	抄録	日本語抄録（機械翻訳含む）	資料名	著者名	発行年	巻	号	頁	言語	備考	
											場所	植物他
1	Soil Carbon Sequestration in Novel Ecosystems at Post-Mine Sites—A New Insight into the Determination of Key Factors in the Restoration of Terrestrial Ecosystems	Mining activities are one of the main causes of land degradation around the world and reduce the quality of the surrounding ecosystems. Restoration approaches using different vegetations and reclamation methods have been implemented to address this issue. In this review, paper, different studies focusing on the effect of the restoration of mining sites on the accumulation of soil organic carbon (SOC) were analyzed. SOC in reclaimed mining soil (RMS) increased considerably after various restoration efforts were implemented. The amount of SOC accumulated in RMS was mostly influenced by the restoration age, vegetation type, and substrate or type of reclamation used. From the scientific papers analyzed, we found that SOC accumulation increases with restoration age; however, vegetation type and reclamation have varied effects. According to the review, the restoration of mine sites with vegetation resulted in a rate of SOC accumulation ranging from 0.37 to 5.68 Mg SOC ha−1 year−1. Climate conditions influenced the type of vegetation used for restoration. Regrading, liming, NPK fertilization, and seeding a mix of legumes and grasses were the most efficient reclamation techniques. Additionally, the use of grass and legume better facilitates the early accumulation of SOC compared with afforestation. Thus, the selection of appropriate tree species composition, reclamation treatments, and restoration age are the key factors for a high SOC accumulation rate.	鉱業活動は、世界中の土地劣化の主な原因の一つであり、周辺の生態系の質を低下させています。この問題に対処するため、様々な植生や埋立方法を用いた修復アプローチが実施されてきた。この論文では、採掘場の修復が土壌有機炭素（SOC）の蓄積に及ぼす影響に焦点を当てた様々な研究を分析した。様々な修復作業が行われた後、再生された鉱山土壌（RMS）中のSOCは大幅に増加した。RMSに蓄積されたSOCの量は、修復年代、植生の種類、使用された基質または埋め立ての種類に大きく影響されていた。分析した論文から、SOCの蓄積は修復年代とともに増加するが、植生タイプや埋め立ての影響は様々であることがわかった。その結果、鉱山跡地を植生で修復した場合、SOC蓄積量は0.37～5.68 Mg SOC ha-1 year-1の範囲になった。気候条件は、修復に使用される植生の種類に影響を与えた。再生技術として最も効率的だったのは、地盤改良、石灰化、NPK施肥、マメ科植物とイネ科植物の混播であった．また、草本やマメ科植物を使用すると、植林に比べてSOCの早期蓄積をより促進することができる。したがって、適切な樹種構成の選択、埋立処理、および修復年代が、高いSOC蓄積率を得るための重要な要素である。	Forests	Amisalu Milkias Misebo Marcin Pietrzykowski Bartłomiej Wo	2022	13	1	63(11頁)	EN	レビュー	
2	Soil quality changes in an Iberian pyrite mine site 15 years after land reclamation	Reclamation of highly degraded mine lands to a sustainable environmental quality has become a major policy concern in many countries with a long mining tradition. This paper reports the soil quality status of a historical mine site fifteen years after its reclamation, using indicators of chemical reactivity, soil fertility and health, and discusses the progress and effectiveness of the implemented measures by a comparative analysis between pre- and post-reclamation conditions. Twenty composite surface samples (0–20 cm depth) were obtained for physical and chemical characterization from the open pit mine and waste disposal area, using a stratified random sampling approach. Additionally seven sites were selected to collect topsoil samples for microbiological testing. Results showed that soil quality changed noticeably over the study period (2003–2018), with overall improvements in key properties, such as structural stability, cation exchange capacity, degree of base saturation, soil organic carbon, and available phosphorus. Prior to reclamation, the mine soil was unable to support vegetation due to hyperacidity coupled with elevated levels of toxic metals and nutrient deficiencies. The combined use of sugar beet lime and composted biosolids as a low-cost, locally available, soil amendment was effective in neutralizing both active and exchangeable acidity, and reducing the mobility, plant uptake and human bioaccessibility of trace elements. The amendment addition also enhanced soil fertility, carbon storage, nutrient availability and microbial biomass (bacteria and fungi). Revegetation with Pinus pinea and Nerium oleander has proven to be a successful strategy to create a vegetative cover aesthetically pleasant and environmentally compatible with the surrounding undisturbed landscape, although further efforts should be made to monitor over time the phytotoxic and bioaccessible levels of residual metals, notably Cd, Cu and Zn. The insights gained from this land reclamation experience provide success criteria for assisting natural attenuation in other abandoned mining sites worldwide.	鉱業の長い伝統を持つ多くの国々において、高度に劣化した鉱山跡地を持続可能な環境品質に再生することは、大きな政策的関心事となっている。本論文では、歴史的な鉱山跡地の埋め立てから15年後の土壌の品質状況を、化学反応性、土壌肥沃度、健康状態を指標として報告し、実施した対策の進捗と効果を埋め立て前後の比較分析により考察する。露天掘り鉱山と廃棄物処分場から、層別無作為抽出法により20個の複合表面試料（深さ0～20cm）を採取し、物理的および化学的特性を評価した。さらに、微生物検査用の表土サンプルを採取するために7カ所が選ばれました。その結果、調査期間中（2003～2018年）に土壌の質が顕著に変化し、構造安定性、陽イオン交換容量、塩基飽和度、土壌有機炭素、有効リンなどの主要な性質が全体的に改善されたことが明らかになった。埋立前の鉱山土壌は、高濃度の有害金属と栄養不足に加え、過酸性により植生を維持することができない状態でした。低コストで地元で入手できる土壌改良材としてテンサイ石灰とコンポスト化したバイオソリッドを併用することで、活性酸度と交換性酸度を中和し、微量元素の移動性、植物の取り込み、人間の生体への到達性を低減する効果が得られました。また、この改良材の添加により、土壌の肥沃度、炭素貯蔵量、栄養利用率、微生物バイオマス（細菌と真菌）が向上した。Pinus pineaとNerium oleanderによる再植林は、美的に美しく、環境的に周囲の未撹乱の景観に適合した植生を作り出すための成功戦略であることが証明されたが、残留金属、特にCd、Cu、Znの植物毒性および生体アクセスレベルを長期にわたって監視するためにさらなる努力が必要であろう。この埋め立ての経験から得られた洞察は、世界中の他の放棄された鉱山跡地における自然減衰を支援するための成功基準を提供するものである。	CATENA	J.C. Fernández-Caliani M.I. Giráldez W.H. Waken Z.M. Del Rio F. Córdoba	2021	206		13頁		イベリア 黄鉄鉱鉱山跡地	Pinus pinea Nerium oleander
3	Eco-Restoration of Coal Mine Spoil: Biochar Application and Carbon Sequestration for Achieving UN Sustainable Development Goals 13 and 15	Open cast coal mining causes complete loss of carbon sink due to the destruction of vegetation and soil structure. In order to offset the destruction and to increase sequestration of carbon, afforestation is widely used to restore these mine spoils. The current field study was conducted to assess the ecosystem status, soil quality and C pool in an 8 years old reclaimed mine spoil (RMS), compared to a reference forest (RF) site and unamended mine spoil (UMS). Biochar (BC) prepared from invasive weed Calotropis procera was applied in this 8 year RMS at 30 t ha−1 (BC30) and 60 t ha−1 (BC60) to study its impact on RMS properties and C pool. Carbon fractionation was also conducted to estimate inorganic, coal and biogenic carbon pools. The C stock of 8 year old RMS was 30.98 Mg C ha−1 and sequestered 113.69 Mg C ha−1 CO_2. BC30 and BC60 improved the C-stock of RMS by 31% and 45%, respectively, and increased the recalcitrant carbon by 65% (BC30) and 67% (BC60). Spoil physio-chemical properties such as pH, cation exchange capacity, moisture content and bulk density were improved by biochar application. The total soil carbon at BC30 (36.3 g C kg−1) and BC60 (40 g C kg−1) was found to be significantly high compared to RMS (21 g C kg−1) and comparable to RF (33 g C kg−1). Thus, eco-restoration of coal mine spoil and biochar application can be effective tools for coal mine reclamation and can help in achieving the UN sustainable development goal 13 (climate action) by increasing carbon sequestration and 15 (biodiversity protection) by promoting ecosystem development.	露天石炭採掘は、植生や土壌構造の破壊により、炭素吸収源を完全に喪失させる。この破壊を補い、炭素の吸収を増加させるために、植林がこれらの鉱山跡地を復元するために広く行われている。本研究では、8年経過した再生鉱山跡地（RMS）において、生態系の状態、土壌の質、炭素蓄積量を、基準森林（RF）および無改良鉱山跡地（UMS）と比較評価するために、野外調査を実施した。外来雑草Calotropis proceraから調製したバイオ炭を30 t ha-1 (BC30) と60 t ha-1 (BC60) でこの8年間のRMSに施用し、RMSの特性とCプールへの影響を検討した。また、無機炭素、石炭、生物起源の炭素プールを推定するために、炭素分画も行った。8年目のRMSのCストックは30.98 Mg C ha-1であり、113.69 Mg C ha-1のCO2を隔離していることがわかった。BC30とBC60はRMSのCストックをそれぞれ31%と45%改善し、再固定化炭素を65%(BC30)と67%(BC60)増加させた。土壌のpH、陽イオン交換容量、含水率、かさ密度などの物理化学的性質はバイオ炭の投入により改善された。BC30 (36.3 g C kg-1) と BC60 (40 g C kg-1) の土壌炭素総量は、RMS (21 g C kg-1) に比べて著しく高く、RF (33 g C kg-1) と同等であることが分かった。このように、炭鉱廃棄物の生態系修復とバイオ炭の利用は、炭鉱の埋め立てに有効な手段となり、炭素貯留量の増加による国連の持続可能な開発目標13（気候対策）と生態系開発の促進による15（生物多様性保護）の達成に貢献することが可能であろう。	Land	Dipita Ghosh Subodh Kumar Maiti	2021	10	11	1112(16頁)	EN	インド ジャールカンド州 Jharia 炭鉱	Calotropis procera
4	The development of soil organic carbon under young black locust (Robinia pseudoacacia L.) trees at a post-mining landscape in eastern Germany	The aim of this study was to evaluate the potential of short rotation alley cropping systems (SRACS) to improve the soil fertility of marginal post-mining sites in Brandenburg, Germany. Therefore, we annually investigated the crop alleys (AC) and black locust hedgerows (ABL) of a SRACS field trail under initial soil conditions to identify the short-term effects of tree planting on the storage of soil organic carbon (SOC) and its degree of stabilization by density fractionation. We detected a significant increase in SOC and hot-water-extractable organic C (HWEOC) at ABL, which was mainly restricted to the uppermost soil layer (0–10 cm). After 6 years, the SOC and HWEOC accumulation rates at ABL were 0.6 Mg and 46 kg ha−1 year−1, which were higher than those in the AC. In addition, comparatively high stocks of approximately 4.6 Mg OC and 182 kg HWEOC ha−1 were stored in the ABL litter layer. Density fractionation of the 0–3 cm soil layer at ABL revealed that the majority of the total SOC (47%) was stored in the free particulate organic matter fraction, which was more than twice that of the AC. At the same time, a higher and steadily increasing amount of SOC was stored in the occluded particulate organic matter fraction at ABL, which indicated a high efficiency for SOC stabilization. Overall, our findings support the suitability of black locust trees for increasing the soil fertility of the reclaimed mining substrate and, consequently, the high potential for SRACS to serve as an effective recultivation measure at marginal sites.	本研究の目的は、ドイツ・ブランデンブルク州にある採掘後の限界地の土壌肥沃度を改善するための短輪地作付けシステム（SRACS）の可能性を評価することである。そこで、土壌有機炭素の貯蔵量と密度分画による安定化の程度に対する植林の短期的効果を明らかにするために、初期土壌条件下でSRACSフィールドトレイルの作物路地（AC）とブラックローカス垣根（ABL）を毎年調査した。その結果、ABLにおいてSOCと熱水抽出性有機炭素（HWEOC）の有意な増加が検出され、それは主に土壌最上層（0-10 cm）に限定されたものであった。6年後のABLにおけるSOCおよびHWEOCの蓄積量はそれぞれ0.6 Mgおよび46 kg ha-1年であり、ACよりも高い値であった。また、ABLのリッター層には約4.6MgのOCと182kgのHWEOC ha-1が比較的多く蓄積された。ABLの0-3cm土壌層を密度分画すると、全SOCの大部分（47%）は遊離粒子状有機物画分に貯蔵されており、これはACの2倍以上であった。一方、ABLでは閉塞した粒子状有機物画分にSOCがより多く、かつ着実に蓄積されており、SOCの安定化に高い効率があることが示された。以上のことから、ブラックローカストツリーが鉱山跡地の土壌肥沃度を向上させるのに適しており、その結果、SRACSが限界集落における有効な再耕作手段として機能する可能性が高いことが示唆された。	New Forests	Michael Kanzler Christian Böhm Dirk Freese	2021	52		47-68	EN	ドイツ ブランデンブルク州 鉱山跡地	Robinia pseudoacacia L.

5	Assessment of Forest Ecosystem Development in Coal Mine Degraded Land by Using Integrated Mine Soil Quality Index (IMSQI): The Evidence from India	Research highlights: (1) Ecosystem development assessed in an afforested post-mining site. (2) Soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (TN) stock reached close to the reference forest site after 25 years of afforestation. (3) Integrated mine soil quality index is developed to assess the reclamation success. Background and Objectives: Estimation of the mine soil quality is one of the most important criterions for evaluating the reclamation success and restoration of novel ecosystems of the post-industrial degraded lands. The aim of this long-term experiment was to investigate the influence of revegetation on Technosol (defined as anthropogenic soil resulted from reclamation of mine spoil materials) as the basic ecosystem development. Materials and Methods: A field study was carried out in the chronosequence afforested post-mining sites (5, 10, 25 years) and compared with natural forest site. We assessed the physicochemical properties and nutrient stock of mine soil and estimated general mine soil quality by using an integrated mine soil quality index (IMSQI). The studies were fully randomized in the chronosequence of afforested post-mining sites. Results: Nutrient dynamics and soil properties (physicochemical and biological) were recovered with the increase age of reclamation. Soil organic carbon (SOC) stock significantly increased from 9.11 Mg C ha^{-1} in 5 years to 41.37 Mg C ha^{-1} after 25 years of afforestation. Likewise, total nitrogen (TN) stock significantly increased from 1.06 Mg N ha^{-1} in 5 years to 4.45 Mg N ha^{-1} after 25 years of revegetation. Ecosystem carbon pool enhanced at a rate of 6.2 Mg C ha^{-1} $year^{-1}$. A Principal Component Analysis (PCA)-based IMSQ index was employed to assess the reclamation success. The most influential properties controlling the health of reclaimed coal mine soil are fine earth fraction, moisture content, SOC and dehydrogenase activity. IMSQ index values are validated with vegetation characteristics. The estimated IMSQI ranged from 0.455 in 5-year-old (RMS5) to 0.746 in 25-year-old reclaimed dump (RMS25). Conclusions: A 25-year-old reclaimed dump having greater IMSQI (0.746) than reference forest soils (0.695) suggested the aptness of revegetation to retrieve soil quality and function in derelict mine land.	研究のハイライト (1) 採掘後に植林された場所での生態系の発達を評価した。(2)土壌有機炭素（SOC）および全窒素（TN）蓄積量は、25年間の植林後、基準森林サイトとほぼ同じになった。(3) 埋め立ての成功を評価するための統合的な鉱山土壌品質指標を開発した。背景と目的 鉱山土壌の品質評価は、産業革命後の荒廃地における埋立の成功や新規生態系の復元を評価する上で最も重要な基準の一つである。本実験では、テクノソル（鉱山廃棄物の埋立により生じた人為的な土壌）を基本生態系として、緑化の影響を調査することを目的とした長期的な実験である。材料と方法 5年、10年、25年の時系列で植林された鉱山跡地において、自然林と比較した野外調査を実施した。鉱山土壌の物理化学的性質と栄養分を評価し、統合鉱山土壌品質指数（IMSQI）を用いて一般的な鉱山土壌の品質を推定した。本研究は、鉱山跡地における植林地の時系列を完全にランダム化した。結果 栄養塩の動態と土壌特性（物理化学的および生物学的）は、埋立年数の増加とともに回復した。土壌有機炭素（SOC）蓄積量は、5年後の9.11 Mg C ha-1から25年後の41.37 Mg C ha-1まで有意に増加した。同様に、全窒素（TN）蓄積量も5年間の1.06 Mg N ha-1から25年間の緑化後には4.45 Mg N ha-1へと有意に増加した。また、生態系の炭素蓄積量は、6.2 Mg C ha-1 year-1 で増加した。主成分分析（PCA）に基づくIMSQ指標を用いて、埋立の成功を評価した。埋立炭鉱土壌の健全性を支配する最も影響力のある特性は、細粒土率、含水率、SOC、脱水素酵素活性であった。IMSQ指数値は植生特性によって検証される。推定されたIMSQIは、5年目（RMS5）の0.455から25年目の埋立ダンプ（RMS25）の0.746の範囲であった。結論 25年経過した埋立地のIMSQI（0.746）は，基準森林土壌（0.695）よりも高く，廃鉱地の土壌の質と機能を回復させるための緑化の適性が示唆された.	Forests (Web)	Bandyopadhyay Sneha Novo Luis A. B. Pietrzykowski Marcin Maiti Subodh Kumar	2020	11	12	1310	EN	インド マディアプラデシュ州 炭鉱劣化土地	
6	Effect of Fast-Growing Trees on Soil Properties and Carbon Storage in an Afforested Coal Mine Land (India)	Surface coal mining activities have numerous consequences on terrestrial ecosystems. Loss of soil and biomass carbon pool due to mining activities is a serious concern in the rapidly changing environment. We investigated the effect of fast-growing trees (Albizia lebbeck, Albizia procera, and Dalbergia sissoo) on soil fertility and ecosystem carbon pool after eight years of afforestation in the post-mining land of Jharia coalfield, India, and compared with the adjacent natural forest site. Significant differences in soil organic carbon (SOC) and total nitrogen (TN) stocks in afforested mine soil and natural forest soils were observed. Greater SOC stock was found under D. sissoo (30.17 Mg·C·ha−1) while total N stock was highest under A. lebbeck (4.16 Mg·N·ha−1) plantation. Plant biomass accumulated 85% of the natural forest carbon pool after eight years of afforestation. The study concluded that planting fast-growing trees in post-mining lands could produce a promising effect on mine soil fertility and greater carbon storage in a short period.	表面石炭採掘活動は、地上生態系に多くの影響を及ぼします。鉱山活動による土壌やバイオマスの炭素プールの喪失は、急速に変化する環境において深刻な懸念事項です。インドのジャリア炭田の採掘後の土地に8年間の植林の後、急速に成長している木(アルビジア・レベック、アルビジア・プロセラ、ダルベルジア・シスー)が土壌肥沃度と生態系炭素プールに及ぼす影響を調査し、隣接する自然林地と比較した。植林された鉱山土壌と天然林土壌における土壌有機炭素(SOC)と総窒素(TN)の在庫に有意な差異が認められた。より大きなSOC株はD.シスー (30.17 Mg·)C·ha-1)、総N株はA.レベック(4.16 Mg·N·ha-1)プランテーション。植物バイオマスは、8年間の植林後に自然林の炭素プールの85%を蓄積しました。この研究は、鉱業後の土地に急速に成長している木を植えることは、短期間で鉱山土壌の肥沃度とより大きな炭素貯蔵に有望な影響を及ぼす可能性があると結論付けた。	Minerals	Jitendra Ahirwal Adarsh Kumar Subodh Kumar Maiti	2020	10	10		EN	インド ジャリア炭田	Albizia lebbeck Albizia procera Dalbergia sissoo
7	Revegetation type drives rhizosphere arbuscular mycorrhizal fungi and soil organic carbon fractions in the mining subsidence area of northwest China	The rhizosphere arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) community and soil organic carbon (SOC) fractions are important in vegetation restoration because they can promote plant growth and environmental improvement in the mining subsidence area of northwest China. However, the effects of revegetation type on SOC fractions and the AMF community remain poorly understood despite their importance in promoting sustainable environmental development. Here, we have examined the rhizosphere soil AMF community and SOC fractions of five revegetation types comprising Amorpha fruticosa (AF), Hippophae rhamnoides (HR), Xanthoceras sorbifolium (XS), Cerasus humilis (CH), and Cerasus szechuanica (CS). Revegetation type significantly affected AMF α-diversity, communities and SOC fractions. The contents of soil microbial biomass carbon, dissolved organic carbon, readily oxidized organic carbon and readily extractable glomalin were maximum in HR. We found six genera of AMF (Glomus, Scutellospora, Paraglomus, Claroideoglomus, Ambispora and Diversispora) and Glomus was the most frequently occurring genus in each revegetation type. Nitrogen-fixing plants (AF and HR) may release large amounts of soil nutrients to promote the activity of the soil AMF community. Soil pH, SOC and C:N ratio play key roles in shifting the AMF community. Interactions between the soil AMF community and revegetation types are key to optimizing the restoration of degraded systems and accumulating soil organic matter. Our observations may provide fundamental guidelines in the assessment of ecosystem services and sustainable development in vegetation reconstruction in the coal mining subsidence areas	中国北西部の鉱業沈下地帯において、根圏アーバスキュラー菌根菌（AMF）群集と土壌有機炭素（SOC）画分は、植物の成長と環境改善を促進できるため、植生回復に重要である。しかし、持続可能な環境開発を促進する上で重要であるにもかかわらず、植生タイプがSOCフラクションおよびAMF群集に与える影響はまだ十分に理解されていない。本研究では、Amorpha fruticosa (AF), Hippophae rhamnoides (HR), Xanthoceras sorbifolium (XS), Cerasus humilis (CH), Cerasus szechuanica (CS) からなる5種類の緑化タイプの根圏土壌AMF群集およびSOC分画を調査した。植林の種類は、AMFのα-多様性、群集、SOC分率に大きな影響を与えた。土壌微生物バイオマス炭素、溶存有機炭素、易酸化性有機炭素、易抽出性グロマリンの含有量は、HRで最大であった。AMFは6属（Glomus, Scutellospora, Paraglomus, Claroideoglomus, Ambispora, Diversispora）存在し、Glomusは各植生タイプで最も多く出現していた。窒素固定植物（AFおよびHR）は，土壌AMF群集の活動を促進するために，大量の土壌栄養塩を放出している可能性がある。土壌pH，SOC，C:N比は、AMF群集の移動に重要な役割を果たす。土壌AMF群集と植生タイプの相互作用は、劣化したシステムの修復と土壌有機物の蓄積を最適化するための鍵である。我々の観察は、炭鉱沈下地域の植生復元における生態系サービスの評価と持続可能な開発における基本的なガイドラインを提供する可能性がある。	CATENA	Yinli Bi Li Xiao Chen Guo Peter Christie	2020	195		104791	EN	中国北西部 鉱業地盤沈下地帯	Amorpha fruticosa Hippophae rhamnoides Xanthoceras sorbifolium Cerasus humilis Cerasus szechuanica
8	Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites	Future carbon management during energy production will rely on carbon capture and sequestration technology and carbon sequestration methods for offsetting non-capturable losses. The present study quantifies carbon sequestration via reforestation using measurements and modeling for recent and legacy surface coal mining grasslands that are re-restored through tree planting. This paper focuses on a case study of legacy coal mining sites in the southern Appalachia the United States. This five million-hectare region has a surface mining footprint of approximately 12% of the land area, and the reclamation method was primarily grassland. The results of the soil carbon sequestration rates for restored forest soils approach 2.0 MgC ha−1 y−1 initially and average 1.0 MgC ha−1 y−1 for the first fifty years after reclamation. Plant, coarse root and litter carbon sequestration rates were 2.8 MgC ha−1 y−1 with plant carbon estimated to equilibrate to 110 MgC ha−1 after forty years. Plant, root and litter carbon stocks are projected to equilibrate at an order of magnitude greater carbon storage than the existing conditions, highlighting the net carbon gain. Reforestation of legacy mine sites shows carbon sequestration potential several orders of magnitude greater than typical land sequestration strategies for carbon offsets. Projections of future scenarios provide results that show the study region could be carbon neutral or a small sink if widespread reforesting during reclamation was implemented, which is contrary to the business-as-usual projections that result in a large amount of carbon being released to the atmosphere in this region.	エネルギー生産中の将来の炭素管理は,炭素捕捉と隔離技術および炭素隔離法に依存し,不可燃損失を相殺する。本研究は,樹木植え付けによって再貯蔵される最近のおよびレガシー表面石炭採掘草原の測定値とモデリングを用いて,森林再生による炭素隔離を定量化した。本論文は,米国南部Appalachiaのレガシー石炭採掘サイトの事例研究に焦点を当てた。この5百万-hectare地域は,土地面積の約12%の表面採掘フットプリントを持ち,そして,再生方法は,主に草原であった。回復森林土壌に対する土壌炭素隔離率の結果は,初めは2.0MgCha1y1であり,再生後最初の50年間平均1.0MgCha1y1であった。植物,粗根およびリター炭素隔離率は,40年後に110MgCha1に平衡すると推定された植物炭素で2.8MgCha1y1であった。植物,根およびリター炭素ストックは,既存の条件より1桁大きい炭素貯蔵で平衡するよう予測され,正味炭素利得を強調した。レガシー鉱山サイトの森林再生は,炭素オフセットに対する典型的な土地隔離戦略よりも数桁大きい炭素隔離能力を示す。将来シナリオのプロジェクトは,研究領域が,再生中に広範な再植林が実施されたならば,炭素中性または小さなシンクであり,これは,この地域で大気に放出される大量の炭素をもたらすビジネス-利用予測とは反対であった。	Energies	Fox James F. Campbell John Elliott Campbell John Elliott	2020	13	23	6340	EN	米国南部 Appalachia 石炭採掘サイト	

9	Restoration of soil carbon with different tree species in a post-mining land in eastern Loess Plateau, China	Vegetation restoration tends to enhance soil carbon storage in severely degraded lands, which is of great significance to mitigate climate change. In this study, soil organic carbon, inorganic carbon and soil properties were investigated in a restored post-mining area in Shanxi province, eastern Loess Plateau. Through artificially planting Rhus typhina, Quercus liaotungensis and Pinus tabuliformis (referred to as RT, QL and PT, respectively), soil water and total nitrogen contents increased significantly. Soil organic carbon in restored sites increased by 101.9% compared with that of a non-restored site. Accumulation of litter and withered root with vegetation succession led to the increases of input of organic matter, which was beneficial to improve soil organic carbon storage. QL had significantly higher organic carbon sequestration rate (1.59 t ha−1 yr−1) than those of other tree species, which might be attributed to higher nitrogen content and litter input. Soil inorganic carbon accounted averagely for 70.1% of the total carbon storage. However, re-vegetation had no significant influence on soil inorganic carbon which was closely related with soil parent material and climate. Our results suggested that abandoned mine lands might serve as C sinks through appropriate restoration management. Indigenous QL would be suitable to be recommended as the preferred species for reclamation management of degraded lands. Because of a short duration of restoration, the dynamics of soil inorganic carbon during vegetation succession needs to be further studied to reveal potential C sequestration mechanism in arid and semi-arid regions.	植生回復により、著しく劣化した土地の土壌炭素貯蔵量が増加する傾向があり、これは気候変動の緩和のために非常に重要である。本研究では、黄土高原東部の山西省にある採掘場跡地において、土壌有機炭素、無機炭素、土壌物性を調査した。Rhus typhina，Quercus liaotungensis，Pinus tabuliformis（それぞれRT，QL，PTと呼ぶ）の人工植栽により，土壌水分量と全窒素量が有意に増加した。土壌有機炭素は、非復元地に比べて101.9%増加した。植生遷移に伴うリターや枯れ根の蓄積が有機物の投入量を増加させ，土壌有機炭素の蓄積を向上させることができた。QLは他の樹種よりも有意に高い有機炭素貯留量（1.59 t ha-1 yr-1）を示したが，これは高い窒素含有量とリターの投入に起因すると思われる。土壌の無機炭素は、平均して全炭素貯蔵量の70.1%を占めた。しかし、再植林は土壌無機炭素に大きな影響を与えず、土壌の母材と気候に密接に関連していた。これらの結果から、廃坑跡地は適切な修復管理によって炭素吸収源として機能する可能性があることが示唆された。在来種のQLは，劣化した土地の再生管理に望ましい種として推奨されるのに適していると考えられる。また，植生遷移に伴う土壌無機炭素の動態は，乾燥・半乾燥地域における潜在的な炭素貯留メカニズムを明らかにするために，修復期間が短いため，さらなる研究が必要である。	Ecological engineering	Meifang Yan Lina Fan	2020	158	1	Null	EN	中国山西省 採掘跡地	Rhus typhina Quercus liaotungensis Pinus tabuliformis
10	Estimation of Above Ground Carbon Sequestration in Trembesi (Albizia saman) and Johar (Senna siamea) at PT Multi Harapan Utama, East Kalimantan.	The open-pit mining method has a very large ecological impact. It causes the loss of forest vegetation which decreases CO2 absorption. Measuring the amount of carbon stored in plant biomass can represent the amount of CO2 that can be absorbed in the atmosphere. The objective of this research is to determine the carbon sequestration of Albizia saman and Senna siamea in different age classes at PT MHU Busang Jonggon Block, Kukar, East Kalimantan. Estimation of carbon sequestration in the stands of A. saman and S. siamea was carried out by non destructive methods using biomass allometric equations while in understorey and litter using the destruction sampling. The results showed that the highest carbon absorption value of A. saman was 314.28 tons/ha which appear at six years old stands and the lowest value was 193.31 tons/ha at three years old standswhile the highest carbon absorption value of S. siamea was 113.65 tons/ha which appear at nine years old stands and the lowest value was 24.64 tons/ha at three years old stands. A. saman could be more promising plant species than S. siamea according to its higher level of carbon sequestration and their high adaptation level. All data from this study could suggest several information for increasing carbon sequestration level in forest ecosystem as well as achieving forest rehabilitation purpose.	露天掘り採掘法は、生態学的影響が非常に大きい。これは、CO2吸収を減少させる森林植生の損失を引き起こします。植物バイオマスに貯蔵される炭素量を測定することは、大気中で吸収できるCO2の量を表すことができます。本研究の目的は、東カリマンタン州クカールのPT MHUブサンジョンブロックで異なる年齢クラスにおけるアルビジア・サマンとセナ・シアメアの炭素隔離を決定することです。A.サマンとS.シアメアのスタンドにおける炭素隔離の推定は、破壊サンプリングを用いて、下階およびごみ中にバイオマス同種方程式を用いた非破壊法によって行われた。その結果、A.サマンの最高炭素吸収値は314.28トン/haで、最も低い値は3歳で193.31トン/haであったが、S.シアメアの最高炭素吸収値は113.65トン/haであり、9年前に現れ、最低値は24.64トン/ha歳であった。A. サマンは、炭素隔離の高いレベルとその高い適応レベルに応じて、S.シアメアよりも有望な植物種である可能性があります。この研究のすべてのデータは、森林生態系における炭素隔離レベルを高め、森林再生の目的を達成するためのいくつかの情報を示唆する可能性がある。	Journal of Tropical Biodiversity and Biotechnology	Widya Fajariani Medi Hendra Dwi Susanto	2020	5	2	115-123	EN	インドネシア 東カリマンタン州	Albizia saman Senna siamea
11	Post – Mining soil as carbon storehouse under polish conditions	The main aim of these studies was to determine the potential for carbon sequestration in brown coal open-cast mine by phytoremediation using scots pine (Pinus sylvestris L.) and giant miscanthus (Miscanthus x giganteus) plants. This paper presents relationships between soil organic carbon (SOC) sequestration and carbon phytosequestration in waste dump associated with open-cast lignite mine in Central Poland. The research is the continuation of previously carried out experiments, but was conducted in field conditions. In reclamation of post-mining landscapes, during field experiment, an effect of sewage sludge, compost and lake chalk amendments and in combination of plants was investigated. The impact of soil amendments on carbon stock, CO2 emission reduction, plant biomass production and carbon content in shoots and roots was studied. The highest SOC stock was found in soil treated with sewage sludge (33 Mg*ha−1) and compost (45 Mg*ha−1) stabilized by lake chalk. These fertilizer combinations also contributed the most in relation to CO2 emission reduction through SOC stock (83 Mg*ha−1 and 127 Mg*ha−1 respectively). In addition, greater amounts (60–100%) of soil organic matter was converted into humic acids fraction. This phenomenon could be the initial stage of the progressive process of organic matter deposition and carbon sequestration in post-mining area. Carbon phytosequestration was determined through carbon bound in plant tissues. The highest carbon content (60%) in both plant species was recorded in treatments with sewage sludge and compost with lake chalk. Stabilization of compost by lake chalk application was good method to improve the efficiency of carbon sequestration in soil and carbon phytosequestration. Improving the efficiency of these two processes, through skillfully selected soil additives and plant species, may be used on a larger scale in the future as an alternative to the storage of carbon dioxide, especially in degraded areas.	これらの研究の主な目的は、褐炭露天掘り鉱山において、スコッツマツ（Pinus sylvestris L.）とススキ（Miscanthus x giganteus）植物を用いたファイトレメディエーションによる炭素貯留の可能性を明らかにすることであった。本論文では、ポーランド中央部にある露天掘り褐炭鉱山の廃棄物処理場における土壌有機炭素（SOC）貯留と炭素ファイトセクステンションの関係について述べる。この研究は、以前に行われた実験の継続であるが、フィールド条件下で実施された。採掘後の景観の再生において、下水汚泥、堆肥、湖沼白亜の改良と植物との組み合わせの効果をフィールド実験で調査した。土壌改良材が炭素蓄積量、CO2排出削減量、植物バイオマス生産量、新芽と根の炭素含有量に与える影響について検討した。下水汚泥（33 Mg*ha-1）と堆肥（45 Mg*ha-1）で安定化処理した土壌で、最も高いSOCストックが確認された。また、これらの肥料の組み合わせは、SOCの蓄積によるCO2排出量削減に最も貢献した（それぞれ83 Mg*ha-1 と 127 Mg*ha-1）。また、土壌有機物の60-100%が腐植酸画分に変換された。この現象は、ポストマイニング地域における有機物の堆積と炭素貯留の進行過程の初期段階である可能性がある。炭素のファイトセクステーションは、植物組織に結合した炭素によって決定された。下水汚泥と湖沼白亜を用いたコンポスト処理では、両植物種で最も高い炭素含有量（60%）が記録された。湖沼白亜処理によるコンポストの安定化は、土壌中の炭素貯留と炭素ファイトセク スエストの効率を向上させる良い方法である。土壌添加剤と植物種を巧みに選択することによって、これら2つのプロセスの効率を向上させることは、特に劣化した地域における二酸化炭素の貯蔵の代替手段として、将来的にはより大規模に利用される可能性がある。	Journal of Environmental Management	Agnieszka Placek-Lapaj Anna Grobelak Krzysztof Fijalkowski Bal Ram Singh Åsgeir R. Almås Malgorzata Kacprzak	2019	238		307-314	EN	ポーランド 褐炭露天掘り鉱山	Pinus sylvestris L Miscanthus x giganteus
12	Soil Reclamation of Abandoned Mine Lands by Revegetation in Northwestern Part of Transylvania: A 40-Year Retrospective Study	Mining activities for mineral resources over the years have resulted in major soil damage. Due the removal process of desired mineral materials, soil textures have been destroyed, various nutrient cycles have been disturbed, and microbial communities have been altered, affecting vegetation and leading to the destruction of wide areas of land in many countries. Therefore, soil restoration of abandoned mining lands became a very important part of sustainable development strategies and also prescribed by law in several countries. The main aims of this study were to develop an ecological land restoration strategy to the degraded lands due former kaolin, quartz sand, and iron mining located in Aghireşu and Căpuşu Mare in Cluj County, in the Northwestern part of Transylvania from Romania and monitor soil quality changes over 40 years. To assess the effectiveness of soil reclamation of mine lands, 30 soil profiles were examined and 450 soil samples were collected from three depths (0–20 cm, 20–50 cm, and 50–80 cm) and subjected to physical and chemical analyses, and compared for their sustainable and beneficial use. All the proposed plant covers (natural grassland, pasture cover, black locust, Norway spruce, and scots pine) significantly improved the overall soil quality with the increasing years of reclamation following various patterns. Pasture cover most significantly enhanced the soil's microbial activity, organic carbon, nitrogen, phosphorus, and potassium content followed by natural grassland. The results of this study show that considerable changes in soil quality was reached by revegetation of these abandoned mine lands restoring their ecological integrity and self-sustainability.	長年にわたる鉱物資源の採掘活動は、土壌に大きなダメージを与えてきました。目的の鉱物を取り除く過程で、土壌の質感が破壊され、さまざまな栄養循環が乱され、微生物群集が変化し、植生に影響を与え、多くの国で広大な土地の破壊につながったのです。そのため、放棄された鉱山用地の土壌修復は、持続可能な開発戦略の非常に重要な部分となり、またいくつかの国では法律で規定されています。本研究の主な目的は、ルーマニアのトランシルバニア地方北西部に位置するクルージュ県アギレシュとカーブシュマーレにある旧カオリン、珪砂、鉄鉱石の採掘跡地に対する生態学的土地修復戦略を開発し、40年間の土壌品質変化をモニターすることである。鉱山跡地の土壌再生の効果を評価するため、30の土壌プロフィールを調査し、3つの深さ（0-20cm、20-50cm、50-80cm）から450の土壌サンプルを採取して物理・化学分析を行い、その持続的かつ有益な利用法を比較検討した。提案したすべての植物被覆（自然草地、牧草地被覆、クロイタビ、ノルウェイスプルース、スコッツマツ）は、様々なパターンで埋立年数が増えるにつれて全体的に土壌品質を有意に改善した。牧草地被覆は、土壌の微生物活性、有機炭素、窒素、リン、カリウムの含有量を最も顕著に向上させ、次いで天然草地であった。本研究の結果は、放棄された鉱山跡地を緑化することによって、土壌の質が大きく変化し、生態系の健全性と自己持続性が回復したことを示している。	Sustainability	Mihai Buta Gheorghe Blaga Laura Paulette Ioan Păcurar Mrs. Sanda Rosca Orsolya Borsai Florina Grecu Pauliuc Ecaterina Sînziana Cornel Negruşier	2019	11	12	3393	EN	ルーマニア トランシルバニア カオリン・珪砂・鉄鉱石採掘跡地	natural grassland pasture cover black locust Norway spruce scots pine

13	Dynamic Changes in Carbon Sequestration from Opencast Mining Activities and Land Reclamation in China's Loess Plateau	Opencast coal mining causes serious damage to the natural landscape, resulting in the depletion of the carbon sequestration capacity in the mining activity. There are few studies on the variation of carbon sequestration capabilities caused by land use changes in opencast mining areas. This paper uses six images were used to quantify the changes in land use types from 1986 to 2015 in the Pingshuo mining area in northwest China. At the same time, used statistical analysis and mathematical models to study soil and vegetation carbon sequestration. Results indicate that the total carbon sequestration exhibits a significant downward trend from 4.58 × 106 Mg in 1986 to 3.78 × 106 Mg in 2015, with the decrease of soil carbon sequestration accounting for the largest proportion. The carbon sequestration of arable land accounted for 51% of the total carbon sequestration in the mining area, followed by grassland (31%) and forestland (18%). Land reclamation contributed to the greatest increase in carbon sequestration of arable land from 17,890.15 Mg (1986) to 27,837.95 Mg (2015). Additionally, the downward trend in the carbon sequestration capacity of the mining ecosystem was mitigated after 2010 as the positive effects of land reclamation gradually amplified over time and as the mining techniques were greatly optimized in recent years in the Pingshuo mining area. Thus, terrestrial carbon sequestration can be improved through land reclamation projects and optimized mining activities. These results can help guide the utilization of reclaimed land in the future.	オープンキャストの石炭採掘は、自然景観に深刻なダメージを与え、その結果、採掘活動における炭素貯留能力が枯渇する。オープンキャスト採掘場における土地利用変化による炭素隔離能力の変動に関する研究はほとんどない。本論文では、中国北西部にある平朔鉱区における1986年から2015年までの土地利用形態の変化を定量化するために、6枚の画像を使用した。同時に、土壌と植生の炭素貯留を研究するために統計分析と数理モデルを使用した。その結果、総炭素吸収量は1986年の4.58×106 Mgから2015年の3.78×106 Mgまで有意な減少傾向を示し、土壌の炭素吸収量の減少が最も大きな割合を占めていることが明らかになった。鉱区の炭素吸収量に占める耕地の割合は51%で、草地（31%）、林地（18%）がそれに続く。耕地の炭素吸収量は、17,890.15 Mg (1986) から 27,837.95 Mg (2015) へと最も大きく増加したのは干拓の貢献である。さらに、埋め立てによるプラスの効果が時間とともに徐々に増幅され、近年、平朔鉱区の採掘技術が大幅に最適化されたため、2010年以降、鉱山生態系の炭素吸収能力の減少傾向は緩和された。このように、陸域の炭素貯留は、土地の再生プロジェクトと採掘活動の最適化によって向上させることができる。これらの結果は、将来の埋立地の活用の指針になる。	Sustainability	Boyu Yang Zhongke Bai Yingui Cao Feng Xie Junjie Zhang Yannan Wang	2019	11	5	1473(16頁)	EN	中国北西部 露天石炭採掘跡地	
14	Reclamation of coal mine spoil and its effect on Technosol quality and carbon sequestration: a case study from India	A field study was carried out to assess the impact of revegetation on Technosol quality in the post-mining sites (Central Coalfield Limited, India). The study evaluated community structure, biodiversity, Technosol quality, and carbon (C) dynamics in the post-mining ecosystem (PME). The multivariate statistical tool was used to identify the key soil properties, and soil quality was evaluated by using Technosol quality index (TQI). One unreclaimed site (0 years) and four chronosequences revegetated coal mine sites (3, 7, 10, and 15 years) were studied and compared with an undisturbed forest as a reference site. Plant biodiversity indices [Shannon index of diversity (2.42) and Pielou's evenness (0.97) and Patric richness (12)] were highest in 15-year-old revegetated sites. Soil physicochemical and biological properties were recovered with the revegetation age. Soil organic C (SOC) stock significantly increased from 0.75 Mg C ha−1 in 3 years to 7.60 Mg C ha−1 after 15 years of revegetation in top 15 cm of soils. Ecosystem C pool increased at a rate of 5.38 Mg C ha−1 year−1. Soil CO2 flux was significantly increased from 0.27 μmol CO2 m−2 s−1 in unreclaimed sites to 3.19 μmol CO2 m−2 s−1 in 15-year-old revegetated site. Principal component analysis (PCA) showed that dehydrogenase activity (DHA), available nitrogen (N), and silt content were the key soil parameters that were affected by reclamation. A 15-year-old Technosol had a greater TQI (0.78) compared to the control forest soils (0.64) that indicated the suitability of revegetation to recuperate soil quality in mining-degraded land and to increase C sequestration potential.	採掘後のサイト（Central Coalfield Limited、インド）のテクノソル品質に対する植生回復の影響を評価するためにフィールド調査が実施されました。この研究では、採掘後の生態系（PME）における群集構造、生物多様性、テクノソルの品質、および炭素（C）のダイナミクスを評価しました。多変量統計ツールを使用して主要な土壌特性を特定し、テクノソル品質指数（TQI）を使用して土壌品質を評価しました。1つの未再生サイト（0年）と4つのクロノシーケンスで再植生された炭鉱サイト（3、7、10、および15年）が調査され、参照サイトとしての乱されていない森林と比較されました。植物の生物多様性指数[シャノンの多様性指数（2.42）とピエルーの均一性（0.97）およびパトリックの豊富さ（12）]は、15年前の植生地で最も高かった。土壌の物理化学的および生物学的特性は、植生回復年齢とともに回復しました。土壌有機C（SOC）ストックは0.75 Mg Chaから大幅に増加しました土壌の上部15cmで15年間の植生回復後、3年間で-1から7.60 Mg C ha -1になります。生態系Cプールは5.38Mg Cha-1年-1の割合で増加 した。土壌のCO2フラックスは、未再生サイト の0.27μmolCO2m -2 s -1から 3.19μmolCO2m - 2 s - 1に大幅に増加しました。15歳の植生地で。主成分分析（PCA）は、デヒドロゲナーゼ活性（DHA）、利用可能な窒素（N）、およびシルト含有量が、埋め立てによって影響を受けた主要な土壌パラメーターであることを示しました。15歳のテクノソルは対照森林土壌（0.64）と比較してTQI（0.78）が高く、鉱業劣化した土地の土壌品質を回復し、C隔離の可能性を高めるための植生回復の適合性を示しました。	Environmental Science and Pollution Research	Jitendra Ahirwal Adarsh Kumar Marcin Pietrzykowski Subodh Kumar Maiti	2018	25		27992-28003	EN	インド 採炭	
15	Development of Technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India	Surface mining is recognized as one of the essential anthropogenic activities which drastically disturbs the ecosystem. To offset the impacts of surface mining, revegetation is widely used to restore the disturbed landscape. The present field study was carried out to assess the status of an ecosystem structure, soil quality and C pool of the 16-years old revegetated post-mining site and compared to an undisturbed forest site. For this, physicochemical, biological and hydrological properties of Technosols were analyzed, and differences in these parameters were quantified. Vertical distribution of soil nutrients (NPK), soil organic carbon (SOC) and soil inorganic carbon (SIC) were assessed in the upper 100 cm (at an interval of 20 cm) of Technosols and forest soils. After 16-years of revegetation, autochthonous tree species comprise 17% of the total tree population on the reclaimed site. Technosol quality was increased in terms of accumulation of SOC, available nitrogen (N), and available phosphorus (P). SOC and total N stock recovered in Technosols were 70% and 47% of the reference forest soils, respectively. Likewise, after 16-years of revegetation, ecosystem C pool was 33% of the undisturbed forest site. Increase in C pool can be attributed to the development of plant biomass C, accretion of SOC and litter C pool. The study provides an insight into the magnitude of nutrient content and development of ecosystem C pool in a reconstructed ecosystem and importance of revegetation of post-mining sites to offset CO2 emission. The study concluded that plantation of multipurpose tree (MPT) species will improves Technosol quality, facilitates natural colonization of native tree species and increases ecosystem C pool along the age of revegetation.	露天掘りは、生態系を劇的に乱す重要な人為的活動の1つとして認識されています。露天掘りの影響を相殺するために、植生回復は、乱れた風景を復元するために広く使用されています。現在のフィールド調査は、16年前に植生回復した採掘後のサイトの生態系構造、土壌の質、Cプールの状態を評価し、乱されていない森林サイトと比較するために実施されました。このために、テクノソルの物理化学的、生物学的および水文学的特性が分析され、これらのパラメーターの違いが定量化されました。土壌養分（NPK）、土壌有機炭素（SOC）および土壌無機炭素の垂直分布（SIC）は、テクノソルと森林土壌の上部100 cm（20 cm間隔）で評価されました。。16年間の緑化の後、自生樹種は、埋め立て地の総樹木人口の17%を占めています。テクノソルの品質は、SOC、利用可能な窒素（N）、および利用可能なリン（P）の蓄積に関して向上しました。テクノソルで回収されたSOCと総N蓄積量は、参照森林土壌のそれぞれ70%と47%でした。同様に、16年間の緑化の後、生態系Cプールは乱されていない森林サイトの33%でした。Cプールの増加は、植物バイオマスCの開発、SOCの増加、およびリターCプールに起因する可能性があります。この研究は、再構築された生態系における栄養素含有量と生態系Cプールの発達の大きさ、およびCO2排出を相殺するための採掘後のサイトの再植生の重要性についての洞察を提供します。研究は次のように結論付けました多目的樹木（MPT）種の植林は、テクノソルの品質を向上させ、在来樹種の自然植民地化を促進し、植生回復の時代に沿って生態系Cプールを増加させます。	CATENA	Jitendra Ahirwal Subodh Kumar Maiti	2018	166		114-123	EN	インド 炭鉱荒廃地	
16	Long term carbon sequestration potential of biosolids-amended copper and molybdenum mine tailings following mine site reclamation	Management and reclamation of industrial mine sites for carbon (C) sequestration is an emerging technique for offsetting anthropogenic C emissions. Land application of municipal biosolids is an effective method for amending closed tailings storage facilities and providing the nutrients to establish a vegetative cover. Biosolids applications can influence the C sequestration potential of tailings and other mine wastes at the onset of reclamation by initiating soil development processes and enhancing primary productivity, thereby leading to increased accumulation of soil organic carbon (SOC) over time. The short term ecological benefits of biosolids applications are well understood, but the long-term (>10 years) effects of biosolids on reclaimed mine soils are under-researched. The objective of this long-term study was to determine the effects of biosolids applied in 1998 at increasing rates (0, 150 and 250 dry Mg ha−1) on the C sequestration potential of a copper and molybdenum mine tailings site in the southern interior of British Columbia, Canada that is currently undergoing reclamation to a pasture-based ecosystem. We assessed changes in C pools, plant productivity and select soil physiochemical parameters at an established research site at the Bethlehem Tailings Storage Facility over a 13-year period spanning from 1998 to 2011. Tailings total C and N concentrations increased with time and were highest when biosolids were applied at 250 Mg ha−1. Carbon pools increased with increasing biosolids application and ranged from 23 to 155 Mg C ha−1 after 13 years of reclamation. The net SOC sequestration rates (i.e. the C sequestration potential) ranged from 0.72 to 6.3 Mg C ha −1 yr −1 and were highest at the 250 Mg ha−1 application rate. The C storage efficiency was higher in the 150 Mg ha−1 treatment (0.74 Mg C stored per Mg of biosolids applied), indicating that lower application rates of biosolids are more efficient at storing C than higher application rates. Aboveground plant biomass was substantially higher on biosolid-amended tailings (6 and 6.7 Mg ha−1 for B150 and B250, respectively) compared to the unamended tailings (0.39 Mg ha−1), which suggests that the increase in C pools was a direct result of organic matter inputs from enhanced plant productivity. The tailings were naturally high in Cu and Mo, and when amended with biosolids at a rate of 250 Mg ha−1, elevated levels of Zn (as compared to federal soil quality guidelines) were detected. The unamended tailings increased in alkalinity with time, whereas the pH of the biosolid-amended tailings remained stable around neutral. This study demonstrated that a single application of biosolids can facilitate plant production and the accumulation of SOC on mine tailings for more than a decade, and supports the use of biosolids for promoting long-term C sequestration on reclaimed mine sites in similar environments.	炭素貯留を目的とした鉱山跡の管理・再生は、人為的な炭素排出を相殺するための新たな手法の一つである。自治体によるバイオソリッドの陸上散布は、閉鎖尾鉱貯蔵施設を改良し、植生被覆を確立するための栄養分を供給するための効果的な方法である。バイオソリッドの散布は、土壌形成プロセスを開始し、一次生産性を高めることによって、埋め立て開始時に尾鉱やその他の鉱山廃棄物のC隔離の可能性に影響を与え、それによって土壌有機炭素（SOC）の時間的蓄積を増加させることができる。バイオソリッド施用による短期的な生態学的効果はよく理解されているが、バイオソリッドが埋め立てられた鉱山土壌に及ぼす長期的（10年以上）な影響については十分に研究されていない。この長期的な研究の目的は、カナダのブリティッシュ・コロンビア州南部にある銅・モリブデン鉱山尾鉱を牧草地に再生する際に、1998年に0、150、250 dry Mg ha-1の割合でバイオソリッドを投入し、そのC吸収能にどのような影響を及ぼすかを調べることである。1998年から2011年の13年間、ベツレヘム鉱滓貯蔵施設に設置された研究サイトにおいて、炭素プール、植物生産性、土壌物理化学パラメータの変化を評価した。鉱滓の全CとN濃度は時間とともに増加し、バイオソリッドが250 Mg ha-1で施用されたときに最も高くなった。炭素プールはバイオソリッド施用量の増加とともに増加し、13年間の埋立後に23から155 Mg C ha-1の範囲となった。炭素貯留量は0.72〜6.3 Mg C ha -1 yr -1であり、250 Mg ha-1の施用量で最も高くなった。C貯留効率は150 Mg ha-1処理で高く（バイオソリッド1 Mg施用あたり0.74 Mg C貯留）、バイオソリッドの施用率が低いと高いよりもC貯留効率が高いことが示された。地上部の植物バイオマスは、未添加テーリング（0.39 Mg ha-1）と比較してバイオソリッド添加テーリング（B150およびB250）で大幅に増加したことから、Cプールの増加は植物生産性の向上による有機物投入の直接的な結果であることが示唆された。テーリングはもともとCuとMoが多く、バイオソリッドで250 Mg ha-1の割合で改良したところ、連邦政府の土壌品質ガイドラインと比較して高いレベルのZnが検出されました。未添加のテーリングは時間とともにアルカリ度が上昇しましたが、バイオソリッドを添加したテーリングのpHは中性付近で安定しました。本研究は、バイオソリッドを一回だけ散布することで、鉱山尾鉱での植物生産とSOCの蓄積を10年以上促進できることを示し、同様の環境にある埋立鉱山跡地での長期的なC隔離を促進するためのバイオソリッドの利用を支持するものであった。	Ecological engineering	Paul M. Antonelli Lauchlan H. Fraser Wendy C. Gardner Klaas Broersma John Karakatsoulis Michelle E. Phillips	2018	117		38-49		カナダ ブリティッシュ・コロンビア州 銅・モリブデン鉱山尾鉱	バイオソリッド

17	Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climate	Development of secondary forest as post-mining land use in the surface coal mining degraded sites is of high research interest due to its potential to sequester atmospheric carbon (C). The objectives of this study were to assess the improvement in mine soil quality and C sequestration potential of the post–mining reclaimed land with time. Hence, this study was conducted in reclaimed chronosequence sites (young, intermediate and old) of a large open cast coal project (Central Coal Fields Limited, Jharkhand, India) and results were compared to a reference forest site (Sal forest, Shorea robusta). Mine soil quality was assessed in terms of accretion of soil organic carbon (SOC), available nitrogen (N) and soil CO2 flux along with the age of revegetation. After 14 years of revegetation, SOC and N concentrations increased three and five-fold, respectively and found equivalent to the reference site. Accretion of SOC stock was estimated to be 1.9 Mg C ha−1year−1. Total ecosystem C sequestered after 2–14 years of revegetation increased from 8 Mg C ha−1 to 90 Mg C ha−1 (30–333 Mg CO2 ha−1) with an average rate of 6.4 Mg C ha−1year−1. Above ground biomass contributes maximum C sequestrate (50%) in revegetated site. CO2 flux increased with age of revegetation and found 11, 33 and 42 Mg CO2 ha−1year−1 in younger, intermediate and older dumps, respectively. Soil respiration in revegetated site is more influenced by the temperature than soil moisture. Results of the study also showed that trees like, Dalbergia sissoo and Heterophragma adenophyllum should be preferred for revegetation of mine degraded sites.	地表の採炭劣化地での採掘後の土地利用としての二次林の開発は、大気中の炭素（C）を隔離する可能性があるため、研究の関心が高い。この研究の目的は、採掘後の埋め立て地の鉱山土壌の質とC隔離の可能性の改善を経時的に評価することでした。したがって、この研究は、大規模な露天掘り石炭プロジェクト（Central Coal Fields Limited、インド、ジャールカンド）の再生されたクロノシーケンスサイト（若い、中間、古い）で実施され、結果が参照森林サイト（Sal森林、Shorea robusta）と比較されました。。鉱山の土壌の質は、土壌有機炭素の蓄積の観点から評価されました（SOC）、利用可能な窒素（N）および土壌CO2フラックスと植生回復の年齢。14年間の植生回復後、SOCとNの濃度はそれぞれ3倍と5倍に増加し、参照サイトと同等であることがわかりました。SOCストックの増加は1.9Mg Cha-1年-1と推定された。2〜14年の植生回復後に隔離された総生態系Cは、8 Mg C ha -1から90Mg C ha -1（30〜333 Mg CO 2 ha -1）に増加し、平均速度は6.4 Mg Cha - 1年でした。 1 。地上部のバイオマスは、植生地で最大のC隔離（50%）に寄与します。CO2フラックスは、植生回復の年齢とともに増加し、11、33、42 Mg CO 2 ha -1 year -1で、それぞれ、若い、中間、古いダンプで見つかりました。植生回復した場所の土壌呼吸は、土壌水分よりも温度の影響を強く受けます。研究の結果はまた、DalbergiasissooやHeterophragmaadenophyllumのような樹木が鉱山の劣化した場所の緑化に好まれるはずであることを示しました。	Journal of Environmental Management	Jitendra Ahirwal Subodh Kumar Maiti	2017	201		369-377	EN	インド (ジャールカンド州) 採炭劣化地	Dalbergia sissoo Heterophragma adenophyllum
18	Edaphic Conditions, Aboveground Carbon Stocks and Plant Diversity on Nickel Mine Tailings Dump Vegetated with Senegalia polyacantha (Willd.) Seigler & Ebinger	Revegetation accelerates soil fertility improvement and enhances biodiversity on mine dumps. The objective of the study was to determine the status of edaphic conditions; aboveground carbon stocks; and plant diversity. The study was conducted on nickel tailings dump revegetated with Senegalia polyacantha aged 8, 9, 10 and 11 years in Zimbabwe. Results showed high bulk densities and pH values; low organic carbon; deficiency in K; and toxic levels for Ni and As implying that the tailings materials are still marginal for vegetation establishment. Limited presence of woody species suggests that the substrate is not yet suitable for colonization by such species.	鉱山跡地では、緑化により地力向上が促進され、生物多様性が向上する。本研究の目的は、地形条件、地上部の炭素蓄積量、および植物の多様性の状況を明らかにすることである。本研究は、ジンバブエの8年、9年、10年、11年経過したSenegalia polyacanthaで緑化したニッケル鉱滓堆積場において実施された。その結果、高い嵩比重とpH値、低い有機炭素、Kの欠乏、NiとAsの有毒レベルが示され、鉱滓が植生を定着させるにはまだ限界であることが示唆された。また、木質種の生息数が少ないことから、このような種が生息できるような環境ではないことが示唆された。	Land Degradation & Development	Mukaro Edeth Nyakudya Innocent Wadzanayi Jimu Luke	2017	28	5	1641-1651	EN	ジンバブエ ニッケル鉱山	Senegaliapolyacantha
19	Soil organic carbon and nitrogen pools in reclaimed mine soils under forest and cropland ecosystems in the Loess Plateau, China	Reclamation of opencast coal mine significantly ameliorates the degraded edaphic characteristics. The long-term changes of carbon (C) and nitrogen (N) pools in reclaimed mine soils (RMSs) in the Loess Plateau, China, have not been sufficiently elucidated. In this study, six types of reclaimed forest stands (with similar reclamation age between 22 and 25-year) and three age chronosequence reclaimed croplands (2-, 7-, 18-year of reclamation) were identified in Pingshuo opencast coal mine, Shanxi Province, to determine SOC and N pools in RMSs. Adjacent, undisturbed sites of forest and cropland and unreclaimed plots were selected as references as well. The results showed that 22–25 years after reclamation, SOC and N pools differed significantly among forest RMSs, ranging from 11.66 to 69.10 Mg ha−1 and 945.14 to 3145.83 kg ha−1, respectively, among which R. pseudoacacia–P. tabulaeformis forest had the greatest SOC and N pools and sequestration rates. Moreover, SOC and N pools in cropland RMSs increased across reclamation age chronosequence, ranging from 6.44 to 19.49 Mg ha−1 and 666.55 to 1554.73 kg ha−1, respectively. The sequestration rates of SOC and N in cropland RMSs followed polynomial function across age chronosequence. C:N ratio varied among plots and tended to be higher in RMSs under the mixed forest of trees. SOC and N pools were negatively correlated with soil pH. Our study indicated that SOC and N pools could be improved across age chronosequence through well managed vegetation restoration. R. pseudoacacia–P. tabulaeformis mixed forest and H. rhamnoides monoculture forest could be effective reclamation patterns to restore SOC and N pools in Pingshuo opencast coal mine.	露天掘り炭鉱の埋立ては、劣化した地形特性を大幅に改善する。中国黄土高原の埋立鉱山土壌における炭素（C）および窒素（N）プールの長期的な変化については、十分に解明されたとは言えない。本研究では、山西省平朔露天掘り炭鉱において、6種類の埋立林（埋立年数22〜25年）と3種類の年代別埋立農地（埋立年数2、7、18年）を特定し、RMSのSOCとNプールを決定した。隣接する森林と耕作地、および未開拓のプロットをリファレンスとして選択した。その結果，埋立後22-25年のSOCとNプールは森林RMS間で有意に異なり，それぞれ11.66から69.10 Mg ha-1，945.14から3145.83 kg ha-1となり，中でもR. pseudoacacia-P. tabulaeformis森林はSOCとNプールと吸収率が最も大きかった。さらに、耕作地のRMSにおけるSOCとNのプールは、干拓年代の年代順で増加し、それぞれ6.44から19.49 Mg ha-1、666.55から1554.73 kg ha-1であった。農地のRMSにおけるSOCとNの吸収速度は、年代遡及的に多項式関数に従うことがわかった。C:N比はプロットによって異なり、樹木混交林のRMSで高い傾向が見られた。SOCとNプールは土壌pHと負の相関があった。本研究は、適切に管理された植生回復によって、SOCとNプールは年代遡及的に改善される可能性があることを示唆した。R. pseudoacacia-P. tabulaeformis混合林とH. rhamnoidesモノカルチャー森林は、平朔露天掘り炭鉱のSOCとNプールを回復するための有効な再生パターンである可能性が示唆された。	Ecological engineering	Ye Yuan Zhongqiu Zhao Pengfei Zhang Luming Chen Ting Hu Shuye Niu Zhongke Bai	2017	102		137-144	EN	中国山西省 露天掘り炭鉱	R. pseudoacacia P. tabulaeformis
20	The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils	The effects of tree species, parent material (substrate), and faunal bioturbation on carbon sequestration and chemical and microbial properties in soil were studied at three post-mining sites (Piaseczno, Szczakowa, and Bełchatów) in Poland that were reforested with pine, birch, oak, and alder. The samples were taken from the 0–5-cm mineral soil horizons beneath the litter layer. The samples were analyzed for pH, organic C and total N content, texture and based exchange cations. Microbial analyses included determination of ergosterol and phospholipid fatty acid (PLFA) profiles. Soil thin section was done to described faunal activity by the percentage of the soil volume occupied by earthworm casts or macrofaunal excrements. Substrate quality varied considerably among the sites; soil pH ranged from 4.0 to 6.4, and clay content ranged from 1 to 16%. The C:N ratio and other soil properties depended more on the specific combination of tree species and substrate than on tree species or substrate alone. Carbon content and C stock were positively correlated with bioturbation caused by soil macrofauna. Bioturbation was positively correlated with soil pH and the content of basic cations. In contrast, C stock was negatively correlated with the fungal to bacterial ratio (F:B ratio). Bioturbation was also positively correlated with total microbial biomass and negatively correlated with F:B ratio. Microbial biomass was positively correlated with N content and pH, both of which were negatively correlated F:B ratio.	松、樺、樫、ハンノキで再植林されたポーランドの3つの鉱山跡地（Piaseczno、Szczakowa、Bełchatów）で、樹種、母材（基盤）、動物群の生物撹乱が土壌中の炭素貯留と化学・微生物特性に与える影響について研究した。サンプルはリター層の下にある0-5cmの鉱物質土壌層から採取された。試料は、pH、有機Cと全N量、テクスチャー、および塩基交換陽イオンについて分析された。微生物分析には、エルゴステロールとリン脂質脂肪酸（PLFA）プロファイルの測定が含まれる。土壌薄片は、土壌体積のうちミミズの巣や大型動物の排泄物が占める割合で動物相の活性度を表すために行われた。土壌のpHは4.0から6.4、粘土は1%から16%であり、土壌の質は場所によって大きく異なっている。C:N比やその他の土壌特性は、樹種や基質単体よりも、樹種と基質の組み合わせに依存することが明らかとなった。 炭素量とCストックは、土壌大動物相による生物撹乱と正の相関があった。また、生物撹乱は土壌pHおよび塩基性陽イオン含有量と正の相関があった。一方、炭素蓄積量は真菌とバクテリアの比率（F:B比）と負の相関を示した。また、生物量と微生物量には正の相関があり、F:B比には負の相関があった。微生物バイオマスは、N量およびpHと正の相関があり、F:B比とは負の相関があった。	Geoderma	Agnieszka Józefowska Marcin Pietrzykowski Bartłomiej Woś Tomáš Cajthaml Jan Frouz	2017	292		9-16	EN	ポーランド 鉱山跡地	pine birch oak alder
21	Biosolids Enhance Mine Site Rehabilitation and Revegetation	Globally, around 10 × 107 tons year−1 of biosolids is generated from wastewater treatment facilities. Biosolids contain significant amounts of organic matters and nutrients. Therefore, biosolids can be used to improve infertile and degraded soils in certain mine sites. Shortfalls in topsoil, heavy metal–rich tailings and drainage, residual soils with poor physical properties, and low–organic matter soils are common consequences of degraded mine soils. These issues adversely affect soil health including microbial activity, flora, and fauna, thereby hindering reestablishment of the lost ecological integrity. Rehabilitation has been achieved in a number of mine sites by incorporating biosolids, which demonstrated sustainable remediation of these sites. Improvements in the biological, chemical, and physical properties of degraded lands are associated with these rehabilitation cases. Furthermore, these improvements enhance the nutrient cycling, water purification, and restoration of plants and increase the recreational value of the land, thereby helping in the emergence of novel ecosystems. This chapter describes the composition of different types of biosolids and their generation, benefits, and current regulations for use, particularly regarding mine site rehabilitation and environmental contamination issues including human health concerns. Finally, challenges and future research needs are identified in terms of the minimization of environmental complications and sustainable use of biosolids.	世界では、排水処理施設から約10×107トン/年のバイオソリッドが発生しています。バイオソリッドには、大量の有機物や栄養分が含まれています。そのため、バイオソリッドを利用することで、鉱山跡地の不毛な土壌や劣化した土壌を改善することができます。表土の不足、重金属を多く含む鉱滓や排水、物理的性質の悪い残留土壌、低有機物土壌は、劣化した鉱山土壌の一般的な結果です。これらの問題は、微生物の活動、植物相、動物相を含む土壌の健全性に悪影響を及ぼし、失われた生態系の健全性の回復を妨げている。 バイオソリッドを使用することで、多くの鉱山跡地が修復され、持続可能な修復が実現しました。このような再生事例では、劣化した土地の生物学的、化学的、物理的特性が改善されることが確認されている。さらに、これらの改善は、栄養循環、水質浄化、植物の回復を促進し、土地のレクリエーション価値を高めることで、新しい生態系の出現に寄与している。 本章では、さまざまな種類のバイオソリッドの組成とその生成、利点、使用に関する現行の規制、特に鉱山跡の修復と人間の健康への懸念を含む環境汚染問題について説明する。最後に、環境問題を最小限に抑え、バイオソリッドを持続的に利用するという観点から、課題と今後の研究ニーズを明らかにする。	Environmental Materials and Waste	H. Wijesekara N.S. Bolan P. Kumarathilaka N. Geekiyanage A. Kunhikrishnan B. Seshadri C. Saint A. Surapaneni M. Vithanage	2016			45-71		鉱山跡地	バイオソリッド

22	Reclamation patterns vary carbon sequestration by trees and soils in an opencast coal mine, China	Reforestation is often recommended for ecological restoration in mining areas because of tree's high stand-level productivity and satisfied carbon (C) and other nutrient sequestration objectives. However, the C sequestration efficiency of different plantation patterns or different tree species is rarely understood. In order to get insight of the C sequestration efficiency by trees and soils of different reclamation patterns in Pingshuo opencast coal mine, Shanxi Province, China, three different reclamation patterns (developed for 17 years) at three permanent fixed plots, broadleaf mixed forest: R. pseudoacacia-U. pumila-A. altissima (Plot code: BM), broadleaf conifer mixed forest: R. pseudoacacia-P. tabulaeformis (Plot code: BC) and broadleaf monoculture forest: R. pseudoacacia (Plot code: BR), were selected and investigated. The results showed that tree volumes and biomass differed significantly after 17 years' succession, from 21.58m3 and 36.02Mgha−1 of the broadleaf monoculture forest (BR) to 37.20 m3 and 48.73Mgha−1 of broadleaf conifer mixed forest (BC). Accordingly, tree C and litter C were observed higher in BC (24.37 and 2.26Mgha−1) than BM (19.25 and 1.15Mgha−1) and BR (18.01 and 1.31Mgha−1). Herb C, however, was observed lower in BC (0.02Mgha−1) than BR (0.25Mgha−1) and BM (0.24Mgha−1). C sequestrated in soil organic matter varied in the order: BC (172.16Mgha−1) > BM (73.79Mgha−1) > BR (51.59Mgha−1) and the top layer (0-20 cm) C contributed a large portion (varied from 37% in BC to 53% in BM) of the total soil C. Consequently, BC sequestrated the highest total C (198.81Mgha−1) by plant, litter and soil, followed by BM (94.43Mgha−1) and BR (71.16Mgha−1). In regard to the total C distribution, a major portion of the total C consisted of soil C (varied from 72.49% in BR to 86.60% in BC). Overall, this study indicated that mixed forest facilitated sequestrating more C than pure forest, and the broadleaf conifer mixed forest: R. pseudoacacia-P. tabulaeformis not only accumulated more plant biomass but also accelerated the soil C sequestration which may be suggested as the more suitable pattern for the opencast coal mine reclamation in the region of eastern Loess Plateau of China.	森林再生は、樹木のスタンドレベルでの高い生産性と、炭素（C）やその他の栄養分の吸収という目的から、鉱区における生態系の修復にしばしば推奨される。しかし、異なる植林パターンや樹種による炭素の吸収効率はほとんど理解されていない。中国山西省平朔露天掘り炭鉱において、異なる埋立パターンの樹木と土壌によるC吸収効率を知るために、3つの永久固定プロットで3つの異なる埋立パターン（17年間開発）を行い、広葉樹混合林とした。広葉樹混交林：R. pseudoacacia-U. pumila-A. altissima (Plot code: BM)．広葉樹針葉樹混交林：R. pseudoacia-P. tabulaeformis（プロットコード：BC），広葉樹モノカルチャー森林の3つの常設固定圃場において実験を行った。また，広葉樹単作林：R. pseudoacacia（Proot code: BR）を選定し，調査した。その結果、17年後の樹体積とバイオマスは、広葉樹単作林（BR）の21.58m3と36.02Mgha-1から広葉樹針葉樹混合林（BC）の37.20m3と48.73Mgha-1と大きく異なることが明らかとなった。その結果、樹木のCとリターのCはBC（24.37と2.26Mgha-1）でBM（19.25と1.15Mgha-1）およびBR（18.01と1.31Mgha-1）より高いことが観察された。一方、ハーブのCはBCで0.02Mgha-1、BRで0.25Mgha-1、BMで0.24Mgha-1と低く、BCのCはBMで0.25Mgha-1、BRで0.24Mgha-1と高かった。土壌有機物に貯留されたCは、以下の順序で変化した。BC (172.16Mgha-1) > BM (73.79Mgha-1) > BR (51.59Mgha-1) の順に変化し、最上層（0-20 cm）のCが土壌全体のCに大きく寄与した。その結果、植物、リター、土壌による総C量はBCが最も多く（198.81Mgha-1），続いてBM (94.43Mgha-1) およびBR (71.16Mgha-1) であった。全Cの分布については、土壌Cが大部分を占めた（BRの72.49%からBCの86.60%まで変動）。全体として、混合林は純林より多くのCを吸収しやすく、広葉樹針葉樹混合林は純林より多くのCを吸収することが示された。R. pseudoacacia-P. tabulaeformisの混合林は、より多くの植物バイオマスを蓄積するだけでなく、土壌Cの吸収を促進し、中国黄土高原東部地域における露天掘り炭鉱の埋立により適したパターンであることが示唆される。	CATENA	Ye Yuan Zhongqiu Zhao Zhongke Bai Huaiquan Wang Yingzhe Wang Shuye Niu	2016	147		404-410		中国山西省 露天掘り炭鉱	R. pseudoacacia U. pumila A. altissima P. tabulaeformis
23	Assessing the carbon sequestration potential of poplar and black locust short rotation coppices on mine reclamation sites in Eastern Germany – Model development and application	In the temperate zone short rotation coppice systems for the production of woody biomass (SRC) have gained great interest as they offer a pathway to both sustainable bioenergy production and the potential sequestration of CO2 within the biomass and the soil. This study used the carbon model SHORTCAR to assess the carbon cycle of a poplar (Populus suaveolens Fisch. x Populus trichocarpa Torr. et Gray cv. Androscoggin) and a black locust (Robinia pseudoacacia L.) SRC. The model was calibrated using data from established SRC plantations on reclaimed mine sites in northeast Germany and validated through the determination of uncertainty ranges of selected model parameters and a sensitivity analysis. In addition to a 'reference scenario', representing the actual site conditions, 7 hypothetical scenarios, which varied in climate conditions, rotation intervals, runtimes, and initial soil organic carbon (SOC) stocks, were defined for each species. Estimates of carbon accumulation within the biomass, the litter layer, and the soil were compared to field data and previously published results. The model was sensitive to annual stem growth and initial soil organic carbon stocks. In the reference scenario net biome production for SRC on reclaimed sites in Lusatia, Germany amounted to 64.5 Mg C ha−1 for R. pseudoacacia and 8.9 Mg C ha−1 for poplar, over a period of 36 years. These results suggest a considerable potential of SRC for carbon sequestration at least on marginal sites.	温帯地域では、持続可能なバイオエネルギー生産とバイオマスや土壌へのCO2吸収の両方を可能にする木質バイオマス生産システム（SRC）が大きな注目を集めています。本研究では、炭素モデルSHORTCARを用いて、ポプラ(Populus suaveolens Fisch. x Populus trichocarpa Torr. et Gray cv. Androscoggin)とクロイナゴ(Robinia pseudoacacia L.)のSRCを用いた。このモデルは、ドイツ北東部の埋立地におけるSRC植林のデータを用いて校正され、モデルパラメータの不確実性範囲と感度分析により検証された。実際のサイト条件を表す「参照シナリオ」に加え、気候条件、輪作間隔、稼働時間、土壌有機炭素（SOC）初期蓄積量を変えた7つの仮想シナリオを、樹種ごとに定義した。バイオマス、リター層、土壌内の炭素蓄積量の推定値を、圃場データおよび既報の結果と比較した。このモデルは、年間の茎の伸びと土壌有機炭素の初期蓄積量に敏感であった。参照シナリオでは、ドイツのルサティア地方の埋立地におけるSRCのバイオーム純生産量は、36年間でR. pseudoacaciaが64.5 Mg C ha-1、ポプラが8.9 Mg C ha-1となった。これらの結果は、少なくとも限界的な土地において、SRCが炭素貯留に大きな可能性を持っていることを示唆している。	Journal of Environmental Management	A. Quinkenstein H. Jochheim	2016	168		53-66		東ドイツ 鉱山跡地	poplar black locust
24	Rhizosphere soil indicators for carbon sequestration in a reclaimed coal mine spoil	Re-vegetation of mine spoil enhances carbon storage in both above-ground plant biomass and mine soil. The current study was conducted at the coalmine overburden dumps of Jharia Coalfield (India), with the aim to evaluate the effect of different tree species on the rhizosphere soil properties and to identify key rhizosphere soil indicators that influence tree biomass and carbon density. Rhizosphere soil samples were collected from five tree species (Acacia auriculiformis, Albizia lebbeck, Cassia siamea, Delonix regia, and Dalbergia sissoo) of the same age. An area without ground vegetation was selected as a non-rhizosphere soil. The carbon density was higher for D. sissoo and A. auriculiformis (39.6–43.7 kg C/tree) and lowest for A. lebbeck (20.7 kg C/tree). Except for C. siamea (4.38%), the total C (TC) content was lower in the rhizosphere than the non-rhizosphere soil. About 50% reduction in TC was observed for A. auriculiformis and A. lebbeck and 75% for D. sissoo. Labile C and microbial biomass carbon (MBC) were significantly higher in the rhizosphere than the non-rhizosphere soil. Dehydrogenase enzyme activity was higher in all the rhizosphere soils with the maximum activity under C. siamea (88.48 μg/TPF/g/24 h) and D. sissoo (71.95 μg/TPF/g/24 h). Three types of carbon accumulation indices (CAI) were calculated: CAI-1, based on TC and labile C; CAI-2, TC, and MBC; and CAI-3, TC, labile C, and MBC. CAIs depending on rhizosphere effect were generally higher for D. sissoo and C. siamea. Principal component analysis showed that the tree carbon density is closely associated with CAI-3, CAI-2, carbon lability index (CLI), available N, and MBC. Thus, an integrated rhizosphere carbon accumulation index (CAI-3, based on rhizosphere effects) and N could be considered as indicators for carbon sequestration in reclaimed mine spoils.	鉱山廃棄物の再植林は、地上部の植物バイオマスと鉱山土壌の両方において炭素貯蔵を促進する。本研究は、Jharia炭田（インド）の炭鉱残土ダンプにおいて、異なる樹種が根圏土壌特性に及ぼす影響を評価し、樹木バイオマスおよび炭素密度に影響を及ぼす主要な根圏土壌指標を特定することを目的として実施された。根圏土壌試料は、同じ樹齢の5種類の樹木（Acacia auriculiformis, Albizia lebbeck, Cassia siamea, Delonix regia, Dalbergia sissoo）から採取された。地上植生がない場所を非根圏土壌として選択した。炭素密度はD. sissooとA. auriculiformisで高く（39.6-43.7 kg C/tree）、A. lebbeckで最も低かった（20.7 kg C/tree）。C. siamea（4.38%）を除き、根圏では非根圏の土壌よりも全C（TC）含量が低かった。A. auriculiformisとA. lebbeckでは約50%、D. sissooでは約75%のTCの減少が観察された。また、可溶性炭素と微生物量炭素（MBC）は、非根圏土壌よりも根圏土壌の方が有意に高かった。デヒドロゲナーゼ酵素活性はすべての根圏土壌で高く、C. siamea (88.48 μg/TPF/g/24 h) と D. sissoo (71.95 μg/TPF/g/24 h) で最大の活性となった。3種類の炭素蓄積指数(CAI)を算出した。CAI-1はTCとLabile C，CAI-2はTCとMBC，CAI-3はTCとLabile CとMBCであった。根圏効果に依存するCAIは，D. sissooとC. siameaで一般的に高くなった。主成分分析により，樹木の炭素密度はCAI-3，CAI-2，炭素脆弱性指数（CLI），利用可能窒素，MBCと密接に関連していることが示された。このことから，根圏炭素蓄積指数（CAI-3，根圏効果に基づく）と窒素を統合した指標は，埋立鉱山跡地における炭素隔離の指標となり得ると考えられる。	CATENA	Sangeeta Mukhopadhyay Reginald E. Masto A. Cerdà Lal C. Ram	2016	141		100-108		インド Jharia炭田	Acacia auriculiformis Albizia lebbeck Cassia siamea Delonix regia Dalbergia sissoo
25	VARIABILITY OF SOIL ORGANIC CARBON STORAGE IN DUMP SLOPE OF OPENCAST COAL MINE UNDER REVEGETATION	Vegetation reconstruction is the most direct biological measure and the most effective one as well to control soil and water losses from dump slopes of an opencast coal mine. The knowledge of spatial distribution variability of soil organic carbon（SOC）and total nitrogen（TN）contents in the dump slope as affected by revegetation pattern is essential to selection of proper vegetation patterns that fit the dump slope. The study area was set in the Heidaigou opencast coal mine in Inner Mongolia Autonomous Region,where the dump slopes had been under management for 15 years,using 4revegetation patterns（natural recovery land,grassland,shrub land,woodland）. A total of 270 soil profiles（0 100 cm）were collected as samples for analysis of variability of SOC storage as affected by revegetation pattern. Results show as follows:（1）Revegetation patterns significantly affected SOC and TN contents and their distribution in the soil profile（p <0. 05）. In terms of SOC and TN contents in the 0 10 cm and 10 20 cm soil layers,the four revegetation patterns displayed an order of grassland > shrub land > woodland > natural recovery land,while in terms of SOC and TN contents in the soil layers below 20 cm,a similar trend could be found,but the differences between the four narrowed with increasing soil depth.（2）In terms of SOC density and storage,an order of undisturbed land > managed watershed > managed dump > new dump was found. After 15 years of revegetation,the dump slopes demonstrated a tremendous carbon sequestration capacity. The SOC storage in the 1 m soil layers of the woodland and grassland was 5. 38 t hm-2and 11. 85 t hm-2,respectively,higher than that in the new dump,but only reached 1 /2 and 3 /5 of that in the undisturbed land.（3）The carbon sequestration rate of the woodland and grassland was 35. 87 g m-2a-1and 79. 01 g m-2a-1,respectively. The latter was 2. 2 times of the former. From the perspective of soil organic carbon sequestration and soil erosion control,grassland is the priority revegetation pattern recommended for management of dump slopes of opencast coal mines and followed by shrub land.	露天掘り炭鉱のダンプ斜面からの土壌と水の損失を抑制するためには、植生の復元が最も直接的な生物学的対策であり、最も効果的である。土壌有機炭素（SOC）の空間分布のばらつきに関する知見を得ることができた。と全窒素（TN）の含有量は、植生パターンに影響されるため、ダンプ斜面に適した植生パターンを選択するために不可欠である。本研究では、内蒙古自治区の平大溝露天掘り炭鉱を対象に、4つの植生パターン（自然回復地、草地、低木地、森林）を用いて、15年間にわたりダンプ斜面の管理を行った。土壌プロファイル（0 100 cm）270枚を採取し、緑化パターンによるSOC蓄積量の変動を分析した。その結果、以下のことが明らかとなった。植生パターンはSOCとTNの含有量および土壌プロファイルの分布に有意な影響を与えた（p <0.05）．土壌0〜10cm層および10〜20cm層のSOCおよびTN含量では、4つの緑化パターンが草地＞低木林＞自然回復地の順となり、20cm以下の土壌層のSOCおよびTN含量では、同様の傾向が見られたが、土壌深度の増加とともに4者の差は小さくなっていた（2）。SOCの密度と貯蔵量については、未撹乱地＞管理水域＞管理ゴミ捨て場＞新しいゴミ捨て場の順であることが分かった。15年間の緑化の結果、ダンプ斜面では驚異的な炭素貯留量が確認された。森林と草地の1m土壌層におけるSOC貯蔵量は、5.38 t hm-2と11.0 t hm-2であった。85 t hm-2であり、新捨場より高いが、未撹乱地の1/2、3/5に過ぎない（3）森林と草地の炭素貯留率は35. 87 g m-2a-1 および 79. 01 g m-2a-1であった。後者は前者の2.2倍であった。土壌有機炭素の吸収と土壌侵食の抑制の観点から、草地はオープンキャスト炭鉱のダンプ斜面の管理で推奨される優先的な緑化パターンであり、次いで低木林であった。	Turang Xuebao	Li Junchao Dang Tinghui Xue Jiang Guo Shengli Jin Jingjing	2015	52	2	453-460	ZH	中国 モンゴル自治区 石炭鉱山	

26	Revegetation of artificial grassland improve soil organic and inorganic carbon and water of abandoned mine	Mining and related activities caused plant productivity and soil carbon content reduced in arid and semi-arid ecosystems. Soil carbon plays an essential role in ecosystem stability. Soil carbon and associated changes in soil property were important drivers and indicators of ecosystem recovery at post-mining areas. We selected 5, 10 and 20 years of restoration lands to examine the effect of artificial grassland on vegetation community and soil property. Results showed that artificial grassland markedly increased the biomass, canopy coverage and soil carbon content, but decreased soil bulk density and soil water content. After 10-year of restoration, both the biomass and soil organic carbon (SOC) content reached the peak, however, soil bulk density and soil water content arrived the lowest at depth of 0-20 cm and got the highest at depth of 20-30 cm. At 20-year of restoration land, the biomass (above- and belowground) and SOC content (0-30 cm) significantly decreased by 46.2 % and 67.0 % with compared to 10-year of restoration land, while soil bulk density of 0-10 cm and 10-20 cm depths increased by 7.8 % and 21.4 %, respectively, soil water content (0-30 cm) increased by 11.6 % . It was evident that artificial grassland as an effective ecological restoration approach could improve soil physic-chemical property, while properly anthropogenic perturbations were also needed to stimulate plant growth.	乾燥・半乾燥生態系では、採掘やそれに関連する活動により、植物の生産性や土壌炭素量が減少しています。土壌炭素は、生態系の安定に不可欠な役割を担っている。土壌炭素とそれに伴う土壌特性の変化は、採掘後の生態系回復の重要なドライバーであり指標である。我々は、5年、10年、20年の修復地を選び、人工草地が植生群集と土壌特性に及ぼす影響を調査した。その結果、人工草地はバイオマス、樹冠率、土壌炭素量を著しく増加させたが、土壌かさ密度と土壌水分量は減少させた。10年後にバイオマス量と土壌有機炭素量（SOC）はピークに達したが、土壌かさ密度と土壌水分量は深さ0〜20cmで最も低く、20〜30cmで最も高くなった。20年目の修復地では、10年目の修復地と比較して、バイオマス量（地上部・地下部）およびSOC量（0-30cm）はそれぞれ46.2%および67.0%減少し、土壌かさ密度は0-10cmおよび10-20cm深度で7.8%、21.4%、土壌水分量（0-30cm）は11.6 %増加した。このことから、人工草地は生態系の修復に有効な手法であり、土壌の物理化学的性質を向上させることができることが明らかになった。	Journal of Soil Science and Plant Nutrition	Z. Yang H.M. Hao D. Wang X.F. Chang Y.J. Zhu G.L, Wu	2015	15	3	629-638	EN	中国モンゴル自治区 炭鉱跡地	Stipa capillata Lin Agropyron cristatum
27	Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment	Economically important mining operations have adverse environmental impacts: top soil, subsoil and overburden are relocated; resulting mine spoils constitute an unaesthetic landscape and biologically sterile or compromised habitat, and act as source of pollutants with respect to air dust, heavy metal contamination to soil and water bodies. Where such spoils are revegetated, however, they can act as a significant sink for atmospheric carbon dioxide (CO2) through combined plant succession and soil formation. Revegetation, drainage, reprofiling and proper long term management practices help recapture carbon, improve soil quality and restore the soil organic matter content. A survey along an age gradient of revegetated mine spoils of 19 years in Singrauli, India by the authors showed an accumulation of total C in total plant biomass, mine soil and soil microbial biomass by 44.5, 22.9 and 1.8 t/ha, respectively. There was an increase in total sequestered C by 712% in revegetated mine spoils after 19 years, which can be translated into annual C sequestration potential of 3.64 t C ha− 1 yr− 1. Carbon sequestered in revegetated mine spoil is equivalent to 253.96 tonnes/ha capture of atmospheric carbon dioxide (CO2). This indicates that mine spoil can act as a significant sink for atmospheric CO2. Annual C budget indicated 8.40 t C ha− 1 yr− 1 accumulation in which 2.14 t/ha was allocated to above ground biomass, 0.31 t/ha in belowground biomass, 2.88 t/ha in litter mass and 1.35 t/ha in mine soil. This shows that litter mass allocation is much important in the revegetated site. Decomposition of root and litter mass contributes C storage in the mine soil. Therefore, revegetation of mine soils is an important management option for mitigation of the negative impacts of mining and enhancing carbon sequestration in mine spoils.	表土、下層土、残土が移動し、その結果、鉱さいが美しくない景観となり、生物学的に不毛な、あるいは妥協した生息地となり、大気中の塵、土壌や水域への重金属汚染に関して汚染源となるのだ。しかし、そのような鉱さいが緑化された場合、植物の遷移と土壌形成の組み合わせにより、大気中の二酸化炭素（CO2）の重要な吸収源として機能することができます。植生回復、排水、再整備、適切な長期管理は、炭素の回収、土質の改善、土壌有機物含有量の回復に役立ちます。 著者らがインドのシングラウリで19年前に緑化した鉱山跡地を年齢勾配に沿って調査したところ、植物バイオマス、鉱山土壌、土壌微生物バイオマスにそれぞれ44.5、22.9、1.8 t/haの全炭素が蓄積されていることが示された。19年後に緑化された鉱山跡地では、総埋蔵量が712%増加し、年間3.64 t C ha - 1 yr - 1のCの吸収力があると換算される。また、緑化した鉱山跡地の炭素貯留量は、大気中の二酸化炭素（CO2）を253.96トン/ha貯留することに相当する。このことは、鉱山跡地が大気中の二酸化炭素の重要な吸収源として機能することを示している。年間C収支は8.40 t C ha- 1yr-1の蓄積を示し、そのうち2.14 t/haが地上バイオマス、0.31 t/haが地下バイオマス、2.88 t/haがリター、1.35 t/haが坑内土に配分されていることがわかった。このことから，緑化された土地ではリターの質量の配分が非常に重要であることがわかった。根とリターの分解は、土壌中の炭素蓄積に寄与している。したがって、鉱山土壌の緑化は、採鉱による負の影響を緩和し、鉱山廃棄物における炭素貯留を促進するための重要な管理オプションである。	Science of the Total Environment	Nimisha Tripathi Raj Shekhar Singh C Paul Nathanail	2014	468-469		1162-1171		インド シングラウリ 鉱山跡地	
28	Estimation of carbon sequestration by pine (Pinus sylvestris L.) ecosystems developed on reforested post-mining sites in Poland on differing mine soil substrates	This paper presents an estimation of C-sequestration and relationships between vegetation biomass and reclaimed mine soils in pine (Pinus sylvestris L.) ecosystems in Poland. The study sites were arranged on 8 different geologic/mine soil substrates on waste dumps and surface mine spoils associated with open-cast lignite, sulfur, sand, and hard coal mine spoils. We combined soil and plant biomass data for C and other parameters via a range of site-specific measurements and lab analyses of soil and plant materials for these sites and coupled them with previously derived empirical formulae for biomass estimation. Based on this, we estimated the potential for C-sequestration in post-mining ecosystems and associated internal relationships between soil and plant C-sequestration. Our results indicate significant potentials for development of total ecosystem C stocks (taken as total aboveground biomass + soil + roots) of approximately 50 Mg C ha−1 for even the most oligotrophic habitats in Quaternary sand mine spoils and over 102 Mg C ha−1 for spoil heaps on a sulfur mine in mixed Quaternary sands and Tertiary formation clays, both of which were similar to C stocks in adjacent natural forest pine ecosystems. Litter layer C stocks ranged from 5.9 to 12.7 Mg C ha−1 and total soil C stocks (litter + soil organic carbon (SOC) ranged from 16.8 to 65.0 Mg C ha−1. However, on coal refuse wastes, total soil C stocks were above 2900 Mg C ha−1, which was derived primarily from fossil C. The estimated annual soil C-sequestration rate (in litter + SOC) ranged from 0.7 Mg C ha−1 yr−1 to 5.2 Mg C ha−1 yr−1 for the 8 sites in this study. Associated C-sequestration rates in organic horizon (litter Oi + Oe) were estimated between −0.2 and 0.8 Mg C ha−1 yr−1. The estimated range of total annual C-sequestration in post-mine ecosystems (taken as SOC + vegetation biomass across all four mine sites) of this region is 1.6–5.6 Mg C ha−1 yr−1.	本論文では、ポーランドのマツ（Pinus sylvestris L.）生態系におけるC-吸収量と植生バイオマスおよび埋立地土壌の関係を推定した。調査地は、褐炭、硫黄、砂、石炭の露天掘り鉱山跡に付随する廃棄物ダンプと表層鉱山跡の8つの異なる地質・鉱山土壌基盤に配置された。我々は、これらのサイトの土壌と植物材料の様々な測定とラボ分析によるCと他のパラメータに関する土壌と植物のバイオマスデータを組み合わせ、バイオマス推定のために以前に導き出した経験式と結合させた。これに基づいて、採掘後の生態系における炭素貯留の可能性と、土壌と植物の炭素貯留の間の内部関係を推定した。その結果、第四紀の砂岩の鉱山跡地では、最も貧栄養な生息地でも50 Mg C ha-1、第四紀の砂岩と第三紀の粘土が混在する硫黄鉱山跡地では102 Mg C ha-1を超える生態系全体のCストック（地上バイオマス＋土壌＋根として）の形成に大きな可能性があり、いずれも隣接する自然林の松林生態系のCストックと同程度であることが明らかにされた。リッター層のC蓄積量は5.9から12.7 Mg C ha-1、土壌全体のC蓄積量（リッター＋土壌有機炭素（SOC））は16.8から65.0 Mg C ha-1の範囲であった。しかし、石炭ごみ廃棄物では、土壌C蓄積量は2900 Mg C ha-1を超え、これは主に化石Cに由来する。本研究の8つのサイトにおける推定年間土壌C吸収量（リター＋SOC）は、0.7 Mg C ha-1 yr-1 から 5.2 Mg C ha-1 yr-1の範囲であった。有機物（リッターOi+Oe）のC吸収量は、約0.2〜0.8 Mg C ha-1 yr-1と推定された。この地域の鉱山跡生態系における年間総貯留量（4つの鉱山跡のSOC＋植生バイオマスとして）の推定範囲は、1.6-5.6 Mg C ha-1 yr-1であった。	Ecological engineering	Marcin Pietrzykowski W.Lee Daniels	2014	73		209-218		ポーランド 鉱山跡地	Pinus sylvestris L.
29	Factors controlling carbon distribution on reforested minelands and regenerating clearcuts in Appalachia, USA	Increasing carbon (C) storage in soils of degraded lands, such as surface coal mines, is of interest because of its potential role in mitigating increases in atmospheric CO2. While it has been shown that reforesting degraded lands can significantly increase C storage in soils, there are limited studies addressing what processes control soil C in these systems. A study was initiated with the following objectives: 1) quantify the amount of soil C accumulating on reforested mine lands; and 2) examine several biological processes that govern the amount of C sequestered into soil (decomposition, soil respiration and microbial dynamics). A chronosequence approach was used to examine C changes with time in reforested mine lands (years 1, 3, and 8) and unmined regenerating clear-cuts (years 4, 12 and 20). From a C perspective, our results indicated that the young reforested mines (ages 1 and 3) differed significantly from the older mines (age 8) and all regenerating clear-cuts for all parameters examined. However, after 8 years litterfall, microbial biomass C and nitrogen (N), microbial activity, litter decomposition and CO2 efflux were similar on the mine as that found on the 12-year-old naturally regenerating clear-cut. Although soil organic C (SOC) content was lower on the reforested mines than the regenerating forests, rates of SOC accumulation were greater on the mine sites, likely because the young mine lands were initially devoid of SOC and conditions were suitable for rapid sequestration.	炭鉱跡地などの劣化した土地の土壌に炭素（C）を貯蔵することは、大気中のCO2増加を緩和するために重要な役割を果たすと考えられています。劣化した土地で森林を再生すると、土壌中の炭素貯蔵量が大幅に増加することが示されているが、このようなシステムで土壌の炭素がどのようなプロセスで制御されているのかについての研究は限られている。本研究は、以下の目的で開始された。1）森林再生された鉱山用地に蓄積された土壌Cの量を定量化する、2）土壌に隔離されたCの量を支配するいくつかの生物学的プロセス（分解、土壌呼吸、微生物動態）を検証する。クロノシーケンスアプローチを用いて、森林再生地（1、3、8年目）と未採掘の再生皆伐地（4、12、20年目）におけるCの経年変化を調査した。その結果、Cの観点からは、調査したすべてのパラメータにおいて、若い森林化鉱山（1、3年目）は古い鉱山（8年目）およびすべての再生皆伐地と有意な差があることが示された。しかし、8年後のリターフォール、微生物バイオマスCと窒素（N）、微生物活性、リターの分解とCO2流出は、12年目の自然再生クリアカットで見られたものと鉱山では類似していた。土壌有機C（SOC）含量は再生林より再生鉱山で低かったが、SOCの蓄積速度は鉱山跡地で大きかった。これは、若い鉱山地には当初SOCがなく、急速に隔離するのに適した条件であったためと思われる。	Science of the Total Environment	Tara Littlefield Chris Barton Mary Arthur Mark Coyne	2013	465	1	240-247	EN	米国南部 Appalachia 炭鉱跡地	

30	Carbon sequestration potential of post-mining reforestation activities on the KwaZulu-Natal coast, South Africa	Restoration of former mined land can potentially capture large quantities of atmospheric carbon dioxide if appropriate reclamation techniques and post-reclamation management strategies are applied. The objectives of the current study were: to quantify carbon stocks in five pools; to develop empirical relationships between stand age and carbon stocks; to compare the carbon sequestration potential of rehabilitated land under different land uses and to recommend management practices to maximize carbon sequestration. The carbon stocks in five pools (aboveground, belowground, litter, debris and soil), of the rehabilitated vegetation were quantified. For this purpose, 18 sites were selected including both commercial plantations and rehabilitated indigenous forests. The relationship between total, aboveground and belowground carbon stocks in the Casuarina equisetifolia plantation and stand age was sigmoidal, whereas the relationship was linear for the rehabilitating indigenous forest. The rehabilitated indigenous forest exceeded the mean net carbon storage of C. equisetifolia plantations after ~19 years. Maximum carbon accumulation in the rehabilitated indigenous forest compared well with values reported for reclaimed ecosystems in the USA and Europe. Carbon sequestration potential of the mined land could be optimized and natural capital restored through reforestation of harvested C. equisetifolia plantations with indigenous forest.	鉱山跡地の再生は、適切な再生技術と再生後の管理戦略を適用すれば、大量の大気中の二酸化炭素を捕捉できる可能性がある。本研究の目的は、5つのプールにおける炭素蓄積量の定量化、林齢と炭素蓄積量の経験的関係の構築、異なる土地利用下における再生地の炭素蓄積能の比較、炭素蓄積量を最大化するための管理手法の推奨である。再生植生における5つのプール（地上部、地下部、リター、デブリ、土壌）の炭素蓄積量を定量化した。この目的のために、商業植林地と原生林の両方を含む18カ所を選択した。Casuarina equisetifolia 植林地の地上・地下の炭素蓄積量と林齢の関係は、シグモイド型であったが、原生林の場合は直線的であった。また、原生林の炭素蓄積量は、約19年後にC. equisetifolia植林地の炭素蓄積量の平均値を上回った。また、原生林の炭素蓄積量は、米国や欧州の再生生態系で報告されている値とよく比較された。伐採されたエクセチフォリア植林地に原生林を再生することで、採掘地の炭素貯留量を最適化し、自然資本を回復させることができる可能性がある。	Forestry	M. W. van Rooyen N. van Rooyen G. H. Stoffberg	2013	86		211-223	EN	南アフリカ クワズール･ナタール 鉱山跡地	Casuarina equisetifolia
31	Carbon Sequestration Through Reforestation in Reclaimed Coal Mine Sites in East Kalimantan, Indonesia.	Forests absorb CO2 during photosynthesis and store it as organic matter in biomass plants. The amount of organic matter stored in forest biomass per unit area and per unit time is the subject of forest productivity. Forest productivity is a picture of the ability of forests to reduce CO2 emissions in the atmosphere through physiological activity. Measuring productivity of forests in the context of this study is relevant to biomass measurements. Forest biomass provides important information in the assumed magnitude of potential CO2 sequestration and biomass in a certain age that can be used to estimate forest productivity. Reclamation of former coal mine is an attempt to repair or restore the land and vegetation in forest areas damaged as a result of mining activities, in order to function optimally as intended. Measurement of forest productivity in vegetation of areas mined coal is the purpose of this study. Tree biomass accumulations and age-related changes of P. falcataria plantations were determined using a destructive sampling technique. These data were used to estimate optimum harvesting time. Tree biomass samples were collected in 3, 5, and 7 year old plantations in mined area, and in 7 year old plantations in not mined area. About 10 trees were sampled from each stand. Tree growth characteristics were evaluated for both sites. Allometric equations were developed for each site to estimate root, stem, branch, leaf, aboveground and total biomass and stem volume. Using these equations, the stem volume and biomass of each component for each stand age were estimated. A single allometric relationship for all sites was found just for estimation of biomass and stem volume.	森林は光合成でCO2を吸収し、バイオマス植物に有機物として蓄える。単位面積、単位時間あたりに森林バイオマスに蓄えられた有機物の量が、森林生産性の対象です。森林の生産性とは、森林が生理的活動によって大気中のCO2排出量を削減する能力を示すものである。本研究でいう森林の生産性の測定は、バイオマスの測定に関連するものである。森林のバイオマスから森林生産性の推定には、潜在的なCO2吸収量の想定や、ある年数でのバイオマス量など、重要な情報が必要です。旧炭鉱の埋め立ては、採掘活動によって傷ついた森林の土地や植生を修復・復元し、本来の最適な機能を発揮させる試みである。そこで本研究では、石炭採掘跡地の植生を対象に、森林の生産性を測定することを目的とした。P. falcataria植林地の樹木バイオマス蓄積量と経年変化を破壊的サンプリング手法により測定した。これらのデータは、最適な伐採時期を推定するために使用された。このような状況下において、P.ファルカタリアの植林地の樹木のバイオマス蓄積量と経年変化を破壊サンプリングにより測定し、最適な伐採時期を推定した。それぞれの林から約10本の木が採取された。両地域の樹木の成長特性を評価した。根、幹、枝、葉、地上部、総バイオマス、幹体積を推定するためのアロメトリック方程式が各サイトで開発された。これらの方程式を用いて、各立木の樹齢における各構成要素の幹容積とバイオマスが推定された。その結果，バイオマス量と茎容積の推定に限っては，すべての部位で単一のアロメトリック関係が見出された。	Journal of Environment and Earth Science	Sadeli Ilyas	2012	2	10	27-35	EN	インドネシア 東カリマンタン 石炭採掘跡地	falcataria
32	Agroforestry for Mine-Land Reclamation in Germany: Capitalizing on Carbon Sequestration and Bioenergy Production	Surface mining operations generate significant and large-scale landscape disturbances. As a consequence, effective reclamation management is required to ensure the establishment of a sustainably productive, ecologically valuable, and economically attractive post-mining landscape. In the post-surface-mining landscape of Lower Lusatia (northeast Germany), a new land-use option during reclamation is the establishment of alley cropping systems (ACSs) producing food and woody biomass for obtaining bioenergy. The established multi-row tree strips are typically managed as short rotation coppices (SRC), for which black locust (Robinia pseudoacacia L.) is the most frequently used tree species. The alley cropping systems are promising land-use systems for mine-site reclamation because they provide a multitude of ecological and economic benefits; furthermore, within these plantations, significant amounts of carbon (C) can be accumulated in the biomass and the soil. The results of field studies on C sequestration in R. pseudoacacia stands on reclaimed mine sites within the Lusatian region indicate an average shoot dry matter (DM) production of R. pseudoacacia between 3 and 10 Mg DM ha−1 year−1 depending on the plantation age and rotation period. The DM yields for foliage biomass ranged between 12 and 32 % of the shoot biomass for 2- and 4-year-old trees. Estimates of the C storage within the soil are up to 7 Mg C ha−1 year−1 within 0–60 cm depth. In summary, the results support the hypothesis that ACS of R. pseudoacacia may be in many respects a beneficial land-use system for marginal, post-mining landscapes, with a significant C sequestration potential above- and belowground.	地表での採掘作業は、大規模な景観破壊を引き起こします。その結果、持続可能な生産性、生態学的価値、経済的に魅力的な採掘後の景観を確立するために、効果的な埋め立て管理が必要となる。ドイツ北東部ニーダー・ルザシアの地表採掘後のランドスケープでは、再生利用における新しい土地利用の選択肢として、食料とバイオエネルギーを得るための木質バイオマスを生産する路地作付システム（ACS）の確立がある。この樹林帯は、通常、短期輪作（SRC）として管理され、その樹種としてクロイナゴ（Robinia pseudoacacia L.）が最も多く利用されている。路地栽培は、多くの生態学的・経済的利益をもたらすことから、鉱山跡地の再生に有望な土地利用システムである。さらに、これらの植林地では、バイオマスや土壌に相当量の炭素（C）を蓄積することができる。ルサンチマン地域の鉱山跡地におけるR. pseudoacaciaのC貯留に関する現地調査の結果、R. pseudoacaciaの新梢乾物（DM）生産量は平均3〜10 Mg DM ha-1 year-1で、植林年数と輪伐時期によって異なることが示された。葉面バイオマスの DM 収量は、樹齢 2 年および 4 年の樹木でシュートバイオマスの 12 から 32%の間であった。土壌中のC貯蔵量は、深さ0-60cmで最大7Mg C ha-1 year-1と推定される。以上の結果から、R. pseudoacaciaのACSは、多くの点で鉱山跡地における有益な土地利用システムであり、地上部および地下部に大きなC貯留の可能性を持っているという仮説が支持される。	Advances in Agroforestry (本)の一部	Ansgar Quinkenstein Dirk Freese Christian Böhm Penka Tsonkova Penka Tsonkova Reinhard F. Hüttl	2012			313-339		ドイツ北東部 鉱山跡地	Robinia pseudoacacia L.
33	海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクト		インドネシアのカリマンタン島の鉱山跡地に栽培したジャトロファの種から，現地に建設した精製プラントで，バイオディーゼル燃料（以下，BDF）を作る。このBDF は軽油の代替燃料となり，当鉱山で稼働する積載量 90 トンのダンプトラックに使用する。当事国では，鉱山跡地修復義務と BDF 推進義務があること，ジャトロファは乾燥した貧栄養地でも栽培可能であること，食用に適さず食料と競合しないこと等のメリットがあることから，この話が進んだ。このプロジェクトは，カーボンニュートラルな BDF を，鉱山で稼働する建設機械に利用することで，温暖化対策に貢献しようと立ち上げた地産地消の新たなビジネスモデルの一例である。	建設の施工企画	坪田晴弘	2010		11	24-28	JA	インドネシア (カリマンタン島) 石炭採掘跡地	ジャトロファ
34	Potential for carbon sequestration in reclaimed mine soil on reforested surface mining areas in Poland	Reclaimed mine soils (RMS) which develop on post-mining sites play significant role in Carbon sequestration in new ecosystems, especially in local range on areas disturbed by human activity. This study presents the potential for Carbon sequestration in RMS developing on 3 post surface mining areas in Poland (Central Europe) reforested with Scots pine (Pinus sylvestris L). Research was conducted on waste heaps and quarry which accompany open cast lignite, sulfur, and sand mining. Control plots were arranged in managed pine forests on natural sites in the surrounding area. The results shows high Carbon accumulation in RMS, estimated on 16.77 Mg·ha-1 in poor (oligotrofic) soils on Quaternary sands on sand quarry and up to 65.03 Mg·ha-1 on external waste heap after Sulfur surface mining exploitation on Quaternary sands mixed with Tertiary clays. These results were very similar to natural forest soils on control plots. Potential rate of Carbon sequestration in RMS was estimated on 0.73 (on the poorest sandy soils on quarry) to 2.17 Mg·ha-1·yr-1 (on potentially abundant sandy-clayish soils on Sulfur waste heap), and 5.26 Mg·ha-1·yr-1 (on Tertiary sands substrate soils on lignite mining waste heap). In conslusion the average Carbon accumulation in RMS was estimated on 41 Mg·ha-1 and Carbon sequestration rate was 1.45 Mg·ha-1·yr-1. According to the result of this study and range of post-mining areas reclaimed to forestry in Poland (ca 15000 ha) total Carbon accumulation in RMS was estimated on 615 × 103 Mg and potential Carbon sequestration rate in new ecosystems on 21.75 × 103 Mg·ha-1·yr-1. However, the main factors affecting Carbon sequestration and protection in RMS under tree stand were substrate, percentage of clay and silt sized fraction, in order to formulate guidelines for sustainable management of postmining ecosystem, further study must be continue for better understanding.	鉱山跡地に形成される埋立地土壌（RMS）は、新しい生態系、特に人間活動によって撹乱された地域の局所的な範囲において、炭素貯留に重要な役割を担っている。本研究では、ポーランド（中央ヨーロッパ）の3つの採掘場跡地において、スコッツマツ（Pinus sylvestris L）で再植林されたRMSにおける炭素隔離の可能性を示す。 調査は、褐炭、硫黄、砂の露天掘りに伴う廃棄物堆積場と採石場で実施された。対照圃場は、周辺地域の自然林にある管理された松林に配置した。 その結果、RMSの炭素蓄積量は高く、砂採取場の第四紀砂の痩せた土壌では16.77 Mg-ha-1、第三紀粘土を含む第四紀砂の硫黄表面採掘後の外部廃棄物ヒープでは最大65.03 Mg-ha-1と見積もられた。 これらの結果は、対照圃場の自然林土壌と非常によく似ていた。 RMSにおける潜在的な炭素貯留量は、0.73（採石場の最も貧弱な砂質土壌）～2.17Mg-ha-1-yr-1（硫黄廃棄物堆積場の豊富な砂質粘土質土壌）、5.26Mg-ha-1-yr-1（リグナイト鉱山廃棄物堆積場内の第三紀の砂質土壌）であると推定された。 その結果、RMSにおける平均炭素蓄積量は41 Mg-ha-1、炭素貯留量は1.45 Mg-ha-1-yr-1と推定された。本研究の結果とポーランドの鉱山跡地（約15000ha）の範囲から、RMSにおける総炭素蓄積量は615 × 103 Mg、新しい生態系における潜在的炭素蓄積量は21.75 × 103 Mg-ha-1-yr-1と推定される。しかし、RMSの炭素貯留と保護に影響を与える主な要因は、基質、粘土とシルトの割合であり、採掘後の生態系の持続可能な管理のためのガイドラインを策定するためには、さらなる研究の継続が必要である。	Natural Science	Marcin Pietrzykowski Wojciech Krzaklewski	2010	2		1015-1021		ポーランド 鉱山跡地	Pinus sylvestris L

35	Carbon sequestration in a chronosequence of Scots pine stands in a reclaimed opencast oil shale mine	Ecosystems that develop on mine spoil can serve as significant sinks for CO2. The aim of this study was to estimate the rate of carbon accumulation and its distribution along forest ecosystem partitions in young Scots pine (Pinus sylvestris L.) plantations in the Narva oil shale opencast, Estonia. The tree layer was measured in 2004 in 13 stands afforested with 2-year-old seedlings during 1968 to 1994. Three stands (afforested in 1990, 1983, and 1968) were selected for detailed analysis of the carbon sequestration. Soil profiles were sampled in these stands in 2005. Radiocarbon analysis combined with a simple model of litter production was used to differentiate between plant-derived recent carbon and carbon stemming from fragments of oil shale. Total carbon accumulated since afforestation in vegetation, forest floor, and A horizon was 7.8 t·ha–1 in the stand established in 1990, 34.5 t·ha–1 in that established in 1983, and 133.4 t·ha–1 in that established in 1968. Most of the sequestered carbon was allocated to tree stems; their portion increasing with age from 28% to 51%. The portion of recent soil organic carbon increased from 5% to 23%, which shows that soils contribute significantly to carbon accumulation during early forest succession on degraded land.	本研究の目的は、エストニアのナルバオイルシェールオープンキャストにある若いスコットパイン（Pinus sylvestris L.）の植林地における炭素蓄積率を推定し、森林生態系の仕切りに沿った分布を明らかにすることであった。1990年、1983年、1968年に植林された3つのプランテーションが、炭素貯留の詳細な分析のために選ばれた。これらの森林の土壌は、2005年にサンプリングされた。放射性炭素分析とリター生成の単純なモデルの組み合わせにより、植物由来の最近の炭素とオイルシェール片由来の炭素を区別した。植生、林床、A-ホリゾンに蓄積された植林後の総炭素量は、1990年の植林地が7.8 t-ha-1、1983年の植林地が34.5 t-ha-1、1968年の植林地が133.4 t-ha-1と判明した。固定炭素の大部分は樹木の茎に配分され、その割合は樹齢とともに28%から51%に増加した。土壌有機炭素の割合は5%から23%に増加し、劣化した土地での森林遷移の初期段階において、土壌が炭素貯蔵に大きく寄与していることが示された。	Canadian Journal of Forest Research	Helen Karu Robert Szava-Kovats Margus Pensa Olevi Kull	2009	39	8	1421-1615	EN	エストニア オイルシェール鉱山	Pinus sylvestris L.
36	Carbon storage in post-mining forest soil, the role of tree biomass and soil bioturbation	Carbon storage in aboveground tree biomass and soil organic matter (in depth of A layer development i.e., up to 20 cm) was studied in 22–32 year-old post-mining sites in the northwest of the Czech Republic. Four replicated sites afforested with different tree species (spruce, pine, larch, oak, lime or alder) were compared with sites left to natural regeneration which were dominated by aspen, birch and willow. No topsoil was applied at the sites; hence carbon accumulation resulted from in situ soil development on alkaline tertiary clays that were dumped on the heaps. In aboveground tree biomass, carbon storage ranged from 17.0 ± 5.9 (mean ± SEM) to 67.6 ± 5.9 t ha−1 and the rate of C accumulation increased from 0.60 ± 0.09 to 2.31 ± 0.23 t ha−1 year−1 (natural regeneration < pine < spruce < oak < lime < alder < larch). Carbon storage in soil organic matter varied from 4.5 ± 3.7 to 38.0 ± 7.1 t ha−1 and the rate of C accumulation in soil organic matter increased from 0.15 ± 0.05 to 1.28 ± 0.34 t ha−1 year−1 at sites in the order: natural regeneration < spruce < pine, oak < larch < alder < lime. Carbon storage in the soil was positively correlated with aboveground tree biomass. Soil carbon was equivalent to 98.1% of the carbon found in aboveground tree biomass at lime dominated sites, but only 21.8% at sites with natural regeneration. No significant correlation was found between C storage in soil and aboveground litter input. Total soil carbon storage was correlated positively and significantly with earthworm density, and occurrence of earthworm cast in topsoil, which indicated that bioturbation could play an important role in soil carbon storage. Hence, not only restoring of wood production, but also restoring of soil community is critical for C storage in soil and whole ecosystem.	チェコ共和国北西部の採掘後22–32年経過した地点で、地上部の樹木バイオマスおよび土壌有機物（A層の深さ、すなわち20cmまで）への炭素貯蔵量を調査した。異なる樹種（トウヒ、マツ、カラマツ、オーク、ライム、ハンノキ）で植林された4つの複製サイトと、アスペン、カバノキ、ヤナギが優占する自然再生に任されたサイトとが比較された。表土を施さなかったため、炭素蓄積はアルカリ性第三次粘土の原位置での土壌形成に起因する。地上部の樹木バイオマスでは、炭素蓄積量は17.0 ± 5.9 (平均 ± SEM) から 67.6 ± 5.9 t ha-1、炭素蓄積率は 0.60 ± 0.09 から 2.31 ± 0.23 t ha-1 年まで増加（自然再生 < マツ < トウヒ < ナラ < ライム < ハンノキ < カラマツ）した。土壌有機物中の炭素蓄積量は4.5 ± 3.7 から 38.0 ± 7.1 t ha-1に変化し、土壌有機物中の炭素蓄積速度は0.15 ± 0.05 から 1.28 ± 0.34 t ha-1年まで増加し、その順序は自然再生＜トウヒ＜マツ＜オーク＜ハンノキ＜ライム、であった。土壌中の炭素貯蔵量は、地上部の樹木のバイオマス量と正の相関があった。土壌炭素は、石灰が優占するサイトでは地上部の樹木バイオマスの98.1%に相当したが、自然再生が行われたサイトでは21.8%に過ぎなかった。土壌の炭素蓄積量と地上部のリターの投入量の間には、有意な相関は見られなかった。土壌炭素蓄積量は、ミミズ密度および表土のミミズ糞の有無と正の相関があり、バイオターベーションが土壌炭素蓄積に重要な役割を果たしていることが示唆された。このことから、バイオタービズムは土壌炭素蓄積に重要な役割を果たすことが示唆された。したがって、木材生産の回復だけでなく、土壌コミュニティの回復も、土壌および生態系全体の炭素蓄積に重要である。	Biogeochemistry	Jan Frouz Václav Pižl Emil Cienciala Jiří Kalčík	2009	94		111-121	EN	チェコ共和国 鉱山跡地	spruce pine larch oak lime alder
37	Soil Properties and Carbon Sequestration of Afforested Pastures in Reclaimed Minesoils of Ohio	Land-use change affects many soil properties, including soil organic carbon (SOC) pool, and the transfer of atmospheric CO2 to terrestrial landscapes. The objective of this study was to evaluate the effects of converting pastureland to Australian pine (Casuarina spp) and Black locust (Robinia pseudoacacia L) forest on selected soil physical and chemical properties and SOC sequestration in reclaimed minesoils (RMS) of southeastern Ohio. The study sites were surface mined for coal, reclaimed and managed as pasture, and then converted into woodland 10 yr before the present study. Soil pH and electrical conductivity (EC) were higher in the RMS than in a nearby undisturbed hardwood forest. Conversion to Australian pine decreased soil pH and EC in the top 20 cm. Bulk densities of the RMS ranged from 1.24 to 1.82 Mg m−3, and only minor changes were observed in soil bulk density after land-use conversion. Mean weight diameter (MWD) and root biomass increased significantly (P < 0.05) with conversion of pasture to Australian pine or Black locust. In addition, aggregate stability was greater in RMS under hardwood forest than under pasture. Conversion to the Australian pine forest increased the SOC pool in the top 50 cm by 6 Mg ha−1 (11%) in 10 yr. However, the N pool in the top 50 cm was not affected by the land-use conversion from pasture to Australian pine. Conversion to Black locust increased the SOC pool in the top 50 cm by 24 Mg ha−1 (42%), while the N pool increased by 10% under Black locust in 10 yr. The increase in the SOC pool was accompanied by an increase in the C/N ratios and root biomass in both Australian pine and Black locust sites in the 20- to 50-cm depth. Establishment of tree plantation has a greater potential for SOC sequestration than pastures in the RMS.	土地利用の変化は、土壌有機炭素（SOC）プールや、大気中のCO 2の陸域景観への移動など、多くの土壌特性に影響を与えます。この研究の目的は、牧草地をオーストラリアの松（Casuarina spp）とニセアカシア（Robinia pseudoacacia ）に変換する効果を評価することでした。L）オハイオ州南東部の再生鉱山土壌（RMS）における、選択された土壌の物理的および化学的特性とSOC隔離に関する森林。調査地は石炭のために露天掘りされ、牧草地として埋め立てられ管理され、そして現在の調査の10年前に森林に転換された。土壌のpHと電気伝導率（EC）は、近くの乱されていない広葉樹林よりもRMSの方が高かった。オーストラリアの松に変換すると、上部20cmの土壌のpHとECが低下しました。RMSのかさ密度は1.24〜1.82 Mg m -3の範囲であり、土地利用変換後の土壌のかさ密度にはわずかな変化しか観察されませんでした。平均重量直径（MWD）と根のバイオマスが大幅に増加しました（P<0.05）牧草地をオーストラリアの松またはニセアカシアに変換した場合。さらに、総体の安定性は、牧草地よりも広葉樹林のRMSの方が大きかった。オーストラリアの松林への転換により、上位50cmのSOCプールが10年間で6Mg ha -1（11％）増加しました。ただし、上部50 cmのNプールは、牧草地からオーストラリア松への土地利用転換の影響を受けませんでした。ニセアカシアへの変換により、上部50cmのSOCプールが24Mg ha -1増加しました。（42％）、Nプールは10年間でニセアカシアの下で10%増加しました。SOCプールの増加は、深さ20〜50cmのオーストラリアの松とニセアカシアの両方のサイトでC / N比と根のバイオマスの増加を伴いました。植林地の設立は、RMSの牧草地よりもSOC隔離の可能性が高い。	Soil Science Society of America Journal	D. A. N. Ussiri R. Lal P. A. Jacinthe	2006	70	5	1797-1806	EN	オハイオ州南東部再生鉱山	Casuarina spp Robinia pseudoacacia
38	Enhancing Soil Carbon Sequestration on Phosphate Mine Lands in Florida by Planting Short-Rotation Bioenergy Crops	Phosphate mines in northern and central Florida provide a valuable resource for the national and international production of agricultural fertilizers. However, separating phosphate-rich ore from the underlying sand and clay matrix creates large containment ponds or clay settling areas (CSA). The physical and chemical characteristics of CSAs make restoration a critical priority for post-mining activities. Therefore, to demonstrate the potential use of these areas for bioenergy crop production and carbon sequestration, a 50-ha demonstration planting consisting of Eucalyptus grandis, E. amplifolia, cottonwood, cypress, and slash pine hybrid trees was established on a CSA beginning in 2000 near Lakeland, Florida. Establishment costs may be as high as $1,250 per acre, including costs of site preparation and planting. Yield estimates for 2.5-year-old E. grandis planted in single rows varied from 10 to 16 dry tons of biomass per acre. In addition to providing a carbon-neutral option for mitigating rising CO2 in the atmosphere, an important opportunity exists for promoting soil carbon sequestration as a result of restoration. Our analysis, using a simple model that describes the soil carbon dynamics indicates the potential for long-term increases in soil carbon under bioenergy crop plantations. Science in support of these observations will require investigations aimed at (1) selecting tree species for site restoration, (2) identifying management practices to ensure plant survival and maximize growth, (3) improved characterization of below-ground biomass and determining inputs of roots to soil organic matter pools, (4) documenting the colonization of bulk and rhizosphere soils with micro-organisms beneficial to carbon and nitrogen cycling, and (5) quantifying changes in soil carbon and nitrogen stocks over time.	フロリダ北部と中央部のリン酸鉱山は、農業用肥料の国内および国際的な生産に貴重な資源を提供します。ただし、リン酸塩に富む鉱石を下にある砂と粘土のマトリックスから分離すると、大きな封じ込め池または粘土沈降領域（CSA）が作成されます。CSAの物理的および化学的特性により、採掘後の活動では修復が重要な優先事項になります。したがって、バイオエナジー作物生産と炭素隔離のためのこれらの地域の潜在的な使用を実証するために、ユーカリプタスグランディス、E。アンブリフォリア、コットンウッド、ヒノキ、スラッシュパインハイブリッドツリーで構成される50ヘクタールの実証植栽が2000年からCSAに設立されました。フロリダ州レイクランドの近く。設置費用は、敷地の準備と植栽の費用を含めて、1エーカーあたり1,250ドルにもなる可能性があります。2.5歳のEの収量推定。一列に植えられたグランディスは、1エーカーあたり10から16乾燥トンのバイオマスまで変化しました。大気中の上昇するCO2を軽減するためのカーボンニュートラルなオプションを提供することに加えて、回復の結果としての土壌炭素隔離を促進するための重要な機会が存在します。土壌炭素動態を説明する単純なモデルを使用した私たちの分析は、バイオエナジー作物プランテーションの下での土壌炭素の長期的な増加の可能性を示しています。これらの観察を裏付ける科学には、（1）サイト復元用の樹種の選択、（2）植物の生存を確保し、成長を最大化するための管理手法の特定、（3）地下バイオマスの特性評価の改善、および根の投入量の決定を目的とした調査が必要です。有機物プールを汚すために、	Proceedings of the 3rd annual conference on carbon capture and sequestration	Stan D. Wullschleger Steve A. Segrest Donald L. Rockwood Charles T. Garten, Jr.	2004			1-7	EN	フロリダ リン酸鉱山	Eucalyptus grandis E.amplifolia cottonwood cypress slash pine hybrid

39	RESTORING SUSTAINABLE FORESTS ON APPALACHIAN MINED LANDS FOR WOOD PRODUCTS, RENEWABLE ENERGY, CARBON SEQUESTRATION, AND OTHER ECOSYSTEM SERVICES	The overall purpose of this project is to evaluate the biological and economic feasibility of restoring high-quality forests on mined land, and to measure carbon sequestration and wood production benefits that would be achieved from forest restoration procedures. In this segment of work, our goal was to review methods for estimating tree survival, growth, yield and value of forests growing on surface mined land in the eastern coalfields of the USA, and to determine the extent to which carbon sequestration is influenced by these factors. Public Law 95-87, the Surface Mining Control and Reclamation Act of 1977 (SMCRA), mandates that mined land be reclaimed in a fashion that renders the land at least as productive after mining as it was before mining. In the central Appalachian region, where prime farmland and economic development opportunities for mined land are scarce, the most practical land use choices are hayland/pasture, wildlife habitat, or forest land. Since 1977, the majority of mined land has been reclaimed as hayland/pasture or wildlife habitat, which is less expensive to reclaim than forest land, since there are no tree planting costs. As a result, there are now hundreds of thousands of hectares of grasslands and scrublands in various stages of natural succession located throughout otherwise forested mountains in the U.S. A literature review was done to develop the basis for an economic feasibility study of a range of land-use conversion scenarios. Procedures were developed for both mixed hardwoods and white pine under a set of low product prices and under a set of high product prices. Economic feasibility is based on land expectation values. Further, our review shows that three types of incentive schemes might be important: (1) lump sum payment at planting (and equivalent series of annual payments); (2) revenue incentive at harvest; and (3) benefit based on carbon volume.	このプロジェクトの全体的な目的は、鉱山跡地に高品質の森林を復元することの生物学的および経済的実現可能性を評価し、森林復元手順によって得られるであろう炭素隔離と木材生産の利益を測定することである。この作業区分では、米国東部炭田の地表採掘地に生育する森林の樹木の生存、成長、収量、価値を推定する方法を検討し、炭素固定がこれらの要因にどの程度影響されるかを明らかにすることを目標としました。公法95-87、1977年表面採掘管理・再生法（SMCRA）は、採掘された土地は少なくとも採掘前と同等の生産性を持つように再生されることを義務づけている。アパラチア地方中央部では、採掘された土地に優良な農地や経済発展の機会が少ないため、最も現実的な土地利用の選択肢は、干し草地/牧草地、野生生物の生息地、または森林地帯です。1977年以降、鉱山跡地の大半は、植林コストがかからないため、林地よりも再生コストの低い干草地・牧草地や野生生物の生息地として再生されてきた。その結果、現在、米国の森林地帯の山間部には、様々な自然遷移の段階にある数十万ヘクタールの草原や低木林が存在することになった。低製品価格と高製品価格の下で、広葉樹とホワイトパインの両方について手順を開発した。経済的実現可能性は、土地の期待値に基づいている。さらに、3種類のインセンティブ・スキームが重要であることが示された：(1) 植林時の一括払い（および同等の年間支払い）、(2) 収穫時の収益インセンティブ、(3) 炭素量に基づく利益。	Technical Progress Report	Aggett, Jonathan	2003			1-18	EN	米国 アパラチア 鉱山跡地	
40	Woody Species Diversity, Forest and Site Productivity, Stumpage Value, and Carbon Sequestration of Forests on Mined Lands Reclaimed Prior to the Passage of the Surface Mining Control and Reclamation Act of 1977	The present state of forestry post mining land uses has prompted concern among researchers, landowners, and the public. Surface mines reclaimed to forests under the provision of the Surface Mining Control and Reclamation Act (SMCRA) may not achieve site productivity levels required by the law. Anecdotal evidence suggests that many pre-law reforested mined sites are growing productive forests. The purpose of this study was to characterize these forests and the mine soils in which they are growing, and use them to benchmark forest development on mined land. Using 14 mined and 8 non-mined sites in the midwestern and eastern coalfields research to address the following objectives was undertaken: (i) characterize the development, composition, and diversity of woody species on pre-SMCRA, forested surface mined land; (ii) estimate forest and site productivity on surface mined land and determine the soil and site properties most influencing forest growth; (iii) estimate projected rotation-age timber product value; (iv) quantify current carbon sequestration pools associated with the developing woody plant biomass, the forest floor, and developing soil medium; (v) compare the diversity, forest and site productivity, commercial value, and carbon capture of reclaimed mined sites to that of regional non-mined forest systems.	鉱山跡地利用の現状は、研究者、土地所有者、そして一般市民の間で懸念されている。地表採掘管理・再生法（SMCRA）の規定に基づいて森林に再生された地表鉱山は、法律で要求されるサイトの生産性レベルを達成できない可能性があります。しかし、法律以前に埋め立てられた鉱山跡地の多くは、生産性の高い森林が生育していることを示す逸話的証拠がある。この研究の目的は、これらの森林と森林が生育している鉱山土壌の特徴を明らかにし、鉱山跡地における森林開発のベンチマークに利用することであった。中西部と東部の炭鉱地帯にある14の採掘場と8つの非採掘場を使って、以下の目的のための研究を行った。(i) SMCRA以前の森林地表採掘地における木質種の発生、構成、多様性の特徴 (ii) 地表採掘地における森林と敷地の生産性の推定、森林の成長に最も影響を与える土壌と敷地の特性の特定 (iii) 輪伐期木材製品の予想価値の推定。(iv) 発育中の木質植物バイオマス、林床、土壌培地に関連する現在の炭素隔離プールを定量化する。 (v) 再生鉱区の多様性、森林とサイトの生産性、商業価値、炭素吸収を地域の非鉱区森林システムと比較する。	修士論文 バージニア工科大学	Rodrigue, Jason Adam	2001			299頁		米国 中西部、東部 炭鉱跡地	
41	Potential of mine land reclamation for soil organic carbon sequestration in Ohio性	Soils are an effective sink for carbon storage and immobilization through biomass productivity and enhancement of soil organic carbon (SOC) pool. The SOC sink capacity depends on land use and management. Degraded lands lose large amounts of C through SOC decomposition, erosion, and leaching. Thus, restoration of disturbed and degraded mine lands can lead to increase in biomass productivity, improved soil quality and SOC enhancement and sequestration. Reclamation of mined lands is an aggrading process and offers significant potential to sequester C. A chronosequence study consisting of 0-, 5-, 10-, 15-, 20- and 25-year-old reclaimed mine soils in Ohio was initiated to assess the rate of C sequestration by pasture and forest establishment. Undisturbed pasture and forest were used as controls. The SOC pool of reclaimed pasture sites increased from 15·3 Mg ha−1 to 44·4 Mg ha−1 for 0–15 cm depth and from 10·8 Mg ha−1 to 18·3 Mg ha−1 for 15–30 cm depth over the period of 25 years. The SOC pool of reclaimed forest sites increased from 12·7 Mg ha−1 to 45·3 Mg ha−1 for 0–15 cm depth and from 9·1 Mg ha−1 to 13·6 Mg ha−1 for 15–30 cm depth over the same time period. The SOC pool of the pasture site stabilized earlier than that of the forest site which had not yet attained equilibrium. The SOC sequestered in 0–30 cm depth over 25 years was 36·7 Mg ha−1 for pasture and 37·1 Mg ha−1 for forest. Copyright © 2000 John Wiley & Sons, Ltd.	土壌は、バイオマスの生産性と土壌有機炭素（SOC）プールの強化を通じて、炭素の貯蔵と固定化のための効果的なシンクである。土壌有機炭素の吸収能力は、土地の利用や管理によって異なります。劣化した土地では、土壌有機炭素の分解、浸食、浸出によって大量の炭素が失われます。したがって、荒廃した鉱山跡地の修復は、バイオマス生産性の向上、土壌品質の改善、土壌有機炭素の増加と吸収につながる可能性があります。オハイオ州の0-, 5-, 10-, 15-, 20-, 25歳の再生鉱山土壌を対象に、牧草地と森林の確立によるCの吸収速度を評価するためのクロノシーケンス研究が開始された。対照として、未撹乱の牧草地と森林が使用された。25年の間に．埋立牧草地のSOCプールは深さ0-15 cmで15-3 Mg ha-1から44-4 Mg ha-1に．深さ15-30 cmで10-8 Mg ha-1から18-3 Mg ha-1に増加した。森林再生地のSOCプールは、同じ期間に深さ0-15cmで12-7 Mg ha-1から45-3 Mg ha-1へ、深さ15-30cmで9-1 Mg ha-1から13-6 Mg ha-1へ増加した。牧草地のSOCプールは、まだ平衡に達していない森林地のプールよりも早く安定化した。25年間に深さ0-30 cmに貯留されたSOCは、牧草地で36-7 Mg ha-1、森林で37-1 Mg ha-1であった。	Land Degradation & Development	V. A. Akala R. Lal	2000	11	3	289-297		米国オハイオ州 鉱山跡地	牧草地 森林

4. 2.　緑化による二酸化炭素固定能の事例について

鉱山跡地の緑化による二酸化炭素固定について研究した事例の中には、鉱山跡地の利用形態として、森林、牧場、農耕地などに整理し、さらに土壌に関しては深度別に炭素固定について整理した事例もある。例えば Nimisha Tripathi 他 “Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment”では、図 4-1 に示すように利用形態ごとに二酸化炭素の固定について整理されている。同様に、Jitendra Ahirwal 他 “Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climate”でも図 4-2 に示すように各国の研究事例をレビューし、鉱山跡地の緑化による二酸化炭素の固定能について整理している。

Potential land uses		Potential CO_2 offset rate (Mg ha^{-1} yr^{-1})	References
Forest	Biomass	6.35	Kant and Kreps (2004)
	Soil	2.28[a]	Sperow (2006)
		5.45[a]	Akala and Lal (2000)
		8.81[b]	Ussiri and Lal (2006)
		8.75[c]	Singh et al. (2006)
	Total[d]	9.40	Sperow (2006)
	Biomass	4.59[e]	
	Soil	1.35[a]	
Pasture	Soil	5.25[a]	Sperow (2006)
	Soil	5.39[a]	Akala and Lal (2000)
Cropland	Soil	3.56[a]	Sperow (2006)
Forest	Soil	1.20[a]	Present study
	Biomass	8.7	Present study
	Total[d]	9.36	Present study

[a] 0–30 cm depth.
[b] Black locust forest for 0–50 cm depth.
[c] 0–20 cm depth under 5 year old *Albizia lebbeck*, and *A. procera* plantation.
[d] Total includes soil, biomass and litter.
[e] Total includes aboveground, belowground and litter mass.

図 4-1　鉱山跡地の利用形態ごとの二酸化炭素固定率の整理

Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment より引用

Land use (Location)	Climatic condition	Age (years)	Total C pool (Mg C ha^{-1})	C sequestration rate (Mg C ha^{-1} yr^{-1})	References
Reclaimed land (India)	Dry tropical	11	57.16	5.20	Ahirwal et al. (2017)
Reclaimed land (India)	Dry tropical	4	30.30	7.60[a]	Das and Maiti (2016a)
Reforested mined lands (USA)	Humid continental	30	83.53	2.78	Avera et al. (2015)
Reforested mined land (Poland)	Temperate	24	69.40	3.35[a]	Pietrzykowski and Daniels (2014)
Revegetated mine spoil (India)	Dry tropical	19	69.23	3.64	Tripathi et al. (2014)
Reclaimed forest (USA)	Temperate continental	25	107.0	5.10	Shrestha and Lal (2010)
Reclaimed forest (USA)	Humid continental	35	132.0	3.77[a]	Amichev et al. (2008)
Revegetated mined land (India)	Dry tropical	14	89.62	6.40	Present study

[a] Average values.

図 4-2　各国の鉱山跡地の緑化事例における二酸化炭素固定率の整理

Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climate より引用

これらによると多くの文献で、鉱山跡地を緑化することによる二酸化炭素の固定率は跡地の利用形態や植生の種類にもよるものの、概ね 2～7 Mg C / ha / year であることが分かる。

また、Nimisha Tripathi 他 “Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment”では、鉱山跡地に限らず緑化に関する様々な研究フィールドにおける炭素の収支を図 4-3 のように整理している。これによれば炭素の収支がプラス、つまり炭素固定が進むものとマイナス、つまり炭素放出が

進むものとが半々程度の割合となっていることが分かる。つまり、単に緑化されれば必ず二酸化炭素削減に寄与するということではなく、植生の種類や環境によっては、土壌や植物体自体の呼吸の影響が大きくなり、二酸化炭素削減に繋がらないことがあると示唆される。

Type of ecosystem	Location	Method of budget estimation	C budget (g C m^{-2} yr^{-1})	References
Grassland ecosystem *Miscanthus sinensis*	Nagano, Japan	Ecological method	−100 to −56	Yazaki et al. (2004)
Pasture	New Zealand	Mass balance and modeling	−414	Tate et al. (2000)
Grassland	Cork, Ireland	Eddy covariance	+236	Leahy et al. (2004)
Grass (200 kg N ha^{-1})	Uppsala, Sweden	Ecological method	+140	Paustian et al. (1998)
Tall-grass prairie	Texas, USA	Bowen ratio/energy balance	+50 to +80	Dugas et al. (1999)
	Oklahoma, USA	Eddy covariance	−8	Suyker and Verma (2001)
	Wisconsin, USA	Difference method2	−410 to +70	Brye et al. (2002)
Mixed-grass prairie	North Dakota, USA	Bowen ratio/energy balance (soil flux)	+31	Frank and Dugas (2001)
Moist-mixed prairie	Alberta, Canada	Eddy covariance	−18 to + 21	Flanagan et al. (2002)
Meadow	Moscow, Russia	Ecological method	+387	Larionova et al. (1998)
Forest ecosystem				
Aspen-lime-birch	Moscow, Russia	Ecological method	+135	Larionova et al. (1998)
Scots pine forest, 40 y old (*Pinus sylvestris*)	Southern Finland	Eddy covariance	+228	Kolari et al. (2004)
French pine forest (*Pinus pinaster*)	Les Landes, France	Eddy covariance	−200 to −340	Kowalski et al. (2003)
Boreal and temperate forest of Ontario	Ontario, Canada	Model: CBM-CFS2	−40	Liu et al. (2002)
Ontario's forest ecosystem	Ontario, Canada	Model: CBM-CFS2	−43	Peng et al. (2000)
Indigenous forest	New Zealand	Mass balance and modeling	−136	Tate et al. (2000)
Agricultural ecosystem				
Mix agricultural crops	Denmark	Eddy covariance	−31	Soegaard et al. (2003)
Barley—no fertilizer	Uppsala, Sweden	Difference method2	−20	Paustian et al. (1998)
–120 kg N	Uppsala, Sweden	Difference method2	+10	Paustian et al. (1998)
Corn—continuous	Ohio, USA	Cropland ecosystem model C (CEM)	+26	Evrendilek and Wali (2004)
–chisel plowed, fertilized	Wisconsin, USA	Difference method2	−90 to +590	Brye et al. (2002)
–no till, fertilized	Wisconsin, USA	Difference method2	−210 to +430	Brye et al. (2002)
No till corn–soybean	North Central USA	Eddy covariance	+90	Hollinger et al. (2005)
Revegetated mine waste land	Dry tropical ecosystems, India	Ecological method	354.79	Present study

図 4-3　様々な研究事例における炭素収支の整理

Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment より引用

4.3.　海外における鉱山跡地緑化とカーボンニュートラルに関する研究具体例の紹介

4.3.1. 米国の炭鉱跡地の事例

ここでは、実際に鉱山跡地の緑化について研究された事例について紹介する。James F. Fox 他 “Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites” では炭鉱跡地について開発済エリアを再森林化しながら開発を進める場合、森林化に伴う炭素吸収量は 40 年後には 110 Mg/ha/year となる予測がなされている。二酸化炭素に換算すると 13.9 Mg/ha/year となるとしている。また、開発済エリアを低木の草原のように修復していくやり方では、修復に関するコストは抑えられるが二酸化炭素の吸収能が低く、逆に二酸化炭素発生源になるが、森林として再生することで 2100 年には二酸化炭素の吸収源になりえる、という予測がされている。詳細は文献を入手し参照されたい（https://www.mdpi.com/1996-1073/13/23/6340）。

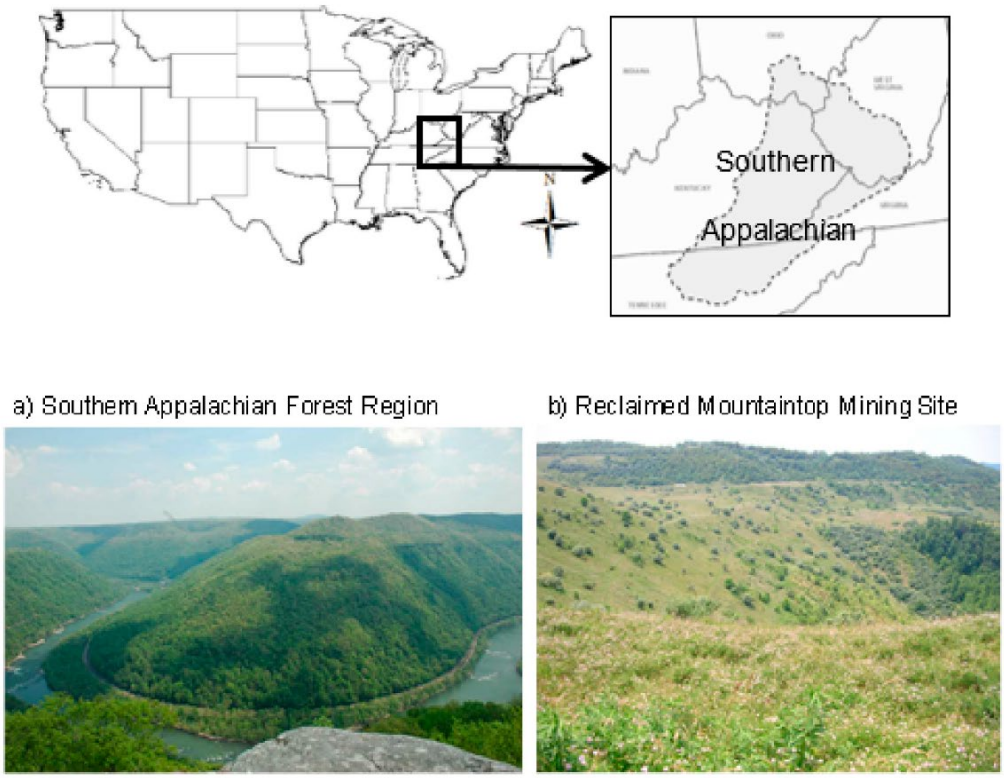


図 4-4　本研究事例の研究対象地域

Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites より引用



(a)　　(b)



(c)

図 4-5　研究対象地域の緑化の様子（植林から a：2 年後、b：5 年後、c：13 年後）

Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites より引用

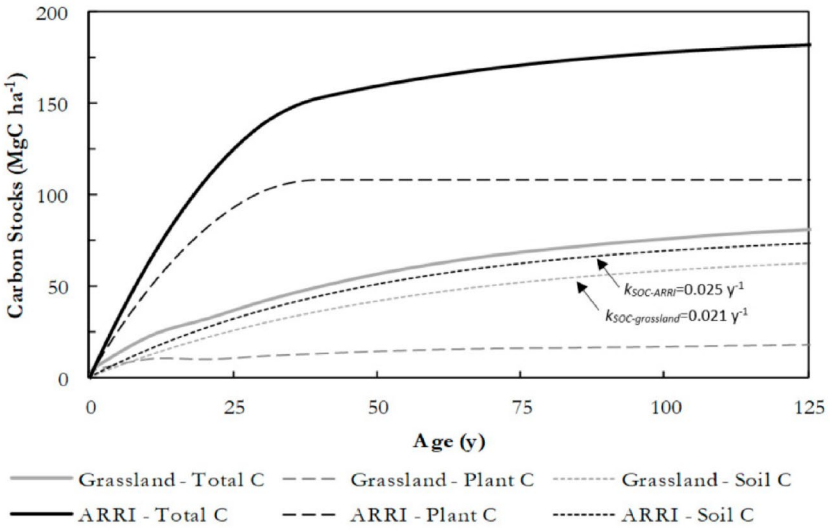


図 4-6　研究対象地域の炭素固定能力の予測

Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites より引用

4.3.2. インドネシアの炭鉱跡地の事例

次に、インドネシアの炭鉱跡地における重機メーカーによるカーボンニュートラルの検討事例を紹介する。坪田晴弘“海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクト”は、インドネシアの炭鉱において開発に使用される重機の燃料をバイオディーゼルに代替し、カーボンニュートラル実現を目指すプロジェクトである。ここでは、図 4-7 及び表 4-2 に示す熱帯の乾燥地域でも育成可能なジャトロファ（別名ナンヨウアブラギリ）に着目し検討が進められた。検討結果としては、図 4-8 に示すように 100 台規模のダンプトラックがバイオディーゼル 20%含有の軽油を使用すれば、消費燃料の 20%分の二酸化炭素を削減できることになるとされ、換算すると 1 年間で二酸化炭素相当で約 2 万トンとなり、自社の国内生産工場の排出する 1 年間分の約 10 分の 1 となるという試算がなされた。



図 4-7　ジャトロファの育床（左）と栽培風景（右）

海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクトより引用

表 4-2　バイオディーゼル原料としてのジャトロファと他種との比較

	項目	菜種	大豆	パーム	ジャトロファ
原料油	収穫量	× 0.5トン/ha	× 0.3トン/ha	◎ 4トン/ha	○ 2トン/ha
	収穫効率	○ 機械での収穫可能	◎ 大規模機械での収穫可能	○ 手作業での収穫だが、油含む果実密集し効率よい	△ 現状目視選別の上、手作業での収穫
	食物との競合	× 食用油用途と競合	× 食物・食用油用途と競合	× 食用油用途と競合	◎ 食用に適さず競合しない
	栽培地	○ 丈夫で育ちやすい	△ 連作障害発生しやすく消毒や土嚢改善が必要	△ 湿潤、肥沃な土地に限る	◎ 乾燥地、貧栄養地でも栽培可能
BDF	低温特性（流動点）	◎ -13℃ 寒冷地に強い	○ -2℃	× 12℃	△ 2℃

海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクトより引用

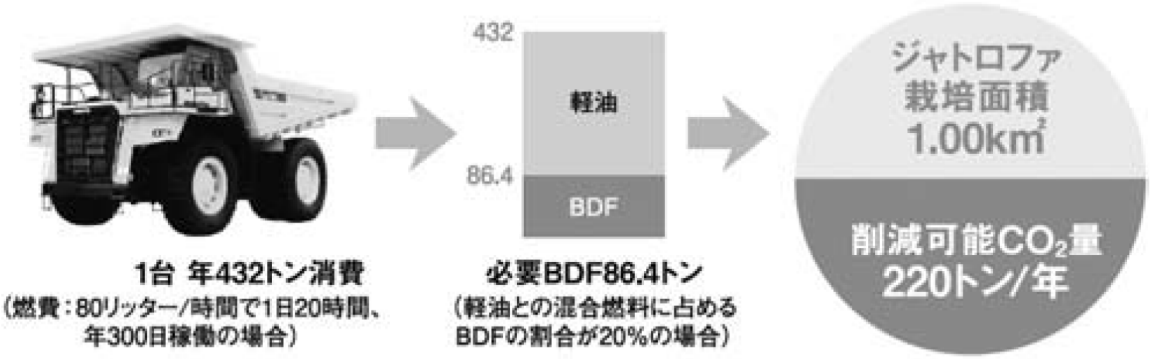


図 4-8　バイオディーゼル消費と二酸化炭素吸収の関係

海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクトより引用

4.4.　緑化に伴う二酸化炭素固定量の算出について

緑化に伴う鉱山跡地の森林化において、二酸化炭素固定量の試算は、林野庁によれば以下の計算式にて可能であるとされている。

吸収量（炭素トン/年）=幹の体積の増加量（m3/年）×拡大係数×（1+地上部・地下部比）×容積密度（トン/m3）×炭素含有率

詳細は林野庁の HP（https://www.rinya.maff.go.jp/j/sin_riyou/ondanka/con_5.html）や、国交省国土技術政策総合研究所社会資本マネジメント研究センター緑化生態研究室の HP（http://www.nilim.go.jp/lab/ddg/naiyo/co2/co2.html）を参照されたい。同 HP では、図 4-9 に示すとおり、樹木の種類、樹齢ごとに年間の二酸化炭素固定量を試算することができるため、鉱山跡地の緑化計画において将来的にどの程度二酸化炭素固定に寄与することができるのかが試算可能となっている。

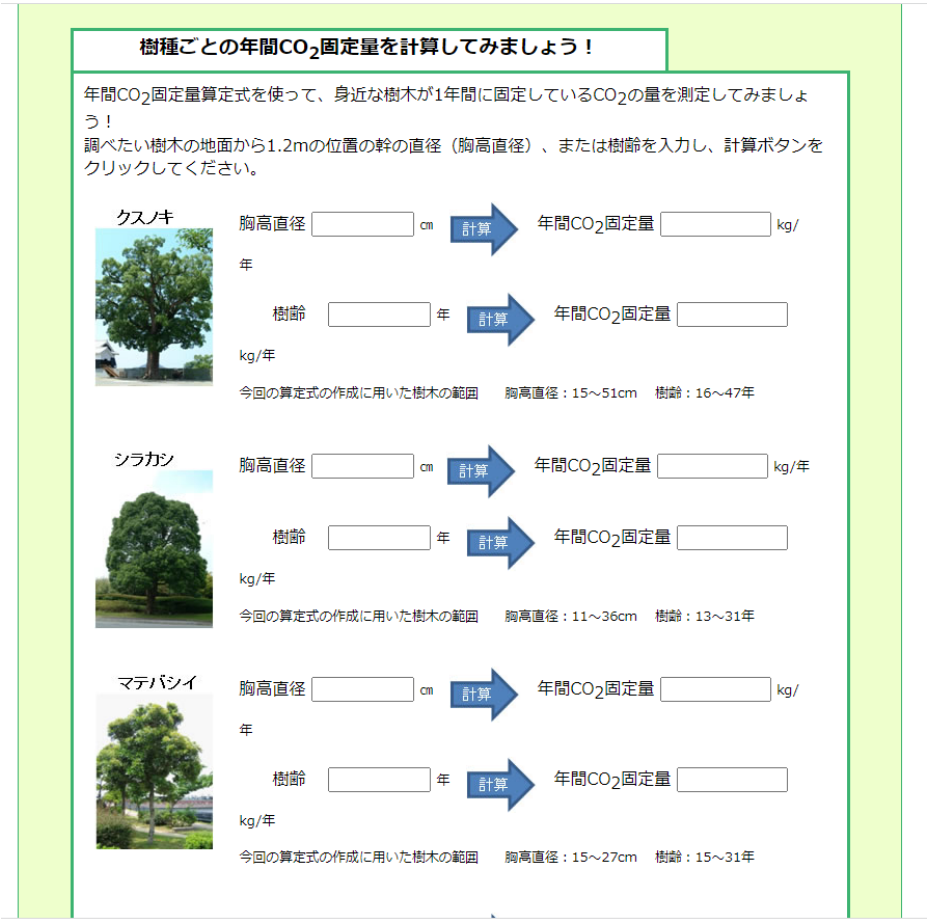


図 4-9　樹種ごとの二酸化炭素固定量の試算ページ

国土交通省国土技術政策総合研究所 HP より引用

4.5. 鉱山の集積場の法面の樹木管理について

前章までで述べたように休廃止鉱山の緑化が進むことで、発生源対策に寄与できると考えられるが、集積場については法面の樹木の繁茂については適切な管理が重要であるとされている。1983 年に金属鉱業事業団（現在の JOGMEC）が発行した「捨石・鉱さい堆積場緑化の手引」においては堆積場の法面管理について図 4-10 に示すような記載がある。

なお，次のような理由で，たい積場のり面における樹木の管理が重要である。

① のり面の樹木が大きくなると，その重量がのり面の安定性に影響する。

② 高木が点在すると風倒の恐れがあり，かつ，強風のため，根のまわりの土がゆるみ，雨水が浸透しやすくなる。

③ 樹木の根によるいわゆる「岩割り現象」が生じ，風化が促進される。

④ 樹木が繁茂するに従い地表面に腐植層が形成され，雨水が浸透しやすくなる。

⑤ 樹木が密生しうっ閉すると下草が枯れ，侵食が再発する恐れがある。

⑥ 樹木の繁茂は，立入りの障害となり，のり面の変状や崩壊前兆の発見が遅れる。

図 4-10　集積場の法面管理について

4.6.　海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

ファイトマイニングとは、鉱山跡地など金属を多量に含む土壌に対し、図 4-11 に示すように金属の超集積植物を活用し、土壌から植物体に金属を移行させ、さらに植物体から金属を回収する考え方である。金属鉱床とするには金属元素の濃度が低い場合にも、「資源」とみなすことが可能な考え方で、汚染された土壌の浄化に留まらず、金属を回収することにも着目した技術である。

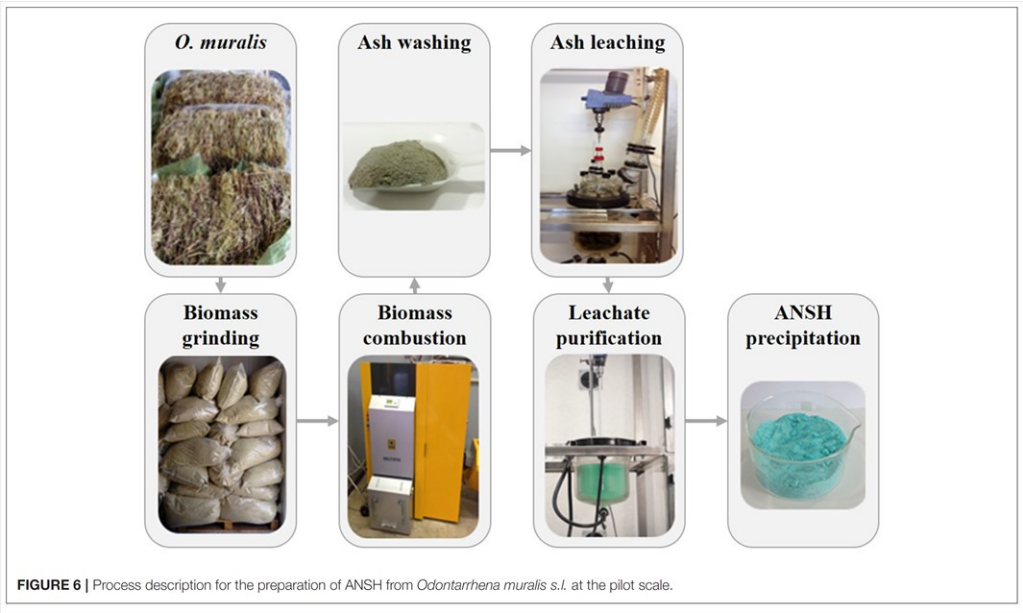


図 4-11　ファイトマイニングの概要

通常の鉱山開発では商業的に採掘にみあわない現場であっても、商業的に金属回収が可能になる可能性があるとされ、低コスト、低エネルギーで金属を回収可能であることや、金属回収のプロセスで SOx 発生が抑制できること、鉱山跡地などの修復に繋がること、植物体の成長過程で炭素固定が期待できること、エネルギーを生成できること（燃焼の際に）、生物多様性確保に繋がることなどが利点として挙げられている。また、将来的には C クレジット取引に繋がる可能性も示唆されている。

ファイトマイニングの研究事例としては、文献検索の結果、過去 20 年程度では図 4-12 のように文献数が推移していた。年々文献数が増加していることが分かる。特に 2013 年に事例が多くなっているが、これは東日本大地震の津波堆積物を研究対象としたものが多くなっていることに起因すると考えられる。

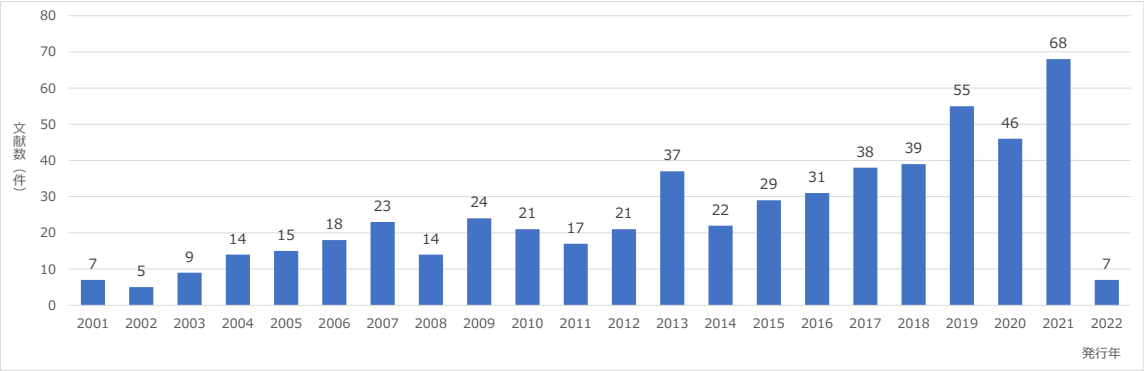


図 4-12　ファイトマイニング関連文献の発表数推移

JOGMEC 調べ（2022 年 2 月）

次に図 4-13 にファイトマイニングに関する文献において、処理対象とされる金属を整理した。これによれば Cd、Zn、As、Ni、Pb、Cu に関する研究が多くベースメタルを対象としていたり、As のような汚染の影響が強い元素を対象としたりする研究が実施されていることが分かる。文献調査によれば、ファイトマイニングの研究ステージとしては、実際のフィールドでの数年オーダーの試験が実施されるようになっている状況とのことであり、特に Ni に関しては技術確立に近いレベルまで達しており、長期に亘るフィールドテストも実施されている。また、実際に植物体からの回収技術も進展しており、パイロットテストも実施されているということである。また、他の金属、特にレアメタルについては今後の技術開発の余地があるとされている。

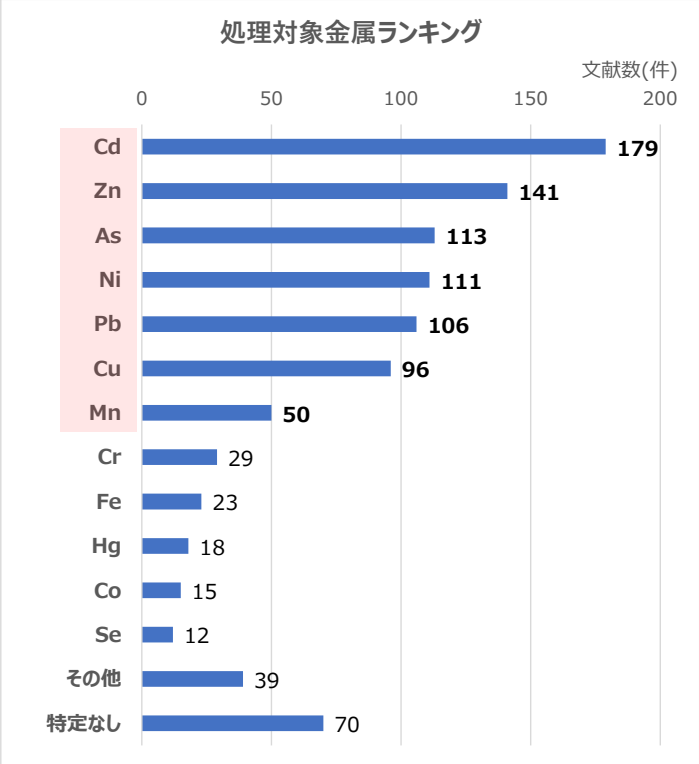


図 4-13　ファイトマイニングの処理対象となる金属種

JOGMEC 調べ（2022 年 2 月）

次に、ファイトマイニングの対象となる土地の利用状況を調査した結果を図 4-14 に示す。これによればやはり対象となるのは鉱山跡地が多く、また工場跡地や自然由来で金属濃度が高いエリアなども研究の対象とされている。

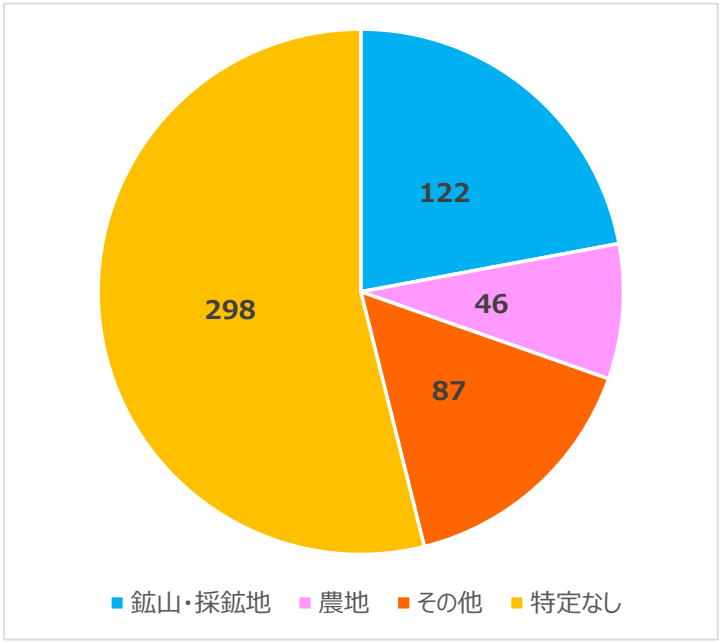


図 4-14　ファイトマイニングの研究が実施されている土地の利用状況

JOGMEC 調べ（2022 年 2 月）

また、ファイトマイニングに関する文献を発行した著者の所属国を調査した結果を図 4-15 に示す。世界各国で研究が進展していることが分かるが、特に日本、中国を始めとしたアジアで研究が盛んに行われていることが分かる。

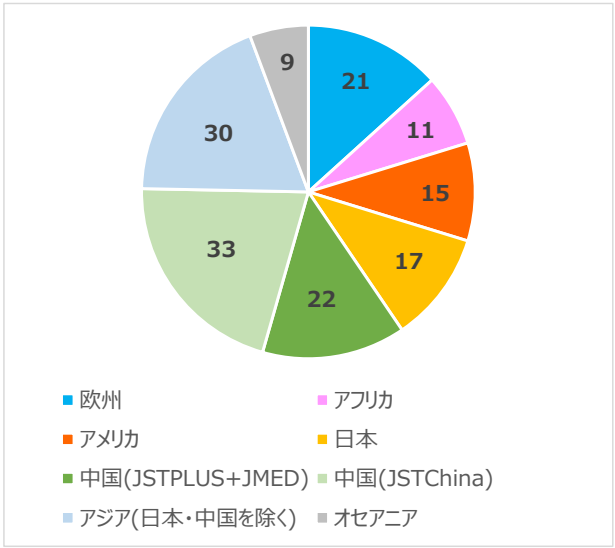


図 4-15　研究文献発行国

JOGMEC 調べ（2022 年 2 月）

ファイトマイニングについては、上述のように各国で様々な研究が進展しているが商業ベースで実用化には至っていないのが現状である。商業利用のための課題として、以下が考えられている。

- ✓ 金属の回収範囲が植物の根圏に制限されること
- ✓ 汚染土壌を対象とする技術ではあるが、物理的・化学的ストレスが強い場所では、植物の生長が阻害される可能性があること
- ✓ 植物の生長に適した環境で実現可能で、気候的に厳しい環境では難しいこと
- ✓ 土壌中の金属濃度が高くても、植物への移行量に限界があることや、超集積植物と呼ばれるものは植物体があまり大きくならないことがあること
- ✓ 発酵、燃焼によりバイオエネルギーを得ることができ経済的なリターンを高めることができるが、バイオマスの収量が低いこと

今後、さらに研究が進展することで上記の課題が解消されることが期待されている。

5. 引用文献

Ali et al. (2013) Chemosphere 91: 869–881.
Arnon and Stout (1939) Plant Physiology 14: 371–375.
Bowen (1966) Trace Elements in Biochemistry, Academic Press.
Brooks et al. (1988a) Trends in Plant Science 3: 359–362.
Brooks et al. (1988b) Nature 395: 553–554.
Brundrett (2006) Microbial root endophytes, Springer-Verlag, pp. 281–298.
Doyama et al. (2021) PLoS ONE 16(9): e0257690.
Epstein (1999) Plant Molecular Biology 50: 641–664.
Ernst (2006) Forest Snow and Landscape Research 80: 251–274.
Grzesik et al. (2018) Food chemistry. 241. 480–492.
Haruma et al. (2018) Plant Species Biology 33: 109–122.
Haruma et al. (2019) PloS one 14: e0212644.
Haruma et al. (2021) Letters in Applied Microbiology doi:10.1111/lam.13514
Inamura et al. (2000) Journal of Plant Research 113: 419–426.
Kabata-Pendias A. 2010 Trace elements in soils and plants. Florida: CRC press, pp. 93–121.
Kısa et al. (2016) Applied Biological Chemistry 59: 813–820.
Kruckeberg (1954) Ecology 35: 267–274.
Larcher (2004) 植物生態生理学, シュプリンガー・フェアラーク東京.
Li et al. (2011) Science of the Total Environment 409: 1069–1074.
Ma et al. (2011) Biotechnology Advances 29: 248–258.
Marshner (1993) Mineral nutrition of higher plants. Academic press.
Mizuno et al. (2009) A World View Northeastern Naturalist 16 (Special Issue 5): 65–80.
Nagata et al. (2014) Plant Species Biology 30: 116–125.
Nakamoto et al. (2021) Minerals 11, 1337. https://doi.org/10.3390/min11121337
Proctor (1971) Journal of Ecology 59: 827-842.
Rodriguez et al. (2009) New Phytologist 182:314–330.
Tagawa (1964) Memoirs of the Faculty of Science Kyushu University, Series E 3: 165–228.
Washitani and Saeki (1986) Journal of Experimental Botany 37: 1376–1387.
Wang et al. (2017) Chemosphere 184: 594–600.
Wilson (1995) Oikos 73: 274–276.
Yamaji et al. (2016) PloS ONE 11: e0169089.
Zhang et al. (2017) Plant and Soil 418: 165–176.

荒井賛ら (1983) 緑化工技術 9: 1–10.
石井実ら (1993) 里山の自然をまもる. 築地書館.
石川慎吾 (1996) 河川植物の特徴 ソフトサイエンス社 pp. 116–139.
井藤賀ら (2010) 植物の生体調節 45: 64–72.
稲葉悦雄ら (2004) 日本緑化工学会誌 29: 477–481.
大谷一郎 (2016).日本草地学会誌 62: 75–78.
奥村武信ら (2002) 日本緑化工学会誌 28: 67–72.
上條隆志ら（2015）地球環境 21: 21–32.
亀井碧ら (2017) 日本緑化工学会誌 43: 195–198.
茅野充夫・斎藤寛 (編) (1988) 重金属と生物. 博友社.
環境省 (2015) 自然公園における法面緑化指針解説編.
菊地秀喜ら (1983) 園芸学会雑誌 51: 435–442.
金属鉱業事業団 (1983) 捨石・鉱さいたい積場緑化の手引.
小林達明・倉本宣 (2006) 生物多様性緑化ハンドブック―豊かな環境と生態系を保全・創出するための計画と技

術 地人書館 pp. 13–57.
齋藤与司二 (2001)日本緑化工学会誌 27: 235–238.
柴田治・新井澄 (1970) 日本生態学会誌 20: 9–13.
菅原玲子ら(2011) フジタ技術研究報告 47: 27–32.
高橋陽一ら (2008) 日本緑化工学会誌 34: 164–167.
田中涼子ら (2009) 山梨県森林総合研究所研究報告 28: 11–18.
テイツ・ザイガー (2014) 植物生理学 第３版. 培風館.
寺井学 (2017)日本緑化工学会誌 43: 318–319.
中静透 (2012) サイエンスネット 42: 2–5.
中村華子ら (2021) 日本緑化工学会誌 47: 203–206.
中坪孝之 (1997) 日本生態学会誌 47: 43–54.
西山嘉寛 (1997) 森林応用研究 6: 163–166.
沼田真 (1974) 図説植物生態学 第８版. 朝倉書店.
橋詰隼人 (1987) 広葉樹研究 4: 75–83.
橋本良二ら (2011) 岩手大学農学部演習林報告 42: 111–118.
長谷川正男・古川忠 (1953) 日本林學會誌 35: 382–384.
早川宗志ら (2014) 日本草地学会誌 60: 124–131.
東三郎 (1965) 北海道大學農學部 演習林研究報告 23: 151–228.
東三郎 (1979) 地表変動論-植生判別による環境把握- 北海道大学図書刊行会.
東三郎ら (1991) 日本林学会北海道支部論文集 39: 150–152.
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.
福永健司 (2007) 日本緑化工学会誌 33: 459–462.
堀江秀樹・根本正之 (1990) 雑草研究 35: 292–295.
松中照夫 (2018) 土壌学の基礎: 生成・機能・肥沃度・環境 農山漁村文化協会 pp.97–107.
水野直治・水野隆文 (2007) フィールドの基礎化学 その応用と展開への道しるべ. 産業図書株式会社, 東京.
南佳典・渡邊功 (2007) 日本森林学会誌 89: 183–189.
森敏ら (編) (2001) 植物栄養学. 文永堂.
柳井清治・菊沢喜八郎 (1991) 日本生態学会誌 41: 145–148.
山路恵子ら (2021) 用水と廃水 63: 738–742.
山路恵子・春間俊克 (2020) 土壌の物理性 144: 33–37.
山田晋ら (2019) ランドスケープ研究 82: 691–696.
養父志乃夫ら (1999) ランドスケープ研究 63: 447–450.
吉田和男・杉木修一 (2001)日本緑化工学会誌 27: 231–234.
米山忠克ら (2010) 新植物栄養・肥料学. 朝倉書店.
米道学ら (2021) 日本緑化工学会誌 46: 334–336.

【本ガイダンス策定に関する問い合わせ先】
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

【ガイダンス内容に関する問い合わせ先】
・独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構　金属環境事業部　調査技術課
TEL：03-6758-8032　　メール：chosa-tech@jogmec.go.jp

・筑波大学・生命環境系　山路恵子　　メール： mine-plant-request@ml.cc.tsukuba.ac.jp

参考資料6．3．2

休廃止鉱山の新たな緑化対策等に関するガイダンス
【概要版】

ガイダンスの目的

本ガイダンス作成の目的は、「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」に則り、生態遷移を念頭におき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とした場合、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、提案するものである。

ガイダンスの目次

1. 鉱山跡地における植生遷移を生かした緑化
  1-1 鉱山跡地における植生遷移
  1-2 鉱山植生の特徴
  1-3 植物にとっての元素：その役割と毒性
    1-3-1 はじめに
    1-3-2 植物の無機栄養元素
    1-3-3 植物における毒性
  1-4 金属元素に対する耐性
  1-5 好金属植物の利用
    1-5-1 ファイトレメディエーション
    1-5-2 ファイトマイニング

2. 重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物
  2-1 はじめに
  2-2 国内の事例
  2-3 海外の事例

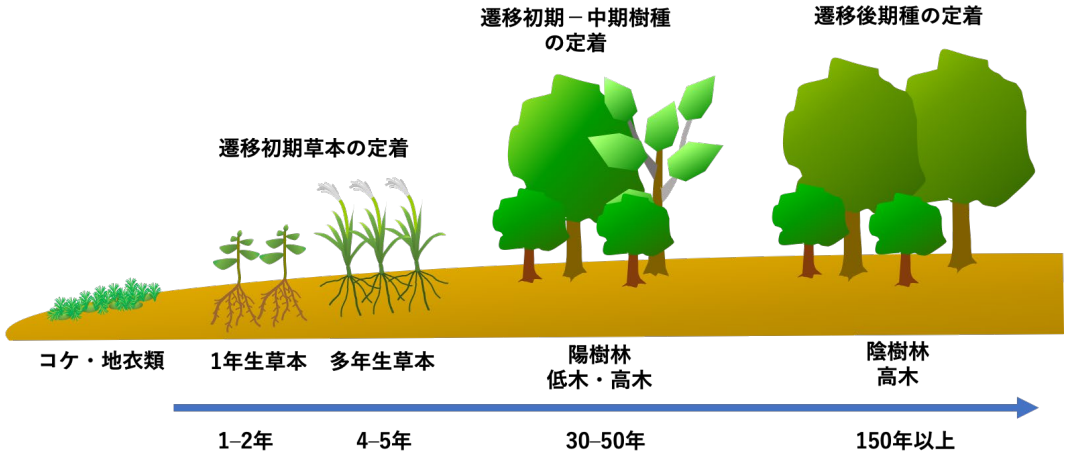
3. 自生植物利用による緑化方法
  3-1 はじめに
  3-2 自生植物を利用可能な緑化場所
  3-3 遷移を意識した自生植物の選択
    3-3-1 施工地の環境の重要性
    3-3-2 郷土種の重要性
  3-4 自生植物の増殖及び定着方法
    3-4-1 ススキ
    3-4-2 イタドリ
    3-4-3 アカマツ
    3-4-4 リョウブ
    3-4-5 ヤナギ類
    3-4-6 覆土を行わない堆積場の緑化

4. 緑化によるカーボンニュートラル等の事例について
  4-1 海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介
  4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

1. 鉱山跡地における植生遷移を生かした緑化

1-1 鉱山跡地における植生遷移

1-2 鉱山植生の特徴



企業へのアンケート調査及び意見交換会

「緑化に困っている場所はある」

集積場・たい積場

⇩

植生遷移を、1次遷移と2次遷移とに
分けて理解する必要性

鉱山跡地での植生遷移について明言

1次遷移:「たい積場、集積場やひどく侵蝕された場所」のように土壌の未発達な場所」

2次遷移:「森林伐採跡のような既存植物の種子や地下茎、根などが残存し、土壌条件も良好な場所」

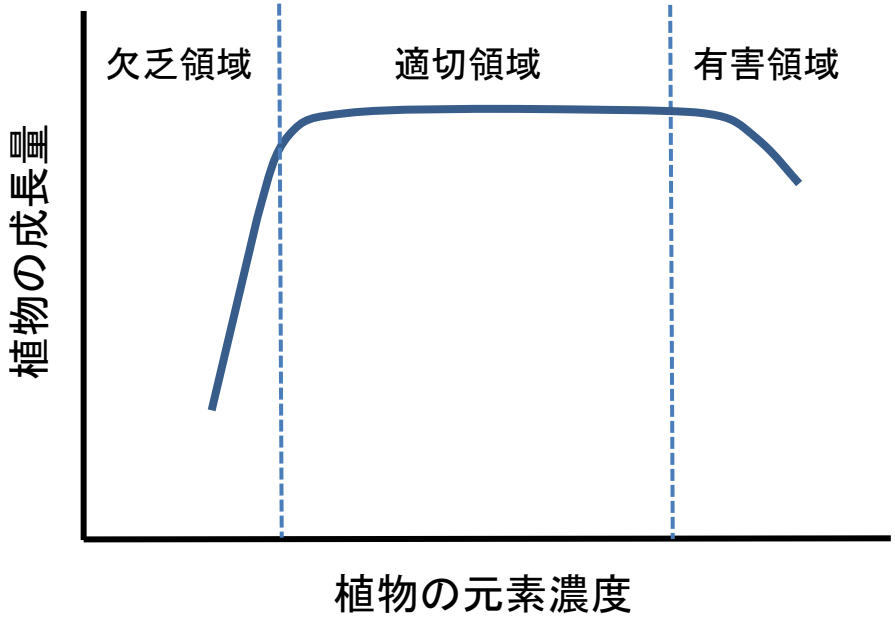
1. 鉱山跡地における植生遷移を生かした緑化

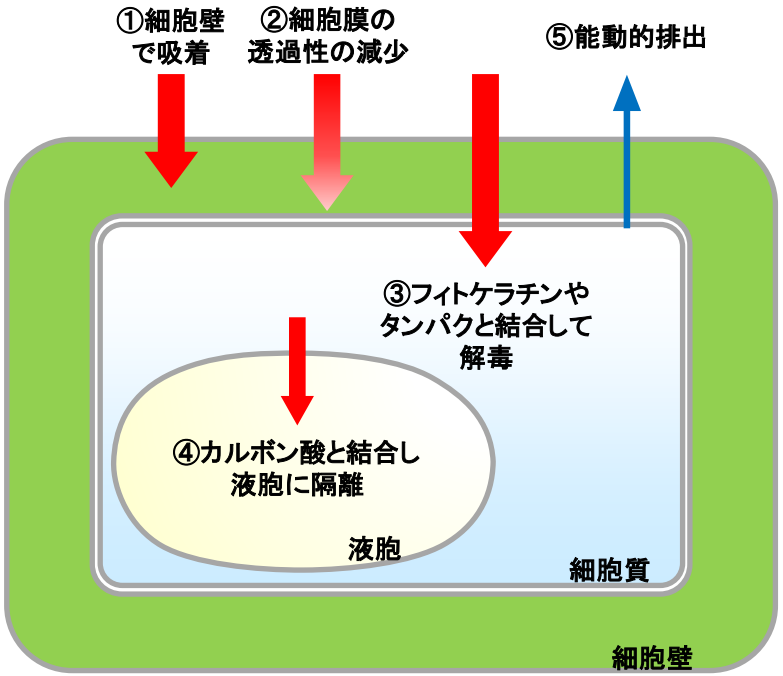
1-3 植物にとっての元素：その役割と毒性

1-4 金属元素に対する耐性

1-5 好金属植物の利用

- 重金属元素の一部は、植物成長に必須である。
- 土壌に金属元素が高濃度で存在すると、過剰吸収により成長阻害等の毒性が顕在化する。
- 植物体内の元素濃度には最適な濃度域がある。





2. 重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物

2-1 はじめに

2-2 国内の事例（別表1～3）

採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Scopelophila cataractae*	水　mg/L	植物体全体：As 0.45　Cu 15	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 45　Pb 2　Zn 4	
		ホンモンジゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Brachythecium plumosum*	水　mg/L	植物体全体：As 0.1　Cu 8	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 12　Pb 1　Zn 5	
		ハネヒツジゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
北陸地方 鉱山	コケ植物	*Rhynchostegium riparioides*	水　mg/L	植物体全体：As 0.02　Cu 2	Suzuki et al. (2016) Mine Water Environ 35: 265–272.
			As 0.005　Cu 0.023	Fe 10　Pb 0.8　Zn 2	
		アオハイゴケ	Fe 0.001　Pb 0.004		
			Zn 0.880　pH 6.7		
東北地方 製錬所周辺	シダ植物	*Equisetum arvense*	土壌　mg/kg	枝：Cd 23 Zn 1110 Cu 17 Pb 24	Morishita and Boratynski (1992) Soil Science and Plant Nutrition 38: 781–785.
			Cd 10　Zn 920	茎：Cd 14 Zn 633 Cu 26 Pb 34	
		スギナ	Cu 36　Pb 36	地下茎：Cd 70 Zn 2330 Cu 144 Pb 323	
東北地方 集積場	シダ植物	*Equisetum fluviatile*	土壌　mg/kg	地上部：Fe 400 Cu 55 Mn 25	黒澤ら (2021) 環境資源工学 67: 122–127.
			Fe 170000　Al 53000	地下部：Fe 8000 Cu 450 Mn 100	
		ミズドグサ	Zn 19000　Cu 11000		
			Mn 1500　pH 7.7		

2. 重金属環境に自生する金属元素を蓄積する植物
2-3 海外の事例（別表4～6）

- Web of Scienceにより検索（843報）
- 重金属蓄積性植物の中には外来種であるものあったため、国立環境研究所「侵入生物データベース」で全ての植物種が外来種でないことを確認

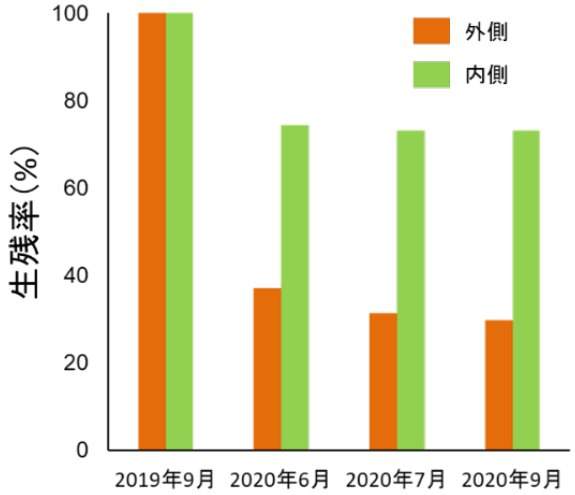
採取場所	種類	植物名	水・土壌の含有元素濃度	植物の含有元素濃度（mg/kg）	引用文献
Pb/Zn 鉱山集積場（Huangshaping・中国）	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 277 Zn 250 Cu 19 Cd 1	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 11558　Zn 10011	根：Pb 444 Zn 415 Cu 32 Cd 0.9	
		エノコログサ	Cu 204　Cd 134		
			pH 7.7		
Pb/Zn 鉱山集積場（Shuikoushan・中国）	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 272 Zn 489 Cu 48 Cd 4	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 2462　Zn 1794	根：Pb 655 Zn 853 Cu 87 Cd 7	
		エノコログサ	Cu 106　Cd 21		
			pH 7.6		
Pb/Zn 鉱山集積場（Taoling・中国）	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 188 Zn 531 Cu 32 Cd 6	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 1120　Zn 833	根：Pb 254 Zn 741 Cu 51 Cd 9	
		エノコログサ	Cu 197　Cd 5		
			pH 8.2		
Pingle Mn鉱山鉱さいたいダム（広西チワン族自治区・中国）	1年生草本	*Setaria viridis*	土壌　mg/kg	葉：Mn 1191 Cd 11 Pb 189 Zn 71 Cu 27	Liu et al. (2020) Environmental Science and Pollution Research 27: 19933–19945.
			Mn 8363　Cd 12	茎: Mn 351 Cd 10 Pb 179 Zn 54 Cu 27	
		エノコログサ	Pb 164　Zn 287　Cu 136	根：Mn 658 Cd 25 Pb 537 Zn 199 Cu 101	
			pH 5.0		
Pb/Zn 鉱山集積場（Huangshaping・中国）	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 136 Zn 446 Cu 28 Cd 1	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 11558　Zn 10011	根：Pb 287 Zn 550 Cu 15 Cd 1	
		オヒシバ	Cu 204　Cd 134		
			pH 7.7		
Pb/Zn 鉱山集積場（Shuikoushan・中国）	1年生草本	*Eleusine indica*	土壌　mg/kg	地上部：Pb 154 Zn 431 Cu 34 Cd 5	Shu et al. (2005) Restoration Ecology 13: 49–60.
			Pb 2462　Zn 1794	根：Pb 212 Zn 816 Cu 62 Cd 9	
		オヒシバ	Cu 106　Cd 21		
			pH 7.6		

3. 自生植物利用による緑化方法
  3-1 はじめに
  3-2 自生植物を利用可能な緑化場所
  3-3 遷移を意識した自生植物の選択
    3-3-1 施工地の環境の重要性
    3-3-2 郷土種の重要性
  3-4 自生植物の増殖及び定着方法
    3-4-1 ススキ
    3-4-2 イタドリ
    3-4-3 アカマツ
    3-4-4 リョウブ
    3-4-5 ヤナギ類
    3-4-6 覆土を行わない堆積場の緑化

基本的な方法については「捨石・鉱さいたいせき場緑化の手引（金属鉱業事業団，1983）」で十分に満たされており、本ガイダンスでの記載は不要と認識している。使用できる自生植物種の具体的な生態学的特性を中心に記載した。国内の文献を中心にまとめた。

3.4.6. 覆土を行わない堆積場の緑化

ススキの上でアカマツが生残



集積場に自生するアカマツ実生

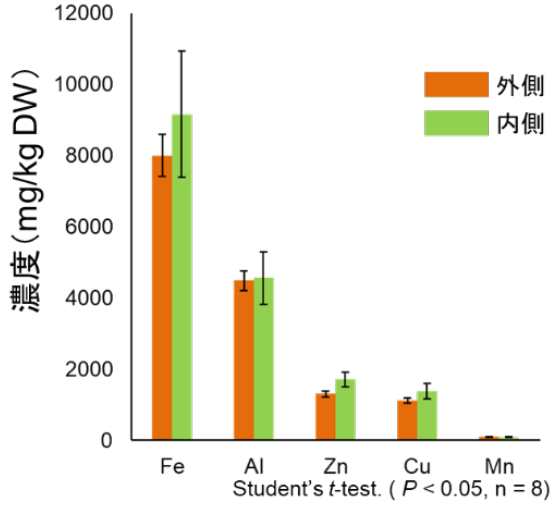
(a) ススキ株の外側



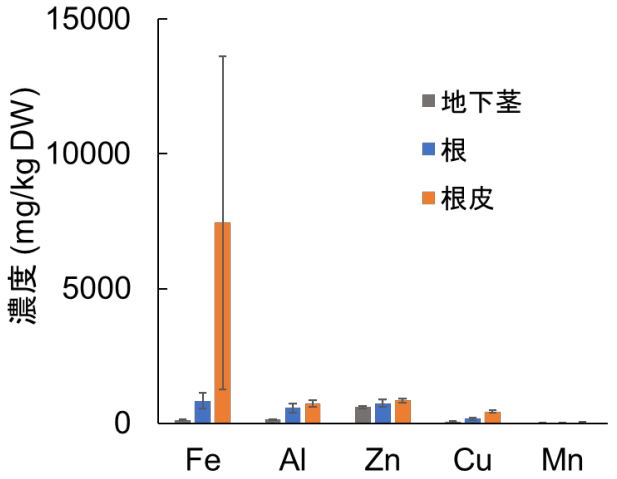
(b) ススキの内側



アカマツがFeを根で高濃度蓄積



ススキがFeを根で高濃度蓄積



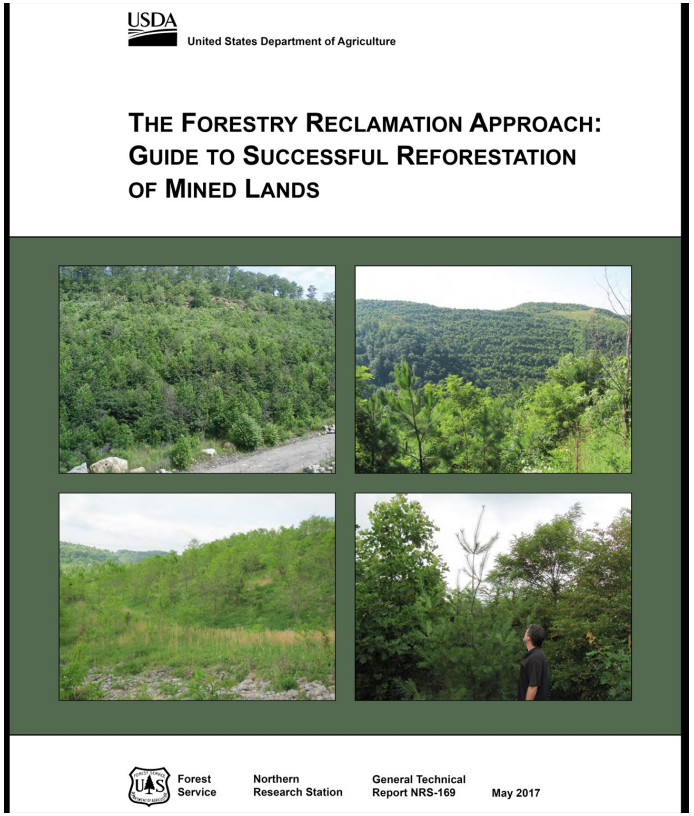
2020年7月に採取した．エラーバーは標準誤差 (n=5) を示した．

第4章　緑化によるカーボンニュートラル等の事例について

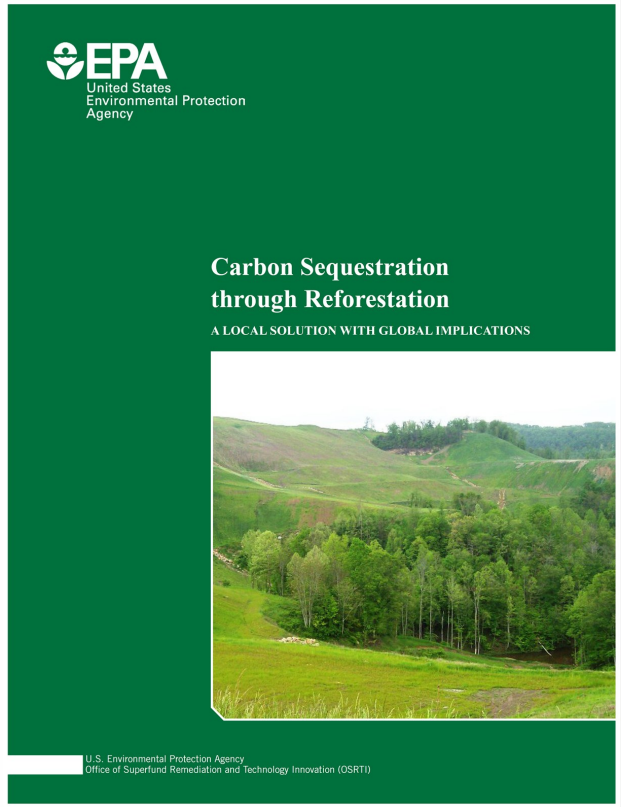
- ✓ 実際に鉱山跡地を緑化（再森林化）することで、どの程度二酸化炭素固定（カーボンニュートラル）に貢献するのかについて、海外事例を紹介する。また、最新の技術動向として緑化によるカーボンニュートラルだけでなく、ファイトマイニング（植物を活用した金属回収）についても海外研究事例を紹介する。
- ✓ それぞれの研究事例はいくつかあり、またレポート等何点か公開されており、それらを紹介する。

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

- ✓ 鉱山跡地の緑化、特に緑化による炭素固定に関する研究事例は2000年以降世界各国で散見され、中国、インド、インドネシアを中心としたアジアで事例が多く、米国、カナダ、さらにはポーランドやドイツ、スペインを中心とした欧州の事例がある。
- ✓ 旧炭鉱跡地について、緑化前と緑化後の炭素固定能を比較する事例がいくつかある。最近の研究事例では、鉱山跡地の自然回帰により、炭素固定に留まらず生物多様性の確保に言及する例もあり、SDGs（Goal 13,15）への貢献にも言及する例がある。



米国農務省発行のレポート



米国環境保護庁発行のレポート

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

鉱山跡地の緑化による二酸化炭素の相殺率を整理した文献あり。
跡地利用の形態として、森林、牧場、農耕地ごとに整理し、さらに土壌に関しては深度別に調査。
多くの文献で、植生による炭素固定能は2～7 Mg C/ha/yearとされている。

Potential land uses		Potential CO_2 offset rate (Mg ha^{-1} yr^{-1})	References
Forest	Biomass	6.35	Kant and Kreps (2004)
	Soil	2.28[a]	Sperow (2006)
		5.45[a]	Akala and Lal (2000)
		8.81[b]	Ussiri and Lal (2006)
		8.75[c]	Singh et al. (2006)
	Total[d]	9.40	Sperow (2006)
	Biomass	4.59[e]	
	Soil	1.35[a]	
Pasture	Soil	5.25[a]	Sperow (2006)
	Soil	5.39[a]	Akala and Lal (2000)
Cropland	Soil	3.56[a]	Sperow (2006)
Forest	Soil	1.20[a]	Present study
	Biomass	8.7	Present study
	Total[d]	9.36	Present study

[a] 0–30 cm depth.
[b] Black locust forest for 0–50 cm depth.
[c] 0–20 cm depth under 5 year old *Albizia lebbeck*, and *A. procera* plantation.
[d] Total includes soil, biomass and litter.
[e] Total includes aboveground, belowground and litter mass.

Nimisha Tripathi et al.　Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment　より引用

Land use (Location)	Climatic condition	Age (years)	Total C pool (Mg C ha^{-1})	C sequestration rate (Mg C ha^{-1} yr^{-1})	References
Reclaimed land (India)	Dry tropical	11	57.16	5.20	Ahirwal et al. (2017)
Reclaimed land (India)	Dry tropical	4	30.30	7.60[a]	Das and Maiti (2016a)
Reforested mined lands (USA)	Humid continental	30	83.53	2.78	Avera et al. (2015)
Reforested mined land (Poland)	Temperate	24	69.40	3.35[a]	Pietrzykowski and Daniels (2014)
Revegetated mine spoil (India)	Dry tropical	19	69.23	3.64	Tripathi et al. (2014)
Reclaimed forest (USA)	Temperate continental	25	107.0	5.10	Shrestha and Lal (2010)
Reclaimed forest (USA)	Humid continental	35	132.0	3.77[a]	Amichev et al. (2008)
Revegetated mined land (India)	Dry tropical	14	89.62	6.40	Present study

[a] Average values.

Jitendra Ahirwal et al.　Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climateより引用

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

様々な研究フィールド（鉱山跡地に限らない）における炭素収支を整理した文献あり。
フィールドによっては、呼吸による炭素供給が上回り、収支が「マイナス」となることもある。

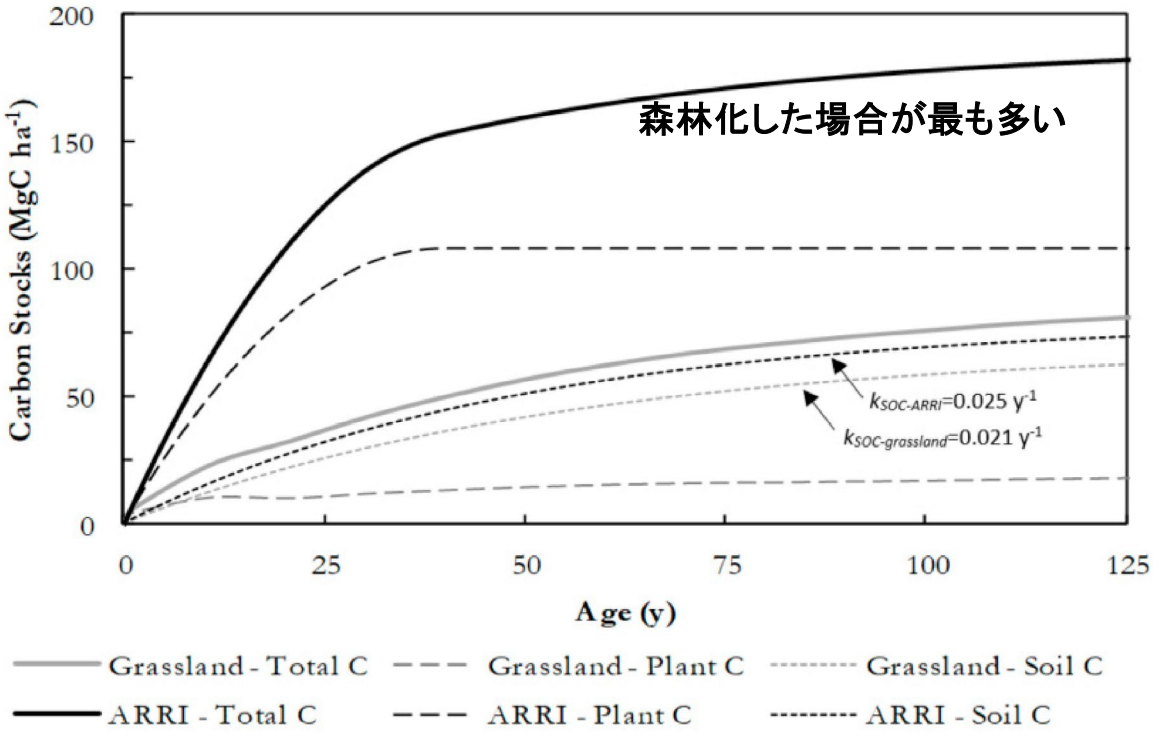
Type of ecosystem	Location	Method of budget estimation	C budget (g C m^{-2} yr^{-1})	References
Grassland ecosystem *Miscanthus sinensis*	Nagano, Japan	Ecological method	−100 to −56	Yazaki et al. (2004)
Pasture	New Zealand	Mass balance and modeling	−414	Tate et al. (2000)
Grassland	Cork, Ireland	Eddy covariance	+236	Leahy et al. (2004)
Grass (200 kg N ha^{-1})	Uppsala, Sweden	Ecological method	+140	Paustian et al. (1998)
Tall-grass prairie	Texas, USA	Bowen ratio/energy balance	+50 to +80	Dugas et al. (1999)
	Oklahoma, USA	Eddy covariance	−8	Suyker and Verma (2001)
	Wisconsin, USA	Difference method2	−410 to +70	Brye et al. (2002)
Mixed-grass prairie	North Dakota, USA	Bowen ratio/energy balance (soil flux)	+31	Frank and Dugas (2001)
Moist-mixed prairie	Alberta, Canada	Eddy covariance	−18 to + 21	Flanagan et al. (2002)
Meadow	Moscow, Russia	Ecological method	+387	Larionova et al. (1998)
Forest ecosystem				
Aspen-lime-birch	Moscow, Russia	Ecological method	+135	Larionova et al. (1998)
Scots pine forest, 40 y old (*Pinus sylvestris*)	Southern Finland	Eddy covariance	+228	Kolari et al. (2004)
French pine forest (*Pinus pinaster*)	Les Landes, France	Eddy covariance	−200 to −340	Kowalski et al. (2003)
Boreal and temperate forest of Ontario	Ontario, Canada	Model: CBM-CFS2	−40	Liu et al. (2002)
Ontario's forest ecosystem	Ontario, Canada	Model: CBM-CFS2	−43	Peng et al. (2000)
Indigenous forest	New Zealand	Mass balance and modeling	−136	Tate et al. (2000)
Agricultural ecosystem				
Mix agricultural crops	Denmark	Eddy covariance	−31	Soegaard et al. (2003)
Barley—no fertilizer	Uppsala, Sweden	Difference method2	−20	Paustian et al. (1998)
–120 kg N	Uppsala, Sweden	Difference method2	+10	Paustian et al. (1998)
Corn—continuous	Ohio, USA	Cropland ecosystem model C (CEM)	+26	Evrendilek and Wali (2004)
–chisel plowed, fertilized	Wisconsin, USA	Difference method2	−90 to +590	Brye et al. (2002)
–no till, fertilized	Wisconsin, USA	Difference method2	−210 to +430	Brye et al. (2002)
No till corn–soybean	North Central USA	Eddy covariance	+90	Hollinger et al. (2005)
Revegetated mine waste land	Dry tropical ecosystems, India	Ecological method	354.79	Present study

Nimisha Tripathi et al.　Mine spoil acts as a sink of carbon dioxide in Indian dry tropical environment　より引用

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

事例紹介①

- ✓ 米国の炭鉱において、開発済エリアを再森林化しながら開発を進める場合、森林化に伴う炭素吸収量は40年後には110 Mg/ha/yearとなる予測がなされている。二酸化炭素に換算すると13.9 Mg/ha/year。
- ✓ 開発済エリアを草原のように修復していくやり方では、二酸化炭素発生源になるが、森林として再生することで2100年には二酸化炭素の吸収源になりえる、という予測がされている。



炭素ストックの予測

James F. Fox et al.　Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites　より引用

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

事例紹介②

- ✓ インドネシアの炭鉱において開発に使用される重機の燃料をバイオディーゼルに代替し、カーボンニュートラル実現を目指すプロジェクト。さらにバイオディーゼルの原料植物を炭鉱の開発済エリアで生育するというもの。
- ✓ 100 台規模のダンプトラックがバイオディーゼル20%含有の軽油を使用すれば、消費燃料の20%分のCO2 を削減できることになる。換算すると1 年間で約2 万トンCO2 相当となり、当該建設機械メーカーの国内生産工場の排出する1 年間分の約10 分の1 となる。



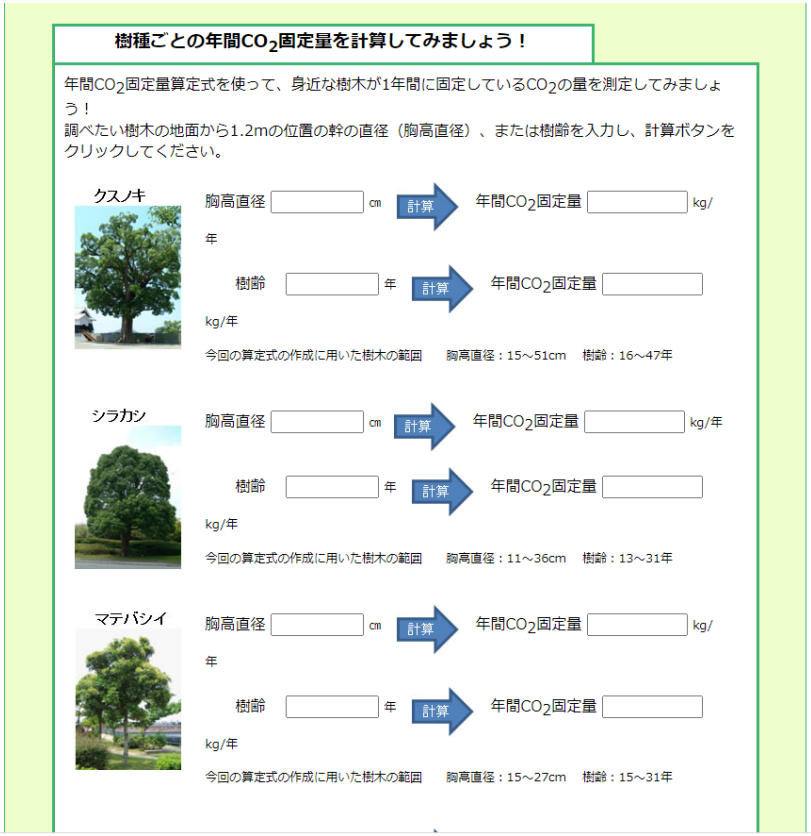
坪田晴弘　海外鉱山におけるバイオ燃料導入プロジェクト（建設の施工企画）より引用

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

【参考】緑化に伴う二酸化炭素固定量の算出について
- ✓ 緑化に伴う森林化において、二酸化炭素固定量の試算は以下の計算式にて可能
- ✓ 詳細は林野庁のHP（https://www.rinya.maff.go.jp/j/sin_riyou/ondanka/con_5.html）や、国交省国土技術政策総合研究所社会資本マネジメント研究センター緑化生態研究室のHP（http://www.nilim.go.jp/lab/ddg/naiyo/co2/co2.html）を参照

計算式（林野庁HPより引用）

吸収量（炭素トン/年）=幹の体積の増加量（m3/年）×拡大係数×（1+地上部・地下部比）×容積密度（トン/m3）×炭素含有率



国交省国土技術政策総合研究所HPより引用

4-1 海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

【参考】堆積場の傾斜部の樹木管理について
✓ 1983年発行の「捨石・鉱さいたい積場緑化の手引」（金属鉱業事業団）において、堆積場の法面管理について以下の記載あり

なお，次のような理由で，たい積場のり面における樹木の管理が重要である。

① のり面の樹木が大きくなると，その重量がのり面の安定性に影響する。

② 高木が点在すると風倒の恐れがあり，かつ，強風のため，根のまわりの土がゆるみ，雨水が浸透しやすくなる。

③ 樹木の根によるいわゆる「岩割り現象」が生じ，風化が促進される。

④ 樹木が繁茂するに従い地表面に腐植層が形成され，雨水が浸透しやすくなる。

⑤ 樹木が密生しうっ閉すると下草が枯れ，侵食が再発する恐れがある。

⑥ 樹木の繁茂は，立入りの障害となり，のり面の変状や崩壊前兆の発見が遅れる。

捨石・鉱さいたい積場緑化の手引 より引用

4-1　海外における鉱山跡地の緑化の事例紹介

参考文献

James F. Fox et al. Carbon Sequestration by Reforesting Legacy Grasslands on Coal Mining Sites energies, 2020
Pavla Vachova et al. Reclaimed Mine Sites: Forests and Plant Diversity, diversity, 2021
Ramesh Thangavel et al. Phytotechnologies for Mine Site Rehabilitation, Spoil to Soil: Mine Site Rehabilitaion and Revegetation, 2017
Mathieu Jonard et al. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon, Science of the Total Environment, 2016
Jitendra Ahirwal et al.　Assessment of carbon sequestration potential of revegetated coal mine overburden dumps: A chronosequence study from dry tropical climate, Journal of Environmental Management, 2017

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

- ✓ 鉱山跡地など金属を多量に含む土壌に対し、金属の超集積植物を活用し、土壌から植物体に金属を移行させ、さらに植物体から金属を回収する考え方。
- ✓ 金属鉱床とするには金属元素の濃度が低い場合にも、それを「資源」とみなすことが可能な考え方で、汚染された土壌の浄化に留まらず、金属を回収することにも着目。

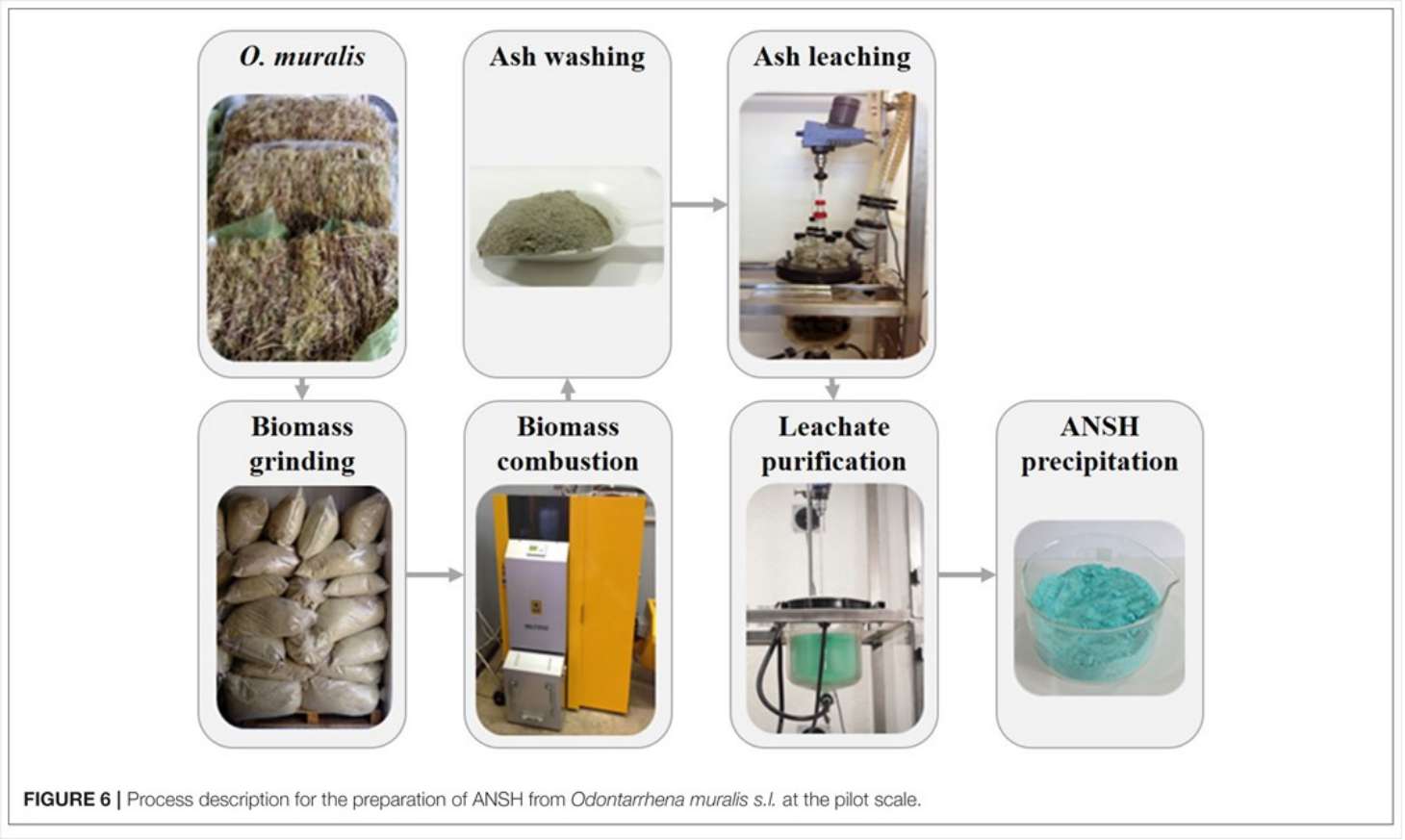


FIGURE 6 | Process description for the preparation of ANSH from *Odontarrhena muralis s.l.* at the pilot scale.

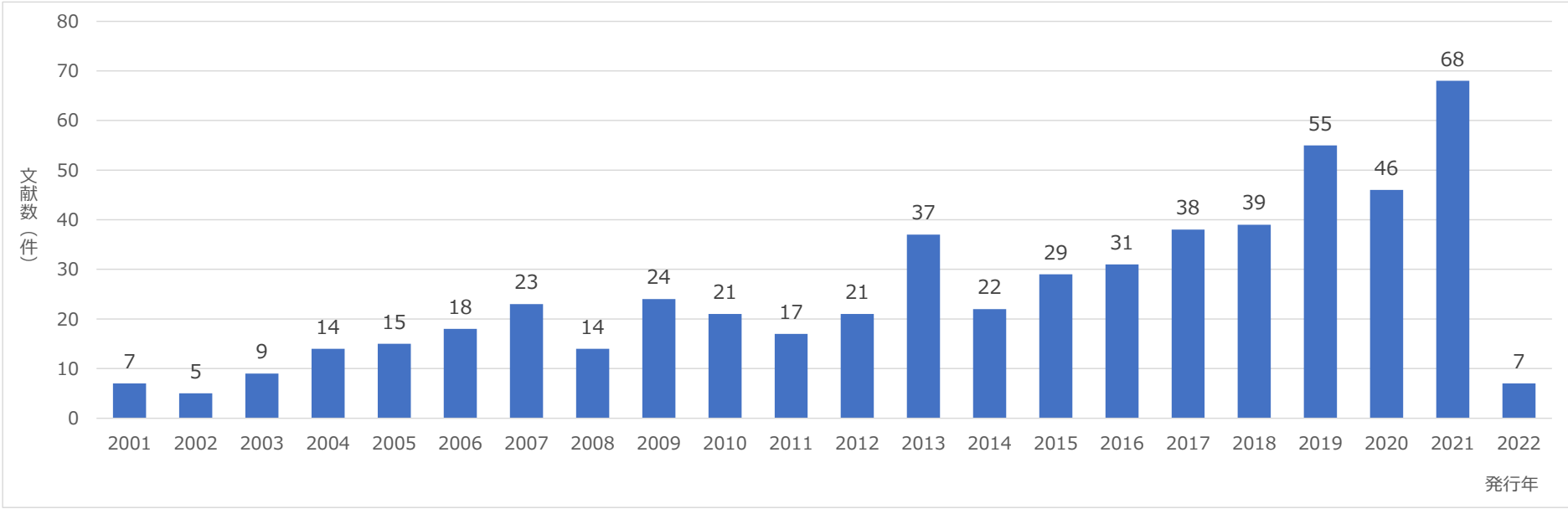
植物体からの金属回収の例

Kidd 他、Developing Sustainable Agromining Systems in Agricultural Ultramafic Soils for Nickel Recoveryより引用

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

ファイトマイニングの利点

- ✓ 通常の鉱山開発では商業的に採掘にみあわない現場であっても、商業的に金属回収が可能になる可能性がある
- ✓ 低コスト、低エネルギーで金属を回収可能であることや、金属回収のプロセスでSOx発生が抑制できること、鉱山跡地などの修復に繋がること、植物体の成長過程で炭素固定が期待できること、エネルギーを生成できること（燃焼の際に）、生物多様性確保に繋がることなどが挙げられている。
- ✓ 将来的にはCクレジット取引に繋がる可能性も示唆されている

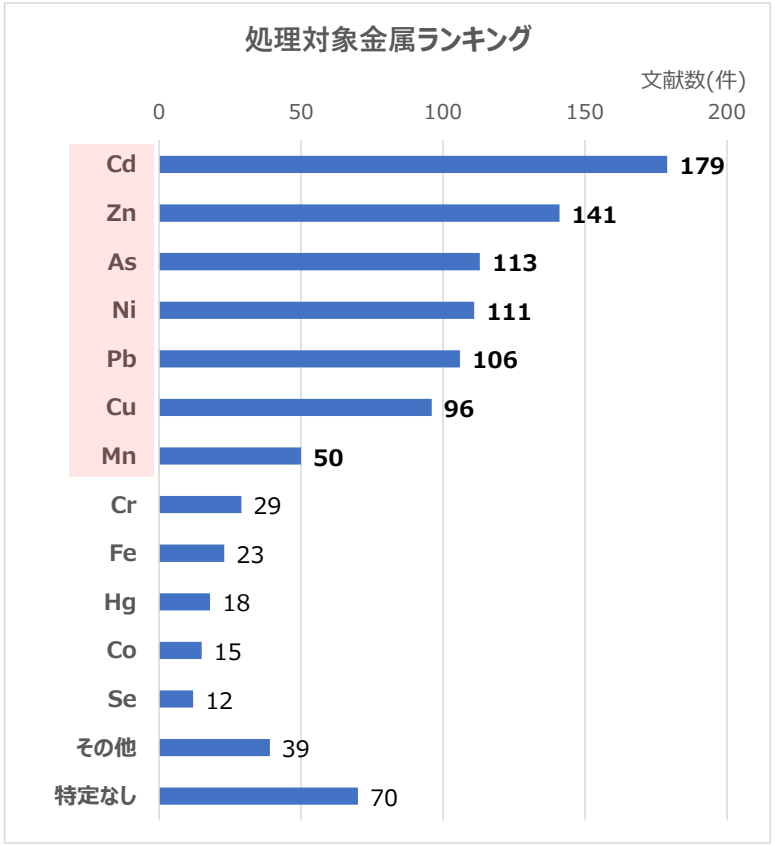


関連文献の発表数推移

JOGMEC調べ

- ✓ ファイトマイニング、ファイトレメディエーション等の単語で検索
- ✓ 2013年は東日本大震災の津波堆積物関連で文献が増加したとされる

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介



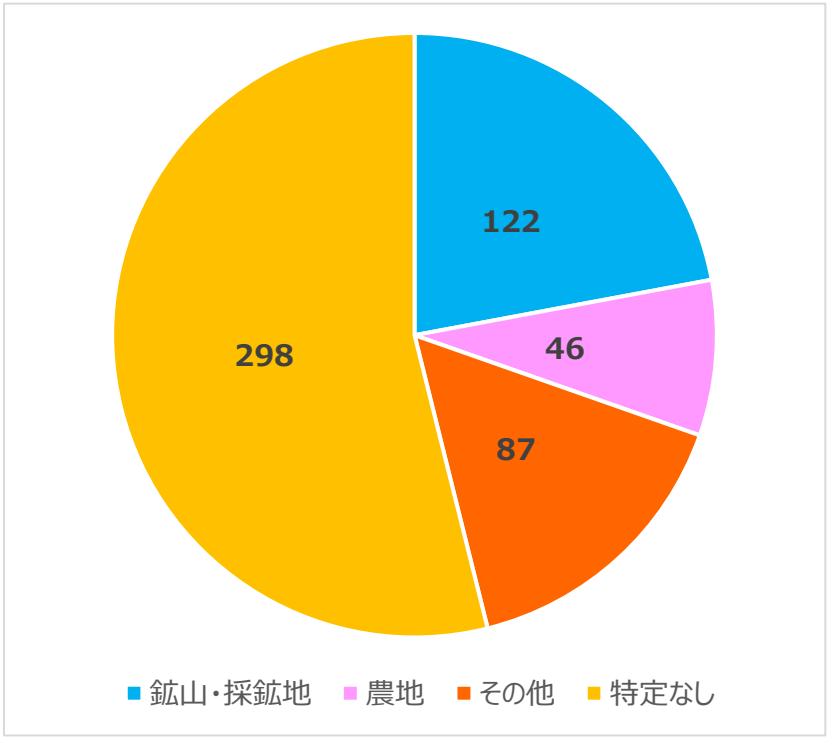
処理対象となる金属

JOGMEC調べ

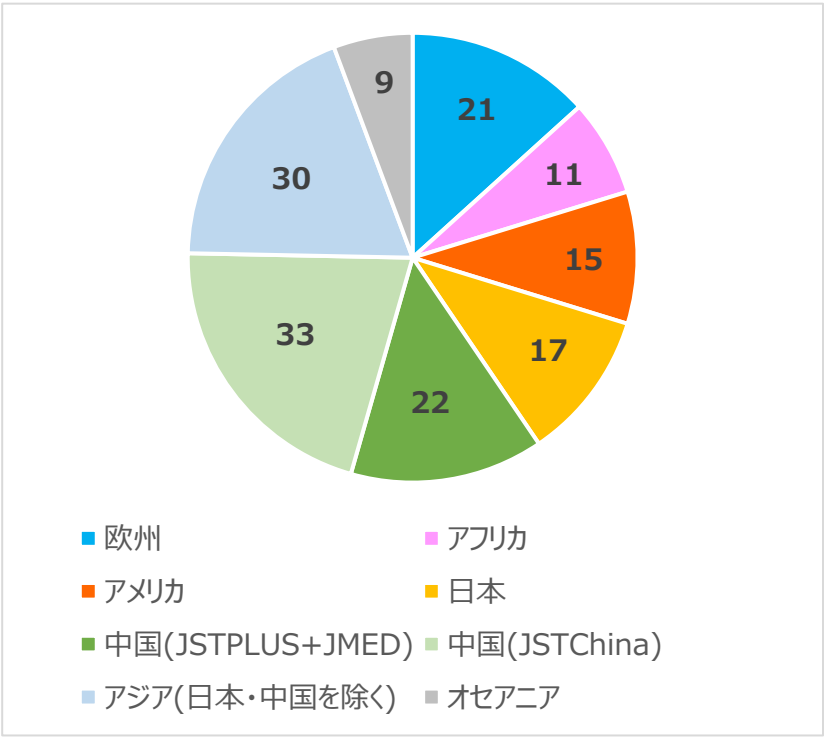
現状の技術レベル

- ✓ 実際のフィールドでの数年オーダーの試験が実施されている状況
- ✓ Niに関しては技術確立に近いレベルまで達しており、長期に亘るフィールドテストも実施されている。また、実際に植物体からの回収技術も進展しており、パイロットテストも実施されている。
- ✓ 他の金属、特にレアメタルについては今後の技術開発の余地がある

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介



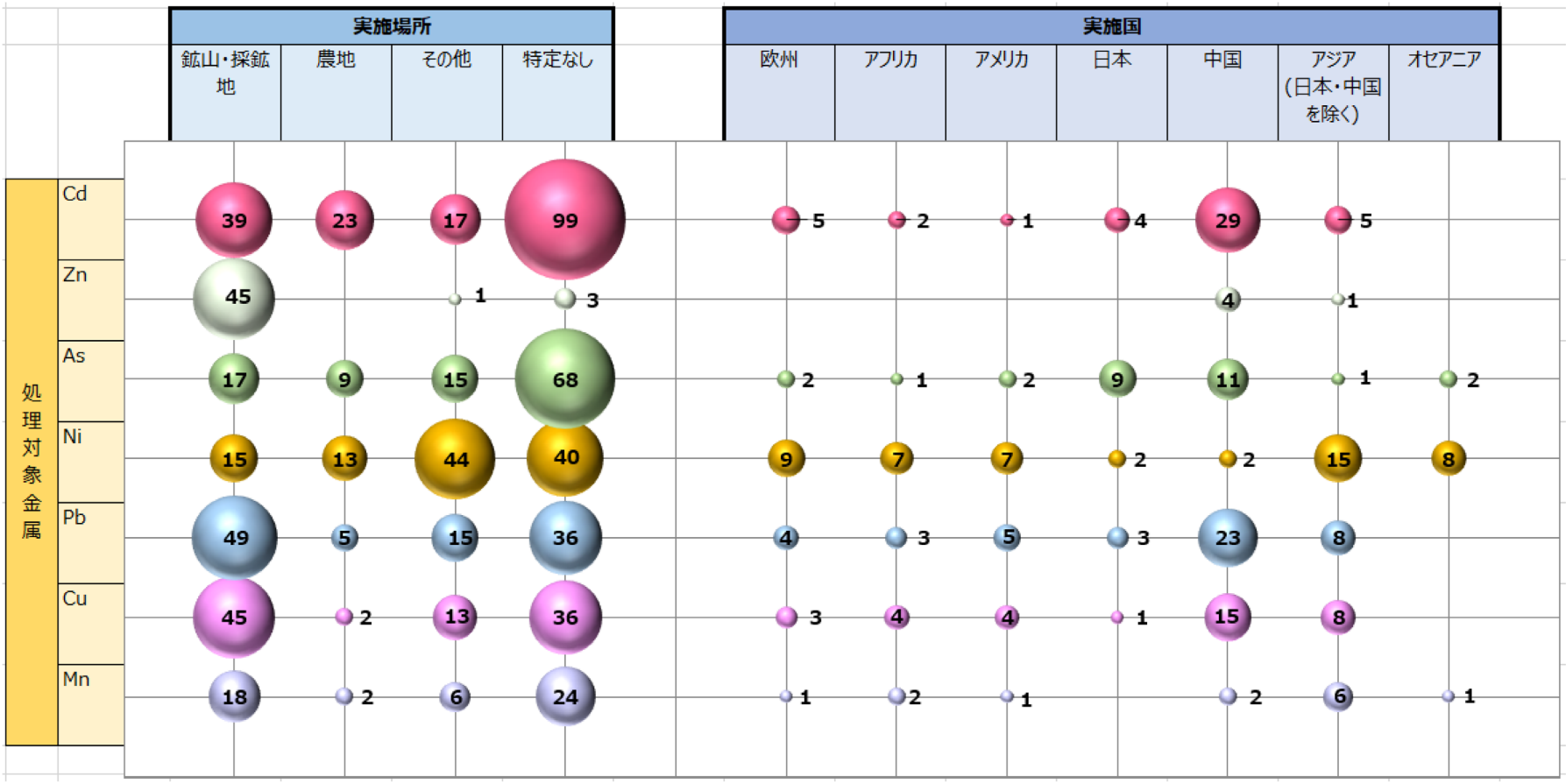
調査対象の土地利用状況　JOGMEC調べ



調査地域　JOGMEC調べ

- ✓ 鉱山跡地におけるファイトマイニングの研究事例は比較的多い
- ✓ 世界各国で研究が進展していて、特にアジアでは研究が盛ん

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介



研究対象の金属と実施場所、実施国の関係

JOGMEC調べ

✓ 鉱山跡地では、Cd、Zn、Pb、Cuの研究事例が多い

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

ファイトマイニングの課題、商業利用のための検討

- ✓ 金属の回収範囲が植物の根圏に制限される
- ✓ 汚染土壌を対象とする技術ではあるが、物理的・化学的ストレスが強い場所では、植物の生長が阻害される可能性がある
- ✓ 植物の生長に適した環境で実現可能で、気候的に厳しい環境では難しい
- ✓ 土壌中の金属濃度が高くても、植物への移行量に限界があったり、超集積植物と呼ばれるものは植物体があまり大きくならないことがある
- ✓ 発酵、燃焼によりバイオエネルギーを得ることができ経済的なリターンを高めることができるが、バイオマスの収量が低いことが課題
- ✓ 発酵残渣を土壌改良材として循環利用することで、土壌条件が回復し、植物体の生長に寄与することが考えられる

4-2 海外におけるファイトマイニング（phytomining）の事例紹介

参考文献

A.R.A.Alves et al. Nickel phytomining in Portugal: current status and future perspectives, Comunicações Geológicas, 2020
Hermann Heilmeier Phytomining Applied for Postmining Sites, Phytotechnology with Biomass Production
Pim de Voogt et al. Review of Environmental Contamination and Toxicology, 2020
Petra Susan Kidd, Developing Sustainable Agromining Systems in Agricultural Ultramafic Soils for Nickel Recovery, frontiers in Environmental Science, 2018

二次利用未承諾リスト

報告書の題名	令和３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）の調査研究等事業）報告書
委託事業名	令和３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）の調査研究等事業）
受注事業者名	独立行政法人石油天然ガス・金属鉱物資源機構

頁	図表番号	タイトル
28	図 3-5	坑廃水の水量に関する検討事例 （過去の水量、降水量のデータをもとにJOGMEC作成）
参考資料6.3.1		
6	図1-1	1次遷移の例（乾性遷移）
6	図1-2	1次遷移の例（湿性遷移）
12	図1-3	植物の無機元素濃度に対する成長量の関係
14	図1-4	植物細胞における金属元素に対する耐性機構
47	図3-1	ポット埋設工
47	図3-2	客土式筋工
52	図3-3	集積場に自生するアカマツ実生
53	図3-4	アカマツ実生の生残率
53	図3-5	内生菌の感染率
53	図3-6	アカマツ実生の根に含まれる元素濃度（2019年7月）
54	図3-7	ススキの含有する元素濃度（2020年7月）
7	表1-1	鉱山環境で確認された植物種（その1）
8	表1-2	鉱山環境で確認された植物種（その2）
9	表1-3	鉱山環境で確認された植物種（その3）
10	表1-4	必須栄養元素の植物における機能
11	表1-5	微量必須栄養元素の植物における機能
11	表1-6	有用栄養元素の植物における機能
12	表1-7	土壌における元素の平均値及び植物体での濃度範囲
13	表1-8	栽培品種におけるAl、Fe、Mn、Cu、Zn、Ni過剰吸収による毒性
16	表2-1	研究論文報告での分析方法
17	表2-2	コケ植物・シダ植物（国内の研究報告より作成）
21	表2-3	草本類（国内の研究報告より作成）
26	表2-4	樹木（国内の研究報告より作成）
30	表2-5	シダ植物（海外の研究報告より作成）
32	表2-6	草本類（海外の研究報告より作成）
42	表2-7	樹木（海外の研究報告より作成）