



Panorama de l'impact des activités minières sur les milieux et la biodiversité - Synthèse bibliographique et perspectives

Gabriel Melun, Pierre Boyer

► To cite this version:

Gabriel Melun, Pierre Boyer. Panorama de l'impact des activités minières sur les milieux et la biodiversité - Synthèse bibliographique et perspectives. Office Français de la Biodiversité. 2026, 215p. <hal-05661992>

HAL Id: hal-05661992

<https://ofb.hal.science/hal-05661992v1>

Submitted on 22 Jun 2026

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Copyright - All rights reserved

PANORAMA DE L'IMPACT DES ACTIVITÉS MINIÈRES SUR LES MILIEUX ET LA BIODIVERSITÉ

Synthèse bibliographique et perspectives



Auteurs

GABRIEL MELUN (Direction de la recherche et de l'appui scientifique - DRAS)

gabriel.melun@ofb.gouv.fr (01.45.14.88.83)

PIERRE BOYER (Direction de la Police et du permis de chasser - DPPC)

pierre.boyer@ofb.gouv.fr (01.45.14.88.93)

Résumé

Les mines s'intéressent à l'extraction de substances minérales « stratégiques », notamment les métaux (or, argent, cuivre, nickel, uranium, etc.), les métalloïdes (arsenic, antimoine, silicium, etc.) et les combustibles fossiles (pétrole, gaz naturel, houille, lignite, etc.). L'extraction de ces substances d'intérêt est aujourd'hui massive, afin notamment de répondre à la demande croissante accompagnant la transition énergétique, numérique et la décarbonation. Les travaux miniers sont conduits majoritairement en surface mais de nombreuses exploitations sont encore menées en souterrain, alors même que les ressources sous-marines suscitent désormais un fort engouement. Ce rapport a pour premier objectif de réaliser une synthèse bibliographique, scientifique et objective, des impacts environnementaux induits par les activités minières à l'échelle nationale et internationale. Il présente ainsi successivement les impacts liés 1) à la déforestation, 2) aux altérations géomorphologiques et hydromorphologiques, 3) à la dégradation - qualitative et quantitative - de la ressource en eau, 4) aux pollutions affectant l'air et les sols ; et finalement, 5) aux atteintes qui en résultent sur la biodiversité aquatique et terrestre. Ce travail met en évidence l'intensité forte, croissante et la grande durabilité des dommages inhérents aux travaux miniers, tant à l'échelle locale, régionale que globale. En parallèle, les activités minières ont potentiellement de lourds impacts sociaux, économiques et sanitaires. En s'appuyant sur ces constats, ce rapport a pour second objectif d'éclairer une réalité complexe afin de sensibiliser et d'accompagner la société et l'ensemble de ses acteurs vers des prises de décisions cohérentes et un changement transformateur nécessaire pour concilier les nécessaires activités extractives d'une part, et la protection de l'environnement et de la biodiversité d'autre part.

Mots-clefs

Mine

Extraction

Pollution

Déforestation

Impacts environnementaux

Impacts écologiques

Citation du document

Melun G. & Boyer P. (2026). Panorama de l'impact des activités minières sur les milieux et la biodiversité - Synthèse bibliographique et perspectives. Office français de la biodiversité. Rapport technique. 215 p.

Abstract

Mining focuses on the extraction of “strategic” mineral substances, notably metals (gold, silver, copper, nickel, uranium, etc.), metalloids (arsenic, antimony, silicon, etc.), and fossil fuels (oil, natural gas, coal, lignite, etc.). The extraction of these valuable resources is now carried out on a massive scale, particularly to reach the growing demand associated with the energy transition and decarbonization. Mining operations are conducted mainly at the surface, but many sites are still exploited underground, while interest in deepsea resources is now rapidly increasing. The primary objective of this report is to provide a bibliographic, scientific, and objective synthesis of the environmental impacts induced by mining activities at both national and international scales. It therefore presents, in turn, the impacts related to: 1) deforestation; 2) geomorphological and hydromorphological alterations; 3) the qualitative and quantitative degradation of water resources; 4) pollution affecting air and soils; and finally, 5) the resulting damage to aquatic and terrestrial biodiversity. This work highlights the strong, increasing, and long-lasting nature of the damage induced by mining activities, at local, regional, and global scales alike. At the same time, mining activities potentially have significant social, economic, and health impacts. Building on these findings, the report’s second objective is to shed light on a complex reality in order to raise awareness and support society and all its stakeholders in making coherent decisions and achieving the necessary transformative change to reconcile essential extractive activities on the one hand with environmental and biodiversity protection on the other.

Keywords

Mining

Extraction

Pollution

Deforestation

Environmental impacts

Ecological impacts

Avant-propos

La présente synthèse s'insère dans un contexte de « relance minière » à l'échelle nationale et européenne et d'accroissement massif des besoins en matières premières minérales à l'échelle mondiale. Elle ne vise pas à déterminer un positionnement vis-à-vis des activités extractives - par ailleurs nécessaires à l'atteinte des objectifs de transition écologique et énergétique - mais à dresser un panorama scientifique objectif, à la fois qualitatif et quantitatif, des impacts issus de ces activités. Ce panorama doit permettre d'orienter les stratégies ou les politiques publiques en lien avec les activités minières. Il doit également permettre de promouvoir une indispensable amélioration des pratiques minières d'une part, et d'encourager d'autre part des démarches de sobriété et d'économie circulaire pour initier un nécessaire « changement transformateur » en lien avec la filière extractive.

Cette synthèse s'appuie sur une bibliographie exhaustive : environ 1 650 sources ont été consultées et plus de 1 500 sont référencées en fin d'ouvrage. Les différentes illustrations proposées sont, pour la plupart, issues de cette bibliographie. Plusieurs verbatims sont également retranscrits ; lorsque ceux-ci sont présentés en anglais, une traduction est systématiquement proposée en note de bas de page.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des experts de l'Office français de la biodiversité (OFB) et de l'unité mixte de service « Patrimoine naturel » (UMS Patrinat) qui, par leur temps, leur implication, leur accompagnement sur le terrain et leur relecture, ont contribué à l'amélioration du rapport, et notamment Bénédicte Augeard, Olivier Perceval, Nicolas Hette-Tronquart, Pierre-François Staub et Romuald Berrebi (Direction de la recherche et l'appui scientifique), Pierre-Édouard Guillain (Directeur général délégué « Police, Connaissance et Expertise »), Mikaël Le Bihan (Direction régionale Bretagne), Stéphanie Barthe, Pierre-Antoine David et Nicolas Rouyer (Direction des Outre-mer), Philippe Gourdain, Santiago Forero, Grégoire Egoroff et Yorick Reyjol (UMS Patrinat).

Les auteurs tiennent également à remercier chaleureusement Gaël Bellenfant, Patrick d'Hugues et Johann Tuduri du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), Jean-Louis Bergey et Julien Dezombre de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), François Korysko de l'Office national des forêts (ONF) et Julien Syren de la Commission de recherche et d'information indépendantes sur la radioactivité (CRIIRAD) pour leur expertise, leurs très précieuses relectures du document ainsi que l'ensemble de leurs conseils et commentaires avisés.



Mine aurifère en exploitation dans la forêt guyanaise (© G. Melun).



Lac de stockage des résidus de l'ancienne mine d'uranium de Saint-Priest-la-Prugne dans la Loire (© CRIIRAD).

RÉSUMÉ EXÉCUTIF



Cette synthèse examine les conséquences environnementales des activités minières sur les écosystèmes et leur biodiversité à l'échelle mondiale. Elle met en lumière les impacts majeurs, durables et croissants - y compris dans les décennies à venir - des activités minières sur les différentes composantes de l'environnement. Les activités minières mobilisent de nombreuses substances polluantes tout au long de leurs processus d'extraction et de traitement. Elles génèrent dans le même temps une très grande quantité de déchets miniers (« stériles » et résidus miniers) toxiques, présentant un risque environnemental sur le long terme (siècles, millénaires voire au-delà). Chaque année, ce sont ainsi plusieurs dizaines de milliards de tonnes de déchets miniers qui sont produits et qui viennent s'ajouter aux déchets des activités minières passées. L'exploitation des gisements et le stockage des déchets consomment ainsi énormément d'espace : la surface occupée par les déchets miniers est estimée à plus d'un million de km², soit approximativement deux fois la superficie de la France hexagonale.



Déforestation : les activités minières contribuent directement à la déforestation mondiale dont elles représentent environ 7 %. La déforestation « indirecte » (création de pistes, extension urbaine et agricole liée) est plus intense encore et contribue à accroître la destruction et la fragmentation des milieux forestiers et des puits de carbone qu'ils constituent. Si l'ensemble des biomes forestiers sont touchés, les forêts tropicales sont tout particulièrement impactées alors même qu'elles constituent des hotspots de biodiversité. L'implication des activités minières dans la déforestation s'intensifie ces dernières années et les impacts s'étendent désormais aux périmètres de protection de la nature. En Amazonie, les exploitations minières ont causé une déforestation directe et indirecte cumulée estimée à 12 000 km² entre 2005 et 2015. Ces 20 dernières années en Guyane française, les mines légales et illégales ont entraîné la disparition d'environ 33 000 hectares de forêt tropicale, dont 5 600 ha dans l'emprise du Parc amazonien de Guyane.



Consommation en eau et en énergie : les activités minières mobilisent de très importantes quantités d'eau, tant pour l'extraction que pour le traitement des minerais. À l'échelle mondiale, l'industrie minière serait chaque année à l'origine de 22 % des volumes prélevés, soit 800 milliards de m³. Produire 1 tonne d'or mobilise par exemple 310 000 m³ d'eau ; 1 tonne de lithium, jusqu'à 2 200 m³ d'eau et 1 tonne de cuivre, entre 100 et 500 m³ d'eau. Dans le même temps, les principaux sites miniers sont majoritairement situés dans des zones déjà exposées à un stress hydrique, multipliant et exacerbant les conflits d'usage de la ressource en eau. En termes d'énergie, l'industrie minière mondiale consomme environ 6 % de l'énergie globale produite, ce qui en fait l'un des secteurs les plus énergivores. Les opérations minières industrielles de broyage et la concentration des minerais sont particulièrement consommatrices, entraînant dans le même temps d'importantes émissions de gaz à effet de serre (10 % des émissions mondiales).



Pollution de l'eau, de l'air et des sols : l'activité minière constitue l'une des principales sources de pollution de l'eau, de l'air et des sols à l'échelle mondiale. Les mines sont à l'origine d'une très forte dégradation physico-chimique des eaux de surface exposées aux « drainages miniers acides » qui entraînent le relargage d'importantes quantités de substances toxiques et d'éléments-traces (arsenic, mercure, plomb,

cadmium, etc.) « infiniment persistants », dont les conséquences et les nécessités de gestion se manifestent sur le très long terme. Ces pollutions peuvent également affecter les nappes phréatiques, et leur transfert vers l'aval - via le réseau hydrographique - expose de longs linéaires de cours d'eau, jusqu'aux zones littorales et estuariennes. Dans le bassin du Maroni, on estime par exemple que plus de 10 000 km de cours d'eau sont directement impactés par les activités minières légales et illégales confondues. Les mines industrielles et l'ensemble des processus qu'elles mobilisent sont également à l'origine de fortes émissions de particules fines et de polluants atmosphériques gazeux qui sont transportés sur plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres et peuvent affecter les sols autour des sites miniers en se redéposant.



Impacts sur la biodiversité : en contribuant à la dégradation et à la fragmentation des habitats (y compris au sein d'espaces naturels protégés), à la surexploitation des ressources naturelles et à la pollution des milieux à l'échelle globale, les activités minières sont directement impliquées dans l'érosion généralisée de la biodiversité mondiale. Selon une revue systématique portant sur 2 100 références, 99,8 % des études scientifiques mettent en évidence un impact négatif des activités minières sur la biodiversité et les services rendus par les écosystèmes. L'ensemble des compartiments biologiques est affecté, tant au sein des écosystèmes aquatiques que terrestres. Les contaminations du biote induites par les activités minières entraînent de nombreux effets délétères affectant la diversité ou l'abondance spécifique ; et à terme, le déclin - voire la disparition locale - de population d'espèces. De plus, en se propageant le long de la chaîne trophique, ces contaminations peuvent induire localement ou régionalement un risque sanitaire pour l'Homme. Dans le bassin amazonien, plus 1,5 million de personnes sont ainsi directement impactées par les contaminations mercurielles issues des activités minières.



Perspectives : les besoins en ressources minérales, déjà importants, devraient exploser dans les années à venir, en réponse notamment à une demande croissante en métaux nécessaires à la transition énergétique et numérique. Il est prévu d'extraire plus de matériaux dans les 35 prochaines années que depuis le début de l'Antiquité. Dans le même temps, et à l'échelle mondiale, la teneur des différents gisements exploités tend à s'effondrer. Dans ce contexte, l'accès aux nouveaux gisements, leur exploitation et le traitement des minerais nécessiteront demain toujours plus d'eau et plus d'énergie. L'activité générera également plus de déchets miniers et de substances polluantes et toxiques, suivant des trajectoires déjà observables et caractérisées. Au-delà des dégradations actuelles, il s'agit également de gérer les dégradations héritées des activités minières passées. En France hexagonale, plusieurs milliers de sites miniers « orphelins » potentiellement pollués sont recensés, et gérés le cas échéant. Ces sites nécessitent une surveillance sur le long terme.



Propositions pour un « changement transformateur » : un changement transformateur doit être initié en lien avec ces problématiques minières. Celui-ci pourrait s'appuyer 1) sur une amélioration concrète des pratiques d'exploitation et de réhabilitation, incarnée par un cadre national ambitieux de règles pragmatiques et efficaces pour la préservation de l'environnement et de la biodiversité, qui pourrait être partagé à l'échelle européenne ou internationale. 2) Sur le renforcement des politiques publiques environnementales et des moyens alloués, permettant un meilleur rapportage de l'activité, une facilitation des contrôles et une lutte efficace contre les activités minières illégales. 3) Une prise de conscience citoyenne autour des problématiques minières afin de promouvoir des démarches concrètes de sobriété et d'économie circulaire au sens large.



Mine à ciel ouvert de nickel près de Voh, en Nouvelle-Calédonie (© A. Jocard / AFP).



Parc à résidus miniers de la mine d'or d'Akyem, au Ghana (© Newmont).

RÉSUMÉ EXÉCUTIF	8
1. CONTEXTE	15
2. UNE MINE, QU'EST-CE QUE C'EST ?.....	20
2.1. MINES vs. CARRIÈRES	21
2.2. RÉGLEMENTATION ET CONTEXTE EUROPÉEN.....	24
2.2.1. Des enjeux d'approvisionnement et de souveraineté.....	24
2.2.2. L'encadrement par un socle de directives	25
2.3. MINES INDUSTRIELLES vs. MINES ARTISANALES	28
2.4. TYPES DE MINES ET TRAITEMENT DES MINÉRAIS	31
2.4.1. Les mines à ciel ouvert.....	32
2.4.2. Les mines souterraines.....	33
2.4.3. Les extractions sous-marines	34
2.4.4. Traitement du minerai extrait.....	39
3. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DE L'ACTIVITÉ MINIÈRE.....	41
3.1. DÉFORESTATION ET ALTÉRATIONS DES PAYSAGES.....	43
3.1.1. Déforestation	44
3.1.2. Déchets miniers	49
3.1.3. Modifications topographiques, altérations géomorphologiques et hydromorphologiques.....	60
3.2. IMPACTS SUR LA RESSOURCE EN EAU	67
3.2.1. Aspects quantitatifs : une gigantesque consommation d'eau	67
3.2.2. Aspects qualitatifs : une forte dégradation de la ressource	69
3.2.3. Problématiques liées aux eaux d'exhaure.....	75
3.2.4. Déversements, ruptures d'ouvrages miniers et exports des pollutions.....	76
3.3. POLLUTION DE L'AIR ET DES SOLS	80
3.3.1. Pollution de l'air et émissions de gaz à effet de serre (GES)	80
3.3.2. Altération et pollution des sols	83
3.3.3. Déforestation, contamination de l'eau, de l'air et du sol : le cas du mercure	85
3.4. ATTEINTES À LA BIODIVERSITÉ.....	90
3.4.1. Impacts sur la biodiversité aquatique.....	92
3.4.2. Bioaccumulation, bioamplification des ETM et risque sanitaire induit	97
3.4.3. Impacts sur la biodiversité terrestre.....	98
3.5. VERS UN CHANGEMENT DES PRATIQUES ?.....	104
3.5.1. Restauration, réhabilitation et réduction d'impacts	104
3.5.2. La question des « bonnes pratiques »	108
3.5.3. La gestion et les principaux acteurs de l'après-mine en France.....	113
3.5.4. Le changement des pratiques minières en Guyane : un enjeu national	116
CONCLUSION ET PERSPECTIVES SUR LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX	127
BIBLIOGRAPHIE	143
ANNEXES.....	207

Tables des illustrations

Figure 1 : Évolution et répartition continentale de la production minière mondiale (en Mt) entre 1984 et 2023	18
Figure 2 : Évolution des quantités des matières extraites par type de ressources (B) Évolution schématique de la consommation des différents métaux entre les XVIII ^e et XXI ^e siècles.....	19
Figure 3 : Illustration des « Missing mines »	31
Figure 4 : Grands types de mines à ciel ouvert : exploitation en « fosse » et exploitation en « découverte »	32
Figure 5 : Illustration du principe de mine à déplacement de sommet.....	33
Figure 6 : Exemples de mines alluviales : extractions illégales dans la région du Madre de Dios, en Amazonie péruvienne et légale en Guyane	33
Figure 7 : Principes d'exploitation par dissolution et par lixiviation	34
Figure 8 : Gisements et principales zones d'explorations minières sous-marines actuelles.....	35
Figure 9 : Illustration des impacts potentiels de l'exploitation minière sous-marine.....	38
Figure 10 : Représentation schématique des principales étapes de traitement d'un minerai de cuivre, depuis son extraction jusqu'au raffinage.....	39
Figure 11 : Aperçu des principales substances (à gauche) et des écosystèmes (à droite) abordés par la littérature dédiée aux impacts des activités minières sur la biodiversité et les services écosystémiques.....	42
Figure 12 : Illustration de la répartition des différents compartiments dégradés par les activités minières (sols, biodiversité, milieux aquatiques, air).....	43
Figure 13 : Aperçu de la localisation des principales mines industrielles de métaux (hors charbon donc et selon le type de substance principale extraite) par rapport aux principales surfaces forestières mondiales	44
Figure 14 : (A) Déforestation induite par les activités minières aurifères sur le Plateau des Guyanes entre 2001 et 2015. (B) Évolution annuelle et cumulée de la déforestation liée aux mines d'or légales et illégales entre 2005 et 2021.....	46
Figure 15 : Présentation générale des premières étapes de l'extraction et de l'origine des déchets miniers.....	50
Figure 16 : Présentation générale des différentes opérations minières et des déchets qu'elles génèrent (BRGM, 1997).	51
Figure 17 : Rejet de pulpe dans un parc à résidus à Rouyn-Noranda, Canada et illustration d'un parc à résidus sur la mine de Goldstrike, Nevada, USA	52
Figure 18 : Exemple des volumes de résidus et de déchets miniers pouvant être générés par une mine industrielle de cuivre.....	54
Figure 19 : Illustration de la diminution de la teneur des gisements australiens pour 6 différents métaux entre 1840 et 2010.....	59
Figure 20 : Illustration de la diminution de la teneur des gisements d'or au Brésil, aux États-Unis, en Afrique du Sud, en Australie et au Canada, entre 1830 et 2010	59
Figure 21 : Illustrations du bouleversement topographique induit par les MCO à déplacement de sommet	62
Figure 22 : Déforestation et comblement de thalweg par les dépôts de stériles miniers provenant d'une mine de fer à déplacement de sommet.....	62
Figure 23 : Illustrations des effets géomorphologiques d'effondrements et d'affaissements de terrains suite aux exploitations souterraines	63
Figure 24 : Métamorphose fluviale de la rivière Ajkwa entre 1984 (A) et 2022 (B), inhérente aux activités minières sur la mine de Grasberg (Indonésie)	65
Figure 25 : Illustrations des impacts hydromorphologiques des mines alluviales en Guyane : fragmentations des milieux, destructions des cours d'eau et pollutions mécaniques.	66
Figure 26 : Différents vecteurs de contamination de la ressource en eau et des sols en contexte minier.....	69
Figure 27 : Exemples de pollutions majeures par des eaux acides et chargées en métaux et métalloïdes.....	71
Figure 28 : Illustrations de pollutions mécaniques en rivière	74
Figure 29 : Pollution post-exploitation des eaux de la mines d'Atalaya (Espagne)	76
Figure 30 : Exemples récents d'accidents miniers majeurs.....	77
Figure 31 : Synthèse des principaux impacts de l'exploitation minière sur la biodiversité	91
Figure 32 : Réponses biologique d'un organisme à l'augmentation de la disponibilité en ETM	95

Figure 33 : Carte des priorités de conservation de la biodiversité d'eau douce, illustrant les points chauds mondiaux de la menace minière sur celle-ci	96
Figure 34 : Concentration en mercure pour trois espèces piscicoles représentant 3 régimes alimentaires.....	97
Figure 35 : Aperçu schématique des menaces potentielles directes (10 km) et d indirectes (50 km) sur les singes liés aux activités minières.....	103
Figure 36 : Le principe de réhabilitation en contexte minier	105
Figure 37 : Le « Continuum restaurateur » décliné au contexte minier comprend une gamme variée d'interventions qui visent à améliorer les conditions environnementales et à inverser la dégradation écosystémique et la fragmentation des paysages.....	106
Figure 38 : Les principaux acteurs de l'après-mine en France et de leurs interactions	114
Figure 39 : Exemple d'intervention réalisée par le DPSM sur un fontis minier de près de 1 000 m ³ , apparu en mars 2021 à Saint-Étienne	115
Figure 40 : Cumul du linéaire de cours d'eau détruit par l'orpaillage entre 2001 et 2021 et illustration de la destruction du lit de la crique Bagot par l'orpaillage illégal en 2021.....	121
Figure 41 : Évolution de quelques impacts environnementaux majeurs associés aux productions minières entre 2000 (année de référence) et 2015	128
Figure 42 : Estimation de l'évolution des demandes pour 15 métaux critiques à l'horizon 2030 et 2050	130
Figure 43 : Projection pour 2050 des demandes annuelles de l'unique filière énergétique pour 17 substances minérales nécessaires à la transition énergétique. Demande annuelle en pourcentage de la production de 2018 et équivalent en masse annuelle.....	130
Figure 44 : Comparaison entre les capacités de production (actuelles et prévues) à l'horizon 2030, et les besoins nécessaires à l'atteinte des objectifs « zéro émission » pour 3 métaux particulièrement impliqués dans la transition énergétique, le cuivre, le lithium et le cobalt	131
Figure 45 : Projection des besoins en métaux pour assurer la transition énergétique d'ici à 2050 dans le cadre du scénario SDS (Sustainable Development Scenario) nécessaire pour l'atteinte des objectifs fixés par l'Accord de Paris.....	132
Figure 46 : Évolution des impacts environnementaux associés aux productions minières d'aluminium, de fer, de cuivre et des « autres métaux » (qui combinent les impacts du plomb, du manganèse, du nickel et du zinc).....	134

Liste des tableaux

Tableau 1 : Caractéristiques des différents actes et titres miniers en France.....	23
Tableau 2 : Répartition des titres miniers (titres valides, en demande initiale ou en instance de modification) concernant les minéraux et métaux en France au 1er mars 2023	23

1. CONTEXTE

Le nombre d'espèces animales et végétales présentes sur Terre est difficile à estimer et varie substantiellement selon les études (May, 2011). Actuellement le nombre de 8,7 millions d'espèces - dont moins de 2 millions sont effectivement recensées ou décrites - fait toutefois référence (UICN, 2007 ; Mora *et al.*, 2011 ; CoL, 2018¹). Ce chiffre est d'ailleurs retenu par l'Office français de la biodiversité (OFB) (OFB, 2022a). Dans son *rapport d'évaluation mondiale sur la biodiversité et les services écosystémiques*, l'IPBES estime que plus d'un million de ces espèces sont d'ores et déjà menacées d'extinction dans les décennies à venir mettant en lumière **l'effondrement généralisé et massif de la biodiversité mondiale**, qui menace à son tour un certain nombre de fonctions vitales pour l'humanité (Díaz *et al.*, 2019). Les principales causes de cette érosion de la biodiversité sont bien identifiées (IPBES, 2019 ; Jaureguiberry *et al.*, 2022) :

- **dégradation, fragmentation et homogénéisation des habitats ;**
- **surexploitation des ressources naturelles ;**
- **pollution des milieux ;**
- **introduction et prolifération d'espèces exotiques envahissantes (EEE) ;**
- **changement climatique.**

Il apparaît que les activités minières contribuent directement ou favorisent l'ensemble de ces pressions sur les milieux et la biodiversité, justifiant une implication de l'OFB sur la thématique. Si la caractérisation des impacts environnementaux de ces activités est aujourd'hui documentée de manière robuste (*cf. 3 - Impacts environnementaux de l'activité minière*), il ressort de notre veille scientifique que peu d'éléments sont aisément accessibles, suffisamment vulgarisés ou simplement portés à connaissance de l'espace public (décideurs, gestionnaires, citoyens) ; or l'attente en matière d'accès aux informations est importante dans ce domaine et nous a été remontée dans de nombreux départements de l'Hexagone (Aude, Ariège, Gard, Hérault, Loire-Atlantique, Lot, Morbihan, Meurthe-et-Moselle, Rhône, Sarthe, etc.) et territoires d'Outre-mer (Guyane, Nouvelle-Calédonie, Polynésie française). Dans le même temps, certains industriels du secteur minier ont parfois tendance à minimiser la gravité des dommages environnementaux induits par leurs activités et mettent en avant des concepts émergents de « mines intelligentes », « mines vertes », « d'exploitations zéro-émission » ou de « *smart-mining* », qui relèvent fréquemment - et comme le rapporte le Bureau européen de l'environnement - du greenwashing (EEB, 2021 ; Systext, 2023).

Pour autant, dans un contexte mondial extrêmement tendu autour des matières premières minérales, **un très net regain d'intérêt pour l'exploration et l'exploitation minière se dessine**, en France, en Europe, comme à l'international. Ceci afin de répondre à une demande colossale et croissante en métaux, nécessaire à la transition « écologique » et énergétique vers une décarbonation voire une « neutralité carbone » (Halada *et al.*, 2008 ; Christmann, 2018 ; UNEP & IRP, 2018 ; IRP, 2020 ; Watari *et al.*, 2020 ; Le Berre & Chailleux, 2021 ; Watari *et al.*, 2021 ; Reichl & Schatz, 2022, Reys *et al.*, 2023 - Fig. 1). Ainsi, les projections estiment que **nous devrions extraire plus de matériaux dans les 35 prochaines années que depuis le début de l'Antiquité**

¹ Catalogue of life est consultable suivant le lien : <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2018/info/ac>.

(Vidal, 2018 ; ADEME, 2024 ; Voïta, 2024) alors même qu'au cours du XX^e siècle, la consommation des matériaux de construction d'origine minérale a déjà été multipliée par 34, et celle des minéraux industriels et des métaux par 27 (Krausmann *et al.*, 2009). Uniquement, entre 1970 et 2022, la quantité extraite de minerais métalliques a été presque quadruplée, passant de 2,7 à 9,4 milliards de tonnes. **En 2022, ce sont ainsi près de 26 Mt de minerais métalliques qui sont quotidiennement extraites** (Giljum *et al.*, 2025)². Pour Varin (2022) : « *La croissance de la consommation des métaux de transition va devenir explosive : la demande de cuivre va doubler d'ici 2030, celle du nickel va tripler, quant au lithium, sa consommation sera 4 fois supérieure, à l'instar des terres rares*³ ». Cette demande croissante concerne autant la quantité de matériaux - qu'il s'agisse de minéraux métalliques ou non métalliques, tels que les sables, les graviers ou la craie (Fig. 2A) - que leur diversité (Fig. 2B). En effet, d'une vingtaine de métaux prospectés et exploités dans les années 1970, ce sont désormais plus d'une soixantaine d'entre eux qui sont extraits, c'est-à-dire l'ensemble des métaux et métalloïdes connus (Christmann, 2016 ; Dedryver & Couric, 2020).

Pour tenter de répondre à ces enjeux, la loi « Climat et résilience »⁴ réforme le Code minier et instaure un titre III, définissant une : « **Politique nationale des ressources et des usages du sous-sol pour une gestion minière durable** », ayant notamment pour objectif « *de déterminer [...] des substances susceptibles d'être présentes dans le sous-sol, les orientations nationales de gestion et de valorisation des substances [...] pour servir les intérêts économiques, sociaux et environnementaux des territoires et de la Nation* » (Art. 68). Cet article de loi, décliné ultérieurement aux articles L.113-1 et L.100-4 du Code minier demande à l'autorité administrative, assistée des établissements publics et des instituts de recherche compétents, de formaliser la politique nationale des ressources et des usages du sous-sol (PRUSS), qui doit constituer la pierre angulaire de la relance minière en France. En parallèle de l'élaboration de la PRUSS, le BRGM publiait ainsi un atlas cartographique actualisé des substances minières du sous-sol métropolitain (Gourcerol *et al.*, 2021) et affirmait - à l'aune de son potentiel minier (Annexe 1) - que « *La France demeure pourtant riche de nombreuses substances attractives sur le plan industriel, avec pour certaines l'existence d'une filière industrielle au niveau national et/ou européen* »⁵.

Suite à la remise du rapport Varin au gouvernement en janvier 2022⁶, plusieurs déclarations régaliennes sont venues se positionner pour initier, relancer ou promouvoir certains projets liés à la filière extractive minière en France. En décembre 2022 le gouvernement français décidait de la création d'une délégation interministérielle aux approvisionnements en minerais et métaux stratégiques⁷ (DIAMMS). Puis, en septembre 2023, le président de la République Emmanuel Macron annonçait la mise à jour de l'Inventaire des Ressources Minérales (IRM)⁸ du sous-sol français, confié au BRGM. Cet inventaire élargi a concrètement été initié en février 2025

² Pour donner un ordre de grandeur, 26 Mt correspond au poids d'un cube de béton de plus de 220 m de côté.

³ Les terres rares sont un groupe constitué de 17 éléments métalliques (15 lanthanides : lanthane, cérium, praséodyme, néodyme, prométhium, samarium, europium, gadolinium, terbium, dysprosium, holmium, erbium, thulium, ytterbium et lutécium, ainsi que scandium et yttrium) et sont particulièrement mobilisées pour leur propriétés électromagnétiques dans les industries de pointe du numérique et de l'énergie.

⁴ Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets : <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043956924>.

⁵ Des informations détaillées concernant le potentiel minier du sous-sol français sont accessibles suivant ce lien : <https://www.mineralinfo.fr/fr/ressources-minerales-france-gestion/potentiel-du-sous-sol-francais>.

⁶ Le rapport Varin sur la sécurisation de l'approvisionnement de l'industrie en matières premières minérales, reste aujourd'hui confidentiel au regard de ses enjeux stratégiques (Voïta, 2024).

⁷ Les missions de la délégation sont définies par l'article 2 du décret n° 2022-1550 du 10 décembre 2022.

⁸ Des informations détaillées concernant le nouvel inventaire des ressources minérales sont accessibles suivant ce lien : <https://www.brgm.fr/fr/actualite/dossier-thematique/inventaire-ressources-minerales-reponses-questions-faq>.

pour une durée de 5 ans, avec pour principal objectif de participer à la sécurisation des approvisionnements en évaluant le potentiel minéral de cinq zones jugées prioritaires pour leurs perspectives de découvertes : l'ouest du Massif central, le secteur Morvan-Brévenne, les Vosges, l'Occitanie-Cévennes et le nord de la Guyane (Gourcerol & Ben Slimane, 2025). En France, ce « renouveau minier » constitue un bouleversement par rapport à la situation qui prévalait ces 30 dernières années, inversement marquée par une « déprise minière » initiée à la fin des années 1980, et dont les causes sont multifactorielles⁹.

De son côté, la Commission européenne dévoilait en mars 2023 sa stratégie pour sécuriser les chaînes d'approvisionnement en matériaux critiques sous le nom de « *Critical Raw Materials Act* » (CRMA)¹⁰. Ce règlement, adopté et entré en vigueur en mai 2024 vise notamment à réduire les dépendances stratégiques, en diversifiant les importations de matières premières minérales et en augmentant les capacités intra-européennes d'extraction, de transformation et de recyclage (cf. 2.2 - *Réglementation et contexte européen*). Malgré tout, la France reste marquée par les nombreux doutes et une forte - voire systématique - opposition de la Société civile face à l'émergence de nouveaux projets miniers, à l'image des crispations suscitées par les projets *Cambior* et *Montagne d'Or* en Guyane ou plus récemment par le projet *Emili*, porté par Imerys, à Échassières (Allier) ou les permis d'exploration *Epona*, *Taranis* et *Bélénos*, obtenus en Bretagne par l'entreprise Breizh Ressources, filiale de la société minière canadienne Aurania Resources. Le renouveau minier, français comme européen, apparaît ainsi régulièrement confronté, sur un territoire donné, à un rejet ainsi qu'aux syndromes « *Not In My Backyard* » ou « *Peut-être utile, mais ailleurs* » (Badera, 2015 ; Conde, 2017 ; Laurent & Merlin, 2021 ; Massé, 2021 ; Chailleux et al., 2022 ; Constantinides, 2023 ; Correia et al., 2024 ; Stuehlen & Anderl, 2024 ; Eerola & Komnitsas, 2025 ; Kowash et al., 2025 ; Sánchez-Tabernero et al., 2025).

L'objectif de la présente synthèse est ainsi de tenter d'**éclairer la réalité d'une situation complexe en proposant une synthèse scientifique accessible et objective** - appuyée sur une riche bibliographie nationale et internationale - en lien avec les impacts environnementaux inhérents aux activités minières d'une manière générale, et aux mines métalliques en particulier. Cette synthèse pourra bien entendu être enrichie par des études à venir, ou non recensées à date. **Il est essentiel de préciser dès à présent que les activités minières sont nécessaires au fonctionnement de notre société, génèrent d'importantes ressources (économiques notamment), ont historiquement évolué¹¹ et présentent aujourd'hui un caractère extrêmement hétérogènes.** Elles s'intéressent à de très nombreuses substances minérales, prennent différentes formes d'exploitation, concernent différentes échelles spatiales et temporelles, mobilisent différentes méthodes de traitement et sont encadrées par des réglementations plus ou moins strictes et contraignantes d'un pays à l'autre (Pokhrel & Dubey, 2013). **Cette hétérogénéité se traduit par des formes et des intensités d'impacts environnementaux variées¹².** L'accès aux données en lien avec la filière extractive constitue, aujourd'hui encore, une chose particulièrement ardue et complexe ; qu'il s'agisse de la filière légale ou, *a fortiori*, illégale (Larrourou, 2021 ; Tost et al., 2018 ; Maus & Werner, 2024), rendant parfois difficile la comparaison des chiffres et estimations issus des différentes études. Toutefois, en s'appuyant

⁹ Cette déprise résulte principalement de l'épuisement des principaux gisements alors exploités et de la non compétitivité de ces extractions dans le contexte socio-économique (et notamment de rentabilité) qui prévalait. Elle résulte également de choix politiques et de l'accroissement des considérations environnementales (DIAMMS, 2025).

¹⁰ https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202401252.

¹¹ Jébrak & Marcoux (2008) proposent une excellente synthèse historique de l'exploitation des ressources minérales.

¹² Dans ce rapport, le parti a été pris de maintenir les unités des chiffres et estimations évoqués dans la littérature. Concernant les principales unités mentionnées, et pour faciliter la lecture, les auteurs rappellent que 1m³ = 1 000 l et 1 km² = 100 ha.

sur un corpus bibliographique, sinon exhaustif, du moins étoffé et représentatif, **cette synthèse vise à présenter de manière générale, objective, non ciblée mais illustrée, les impacts environnementaux résultant des activités minières**. Il s'agit finalement de (mieux) appréhender ces impacts pour promouvoir collectivement une gestion plus responsable et plus vertueuse des activités minières, en proposant des pistes en faveur d'une réelle amélioration des pratiques.

Dans le cadre de ses missions en faveur de la protection et de la restauration de la nature mentionnées dans son contrat d'objectifs et de performance (COP), l'OFB s'est déjà impliqué vis-à-vis des problématiques minières légales comme illégales en Guyane (Laperche *et al.*, 2008 ; Melun & Le Bihan, 2020 ; Melun *et al.*, 2021). Ce rapport de synthèse doit également permettre à l'OFB de poursuivre à l'échelle nationale ses missions d'appui technique et scientifique aux services de l'État, de mobilisation citoyenne en faveur de la biodiversité, mais aussi de contrôle d'une pratique réglementée et impactante pour la nature. Au regard des conséquences explicitées ci-après, il s'agit également d'informer et d'accompagner la société et l'ensemble de ses composantes vers un **changement transformateur nécessaire**.

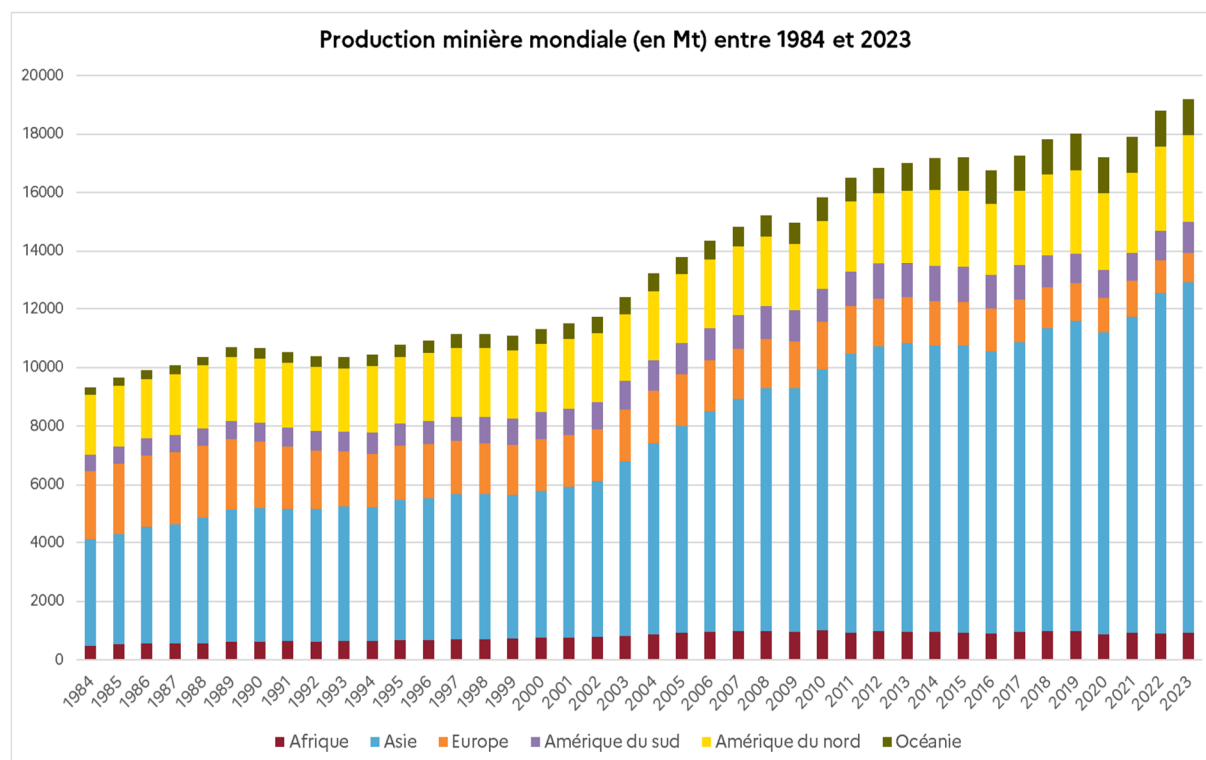


Figure 1: Évolution et répartition continentale de la production minière mondiale (en Mt) entre 1984 et 2023 (hors bauxite)¹³. La production a été multipliée par 2 en moins de 40 ans, passant d'environ 9 milliards de tonnes en 1984 à plus de 19 milliards de tonnes en 2023 (données : World Mining Data, 2025¹⁴). Pour un détail des productions métalliques sur une plus large période (1910-2015), et l'état de la production métallique en 2019, voir Annexe 2.

¹³ Cette répartition continentale doit toutefois être analysée à la lumière de « l'empreinte importée » (Bugnet & Maisonnave, 2022), particulièrement forte dans certains pays.

¹⁴ Les données mobilisées sont accessibles suivant ce lien : <https://www.world-mining-data.info>.

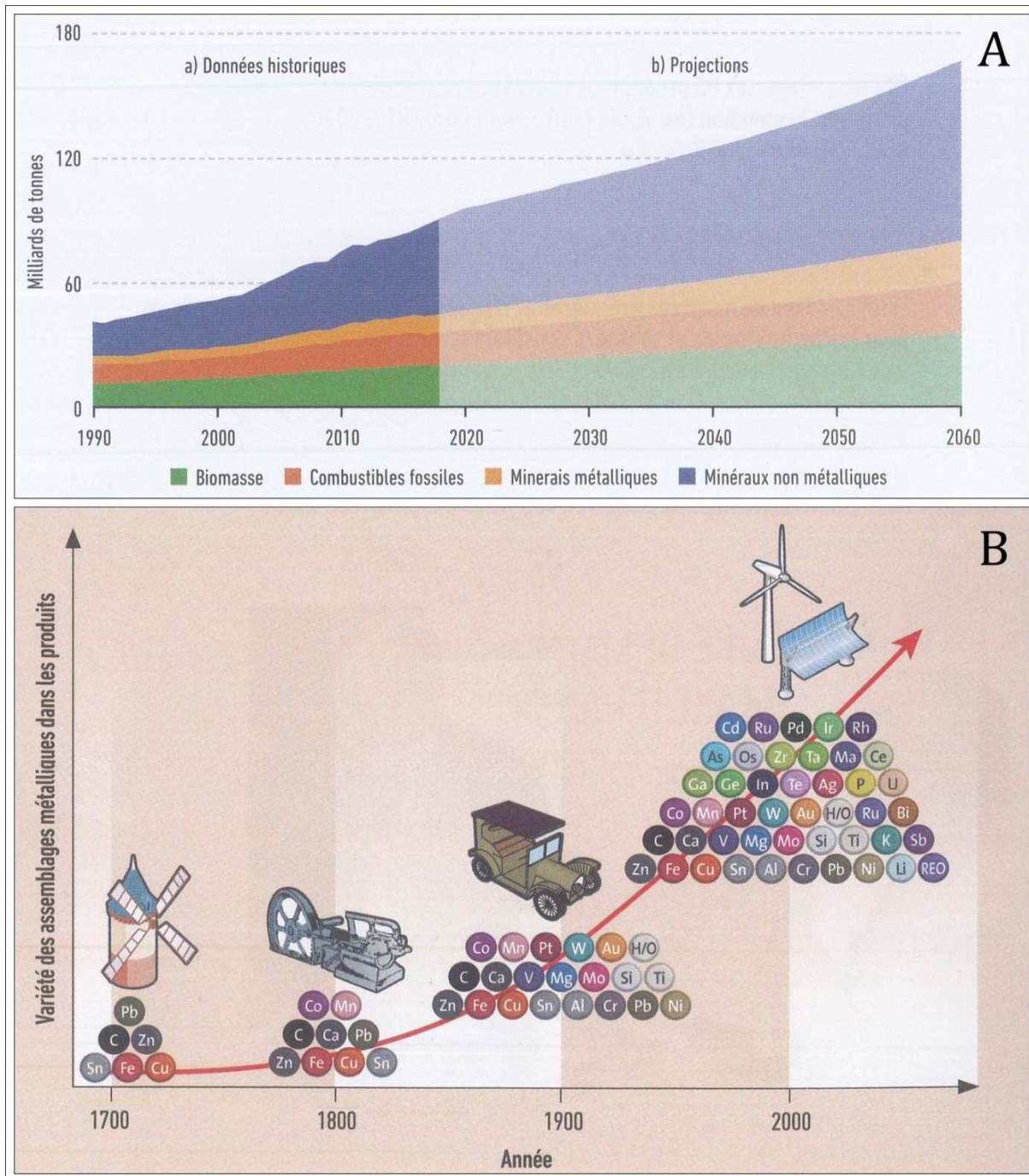


Figure 2 : (A) Évolution des quantités des matières extraites par type de ressources : a) données historiques 1990-2017 et b) projection 2018-2060 (in BRGM, 2022 d'après OCDE, 2018). (B) Évolution schématique de la consommation des différents métaux entre les XVIII^e et XXI^e siècles (© BRGM, d'après Achzet et al., 2011).

« **Changement transformateur** : réorganisation fondamentale, systémique, des facteurs technologiques, économiques, sociaux, y compris des paradigmes, des objectifs et des valeurs [...]. Un changement transformateur dans les domaines de l'économie, de la société, de la politique et de la technologie constitue désormais une condition sine qua non à l'atteinte des objectifs d'Aichi pour la biodiversité et du Programme de développement durable à l'horizon 2030 des Nations Unies. » (IPBES, 2019)



L'ancienne mine d'or de Salsigne, située au sein du bassin versant de l'Orbiel, dans l'Aude (© G. Buffard).



Carrière de kaolin d'Échassières (Allier), lieu d'un projet minier d'extraction de lithium identifié comme « projet stratégique » par la Commission européenne dans le cadre du *Critical Raw Material Act* (© G. Christian / AFP).

2. UNE MINE, QU'EST-CE QUE C'EST ?

2.1. MINES vs. CARRIÈRES

Chaque année, à l'échelle mondiale, 100 milliards de tonnes de matériaux sont extraits, suivant une tendance croissante (IRP, 2023). Ceci représente aujourd'hui environ 13 tonnes de matériaux par habitant et par an. D'une manière générale, l'extraction considère l'exploitation des substances minérales ou fossiles, renfermées au sein de la Terre ou présentes à sa surface¹⁵. En France, l'extraction peut relever du régime des mines ou du régime des carrières (L. 100-1 CM) : mines et carrières ne se distinguent pas selon un critère de taille ou de contexte (surface ou souterrain), mais uniquement par la nature des substances minérales qui en sont extraites. Ainsi, sont considérées comme relevant du régime légal des mines, les extractions qui s'intéressent aux substances minérales définies comme « stratégiques »¹⁶ (Jébrak & Marcoux, 2008 ; Labbé, 2017) et qui présentent une valeur économique supérieure. Ces substances, concessibles par l'État qui en réglemente les conditions d'exploration et d'exploitation, sont mentionnées au titre de l'article L. 111-1 du Code minier. On y trouve les combustibles fossiles (pétrole, houille, gaz naturel, etc.), des métaux (or, argent, fer, plomb, mercure, zinc, étain, cobalt, cuivre, platine, terres rares, etc.), des éléments radioactifs (uranium, radium, thorium, etc.), mais également plusieurs autres éléments minéraux tels que le fluor, l'arsenic, l'antimoine ou le soufre.

Toute substance minérale non mentionnée au titre de l'article L. 111-1 du Code minier se trouve, par exclusion donc, être une substance dite « de carrière » (L. 100-2 CM). On parle ainsi de mines - y compris à ciel ouvert - d'uranium, de cuivre ou de mines aurifères alluviales ; et à l'inverse, de carrières - y compris souterraines - d'ardoise, de gypse, de kaolin, de sable ou de granulats. Les granulats marins, définis comme des substances de carrière, sont toutefois soumis, dans ces espaces maritimes, au régime légal des mines.

L'exploitation d'une mine est réglementée par le Code minier. L'État dispose du sous-sol et accorde des autorisations pour son exploitation via un titre minier. Il existe au total 2 types de titres miniers (Tab.1) : le permis exclusif de recherches (PER) et la concession¹⁷. À titre complémentaire, l'autorisation d'exploitation (AEX)¹⁸ permet d'organiser de petites exploitations minières (d'une superficie inférieure à 100 ha) en Guadeloupe, en Guyane, en Martinique, à La Réunion et à Mayotte. Cette procédure spécifique est définie aux articles L. 611-1 à L. 611-16 du Code minier. Si les titres miniers interviennent systématiquement après étude d'impact et enquête publique, l'autorisation minière intervient dans le cadre d'une

¹⁵ L'IRP (International Resource Panel) comptabilise également la biomasse dans son décompte des ressources extraites. En 2021, à l'échelle mondiale, environ 10 Gt de minerais métalliques, 48 Gt de minerais non-métalliques, 16 Gt de combustibles fossiles et 26 Gt de biomasse ont été exploitées (données accessibles suivant ce lien : <http://www.materialflows.net/visualisation-centre/>).

¹⁶ Le caractère « stratégique » d'une substance minérale traduit son rôle indispensable à la politique économique d'un État ou à celle d'un acteur industriel spécifique majeur. Il se distingue du caractère « critique » d'une substance, qui constitue une extension du précédent : il s'agit des substances stratégiques dont la chaîne d'approvisionnement peut être menacée, et pour laquelle l'impact d'une restriction d'approvisionnement serait néfaste à l'économie d'un pays. En France des « fiches de criticité » par substance sont produites par le BRGM et accessibles suivant ce lien : <https://www.mineralinfo.fr/fr/securite-des-approvisionnements-pour-leconomie/substances-critiques-strategiques#les-analyses-par-substance>. Contrairement à ce qui est régulièrement retenu, la notion de criticité n'est donc pas intrinsèquement liée à la transition énergétique (Franks *et al.*, 2025). Pour illustration, le charbon à coke figure dans la liste des matières premières critiques de l'Union Européenne (<https://www.consilium.europa.eu/fr/infographics/critical-raw-materials/>).

¹⁷ Décret n° 2025-851 du 27 août 2025 relatif aux titres miniers et aux titres de stockage souterrain.

¹⁸ Décret n° 2025-853 du 27 août 2025 portant diverses dispositions en matière minière outre-mer.

procédure d'instruction simplifiée, après notice d'impact (lorsque la surface exploitée est inférieure à 25 ha) et consultation du public.

Depuis le 1^{er} juillet 2023, les titres miniers à l'exception des AEX sont devenus des autorisations environnementales¹⁹, intégrant des prescriptions techniques d'évitement, de réduction et le cas échéant de compensation, ainsi que de suivi des impacts²⁰, proportionnées aux dangers et inconvénients des mines sur les intérêts protégés, notamment environnementaux. Cet encadrement technique est apprécié au cas par cas selon les évaluations environnementales (étude d'impact, étude d'incidences aquatiques, étude d'incidences Natura 2000, etc.) réalisées par le pétitionnaire²¹. Ainsi, la délivrance des titres miniers est soumise aux procédures modernes d'instruction environnementale en mode projets, et fondée sur la séquence Éviter, Réduire, Compenser, Suivre (ERC-S). Les autorisations d'exploitation (AEX), nombreuses en Guyane, sont assujetties à une notice d'impact dite renforcée (sans préjudice d'une éventuelle étude d'impact), également proportionnée aux dangers et inconvénients des mines sur les intérêts protégés, notamment environnementaux. En théorie, la délivrance des AEX est également assujettie aux procédures modernes d'instruction environnementale en mode projets, et fondée sur la séquence ERC-S.

Observons qu'au regard de l'intensité des impacts environnementaux liés aux exploitations minières (*cf. supra*), **toute délivrance d'un titre minier devrait en toute logique intégrer de solides mesures compensatoires, justifiées par l'importance des impacts environnementaux résiduels significatifs après évitement et réduction**. Ces mesures compensatoires pourraient utilement prendre la forme de mesures de restauration ou d'atténuation des impacts sur d'anciens sites miniers, qui « minent » aujourd'hui l'ensemble du territoire national et sont parfois la source de nuisances contemporaines majeures, nécessitant d'importantes et coûteuses mesures de réhabilitation des sites et sols pollués, prises en charge par l'État à travers une dotation d'environ 57 M€, prévue dans le cadre de la loi de finances 2026²².

Les carrières constituent des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE), et sont à ce titre réglementées par le Code de l'environnement²³. Les autorisations d'exploiter sont délivrées par arrêté du préfet du département concerné, après étude d'impact environnemental et enquête publique. Contrairement aux dispositions du Code minier, le propriétaire du sol est aussi propriétaire du sous-sol et peut ainsi en disposer librement.

Un distinguo doit également être fait concernant la remise en état post-exploitation :

- Pour les carrières, l'exploitant est tenu de remettre en état le site affecté par son activité compte tenu des caractéristiques « essentielles » du milieu. Ces opérations de remise en état font l'objet de garanties financières, établies en début d'exploitation. L'exploitant doit procéder à la réhabilitation des terrains concernés de manière à ce qu'il assure la protection des intérêts du site et permette son usage futur, au moins comparable à celui de la dernière période d'exploitation des installations (articles R512-39 à R512-39-6, R512-66-1 à R512-66-3 CE).

¹⁹ Article L. 181-1 alinéa 4 du Code de l'environnement.

²⁰ Article L. 181-12 du Code de l'environnement.

²¹ Article R. 181-13 du Code de l'environnement.

²² https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/17/rapports/cion-dvp/l17b2047-ti_rapport-avis.pdf.

²³ Les carrières sont visées à la rubrique 2510 « exploitations de carrières » de la nomenclature des ICPE, annexée à l'article R. 511-9 du Code de l'environnement.

- Pour les mines, l'opérateur minier fait connaître en fin d'exploitation ou au fur et à mesure de l'exploitation, « *les mesures qu'il envisage de mettre en œuvre pour préserver les intérêts mentionnés à l'article L. 161-1 du Code minier* [à savoir le respect « *des caractéristiques essentielles du milieu environnant, terrestre, littoral ou maritime, et plus généralement [de] la protection des espaces naturels et des paysages, de la faune et de la flore, des équilibres biologiques et des ressources naturelles* »], **pour faire cesser de façon générale les désordres et nuisances de toute nature engendrés par ses activités, pour prévenir les risques de survenance de tels désordres** » (L. 163-3 CM), sans préjudice de toute responsabilité éventuelle dans la gestion de dommages résultant de l'exploitation minière, y compris après son expiration (L. 155-3 CM)²⁴. Les opérations de remise en état font également l'objet de garanties financières (L. 162-2 CM). Par ailleurs, il incombe à l'exploitant de « *rechercher si des risques importants susceptibles de mettre en cause la sécurité des biens ou des personnes subsisteront après l'arrêt des travaux. Si de tels risques subsistent, il étudie et présente les mesures, en particulier de surveillance, qu'il estime devoir être poursuivies* » (L. 163-4 CM). Enfin, l'exploitant « *dresse le bilan des effets des travaux sur la présence, l'accumulation, l'émergence, le volume, l'écoulement et la qualité des eaux de toute nature, évalue les conséquences de l'arrêt des travaux ou de l'exploitation sur la situation ainsi créée et sur les usages de l'eau et indique les mesures envisagées [...]* » (L. 163-5 CM).

Tableau 1 : Caractéristiques des différents actes et titres miniers en France (d'après Melun & Le Bihan, 2020, complété).

	ARM ²⁵	AEX	PER	Concession
Nature	Autorisation de travaux	Autorisation de travaux	Titre minier	Titre minier
Travaux	Recherche	Exploitation	Recherche	Recherche et exploitation
Surface	1 à 3 km ²	1 km ²	Libre dans l'emprise du titre	Libre dans l'emprise du titre
Durée initiale max.	4 mois	4 ans max ²⁶ .	5 ans max.	50 ans max.
Prolongations	1 x 4 mois	1 x 4 ans	2 x 5 ans	Illimitée x 25 ans max.
Forme	Libre	Libre	Libre	Libre
Délivré par	Préfet / ONF	Préfet	Ministre en charge des mines	Décret du Conseil d'État

Mines et carrières sont en outre assujetties à des réglementations communes, telles que l'arrêté ministériel du 19 avril 2010 relatif à la gestion des déchets des industries extractives²⁷, assurant notamment la transposition de la directive n°2006/21/CE du 15 mars 2006 dite « Directive sur les Déchets de l'Industrie Extractive » (DDIE). Cet arrêté vise à assurer une gestion intégrée des

²⁴ « L'explorateur ou l'exploitant, ou toute personne assurant ou ayant assuré la conduite effective d'opérations d'exploration ou d'exploitation des substances du sous-sol [...] est responsable des dommages, y compris des dommages sanitaires et environnementaux, ayant pour cause déterminante l'activité d'exploration ou d'exploitation dès lors qu'elle est régie par le présent code. Sa responsabilité n'est limitée ni au périmètre du titre minier, ni à sa durée de validité. [...] En cas de défaillance ou de disparition du responsable, l'État est garant de la réparation des dommages causés par ces activités. »

²⁵ Les autorisations de recherches minières (ARM) relèvent des dispositions particulières à la Guyane présentées aux articles L. 621-17 à L. 621-28 CM : <https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGIARTI000045575096/2024-01-01>.

²⁶ Les AEX dont la superficie est supérieure à 25 ha sont délivrées pour une durée maximale de dix ans, sans renouvellement possible (Art. L. 611-9 CM).

²⁷ <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000022673160>.

volumes considérables de déchets issus de ces activités, dès la conception de la phase d'exploitation jusqu'à son achèvement, de nature à limiter autant que faire se peut les dangers et inconvénients majeurs qui en résultent (*cf. 3.1.2 - Déchets miniers*).

Au 1^{er} mars 2023, on dénombre en France 181 titres miniers pour l'exploitation des minéraux et métaux, majoritairement effectifs en Guyane (Tab.2). Si on ajoute les titres en lien avec les hydrocarbures et les éléments radioactifs, ce sont plus de 260 titres qui sont valides ou en cours d'instruction (Annexe 3A). Le nombre de titres, et plus spécifiquement de permis exclusifs de recherche (PER), permet *dans une certaine mesure* de rendre compte du regain d'intérêt pour les ressources minérales hexagonales évoqué en introduction ([Reys et al., 2023](#)). Sur les 13 PER hexagonaux en mars 2023, 11 font l'objet d'une demande initiale en instruction ou sont actifs depuis moins d'un an. Plusieurs autres projets émergents sont déjà évoqués, notamment autour des ressources en lithium (Bretagne, Alsace, Auvergne-Rhône-Alpes).

Tableau 2 : Répartition des titres miniers (titres valides, en demande initiale ou en instance de modification) concernant les minéraux et métaux en France au 1^{er} mars 2023 (source : camino.fr).

	ARM	PER	AEX	PEX	Concession	Total
Hexagone	0	13	0	0	21	34
Guyane	16	25	85	1	20	147
Total	16	38	85	1	41	181

2.2. RÉGLEMENTATION ET CONTEXTE EUROPÉEN

Le cadre réglementaire européen applicable aux activités minières s'organise aujourd'hui autour de deux grands piliers : 1) un socle de directives à portée environnementale et industrielle (émissions, déchets extractifs, eau, nature, responsabilité environnementale, etc.) et 2) une nouvelle politique de sécurisation des approvisionnements avec le « *Critical Raw Materials Act* » (CRMA), qui cible spécifiquement les matières premières critiques et stratégiques. La gestion des ressources minérales reste de la compétence des États membres (délivrance des droits miniers, choix et modalités d'ouverture ou non à l'exploration ou à l'exploitation des certains territoires ou gisements, etc.). L'UE intervient surtout via le droit communautaire, qui exerce une influence déterminante sur l'encadrement social et environnemental des projets miniers, la santé publique, la stratégie d'approvisionnement.

2.2.1. Des enjeux d'approvisionnement et de souveraineté

L'évolution de la politique européenne des matières premières témoigne d'un changement de priorité, passant d'une gestion stratégique à un objectif de souveraineté industrielle face aux dépendances et aléas géopolitiques.

Lancée en 2008, la « *Raw Materials Initiative* » (RMI) a constitué une première feuille de route pour faire face à la raréfaction des ressources et au risque de pénurie induit par l'augmentation de la demande en matières premières minérales. Ce cadre stratégique reposait sur une approche en trois piliers : un approvisionnement mondial « responsable » et légal en matières premières minérales, la promotion d'un approvisionnement national via l'extraction en Europe

dans le respect des normes existantes et le renforcement de l'économie circulaire²⁸ pour augmenter l'offre de matières premières secondaires par le recyclage (Braux & Christmann, 2012). La RMI était cependant un instrument politique non contraignant, posant une base conceptuelle plutôt que des exigences opérationnelles.

Adopté en 2023 et entré en vigueur en 2024, le CRMA constitue quant à lui la réponse législative de l'UE pour garantir un approvisionnement « sûr et durable » en matières premières critiques et stratégiques²⁹. Ces substances sont indispensables à la transition écologique, énergétique et numérique (batteries, éoliennes, etc.), mais également nécessaires aux secteurs de l'aéronautique, de l'aérospatiale et de la défense. Le CRMA introduit des objectifs quantifiés contraignants pour l'ensemble de l'Union, visant à réduire la dépendance excessive à l'égard de pays tiers. **D'ici 2030, l'UE s'est ainsi fixé pour ambition d'atteindre une capacité d'extraire 10 %, de traiter (transformation, raffinage) 40 % et de recycler 25 % de sa consommation annuelle en matières premières stratégiques.** Parallèlement, le CRMA cherche à diversifier les sources d'importation, en limitant à 65 % la part de la consommation annuelle qui peut provenir d'un seul pays tiers. Ce règlement est soutenu par des mesures visant à accélérer les procédures d'octroi de permis au sein des différents États membres pour les projets jugés stratégiques. En mars 2025, la Commission Européenne a ainsi publié une première liste de 47 projets répartis dans 13 États membres. La France, en comportant 9 projets, est le pays le plus représenté. 23 de ces projets concernent directement les activités d'extraction³⁰. Les substances les plus représentées sont celles en lien avec la chaîne de valeur des batteries (lithium, nickel, cobalt, manganèse, graphite) ; les terres rares et les platinoïdes sont également couverts, tout comme certains métaux stratégiques pour le secteur de la défense (magnésium, tungstène). Ces projets doivent bénéficier d'un investissement global de plus de 22,5 milliards d'euros, et d'un soutien coordonné de la Commission, des États membres et des institutions financières. Ils bénéficieront notamment de procédure d'octroi accélérée : *« Pour les projets stratégiques qui ne portent que sur la transformation ou sur le recyclage, la durée de la procédure d'octroi des autorisations ne devrait pas dépasser 15 mois. Pour les projets stratégiques qui concernent l'extraction, compte tenu de la complexité et de l'importance des incidences susceptibles de découler de tels projets, la durée de la procédure d'octroi des autorisations ne devrait pas dépasser 27 mois »*. La première liste a été complétée dès juin 2025 par une seconde liste de 13 projets situés hors UE (Nouvelle-Calédonie, Ukraine, Groenland, Namibie, etc.)³¹ mais contribuant également à l'atteinte des objectifs fixés par le CRMA. Ces projets doivent faire l'objet d'un investissement estimé à environ de 5,5 milliards d'euros.

2.2.2. L'encadrement par un socle de directives

Le volet environnemental du droit européen est développé et impose un cadre rigoureux notamment en matière de prévention des pollutions, de surveillance des milieux et de gestion

²⁸ L'économie circulaire est un modèle de production et de consommation qui consiste à partager, réutiliser, réparer, rénover et recycler les produits et les matériaux existants le plus longtemps possible afin de limiter la consommation de matières premières et de sources d'énergies non-renouvelables (<https://economie-circulaire.ademe.fr/economie-circulaire>).

²⁹ Le CRMA identifie 34 substances « critiques » : **Aluminium/Bauxite/Alumine**, Charbon à coke, **Lithium**, Phosphore, Antimoine, Feldspath, **Terres rares légères**, Scandium, Arsenic, Fluorine, Magnésium, **Silicium** métal, Baryte, **Gallium**, **Manganèse**, Strontium, Béryllium, **Germanium**, **Graphite**, Tantale, **Bismuth**, Hafnium, Niobium, **Titane métal**, **Bore**, Hélium, **Platinoïdes**, **Tungstène**, **Cobalt**, **Terres rares lourdes**, Phosphate naturel, Vanadium, **Cuivre**, **Nickel**. Parmi celles-ci, 17 substances « stratégiques » sont indiquées en gras dans la liste ci-dessus.

³⁰ Les autres projets concernent le traitement (24 projets ; 11 projets concernent à la fois l'extraction et le traitement), le recyclage (10 projets) et la substitution (2 projets) aux matières premières critiques.

³¹ La liste complète des 60 projets annexés au CRMA est accessible suivant ce lien : https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials/strategic-projects-under-crma/selected-projects_en.

des déchets. Plusieurs directives influencent ainsi plus ou moins directement les activités minières. D'une manière générale, on peut distinguer deux axes réglementaires : le premier concerne la nature et la protection des écosystèmes, le second concerne les risques et les pollutions industrielles.

Le premier ensemble de directives vise à protéger les ressources naturelles et à garantir un bon état de conservation des milieux et de la biodiversité, en imposant des contraintes d'aménagement et de gestion aux activités anthropiques. Il comprend notamment la **directive n°92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages** (dite DHFF) de 1992³², et la **directive n°2009/147/EC concernant la conservation des oiseaux sauvages**³³ (dite directive oiseaux). Ces deux directives sont notamment à l'origine de la création du réseau d'espaces protégés « Natura 2000 ». Tout projet minier susceptible d'affecter un site de ce réseau doit faire l'objet d'une évaluation spécifique. L'autorisation d'un projet dans une telle zone est soumise à des conditions strictes : en cas d'impact négatif, le projet ne peut être approuvé qu'en l'absence d'alternative et pour des raisons impératives d'intérêt public majeur (RIIPM), nécessitant alors la mise en œuvre de mesures compensatoires robustes. Ces directives influencent ainsi la planification spatiale et le choix des potentiels lieux d'extraction.

La **directive n°2000/60/EC, dite Directive Cadre sur l'Eau (DCE)**³⁴, vise à garantir l'atteinte d'un bon état écologique et chimique pour toutes les masses d'eau (souterraines ou de surface). Elle fixait initialement ses objectifs pour 2015, avec toutefois des reports d'échéance possibles en 2021 voire 2027 et des objectifs moins stricts dès lors qu'ils sont motivés par des coûts disproportionnés, une infaisabilité technique ou les conditions naturelles spécifiques. La DCE implique un programme régulier (cycle) de surveillance et d'évaluation de l'état des masses d'eau et introduit par ailleurs **un objectif fondamental de non-dégradation de l'état des masses d'eau**. Les projets miniers sont alors contraints de s'inscrire dans les plans de gestion élaborés à l'échelle des bassins hydrographiques et doivent intégrer des mesures pour prévenir et réduire la dégradation qualitative et quantitative de la ressource en eau, notamment face aux risques de drainage minier acide et de rejets polluants. La DCE encourage également dans ce sens la gestion et la réhabilitation des anciens sites miniers à l'origine d'une dégradation de la ressource. Enfin, la nouvelle **directive n°2025/2360** relative à la surveillance et à la résilience des sols³⁵ complète ce dispositif. Elle vise à établir un cadre harmonisé pour la surveillance et l'évaluation de la santé des sols. Pour le secteur minier, elle impose des obligations de suivi et, potentiellement, de restauration ou d'amélioration de la santé des sols impactés par les activités passées, actuelles ou futures.

Le second ensemble de directives encadre les opérations industrielles spécifiques (émissions, déchets, substances dangereuses) et organise la responsabilité des exploitants. Il comprend notamment la **directive n°2010/75/EU relative aux émissions industrielles** (prévention et réduction intégrées de la pollution), dite « directive IED » (*Industrial Emissions Directive*)³⁶. Celle-ci constitue l'outil principal pour la prévention et la réduction des pollutions industrielles en Europe. Concernant les activités minières au sens large, cette directive comprend la production et la transformation des métaux, le traitement des minerais ainsi que le stockage

³² <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:31992L0043&qid=1696870652964>.

³³ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32009L0147&qid=1696870754250>.

³⁴ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32000L0060&qid=1696870534579>.

³⁵ https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=OJ:L_202502360.

³⁶ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/HTML/?uri=CELEX:32010L0075&qid=1696870887569>.

et le retraitement des déchets dangereux (Annexe I). Son objectif général est de réduire les émissions dangereuses en Europe sur le principe de « pollueur / payeur » et le principe de prévention, qui repose notamment sur la mise en œuvre des *meilleures techniques disponibles* définies au sein de documents de référence élaborés spécifiquement (« *Best Available Techniques Reference Document* » – ou « BREF »)³⁷. Ces documents doivent servir de référence à l'établissement des conditions d'autorisation des différentes installations en fixant notamment des valeurs limites d'émission (VLE) des rejets vers le milieu (Cusano *et al.*, 2017 ; Aries *et al.*, 2022). Ces valeurs doivent être reprises par les arrêtés d'autorisation d'une installation couverte par la directive IED. La **directive n°2006/21/EC sur les déchets de l'industrie extractive** (dite « DDIE »)³⁸ évoquée précédemment vise à prévenir et réduire les effets négatifs sur l'environnement et la santé des impacts liés à la gestion des déchets miniers (stériles, résidus, boues, etc.) qui résultent de l'exploration, de l'extraction et du stockage des ressources minérales. Elle repose pour cela sur trois piliers opérationnels majeurs : 1) l'élaboration d'un plan de gestion des déchets avant le début de l'exploitation, 2) l'établissement de plans d'urgence pour les installations à haut risque, et 3) l'obligation de fournir des garanties financières couvrant l'ensemble des coûts de remise en état du site, de fermeture et de surveillance post-fermeture. La directive DDIE a également fait l'objet de la production d'un document BREF (Garbarino *et al.*, 2018) qui sert de référence aux mesures prescrites à l'exploitant d'une installation couverte par cette directive.

La **directive n° 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale** en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux, dite « directive ELD » (*Environmental Liability Directive*) est entrée en application en 2007. Elle s'appuie également sur le principe « pollueur / payeur » : l'exploitant dont l'activité génère une menace ou des dommages sur l'environnement (eau, sol, biodiversité) est responsable financièrement, doit réparer les dommages causés et mettre en œuvre des pratiques adaptées afin de réduire les risques. Cette directive a été étendue aux déchets de l'industrie extractive en 2006 (via la directive DDIE). **La directive ELD est fondamentale dans le contexte de l'après-mine** : les autorités compétentes doivent s'assurer que l'exploitant à l'origine d'éventuels dommages réhabilite correctement le site impacté afin d'en stopper les nuisances. Si cet exploitant n'est pas en mesure de réaliser ces travaux, les autorités prennent elles-mêmes les mesures pour réhabiliter le site ; et l'exploitant reste alors redevable des coûts des travaux. Dans le cas où il n'y a plus d'exploitant ou que ce dernier n'est pas en capacité de prévenir ou réparer les dommages, comme dans le cas des anciennes mines abandonnées, un État membre peut être contraint de prévenir ou réparer les dommages. En matière de prévention des accidents et dommages environnementaux, la **directive n°2012/18/EU concernant la maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs impliquant des substances dangereuses** (dite directive « Seveso III »)³⁹ s'applique aux installations de la filière extractive qui stockent des quantités significatives de substances dangereuses (explosifs, produits chimiques). Cette directive vise à renforcer les exigences de sécurité ainsi que les plans de prévention des accidents majeurs.

En complément de ces directives, des outils réglementaires en lien avec l'évaluation des impacts environnementaux des activités minières ont également été développés. La **directive n°2001/42/CE relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur**

³⁷ Voir également 3.5.2 - La question des « bonnes pratiques ».

³⁸ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:02006L0021-20090807>.

³⁹ <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2012:197:0001:0037:FR:PDF>.

l'environnement⁴⁰, intervient en amont, car elle exige l'intégration des considérations environnementales dans l'élaboration même de certains plans et programmes susceptibles d'affecter l'environnement. Elle assure ainsi que l'impact environnemental soit pris en compte au niveau stratégique, avant même la conception d'un projet minier spécifique afin d'encourager une exploitation responsable et respectueuse de l'environnement. La **directive n°2011/92/EU concernant l'évaluation des incidences de certains projets publics et privés sur l'environnement**⁴¹, dite « directive EIA » (*Environmental Impact Assessment*), constitue quant à elle un outil essentiel de l'évaluation des incidences environnementales pour les projets miniers. Cette évaluation est un processus en différentes étapes qui s'applique à tout projet d'exploitation minière à ciel ouvert lorsque la surface du site dépasse 25 hectares. Elle vise à identifier, décrire et évaluer l'ensemble des impacts directs et indirects significatifs sur la santé humaine, la biodiversité, le sol, l'eau, le climat, le paysage, les biens matériels et le patrimoine culturel. La directive EIA n'intègre toutefois pas l'évaluation des impacts sociaux, qui demeure une exigence relevant de la législation nationale que certains États membres ont d'ores et déjà rendue obligatoire. Ces directives sont toutefois intrinsèquement liées à la Convention d'Aarhus, qui garantit les droits du public à l'accès à l'information environnementale, à la participation aux processus de prise de décision, et à l'accès à la justice en matière d'environnement.

Ce paysage de directives n'est pas figé. En décembre 2025, la **Commission européenne adoptait le plan d'actions RESourceEU**⁴² **visant à accélérer la réalisation des objectifs du CRMA**. Par ce plan, la Commission prévoit notamment de « *supprimer les goulets d'étranglement réglementaires afin de donner un coup d'accélérateur aux projets stratégiques* ». Si plusieurs directives sont ciblées par ce « choc de simplification », la DCE l'est tout particulièrement puisque le plan prévoit son réexamen et sa révision dès le second trimestre 2026 afin de réduire ses contraintes vis-à-vis des objectifs fixés par le CRMA⁴³. Le plan prévoit également de s'assurer de la complémentarité du CRMA avec la future Stratégie européenne pour la résilience dans le domaine de l'eau (*Water Resilience Strategy*)⁴⁴, présentée en juin 2025 et qui définit une trajectoire et des objectifs opérationnels pour rendre l'Europe plus résiliente dans le domaine de l'eau.

2.3. MINES INDUSTRIELLES vs. MINES ARTISANALES

L'activité minière connaît structurellement une dichotomie entre mines « industrielles » et mines « artisanales ». La définition de leur périmètre n'est toutefois pas précisément fixée à l'échelle nationale ni internationale. La Banque Mondiale définit la mine industrielle comme

⁴⁰ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32001L0042>.

⁴¹ La directive EIA de décembre 2011 (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A02011L0092-20140515&qid=1696955002651>), a été amendée par la directive n°2014/52/UE (<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014L0052>).

⁴² Le plan d'actions est accessible suivant ce lien : https://single-market-economy.ec.europa.eu/document/download/01c448d6-dc93-40d7-9afe-4c2af448d00c_en.

⁴³ « [...]The Commission will in Q1 2026 issue a guidance document to enable a simpler and more harmonised implementation in Member States of the EU law on environmental permitting, including aspects relating to the mining sector [...]. In addition to the guidance, by Q2 2026 the Commission will review and revise the Water Framework Directive building on stakeholders' input and experiences in Member States, paying particular attention to simplification and the need to address potential bottlenecks". Traduction proposée : « La Commission publiera au premier trimestre 2026 un document d'orientation visant à permettre une mise en œuvre plus simple et plus harmonisée, par les États membres, de la législation de l'UE relative aux autorisations environnementales, y compris pour les aspects concernant le secteur minier [...]. Outre ce document d'orientation, la Commission examinera et révisera, d'ici le deuxième trimestre 2026, la directive-cadre sur l'eau, en s'appuyant sur les contributions des parties prenantes et les expériences des États membres, en accordant une attention particulière à la simplification et à la nécessité de traiter les goulets d'étranglement réglementaires potentiels ».

⁴⁴ <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52025DC0280>.

étant une « *activité formelle et réglementée impliquant l'utilisation de technologies « modernes » à grande échelle pour extraire et traiter des minerais utiles du sous-sol* » (Maddox *et al.*, 2019). L'OCDE définit par ailleurs la mine artisanale comme une exploitation à petite échelle caractérisée par des « *opérations minières formelles ou informelles mettant en œuvre essentiellement des formes simplifiées d'exploration, d'extraction, de traitement du minerai et de transport* » (OCDE, 2016). On peut donc distinguer le caractère « industriel » et « artisanal » d'une mine selon des critères cumulés d'**emprise spatiale** d'une part, et de degré de **mécanisation** d'autre part. Pris individuellement ces critères ne suffisent cependant pas à définir *stricto sensu* un type de mine (Hruschka & Echavarría, 2011 ; Hidron & Koepke, 2014 ; Mestanza-Ramón *et al.*, 2022). En effet, on trouve des mines à petites échelles spatiales, extrêmement mécanisées ; et inversement, des mines peu mécanisées mais extrêmement étendues – y compris par l'accumulation de plus petits chantiers ponctuels, à l'image du système *Garimpeiros* particulièrement implanté en Amazonie (Le Tourneau, 2024). D'une manière générale, la caractère artisanal d'une mine repose avant tout sur la mobilisation d'outils simples et rudimentaires par des mineurs non-professionnels, travaillant pour leur subsistance (Chowdhury & Lahiri-Dutt, 2018).

La nature informelle (c'est-à-dire « sans règle » ni régulation étatique) voire illégale (conduite en dehors de toute législation établie) d'une exploitation minière est également souvent invoquée comme marqueur d'un type d'activité minière. Elles s'avèrent elle aussi trop réductrice pour déterminer à elle seule un type de mine, même si la grande majorité des exploitations informelles ou illégales est artisanale (*cf. infra*). Les « exploitations minières artisanales et à petite échelle » (EMAPE)⁴⁵ font notamment l'objet d'une bibliographie exhaustive. Toutefois, les caractéristiques et le statut juridique de ces activités varient grandement d'un pays à l'autre et les EMAPE désignent finalement un large éventail d'activités minières menées par des individus, des groupes d'individus ou même des coopératives, opérant souvent sans surveillance formelle, mais pas nécessairement en violation de la législation en vigueur (Hilson, 2002 ; Lahiri-Dutt, 2018 ; Zabyelina & van Uhm, 2020 ; Cortinhas Ferreira Neto *et al.*, 2024). Les activités minières artisanales sont particulièrement présentes dans certains pays en développement d'Amérique du Sud, d'Asie du sud-est ou d'Afrique Subsaharienne mais également dans certains pays développés⁴⁶. Portées par la croissance globale du cours de nombreux métaux, notamment des métaux précieux au premier rang desquels l'or, les activités artisanales connaissent à l'échelle mondiale un net accroissement ces trois dernières décennies⁴⁷. Elles concerneraient directement près de 45 millions de travailleurs - comprenant une importante part de femmes et d'enfants - et plus de 270 millions de personnes en dépendraient économiquement (Lahiri-Dutt, 2018 ; World Bank, 2019 ; 2023 ; 2024 ; Girard *et al.*, 2024). Dans ce contexte, la grande majorité des activités minières artisanales (70 à 90 %) apparaît effectivement illégale (Hilson & McQuilken, 2014 ; Hilson *et al.*, 2017 ; IGF, 2018 ; World Bank, 2020 ; Dossou Etui *et al.*, 2024). La caractère informel des activités minières artisanales ne signifie en outre par qu'elles sont « marginales » : Nellemann *et al.* (2016) estiment que 80 % à 90 % de l'or extrait en Colombie ou au Venezuela est issu de travaux illégaux. À l'échelle mondiale, plus de 20 % de la production d'or est artisanale, dont 80 à 90 % est extraite dans le cadre d'activités illégales. Pour Nellemann *et al.* (2016 ; 2018) l'industrie minière illégale génère annuellement entre 12 et 48 milliards de dollars de profits, constituant

⁴⁵ En anglais, « *Artisanal Small-scale Mining* » (ASM). Dans sa déclinaison aurifère la littérature évoque très régulièrement l'« *Artisanal Small-scale Gold Mining* » (ASGM).

⁴⁶ La plateforme DELVE (<https://www.delvedatabase.org/about>) permet un suivi global de l'activité minière artisanale.

⁴⁷ Selon l'IGF (2017), le nombre de mineurs artisanaux était estimé à 6 millions en 1993.

une source importante - voire majeure - de revenus pour les organisations criminelles modernes (Zabyelina & van Uhm, 2020). D'une manière générale, la bibliographie dédiée spécifiquement aux activités minières illégales s'est longtemps concentrée sur les aspects économiques, en termes de « pertes », avant d'envisager plus récemment les catastrophes environnementales et sociales qu'elles constituent (Carvalho, 2017 ; Raftopoulos, 2017 ; Bedford *et al.*, 2019 ; Zabyelina & van Uhm, 2020 ; Le Quang, 2021 ; Girard *et al.*, 2024).

Si toute la bibliographie en lien avec les impacts environnementaux des activités minières est abordée, **la présente synthèse se focalise principalement sur les mines industrielles** en raison 1) de leur caractère « spatiophage » (Melun & Le Bihan, 2020), c'est-à-dire qui consomme énormément d'espace (de plusieurs dizaines d'hectares à plusieurs dizaines de milliers d'hectares), 2) de l'importance des productions et déchets miniers qu'elles génèrent (Lottermoser, 2010 ; IPBES, 2019) ; et 3) des risques majeurs - et persistants - de dégradations qu'elles constituent vis-à-vis de l'environnement et de la biodiversité. Dans ce sens, aux États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) classe, comme chaque année depuis 1998, l'industrie minière (métaux et métalloïdes) au premier rang des industriels pollueurs du pays⁴⁸, à l'origine de près de la moitié (45 %) des rejets toxiques nationaux.

Le focus bibliographique sur les impacts des grandes mines industrielles découle également de leur meilleure documentation « relative » : le caractère illégal ou informel d'un pan clairement non négligeable de la filière minière rend particulièrement délicat l'accès aux données qui permettent d'appréhender précisément leurs impacts. Toutefois, et d'une manière générale, les difficultés majeures d'accès à des données fiables, objectives et récurrentes ne sont pas propres à la filière illégale ou aux exploitations à petite échelle, mais sont également constatées pour les activités minières légales industrielles (Fig. 3). Il est d'ores et déjà à souligner que **cet important déficit d'informations fiables en lien avec les activités minières participe à la méfiance - voire à la défiance - citoyenne vis-à-vis de ces activités** (Goodland, 2012 ; Ledoux *et al.*, 2019 ; Larrourou, 2021 ; Maus & Verner, 2024 ; Measham *et al.*, 2024 ; Werner *et al.*, 2024 ; Giljum *et al.*, 2025).

Les études produites par Maus *et al.* (2022) et actualisées par Maus & Werner (2024) montrent que **plus de la moitié (57 %) des surfaces minières sont localisées dans 7 pays industrialisés** (Russie, Chine, États-Unis, Brésil, Indonésie, Australie, Canada). Les activités minières, industrielles comme artisanales, ont de lourdes conséquences sociales, économiques et sanitaires (Tremblay, 2001 ; MMSD, 2002 ; MacKay, 2002 ; ONU, 2006 ; May, 2007 ; ELAW, 2010 ; Kemps *et al.*, 2010 ; Bebbington & Bury, 2013 ; Pokhrel & Dubey, 2013 ; Deshaies, 2016 ; INERIS, 2017 ; MiningWatch Canada, 2014 ; Bebbington *et al.*, 2018 ; Kemp & Owen, 2018 ; IPBES, 2019 ; Scheidel *et al.*, 2020 ; Systext, 2021a ; Da Silva-Rêgo *et al.*, 2022 ; Mononen *et al.*, 2022 ; Izoard, 2024 ; Dossou Etui *et al.*, 2024 ; Aska *et al.*, 2025)⁴⁹. Elles présentent également une valeur historique, patrimoniale et culturelle⁵⁰. Ces éléments n'intègrent toutefois pas spécifiquement le périmètre de ce rapport, centré sur les milieux et leur biodiversité.

⁴⁸ Les données du programme « TRI » (*Toxic Releases Inventory*) sont accessibles suivant ce lien : <https://www.epa.gov/toxics-release-inventory-tri-program>.

⁴⁹ La bibliographie récente en lien avec les impacts socio-économiques, sanitaires et sécuritaires des activités minières est extrêmement vaste. On indique ici dans une certaine mesure quelques-unes des études les plus complètes, qui synthétisent elles-mêmes plusieurs autres travaux de recherche.

⁵⁰ Voir notamment les communications du colloque « Les paysages de la mine, un patrimoine contesté » (2008) : https://hal.univ-lille.fr/CAMPUSAAR_002/, les différentes publications du projet Mémo'mines : <https://memomines.hypotheses.org/> ou la page dédiée du BRGM : <https://dpsm.brgm.fr/page/patrimoine-minier>.

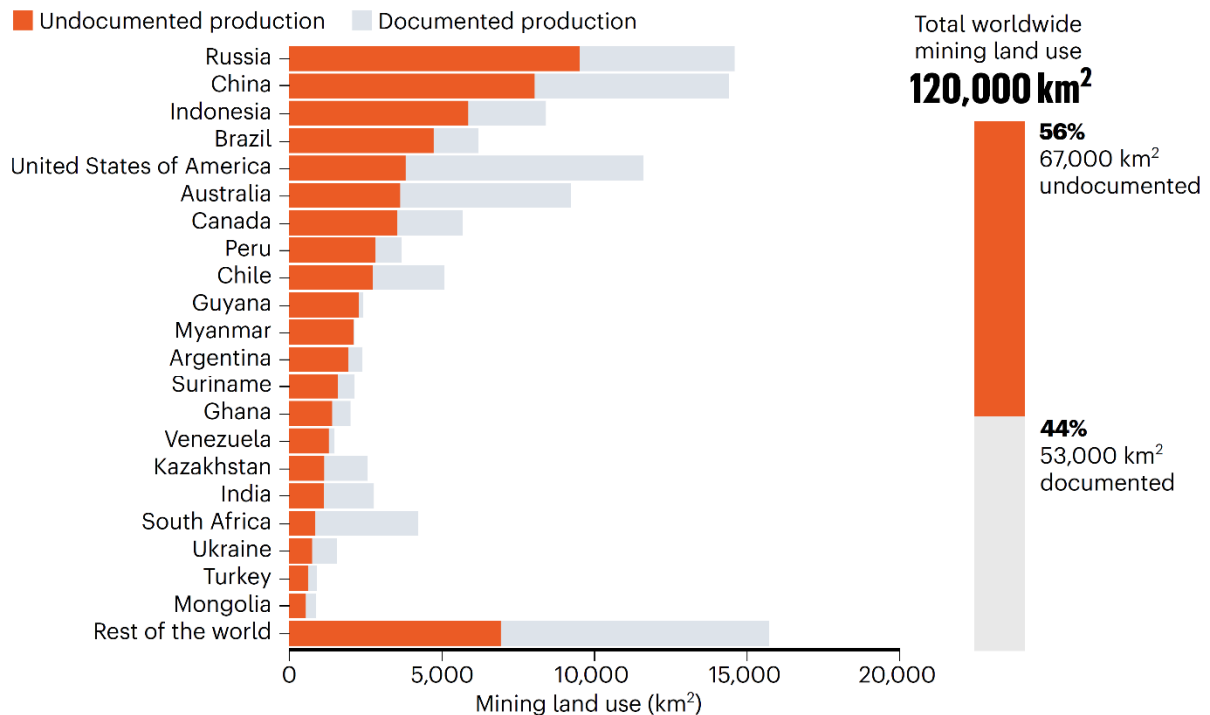


Figure 3 : Illustration des « *Missing mines* » (in Maus & Werner, 2024). Plus de la moitié (56 %) des activités minières identifiées par télédétection ne présente aucune trace d'information dans les bases de données de référence sur les activités minières légales (S&P IQ Pro database).

« The vast realm of small, artisanal and illegal mines that are not bound by standard reporting requirements is a global problem. The extent of small-scale mining on mineral production varies between commodities and countries, but it is massive. [...] Even for legal mining, data availability is an issue, which is often compounded by corruption and lax oversight [...]. The mining industry needs to improve the quality and quantity of data that it publishes. »⁵¹ (Maus & Werner, 2024)

2.4. TYPES DE MINES ET TRAITEMENT DES MINÉRAIS

Indépendamment de leur caractère industriel ou artisanal, formel ou informel, et sans rentrer dans le détail des modalités techniques d'extraction ou de traitement qu'ils mobilisent, **on peut distinguer trois grands types de mines**, qui diffèrent selon la nature du gisement, et notamment selon ses caractéristiques topographiques, géométriques et morphologiques (BRGM, 1997 ; Hartman & Mutmanský, 2002 ; Drezet, 2014 ; Poulard et al., 2017).

⁵¹ Traduction proposée : « Le grand domaine des petites mines artisanales et illégales, qui ne sont pas soumises aux obligations normales de déclaration, constitue un problème mondial. L'ampleur de l'exploitation minière à petite échelle dans la production de minerais varie selon les produits et les pays, mais elle est considérable. [...] Même pour les activités minières légales, la disponibilité des données pose problème, souvent aggravée par la corruption et le manque de surveillance [...]. L'industrie minière doit améliorer la qualité et la quantité des données qu'elle publie. »

2.4.1. Les mines à ciel ouvert

Les mines à ciel ouvert (MCO, mines de surface ou *surface mining*) correspondent à des installations qui exploitent le minerai depuis une excavation créée en surface, après avoir enlevé les matériaux « stériles » qui le surmontent (cf. 3.1.2 - *Déchets miniers*). Les MCO concernent l'exploitation des parties du gisement situées en surface ou subsurface, mais peuvent cependant - selon la configuration du gisement (Fig. 4) - concerner des couches plus profondes, atteignant 200 à 400 m de profondeur, nécessitant alors le déplacement de volumes considérables de matériaux. C'est notamment le cas des **exploitations par fosses** (*open pit mining*), **par décapage** (*strip mining*) et plus encore des mines dites « **mines à déplacements de sommet** » (*mountain top removal mining* - Fig. 5), dont les impacts environnementaux peuvent s'envisager à l'échelle régionale et être considérés comme irréversibles (Slonecker & Benger, 2001 ; Pond *et al.*, 2008 ; Palmer *et al.*, 2010 ; US EPA, 2011 ; Holzman, 2011 ; Bernhardt *et al.*, 2012 ; Miller & Zégre, 2014 ; Ross *et al.*, 2016 ; Nippgen *et al.*, 2017, Pericak *et al.*, 2018).

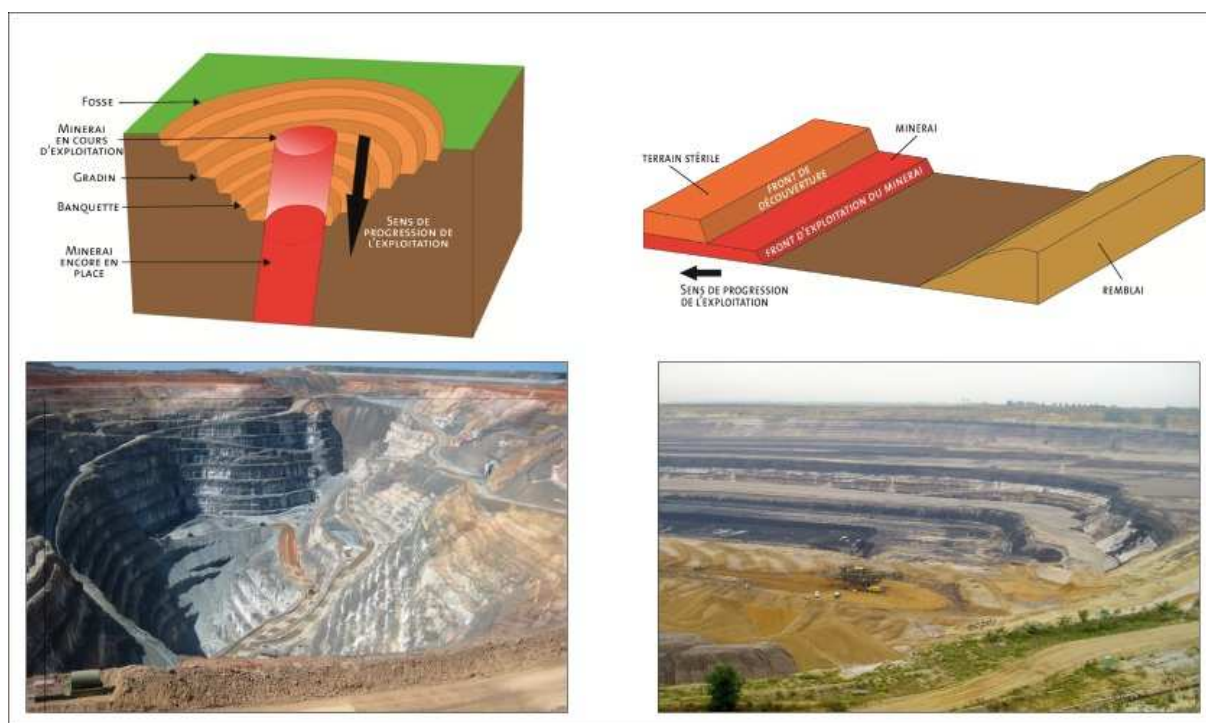


Figure 4 : Grands types de mines à ciel ouvert : exploitation en « fosse » (à gauche) et exploitation en « découverte » (à droite ; schémas in Poulard *et al.*, 2017 ; clichés Wikipédia).

À l'échelle mondiale, les MCO représentent actuellement la majorité des sites miniers (de 57 % à 80 % selon les études) et fournissent 85 % à 90 % du minerai extrait (Ericsson, 2012 ; Ramani, 2012 ; Martino *et al.*, 2021). Les mines à ciel ouvert comprennent également les **mines alluviales** (*placers mining ou alluvial mining*), qui s'intéressent aux minéraux (or, titane, étain, et pierres précieuses notamment) arrachés aux affleurements rocheux par l'érosion et accumulés au sein des dépôts alluviaux présents dans les fonds de vallées ainsi qu'au pied des versants⁵² (Jébrak & Marcoux, 2008 ; Fig. 6).

⁵² On parle alors de gisements « secondaires » par opposition aux gisements « primaires », qui s'intéressent à l'extraction de la roche (et du minerai) directement en place (roche mère). Les zones d'accumulation qui peuvent donner lieu à une exploitation sont appelés « placers ». On peut distinguer les placers selon leur contexte géomorphologique : placers alluviaux (ou fluviaux), éluviaux, marins, littoraux ou deltaïques (Jébrak & Marcoux, 2008).

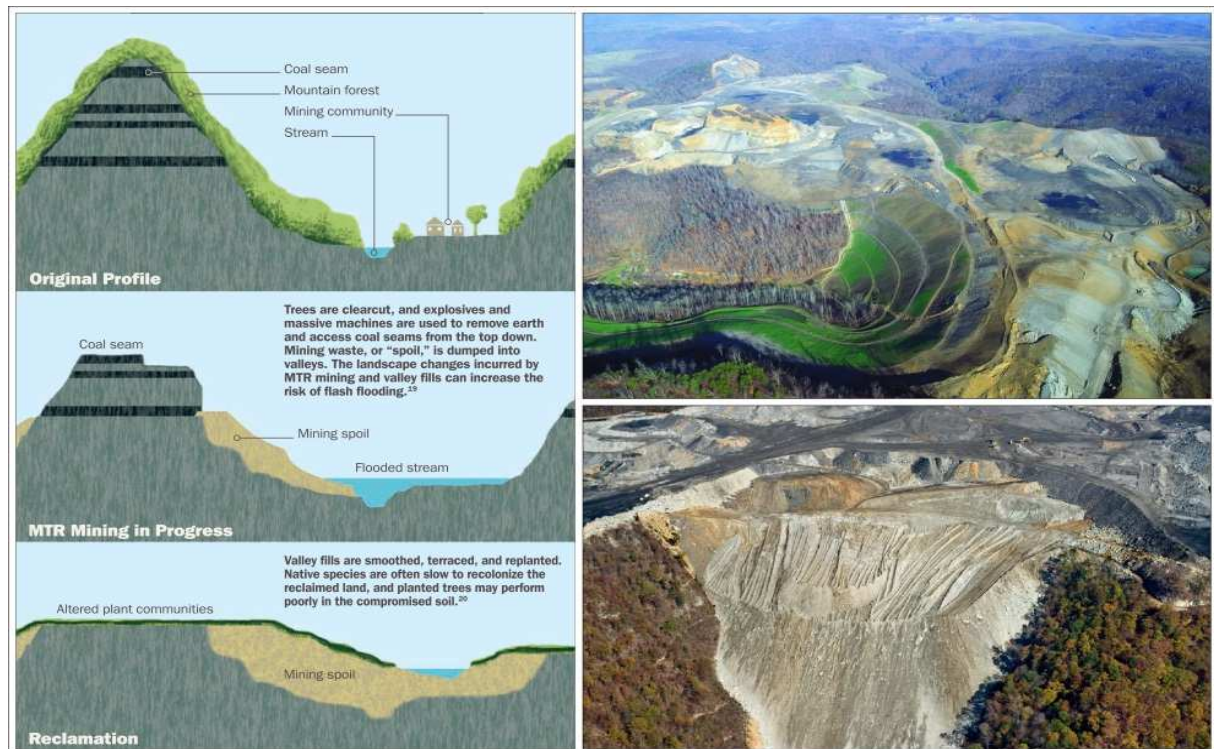


Figure 5 : Illustration du principe de mine à déplacement de sommet (in Holzman, 2011).



Figure 6 : Exemples de mines alluviales : extractions illégales dans la région du Madre de Dios, en Amazonie péruvienne (à gauche ; © Abd) et légale en Guyane (à droite ; © Melun).

2.4.2. Les mines souterraines

Les mines souterraines (*underground mining*) consistent à exploiter le minerai des gisements depuis une excavation créée sous la surface du sol par des puits et des galeries. Globalement, ce type de mine tend à décroître et ne représente plus aujourd'hui qu'entre 20 % et 43 % des mines et pour une production de 10 % à 15 % du minerai extrait (Ericsson, 2012 ; Martino *et al.*, 2021). Ce type d'exploitation génère moins de déchets miniers (stériles) mais nécessite en revanche plus d'énergie, notamment pour acheminer le minerai en surface (Norgate & Haque, 2010) et présente un coût généralement plus élevé (Martino *et al.*, 2021). Les exploitations **par dissolution** constituent un cas particulier de mines souterraines (Fig. 7), spécifique aux minerais solubles (sel notamment). De grandes quantités d'eau douce sont injectées par des conduits au sein du gisement salifère, puis la saumure (liquide saturé en sel) est extraite vers la surface.

Les extractions par lixiviation⁵³ *in situ* (*in-situ leaching*) permettent d'exploiter des gisements souterrains à basse teneur minérale (Fig. 7). Une solution lixiviante est injectée au sein du gisement et dissout le(s) métal(-aux) d'intérêt. La solution est récupérée par un puits de production avant d'être traitée, afin d'en extraire la(les) substance(s) d'intérêt. Cette technique nécessite des conditions géologiques particulières, et notamment l'imperméabilité des niveaux sous-jacent et sus-jacent. La majorité de la production mondiale d'uranium est par exemple obtenue par ce procédé.

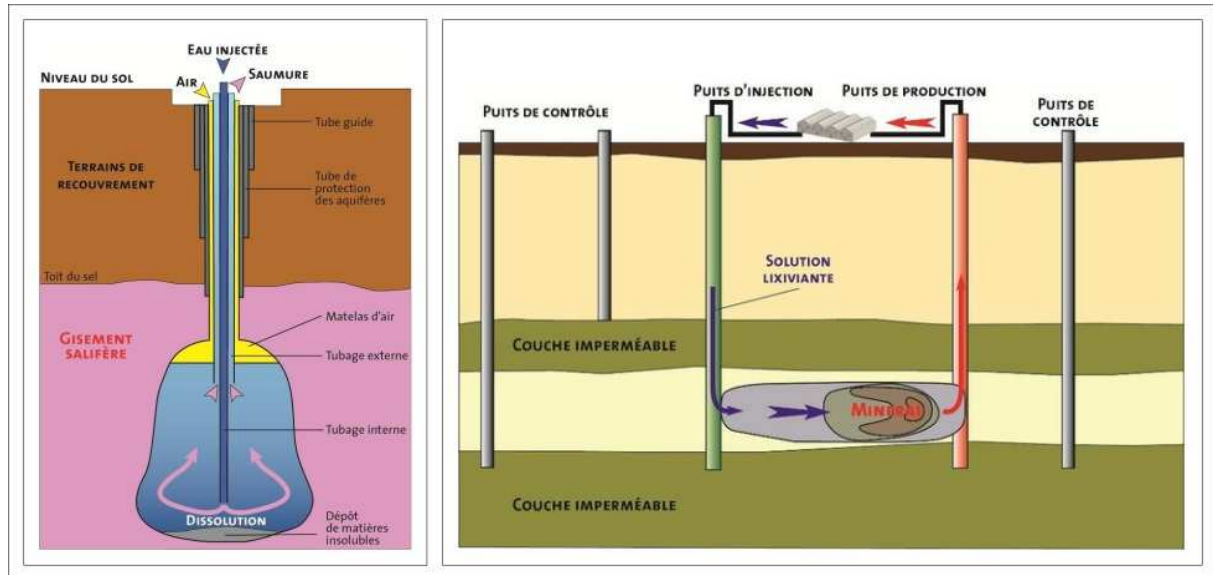


Figure 7 : Principes d'exploitation par dissolution (à gauche) et par lixiviation (à droite) (*in Poulard et al., 2017*).

Le principe de lixiviation peut également être utilisé pour traiter du minerai directement en surface. On parle alors de lixiviation « en tas » (*heap leaching*) : le minerai - extrait en surface ou en souterrain - est concassé puis déposé sur une plateforme étanche, en tas, et irrigué d'une solution acide (ou cyanurée pour certains métaux comme l'or). Le lixiviat, chargé en substance d'intérêt, est recueilli dans un bassin de collecte puis traité. Cette technique, très utilisée pour certains métaux (or, argent, cuivre, nickel, etc.), peut représenter un risque environnemental majeur en cas de défaillance (*Ghorbani et al., 2015 ; Jain & Das, 2017*).

2.4.3. Les extractions sous-marines

Les mines en eaux profondes (*deep-sea mining*) consistent à exploiter les ressources présentes sur les fonds océaniques, à des profondeurs pouvant atteindre 6 000 m. Longtemps réservées aux énergies fossiles (pétrole et gaz), ces exploitations ont commencé à s'intéresser aux ressources minérales à partir des années 1960, et tendent aujourd'hui à se multiplier, en réponse notamment à la déplétion (ou « écrémage ») des gisements terrestres (*Drézet, 2014 ; Dymont et al., 2014 ; Systext, 2022*). Ce sont notamment les gisements de métaux (nodules polymétalliques, encroûtements cobaltifères et sulfures hydrothermaux) qui suscitent un intérêt actuellement.

Dans le détail, il n'existe pas encore de Code minier dédié, ni d'exploitation sous-marines *stricto sensu*, mais plusieurs permis d'exploration ont d'ores et déjà été attribués à des États ou des

⁵³ Extraction et récupération d'un composé soluble (métal par exemple) à partir d'une solution (acide sulfurique ou carbonate de soude) injectée au sein du gisement (lixiviation *in situ*) ou pulvérisée (lixiviation en tas) sur le minerai.

entreprises privées par l'Autorité internationale des fonds marins (AIFM)⁵⁴, créée en 1994. Wedding *et al.* (2015) rappellent que « depuis 2001, l'Autorité internationale des fonds marins a accordé 26 contrats (18 au cours des 4 dernières années) pour l'exploration de minéraux sur les fonds marins profonds, englobant environ 1 million de km² dans les océans Pacifique, Atlantique et Indien, dans des zones situées au-delà de toute juridiction nationale ». Ce sont actuellement 30 contrats⁵⁵ qui sont en cours, concernant une surface de plus d'1,5 millions de km², majoritairement situés dans le Pacifique (Fig. 8).



Figure 8 : Gisements et principales zones d'explorations minières sous-marines actuelles (© AIFM).

L'émergence des extractions en eaux profondes est scientifiquement très controversée, au regard notamment de la richesse écologique, de la très faible résilience et du manque de connaissance globale sur le fonctionnement des milieux océaniques impactés (Kaikkonen *et al.*, 2018 ; IPOS, 2025). De très nombreuses études scientifiques alertent sur les conséquences environnementales majeures induites par ce type d'exploitation (Fig. 9). Les risques en matière de pollutions (chimiques, mécaniques, lumineuses, acoustiques), de destruction des habitats et des biocénoses sont particulièrement mis en avant (Nagender & Sharma, 2000 ; Halfar & Fujita, 2007 ; Miljutin *et al.*, 2011 ; Sharma, 2013 ; Amon *et al.*, 2016 ; Le Meur *et al.*, 2016 ; Vanreusel *et al.*, 2016 ; Mestre *et al.*, 2017 ; Shewry, 2017 ; Cuyvers *et al.*, 2018 ; Hunter *et al.*, 2018 ; Koschinsky *et al.*, 2018 ; Maxmen, 2018 ; Casson *et al.*, 2019, IPBES, 2019 ; Washburn *et al.*, 2019 ; Orcutt *et al.*, 2020 ; Gollner *et al.*, 2022 ; IUCN, 2022, Washburn *et al.*, 2023 ; Bai *et al.*, 2025 ; IPOS, 2025 ; Yao *et al.*, 2025). Récemment, l'étude de Sweetman *et al.* (2024) a dans le même temps mis en lumière le rôle des nodules polymétalliques dans la production « d'oxygène noir », essentiel au développement de la vie dans les plaines abyssales de la zone Clarion-Clipperton. Finalement, plusieurs auteurs soulignent l'impossibilité totale de mise en œuvre d'exploitations en eaux

⁵⁴ En anglais, *International Seabed Authority* (ISA - <https://www.isa.org.im/>).

⁵⁵ La liste actualisée des zones faisant l'objet d'un contrat d'exploration est accessible ici : <https://www.isa.org.im/exploration-contracts/exploration-areas/>.

profondes sans générer de lourds et durables impacts sur la biodiversité (Van Dover *et al.*, 2017 ; Miller *et al.*, 2018 ; Niner *et al.*, 2018 ; Simon-Iledó *et al.*, 2019 ; Drazen *et al.*, 2020 ; Gollner *et al.*, 2022 ; IPOS, 2025 ; Jones *et al.*, 2025 ; Yao *et al.*, 2025). L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) a d'ailleurs, par deux fois, adopté une résolution pour une application du principe de précaution et un encadrement plus strict de l'extraction sous-marine⁵⁶. Rappelant ces résolutions et s'appuyant sur un récent travail de synthèse produit par Systext (Systext, 2022), le directeur général de l'UICN a adressé en mars 2023 une lettre ouverte⁵⁷ à l'ensemble des membres de l'AIFM demandant l'interdiction de l'extraction minière sous-marine. Plus récemment, à l'occasion du conseil de l'AIFM (Kingston, juillet 2023), 21 pays dont la France, l'Allemagne ou le Chili, se sont positionnés en faveur d'un moratoire sur l'exploitation minière des grands fonds ; ces déclarations d'intention ont vocation à faire l'objet d'un traité international dédié, afin d'être opposables aux États et à leurs citoyens.

Si le cas « particulier » des extractions en eaux profondes n'intègre pas spécifiquement le cadre du présent rapport, il est important de rappeler que dès 2014, la synthèse de l'expertise scientifique collective (ESCo) co-réalisée par le CNRS et l'Ifremer soulignait un important déficit de connaissances et concluait : « *Les principales opérations d'une exploitation minière auraient pour conséquences majeures : la destruction permanente de l'habitat et de la faune associée, la formation d'un nuage de particules fines pouvant impacter une zone plus large que la zone d'extraction [...] ainsi qu'une perturbation dans la colonne d'eau. Les espèces migratrices pourraient aussi être confrontées à des pollutions électromagnétique et acoustique liées à l'introduction importante d'énergie au sein de l'écosystème par les engins de collecte et les dispositifs de remontée du minerai. Pour le rejet des déchets miniers (eau de fond, sédiments, débris de minerai) : une modification du pH, de la température, de l'apport en nutriments entraînerait une modification de la production primaire, avec une influence sur les cycles du carbone, du phosphate, des sulfures, de l'oxygène et des perturbations dans l'organisation des écosystèmes. L'augmentation potentielle des concentrations en métaux lourds et d'autres composés toxiques dans les rejets auront aussi un impact sur la biodiversité de l'écosystème exploité. D'autres impacts connexes peuvent être identifiés : [...] rejet à la mer de saumure due à la production d'eau potable, risque d'introduction accru d'espèces invasives.* » (Dyment *et al.*, 2014). La synthèse « questions-réponses » produite en 2025 par l'*International Panel for Ocean Sustainability*⁵⁸ (IPOS) confirme l'ensemble de ces éléments et incite au principe de précaution face au manque de connaissance persistant tant du fonctionnement que de la biodiversité des grands fonds marins (IPOS, 2025).

L'étude de Miljutin *et al.* (2011) permet d'illustrer les impacts écologiques et la très faible résilience des milieux profonds ciblés par le *deep-sea mining*. Un essai d'exploitation de nodules polymétalliques a été conduit en 1978 dans la zone Clarion-Clipperton, située au nord-est de l'océan Pacifique. La zone a été revisitée en 2004 pour évaluer les impacts associés sur les seuls habitats benthiques. Vingt-six ans plus tard, les traces laissées en 1978 étaient toujours clairement visibles et les auteurs ont mis en évidence une perte nette de biodiversité et de biomasse au niveau des zones perturbées, par rapport aux zones non perturbées situées à

⁵⁶ Résolution WCC-2012-Res-079 « Protéger les écosystèmes et la diversité biologique des grands fonds marins des menaces provoquées par l'exploitation minière des fonds marins » (Congrès de Jeju, 2012) consultable suivant ce lien : https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC_2012_RES_79_FR.pdf.

Résolution WCC-2020-Res-122 « Protection des écosystèmes et de la biodiversité des grands fonds marins par un moratoire sur l'exploitation minière des fonds marins » (congrès de Marseille, septembre 2021), consultable suivant ce lien : https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC_2020_RES_122_FR.pdf.

⁵⁷ https://www.iucn.org/fr/node/38648#_ftn4 (page consultée le 6 mars 2024).

⁵⁸ <https://ipos.earth/global-deep-sea-consultation-pilot-project>.

proximité. Cette étude est corroborée par les travaux menés dans le cadre du *JPI Ocean* (Vanreusel *et al.*, 2016) où L. Menot (Ifremer), impliqué dans le projet, rapporte : « *Il s'agit de la première étude qui s'intéresse à autant de sites différents. Nous avons comparé des zones naturellement riches ou pauvres en nodules et des sites qui ont été dragués, il y a quelques mois ou plusieurs dizaines d'années. [...] Dans les zones où le fond océanique et les premiers centimètres de sédiments ont été raclés pour récupérer les nodules, la faune a été profondément affaiblie et n'a pas recolonisé les lieux. Un constat qui s'applique autant pour les zones récemment sinistrées que celles qui ont été draguées il y a plus de 30 ans* »⁵⁹.

Les derniers travaux liés au projet DISCOL (*DISturbance and ReCOLonization experiment*), menés dans le bassin péruvien en 1989, s'alarment également des dégâts écologiques induits par cette méthode d'extraction et insistent sur l'extrême durabilité des impacts écologiques liés aux exploitations en eaux profondes (Thiel *et al.*, 2001 ; Jones *et al.*, 2017 ; Simon-Iledó *et al.*, 2019 ; Vonnahme *et al.*, 2020). Plus récemment encore, les travaux de Washburn *et al.* (2023) ont permis de mettre concrètement en lumière les perturbations écologiques d'un test d'extraction en eau profonde à petite échelle spatio-temporelle (129 m, 109 minutes), conduit au large du Japon en 2020. Un an après celui-ci, la densité de faunes mobiles benthiques était réduite, tant au sein de la zone exploitée que des zones situées à proximité, de respectivement 43 % et 56 %.

« Substantial community shifts, including the loss of species, may persist over geological timescales at directly mined sites due to habitat loss. »⁶⁰ (Gollner *et al.*, 2022)

« The effects of polymetallic nodule mining are likely to be long term. Our analyses show considerable negative biological effects of seafloor nodule mining, even at the small scale of test mining experiments, although there is variation in sensitivity amongst organisms of different sizes and functional groups, which have important implications for ecosystem responses. »⁶¹ (Jones *et al.*, 2017)

« We found significantly lower heterogeneity diversity in disturbed areas and markedly distinct faunal compositions along different disturbance levels. If the results of this experiment at DISCOL can be extrapolated to the Clarion-Clipperton Zone, the impacts of polymetallic nodule mining there may be greater than expected, and could potentially lead to an irreversible loss of some ecosystem functions, especially in directly disturbed areas. »⁶² (Simon-Iledó *et al.*, 2019)

⁵⁹ <https://www.ifremer.fr/Actualites-et-Agenda/Toutes-les-actualites/Archives/2016/Les-champs-de-nodules-polymetalliques>.

⁶⁰ Traduction proposée : « D'importants changements au sein des communautés, y compris la disparition d'espèces, peuvent persister sur des pas de temps géologiques au niveau des sites directement exploités, en raison de la perte d'habitats. »

⁶¹ Traduction proposée : « Les effets de l'exploitation minière des nodules polymétalliques sont susceptibles d'être de longue durée. Nos analyses montrent des effets biologiques négatifs considérables de cette exploitation sur le plancher océanique, même à l'échelle réduite des expériences d'extraction test, même si, la sensibilité varie selon la taille et le groupe fonctionnel des organismes, ce qui a d'importantes implications pour les réponses de l'écosystème. »

⁶² Traduction proposée : « Nous avons constaté une diversité (hétérogénéité) nettement plus faible dans les zones perturbées, ainsi que des compositions fauniques sensiblement différentes selon les niveaux de perturbation. Si les résultats de cette expérience menée à DISCOL peuvent être extrapolés à la zone Clarion-Clipperton, les impacts de l'exploitation minière des nodules polymétalliques dans cette région pourraient être plus importants que prévu et pourraient potentiellement entraîner une perte irréversible de certaines fonctions écosystémiques, tout particulièrement dans les zones directement impactées. »

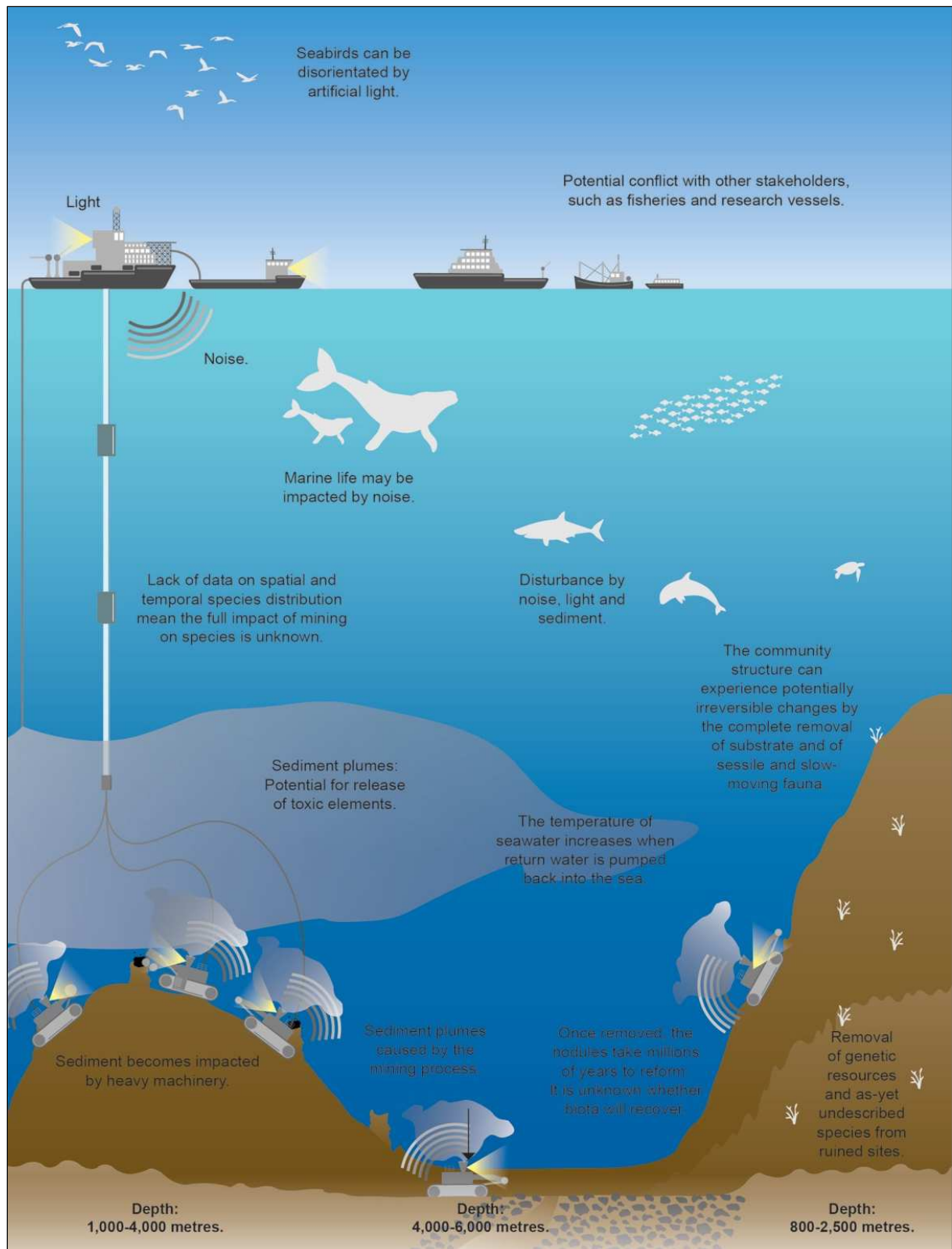


Figure 9 : Illustration des impacts potentiels de l'exploitation minière sous-marine (*in Miller et al., 2018*).

2.4.4. Traitement du minerai extrait

Une fois le minerai brut extrait, différentes étapes de traitement se succèdent (BRGM, 1997). D'une manière générale, ces étapes visent dans un premier temps à séparer la substance minérale valorisable de la gangue « stérile », puis, dans un second temps, à « enrichir » cette substance cible (Fig. 10)⁶³ :

- la **concentration** (ou minéralurgie) par broyage, concassage, flottaison permet de générer un concentré des minéraux d'intérêt ;
- l'**extraction chimique** (ou métallurgie) a pour objectif d'extraire les substances d'intérêt (métal ou alliage) depuis le concentré ou directement depuis le minerai. Les principes de la lixiviation peuvent être mobilisés pour cette étape (Reichardt, 2008 ; Ghorbani *et al.*, 2012) : le minerai broyé est alors disposé en tas et exposé à une solution (acide ou cyanurée). La solution chargée est collectée et acheminée vers l'unité de traitement pour en récupérer la (les) substance(s) d'intérêt ;
- le **raffinage** par électrolyse permet enfin d'éliminer les dernières impuretés du métal.

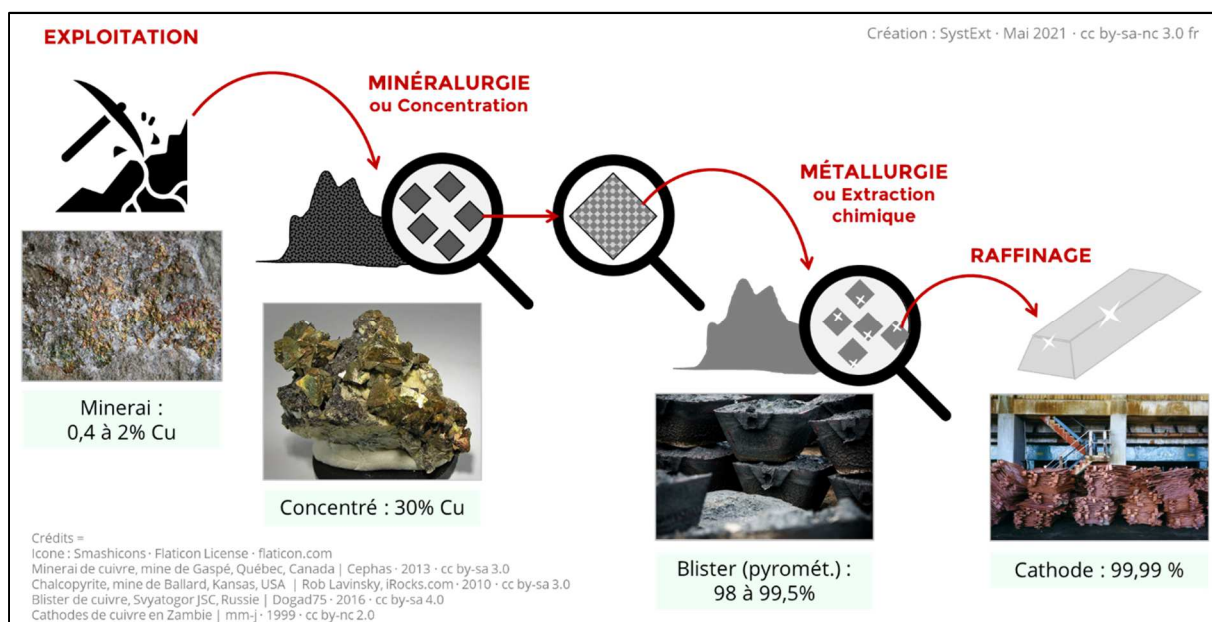


Figure 10 : Représentation schématique des principales étapes de traitement d'un minerai de cuivre, depuis son extraction jusqu'au raffinage, permettant d'obtenir un métal concentré à 99,9 % (in Systext, 2021a).

Ces étapes de traitement sont longues, complexes, et mobilisent de **grandes quantités de réactifs chimiques variés**, particulièrement des acides, des bases, des cyanures et des xanthates, etc., qui sont à l'origine d'une forte émission vers le milieu de substances polluantes. Pour illustration, Systext (2021b) estimait que 400 000 à 450 000 t de cyanure de sodium étaient annuellement mobilisées par l'industrie minière, notamment dans le cadre de la récupération par cyanuration de l'or et de l'argent. Le rapport *Pure Earth & Green Cross Switherland* (2016) place ainsi respectivement l'**extraction minière**, la **métallurgie du plomb** et l'**orpaillage artisanal**, comme étant les 2^e, 3^e et 5^e principales sources mondiales de pollution.

⁶³ Ces différentes étapes sont détaillées dans le rapport de Poulard *et al.* (2017) ou l'ouvrage de Kauppi *et al.* (2011).



Travaux d'exploitation d'une mine aurifère alluviale en Guyane française (© DGTM).



Mine alluviale aurifère réhabilitée en Guyane française (© G. Melun).

3. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DE L'ACTIVITÉ MINIÈRE

À l'échelle mondiale, on dénombre environ 17 000 mines actives « de grandes dimensions » (de quelques km² à plusieurs milliers de km²) dans 171 pays (Matos *et al.*, 2015 ; IPBES, 2019). La base de données de référence « *SNL Metals & Mining* »⁶⁴ recense quant à elle plus de 35 000 installations minières actives ou en développement (Maus *et al.*, 2020 ; Maus *et al.*, 2022). Plus récemment, les travaux de synthèse produits par Macklin *et al.* (2023) recensent à l'échelle mondiale plus de 22 600 mines de métaux en activité et près de 160 000 mines abandonnées. Le nombre précis de sites miniers (en activité ou non) reste toutefois extrêmement difficile à appréhender en raison d'importantes lacunes dans le rapportage et les données disponibles (Tost *et al.*, 2018 ; Islam & Murakami, 2021 ; Maus & Werner, 2024 ; Measham *et al.*, 2024 ; Giljum *et al.*, 2025), leur caractère ponctuel, informel ou leur difficulté de détection comme dans le cas des travaux souterrains par exemple (Izoard, 2024). L'étude conduite par Maus & Werner (2024) montre qu'à l'échelle mondiale, plus de la moitié des zones minières qui peuvent être identifiées par imagerie satellite ne font l'objet d'aucun rapportage ou suivi, limitant fortement les possibilités d'évaluation de leurs conséquences environnementales. Comme le rappellent les auteurs : « *We can't manage what we can't measure* »⁶⁵.

« En fait, il y a un énorme déficit d'information. La moitié des mines recensées comme inactives dans les bases de données indiquaient clairement des signes d'activité sur les images satellites. Et rares sont les entreprises minières qui fournissent aux agences gouvernementales le détail des surfaces qu'elles occupent. On estime qu'il nous manque au moins 20 % des sites sur cette carte. Cette opacité paraît à peine croyable étant donné l'impact global de la mine sur le système terrestre : sur l'eau, sur les sols et les forêts, sur le réchauffement climatique. » (V. Maus, propos rapportés par Izoard, 2024)

*« Mining currently figures as one of most destructive economic activities over natural ecosystems. It brings various negative impacts to the environment, which starts with the complete removal of the local native vegetation and consequent wildlife disappearance. Following this, the topographic disassembling is done when finally, the ore mining starts, which usually results in strong hydro-biogeochemical changes in the ecosystem. »*⁶⁶ (Martin *et al.*, 2020)

Les impacts sur les milieux physique et écologique de la filière minière sont majeurs, hétérogènes et caractérisés (Dudka & Adriano, 1997 ; ELAW, 2010 ; Goodland, 2012 ; Jain *et al.*, 2016 ; Widana, 2019a ; Stewart, 2020 ; Systext, 2021a ; Mononen *et al.*, 2022 ; Seki 2022 ; Izoard, 2024 ; Aska *et al.*, 2025 ; Giljum *et al.*, 2025 ; Hoxha *et al.*, 2025 ; Barbarossa *et al.*, 2026 ; Braz

⁶⁴ [https://www.marketplace.spglobal.com/en/datasets/snl-metals-mining-\(19\)](https://www.marketplace.spglobal.com/en/datasets/snl-metals-mining-(19)) ; voir aussi la plateforme S&P Capital IQ Pro (payante) accessible : <https://www.spglobal.com/marketintelligence/en/campaigns/metals-mining>.

⁶⁵ Traduction proposée : « Nous ne pouvons gérer ce que nous ne pouvons pas mesurer ».

⁶⁶ Traduction proposée : « L'exploitation minière figure actuellement parmi les activités économiques les plus destructrices pour les écosystèmes naturels. Elle entraîne de nombreux impacts négatifs sur l'environnement, à commencer par l'élimination complète de la végétation indigène locale et une disparition conséquente de la faune. À cela s'ajoute la dégradation topographique marquant le début de l'extraction du minerai, qui provoque généralement d'importantes modifications hydro-biogéochimiques au sein de l'écosystème. »

Pires *et al.*, 2026). Dans le cadre d'une revue systématique portant sur près de 2 100 sources bibliographiques traitant de l'impact des activités minières sur la biodiversité et les services écosystémiques, Seki (2022) rapporte que **99,8 % des études scientifiques mettent en évidence des impacts négatifs sur l'environnement**⁶⁷. Cette synthèse permet également de mettre en lumière les thématiques, les milieux et les substances traitées de manière privilégiée dans la bibliographie (Fig. 11). Si les écosystèmes terrestres et aquatiques sont traités à part relativement égale (respectivement 51 % et 46 % de la bibliographie rassemblée), les écosystèmes marins font encore l'objet de très peu de contributions (3 %), malgré les enjeux actuels évoqués précédemment (*cf.* 2.3.3 - *Les extractions sous-marines*). L'or, le cuivre, le plomb, le zinc et le charbon sont les substances majoritairement évoquées dans la littérature et représentent 60 % de la bibliographie rassemblée. Enfin, cette synthèse illustre bien le faible nombre d'études évaluant directement les changements dans la structure, la diversité ou la composition des communautés en lien avec les impacts miniers. Comme le nombre de sites miniers, l'ampleur des impacts générés reste difficile à caractériser précisément. Dans une certaine mesure, on peut donc partir du principe que l'ensemble de la bibliographie rassemblée ici ne constitue qu'une partie émergée de l'iceberg.

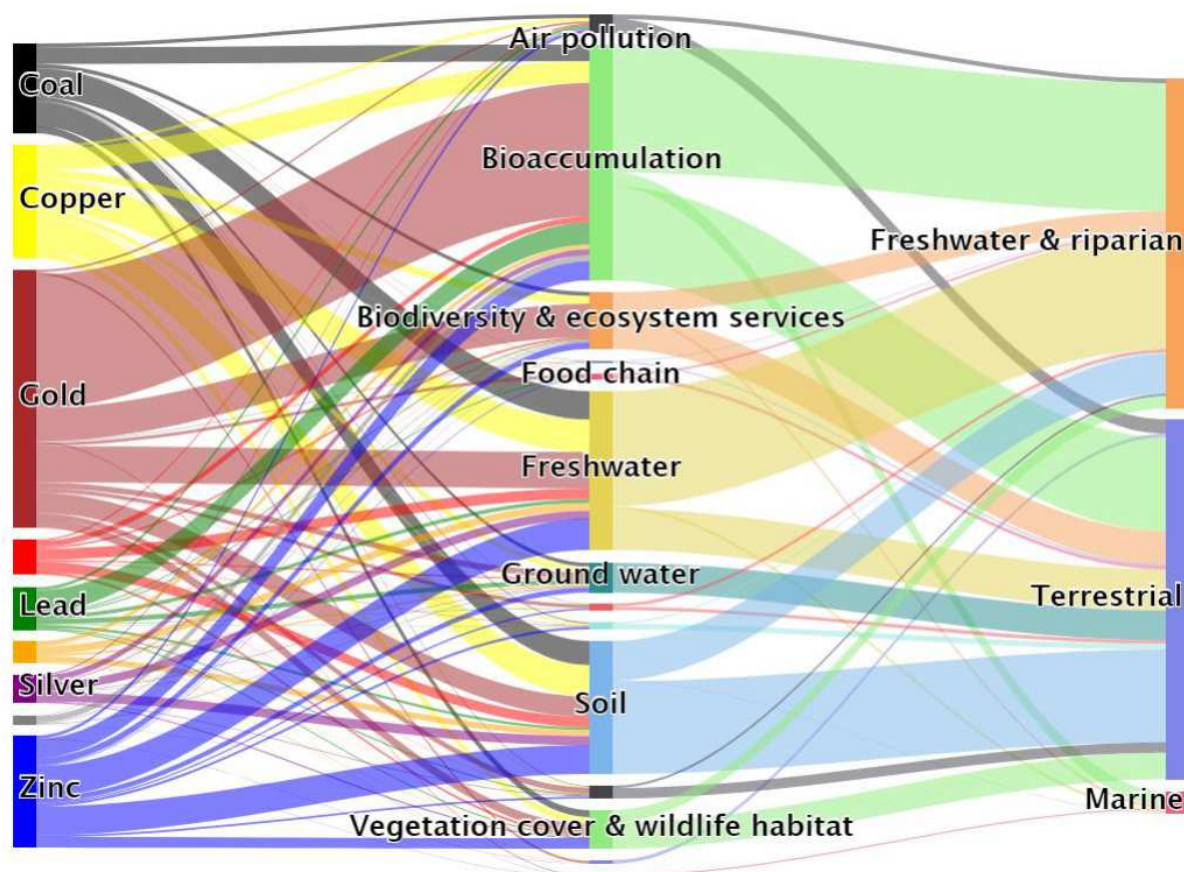


Figure 11 : Aperçu des principales substances (à gauche) et des écosystèmes (à droite) abordés par la littérature dédiée aux impacts des activités minières sur la biodiversité et les services écosystémiques. L'axe central figure les impacts spécifiques de l'exploitation minière sur différents écosystèmes (*in* Seki, 2022).

⁶⁷ Les 0,2 % des études rapportant un effet bénéfique sont généralement liés à la mise en place de surfaces en eau artificielles (par ex. bassins, barranques, parcs à résidus). Voir par exemple les travaux de Li *et al.* (2019) ou Salovarov & Kuznetsova (2006).

Nous proposons de distinguer dans la présente synthèse 4 grands types d'impacts : 1) la déforestation et la dégradation des paysages, 2) les impacts sur la ressource en eau, 3) les impacts sur l'air et les sols, et 4) les atteintes aux habitats et la biodiversité. Il est important de préciser que ces impacts sont naturellement marqués par un fort degré d'interrelation.

La bibliographie traitant de ces impacts tend à s'enrichir significativement depuis une vingtaine d'années. L'ensemble des sources consultées dans le cadre de la présente synthèse corrobore le constat déjà établi par Csavina *et al.* (2012) et Seki (2022) : si les dégradations physiques portées aux milieux aquatiques sont bien documentées, les compartiments « biodiversité » et « pollution atmosphérique » sont pour l'heure moins étudiés (Fig. 12). Cette dichotomie s'est cependant substantiellement comblée ces 15 dernières années.

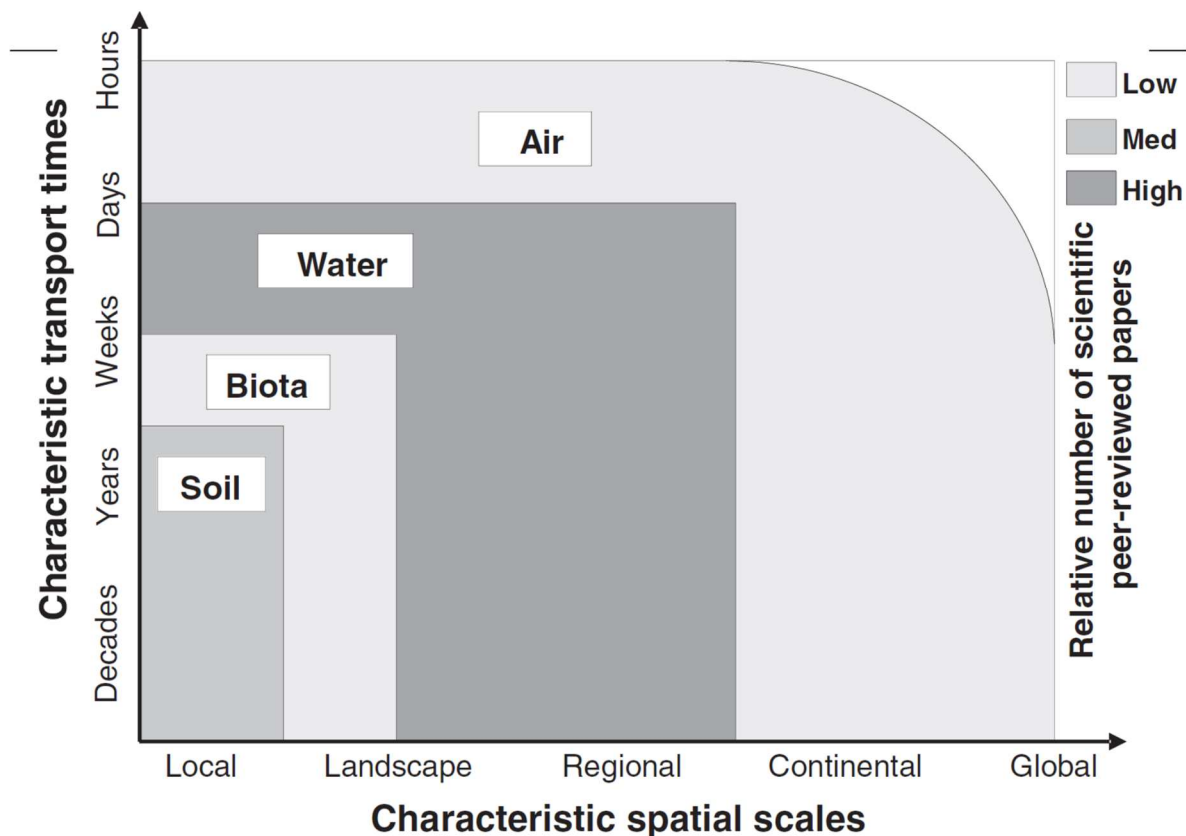


Figure 12: Illustration de la répartition des différents compartiments dégradés par les activités minières (sols, biodiversité, milieux aquatiques, air) selon les échelles spatiales et temporelles de l'impact et le nombre de sources scientifiques (in Csavina *et al.*, 2012).

3.1. DÉFORESTATION ET ALTÉRATIONS DES PAYSAGES

La suppression du couvert végétal constitue un préalable nécessaire à toute exploitation de surface. Les besoins d'emprise au sol des exploitations minières - même souterraines - concourent dans la plupart des cas à la dégradation du couvert végétal de surface, potentiellement sur de très vastes surfaces. Au-delà de la déforestation, les exploitations minières sont à l'origine de profondes modifications géomorphologiques (évolutions topographiques, glissements de terrain, effondrements) et hydromorphologiques, qui résultent des exploitations actuelles mais aussi anciennes.

3.1.1. Déforestation

Les activités extractives contribuent directement à la déforestation par la suppression du couvert végétal qu'elles engendrent, mais aussi indirectement par l'installation d'infrastructures connexes : routes, pistes, bases-vie, villages, etc., qui impliquent aussi localement la suppression d'une partie de la végétation. Le caractère « spatiophage » des activités minières entraîne une déforestation à l'échelle de l'exploitation, de quelques hectares à plusieurs dizaines voire centaines de km² (Edwards *et al.*, 2014 ; Melun & Le Bihan, 2020 ; ONF, 2021 ; ONF 2022). En 2012, il était estimé qu'au moins **7 % de la déforestation mondiale incombaient aux activités minières** (Hosonuma *et al.*, 2012). Entre 2001 et 2020, le WWF estime que les sites miniers ont directement entraîné une déforestation d'environ 13 800 km² (WWF, 2023). Dix pays concentrent 84 % de cette déforestation⁶⁸ et deux ressources minérales sont particulièrement incriminées, puisque 71 % de cette déforestation sont liés aux exploitations d'or et de charbon. Un rapport récent de la Banque Mondiale (Maddox *et al.*, 2019) explique que « *les impacts délétères de l'exploitation minière sur les forêts peuvent être particulièrement visibles. Les projets miniers à grande échelle peuvent être directement responsables de la coupe à blanc de milliers d'hectares de forêt* ». Il est rappelé dans le même temps que près de la moitié (44 %) des grandes mines industrielles sont opérationnelles en milieu forestier et que leur nombre tend à augmenter. **Tous les grands milieux forestiers, qu'ils soient boréaux, tropicaux ou tempérés, sont affectés par les extractions minières industrielles et la déforestation qu'elles engendrent** (Fig. 13)⁶⁹.

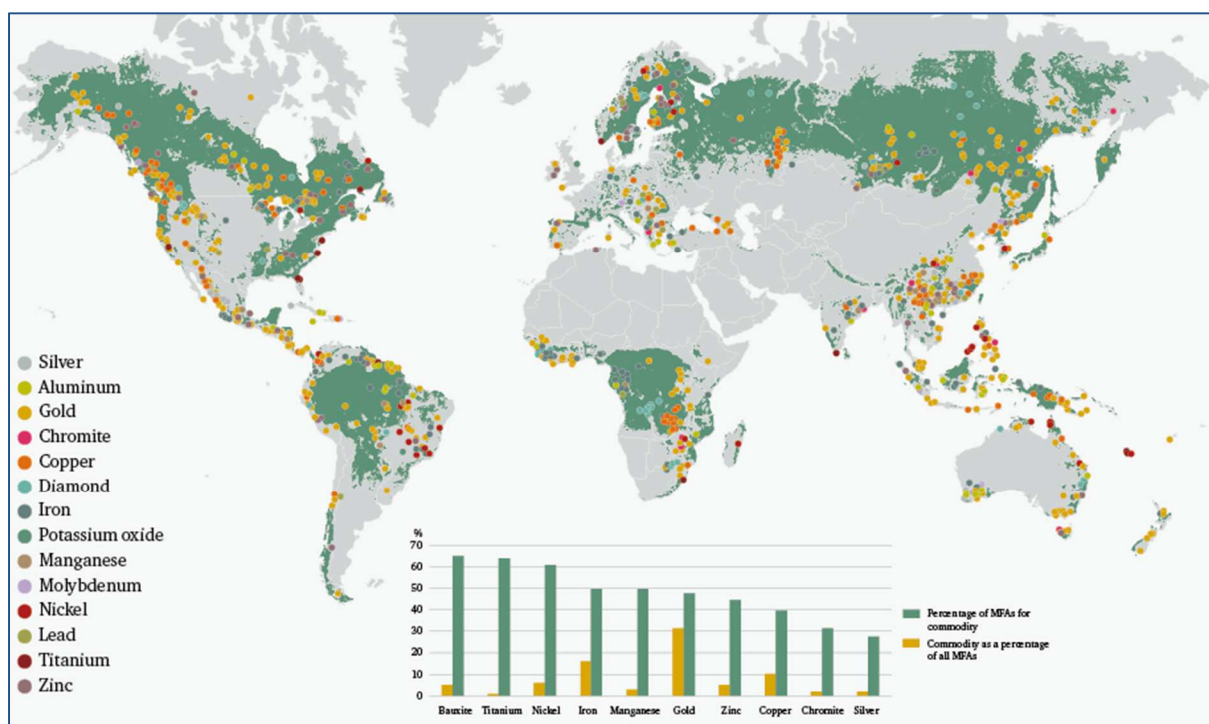


Figure 13 : Aperçu de la localisation des principales mines industrielles de métaux (hors charbon donc et selon le type de substance principale extraite) par rapport aux principales surfaces forestières mondiales (d'après Maddox *et al.*, 2019, modifié ; MFAs: Large-Scale Mines Located in Forested area).

⁶⁸ Sur la période de l'étude (2001-2020), 10 pays concentrent 84 % de la déforestation directement induite par les activités minières : Indonésie (3 537 km²), Brésil (1 654 km²), Russie (1 276 km²), Canada (1 108 km²), États-Unis (860 km²), Australie (714 km²), Pérou (689 km²), Ghana (583 km²), Myanmar (529 km²), Suriname (527 km²).

⁶⁹ Voir également l'Annexe 5A.

Les forêts tropicales sont de loin les plus impactées par la déforestation induite par les activités minières. Le nombre de contributions scientifiques sur cette thématique est d'ailleurs particulièrement exhaustif, tant pour les forêts tropicales humides d'Afrique (Schueler *et al.*, 2011 ; Hosonuma *et al.*, 2012 ; Edwards *et al.*, 2014 ; Butsic *et al.*, 2015 ; Cabeza *et al.*, 2019 ; Maddox *et al.*, 2019 ; Macháček, 2019 ; Barenblitt *et al.*, 2021 ; Muhire *et al.*, 2021 ; Mu'azu *et al.*, 2025 ; Valé *et al.*, 2025), d'Asie (Hosonuma *et al.*, 2012 ; Costenbader *et al.*, 2015 ; Yasmi *et al.*, 2017 ; Austin *et al.*, 2019 ; Maddox *et al.*, 2019 ; Ranjan, 2019 ; Giljum *et al.*, 2022 ; Ngom *et al.*, 2022 ; Mishra *et al.*, 2022) que d'Amérique du sud (Asner *et al.*, 2013 ; Alvarez-Berrios & Aide, 2015 ; Joshi *et al.*, 2015 ; Asner & Tupayachi, 2017 ; Sonter *et al.*, 2017 ; Bebbington *et al.*, 2018 ; Caballero Espejo *et al.*, 2018 ; Kalamandeen *et al.*, 2018 ; Diringier *et al.*, 2019 ; Kahhat *et al.*, 2019 ; Quijano Vallejo *et al.*, 2020 ; González-González *et al.*, 2021 ; Siqueira-Gay & Sánchez, 2021 ; Hänggli *et al.*, 2023 ; Finer & Mamani, 2023 ; Finer & Ariñez, 2024). **L'étude du WWF (2023) estime qu'entre 2001 et 2020, plus de 62 % de la déforestation directement liée aux activités minières ont concerné la forêt tropicale** (soit en superficie, plus de 8 500 km²). Hoang & Kanemoto (2021) soulignent d'une manière générale la grande vulnérabilité des espaces forestiers dans les pays en développement tropicaux, où les activités minières légales constituent désormais la première cause de déforestation (Mishra *et al.*, 2022). L'étude de Giljum *et al.* (2022), qui se concentre spécifiquement sur les milieux tropicaux, montre que les mines industrielles sont à l'origine d'une déforestation d'environ 3 300 km² sur la période 2000-2019. Quatre pays (Indonésie, Brésil, Ghana et Suriname) concentrent à eux seuls 80 % de cette déforestation en contexte tropical. Les exploitations en milieu tropical visent de nombreuses substances (or, fer, cuivre, charbon, nickel, bauxite, etc.), mais la grande majorité des contributions scientifiques traitant de la déforestation s'intéresse aux mines aurifères, notamment parce qu'elles génèrent **une importante activité informelle et illégale**. Une forte corrélation a ainsi pu être mise en évidence entre déforestation et variation du cours de l'or (Swenson *et al.*, 2011 ; Dezécache *et al.*, 2017).

La quantification des impacts de l'activité minière en général, et de la déforestation en particulier, s'appuie désormais largement sur la télédétection (Swenson *et al.*, 2011 ; Asner *et al.*, 2013 ; Elmes *et al.*, 2014 ; Joshi *et al.*, 2015 ; ONF, 2015 ; Asner & Tupayachi, 2017 ; Isidro *et al.*, 2017 ; Caballero Espejo *et al.*, 2018 ; Curtis *et al.*, 2018 ; Kalamandeen *et al.*, 2018 ; Liu *et al.*, 2019 ; Ibrahim *et al.*, 2020 ; Werner *et al.*, 2019 ; Kalamandeen *et al.*, 2020 ; Giljum *et al.*, 2022 ; Kimijima *et al.*, 2022 ; Mishra *et al.*, 2022 ; Dethier *et al.*, 2022 ; Kuzevic *et al.*, 2022 ; Maus *et al.*, 2022 ; Ngom *et al.*, 2022 ; Stoll *et al.*, 2022 ; Finer & Mamani, 2023 ; Li *et al.*, 2023 ; Tang & Werner, 2023 ; Finer & Ariñez, 2024 ; Linarès *et al.*, 2024 ; Werner *et al.*, 2024 ; Ammar *et al.*, 2026). La « qualité » et la résolution des données d'imagerie spatiale permettent d'appréhender de plus de plus en plus finement l'ampleur du phénomène. Dans leur étude centrée sur l'Amérique du sud, Alvarez-Berrios & Aide (2015) mettent en évidence 4 secteurs particulièrement impactés par la déforestation liée à l'extraction de l'or entre 2001 et 2013. Au premier rang de ces régions se trouve le Plateau des Guyanes, qui regroupe à lui-seul 41 % - soit 700 km² - de la déforestation régionale totale. L'étude souligne une forte augmentation sur la période 2007-2013 (+346 % par rapport à la période 2001-2007). Plus récemment, Rahm *et al.* (2017) ont justement concentré leurs travaux sur le Plateau des Guyanes, et réévaluent la déforestation liée aux mines d'or à 1 600 km² sur la période 2001-2015 (Fig. 14A). Selon Kalamandeen *et al.* (2020) **plus de 90 % de la déforestation du Plateau des Guyanes incombent aux activités minières**. Au Suriname, Peterson & Heemskerk (2001) estimaient qu'environ 50 à 100 km² de forêt mature disparaissaient chaque année sous l'effet de l'exploitation aurifère.

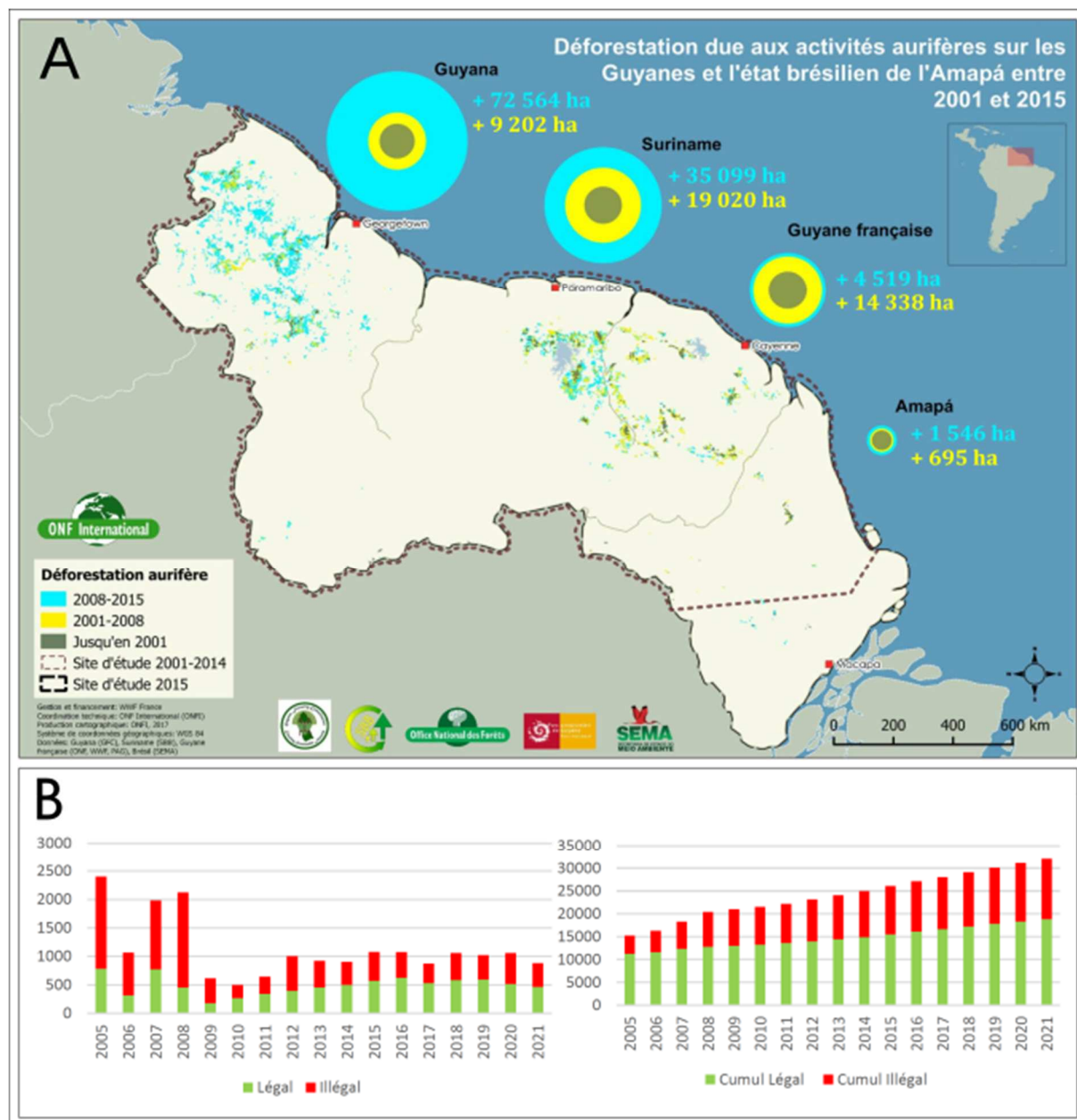


Figure 14 : (A) Déforestation induite par les activités minières aurifères sur le Plateau des Guyanes entre 2001 et 2015 (*in Rahm et al., 2017*, modifié). (B) Évolution annuelle et cumulée de la déforestation liée aux mines d'or légales et illégales en Guyane entre 2005 et 2021 (© ONF, 2022).

Une intense augmentation de la pression minière sur les milieux forestiers a été mise en évidence à l'échelle du Plateau des Guyanes ces dernières décennies. Entre 1995 et 2024, Ammar *et al.* (2026) ont mis en évidence une augmentation de 1 400 % de la taille des surfaces minières (d'environ 13 000 ha à 200 000 ha) et de 995 % du nombre de polygones miniers détectés (de 1 235 à 13 500 polygones). Les valeurs de déforestation induite par les activités minières restent considérables pour l'ensemble des neuf pays amazoniens (Brésil, Bolivie, Colombie, Guyana, Guyane française, Pérou, Suriname, Venezuela) sont affectés par les déforestations minières. L'étude menée par Caballero Espejo *et al.* (2018), qui porte sur une zone de 7 300 km² de la région du *Madre de Dios*⁷⁰ (Pérou), met en évidence une déforestation

⁷⁰ Cette région d'Amazonie péruvienne est intensément soumise aux exploitations minières illégales (Fig. 6).

de 1 000 km² depuis 1984. Les auteurs soulignent aussi une très forte accélération de la déforestation par les activités minières sur la période 2010-2017 (+207 % par rapport à la période 1984-2009), portée par un cours de l'or au plus haut. Ce sont ainsi plus de 100 km² de forêt primaire, qui ont disparu uniquement en 2017. Dans cette même région, Asner et Tupayachi (2017) corroborent ces résultats et estiment que ce sont en moyenne 45 km² de forêt qui disparaissent chaque année sous l'effet des extractions aurifères illégales. De manière comparable, en Colombie, 4 000 km² de forêt ont été détruits par les exploitations minières sur la période 2001-2018 (González-González *et al.*, 2021). Là encore, les auteurs soulignent la forte accélération du phénomène depuis 2016 (+511 %). Siqueira-Gay & Sánchez (2021) mettent également en évidence l'augmentation de 90 % de la déforestation induite par les activités illégales sur une très courte période (2017-2020) en Amazonie brésilienne, où plus de 100 km² disparaissent chaque année. Le programme Amazon Mining Watch⁷¹ permet de synthétiser et de détailler les évolutions spatio-temporelles de la déforestation minière sur l'intégralité du bassin amazonien. En s'appuyant sur celui-ci, **Finer & Ariñez (2024) estiment à près de 20 000 km² la déforestation induite par les activités minières en Amazonie, dont la moitié s'est produite uniquement au cours des cinq dernières années (9 500 km² entre 2019 et 2023).** Les auteurs estiment en outre que 38 % (environ 7 300 km²) de la déforestation minière totale s'est produite au sein d'aires protégées ou des territoires autochtones. Concernant spécifiquement la Guyane, ce sont depuis 2012 environ 1 000 hectares qui sont déforestés chaque année. Cumulés, environ 35 000 hectares de forêt guyanaise ont disparu depuis le début des années 2000. Plus de la moitié de cette déforestation relève de la filière minière légale (ONF, 2022 ; Linarès *et al.*, 2024 - Fig. 14B). **L'implication des filières minières légales dans la déforestation est rarement étudiée de manière spécifique mais s'avère régulièrement significative**, comme en Colombie (González-González *et al.*, 2021), au Suriname (NIMOS *et al.*, 2017) ou en Indonésie (Giljum *et al.*, 2022).

Si les forêts tropicales sont les premières impactées par les déforestations minières, **les forêts boréales et tempérées sont également affectées** et porteraient respectivement 13 % et 9 % de la déforestation totale liée aux activités minières (WWF, 2023), impactant l'ensemble de leur biodiversité (Lamb *et al.*, 2024). Les forêts boréales canadiennes, russes ou scandinaves, abritent une importante biodiversité et fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels (Schmiegelow *et al.*, 2016 ; Frelich, 2019). Elles subissent pourtant une pression exponentielle, notamment sous l'effet du développement des extractions de combustibles fossiles : gaz, pétrole, sables et schistes bitumineux ou gaz de schiste (Lee *et al.*, 2006 ; Wells *et al.*, 2008 ; Larsen, 2013 ; Petersen & Sizer, 2014 ; Bennett *et al.*, 2015 ; Haddaway *et al.*, 2019 ; Haddaway *et al.*, 2022). Selon les données du *Global Forest Watch Canada*, plus de 775 000 hectares de forêt boréale canadienne ont disparu uniquement entre 2000 et 2012, principalement sous l'effet des exploitations de sables bitumineux⁷². Concernant les forêts tempérées, Bernhardt & Palmer (2011) estiment que les mines à déplacement de sommets sont, à elles seules, responsables de la disparition de 11 000 km² de forêt dans les Appalaches, région riche d'une biodiversité remarquable. Comme évoqué précédemment, la grande majorité des études souligne une tendance à l'accroissement récent et continu de la pression minière sur les écosystèmes forestiers, quels qu'ils soient (Alvarez-Berríos & Aide, 2015 ; Asner & Tupayachi, 2017 ; OCDE, 2018 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021 ; González-González *et al.*, 2021 ; Luckeneder *et al.*, 2021 ; Siqueira-Gay & Sánchez, 2021 ; Dossou Etui *et al.*, 2024 ; Ammar *et al.*, 2026). Sous

⁷¹ La plateforme est accessible suivant ce lien : www.amazonminingwatch.org/.

⁷² <https://www.globalforestwatch.org/blog/forest-insights/tar-sands-threaten-worlds-largest-boreal-forest/>

l'effet d'une demande mondiale croissante en métaux, **une accélération de la déforestation directement liée aux activités minières a été mise en évidence** : selon le récent rapport WWF (2023), 63 % de la déforestation directement liée aux activités minières entre 2001 et 2020 s'est produite après 2010. De la même manière, pour Giljum *et al.* (2022), 35 % de la déforestation observée se concentrent sur les 5 dernières années de l'étude (2016-2020). Si toutes les études évoquées ici concernent l'emprise *stricto sensu* des mines (légales ou illégales), plusieurs auteurs rappellent que la déforestation inhérente aux activités extractives comprend également une part « indirecte » par la mise en place de pistes, de routes, de villes et de villages, etc. (Bridge, 2004 ; Durán *et al.*, 2013 ; Sonter *et al.*, 2014 ; Maddox *et al.*, 2015 ; de Castro Pena *et al.*, 2017 ; Bebbington *et al.*, 2018 ; Sánchez-Cuervo *et al.*, 2020 ; Ranjan, 2019 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2020 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021 ; González-González *et al.*, 2021 ; Giljum *et al.*, 2022 ; Hänggli *et al.*, 2023 ; WWF, 2023 ; Ladewig *et al.*, 2024 ; Valé *et al.*, 2025). **Les surfaces impactées par les activités minières au-delà de leur emprise *stricto-sensu* sont considérables** : Sonter *et al.* (2017) montrent par exemple que la forêt amazonienne brésilienne a perdu à elle seule près de 12 000 km² entre 2005 et 2015 en lien avec les activités minières industrielles, soit 9 % de la déforestation amazonienne sur la période. Sur cette surface totale, « seulement » 1 000 km² ont été déforestés dans l'emprise des exploitations ; et près de 11 000 km² résultaient des impacts indirects de ces exploitations. Valé *et al.* (2025) montrent que pour 1 ha directement déforesté par les activités minières en Côte d'Ivoire, 163 ha sont indirectement défrichés par d'autres usages, principalement les expansions agricole et urbaine liées aux mines.

Au regard des écosystèmes préservés - parfois même en conditions pristin⁷³ - qu'elles peuvent affecter et de l'extension des zones de prospection minière, les mines industrielles se retrouvent régulièrement confrontées à des hotspots de biodiversité et des périmètres de protection de la nature (Villegas *et al.*, 2012 ; Durán *et al.*, 2013 ; Butsic *et al.*, 2015 ; Murguía *et al.*, 2016 ; Flynn, 2018 ; Roy *et al.*, 2018 ; Cabeza *et al.*, 2019 ; Maddox *et al.*, 2019 ; Mayani-Parás *et al.*, 2019 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2020 ; Rehbein *et al.*, 2020 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Luckeneder *et al.*, 2021 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2022 ; Aska *et al.*, 2024), comme aux territoires indigènes (Villén-Pérez *et al.*, 2018 ; Quijano Vallejo *et al.*, 2020 ; Rorato *et al.*, 2020 ; Villén-Pérez *et al.*, 2021 ; Finer & Mamani, 2023). Selon le rapport du *World Resources Institute* (WRI, 2004), environ 75 % des mines mondiales œuvraient dans des zones jugées d'une grande valeur écologique par les organismes de conservation de la nature. L'étude de Luckeneder *et al.* (2021), qui concerne approximativement 3 000 mines industrielles à l'échelle mondiale, montre effectivement que la moitié de celles-ci se situent à moins de 20 km d'aires strictement protégées⁷⁴ et que le nombre d'exploitations minières au sein-même et à proximité immédiate de ces aires a significativement augmenté depuis 20 ans. Sonter *et al.* (2020) estiment que 8 % des surfaces influencées par l'activité minière intègrent directement des périmètres de protection de la nature. « L'incursion » des exploitations minières au sein des périmètres de protection est un phénomène particulièrement observé en Afrique sub-saharienne, où environ 44 % des principales exploitations minières sont situées à l'intérieur même ou à proximité immédiate (< 10 km) des périmètres protégés (Durán *et al.*, 2013 ; Edwards *et al.*, 2014 ; Abernethy *et al.*, 2016 ; Owusu *et al.*, 2018 ; Rehbein *et al.*, 2020). La « pression » minière sur les aires protégées n'est bien entendu pas propre aux activités industrielles, et de très nombreuses mines artisanales, souvent informelles et illégales, s'établissent au sein ou à proximité de celles-ci (Rahm *et al.*, 2017 ; Cabeza *et al.*, 2019 ; Espinoza & Beyeler, 2021 ; Dossou Etui *et al.*, 2024).

⁷³ Condition d'un écosystème naturel, exempt de toute pression anthropique.

⁷⁴ Voir également l'Annexe 5B.

In fine, la filière minière exerce une pression majeure et croissante sur les écosystèmes forestiers - y compris dans le cadre de périmètres protégés, qui constituent pourtant à l'échelle globale des *hotspots* essentiels de biodiversité. Dans ce sens, l'UICN appelait dès 2008 à l'interdiction de toute activité minière dans les aires protégées de catégories I à IV (Dudley, 2008)⁷⁵. L'une des spécificités des exploitations minières par rapport aux autres grandes pressions affectant les milieux forestiers (*i.e.* mises en culture, élevages, exploitations forestières, etc.) est qu'elles déstructurent et dégradent les sols et les horizons humifères. Au-delà donc de leurs conséquences directes sur le couvert forestier, et sans mesures de réhabilitation et de revégétalisation adaptées, **les travaux miniers limitent drastiquement toute capacité naturelle de reprise végétale, de régénération des sols et réduisent la résilience des milieux** (Moffat, 2004 ; Lamb *et al.*, 2005 ; Lawrence & Vandecar, 2015 ; MacDonald *et al.*, 2015 ; Román-Dañobeytia *et al.*, 2015 ; Diringer *et al.*, 2019 ; Kalamandeen *et al.*, 2020 ; Chambi-Legoas *et al.*, 2021 ; Chaddad *et al.*, 2022). En outre, les espaces forestiers ne sont pas les seuls espaces végétalisés à être impactés par le développement des activités minières. Plusieurs études mettent en évidence l'**altération d'autres formations végétales riches d'une grande biodiversité**, à l'image des savanes ghanéennes (Basommi *et al.*, 2015 ; Basommi *et al.*, 2016), ou des plaines du Plateau Mongol, affectées par les exploitations de charbon (Ma *et al.*, 2021).

En participant de manière significative à la déforestation aux échelles régionale et continentale, **les activités minières contribuent directement à la fragmentation des milieux, à la destruction des habitats, à l'appauvrissement, à la pollution des sols et aux relargages atmosphériques**⁷⁶, mais aussi à la destruction de vastes puits de carbone (Catello & Macedo, 2016 ; Mitchard, 2018 ; Giljum *et al.*, 2022 ; Seki *et al.*, 2022). De plus et *a posteriori*, en augmentant l'albédo des surfaces terrestres tout en réduisant l'évapotranspiration, **les activités minières contribuent à modifier le cycle de l'eau et favorisent la désertification et le changement climatique** (*cf.* 3.3 - Pollution de l'air et des sols). L'ensemble de ces conséquences sont impliquées dans l'**érosion globale de la biodiversité** (*cf.* 3.4 - Atteintes à la biodiversité).

3.1.2. Déchets miniers

a) Les déchets miniers d'aujourd'hui...

Quelles que soient les modalités d'exploitation, les activités minières nécessitent par définition d'**extraire un volume considérable de roches qui ne pourront être valorisées**, car leur teneur en substance(s) cible(s) est nulle ou trop faible. Ces roches constituent alors des déchets miniers. Ces déchets sont produits à toutes les étapes de l'activité minière et représentent *a minima* 90 % du volume mobilisé par les exploitations (Gutiérrez *et al.*, 2016). Le rapport entre la quantité de roches extraites pour produire une quantité de métal et cette même quantité de métal (« *rock-to-metal ratio* ») est très variable selon les gisements et les substances (Nassar *et al.*, 2022 ; Nassar *et al.*, 2023) et conditionnent directement la quantité globale de déchets générés. Si ce rapport est de 7 pour l'aluminium (7 kg de matériaux doivent donc être extraits pour produire 1 kg d'aluminium), il est de 510 pour le cuivre, 1 630 pour le lithium, 22 400 pour l'argent et supérieur à 3 millions pour l'or⁷⁷.

⁷⁵ L'UICN distingue ainsi six catégories d'aires protégées selon leurs objectifs de gestion, depuis les « réserves naturelles intégrales (catégorie I) jusqu'aux « aires protégées pour une utilisation durable des ressources naturelles » (catégorie VI). La typologie de l'UICN peut être consultée : http://uicn.fr/wp-content/uploads/2010/11/Espaces_proteges-Partie-7.pdf.

⁷⁶ La déforestation conduit au relargage des éléments piégés par la végétation, comme certains éléments-traces métalliques et métalloïdes (Remon, 2006).

⁷⁷ Des données sur le *rock-to-metal ratio* sont présentées suivant ce lien : <https://ourworldindata.org/grapher/rock-to-metal-ratio>.

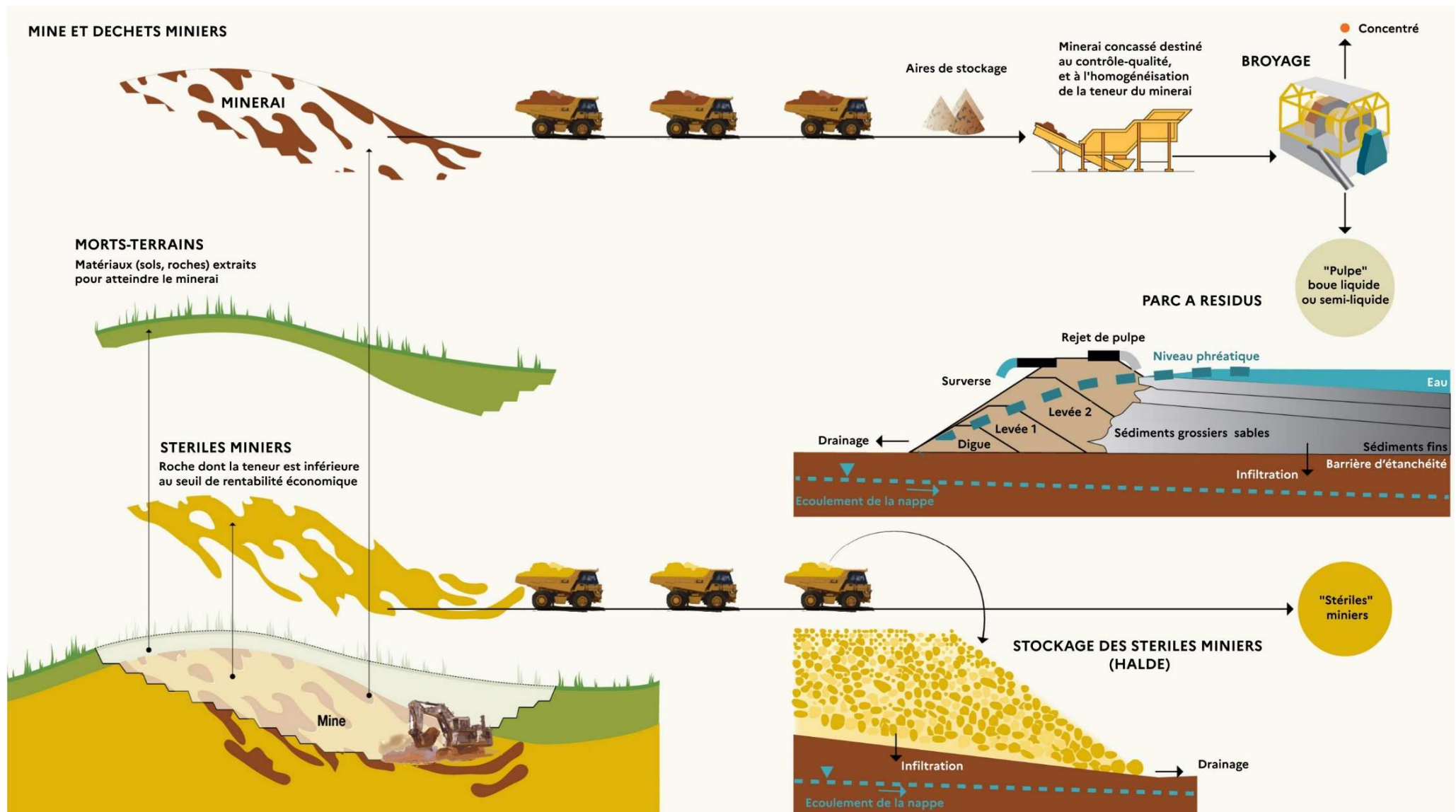


Figure 15 : Présentation générale des premières étapes de l'extraction et de l'origine des déchets miniers (d'après Roche *et al.*, 2017, modifié).

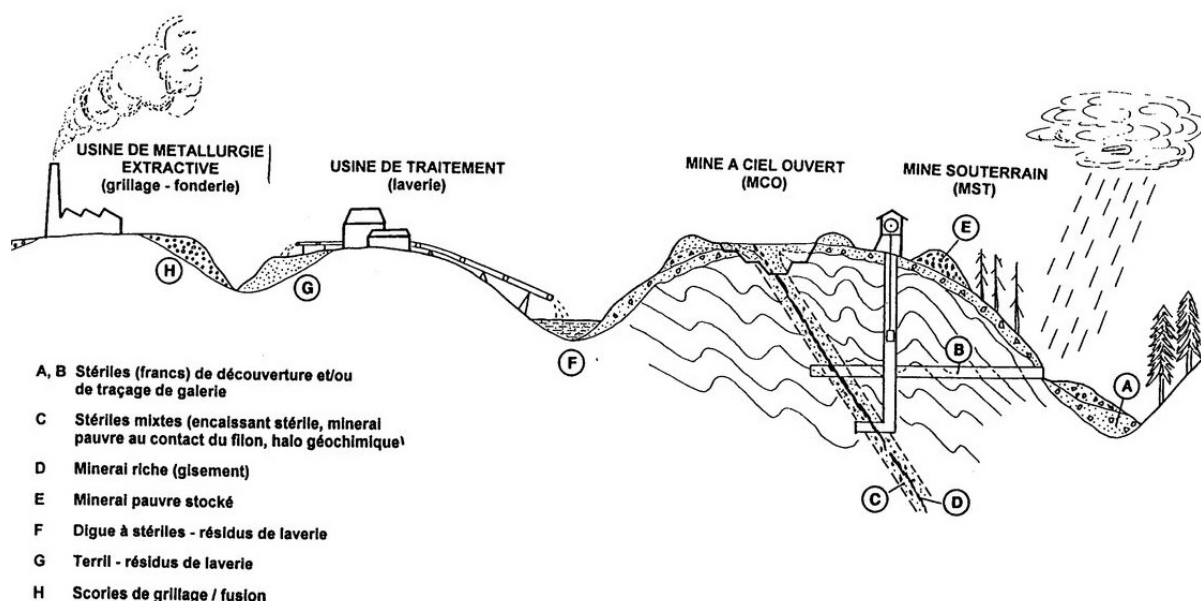


Figure 16 : Présentation générale des différentes opérations minières et des déchets qu'elles génèrent (in BRGM, 1997).

On distingue deux types de déchets générés aux diverses étapes d'exploitation : **les stériles et les résidus** (BRGM, 1997 ; Fig. 15 et 16) :

- **Les stériles miniers** correspondent aux sols, aux morts-terrains⁷⁸ (ou *overburden*) et aux roches encaissantes non commercialisables (ou *wastes rocks*), extraites pour atteindre le minerai. Ces stériles sont produits en très grandes quantités par les MCO, et sont généralement stockés en décharges sous forme d'amas de blocs et cailloux (on parle de « verse à stériles » ou de « halde à stériles »). Dans les mines souterraines, les stériles issus de l'ouverture des galeries et des puits servent le plus souvent au remblaiement des vides générés par l'exploitation. Ils peuvent également être mobilisés pour remodeler les terrains post-exploitation, dans le cadre de travaux de réhabilitation. Les stériles ne sont pas assez (parfois même pas du tout) minéralisés pour permettre une valorisation économique⁷⁹, mais peuvent contenir des substances polluantes. Leur caractère « stérile » reste ainsi relatif. Les volumes annuels de stériles générés par les extractions étaient, en 2009, de l'ordre 40 milliards de m³ (Giljum *et al.*, 2009). Entre 2008 et 2019, le Brésil a produit à lui seul 3,6 milliards de tonnes de stériles miniers. En 2006, le volume total de stériles représentait - hors combustibles fossiles - 62 % de la masse mondiale de matériaux extraits (Carmo *et al.*, 2020).
- **Les résidus miniers** (ou *tailings*) regroupent l'ensemble des matériaux rejetés aux différentes étapes du traitement du minerai. Suite aux étapes de broyage et de concassage, ils sont constitués majoritairement d'éléments très fins (BRGM, 1997 ; Chou, 2012 ; Bragagnolo *et al.*, 2025). Dans les mines modernes, ces résidus constituent 2/3 des déchets générés lors du traitement des minerais (Jébrak & Marcoux, 2008), et se présentent souvent sous forme de « pulpe » composée d'un mélange de particules

⁷⁸ Couche de terrain recouvrant un gisement et ne contenant pas de matière utile.

⁷⁹ Le caractère « stérile » est ainsi variable dans le temps. Il doit s'envisager 1) selon un contexte économique donné, et 2) au regard de l'efficacité des méthodes d'extraction utilisées. Des stériles stockés par le passé peuvent faire l'objet d'une exploitation ultérieure (évolution du cours du métal, amélioration des filières de traitement qui permet une valorisation ainsi qu'une réduction des déchets, etc.) (BRGM, 1997 ; Melun & Le Bihan, 2020).

solides très fines et d'eau (Fig. 17). La finesse des résidus miniers⁸⁰ les rend très sensibles à l'oxydation et la lixiviation ; ils peuvent ainsi s'avérer **extrêmement toxiques et contiennent des teneurs significatives en métaux, métalloïdes, sulfures et réactifs chimiques** utilisés lors du traitement du minerai (cyanures, acides).

Concernant ces résidus miniers, trois modalités de « gestion » sont principalement utilisées :

- la plupart du temps, ces résidus sont envoyés dans des « parcs à résidus » (*tailing storage facilities – TSF*) constitués de vastes bassins de décantation contenus par des digues et barrages (*tailings dams*) dans l'emprise de l'exploitation (Fig. 16). On compte aujourd'hui plus de 20 000 barrages de résidus miniers dans le monde (INERIS, 2021) ;
- l'assèchement, où les résidus secs sont simplement stockés en TSF, utilisés comme remblais ou réutilisés pour le comblement de galeries ou de fosses ;
- le déversement en mer ou en rivière.

Ces modalités ont toutes des conséquences environnementales majeures en lien notamment avec la pollution et une forte dégradation des milieux naturels. Ces conséquences sont régulièrement mises en évidence lors d'incidents sur les parcs à résidus (*cf. 3.2.4. - Déversements, ruptures d'ouvrages miniers et exports des pollutions*). De nombreux auteurs soulignent également le caractère particulièrement catastrophique des déversements en milieux aquatiques, continentaux ou marins (Coumans, 2002 ; MMSD, 2002 ; Van Zyl *et al.*, 2002a ; Van Zyl *et al.*, 2002b ; Cardiff *et al.*, 2012 ; Edinger, 2012 ; Vogt, 2013 ; Morello *et al.*, 2016 ; Dang *et al.*, 2017 ; MEND, 2017 ; Sternal *et al.*, 2017). Le rapport du programme *Mine Environnement Neutral Drainage* (MEND, 2017) précise à ce titre : « *Les déversements en milieu fluvial ou marin sont désormais considérés comme socialement et écologiquement inacceptables au Canada* ». Plus largement, le même rapport rappelle que les parcs à résidus miniers « *présentent des risques tant physiques que géochimiques qui doivent être gérés tout au long de leur durée de vie, depuis leur conception et leur construction, jusqu'à la fermeture de la mine et au-delà* ».



Figure 17 : Rejet de pulpe dans un parc à résidus à Rouyn-Noranda, Canada (à gauche, © Légaré) et illustration d'un parc à résidus sur la mine de Goldstrike, Nevada, USA (à droite, © Ecoflight).

⁸⁰ 80 % des résidus miniers ont une granulométrie (taille des particules sédimentaires) comprise entre 70 μm (= 0,07 mm) et 120 μm (= 0,12 mm) (Chou, 2012). Dans le détail, la distribution granulométrique des résidus est très variable (Bragagnolo *et al.*, 2025) et dépendante de la substance exploitée et du niveau de broyage. Par exemple, les résidus issus de l'or sont généralement plus fins que ceux issus du cuivre eux-mêmes plus fin que ceux issus du zinc.

En 2016, l'UICN adopte une résolution⁸¹ « Protéger les milieux côtiers et marins contre les résidus miniers » qui précise : « *Sachant que le déversement de résidus miniers sur les fonds marins et le dépôt marin et côtier de résidus miniers peuvent porter gravement préjudice au milieu marin - par exemple, contamination de l'eau et de l'air avec des métaux lourds, diffusion des polluants par les courants sous-marins, destruction des habitats et de la biodiversité côtiers et marins, modification du littoral, perte de patrimoine naturel et culturel, sédimentation dans les baies et les ports - et peuvent avoir des incidences négatives sur la santé et les activités [...]. Appelle tous les États à interdire l'immersion marine de résidus miniers provenant de nouvelles mines dès que possible et à envisager de mettre un terme aux sites actifs d'immersion marine* ». Dès l'année suivante, le Programme des Nations Unies pour l'Environnement condamne également toutes formes de déversements en milieux aquatiques (Roche *et al.*, 2017). Pourtant, le rapport Systext (2021a) rappelle que la pratique perdure - en mer comme en rivière - et estime que « *13,5 milliards de tonnes de déchets miniers (quasi-exclusivement des résidus miniers) auraient été déversés par les 46 sites identifiés. [...] ainsi plusieurs dizaines de milliards de tonnes de résidus se trouvent actuellement dans les océans, les lacs et les rivières du monde entier.* ».

Finalement, la gestion des résidus miniers présente un coût environnemental, sanitaire et économique colossal, notamment porté par de forts besoins de surveillance et d'entretien, qu'il faut envisager à très long terme (décennies, siècles) et dont la prise en charge revient régulièrement aux États afin de pallier les défaillances des exploitants (Starke, 2002 ; Munnik *et al.*, 2010 ; Holmes & Stewart, 2011 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2011 ; Byrne *et al.*, 2012 ; Cardiff *et al.*, 2012 ; Resongles *et al.*, 2014 ; Byrne *et al.*, 2015 ; Dumas *et al.*, 2016 ; Systext, 2021a). Par ailleurs, l'étude d'Aska *et al.* (2024), qui porte sur plus de 1 700 parcs à résidus, montre que près de 30 % de ceux-ci sont situés au sein ou à proximité immédiate (< 5 km) de périmètres de préservation de la nature, faisant peser un risque majeur sur la biodiversité locale.

À l'échelle mondiale, le volume total de résidus miniers toxiques est estimé à plusieurs centaines de milliards de m³ : Le Pan (2021), en s'appuyant sur les données de l'USGS et du *Global Tailing Review*⁸², estime que ce volume est d'environ 220 milliards de m³ (en augmentation de plus de 12 milliards de m³/an) ; la *World Mining Tailings Failures*⁸³ évoque un volume à 534 milliards de m³ (en augmentation de plus de 19 milliards de m³/an). Franks *et al.* (2021) estiment, dans un ordre de grandeur comparable, que le volume de déchets contenu uniquement dans les parcs à résidus connaît une croissance mondiale de plus de 13 milliards de tonnes par an. Selon Roche *et al.* (2017), pour produire quotidiennement 1 750 t de concentré de cuivre⁸⁴, une mine industrielle doit traiter 270 000 t de roche, génère 180 000 t de stériles, consomme 114 000 m³ d'eau et produit finalement environ 200 000 t de résidus (Fig. 18).

Au regard de la quantité de minerais effectivement récupérée, les volumes de déchets (stériles et résidus confondus) générés par l'activité minière sont absolument considérables. L'industrie extractive constitue ainsi aujourd'hui le plus grand producteur mondial de déchets (D'Hugues *et al.*, 2022). Selon l'USGS, l'unique extraction des métaux en 2016 a généré 9 milliards de tonnes de résidus et plus de 72 milliards de tonnes de stériles, au total 81 milliards de tonnes de déchets

⁸¹ Résolution n°6.053 accessible suivant ce lien : <https://portals.iucn.org/library/node/46470>.

⁸² <https://globaltailingsreview.org/>.

⁸³ <https://worldminetailingsfailures.org/>.

⁸⁴ Le concentré de cuivre contient généralement entre 20 et 30 % de cuivre. Pour rappel, la phase de concentration ne constitue qu'une phase initiale du traitement du minerai extrait (cf. 2.3.4 - Traitement du minerai extrait).

(USGS, 2016 ; Baker *et al.*, 2020). Selon, Gairola *et al.* (2025)⁸⁵ **l'industrie minière aurait produit plus de 183 milliards de tonnes de déchets en 2023 et pourrait atteindre plus de 232 milliards de tonnes en 2032**. L'exemple du cuivre est explicite : produire 20 millions de tonnes de cuivre en 2016 a généré plus de 19 milliards de tonnes de déchets (4,1 milliards de tonnes de résidus toxiques et de 15 milliards de tonnes de stériles ; Baker *et al.*, 2020) ; soit un facteur 900. Produire 1 kg de cuivre génère ainsi près d'une tonne de déchets contenant des substances polluantes. En termes de superficie, **les espaces impactés par les déchets miniers sont tout autant considérables, de l'ordre d'un million de km²** - soit approximativement deux fois la superficie de la France hexagonale - dont 100 000 ha au Royaume-Uni, 200 000 ha en Malaisie et plusieurs millions d'hectares aux États-Unis (Lottermoser, 2010).

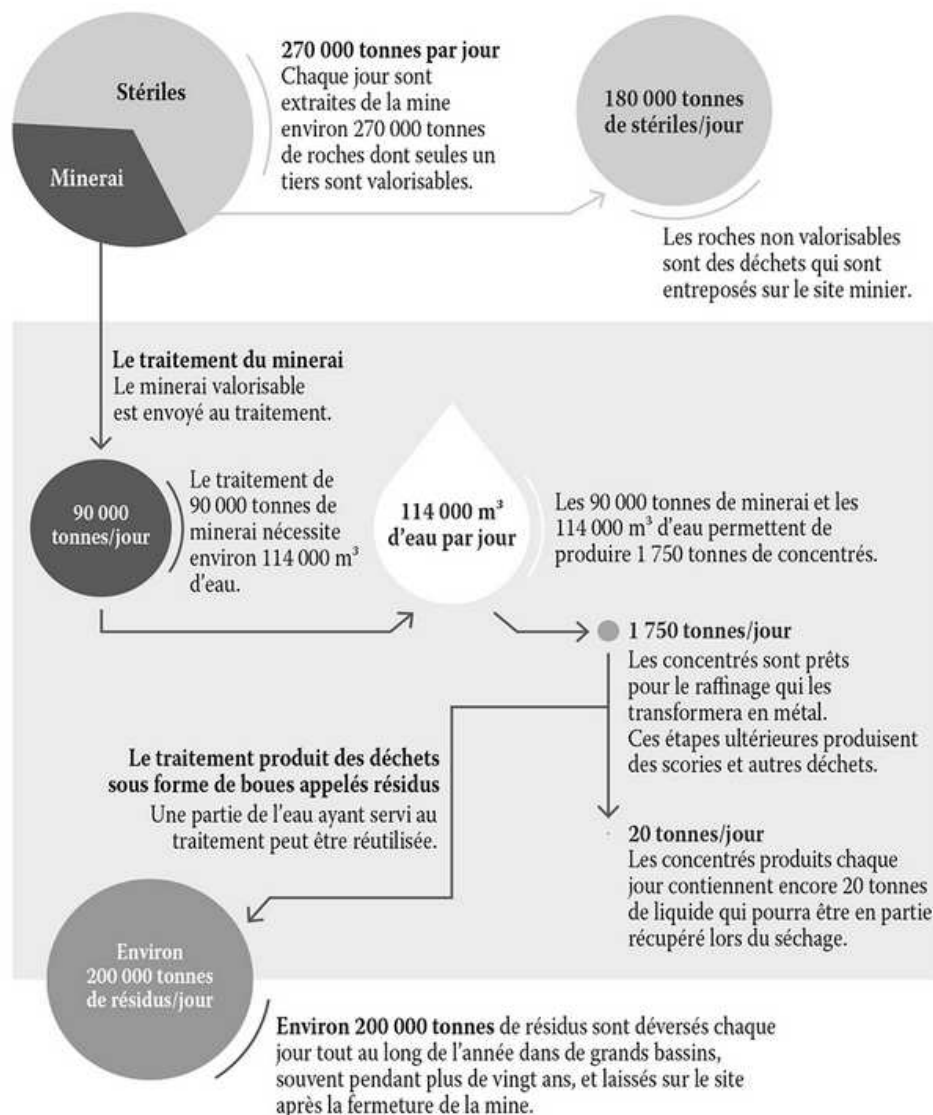


Figure 18 : Exemple des volumes de résidus et de déchets miniers pouvant être générés par une mine industrielle de cuivre (in Izoard, 2024, adapté de Roche *et al.*, 2017).

⁸⁵ Gairola *et al.* (2025) reprennent ici les chiffres avancés par l'étude réalisée par Fortune Business Insights (2024) *Mining waste management market size, share, growth, and forecast 2024–2032* : <https://www.fortunebusinessinsights.com/industry-reports/mining-waste-management-market-101369>.

Face à l'ampleur de cette problématique potentielle, l'Union européenne a considéré opportun d'intervenir et de légiférer, dans le cadre d'une directive DDIE n°2006/21/CE du 15 mars 2006⁸⁶. Cette directive introduit des mesures visant à assurer la gestion dans des conditions sûres des déchets provenant de « *la prospection, de l'extraction, du traitement et du stockage de ressources minérales, ainsi que de l'exploitation de carrières* » (art. 2). Elle « *vise à prévenir ou réduire, autant que possible, les effets néfastes sur l'environnement, en particulier l'eau, l'air, le sol, la faune et la flore et les paysages, ainsi que les risques pour la santé humaine résultant de la gestion des déchets des industries extractives* » (art. 1^{er}). L'exploitant est tenu d'établir un plan de gestion des déchets (art. 5) qui a vocation à prévenir ou réduire la génération de déchets, et encourager la valorisation et l'élimination sûre des déchets. Ce plan doit être révisé tous les cinq ans par les autorités. Il doit comprendre 1) une description des déchets et leur caractérisation (c'est-à-dire leurs caractéristiques chimiques, physiques et géologiques). Les exigences techniques relatives à la caractérisation des déchets établies à l'annexe II de la directive font l'objet de la décision 2009/360/CE. En outre, la décision 2009/359/CE complète la définition des déchets inertes ; 2) une description des substances utilisées pour traiter les ressources minérales et des méthodes utilisées pour transporter et traiter les déchets ; 3) des procédures de contrôle et de suivi ; 4) des mesures relatives à la fermeture de l'installation et à la surveillance après fermeture ; 5) des mesures pour prévenir la pollution de l'eau et du sol.

Les autorités doivent veiller à ce que les exploitants aient pris des mesures afin de prévenir la contamination des eaux et des sols, notamment 1) en évaluant et prévenant la production de lixiviats (c'est-à-dire tout liquide filtrant à travers des déchets déposés, y compris les eaux de drainage polluées) de sorte à prévenir la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par les déchets ; et 2) en recueillant et traitant les eaux contaminées et les lixiviats pour pouvoir les rejeter vers le milieu. Concernant l'utilisation du cyanure dans l'extraction de minéraux, la directive introduit des mesures visant à limiter sa concentration dans les bassins de résidus et les eaux résiduaires afin de réduire là-aussi le risque de pollution.

b) ...Cumulés aux déchets miniers d'hier

Les activités minières ont débuté dès le Néolithique et se sont répandues et développées avec l'âge du Bronze, l'âge du Fer et plus encore lors de l'Antiquité (Jébrak & Marcoux, 2008 ; Anreiter *et al.*, 2010 ; Meunier *et al.*, 2023 ; Tomczyk, 2024)⁸⁷. C'est cependant avec la révolution industrielle des XVIII^e et XIX^e siècles, puis au XX^e siècle, que les activités minières - et les déchets qu'elles génèrent - s'intensifient de façon considérable (Reys *et al.*, 2023). **La problématique majeure de gestion des déchets miniers et de « l'après mine » est à la fois spatiale et temporelle.** Le rapport du BRGM traitant des risques de pollution appliqués aux districts miniers métalliques rappelle : « *Les déchets ont été dans le passé déversés sans précaution dans des endroits peu propices à leur stabilité dans le temps et peu compatibles avec une quelconque réutilisation des terrains ou des milieux naturels environnants (déversements sur forte pente topographique ou dépôts en bordure de cours d'eau). Le cumul des effets négatifs liés aux instabilités physiques (dispersivité) et surtout chimiques (dissolution et réactivité) des matériaux libérés prend toute son ampleur et aboutit à une contamination chronique et pérenne de l'environnement* » (Cottard & Béranger, 2007). Si l'extraction et le traitement des minerais se

⁸⁶ Pour rappel, la directive DDIE (et de ses décisions d'application) est notamment transposée en droit français par l'arrêté ministériel du 19 avril 2010 relatif à la gestion des déchets des industries extractives, applicables aux mines et carrières.

⁸⁷ Voir également le site de l'INRAP : <https://www.inrap.fr/dossiers/Archeologie-des-carrieres/Histoire-de-l-extraction/Introduction>.

réalisent dans un laps de temps relativement court, les impacts générés par les déchets produits s'étendent, eux, sur un pas de temps nettement plus long, de plusieurs décennies, voire de plusieurs siècles. **Actuellement, on estime à plus d'un million le nombre de mines abandonnées ou « orphelines ».** Elles sont considérées comme étant l'une des principales causes de dégradation et de pollution des milieux, et constituent un risque environnemental et sanitaire majeur (Cottard *et al.*, 2002 ; Fields, 2003 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2008 ; Johnston *et al.*, 2008 ; Rossi & Gasquet, 2014 ; Venkateswarlu *et al.*, 2016 ; Gutiérrez *et al.*, 2016 ; Li *et al.*, 2019 ; Kivinen, 2017 ; Gil-Jiménez *et al.*, 2021 ; Gil-Jiménez *et al.*, 2021 ; Martínez-López *et al.*, 2021).

Consciente des enjeux « hérités », la directive européenne DDIE exige la mise en place par les États membres d'un « *inventaire des installations de gestion de déchets fermées, y compris les installations désaffectées, situées sur leur territoire et ayant des incidences graves sur l'environnement ou risquant, à court ou à moyen terme, de constituer une menace sérieuse pour la santé humaine ou l'environnement* » (art. 20). Cet inventaire, mis à jour régulièrement doit également être mis à la disposition du public. En France, l'inventaire confié à GEODERIS a été publié pour la première fois en 2012 et recensait 2 109 dépôts miniers métalliques en France hexagonale, évalués par la suite selon des critères sanitaires, environnementaux et géotechniques (GEODERIS, 2012 ; Albrecht *et al.*, 2014)⁸⁸. L'inventaire comprend actuellement 45 sites prioritaires⁸⁹, présentant des risques potentiellement graves vis-à-vis de la santé humaine et de l'environnement, sur lesquels l'État intervient - via le groupement GEODERIS - par la réalisation d'études environnementales et sanitaires ou de travaux de gestion (*cf.* 3.5.3 - *La gestion et les principaux acteurs de l'après-mine en France*). En Grande-Bretagne, l'*Environment Agency* estimait quant à elle, dans le cadre de son inventaire, à plus de 100 000 le nombre de mines fermées ou abandonnées, constituant « *l'une des plus importantes menaces de pollution en Grande-Bretagne* » (Johnston *et al.*, 2008).

En France hexagonale, le nombre d'anciens sites miniers ne se restreint bien évidemment pas au 45 sites inventoriés au titre de la directive DDIE. L'*International commission on mine closure* (ICMC) estimait à plus de 4 000 le nombre de mines abandonnées (Didier *et al.*, 2008). Plus récemment, Izoard (2024) estime qu'entre le XVIII^e et la fin du XX^e siècle, près de 5 600 mines ont été exploitées en France (Annexe 3B) et nécessitent aujourd'hui une prise en charge adaptée. Parmi ces sites, la Commission de recherche et d'information indépendantes sur la radioactivité (CRIIRAD) dénombre par exemple environ 250 anciennes mines d'uranium réparties sur 27 départements de l'Hexagone (Annexe 4), exploitées entre 1946 et 2001. Outre 80 000 tonnes d'uranium produites, ces mines ont généré plus de 200 millions de tonnes de « stériles » et 52 millions de tonnes de résidus miniers uranifères radioactifs qui doivent aujourd'hui encore être gérés⁹⁰ et qui constituent un risque significatif en termes de potentielle

⁸⁸ Dans le détail, deux méthodologies ont été mises en œuvre dans le cadre de l'inventaire au titre de l'art. 20 de la directive DDIE, l'une concernant les mines métalliques et l'autre concernant les exploitations de charbon. À noter également que les exploitations d'uranium sont exclues de cet inventaire GEODERIS.

⁸⁹ [https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/2017%2003%2017%20Tableau Mise en ligne%20Inventaire%20DDIE%20pour%20site%20internet.pdf](https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/2017%2003%2017%20Tableau%20Mise%20en%20ligne%20Inventaire%20DDIE%20pour%20site%20internet.pdf).

⁹⁰ Des informations thématiques et historiques sont produites et actualisées sur le site de la CRIIRAD (<https://www.criirad.org/categorie/extraction-de-l-uranium/extraction-uranium-en-france/>) ainsi que sur le site de l'ASNR (<https://www.irsn.fr/savoir-comprendre/environnement/l'exploitation-minerai-d-uranium-france-metropolitaine-impact>). L'audition de la CRIIRAD (Bruno Chareyron) dans le cadre de l'évaluation du cinquième Plan national de gestion des matières et déchets radioactifs (PNGMDR) par l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (OPECST) peut également être consultée suivant ce lien : <https://www.criirad.org/dechets-radioactifs-des-discours-lenifiants-dorano-a-la-realite-du-terrain/>. Des recommandations intéressantes sur la gestion de « l'après-mine » des exploitations uranifères peuvent également être consultées dans le cadre des travaux conduits par le Groupement d'expertise pluraliste (GEP) sur les mines d'uranium du Limousin (GEP, 2010), accessible suivant ce lien : <https://www.irsn.fr/savoir-comprendre/environnement/groupe-d-expertise-pluraliste-sur-sites-miniers-limousin>.

contamination des eaux. Selon l'Inventaire national des matières et déchets radioactifs établi en 2015, « *il existe plus de soixante-dix sites pollués par la radioactivité à cause de mauvaises gestions historiques. Ces conditions de gestion, qui résultent de processus industriels passés ne permettent a priori pas d'assurer un conditionnement aux normes actuelles des déchets radioactifs. Une surveillance renforcée des cours d'eaux et des nappes proches des sites concernés est donc nécessaire* » (ASN & DGE, 2016). Concernant spécifiquement, ces anciens sites miniers de France hexagonale liés à l'uranium, la Direction générale de la prévention des risques (DGPR), dépendante du Ministère en charge de l'environnement pilote le programme MIMAUSA (« *Mémoire et Impact des Mines d'urAniUm : Synthèse et Archives* »). Ce programme fournit une synthèse actualisée des données disponibles afin de permettre à l'Autorité de sûreté nucléaire et de radioprotection (ASN)⁹¹, aux pouvoirs publics, mais aussi au public de disposer d'informations sur l'historique, le contexte géographique, la situation administrative et les éventuels dispositifs de surveillance radiologique autour des 253 sites miniers d'uranium recensés début 2025⁹². Finalement, **en France, le volume *très théorique* de résidus de traitement était estimé entre 90 et 130 millions de m³ pour les mines métalliques et plus de 4 milliards de m³ pour les mines de fer** (BRGM, 1997).

La question des déchets miniers hérités constitue également une réelle problématique économique au regard des coûts colossaux engendrés par la mise en sécurité, la dépollution et la réhabilitation des anciens sites miniers. En 2020, un rapport du Bureau de responsabilité gouvernemental américain estime à plus de 550 000 le nombre de sites miniers abandonnés aux États-Unis. Le coût de dépollution et de réhabilitation de certains de ces anciens sites miniers a été, uniquement entre 2008 et 2017, d'environ 3 milliards de dollars (GAO, 2020). Plus récemment, un plan décennal (2020-2029) de réduction des impacts de 230 petites mines d'uranium en territoire Navajos (sur plus de 520 mines recensées), porté par l'EPA, s'est doté d'un budget d'environ 2 milliards d'euros⁹³. **Le coût économique global de gestion de « l'après-mine » est difficile à appréhender précisément, mais demeure colossal** : aux États-Unis, et hors charbon, les différents rapports indiquent un ordre de grandeur compris entre 20 et 125 milliards de dollars (Lyon *et al.*, 1993 ; US EPA, 2004a ; US EPA, 2004b ; Burke, 2011 ; Copeland, 2015 ; CWP, 2015 ; Wood, 2020). Pour Burke (2011), le programme de gestion de l'après-mine aux États-Unis constitue « *l'un des plus difficiles de l'agence en raison du grand nombre de sites, des risques liés à la sécurité et à la pollution, et de la complexité de leur réhabilitation* ». En France, le budget annuel alloué à la gestion de l'après-mine et aux travaux de mise en sécurité des anciens sites miniers hexagonaux est de l'ordre de 40 à 50 millions d'euros depuis 2010⁹⁴.

c) Les déchets miniers de demain

La teneur des gisements tend à diminuer significativement à l'échelle mondiale (Bihoux & de Guillebon, 2010 ; Prior *et al.*, 2012 ; UNEP, 2013a ; Mudd, 2007 ; Mudd, 2010 ; Prior *et al.*, 2012 ; Calvo *et al.*, 2016 ; Geldron, 2017 ; McGagh, 2018 ; Humphreys, 2019 ; Pigneur, 2019 ; Martens *et*

⁹¹ Le 1^{er} janvier 2025, l'ASN naît de la fusion de l'Autorité de sûreté nucléaire (ASN) et de l'Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire (IRSN).

⁹² Les informations relatives à la base de données MIMAUSA sont accessibles suivant ce lien <https://www.irsn.fr/savoir-comprendre/environnement/base-donnees-mimausa/>. Une cartographie de l'ensemble des anciens sites d'exploration, d'exploitation et de traitement de minerai d'uranium est directement accessible suivant ce lien : <https://mimausabdd.irsn.fr/> (voir également l'Annexe 4)

⁹³ Informations accessibles suivant ce lien : <https://www.epa.gov/navajo-nation-uranium-cleanup/abandoned-mines-cleanup>, et détaillées dans le document <https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-02/documents/nnaum-ten-year-plan-2021-01.pdf>.

⁹⁴ Voir le budget réservé à l'action n°11 « Gestion de l'après-mine et travaux de mise en sécurité, indemnités et expropriations sur les sites » du Programme 181 de l'État, relatif à la prévention des risques.

al., 2021 - Fig. 19 et 20), notamment car les gisements plus facilement exploitables sont désormais épuisés ; dans le même temps, la demande en ressources minérales augmente fortement (Fig. 1, Fig. 2). Pour illustration, les teneurs en nickel des gisement saprolitiques de Nouvelle-Calédonie étaient, au début du XX^e siècle, d'environ 20 % ; elles ne sont aujourd'hui plus qu'entre 2 et 3 % (Robineau *et al.*, 2011). De même pour le cuivre : il fallait 55 t de minerai pour extraire 1 t de cuivre dans les années 1930, il faut désormais 125 t de minerai. La concentration moyenne des minerais de cuivre exploités est ainsi passée de 1,8 % à 0,8 % (Bihouix & de Guillebon, 2010). Les gisements les plus accessibles étant écrémés (ou tendant à l'être), la profondeur des nouvelles exploitations minières tend à augmenter et implique nécessairement un accroissement du volume de déchets produits pour atteindre les nouveaux gisements (Parra Reti *et al.*, 2017 ; Ranjith *et al.*, 2017) et la quantité d'énergie nécessaire pour produire une même quantité de produit.

Dans ce contexte, **une augmentation substantielle des surfaces exploitées, des volumes de déchets miniers générés, des surfaces nécessaires à leur stockage et de la quantité de substances polluantes et toxiques émises par ces déchets est à prévoir** (Mudd, 2007 ; Mudd, 2009 ; Lottermoser, 2010 ; Prior *et al.*, 2012 ; Sonter, *et al.*, 2014 ; Lèbre & Corder, 2015 ; Martinez-Alier & Walter, 2016 ; Valenta, *et al.*, 2019 ; Carmo *et al.*, 2020 ; Cánovas *et al.*, 2021 ; Systext, 2021a). Cette augmentation devra dans le même temps s'envisager dans un contexte de changement climatique pouvant conduire à complexifier les modalités de gestion des déchets miniers (Ledoux *et al.*, 2019 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2024 ; Savige *et al.*, 2025). L'accroissement du nombre et de l'intensité des événements pluviométriques extrêmes, des sécheresses, les instabilités géotechniques liées à la fonte du pergélisol ou aux modifications locales de l'aléa retrait-gonflement des argiles sont quelques implications du changement climatique qui nécessairement devront être (mieux) prises en compte dans les futures modalités de gestion des déchets miniers, et plus largement des exploitations minières actuelles dont la planification et le dimensionnement n'ont pas nécessairement pris en compte ces préoccupations essentielles.

« The cumulative effects of climate change, principally the predicted precipitation increases in some metal mining areas (for example, western parts of North and South America, China, India and sub-Saharan Africa), coupled with the likelihood that metal demand will drive expansion of mine processing and waste storage operations into more seismically unstable areas, will inevitably compromise the stability of many TSFs [tailing storage facilities] around the world. »⁹⁵ (Hudson-Edwards *et al.*, 2024)

⁹⁵ Traduction proposée : « Les effets cumulés du changement climatique, en particulier l'augmentation prévue des précipitations dans certaines régions minières (par exemple l'ouest de l'Amérique du Nord et du Sud, la Chine, l'Inde et l'Afrique subsaharienne), combinés à la probabilité que la demande croissante en métaux encourage l'expansion spatiale des opérations de traitement du minerai et du stockage des déchets dans des zones plus instables sur le plan sismique, compromettront inévitablement la stabilité de nombreux parcs à résidus dans le monde. »

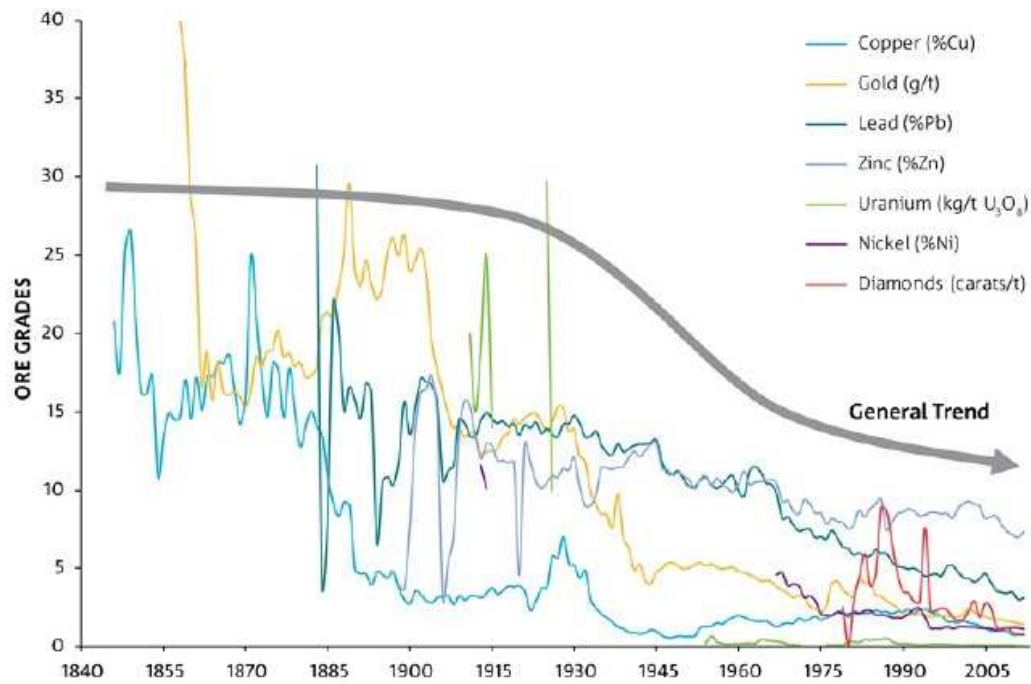


Figure 19 : Illustration de la diminution de la teneur des gisements australiens pour 6 différents métaux (ainsi que pour les gisements de diamant) entre 1840 et 2010 (*in Prior et al., 2012*).

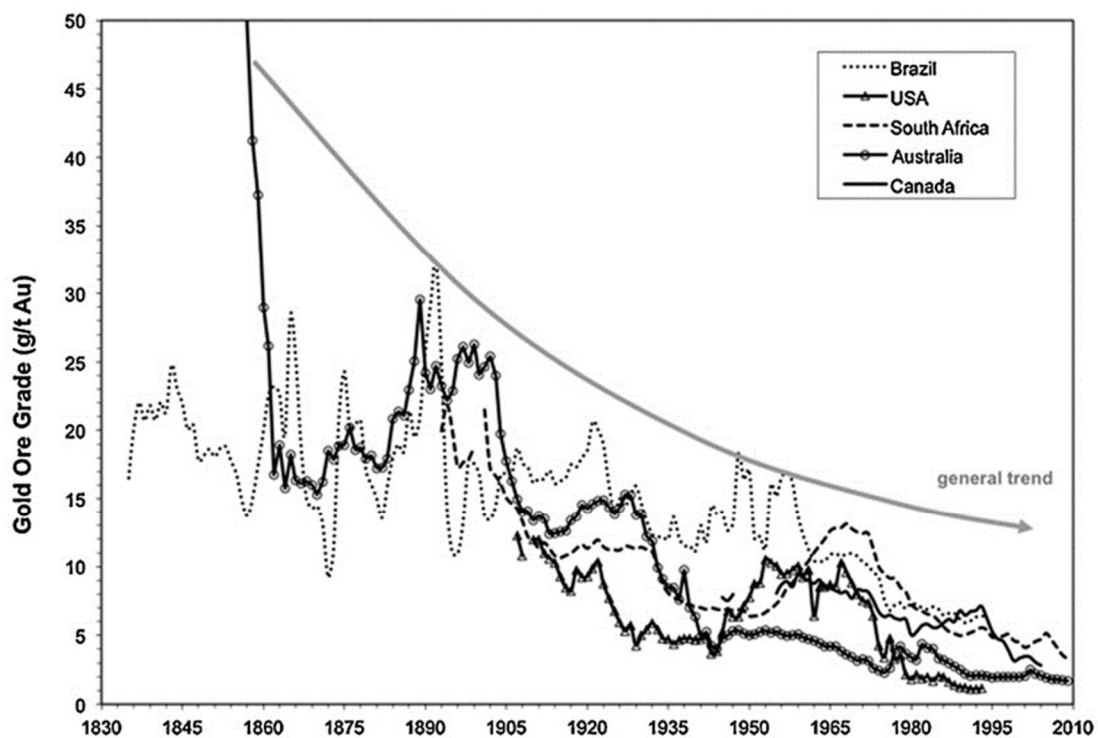


Figure 20 : Illustration de la diminution de la teneur des gisements d'or au Brésil, aux États-Unis, en Afrique du Sud, en Australie et au Canada, entre 1830 et 2010 (*in Prior et al., 2012*).

Au-delà de la problématique des déchets miniers *in situ*, la cessation de l'activité minière (ancienne ou actuelle) sur un site n'induit pas la disparition des phénomènes susceptibles d'affecter les terrains situés dans l'emprise ou à proximité des anciennes exploitations, et divers désordres peuvent se développer : effondrements, glissements de terrain, inondations, émanations de gaz, pollutions ou émissions de rayonnements ionisants. Ces phénomènes peuvent survenir dès l'arrêt des travaux mais également plus tardivement, et déterminent ensemble le potentiel « **risque minier** » et son intensité (BRGM, 1997 ; Vaulont & Vo Van Qui, 2011 ; MEDD, 2005 ; Artignan & Cottard, 2003 ; INERIS, 2017 ; INERIS, 2018a). En France, ces risques sont notamment appréhendés dans le cadre de plans de prévention spécifiques et dédiés (cf. 3.5.3 - *La gestion et les principaux acteurs de l'après-mine en France*).

3.1.3. Modifications topographiques, altérations géomorphologiques et hydromorphologiques

Au regard des volumes et des superficies évoqués précédemment, **les exploitations minières bouleversent nécessairement les paysages**. Sonter *et al.* (2020), dans leur étude portant sur plus de 62 000 mines, tous stades confondus (de la phase pré-opérationnelle à l'après-mine), estiment que l'activité minière impacte potentiellement, de manière directe et indirecte, 50 millions de km² en domaine terrestre, soit à peu près la superficie des continents européen et asiatique réunis (54,7 Mkm²). Hossner & Hons (1992) estimaient que les activités minières contribuaient, chaque année, à la dégradation de 10 000 km² supplémentaires de terres. Les profondes modifications topographiques, géomorphologiques et géotechniques qui en résultent, perturbent à leur tour les dynamiques hydrologiques et hydromorphologiques naturelles des cours d'eau (Knighton, 1989 ; Palmer *et al.*, 2010 ; Nelson & Church, 2012 ; Mossa & James, 2013 ; Byizigiro *et al.*, 2015 ; Clement *et al.*, 2017 ; INERIS, 2018a ; USGS, 2019 ; Macháček, 2020 ; Kusena *et al.*, 2022). Dans ce sens, l'étude de Macklin *et al.* (2023) montre qu'à l'échelle mondiale, **les mines métalliques affectent directement près de 480 000 km de cours d'eau**. Les profondes empreintes topographiques laissées par les activités minières ne résultent pas uniquement de l'industrialisation récente de celles-ci. Dès l'Antiquité, de fortes modifications paysagères ont accompagné le développement des secteurs miniers (López-Merino *et al.*, 2014 ; Baudoux, 2018 ; Fernández-Lozano *et al.*, 2019 ; Fernández-Lozano *et al.*, 2020 ; Kassianidou *et al.*, 2021).

Les MCO remodelent profondément la topographie à l'échelle locale voire régionale. Les perturbations topographiques restent très variables et dépendent du relief initial d'une part, et du type d'exploitation d'autre part. Certaines études mettent en évidence un « nivellement » ou un « aplatissement » du relief sur les zones exploitées (Wiley *et al.*, 2001 ; Maxwell & Strager, 2013 ; Bernhardt *et al.*, 2012 ; Wickham *et al.*, 2013 ; Maxwell *et al.*, 2015 ; Ross *et al.*, 2016 ; Nippgen *et al.*, 2017 ; Pericak *et al.*, 2018 ; USGS, 2019). C'est notamment le cas des exploitations par déplacement de sommet, où les grandes quantités de stériles et de morts-terrains couvrant les gisements sont mobilisées pour combler les vallées environnantes suivant un système de déblai / remblai (Fig. 21A, 21B et 22). Dans le cadre d'une étude portant sur 11 500 km² de la partie centrale des Appalaches, Ross *et al.* (2016) ont montré que 40 années d'exploitation minière ont conduit à un « aplatissement » de 40 % du relief. Sur cette même région, Pericak *et al.* (2018) estiment qu'entre 1976 et 2015, ce sont plus de 5 900 km² qui ont été directement modifiés par les extractions minières (soit une moyenne d'environ

150 km²/an)⁹⁶. D'autres études mettent en lumière une augmentation de l'énergie de relief⁹⁷ (Palmer *et al.*, 2010 ; Ross *et al.*, 2016 ; USGS, 2019), généralement liée aux creusements des vastes fosses d'exploitation. Les points bas topographiques artificiellement créés favorisent alors les glissements de terrain, ainsi que la capture des écoulements de surface (Fig. 21C et 21D). Les exploitations houillères du bassin lipsien en Allemagne ont totalement modifié les paysages et concouru à la mise en place de plus de 110 km² de lacs artificiels sur les 610 km² exploités (Hildmann & Wonsche, 1996 ; Mossa & James, 2013).

Les exploitations souterraines sont également à l'origine d'une déstabilisation en profondeur des terrains (Blodgett & Kuipers, 2002 ; Fourgeron, 2007 ; Didier *et al.*, 2008 ; Duchêne, 2008 ; INERIS, 2015 ; INERIS, 2018a ; Liu *et al.*, 2021), pouvant se propager en surface sous forme de crevasses, de subsidences (affaissements), d'effondrements du sol ou de fontis (Fig. 23). Récemment, plusieurs de phénomènes de ce type ont pu se produire en France hexagonale et rappeler le passé minier souterrain, comme à Saint-Julien-aux-Bois (Corrèze) en 2006, à Reynès (Pyrénées-Orientales) et à Saint-Félix-de-Pallières (Gard) en 2013, à Saint-Étienne (Loire) en 2021, à Razès (Haute-Vienne) et à Aime-la-Plagne (Savoie) en 2023, ou encore à Grury (Saône-et-Loire) en 2024. À une échelle spatiale plus étendue, l'affaissement des terrains suite à l'exploitation du bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais (qui s'étend sur environ 180 km²) a par exemple atteint localement une vingtaine de mètres, avec de nombreuses conséquences géomorphologiques et géotechniques, impactant les réseaux et les infrastructures (Bell *et al.*, 2000 ; Bell & Donnelly, 2006 ; INERIS, 2006 ; Ge *et al.*, 2007 ; Gueguen, 2007 ; Harnischmacher 2010 ; Vaulont & Vo Van Qui, 2011 ; Degas *et al.*, 2014 ; Longoni *et al.*, 2016, INERIS, 2018a). Ces mouvements de terrain, généralement brutaux, ont pu présenter des bilans humains catastrophiques (Johnes, 2000 ; Rico *et al.*, 2008a ; Rico *et al.*, 2008a ; Sütó, 2010 ; Mossa & James, 2013). De nombreux événements récents, affectant tant les mines légales qu'illégales, peuvent également être évoqués, comme en février 2023 sur le site minier de Xinjing (Mongolie), en janvier 2024 à Kanbaga (Mali), en février 2024 sur la mine d'or d'Iliç (Turquie) ou en septembre 2025 sur le site minier de Grasberg (Indonésie).

Lorsqu'ils sont très étendus, ces mouvements de terrain peuvent affecter l'hydrographie de surface à l'échelle régionale et se traduisent par des inversions d'écoulement, des affleurements de nappe, des ennoiements voire la mise en place d'étangs d'affaissement (Fig. 23D). À Rosbruck (Moselle), dans la bassin houiller lorrain, l'affaissement des terrains a été tel (de 3 à 15 m sur l'ensemble de la commune) que toute une partie du village, en passant directement sous le niveau de la rivière, est devenue inondable. Ceci a également été favorisé par l'arrêt du pompage des eaux d'exhaure (*cf.* 3.2.3 - *Problématiques liées aux eaux d'exhaure*). Pour limiter le risque d'inondation sur la commune, une importante digue a été construite en 1994 et fait aujourd'hui l'objet d'un suivi attentif par le Département de prévention et de sécurité minière (DPSM) du BRGM (*cf.* 3.5.3 - *La gestion et les principaux acteurs de l'après-mine en France*). Selon Ciszewski & Sobucki (2022), les zones artificiellement mises en eau peuvent toutefois, dans des contextes de très forte artificialisation, constituer des refuges favorables à la biodiversité.

⁹⁶ L'étude de Pericak *et al.* (2018) détermine un « ratio de décapage » qui montre qu'en moyenne, chaque tonne de charbon produite dans le centre des Appalaches nécessite l'exploitation surfacique de 12 m² de terrain. Cette moyenne cache en réalité une forte augmentation récente du ratio, qui était d'environ 10 m²/t sur la période 1985-1997, puis de 15m²/t en 2010 pour atteindre environ 30 m²/t en 2015. Cette tendance - généralisée à l'échelle des Appalaches - met en lumière l'épuisement progressif des gisements et la réduction de la rentabilité des extractions (Milici, 2000).

⁹⁷ Écart d'altitude entre les points topographiques.

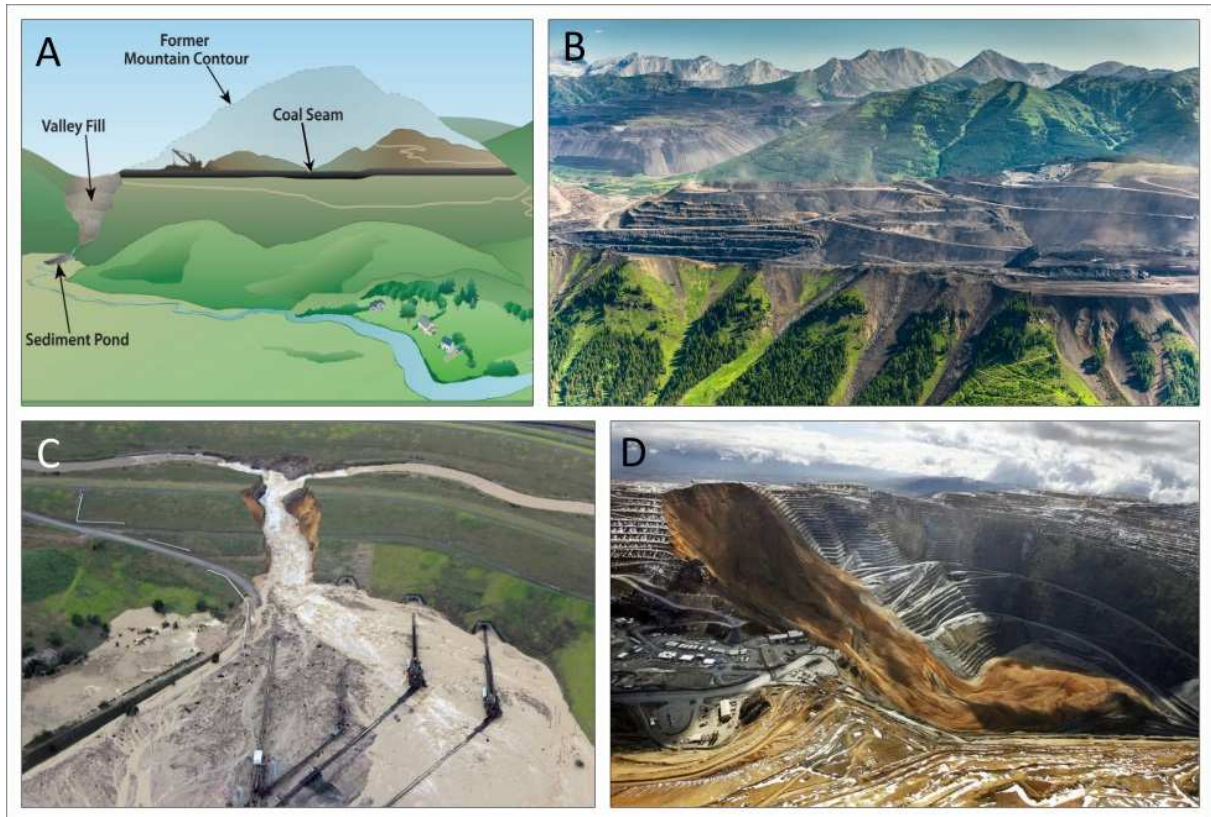


Figure 21 : Illustrations du bouleversement topographique induit par les MCO à déplacement de sommet qui tendent à aplanir les reliefs (A - © US EPA) comme sur la mine d'Elk Valley au Canada (B - © Lenz). Les fosses d'extraction tendent inversement à accroître localement les pentes, la torrencialité et les risques de captures par des cours d'eau « perchés » comme sur la mine de Yallourn (Australie) transformée en lac en 2012 (C - © ABC). L'accroissement des pentes favorise également les glissements de terrain comme sur la mine de *Bingham Canyon* aux États-Unis (D - © Ravell).

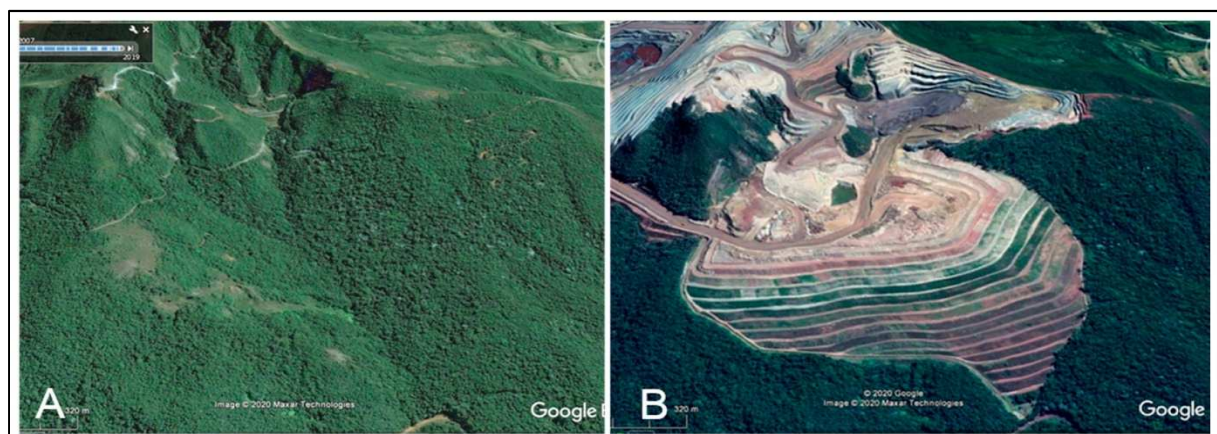


Figure 22 : Déforestation et comblement de thalweg par les dépôts de stériles miniers provenant d'une mine de fer à déplacement de sommet (A, en 2006, et B, en 2018 ; in Carmo *et al.*, 2017).

Le temps d'ajustement du sol et du sous-sol est très variable : « Dans le cas d'exploitation avec foudroyage ou remblaiement, les mouvements de terrain s'effectuent assez rapidement, et il est estimé que, au bout de 5 ans, les terrains sont stabilisés (la vitesse d'évolution dépend de la nature des terrains sus-jacents à l'exploitation). En revanche, dans le cas d'une exploitation par chambres et piliers abandonnés, un temps fort long peut s'écouler avant qu'apparaisse un

mouvement de terrain suite à l'effondrement des travaux : ainsi, en Lorraine, les mouvements constatés actuellement à Rochonvillers correspondent à une concession exploitée de 1903 à 1978, mais la zone affaissée a sans doute été exploitée avant 1945 ; les affaissements d'Auboué (1996) et Moutiers (1997) avaient leur origine dans une exploitation arrêtée depuis plus de 20 ans et celui de Roncourt (1998-1999) dans une exploitation arrêtée depuis plus de 50 ans.» (Vaulont & Vo Van Qui, 2011). Le temps de « remplissage » des galeries souterraines par les eaux phréatiques, suite à l'arrêt de leur pompage, peut être également très long : « [...] En principe, le bassin houiller du Nord-Pas de Calais sera ennoyé définitivement en 2300. Ce n'est qu'à ces horizons que l'on pourra en juger les conséquences » (Vaulont & Vo Van Qui, 2011).

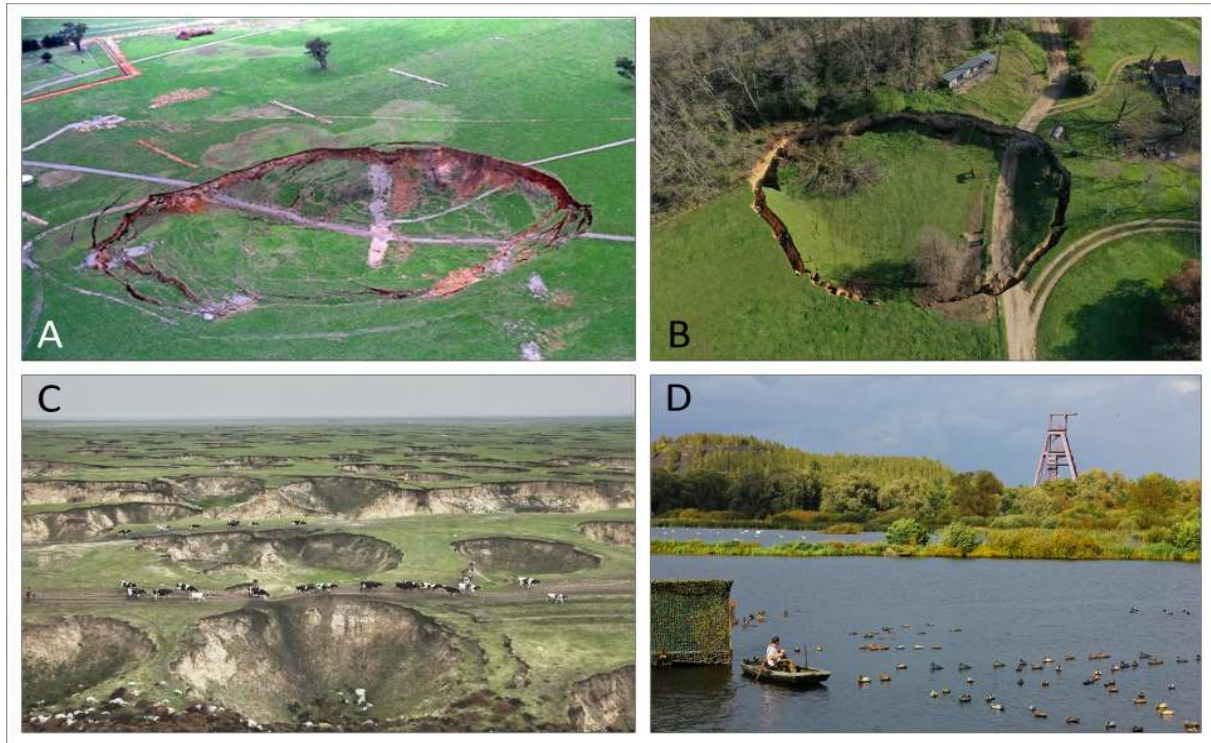


Figure 23 : Illustrations des effets géomorphologiques d'effondrements et d'affaissements de terrains suite aux exploitations souterraines : (A) Effondrement de terrain au-dessus de la mine d'Elura (Australie - © Wikipédia). (B) Effondrement de Naujan-et-Postiac (Gironde - © Methez - CD33). (C) « Sinkholes » (fontis) généralisés au-dessus de la mine de Baorixile (Mongolie - © Guang – Greenpeace). (D) Étang d'affaissement de Chabaud-Latour (Nord - © Bouvet).

D'une manière générale, les exploitations minières - qu'elles soient de surface ou souterraines - conduisent à une modification de la perméabilité et des conditions naturelles d'écoulement de l'eau dans le sous-sol (Blodgett & Kuipers, 2002 ; INERIS 2006 ; INERIS 2018a) : « les travaux abandonnés, même lorsqu'ils ont été soigneusement remblayés, constituent généralement un milieu beaucoup plus perméable que l'encaissant lui-même. Ils forment ainsi un « court-circuit » hydraulique local. Le niveau hydrostatique, dans les environs de l'ancienne exploitation, ne retrouve jamais parfaitement sa position initiale. » (INERIS, 2006). Les modifications topographiques inhérentes aux exploitations minières, cumulées aux prélèvements intenses de la ressource en eau ont des conséquences hydrologiques et hydromorphologiques majeures (Wiley, 2001 ; Blodgett & Kuipers, 2002 ; James, 2004 ; Nelson & Church, 2012 ; Evans *et al.*, 2015 ; Arboleda *et al.*, 2016 ; USGS, 2019 ; Macháček, 2020). Plusieurs auteurs montrent une tendance à l'accroissement net des débits et de la torrencialité sous l'effet combiné d'une augmentation locale des pentes, d'une réduction de l'évapotranspiration (déforestation) et d'un

accroissement de l'imperméabilisation, due à la compaction des sols et des résidus miniers. Ces modifications favorisent à leur tour le ruissellement, les processus d'érosion, la déstabilisation des sols et les glissements de terrain (Wiley *et al.*, 2001 ; Simmons *et al.*, 2008 ; McCormick *et al.*, 2009 ; Nelson & Church, 2012 ; Ferrari *et al.*, 2009 ; Žibret *et al.*, 2018 ; Macháček, 2020). Les exploitations minières peuvent également conduire à des infiltrations profondes par « capture » des eaux de surface, entraînant un assèchement - parfois drastique - des milieux aquatiques (cours d'eau, zones humides) de surface (Mason *et al.*, 2021 ; Cairns *et al.*, 2024 ; Daichendt *et al.*, 2025).

D'autres auteurs montrent une tendance vers une augmentation de la « capacité de stockage » des bassins versants miniers, perturbant tout autant les régimes hydrologiques naturels (Miller & Zègre, 2011 ; Ross *et al.*, 2016 ; Nippgen *et al.*, 2017). Plusieurs études ont également mis en évidence des perturbations de l'écoulement de glaciers, induites par le déversement d'importants volumes de stériles miniers (Tadzhibaev & Tadzhibaev, 2005 ; Brenning, 2008 ; Citterio *et al.*, 2009 ; Jamieson *et al.*, 2015). Les plus petits cours d'eau des têtes de bassins versants sont particulièrement exposés aux altérations liées à l'industrie minière (Messigner, 2003 ; Hartman *et al.*, 2005 ; Palmer *et al.*, 2010 ; Bernhardt & Palmer, 2011 ; USGS, 2011 ; Wickham *et al.*, 2013 ; Palmer & Hondula, 2014 ; Ross *et al.*, 2016). Dans ce sens, les études sur les impacts des MCO dans les Appalaches ont montré que plus de 2 000 km de cours d'eau avaient été directement détruits, remblayés et enterrés sous les déchets miniers. Plus de la moitié de ces cours d'eau étaient des petites rivières de têtes de bassin (Bernhardt & Palmer, 2011). Le comblement de ces vallées a engendré un accroissement du ruissellement, de la fréquence et de la magnitude des inondations en aval (Palmer *et al.*, 2010 ; Katpatal & Patil, 2010 ; Mossa & James, 2013). Les petits cours d'eau sont dans le même temps plus exposés au risque de contamination en raison de la faible capacité de dilution qui les caractérise.

L'hydromorphologie des rivières situées dans l'emprise comme à proximité des zones exploitées est fréquemment bouleversée par des travaux de déviation ou de dérivation. Pour rappel, les travaux de synthèse conduits par Macklin *et al.* (2023) concluent que les mines métalliques impactent directement près de 480 000 km de cours et 164 000 km² de plaine alluviale. Au-delà de l'altération des régimes hydrologiques, **la déstructuration profonde des sols et des terrains est à l'origine d'une forte production de débris mobilisables par les rivières**, d'autant plus lorsque la torrentialité a été exacerbée. Il en résulte une fréquente surabondance sédimentaire dans les cours d'eau, mise en lumière par la présence de très nombreuses formes de dépôts (bancs, atterrissements, îlots). Dans certains cas, cette surabondance sédimentaire est telle qu'elle peut être à l'origine d'une *métamorphose fluviale*⁹⁸, marquée alors par sur-engravement généralisé du lit (Fig. 24). Ce comblement pouvant à son tour contribuer à l'accroissement du risque d'inondation (Arboleda *et al.*, 2016 ; Gosset, 2016 ; Sellier, 2020 ; Bailly *et al.*, 2021). Ces accumulations sédimentaires, composées de déchets miniers, peuvent en outre être entraînées sur de longs linéaires en aval, jusqu'à impacter les eaux estuariennes et littorales, marquées alors par des phénomènes de progradations deltaïques, de fortes contaminations et de panaches turbides, qui dégradent les habitats aquatiques et leur biocénose (Leblanc *et al.*, 2000 ; Van Zyl *et al.*, 2002b ; Cardiff *et al.*, 2012 ; Bolton, 2009 ; Garcin *et al.*, 2013 ; UNEP, 2013a ; Alonzo *et al.*, 2016 ; Gosset, 2016 ; Garcin *et al.*, 2018 ; Baudrimont *et al.*, 2019 ; Cruz *et al.*, 2019 ; Allenbach *et al.*, 2020 ; Sellier, 2020 ; Bailly *et al.*, 2021).

⁹⁸ Modification drastique et durable de la morphologie naturelle (ou « style fluvial ») d'une rivière.



Figure 24 : Métamorphose fluviale de la rivière Ajkwa entre 1984 (A) et 2022 (B), inhérente aux activités minières sur la mine de Grasberg (Indonésie). La mine procède annuellement au déversement de plus de 80 Mt de résidus miniers. Le sur-engravement par les résidus miniers a un impact direct sur les milieux riverains. Cet impact s'est traduit par la disparition (enfouissement, dépérissement) de 138 km² de ripisylve et de forêt alluviale (C - © AEER) et par la mise en place d'une vaste zone de dépôt qui devrait, à terme, s'étendre sur 220 km² (D - © Freeport).

Les impacts hydromorphologiques des mines alluvionnaires, qui se déploient à proximité immédiate des cours d'eau, sont également bien caractérisés (Knighton, 1989 ; Nelson & Church, 2012 ; Clement *et al.*, 2017). Ils se traduisent par un exhaussement significatif du lit, une fragmentation des milieux et une destruction totale des milieux aquatiques lors de la phase d'exploitation (Fig. 25). Pour illustration, l'ONF rapporte qu'en Guyane, **plus de 3 500 km de cours d'eau ont été directement détruits** par les exploitations alluviales légales et illégales confondues ; et chaque année depuis 2012, environ **100 km de rivières sont nouvellement détruits** (ONF, 2015 ; Melun & Le Bihan, 2020 ; ONF, 2021). Les exploitations alluvionnaires créent par ailleurs des conditions favorables à diverses pollutions, mécaniques (issues des processus d'érosion accrus sur des sols à nu) et chimiques (par le relargage de différentes substances toxiques d'origine naturelle ou anthropique) (Hammond *et al.*, 2007 ; Laperche *et al.*, 2007 ; Guédron *et al.*, 2011a ; Grimaldi *et al.*, 2015 ; Laperche *et al.*, 2019 ; Dethier *et al.*, 2022).



Figure 25 : Illustrations des impacts hydromorphologiques des mines alluviales en Guyane : fragmentations des milieux, destructions des cours d'eau et pollutions mécaniques (A © DGTM ; B © Le Bihan ; C © ONF).

3.2. IMPACTS SUR LA RESSOURCE EN EAU

3.2.1. Aspects quantitatifs : une gigantesque consommation d'eau

La ressource en eau est tout particulièrement impactée par l'activité minière, tant en termes de quantité que de qualité. D'une manière générale, **l'industrie minière est extrêmement consommatrice en eau** (Mudd, 2008 ; ELAW, 2010 ; Miranda & Sauer, 2010 ; Gunson *et al.*, 2012 ; Gunson, 2013 ; Northey *et al.*, 2016 ; Mudd *et al.*, 2017 ; Valenta *et al.*, 2019 ; Davies *et al.*, 2020 ; Meißner, 2021 ; Islam *et al.*, 2025) et les ordres de grandeur sont aujourd'hui difficiles à appréhender, même s'il existe une grande variabilité de la consommation en eau selon les substances extraites, les sites, les contextes physiques et les techniques employées (Gunson, 2013 ; Northey *et al.*, 2016 ; Mudd *et al.*, 2017 ; Northey *et al.*, 2019 ; Giljum *et al.*, 2025). L'eau est absolument incontournable pour les activités minières parce qu'elle est mobilisée tout au long du cycle de production (Kuma *et al.*, 2002 ; Northey *et al.*, 2014a ; Bowell *et al.*, 2023).

À l'échelle mondiale, les activités minières prélèveraient chaque année 800 milliards de mètres cubes d'eau, soit 22 % des volumes d'eau prélevés (Bourbon, 2014)⁹⁹. Si aux échelles globale et nationale, la consommation d'eau¹⁰⁰ nécessaire aux activités minières reste réduite, elle peut localement s'avérer problématique quant à la disponibilité de la ressource (Meißner, 2021). Pour Islam *et al.* (2025), la consommation en eau de 3 300 mines de la base SNL était en 2010 de l'ordre de 6,7 milliards de m³ et 5 ressources concentraient à elles-seules 90 % de cette consommation : fer (33 %), charbon (24 %), phosphate (15 %), cuivre (10 %), or (8 %).

L'étude proposée par Systext (2020) estime que l'unique production minière mondiale d'or (environ 3 300 t) consomme annuellement autant d'eau que 16 millions de Français. Selon les travaux de Mudd (2008), la production d'une seule tonne de minerai d'or ou d'uranium nécessite respectivement en moyenne 716 m³ et 505 m³ d'eau. Northey & Haque (2013) estiment que **la production d'une tonne d'or peut nécessiter près de 320 000 m³ d'eau. La production d'une tonne de lithium nécessite quant à elle de 400 m³ à 2 200 m³ d'eau** (Flexer *et al.*, 2018 ; Kaunda, 2020 ; Vera *et al.*, 2023). D'une manière générale, la consommation d'eau nécessaire aux activités minières est extrêmement conséquente mais reste très variable selon les substances, les spécificités des minerais, les étapes du traitement et les procédés mis en œuvre. Pour prendre l'exemple du cuivre, le broyage du minerai de cuivre a nécessité à lui seul le prélèvement de 5,3 milliards de tonnes d'eau en 2016 (USGS, 2017 ; Baker *et al.*, 2020). Autrement dit, broyer 1 kg de minerai de cuivre consommait donc environ 260 l d'eau¹⁰¹. L'étude de Northey *et al.*, (2014a) permet quant à elle de donner un ordre de grandeur de la consommation induite par les procédés d'extraction chimique, comprise entre 320 l/t de cuivre (hydrométallurgie) et 620 l/t (pyrométallurgie). La consommation est d'autant plus problématique que nombre de sites miniers se situent en zone aride ou semi-aride (Chine, Australie, Chili, Pérou, Argentine, États-Unis, Algérie, Espagne, etc.) où, sans parler des implications du changement climatique, la pression sur la ressource est déjà régionalement

⁹⁹ Pour donner un ordre de grandeur, ce volume annuellement prélevé est ainsi comparable avec le volume du Lac Titicaca (890 km³).

¹⁰⁰ On distingue donc bien ici le « prélèvement » qui correspondent à l'eau douce extraite de sources souterraines ou de surface, pour les besoins des activités humaines ; de la « consommation », qui correspond à la partie de l'eau prélevée qui est non restituée aux milieux aquatiques. Il s'agit donc principalement de l'eau évaporée ou incorporée dans le sol, les plantes ou les produits.

¹⁰¹ La production annuelle de cuivre est croissante : 20,1 Mt ont été produits en 2016 et près de 21 Mt en 2018. Pour comparaison, Gunson *et al.* (2010) estimaient qu'en 2006 l'industrie minière du cuivre n'avait consommé « que » 1,3 milliard de m³ d'eau, suggérant une multiplication par 3,3 des besoins en eau en 10 ans.

importante (Bebbington & Williams, 2008 ; Bangerter *et al.*, 2010 ; Aitken *et al.*, 2016 ; Northey *et al.*, 2017 ; Agusdinata *et al.*, 2018 ; Babidge & Bolados, 2018 ; Flexer *et al.*, 2018 ; Hache *et al.*, 2021 ; IEA, 2022, Gutiérrez *et al.*, 2022 ; Islam *et al.*, 2025 ; Savige *et al.*, 2025). L'étude de Luckeneder *et al.* (2021), qui porte sur 2 935 mines à grande échelle, montre que 90 % de celles-ci se situent au sein de bassins déjà soumis à un stress hydrique (Annexe 5C). Selon Delevingne *et al.* (2020), ce sont aujourd'hui 30 à 50 % des grands sites miniers actifs qui se situent dans des régions arides ou semi-arides¹⁰². La filière minière industrielle a en effet particulièrement investi ces secteurs arides : 70 % de l'activité des 6 principaux opérateurs miniers mondiaux se trouvent dans des zones en situation de stress hydrique (IRP, 2020). Le rapport de l'Agence internationale de l'énergie (IEA, 2022) montre que plus de la moitié de la production de lithium et de cuivre provient de milieux où le risque de stress hydrique est extrêmement fort. Or, ces métaux - dont l'extraction nécessite elle-même énormément d'eau - sont aujourd'hui particulièrement sollicités dans le cadre de la transition énergétique (*cf. 4 - Conclusion et perspectives sur les impacts environnementaux*), impliquant une demande croissante et exponentielle pour ces matériaux. Même dans certains pays réputés plus « riches en eau » (Canada, Suède, Norvège, etc.), les forts besoins de l'industrie minière peuvent devenir localement problématiques, conduire à des conflits d'usages (Struzik, 2015 ; McIntyre *et al.*, 2016 ; Petitjean, 2016 ; Meißner, 2021 ; Luckeneder *et al.*, 2021), et constituent désormais un enjeu économique majeur pour l'industrie (ICMM, 2017 ; Mudd *et al.*, 2017 ; Northey *et al.*, 2019 ; Morgan & Dobson, 2020). Le contexte global de diminution des teneurs des gisements connus complexifie encore une situation déjà extrêmement tendue autour de la ressource en eau (Northey & Haque, 2013 ; Northey *et al.*, 2014b). Ces perspectives encouragent les industriels à innover pour tenter de réduire les quantités d'eau mobilisées, incompatibles avec une poursuite à moyen ou long terme des activités extractives dans leurs modalités actuelles. Plusieurs essais de réduction de la teneur en eau des résidus miniers avant leur stockage ont par exemple pu être conduits. Ces essais s'appuient sur différentes technologies de densification des résidus (épaississement par des flocculants, compression, filtration, centrifugation) mais se confrontent à des coûts - financiers et énergétiques - élevés (Demers & Pabst, 2020 ; Toma, 2021).

La ressource en eau est largement prélevée et mobilisée pour les différentes étapes de l'extraction, et tout particulièrement lors des étapes de concentration du minerai (ELAW, 2010 ; Gunson, 2013 ; Montes, 2016 ; Geldron, 2017). Pour faire face à l'ensemble de ces besoins, l'industrie minière mobilise toutes les composantes de la ressource : eaux de surface, eaux souterraines et, de plus en plus fréquemment, les eaux de mer, moyennant des procédés de désalinisation (Alvez *et al.*, 2020 ; Brychcy *et al.*, 2020 ; Thiard, 2020). Pour illustration, en 2015, l'industrie minière des États-Unis a consommé **plus de 15 millions de m³ d'eau par jour, dont 72 % étaient issus de prélèvements en nappes phréatiques** (Dieter *et al.*, 2018). L'impact des prélèvements considérables sur les niveaux de nappes est majeur (Cravotta *et al.*, 2014) et favorise les réajustements géomorphologiques (fontis, effondrements, glissements) comme les intrusions salines (Morrison *et al.*, 2019). Là encore, des solutions sont régulièrement mises en avant par les industriels, en lien notamment avec l'utilisation d'eaux usées ou de dessalement d'eau de mer. Ces solutions s'avèrent pour autant extrêmement partielles - voire inopérantes - puisqu'elles nécessitent des ressources énergétiques massives en matière de traitement, et génèrent dans le même temps de lourds impacts environnementaux comme sociaux (Aska *et al.*, 2025 ; Moreno-Silva *et al.*, 2025).

¹⁰² Cette étude porte sur plus de 3 000 mines dans le monde, exploitant des gisements de cuivre, d'or, de fer et de zinc.

3.2.2. Aspects qualitatifs : une forte dégradation de la ressource

Malgré la mise en place - très variable selon les pays - de mesures de réduction des impacts sur la qualité de l'eau, les mines industrielles, qui mobilisent de nombreux réactifs chimiques tout au long des processus de traitement du minerai, sont responsables d'une **forte dégradation physico-chimique des eaux de surface** (Miranda & Sauer, 2010 ; Sergeant *et al.*, 2022 ; Talukder *et al.*, 2024 ; Barbarossa *et al.*, 2026) dont les origines peuvent être multiples (Wolkersdorfer & Mugova, 2022 - Fig. 26).

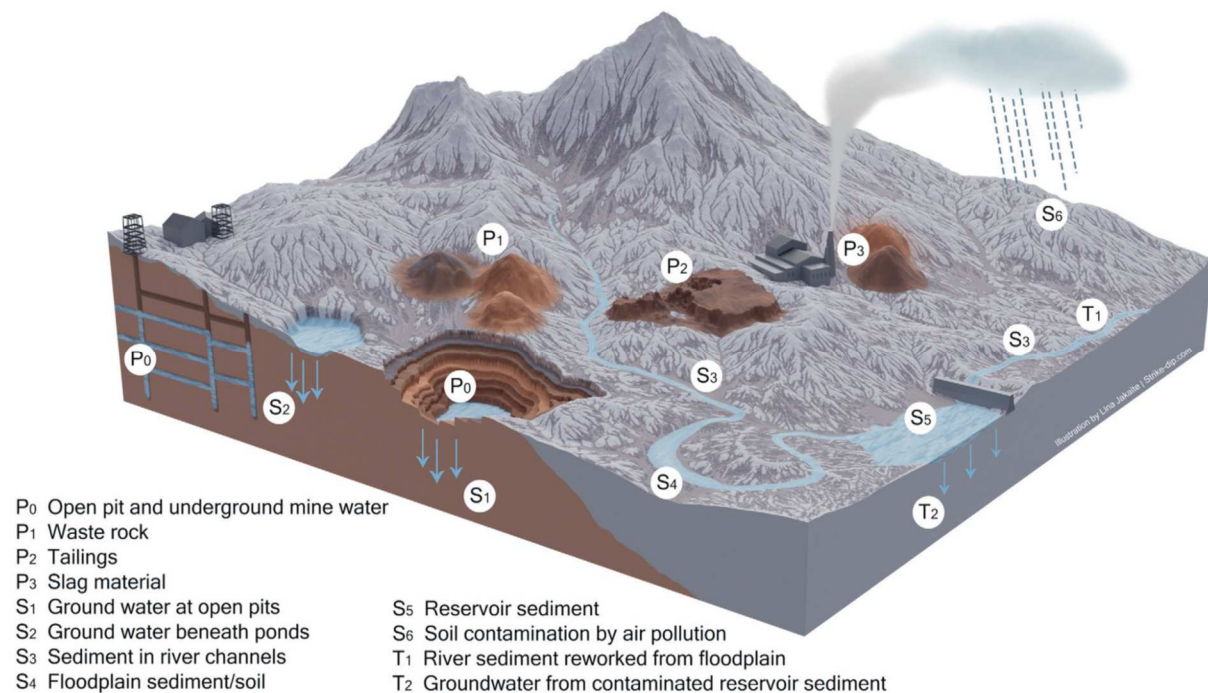


Figure 26 : Différents vecteurs de contamination de la ressource en eau et des sols en contexte minier (P : contamination primaire ; S : contamination secondaire ; T : contamination tertiaire ; in Wolkersdorfer & Mugova, 2022, modifié d'après Moore & Luoma, 1990).

Cette dégradation résulte notamment des excavations et des dénoyages miniers qui permettent l'introduction d'oxygène dans le milieu souterrain, modifiant sa géochimie, de conditions initialement plutôt réductrices, (pauvres en oxygène), vers des conditions oxydantes. Sumi & Gestring (2013) estiment que 40 mines américaines entraînent, chaque année, la pollution de 78 à 123 millions m³ d'eau, notamment sous l'effet des **drainages miniers acides (DMA)**¹⁰³. Ces DMA constituent **une source majeure de dégradation irrémédiable des milieux aquatiques** par l'acidification des eaux et des sols environnants (Salomons, 1995 ; Gray, 1998 ; Brunet, 2000 ; Nordstrom *et al.*, 2000 ; Niyogi *et al.*, 2002 ; Meck *et al.*, 2006 ; Nieto *et al.*, 2007 ; Jennings *et al.*, 2008 ; Álvarez-Valero *et al.*, 2009 ; Ochieng *et al.*, 2010 ; Sracek *et al.*, 2010 ; Kaneva, 2011 ; Olías & Nieto, 2015 ; Jain *et al.*, 2016 ; Vicente-Beckett *et al.*, 2016 ; Kerfoot *et al.*, 2018 ; Moodley *et al.*, 2018 ; Frelich, 2019 ; Ugya *et al.*, 2018 ; Acharya & Kharel, 2020 ; Olías *et al.*, 2020 ; Williams *et al.*, 2020 ; Alvarenga *et al.*, 2021 ; Adeniyi *et al.*, 2022 ; Ushakova *et al.*, 2022 ; Zhang

¹⁰³ Les travaux miniers permettent l'oxydation (par la mise en contact avec l'eau ou l'air) d'importantes quantités de minéraux sulfurés. Cette oxydation des sulfures conduit à une importante production d'acide sulfurique, qui favorise la solubilisation des métaux présents (fer ou métaux toxiques tels que le plomb ou le mercure) ainsi que d'autres éléments également toxiques (comme l'arsenic), dont la concentration augmente fortement dans le milieu. Les processus chimiques de DMA sont détaillés par de nombreux auteurs (voir par exemple Akcil & Koldas (2006) ou Daraz *et al.* (2023)) ; les impacts écologiques et sanitaires des DMA sont synthétisés par Jennings *et al.* (2008).

et al., 2023 ; Barbarossa et al., 2026). Selon Moodley (2018) : « *Le DMA est l'une des formes de pollution de l'eau les plus sévères au monde et l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) la considère comme la deuxième plus importante en termes de risques écologiques, après le réchauffement climatique.* ». Comme évoqué précédemment, les petits cours d'eau situés en têtes de bassin versant sont particulièrement exposés et sensibles au risque de pollution induit par les activités minières en raison de leur plus faible capacité de dilution des contaminants (*Ciszewski & Grygar, 2016 ; Macklin et al., 2023*).

La qualité des eaux souterraines peut également être impactée par les activités minières, soit par l'infiltration des eaux de surfaces contaminées (*Chandra & Jain, 2013 ; Lghoul, 2014 ; Rybicki et al., 2015 ; Gupta & Nikhil, 2016 ; Newman et al., 2017 ; Jain & Das, 2017 ; Zeng et al., 2018 ; Santana et al., 2020 ; Feng et al., 2021 ; Tomiyama & Igarashi, 2022*) ou plus directement encore, dans le cadre d'exploitations souterraines. ELAW (2010) insiste sur le caractère perpétuel des DMA : « *Le drainage minier acide est particulièrement dangereux, car il peut continuer indéfiniment à causer des dommages, très longtemps après la fermeture de l'exploitation minière. [...] Même avec les technologies existantes, il est virtuellement impossible d'arrêter le drainage d'acide de mine une fois que la réaction a débuté. Permettre le développement d'une mine génératrice d'acide, c'est reporter sur les générations futures la responsabilité d'une mine qui doit être gérée probablement pendant des centaines d'années* ». Aux États-Unis, on estime désormais qu'environ 23 000 km de rivières seraient directement contaminés par les drainages miniers acides (*RoyChowdhury et al., 2015 ; Park et al., 2018*). Dans certains contextes géologiques, ce sont inversement des **drainages miniers alcalins (DMAI)**¹⁰⁴ qui peuvent se produire, et se traduisent par une augmentation du pH et de la conductivité de l'eau (conditions salines), potentiellement limitantes pour la vie aquatique. C'est notamment le cas sur certaines exploitations de charbon ou de lignite appalachiennes (*Merricks et al., 2007 ; Lindberg et al., 2011 ; US EPA, 2011 ; Bernhardt et al., 2012 ; Griffith et al., 2012 ; Pond et al., 2014 ; Boehme et al., 2016 ; Voss et Bernhardt, 2017 ; Giam et al., 2018 ; Jin et al., 2022*).

Les drainages miniers - acides notamment - favorisent **le relargage**¹⁰⁵ **d'importantes quantités de substances toxiques et notamment d'éléments-traces métalliques (ETM) ou métalloïdes** : cadmium, arsenic, mercure, manganèse, nickel, chrome, plomb, sélénium, etc. Les eaux acides (parfois alcalines), et riches en contaminants, rejoignent les eaux de surface (Fig. 27) ou percolent vers les eaux souterraines, et peuvent dans certains cas conduire à la dégradation - voire à l'élimination - de la vie aquatique¹⁰⁶ (*Salomons, 1995 ; Tarras-Wahlberg et al., 2000 ; Marqués et al., 2001 ; Tiwary, 2001 ; Sabater et al., 2003 ; Razo et al., 2004 ; Wang & Mulligan, 2006 ; El Adnani et al., 2007 ; Dold, 2008 ; Pond et al., 2008 ; Kaneva, 2011 ; Bernhardt & Palmer, 2011 ; Byrne et al., 2012 ; Griffith et al., 2012 ; Olías & Nieto, 2015 ; Fashola et al., 2016 ; Thienpont et al., 2016 ; Singh et al., 2016 ; Vicente-Beckett et al., 2016 ; Jin et al., 2018 ; Kerfoot et al., 2018 ; Ciszewski, 2019 ; Morrison et al., 2019 ; Olías et al., 2020 ; Santana et al., 2020 ; Pontér et al., 2021 ; Welch et al., 2021 ; Adeniyi et al., 2022*). Dans ce cadre, les périodes d'étiage, de basses

¹⁰⁴ Les drainages miniers alcalins (pH > 9) peuvent par exemple se produire lorsque les roches extraites ne contiennent pas (ou peu) de sulfures, ou lorsque les eaux environnantes sont elles-mêmes très alcalines. C'est globalement le cas en contexte carbonaté (calcaire, calcite, dolomite, etc.). Parfois, les éléments carbonatés sont volontairement ajoutés aux résidus miniers comme mesure de mitigation du risque de DMA (*US EPA, 2011*).

¹⁰⁵ Ce relargage se produit par différents mécanismes selon les substances et les conditions du milieu (pH, conditions d'oxydo-réduction, température, etc.). Selon les conditions, certains métaux/métalloïdes se retrouvent en solution sous forme dissoute (biodisponible) dans les eaux, ou peuvent être adsorbés sous forme particulaire (indirectement biodisponible), à la surface de complexes organiques ou inorganiques tels que les argiles, les limons, ou les vases (*Tarras-Wahlberg et al., 2001 ; Tarras-Wahlberg & Lane, 2003 ; Macklin et al., 2006 ; Goulet et al., 2007 ; Egal et al., 2010 ; Jones et al., 2018*).

¹⁰⁶ Voir également 3.4 - Atteintes à la biodiversité.

eaux ou de saison sèche peuvent apparaître particulièrement critiques et se caractériser par une augmentation de la concentration en éléments toxiques, affectant l'intégralité de l'écosystème (Smolders *et al.*, 2003 ; Voss & Bernhardt, 2017 ; Ramírez-Javier *et al.*, 2023). Dans le même temps, les périodes de hautes eaux et de crues favorisent la reprise en charge et le transport de plus grandes quantités de contaminants vers l'aval. Plusieurs auteurs ont mis en évidence les variations de concentration en contaminants métalliques et métalloïdes dans les cours d'eau et les plaines alluviales, en lien avec les variations hydrologiques et le régime de crue (Miller, 1997 ; Leblanc *et al.*, 2000 ; Razo *et al.*, 2004 ; Macklin *et al.*, 2006 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2008 ; Casiot *et al.*, 2009 ; Grosbois *et al.*, 2011 ; Guédron, 2011b ; Byrne *et al.*, 2012 ; Nieto *et al.*, 2013 ; Foulds *et al.*, 2014 ; Lillo *et al.*, 2014 ; Dhivert *et al.*, 2015 ; Ciszewski & Grygar, 2016 ; Ciszewski, 2019 ; Hellal *et al.*, 2020 ; Mayes *et al.*, 2021 ; Delplace *et al.*, 2022 ; Silvera *et al.*, 2026). Dans un contexte établi de changement climatique, Macklin *et al.* (2023) soulignent : « *l'augmentation de la fréquence des crues en lien avec le changement climatique entraînera un accroissement des processus d'érosion et de remobilisation des particules métalliques associées aux sédiments des plaines alluviales récemment ou historiquement contaminées ; constituant dans de nombreuses régions du monde la principale source de contaminants métalliques des rivières* ». De manière identique, Ledoux *et al.* (2019) évoquent « *l'une des conséquences attendues du changement climatique (la violence des crues) amène à considérer des modes de dispersion des polluants qui n'étaient pas suffisamment pris en compte jusque-là et à adapter les dispositifs de surveillance* ».



Figure 27 : Exemples de pollutions majeures par des eaux acides et chargées en métaux et métalloïdes : (A) sur le Rio Tinto (Espagne) où le pH extrêmement acide (pH2) favorise la dissolution des métaux et notamment du fer, et (B) sur la rivière Animas (USA) suite au déversement accidentel de 11 000 m³ d'eau contaminée en 2015 (© McBride).

D'une manière générale, **les activités minières, passées et présentes, contribuent ainsi fortement aux flux de métaux et de métalloïdes vers les milieux aquatiques** (Miller, 1997 ; Nriagu & Pacyna, 1988 ; Gaillardet, 2003 ; Marqués *et al.*, 2003 ; Macklin *et al.*, 2006 ; Oyarzun *et al.*, 2006 ; Marmolejo-Rodríguez *et al.*, 2011 ; Nordstrom, 2011 ; Bundschuh *et al.*, 2012 ; Resongles *et al.*, 2014 ; Bianchini *et al.*, 2015 ; Farag *et al.*, 2015 ; Bird, 2016 ; Baudrimont *et al.*, 2019 ; Paraguassú *et al.*, 2019 ; Cánovas *et al.*, 2021 ; Olivarez *et al.*, 2021 ; Macklin *et al.*, 2023 ; Moulatlet *et al.*, 2023 ; Moulatlet *et al.*, 2026 ; Silvera *et al.*, 2026). Or, **les ETM et métalloïdes ne sont pas dégradables et peuvent être définis comme « infiniment persistants »** (Campbell *et al.*, 2006 ; Pelletier & Campbell, 2008) : ils perdurent dans le milieu où ils peuvent s'accumuler et intégrer la chaîne trophique (*cf.* 3.4 - *Atteintes à la biodiversité*). L'effet potentiellement délétère des contaminations sur les biotes aquatiques et terrestres peut ainsi être extrêmement

étendu, à la fois dans le temps (décennies, siècles, millénaires) et dans l'espace. À ce titre, au sein de l'Union européenne, **plusieurs métaux et métalloïdes figurent parmi la liste des substances prioritaires (SP) ou des substances dangereuses prioritaires (SDP) ciblées par la Directive cadre sur l'eau (DCE)** dans le cadre du suivi de l'état chimique des masses d'eau : mercure, cadmium, nickel, plomb, ainsi que leurs composés respectifs¹⁰⁷. L'étude de Vicente-Beckett *et al.* (2016) a mis en évidence la forte contamination induite par un drainage minier acide d'une ancienne mine de cuivre, d'or et d'argent sur la rivière Dee (Queensland, Australie), affectant les sédiments du lit comme les sols de la plaine alluviale adjacente, sur un linéaire de plus de 80 km. Cette étude a également montré que plus de 50 % des ETM recensés, et particulièrement le cadmium, le cuivre et le zinc, sont biodisponibles et potentiellement assimilés par les organismes aquatiques et les cultures agricoles. Foulds *et al.* (2014) ont pu mettre en évidence une forte contamination au plomb des sédiments transportés depuis d'anciens sites miniers gallois, redéposés par les crues au sein des plaines alluviales, et les impacts induits de cette contamination sur le bétail. L'activité minière - gourmande en eau - conduit la plupart du temps à l'établissement de retenues directement dans l'emprise des exploitations. Ces retenues contiennent soit directement de l'eau (pour répondre aux besoins des différentes étapes de traitement, ou alimenter en énergie les sites miniers), soit les boues issues des résidus miniers (parcs à résidus). Dans les deux cas, si l'étanchéité des retenues n'est pas totale, les sols nouvellement inondés deviennent extrêmement **propices à la production et à la diffusion vers le milieu récepteur de substances toxiques**. En outre, le mauvais dimensionnement (ou fonctionnement) des ouvrages de stockage ou de décantation peut également conduire au transfert de contaminants (réactifs, ETM, floculants) vers le milieu.

En plus de ces pollutions chimiques, les exploitations minières favorisent les **pollutions mécaniques**, qui se traduisent par un fort accroissement de la turbidité¹⁰⁸ et de la concentration de matières en suspension (MES) dans les rivières (Fig. 28). Ceci résulte notamment de la forte production de particules fines inhérente aux exploitations minières, ainsi que des processus d'érosion superficielle exacerbés sur et à proximité des chantiers (routes, pistes, remblais, plateformes techniques, etc.). La surabondance des particules fines apportées aux rivières est triplement problématique : 1) elle est directement limitante pour la vie aquatique (abrasion, étouffement) et conduit au colmatage, à l'altération des substrats, voire à la destruction des habitats sur de longs linéaires (Yule, 1995 ; Hancock, 2002 ; Yule *et al.*, 2010 ; Kemp *et al.*, 2011 ; Wantzen & Mol, 2013 ; Lobo *et al.*, 2016 ; Melo *et al.*, 2018 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021 ; Dethier *et al.*, 2022 ; Dubuis & De Cesare, 2023 ; Pereira & Lobo, 2024). 2) L'accroissement de la turbidité favorise le réchauffement de l'eau et contribue ainsi à la réduction de l'oxygène dissous et de la photosynthèse par les algues et les macrophytes (US EPA, 2012 ; Kjelland *et al.*, 2015 ; Muhire *et al.*, 2021). 3) Les sédiments constituent un « puits » pour les ETM qui sont adsorbés à leur surface (Campbell *et al.*, 2006 ; Fairbrother *et al.*, 2007 ; Guédron *et al.*, 2009 ; Viers *et al.*, 2009 ; Zhang *et al.*, 2014 ; Cruz *et al.*, 2019). Les zones propices aux processus de dépôts et d'accumulations sédimentaires - qu'elles soient naturelles (comme les zones estuariennes ou les plaines alluviales) ou anthropiques (comme les retenues de barrages) - favorisent l'accroissement de la concentration des ETM dans le milieu, et selon les conditions du milieu, leur biodisponibilité (Miller, 1997 ; Leblanc *et al.*, 2000 ; Hancock, 2002 ; Artignan & Cottard, 2003 ; Galán *et al.*, 2003 ; Macklin *et al.*, 2006 ; Muresan, 2006 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2008 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Affum *et al.*, 2016 ; Ciszewski & Grygar, 2016 ; Pestana *et al.*, 2016 ; Jarsjö

¹⁰⁷ <https://www.eaufrance.fr/regles-devaluation-de-letat-des-eaux>.

¹⁰⁸ En Nouvelle-Calédonie, on parle par exemple des « eaux rouges ».

et al., 2017 ; Pietróń *et al.*, 2017 ; Martinez *et al.*, 2018 ; Abe *et al.*, 2019 ; Affandi & Ishak, 2019 ; Lopes *et al.*, 2019 ; Pestana *et al.*, 2019 ; Beck *et al.*, 2020 ; Colica *et al.*, 2020 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021 ; Dethier *et al.*, 2022 ; Lin *et al.*, 2022a ; Macklin *et al.*, 2023 ; Colombi *et al.*, 2024). Deux types d'exploitations mettent en lumière les liens entre pollutions chimiques et mécaniques :

- **Les mines alluvionnaires**, principalement aurifères, qui s'établissent au sein des fonds de vallées, à proximité immédiate des rivières. Ce type d'exploitation a historiquement recours à de grandes quantités de mercure pour amalgamer les particules d'or. Dans le même temps, il conduit « structurellement » à la remobilisation d'importantes quantités de sédiments fins. Cette combinaison est à l'origine d'une vaste problématique de pollution métallique (mercure et méthylmercure essentiellement ; cf. 3.3.3 - *Déforestation, contamination de l'air et des sols : l'exemple du mercure*) caractérisée par de très nombreuses études en contexte amazonien (Mol & Ouboter, 2004 ; Durrieu *et al.*, 2005 ; Boudou *et al.*, 2006 ; Laperche *et al.*, 2007 ; Loredó *et al.*, 2009 ; Guédron, 2008 ; Guédron *et al.*, 2011a ; Guédron *et al.*, 2011b ; Dedieu, 2014 ; Dedieu *et al.*, 2015 ; Grimaldi *et al.*, 2015 ; Pietróń *et al.*, 2017 ; Markham & Sangermano, 2018 ; Martinez *et al.*, 2018 ; Cruz *et al.*, 2019 ; Kahhat *et al.*, 2019 ; Laperche *et al.*, 2019 ; Goix *et al.*, 2019 ; Pestana *et al.*, 2019 ; Hellal *et al.*, 2020 ; Lewis *et al.*, 2020 ; Azevedo-Santos, 2021 ; Capparelli *et al.*, 2021 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021 ; Wasserman *et al.*, 2025)¹⁰⁹. Gafur *et al.* (2018) ont par exemple mis en évidence des concentrations en arsenic, mercure et plomb 1 000 à 10 000 fois supérieures aux seuils de potabilité fixés par l'OMS (*Organisation mondiale de la santé*) dans la *Bone River* (Indonésie). Au-delà des pollutions (mécaniques et chimiques), Dethier *et al.* (2019) ont également révélé une inversion des périodes de plus fortes concentrations en MES (puisque les chantiers miniers alluviaux sont principalement actifs en saison sèche, perturbant le cycle de vie de certaines espèces aquatiques). Dans plusieurs pays, comme en France, certaines modalités d'exploitation ont été imposées par la réglementation afin de limiter ces impacts. Il s'agit notamment de l'obligation de travailler en « circuit fermé », afin de favoriser la décantation des sédiments fins, et d'interdire tout rejet directement émis vers le milieu récepteur. La dégradation des paramètres physico-chimiques - et notamment de la thermie - des cours d'eau situés sur ou en aval des zones d'exploitation alluviale est encore accrue par la déforestation, où l'absence d'ombrage par la ripisylve entraîne un réchauffement très significatif des écoulements. Des mesures de terrain¹¹⁰ ont montré qu'un linéaire de 300 à 400 m dépourvu de végétation rivulaire pouvait entraîner un réchauffement de 7 à 10°C des écoulements affectant nécessairement la concentration en oxygène dissous et la vie aquatique. Les travaux conduits par Niane *et al.* (2019) soulignent l'implication des flux de sédiments fins (eux-mêmes favorisés par les processus d'érosion du sol accrus par la déforestation) dans la dispersion du mercure et du méthylmercure en aval des sites miniers alluvionnaires. **L'étude conduite par Dethier *et al.* (2022) met finalement en lumière le caractère systémique, à l'échelle mondiale, de la dégradation des cours d'eau tropicaux impactés par les mines alluviales, légales comme illégales¹¹¹.**

¹⁰⁹ La « note technique sur les variations de la concentration en matières en suspension (MES) et de la turbidité dans les petites criques guyanaises » (Melun *et al.*, 2023) peut également être consultée.

¹¹⁰ Constats dressés par M. Le Bihan et G. Melun lors d'une mission dédiée aux mines alluviales guyanaises (nov. 2018).

¹¹¹ À noter que, comme pour la déforestation (Swenson *et al.*, 2011 ; Dezécache *et al.*, 2017), certaines études établissent une corrélation entre l'augmentation du cours de l'or sur les deux dernières décennies et la dégradation de la qualité de l'eau des rivières tropicales affectées par les exploitations minières alluviales (Arboleda *et al.*, 2016 ; Dethier *et al.*, 2022).

- **Les MCO à déplacement de sommets** (et à comblement de vallées), qui favorisent le ruissellement et un intense lessivage des sols mis à nu sur de vastes surfaces, sont également à l'origine d'une forte dégradation des paramètres physico-chimiques des rivières ([Sergeant et al., 2022](#)). De nombreux travaux, notamment conduits aux États-Unis, ont mis en évidence les très fortes concentrations en MES, métaux et métalloïdes dans les rivières s'écoulant en aval de ce type d'exploitation ([Farag et al., 1998](#) ; [Krishnaswamy et al., 2006](#) ; [Pond et al., 2008](#) ; [Hartman et al., 2005](#) ; [Palmer et al., 2010](#) ; [Bernhardt & Palmer, 2011](#) ; [US EPA, 2011](#) ; [Griffith et al., 2012](#) ; [Hitt & Chambers, 2014](#) ; [Price & Wright, 2016](#) ; [Price et al., 2016](#) ; [Kerfoot et al., 2018](#) ; [Baudrimont et al., 2019](#) ; [Mebane & Schmidt, 2019](#)), contaminant potentiellement les plaines alluviales ([Miller, 1997](#) ; [Artignan & Cottard, 2003](#) ; [Galán et al., 2003](#) ; [Hürkamp et al., 2009](#) ; [Ponting et al., 2021](#), [Macklin et al., 2023](#)) comme l'ensemble des milieux aquatiques qui s'étendent en aval, jusqu'aux zones littorales ou estuariennes (*cf. 3.2.4. - Déversements, ruptures d'ouvrages miniers et exports des pollutions*).



Figure 28 : Illustrations de pollutions mécaniques en rivière. Ces pollutions résultent des travaux et déversement depuis les sites miniers (A) et s'étendent sur d'importants linéaires en aval des exploitations (B, C), augmentant fortement la turbidité et la concentration en MES des écoulements (A - © ONF ; B - © Hydreco ; C - © David).

Les pollutions chimiques et mécaniques sont en outre facilement exportées par les écoulements de surface, impactant alors de vastes linéaires de cours d'eau ([Bernhardt & Palmer, 2011](#) ; [Dethier et al., 2023](#) ; [Braz Pires et al., 2026](#)). **Les modélisations réalisées par Braz Pires et al. (2026) montrent qu'à l'échelle mondiale, entre 1 et 1,8 million de kilomètres de cours d'eau sont exposés aux contaminations d'origine minière.** Une importante part de ce linéaire (18 % soit potentiellement 320 000 km) est directement située au sein de zones prioritaires de

conservation. Pour illustrer la diffusion des pollutions mécaniques par le réseau hydrographique, **l'ONF estime en Guyane à plus de 10 000 km, le linéaire des cours d'eau pollués par les activités minières légales et illégales ; ce qui représente environ 10 % du réseau hydrographique guyanais (ONF, 2015).** Ce linéaire impacté s'ajoute aux 3 500 km de cours d'eau directement détruits par les exploitations (cf. 3.1.3. - *Modifications topographiques, altérations géomorphologiques et hydromorphologiques*). Ces pollutions mécaniques ont de très fortes conséquences biologiques (mortalité, contamination) et hydromorphologiques (colmatage, altération des substrats, destruction des habitats).

D'une manière générale, **les pollutions engendrées par les activités minières ont un impact fort, étendu et durable, sur le fonctionnement écologique et les compartiments biologiques (cf. 3.4 - *Atteintes à la biodiversité*).** Pour l'*Environmental Protection Agency* des États-Unis, la contamination de la ressource en eau par l'activité minière représente l'une des trois plus importantes menaces pour la sécurité écologique au monde (Coumans, 2002 ; Dold, 2008).

3.2.3. Problématiques liées aux eaux d'exhaure

Qu'elles soient de surface ou souterraines, toutes les exploitations minières interceptent les eaux du sous-sol qui constituent une contrainte lors de la phase d'exploitation. Ces eaux - dites « d'exhaure » - sont continuellement pompées vers la surface, et évacuées soit vers le milieu (cours d'eau) ou vers des galeries dédiées (Ledoux *et al.*, 2019). Les volumes d'exhaure peuvent être considérables et affecter les niveaux phréatiques et les usages de l'eau qui en découlent à l'échelle locale, voire régionale. Northey *et al.* (2016) montrent que l'exploitation de la mine d'*Olympic Dam* (Australie) nécessite le pompage de 35 000 m³/j, entraînant à terme un abaissement de 10 m du niveau de la nappe phréatique, sur près de 4 400 km².

En France, la cessation en 2004 des activités minières de Charbonnages de France dans le bassin houiller lorrain s'est accompagnée d'un affaissement progressif des terrains puis de l'arrêt des exhaures en 2006. Cet arrêt a eu pour conséquences l'envoyage des travaux du fond (galeries) ainsi qu'une remontée rapide de la nappe dont les eaux étaient auparavant pompées en permanence. Pour éviter les impacts sur certains secteurs bâtis, l'État (en charge de l'après-mine depuis la liquidation de l'entreprise Charbonnages de France) assure aujourd'hui un rabattement continu de la nappe pour un volume annuel supérieur à 10 Mm³, afin de maintenir le niveau phréatique à 3 m sous le niveau des bâtiments. De manière identique, le bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais fait l'objet d'une gestion continue de ses eaux d'exhaure par un réseau de 52 stations de relevage des eaux (SRE) dont l'objectif est de réduire le risque d'inondation en pompant un volume de l'ordre de 100 Mm³/an. L'ensemble de ces stations sont gérées par le DPSM pour le compte de l'État. L'État est également en charge du traitement nécessaire des eaux minéralisées (fer, manganèse) qui sont pompées avant leur rejet vers le milieu naturel¹¹². Les eaux d'exhaure chargées en métaux, métalloïdes ou en acides (lorsqu'elles sont soumises aux DMA), nécessitent effectivement des traitements parfois lourds avant de pouvoir être rejetées dans les cours d'eau. Si ces traitements sont normalement réalisés durant toute la période d'exploitation, la gestion des eaux d'exhaure post-exploitation est souvent problématique et peut conduire à des catastrophes écologiques durables (Gould, 2011 ; Olias &

¹¹² Des informations sur les suivis quantitatifs et qualitatifs des opérations de rabattement de nappe par pompage dans l'ancien bassin houiller lorrain sont accessibles suivant ces liens : <https://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/surveillance-les-resultats-a21822.html> et <https://www.grand-est.developpement-durable.gouv.fr/suivi-de-l-envoyage-du-bassin-houiller-a12339.html>. Une websérie du BRGM dédiée aux remontées phréatiques dans la bassin houiller lorrain est accessible suivant ce lien : <https://www.brgm.fr/fr/actualite/video/bassin-houiller-lorrain-comment-gerer-remontee-nappe-phreatique>.

Nieto, 2015 ; Gobla *et al.*, 2015). Les « héritages miniers » doivent ainsi être envisagés à très long terme et nécessitent une gestion sur plusieurs décennies ou plusieurs siècles, après la fin des exploitations (Fig. 29).

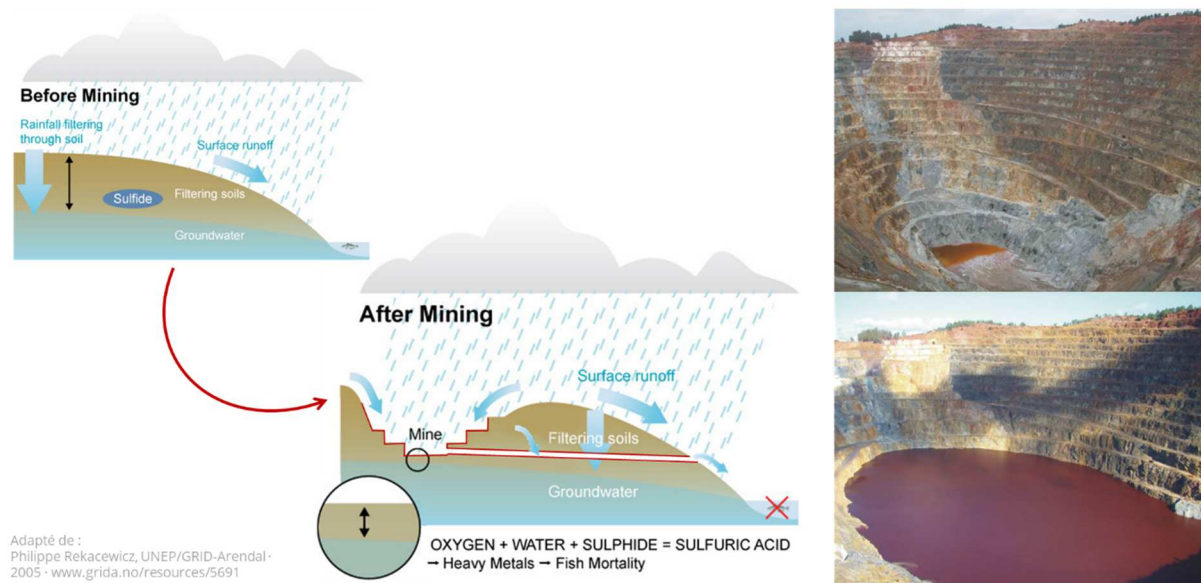


Figure 29 : Pollution post-exploitation des eaux de la mines d'Atalaya (Espagne) après arrêt des pompages d'exhaure (d'après Olias & Nieto, 2015 ; in Systext, 2021a).

3.2.4. Déversements, ruptures d'ouvrages miniers et exports des pollutions

Le risque de contamination des milieux aquatiques n'est pas circonscrit aux sites miniers. L'érosion des parcs à résidus établis à proximité immédiate des cours d'eau (*cf.* 3.1.2 - *Déchets miniers*), l'export vers les milieux aquatiques des eaux d'exhaure, mais aussi **les déversements - accidentels ou non - de déchets et de produits chimiques ainsi que les ruptures d'ouvrages (digues, barrages) miniers** concourent encore à accroître de manière très significative le risque de pollution des eaux et des milieux aquatiques, en aval des sites miniers (Fig. 30).

Les pollutions chimiques et mécaniques locales sont exportées par le réseau hydrographique bien au-delà des limites des exploitations minières et transmettent leurs effets délétères sur des linéaires pouvant atteindre plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres en aval (Galán *et al.*, 2003 ; Razo *et al.*, 2004 ; Besser *et al.*, 2007 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Hürkamp *et al.*, 2009 ; Bird *et al.*, 2010 ; Lindberg *et al.*, 2011 ; Cardiff *et al.*, 2012 ; Kim *et al.*, 2012 ; Petitjean, 2016 ; Garbarino *et al.*, 2018 ; Quadra *et al.*, 2019 ; Thompson *et al.*, 2020 ; Soresini *et al.*, 2020 ; Vergilio *et al.*, 2020 ; Huet, 2021 ; Ponting *et al.*, 2021), entraînant même dans certains cas une forte contamination des milieux estuariens et littoraux (Leblanc *et al.*, 2000 ; Elbaz-Poulichet *et al.*, 2001 ; Braungardt *et al.*, 2003 ; Leving *et al.*, 2005 ; Baudrimont *et al.*, 2005 ; Johnson *et al.*, 2005 ; Price *et al.*, 2005 ; Masson *et al.*, 2006 ; Osher *et al.*, 2006 ; UNEP, 2013a ; Vogt, 2013 ; Alonzo *et al.*, 2016 ; Vallejo Toro *et al.*, 2016 ; Carmo *et al.*, 2017 ; Baudrimont *et al.*, 2019 ; Cruz *et al.*, 2019 ; Perina & Abesa, 2020 ; Rainbow, 2020 ; Sellier, 2020).

En France hexagonale, **plusieurs travaux de recherche ont bien mis en évidence les liens entre contamination des milieux aquatiques et anciennes activités minières établies sur les bassins versants amont** (Audry *et al.*, 2004 ; Baron *et al.*, 2005 ; Casiot *et al.*, 2009 ; Egal *et al.*, 2010 ;

Casiot *et al.*, 2011 ; Grosbois *et al.*, 2012 ; CRIIRAD, 2014 ; Camizuli *et al.*, 2014a ; Camizuli *et al.*, 2014b ; GEODERIS, 2015 ; Elbaz-Poulitchet *et al.*, 2017 ; Camizuli *et al.*, 2018 ; Nasri *et al.*, 2021 ; Delplace *et al.*, 2022 ; Dendievel *et al.*, 2022 ; CRIIRAD, 2023 ; Grosbois *et al.*, 2025). Il est intéressant de remarquer que ces études concernent principalement des cours d'eau drainant d'anciens massifs cristallins, comme les rebords oriental et méridional du Massif Central¹¹³, les Vosges, les Ardennes, le Morvan ou le Massif Armoricain. Ces secteurs minéralisés ressortent d'ailleurs parfaitement sur l'inventaire des anciens gisements exploités de l'Hexagone (Annexe 3B). Ces contaminations parfois majeures, comme à La-Croix-de-Pallières et Saint-Sébastien-d'Aigrefeuille dans le Gard (GEODERIS, 2003 ; GEODERIS, 2013 ; ICF & BRGM, 2013, Santé Publique France, 2018 ; GEODERIS, 2019), à Salsigne dans l'Aude (Fréry *et al.*, 1998 ; GEODERIS, 2003 ; ICF, 2007 ; Khaska *et al.*, 2018 ; Delplace *et al.*, 2022¹¹⁴) ou à Saint-Priest-La-Prugne dans la Loire (CRIIRAD, 2014), présentent des risques environnementaux et constituent un risque pour la santé humaine. **Ces risques doivent, de surcroît, être envisagés sur le très long terme en raison de la persistance des contaminants dans le milieu** (Leblanc *et al.*, 2000 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2011 ; Monna *et al.*, 2011 ; Camizuli, 2013 ; Doumas *et al.*, 2016 ; Elbaz-Poulitchet *et al.*, 2017 ; Tomczyk, 2024). L'étude de Grosbois *et al.* (2025) permet d'appréhender, par l'analyse de carottes sédimentaires, la dynamique spatio-temporelle des sédiments contaminés à l'échelle du bassin de la Loire. Si les contaminations observées ne sont bien évidemment pas *exclusivement* liées aux activités extractives, l'étude 1) met en évidence une augmentation des enrichissements en ETM à partir de la fin des années 1940 jusqu'à un pic de contamination durant les années 1950–1970, et 2) établit un lien, dans différents sous-bassins (Sarthe, Creuse, Indre ou Loir), entre la présence de hotspots de contamination en divers ETM et les activités minières passées.



Figure 30 : Exemples récents d'accidents miniers majeurs : Pollution de la rivière Doldykane suite au débordement d'un parc à résidus miniers à Norilsk (Russie) en 2016 (à gauche, © Kokcharov) ; rupture du barrage de la mine de Córrego do

¹¹³ On peut notamment citer l'Orbiel et l'Aude (mine de Salsigne), le Lez (mines de Sentein et de Bulard), le Riou-Mort (bassin houiller de Decazeville), le Reignous et l'Amous (mines de Saint-Sébastien d'Aigrefeuille), la Crenze et la Vis (mine des Malines), la Besbre (mines des Bois Noirs de Saint-Priest-La-Prugne ou la Brévenne (mines de Saint-Bel).

¹¹⁴ « The As [Arsenic] concentrations measured in the river sediments of this valley are of the same order of magnitude than those published in the literature for environments strongly impacted by mining or mineral processing activities ». [...] The major issue will concern the population health by proposing adapted mitigation solutions in a context of social and political tensions facing the environmental and health challenges of this Orbiel valley » (Delplace *et al.*, 2022). Traduction proposée : « Les concentrations en As [Arsenic] mesurées dans les sédiments alluviaux de cette vallée sont du même ordre de grandeur que celles rapportées dans la littérature pour des environnements lourdement impactés par des activités minières ou de traitement de minerais. [...] La principale problématique concernera la santé des populations, en proposant des solutions d'atténuation adaptées, dans un contexte de tensions sociales et politiques face aux enjeux environnementaux et sanitaires propres à cette vallée de l'Orbiel. ». Cette publication a fait l'objet d'un commentaire de la part de Melleton *et al.* (2022) contestant les approches méthodologiques proposées par les auteurs.

Feijão à Brumadinho (Brésil) en janvier 2019 (à droite, © NBR).

L'export vers l'aval des résidus miniers entraînés par les cours d'eau peut devenir particulièrement problématique dans **les zones naturelles de « piégeage sédimentaire », comme les plaines alluviales** (Miller, 1997 ; Macklin *et al.*, 2006 ; Besser *et al.*, 2007 ; Hürkamp *et al.*, 2009 ; Ponting *et al.*, 2021 ; Macklin *et al.*, 2023 ; Colombi *et al.*, 2024) **ou les retenues de barrages, qui tendent à concentrer les contaminants** issus des mines - ou anciennes mines - situées en amont (Müller *et al.*, 2000 ; Charlet & Boudou, 2002 ; Grosbois *et al.*, 2002 ; Macklin *et al.*, 2006 ; Muresan, 2006 ; Juracek, 2008 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Audry *et al.*, 2010 ; Luo *et al.*, 2010 ; Zhao *et al.*, 2013 ; CRIIRAD, 2014 ; Evans & Wilcox, 2014 ; Dhivert *et al.*, 2015 ; Evans, 2015 ; Garcia-Ordiales *et al.*, 2015 ; Frémion *et al.*, 2017 ; Pestana *et al.*, 2019 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021). Les retenues de barrages sont par exemple propices à la production et la concentration de méthylmercure, notamment à proximité des mines aurifères illégales, qui mobilisent des quantités potentiellement importantes de mercure (*cf.* 3.3.3 - *Déforestation, contamination de l'air et des sols : l'exemple du mercure*). Des investigations complémentaires mériteraient d'être menées en France hexagonale, afin de caractériser plus précisément les risques vis-à-vis des biocénoses aquatiques, mais aussi de déterminer des modalités de gestion en lien avec les ouvrages en travers des cours d'eau (opérations de transparence, curages, effacements potentiels) et les sédiments, curés et parfois réinjectés en aval des barrages. Sur le long terme, les effets écologiques de l'accumulation de contaminants dans les parcs à résidus ou les retenues ne sont que très rarement envisagés (Kossoff *et al.*, 2014 ; Aska *et al.*, 2024).

Une autre problématique majeure en lien avec les ouvrages hydrauliques miniers (digues, barrages) tient à leur risque de rupture (Grimalt *et al.*, 1999 ; MMSD, 2002 ; Kossoff *et al.*, 2014, Bowker & Chambers, 2016 ; Schoenberger, 2016 ; Carmo *et al.*, 2017 ; Roche *et al.*, 2017 ; Carmo *et al.*, 2020 ; Owen *et al.*, 2020 ; Franks *et al.*, 2021 ; Islam & Murakami, 2021 ; INERIS, 2021 ; Howe *et al.*, 2023 ; Macklin *et al.*, 2023 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2024), notamment lorsqu'ils intègrent un périmètre de protection de la nature (Aska *et al.*, 2024). Entre 1975 et 2002, les ruptures d'ouvrages miniers sont impliquées dans les trois-quarts des catastrophes environnementales liées aux activités minières (MMSD, 2002). À l'échelle européenne, les catastrophes d'Aznalcóllar en Espagne en 1998, de Baia Mare en Roumanie en 2000 ou de la mine hongroise d'Ajka en 2010 avaient été particulièrement marquantes (Grimalt *et al.*, 1999 ; Rico *et al.*, 2008a ; Martín Peinado *et al.*, 2015 ; Roche *et al.*, 2017)¹¹⁵. À l'échelle internationale, et **uniquement ces 10 dernières années, plusieurs catastrophes liées aux ruptures d'ouvrages miniers (ou aux déversements volontaires) peuvent également être recensées** (Rico *et al.*, 2008b ; Quadra *et al.*, 2019 ; Fourie, 2020 ; Vergilio *et al.*, 2020 ; Islam & Murakami, 2021 ; Lin *et al.*, 2022b ; Chilongo *et al.*, 2025 ; Chama *et al.*, 2026 ; Nyirenda *et al.*, 2026), à l'image des catastrophes de la mine de Mount Polley (Canada)¹¹⁶ et de la mine de Cananea (Mexique) en 2014, de la rivière Animas (Colorado, USA - Fig. 27B) en 2015, de Bento Rodrigues¹¹⁷ (Brésil) en 2015, ou plus récemment de la rupture du barrage de la mine de Córrego do Feijão¹¹⁸ (Brésil) en 2019 (Fig. 30). Le projet Wise

¹¹⁵ Les fiches ARIA (Analyse, Recherche et Information sur les Accidents) du Ministère en charge de l'environnement peuvent être consultées pour ces accidents. Pour Aznalcóllar, la fiche n°12831 est accessible suivant ce lien : https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/files_mf/1374507201FD_12831_aznalcollar_1998_fr.pdf. Pour Baia Mare, la fiche n°17865 est accessible suivant ce lien : https://www.aria.developpement-durable.gouv.fr/wp-content/files_mf/FD_17265_baia_mare_2000_fr.pdf

¹¹⁶ Voir par exemple Schoenberger (2016).

¹¹⁷ Le rapport d'expertise de cette rupture (Morgenstern *et al.*, 2016) est disponible suivant ce lien : <https://www.resolutionmineeis.us/sites/default/files/references/fundao-2016.pdf>.

¹¹⁸ Le rapport d'expertise de cette rupture (Robertson *et al.*, 2019) est disponible suivant ce lien : <https://bdrb1investigationstacc.z15.web.core.windows.net/assets/Feijao-Dam-I-Expert-Panel-Report-ENG.pdf>. Voir également Thompson *et al.* (2020).

(*World information service on energy*)¹¹⁹ recense 76 incidents (brèches, ruptures, surverses, déversements volontaires, etc.) sur les ouvrages miniers uniquement entre 2010 et 2025 (soit près de 5 incidents/an sur cette période). Sur une période plus large comprise entre 1905 et 2020, Islam & Murakami (2021) estiment entre 3 et 4, le nombre de ruptures de barrages miniers qui se produisent chaque année. Le rapport *ad hoc* de l'INERIS (2021) recense plus de 130 cas depuis le XX^e siècle (dont plus de 50 cas uniquement entre 2000 et 2020), occasionnant un lourd bilan humain (2 800 victimes), en plus de conséquences environnementales majeures : « *la rupture de ces ouvrages est l'un des phénomènes de mouvement de terrain les plus recensés et destructeurs, tant sur le plan du nombre de victimes que sur celui de son impact environnemental.* ». Plus récemment, Hudson-Edwards *et al.* (2024) évoquaient plus de 250 ruptures depuis 1915, alors que le recensement du *Center for Science in Public Participation* (CSP²) en dénombre plus de 400¹²⁰. Les travaux de Rico *et al.* (2008a) sur les ruptures d'ouvrages miniers montraient que l'Europe se classe en deuxième position en termes d'accidents déclarés (18 %), principalement liés à des pluies exceptionnelles.

Si le nombre précis de ruptures - et de catastrophes associées - est bien entendu difficile à déterminer précisément sur le dernier siècle, de nombreuses études ainsi que le projet *World Mine Tailings Failures*¹²¹ confirment **un accroissement récent du nombre et de la gravité des ruptures d'ouvrages miniers** (Bowker & Chambers, 2016 ; Roche *et al.*, 2017 ; Owen *et al.*, 2020 ; Macklin *et al.*, 2023 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2024)¹²². Cette augmentation témoigne directement d'un manque d'évolution des pratiques en matière de gestion des risques associés aux ouvrages miniers. Ces études soulignent en outre la difficulté globale et persistante d'accès aux données de suivi sanitaire et environnemental liées à ces accidents. À noter que le risque de rupture d'ouvrage minier perdure longtemps et nécessite une gestion sur le très long terme, y compris après la fin de phase d'exploitation. La rupture d'un ouvrage sur l'ancienne mine de Montmins (Échassières, Allier, fermée en 1964) a par exemple entraîné en 2015 une forte pollution de la Boulbe (affluent de la Sioule, Allier), par des sédiments contenant de l'arsenic et du tungstène (INERIS, 2021).

*« Research undertaken by us and others over the last 40 years has demonstrated the role of dispersal, storage and remobilization processes in the environmental fates of within rivers affected by metal mining, including those impacted by long term mining activities as well as those contaminated by sudden tailings dam failures. These studies have shown that more of 90 % of metals are sediment associated, are typically transported by 10-100 km downstream [...] and are deposited and stored along river channels and especially on floodplains for extended (10²-10⁴ years) time periods. »¹²³ (Macklin *et al.*, 2023)*

¹¹⁹ Le projet est accessible suivant ce lien : <https://www.wise-uranium.org/mdaf.html>.

¹²⁰ Le tableau actualisé (consulté en décembre 2025) recensant les accidents liés au stockage des résidus miniers est accessible suivant ce lien : <http://www.csp2.org/tsf-failures-from-1915>.

¹²¹ La page dédiée au projet est accessible suivant ce lien : <https://worldminetailingsfailures.org/>.

¹²² L'Annexe 6 présente une cartographie des ruptures connues d'ouvrages miniers sur la période 1985-2017 issu du rapport produit par Roche *et al.* (2017).

¹²³ Traduction proposée : « Les recherches menées par notre équipe et d'autres chercheurs au cours des 40 dernières années ont démontré le rôle des processus de dispersion, de stockage et de remobilisation dans le devenir environnemental des rivières affectées par l'exploitation minière des métaux, qu'il s'agisse de zones impactées par des activités minières de longue durée ou contaminées par des ruptures soudaines de barrages miniers. Ces études ont montré que plus de 90 % des métaux sont associés aux sédiments, qu'ils sont généralement transportés sur une distance de 10 à 100 km en aval [...] et qu'ils sont déposés et stockés au long des chenaux, en particulier dans les plaines inondables, pendant de longues périodes (de 10² à 10⁴ ans). »

3.3. POLLUTION DE L'AIR ET DES SOLS

3.3.1. Pollution de l'air et émissions de gaz à effet de serre (GES)

Les diverses phases de l'exploitation minière contribuent, de différentes manières, à d'importantes **émissions de substances toxiques** (Dudka & Adriano, 1997 ; Schwegler, 2006 ; Csavina *et al.*, 2012 ; Zota, 2012 ; ELAW, 2010 ; Pokorná *et al.*, 2016 ; Fugiel *et al.*, 2017 ; Agboola *et al.*, 2020 ; Batur & Babii, 2022 ; Da Silva-Rêgo *et al.*, 2022 ; Talukder *et al.*, 2024). On peut distinguer deux grands types de substances polluantes inhérentes aux activités minières et rejetées vers l'atmosphère : les particules fines et les effluents gazeux.

- **Les particules fines** (ou PM - *Particulate matter*) sont les éléments les plus fins constituant la poussière. On distingue notamment les PM10 et les PM2,5¹²⁴. Les premières sont généralement des poussières minérales produites lors des excavations, des forages, des déblaiements, des explosions, des opérations de concentration du minerai (broyage, concassage), mais aussi par l'ensemble des processus « périphériques » associés à l'exploitation minière : mise à nu des surfaces, transport des matériaux sur pistes, érosion et exposition des résidus miniers, etc. (Gautam & Patra, 2015 ; Patra *et al.*, 2016 ; Noble *et al.*, 2016). Les PM2,5 résultent de réactions chimiques notamment induites par les processus de combustion, et sont à ce titre produites lors des phases d'extraction chimique (*cf.* 2.3.4 - *Traitement du minerai extrait*) ou par les phénomènes de combustion du minerai, comme le charbon. De nombreuses études ont mis en évidence les **lourds impacts environnementaux - et sanitaires - de la filière minière sur l'émission de particules fines** (Jones *et al.*, 2002 ; Huertas *et al.*, 2012 ; Das, 2014 ; Pandey *et al.*, 2014 ; Abdullah *et al.*, 2016 ; Patra *et al.*, 2016 ; Pokorná *et al.*, 2016 ; Mwaanga *et al.*, 2019 ; Hendryx *et al.*, 2020 ; Shchokin *et al.*, 2021 ; Batur & Babii, 2022). D'une manière générale, les MCO de fer et de charbon sont particulièrement incriminées dans ce type de pollution. Des mesures de mitigation peuvent toutefois être mises en place (arrosages, filtrations, barrières végétalisées), afin d'atténuer les impacts inhérents à l'émission de particules fines.
- Les différentes étapes de traitement du minerai sont par ailleurs à l'origine d'une **production massive de polluants atmosphériques gazeux**, caractérisée par l'émission en forte concentration de nombreuses substances considérées comme nocives, et notamment des oxydes d'azote (NO_x), du dioxyde de soufre (SO₂), du monoxyde de carbone (CO) ou du méthane (CH₄) (Fioletov *et al.*, 2016 ; Jain *et al.*, 2016 ; Fugiel *et al.*, 2017 ; Serbula *et al.*, 2017 ; Hendryx *et al.*, 2020 ; Brodny & Tutak, 2020 ; Li *et al.*, 2021).

Les émissions atmosphériques comme les poussières émises peuvent présenter de fortes concentrations en ETM et métalloïdes : plomb, chrome, mercure, arsenic, cadmium, etc. (Castillo *et al.*, 2013 ; Noble *et al.*, 2016 ; Serbula *et al.*, 2017). Ces éléments, non-essentiels, éventuellement radioactifs, se déposent et contaminent directement (et indirectement via le ruissellement) les milieux terrestres ou aquatiques, jusqu'à engendrer des effets délétères sur le biote (Brumbaugh *et al.*, 2010 ; GEP, 2010 ; Sánchez de la Campa *et al.*, 2011 ; Palmer *et al.*, 2010 ; Epstein *et al.*, 2011 ; Pandey *et al.*, 2018 ; Mwaanga *et al.*, 2019 ; Entwistle, *et al.*, 2019).

¹²⁴ Ces particules ont une taille respectivement inférieure à 10 µm et 2,5 µm.

Les polluants, pris en charge par la circulation atmosphérique, peuvent être exportés sur de vastes étendues, bien au-delà des emprises directement exploitées (Csavina *et al.*, 2012 ; Castillo *et al.*, 2013). Dans ce sens, les zones arides sont particulièrement sensibles : les précipitations et l'humidité de l'air y sont faibles, ce qui favorise la levée et la dispersion de ces particules sur d'importants périmètres (Lottermoser, 2010 ; Sims *et al.*, 2013 ; Lghoul, 2014). Lottermoser (2010) montre par exemple que le complexe minier du Mont Isa (Australie) disperse un panache de dioxyde de soufre (SO₂) et d'ETM (cadmium, cuivre, plomb, zinc) sur une surface estimée à plus de 100 000 km². Lorsque les précipitations sont plus fréquentes, les particules polluées retombent sous forme de pluies acides ou chargées en ETM (Lăcătușu *et al.*, 2001 ; Epstein *et al.*, 2011, Niu *et al.*, 2018 ; IPBES, 2019), qui peuvent contribuer à la dégradation des sols (cf. 3.3.2 - *Altération et pollution des sols*). La synthèse de Csavina *et al.* (2012) souligne le rôle majeur - et sous-estimé - des exploitations minières dans la production et la dispersion à large échelle des contaminants métalliques et métalloïdes.

Récemment, plusieurs travaux de recherche ont essayé de quantifier ou de synthétiser l'implication des activités minières dans le changement climatique global en évaluant leur contribution aux émissions de gaz à effet de serre (GES) (Cheng *et al.*, 2011 ; Fishedick *et al.*, 2014 ; Nuss & Eckelman, 2014 ; Dontala *et al.*, 2015 ; Phillips, 2016 ; Fugiel *et al.*, 2017 ; Farjana *et al.*, 2019 ; IRP, 2019 ; Tutak & Brodny, 2019 ; Azadi *et al.*, 2020 ; Kholod *et al.*, 2020). En 2018, les activités minières industrielles ont émis 3,6 milliards de tonnes de CO₂ équivalent¹²⁵. Autrement dit, **la filière minière a participé à elle seule à 10 % des émissions mondiales de GES (Azadi *et al.*, 2020)**. Plus largement, **l'industrie des métaux (ferreux et non ferreux) est responsable d'environ 20 % des émissions mondiales de GES (Fishedick *et al.*, 2014 ; Muller *et al.*, 2020)** en raison notamment des très grandes quantités d'énergie - notamment fossile - mobilisée par ces industries. Une forte hétérogénéité des émissions existe selon les filières et les substances : produire 1 tonne d'or ou de platine émet par exemple de 4 500 à 5 000 fois plus de CO₂ que produire une tonne de cuivre (UNEP, 2013a, Nuss & Eckelman, 2014). Toutefois, et au regard des quantités produites, ce sont les exploitations de charbon, de fer, de cuivre¹²⁶ et d'aluminium, émettant d'importantes quantités de CO₂ et de méthane (CH₄), qui sont les plus fortes contributrices en matière d'émissions de GES (Lottermoser, 2010 ; Jain *et al.*, 2016 ; Gibbs *et al.*, 2017 ; IRP, 2019 ; Bueb & To, 2020 ; Christmann, 2020). Plusieurs études ont également quantifié localement « par ricochet » l'importance des émissions de CO₂, comme la réduction de son piégeage, induits par la déforestation d'origine minière (Asner *et al.*, 2010 ; Csillik & Asner, 2020 ; Kalamandeen *et al.*, 2020 ; Chaddad *et al.*, 2022 ; Kahhat *et al.*, 2019).

En l'état, **l'accroissement des quantités extraites et la baisse des teneurs des gisements mondiaux, forcent - et forceront dans le futur - une augmentation des besoins énergétiques pour extraire et traiter une même quantité de minerai (Mudd, 2007 ; Bihoux & de Guillebon, 2010 ; Drézet, 2014 ; Northey *et al.*, 2014b ; Calvo *et al.*, 2016 ; Geldron, 2017 ; Halloy, 2018 ; Vidal, 2018 ; Valenta *et al.*, 2019 ; Aramendia *et al.*, 2023)**. Par exemple, les consommations de carburant et d'électricité, par unité de cuivre extraite, ont très fortement augmenté (respectivement +130 % et +32 %) au Chili entre 2001 et 2017 ; ceci en très grande partie en raison de la déplétion du gisement (Azadi *et al.*, 2020). Dans le même cas du cuivre, l'étude de

¹²⁵ Pour donner un ordre de grandeur, ces émissions sont supérieures à celles de l'intégralité de l'Union Européenne (hors utilisation et changement d'affectation des terres et agroforesterie) qui s'établissaient en 2022 à 3,4 Gt CO₂eq. L'étude de Azadi *et al.* (2020) s'intéresse aux émissions induites par l'extraction des minéraux et métaux non énergétiques (hors charbon et uranium).

¹²⁶ *In fine*, la production de cuivre émet annuellement 1,3 fois plus de CO₂ que la production d'or (UNEP, 2013a).

Calvo *et al.* (2016) montre qu'à l'échelle mondiale, la teneur moyenne en minerai de cuivre a diminué d'environ 25 % en seulement dix ans. Dans le même temps, la consommation totale d'énergie pour extraire ce minerai a augmenté de 46 % (plus fortement que la production de cuivre sur cette période, marquée par une croissance de 30 %).

L'augmentation des besoins énergétiques de la filière minière, qui reposent encore largement sur les énergies fossiles, entraînera ainsi inéluctablement une augmentation des émissions de GES dans les années à venir (Norgate & Haque, 2010 ; Northey *et al.*, 2014b ; Tost *et al.*, 2018 ; Valenta *et al.*, 2019). Le rapport de l'UNEP (2013a) précisait déjà : « *L'extraction des gisements à faible teneur entraîne une consommation d'énergie accrue et donc une augmentation des émissions de GES, même avec des méthodes d'extraction améliorées. Aujourd'hui, selon le métal concerné, environ trois fois plus de matériaux doivent être déplacés pour une même quantité de minerai qu'il y a un siècle ; avec une augmentation concomitante de l'altération des sols, des besoins et de la pollution de la ressource en eau, et de la consommation d'énergie* ». Malgré une diminution globale des émissions à l'échelle européenne, le rapport de la Commission européenne sur le suivi des activités extractives (European Commission, 2021) souligne l'augmentation, sur la période 2012-2015, des émissions de GES (+9 %) et de particules fines (+17 %) relevant des activités minières. Les auteurs justifient ces augmentations par l'augmentation des volumes de matériaux traités et de combustibles fossiles nécessaires à la filière, en lien notamment avec la réduction des teneurs.

Comme évoqué précédemment (*cf.* 3.1.1 - Déforestation), en contribuant à l'augmentation de l'albédo et à la réduction de l'évapotranspiration aux échelles locale, régionale voire suprarégionale, **les activités minières modifient le cycle de l'eau et participent à la désertification et au dérèglement climatique** (Gibbs *et al.*, 2007 ; Wickham *et al.*, 2013 ; Lawrence & Vandecar, 2015 ; Ross *et al.*, 2016 ; Northey *et al.*, 2017 ; Mitchard, 2018 ; Odell *et al.*, 2018 ; Kahhat *et al.*, 2019 ; González-González *et al.*, 2021 ; Chaddad *et al.*, 2022, Pontes *et al.*, 2022). Pour illustrer ceci, Chaddad *et al.* (2022) ont étudié les impacts d'une déforestation d'environ 27 km² sur une mine de cuivre en Amazonie brésilienne entre 2005 et 2020. Les auteurs ont mis en évidence un fort accroissement (+ 9-10°C) de la température de surface entre la zone exploitée et la forêt environnante, ainsi qu'une forte augmentation des émissions de CO₂ et une réduction nette du volume des précipitations ; traduisant la perturbation substantielle du climat local.

Finalement, les régions tropicales humides et équatoriales d'Amérique du sud (Amazonie), d'Afrique subsaharienne et d'Asie du sud-est, marquées par une très forte biodiversité mais également par un très fort développement des activités minières ces dernières décennies (et notamment des extractions d'or « artisanales »), devraient constituer **un enjeu absolument prioritaire en matière de conservation** (Dorner *et al.*, 2012 ; Castello & Macedo, 2016 ; IGF, 2017 ; Dossou Etui *et al.*, 2024 ; Brabant *et al.*, 2025). En outre, il est important de rappeler que si le secteur minier est significativement impliqué dans les émissions de GES, et donc dans le changement climatique, il en est (et en sera) également « victime ». Savige *et al.* (2025) ont récemment montré l'importance capitale d'une meilleure prise en compte du risque climatique (augmentation des températures, accroissement des précipitations extrêmes et des crues) dans toutes les phases des projets miniers afin d'en améliorer la résilience dans un contexte où le secteur constitue justement un des piliers nécessaire à la transition énergétique, numérique et à la décarbonation.

3.3.2. Altération et pollution des sols

Longtemps vu comme une simple surface, le sol est une interface entre la géosphère, l'hydrosphère et l'atmosphère. Il joue à ce titre un rôle crucial dans le cycle et le transfert des minéraux, des nutriments et de l'eau. **Le sol est un réservoir de biodiversité essentiel** ; il abrite plus de 25 % de la biodiversité de la planète et 90 % des organismes vivants dans les écosystèmes terrestres y passent une partie de leur cycle de vie. Les sols fournissent par ailleurs de nombreux services écosystémiques essentiels (Dominati *et al.*, 2010 ; FAO *et al.*, 2020 ; WWF, 2020 ; OFB, 2022b ; EEA, 2023 ; Renault *et al.*, 2023). L'importance capitale des sols est d'ailleurs consacrée par l'adoption récente, par les instances européennes, de la directive relative à la surveillance et à la résilience des sols¹²⁷ : « **Les sols constituent une ressource vitale limitée et sont considérés comme étant non renouvelables et irremplaçables sur une échelle de temps humain. Ils jouent un rôle crucial pour l'économie, l'environnement et la société en général. Les sols en bonne santé sont des sols présentant un bon état chimique, biologique et physique et qui peuvent dès lors fournir des services écosystémiques vitaux pour les humains et l'environnement, qu'il s'agisse de fournir une alimentation sûre, nutritive et en quantité suffisante, de la biomasse et de l'eau propre, de permettre le cycle des nutriments et le stockage du carbone ou d'accueillir la biodiversité. Les sols sont également essentiels pour garantir la sécurité alimentaire.** ». **Pourtant, à l'échelle de l'Union européenne, il est estimé que 60 à 70 % des sols sont dégradés et continuent de se détériorer** ».

La dégradation de la structure ou des paramètres physico-chimiques des sols est importante sur et à proximité immédiate des sites miniers. Elle varie cependant selon le type de gisement et de substances exploitées ; mais aussi selon les méthodes d'exploitation et de traitement des déchets miniers. Si la préservation des sols constitue un enjeu majeur dans le cadre des exploitations minières (cf. 3.5.1 - Restauration, réhabilitation, réduction d'impacts ?), les impacts sur ce compartiment restent encore relativement peu étudiés (Csavina *et al.*, 2012).

D'une manière générale, l'altération des sols peut relever de quatre processus :

- La **destruction nette et souvent irréversible des sols dans le cadre des MCO**, où les surfaces impactées sont importantes (cf. 2.3.1 - Les mines à ciel ouvert) : les sols et les horizons humifères qu'ils contiennent sont généralement décapés, retraités comme stériles « de découverte ». De même, la profonde déstructuration des sols dans le cadre des mines alluviales peut être à l'origine d'une réduction drastique - voire totale - de leurs fonctionnalités (Schimann, 2005 ; Feng *et al.*, 2019 ; Melun & Le Bihan, 2020).
- La déforestation (cf. 3.1.1 - Déforestation) qui favorise **un intense lessivage des sols**. La suppression totale et systématique du couvert végétal dans l'emprise des exploitations accroît le ruissellement sur les sols à nu. Ceci entraîne leur lessivage et accroît le flux de matières en suspension (MES) vers le milieu récepteur perturbant *in fine* la vie aquatique (Béliveau *et al.*, 2017 ; Muhire *et al.*, 2021). **La déforestation contribue également à l'accumulation dans les sols d'ETM puis à leur transfert par l'érosion et le lessivage des sols**. 1) Bioaccumulés dans la végétation sur et à proximité des mines (Boularbah *et al.*, 2006 ; Wechtler *et al.*, 2019 ; Nujkić *et al.*, 2020), ces ETM sont relargués lorsque le couvert végétal est supprimé, et généralement brûlé sur place. 2) Les ETM proviennent

¹²⁷ La page dédiée à la directive peut être consultée suivant ce lien : <https://www.consilium.europa.eu/fr/press/press-releases/2025/09/29/council-adopts-new-rules-for-healthier-and-more-resilient-european-soils/>, et le texte peut être consulté suivant ce lien : <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-9474-2025-REV-1/fr/pdf>.

également du lessivage de sols mis à nu, eux-mêmes potentiellement riches en ETM. Le transfert des ETM en lien avec la déforestation a par exemple été bien documenté en contexte amazonien (Roulet *et al.*, 1999 ; Roulet *et al.*, 2000 ; Farella *et al.*, 2006 ; Mainville *et al.*, 2006 ; Lindell *et al.*, 2010 ; Gamby *et al.*, 2015 ; Diringier *et al.*, 2019). En outre, la fonctionnalité des sols est altérée à très court terme par la déforestation, qui empêche de nouveaux apports en matière organique et limite ainsi les capacités de reprise végétale. En contexte tropical, cette altération est encore accrue par un réchauffement de la surface du sol inhérent à l'absence d'ombrage (Wright & Flecker, 2004 ; Schimann, 2005 ; Ross *et al.*, 2016 ; Liu *et al.*, 2019 ; Melun *et al.*, 2021).

- **L'accumulation directe et *in situ* de substances polluantes**, notamment celles contenues dans les déchets miniers (*cf.* 3.1.2 - *Déchets miniers*), mais également issues des potentiels DMA (*cf.* 3.2.2 - *Aspects qualitatifs*), ou résultant de déversements (hydrocarbures, réactifs chimiques) volontaires ou accidentels. Cette accumulation peut être à l'origine d'une contamination localement forte des horizons superficiels, caractérisée par une acidification et une forte concentration en ETM, persistante et limitante pour la vie microbienne et la végétation (Lacerda, 2003 ; Razo *et al.*, 2004 ; Askaer *et al.*, 2008 ; Alvarenga *et al.*, 2014 ; Li *et al.*, 2014 ; Lillo *et al.*, 2014 ; Pietrzykowski *et al.*, 2014 ; Romero-Baena *et al.*, 2018 ; Mwaanga *et al.*, 2019 ; Alvarenga *et al.*, 2021 ; Boente *et al.*, 2022 ; Mourinha *et al.*, 2022). Si l'étendue des pollutions reste globalement circonscrite à l'emprise des exploitations, la concentration en contaminants peut devenir extrêmement importante dans le temps et être à l'origine d'atteintes écologiques majeures (Csavina *et al.*, 2018 ; Cánovas *et al.*, 2021). En outre, ces pollutions « locales » ne sont pas pour autant « statiques » ou « confinées ». Par le lessivage et l'érosion, **elles percolent et contribuent à la dégradation des sols plus profonds, des nappes et des milieux aquatiques et terrestres riverains.**
- Le dépôt des particules polluantes (solides ou gazeuses) entraînées par le vent et redéposées lors des précipitations sous forme de pluies acides ou chargées en ETM. **Ces pollutions « étendues » peuvent alors concerner de vastes surfaces** (Lottermoser, 2010 ; Khalil *et al.*, 2013) et contribuer à la dégradation écologique des milieux.

*« Based on the results of the pollution and health risk assessments, it is apparent that the soils surrounding the mining areas are seriously polluted by heavy metals emitted from mining activities. Moreover, soil pollution by heavy metals continues to pose high carcinogenic and non-carcinogenic risks to the public, especially to children and those living in the most severely polluted regions. »¹²⁸ (Li *et al.*, 2014)*

Si la mobilité des ETM reste variable d'une substance à l'autre, et dépendante des conditions du milieu (pH, température et humidité du sol, potentiel d'oxydo-réduction, présence de matière organique, etc.), ces pollutions doivent s'envisager sur le très long terme en raison des fortes concentrations potentielles et de la persistance infinie (non dégradabilité) des éléments métalliques et métalloïdes dans les sols (Davis *et al.*, 2000 ; Leblanc *et al.*, 2000 ; Campbell *et al.*, 2006 ; Pelletier & Campbell, 2008 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2011 ; Byrne *et al.*, 2012 ; Li *et al.*,

¹²⁸ Traduction proposée : « D'après les résultats des évaluations de la pollution et des risques sanitaires, il apparaît que les sols entourant les zones minières sont gravement contaminés par les métaux lourds émis par ces activités extractives. De plus, la pollution des sols par les métaux lourds continue de présenter des risques élevés, à la fois cancérigènes et non cancérigènes, pour la population, en particulier pour les enfants et les personnes vivant dans les régions les plus fortement contaminées. »

2014 ; Byrne *et al.*, 2015 ; Doumas *et al.*, 2016 ; Mariet *et al.*, 2016 ; Elbaz-Pourichet *et al.*, 2017 ; Camuzuli *et al.*, 2018 ; Romero-Baena *et al.*, 2018 ; Briffa *et al.*, 2020 ; Tomczyk, 2024). Dans ce sens, plusieurs auteurs font des activités minières **un vecteur majeur de risque sanitaire et l'une des plus importantes sources de dégradation et de pollution des sols au monde** (Jordán & D'Allessandro, 2004 ; González *et al.*, 2011 ; Li *et al.*, 2014 ; Bech *et al.*, 2016 ; Abraham *et al.*, 2018 ; Protano *et al.*, 2018 ; Feng *et al.*, 2019 ; Xiao *et al.*, 2020 ; Mourinha *et al.*, 2022 ; Rouhani *et al.*, 2023 ; Haghighizadeh *et al.*, 2024).

En septembre 2020, la commission d'enquête *ad hoc* du Sénat rend son rapport « *sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols* »¹²⁹ (Jourda, 2020). Ce rapport évoque environ 3 000 anciens sites miniers en France¹³⁰ et dresse généralement 4 constats : 1) « **Une pollution des sols encore largement sous-estimée, qui reste en grande partie le résultat de pollutions historiques** », 2) « **Le sol, un élément naturel négligé de notre législation** », 3) « **L'absence d'un cadre homogène de gestion des problématiques sanitaires et écologiques associées aux sites et sols pollués** », et 4) « **Une doctrine française de la dépollution et de la réhabilitation qui mérite d'être révisée** ». Le rapport souligne par ailleurs « **l'impuissance de l'État à faire assumer pleinement par les anciens exploitants leurs responsabilités en matière de mise en sécurité et de dépollution dans le domaine minier, le manque de transparence dans l'information sur les sources effectives de pollution et les risques associés, et une communication erratique des pouvoirs publics sur la gestion des enjeux sanitaires et écologiques** ».

3.3.3. Déforestation, contamination de l'eau, de l'air et du sol : le cas du mercure

Le mercure est un polluant majeur à l'échelle mondiale à l'origine d'une forte dégradation des écosystèmes (Horvat, 2002). La convention internationale de Minamata, adoptée en 2013 et entrée en vigueur en 2017, fixe des objectifs pour tenter de réduire l'exposition et de protéger la santé humaine (UNEP, 2024a). Dans l'environnement, le mercure (Hg) existe sous trois formes principales : le mercure élémentaire (Hg⁰) volatil et peu réactif, le mercure inorganique divalent (HgII, et sous sa forme cationique, Hg²⁺), et les composés organiques du mercure, comprenant notamment le méthylmercure (MMHg ou CH₃Hg) ou le diméthylmercure ((CH₃)₂Hg). La volatilité du mercure - y compris à partir de l'eau ou du sol - a pour conséquence sa grande mobilité dans l'environnement. La toxicité du mercure dépend de la forme chimique dans laquelle l'élément se trouve (élémentaire, inorganique ou organique), de la voie d'exposition (inhalation, ingestion ou contact cutané) et du niveau d'exposition. **Si toutes les formes de mercure peuvent être toxiques, c'est particulièrement le cas 1) des vapeurs de mercure et 2) des formes organiques du mercure** et notamment du méthylmercure, puissant neurotoxique qui traverse facilement les membranes biologiques¹³¹ (Lacerda & Malm, 2008). Le mercure est bioaccumulé dans les organismes exposés, et bio-amplifié dans les réseaux trophiques, où sa concentration est susceptible de provoquer des effets écotoxicologiques délétères. À ce titre, les problématiques mercurielles sont désormais reconnues comme constituant « *un défi* ».

¹²⁹ Rapport du Sénat n°700 de Mme Gisèle Jourda, fait au nom de la commission d'enquête, déposé le 8 septembre 2020 accessible suivant ce lien : <http://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-11.pdf>.

¹³⁰ Pour rappel, le rapport de l'ICMC (Didier *et al.*, 2008) évoquait quant à lui plus de 4 000 mines abandonnées sur le territoire hexagonal.

¹³¹ Les effets du mercure sur la santé humaine sont synthétisés par l'OMS : <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/mercury-and-health>.

régional, national et mondial majeur en raison des menaces pour la santé humaine et l'environnement» par plusieurs institutions internationales (UNEP, 2013b ; OMS, 2016 ; SEP, 2017 ; UNEP, 2021). Le mercure présent à la surface de la Terre peut avoir deux origines :

- **Une origine naturelle** : les sols ont accumulé au cours des temps géologiques une certaine quantité de mercure provenant d'une part des processus d'altération naturelle du substrat rocheux (processus qui sont accrus dans des conditions climatiques chaudes et humides, comme en contexte tropical) ; et d'autre part, des retombées atmosphériques des émissions provenant du dégazage de l'écorce terrestre et des océans, mais aussi issues des feux de forêt. Le « fonds géochimique » est cependant extrêmement variable d'une région à l'autre, selon notamment les caractéristiques pédologiques. D'une manière générale, ce mercure « naturel » est peu mobile et reste piégé dans les sols.
- **Une origine anthropique** principalement liée au dépôt des émissions mercurielles massives issues de la combustion du charbon, du bois ou du pétrole, de l'incinération des déchets, de l'industrie du ciment et des procédés chlore-alcali, ou de la production de métaux non-ferreux (Driscoll *et al.*, 2013 ; Pacyna *et al.*, 2016 ; UNEP, 2013b ; UNEP, 2019a). D'autres rejets plus spécifiquement liés aux activités minières ont été identifiés (au-delà de la propre filière extractive du mercure) :
 - o **le mercure est un co-produit très fréquent de l'or, du plomb, du cuivre ou du zinc.** Les extractions minières visant ces minerais et métaux participent dans le même temps à l'émission d'importantes quantités de mercure ;
 - o **le mercure est massivement (et historiquement) utilisé pour l'amalgamation de l'or** (Malm *et al.*, 1997 ; Grasmick *et al.*, 1998 ; Lacerda, 2003 ; Veiga *et al.*, 2006 ; Passos & Megler, 2008 ; Berzas Nevado *et al.*, 2010 ; Swenson *et al.*, 2011 ; UNEP, 2012 ; Odumo *et al.*, 2014, Veiga *et al.*, 2014 ; Diringier *et al.*, 2015 ; Legg *et al.*, 2015 ; O'Neill & Telmer, 2017 ; Esdaile & Chalker, 2018 ; Goix *et al.*, 2019 ; Lewis *et al.*, 2020 ; Veiga & Gunson, 2020 ; Gerson *et al.*, 2022 ; Taux *et al.*, 2022). Une partie du mercure élémentaire est alors directement entraînée sous forme liquide par l'eau ou percole dans les sols, une autre partie est volatilisée lorsque l'amalgame est brûlé pour récupérer l'or¹³². Le mercure atmosphérique peut alors être exporté sur des distances variables avant de retomber, entraîné par les précipitations. L'amalgamation est une pratique quasi-systématique dans les exploitations aurifères artisanales et informelles, qui sont particulièrement incriminées dans les émissions mercurielles vers le milieu naturel (Veiga, 2010 ; UNEP 2012 ; Seccatore *et al.*, 2014 ; Steckling *et al.*, 2017a ; Esdaile & Chalker, 2018 ; Le Tourneau, 2024 ; Dossou Etui *et al.*, 2024). Il existe toutefois des différences régionales significatives dans ces émissions (Telmer, 2011 ; UNEP 2013a ; UNEP 2016a ; Yoshimura *et al.*, 2021) ;
 - o **la déforestation entraîne le relargage d'importantes quantités de mercure**, piégées naturellement au sein du couvert végétal (Roulet *et al.*, 2000 ; Garcia & Carignan, 2005 ; Farella *et al.*, 2006 ; Mainville *et al.*, 2006 ; Bishop *et al.*, 2009 ; Diringier *et al.*, 2019 ; Gerson *et al.*, 2022 ; Feinberg *et al.*, 2024). Dans le détail, ce relargage combine deux principaux effets : 1) la disparition du couvert forestier, qui limite la capacité de piégeage du mercure et, dans le même temps, 2) le brûlage - fréquent ou

¹³² Selon le rapport AMAP & UNEP (2019), lors de l'amalgamation, 60 % du mercure est entraîné par l'eau, ou percole vers les sols. Les autres 40 % sont volatilisés lorsque l'amalgame est brûlé.

- systematique - de la végétation ou les incendies, qui contribue à l'accélération du relargage atmosphérique du mercure (Adler Miserendino *et al.*, 2017 ; Figueiredo *et al.*, 2018 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021 ; Gerson *et al.*, 2022 ; Wassserman *et al.*, 2025) ;
- o les méthodes actuelles d'extraction sur les mines alluvionnaires et éluvionnaires (déforestation, défrichement, creusement, jets hydrauliques, criblage, etc.) contribuent à l'accroissement des processus d'érosion sur l'emprise des exploitations. Ceci favorise d'une part la **remobilisation des stocks naturels de mercure** constituant le fonds géochimique ; et d'autre part, **le relargage de mercure anthropique depuis les zones déjà exploitées dans le passé** (exploitations dites « en repasse ») et contenant donc potentiellement d'importantes quantités de mercure anthropique (Miller *et al.*, 2003 ; Mainville *et al.*, 2006 ; Laperche *et al.*, 2007 ; Pestana *et al.*, 2016 ; Adler Miserendino *et al.*, 2017 ; Goix *et al.*, 2019 ; Moreno-Brush *et al.*, 2020 ; Pestana *et al.*, 2019 ; Hellal *et al.*, 2020) ;
 - o les retombées des émissions anthropiques mercurielles liées aux **processus industriels connexes** à la filière extractive : lavage du charbon, traitement des minerais, raffinage des produits pétroliers, etc.

La transformation du mercure en méthylmercure ou diméthylmercure résulte du processus de méthylation. Dans les milieux aquatiques continentaux, la méthylation est principalement biologique sous l'effet de bactéries sulfato-réductrices (King *et al.*, 2000 ; Benoit *et al.*, 2003 ; Fleming *et al.*, 2006 ; Pirrone & Mahaffey, 2005 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Shao *et al.*, 2012 ; Driscoll *et al.*, 2013). La méthylation est favorisée par les conditions anoxiques (ou suboxiques) et dépend d'un grand nombre de facteurs : concentration et disponibilité initiale de Hg^{2+} , composition de la communauté microbienne, pH, température, potentiel redox, concentration en carbone organique dissous et en matière organique particulaire (les ions Hg^{2+} sont adsorbés à la surface des particules solides fines et des colloïdes puis sédimentent sur le lit des cours d'eau, où leur concentration augmente). Les exploitations minières alluviales favorisent à plusieurs titres la production de méthylmercure : par voie directe en relarguant historiquement dans le milieu de grandes quantités de mercure ; également par voie indirecte : en favorisant l'érosion et l'importante reprise en charge de matériaux fins dans les cours d'eau ; mais aussi par la mise en place de zones lenticques et stagnantes (retenues de barrages, bassins d'exploitation, barranques¹³³) où la stratification et les conditions réductrices et anoxiques favorisent la méthylation du mercure (Carmouze *et al.*, 2001 ; Charlet & Boudou, 2002 ; Coquery *et al.*, 2003 ; Muresan, 2006 ; Guédron, 2008 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Guédron *et al.*, 2011a ; Grimaldi *et al.*, 2015 ; Pestana *et al.*, 2016 ; Laperche *et al.*, 2019 ; Pestana *et al.*, 2019 ; Gerson *et al.*, 2020 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021). L'étude de Gerson *et al.* (2020) a permis de mettre en évidence une grande augmentation de la surface d'eau stagnante (+ 670 % entre 1985 et 2018) induite par l'accumulation progressive de barranques sur plusieurs bassins versants de la région du Madre de Dios (Pérou). Ces zones lenticques sont en outre caractérisées par des taux de méthylation 5 à 7 fois supérieurs à ceux observés dans les rivières voisines. Si la saison sèche est particulièrement propice à la méthylation du mercure (faibles débits), le début de la saison des pluies constitue, par les apports hydrologiques, une période critique quant au relargage dans le système de méthylmercure (Tarras-Wahlberg & Lane, 2003 ; Guédron, 2011b ; Pestana *et al.*, 2019).

¹³³ Fosse créée dans le lit mineur ou majeur d'un cours d'eau lors de l'exploitation alluvionnaire pour atteindre la couche d'intérêt. Cette fosse peut ultérieurement servir de fosse de décantation des eaux (Fig. 6).

La quantification des rejets anthropiques de mercure dans l'air, l'eau et les sols, est entourée d'incertitudes. Ceci tient notamment au caractère « composite » des rejets mercuriels ; mais également de la difficulté à mesurer ces rejets à l'échelle régionale ou suprarégionale. Plusieurs études permettent cependant d'avancer certains chiffres éloquentes : **le secteur minier (industriel et artisanal confondus) est responsable à lui-seul d'environ 52 % des émissions mondiales de mercure dans l'air**, soit plus de 1 150 tonnes de mercure émises chaque année (Driscoll *et al.*, 2013 ; Pacyna *et al.*, 2016 ; UNEP, 2019a ; UNEP, 2021). Les mines artisanales - et souvent illégales - d'or sont particulièrement incriminées dans ces pollutions, puisqu'elles rejettent - principalement lors de la combustion de l'amalgame - près de 38 % du mercure atmosphérique émis (en moyenne 838 t/an). Régionalement, et notamment en Amérique du sud (340 t) et en Afrique subsaharienne (252 t), la contribution des mines artisanales aux émissions de mercure peut même atteindre 70 à 85 % des émissions totales (AMAP & UNEP, 2019). Pour l'UNEP (2021), si la phase d'extraction *stricto sensu* ne constitue pas une source significative d'émissions de mercure vers l'atmosphère, « *les évaluations mondiales du mercure de l'UNEP concluent toutes que la production de métaux en général, et celle de métaux non ferreux en particulier, constitue une importante source anthropique d'émissions de mercure, estimée à environ 10 à 15 % des émissions mondiales de mercure dans l'atmosphère* ». Ceci fait du secteur minier industriel le second principal contributeur des émissions atmosphériques de mercure (en moyenne 326 t/an), derrière donc le secteur « artisanal ». Dans ce cadre, la production de métaux non ferreux (principalement d'aluminium, de cuivre, de plomb et de zinc) contribue pour 10,3 % (228 t/an), la production d'or contribue pour environ 4 % (84,5 t/an) et celle de mercure pour environ 0,6 % (14 t/an).

Les rejets mercuriels vers les milieux aquatiques sont également importants. L'UNEP (2019) estime que **le secteur minier industriel est responsable d'environ 40 % du total des rejets anthropiques de mercure dans l'eau** (environ 240 t/an), dont un quart (environ 60 t/an) incombe aux mines d'or industrielles. Les rejets vers les sols semblent plus massifs encore, notamment sous l'effet des accumulations de stériles miniers : la production de zinc serait par exemple à l'origine du rejet de 4200 t de mercure par an ; alors que les exploitations industrielles d'or rejetteraient quant à elles annuellement plus de 2700 t de mercure dans les sols (UNEP, 2019a). Traitées séparément dans le rapport de l'UNEP, **les mines informelles et artisanales d'or sont, là également, à l'origine d'une forte contamination des milieux** puisqu'il est estimé qu'elles émettent chaque année à l'échelle mondiale plus de 1 220 tonnes de mercure vers les sols et les milieux aquatiques. Les secteurs où l'orpaillage « artisanal » est intensément développé sont tout particulièrement exposés à ces contaminations, à l'image du Bassin amazonien où plus de 200 tonnes de mercure seraient émises vers l'atmosphère chaque année (Lacerda, 2003 ; Legg *et al.*, 2015 ; WWF, 2018 ; UNEP, 2019a), soit près de 25 % du mercure total émis par les activités artisanales (légal ou illégal). En 2015 et à l'échelle du continent sud-américain, ces activités minières artisanales représentaient 20 % des émissions atmosphériques de mercure (340 t/an) et 53 % des rejets mercuriels vers les sols et les milieux aquatiques (environ 645 t/an).

D'une manière générale, les tendances à l'accroissement considérable des quantités extraites concernant les métaux non-ferreux (dont l'or) laissent envisager, dans les années et décennies à venir, une forte augmentation des besoins, des émissions, et par conséquent, des contaminations liées au mercure (Elshkaki *et al.*, 2018 ; UNEP, 2021). **Ces pollutions et leurs perspectives à court terme sont donc particulièrement préoccupantes**. Dans le principal bassin aurifère colombien, l'extraction de l'or est responsable de la concentration la plus élevée de mercure dans l'air signalée, mille fois supérieure au niveau autorisé par l'OMS, exposant environ

150 000 personnes à un risque important d’empoisonnement au mercure (Veiga, 2010 ; Cordy *et al.*, 2011 ; Spiegel, 2012). En Amazonie, dans un contexte où l’importante pression du mercure anthropique s’ajoute à un fond géochimique qui peut localement s’avérer pénalisant, le WWF (2018) estime que plus d’1,5 million de personnes sont directement impactées par les contaminations mercurielles. **À l’échelle mondiale, il est estimé qu’entre 10 et 20 millions de mineurs artisanaux sont directement et régulièrement exposés aux pollutions mercurielles, comprenant une part significative (5 à 7 millions) de femmes et d’enfants** (Bose-O’Reilly *et al.*, 2010 ; UNEP, 2012 ; Seccatore *et al.*, 2014 ; HRW, 2015 ; Steckling *et al.*, 2017a ; Esdaile & Chalker, 2018 ; Keane *et al.*, 2023 ; Dossou Etui *et al.*, 2024). Si les pollutions mercurielles touchent principalement les populations minières locales, elles sont également exportées par le réseau hydrographique et peuvent affecter les populations situées plusieurs dizaines voire centaines de kilomètres en aval (*cf.* 3.4.2 – *Bioaccumulation, bioamplification des ETM et risque sanitaire induit*).

Finalement, au regard de 1) la toxicité du mercure et plus encore du méthylmercure, 2) des volumes considérables émis dans l’environnement (eau, air et sols) et 3) des perspectives futures en matière de besoins en ressources minérales (impliquant un recours accru au mercure), il apparaît que **les pollutions mercurielles induites par les activités minières constituent un risque environnemental et sanitaire majeur** (Grasmick *et al.*, 1998 ; Malm, 1998 ; Kambey *et al.*, 2001 ; Wiener *et al.*, 2003 ; Webb *et al.*, 2004 ; Veiga & Baker, 2004 ; Durrieu *et al.*, 2005 ; Webb, 2005 ; Castilhos *et al.*, 2006 ; Gammons *et al.*, 2006 ; Veiga *et al.*, 2006 ; Mergler *et al.*, 2007 ; Quénel, 2007 ; Scheuhammer *et al.*, 2007 ; Wiener *et al.*, 2007 ; Cristol *et al.*, 2008 ; Passos & Mergler, 2008 ; Telmer & Veiga, 2009 ; Cardoso *et al.*, 2010 ; Tschakert, 2010 ; Cordy *et al.*, 2011 ; Ashe, 2012 ; UNEP, 2012 ; Gibb & O’leary, 2014 ; Seccatore *et al.*, 2014 ; Legg *et al.*, 2015 ; Ackerman *et al.*, 2016 ; Eagles-Smith *et al.*, 2016 ; Fraser, 2016 ; Douine *et al.*, 2017 ; Landrigan *et al.*, 2017 ; Steckling *et al.*, 2017a ; Steckling *et al.*, 2017b ; Esdaile & Chalker, 2018 ; Lino *et al.*, 2018 ; Martinez *et al.*, 2018 ; Santos Serrão de Castro & de Oliveira Lima, 2018 ; Vega *et al.*, 2018 ; Junaidi *et al.*, 2019 ; Kahhat *et al.*, 2019 ; Mason *et al.*, 2019 ; Niane *et al.*, 2019 ; Pignoux *et al.*, 2019 ; Adewumi & Laniyan, 2020 ; Hacon *et al.*, 2020 ; Basta *et al.*, 2021 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021 ; Matos *et al.*, 2021 ; UNEP, 2021 ; Douine *et al.*, 2022 ; Gerson *et al.*, 2022 ; De Vasconcellos *et al.*, 2022 ; Mestanza-Ramón *et al.*, 2022 ; Taux *et al.*, 2022 ; Barocas *et al.*, 2023 ; Galarza *et al.*, 2023 ; Mestanza-Ramón *et al.*, 2023 ; Lucchini *et al.*, 2025 ; Moulatlet *et al.*, 2023 ; Araruna *et al.*, 2025 ; Wasserman *et al.*, 2025 ; Moulatlet *et al.*, 2026).

En application de la Convention de Minamata et pour tenter de réduire les émissions mercurielles et leurs impacts, plusieurs documents de synthèse présentant diverses orientations volontaires et non-contraignantes s’appuyant elles-mêmes sur un catalogue des « meilleures techniques disponibles » (MTD) ont été produits (*cf.* 3.5.2 - *La question des « bonnes pratiques »*). Ces techniques mécaniques, physico-chimiques ou biologiques visent notamment à améliorer le recyclage des eaux de traitement mobilisées et contaminées lors des étapes de concentration, à mieux récupérer ou stabiliser le mercure issu des étapes de traitement du minerai ou à encourager le filtrage (filtres à particules, filtres à charbon actif) des émissions industrielles (Pinasseau *et al.*, 2018¹³⁴ ; UNEP, 2019b¹³⁵ ; UNEP, 2021 ; OCDE, 2022 ; UNEP 2022, UNEP, 2023).

¹³⁴ Ce document s’intéresse d’une manière générale à la gestion et au traitement des déchets industriels. Voir plus spécifiquement la section 5.8.2 (*Treatment of mercury-containing waste*).

¹³⁵ Voir notamment le chap. 5 – Procédés de fusion et de grillage utilisés dans la production de métaux non ferreux.

3.4. ATTEINTES À LA BIODIVERSITÉ

L'impact des activités minières sur les milieux naturels ou semi-naturels (altération du sol et du sous-sol, déforestation, dégradation de la ressource en eau, pollutions, etc.) se répercute directement sur la biodiversité¹³⁶ (Fig. 31). Concernant le « milieu de vie », **la dégradation, la destruction et la fragmentation des habitats** (terrestres comme aquatiques), ainsi que **les différentes sources de pollutions** qui affectent indifféremment l'eau, l'air et les sols, impactent la biodiversité à différentes échelles. Dans le même temps, certaines espèces ou individus sont directement détruits par le développement des mines, notamment ceux qui ne peuvent être transplantés ou déplacés avant le début des travaux. La « mise en concurrence » par les espèces exotiques envahissantes contribue également à la dégradation directe de la biodiversité.

Cette réduction de la biodiversité n'est pas *systématiquement* proportionnelle aux altérations du milieu physique, et dépend de facteurs nombreux et diversifiés (degré d'interrelation et d'interdépendance entre les milieux physique et biologique, durée et intensité des perturbations minières, résilience naturelle des milieux, capacités d'adaptation et résilience des biocénoses, degré et efficacité de réhabilitation des milieux impactés, etc.). Dans le même temps, les exploitations minières contribuent indirectement à l'érosion de la biodiversité par les bouleversements socio-économiques et démographiques qu'elles engendrent à l'échelle locale et parfois régionale, tout particulièrement dans les pays en développement. Ces impacts indirects se traduisent notamment par une augmentation de la pression agricole et urbaine sur les aires protégées conduisant à leur dégradation et leur fragmentation (Gibbs *et al.*, 2010 ; Durán *et al.*, 2013 ; Laurance *et al.*, 2015 ; Castello & Macedo, 2016 ; Awotwi *et al.*, 2018 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Luckeneder *et al.*, 2021, Aska *et al.*, 2025), une augmentation de la pression cynégétique ou de la pêche (Espinoza *et al.*, 2014 ; Kirkby *et al.*, 2015 ; Plumtre *et al.*, 2016) ou un accroissement de la déforestation, majoritairement illégale mais aussi légale (Laurance *et al.*, 2009 ; Kissinger *et al.*, 2012 ; Laurance *et al.*, 2017 ; Owusu *et al.*, 2017 ; Anaya *et al.*, 2020 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2020 ; González-González *et al.*, 2021).

Plusieurs synthèses mettent en évidence une partie des lourdes conséquences - directes et indirectes - des activités minières sur les compartiments biologiques, qu'il s'agisse des milieux aquatiques ou terrestres (Daniel *et al.*, 2015 ; Jain *et al.*, 2016 ; Sonter *et al.*, 2018 ; Harlow *et al.*, 2019 ; Affandi & Ishak, 2019 ; IRP, 2020 ; Martins-Oliveira, 2021 ; Seki, 2022 ; Seki *et al.*, 2022 ; Sergeant *et al.*, 2022 ; Lamb *et al.*, 2024 ; Talukder *et al.*, 2024 ; Brabant *et al.*, 2025 ; Aska *et al.*, 2025 ; Hoxha *et al.*, 2025 ; Barbarossa *et al.*, 2026 ; Braz Pires *et al.*, 2026). Les travaux conduits par Lamb *et al.* (2024) montrent qu'à l'échelle mondiale, **8 % des vertébrés sont directement menacés par les activités extractives** (soit plus de 4 600 espèces sur les 59 800 suivies par l'UICN). Plus largement, ce sont aujourd'hui près de **13 600 espèces de la liste rouge UICN qui sont menacées par les activités d'extraction (mines et carrières), dont près de la moitié sont menacées d'extinction et neuf sont déjà éteintes** (Aska *et al.*, 2025). La biodiversité aquatique - et notamment les peuplements piscicoles et amphibiens - apparaissent particulièrement vulnérables, et les milieux tropicaux et arctiques principalement impactés. Cabernard & Pfister (2022) soulignent les pertes substantielles de biodiversité liées aux activités minières en contexte tropical et tout particulièrement en Indonésie, en Nouvelle-Calédonie, en Australie, au Ghana et au Brésil, qui constituent des hotspots de biodiversité à l'échelle mondiale.

¹³⁶ La biodiversité désigne l'ensemble des organismes vivants ainsi que les écosystèmes dans lesquels ils vivent. Elle recouvre ainsi l'ensemble des milieux naturels et des habitats, les formes de vie qu'ils abritent : plantes, animaux, champignons, mousses, bactéries, etc. ; et leurs interactions (MTE, 2021).

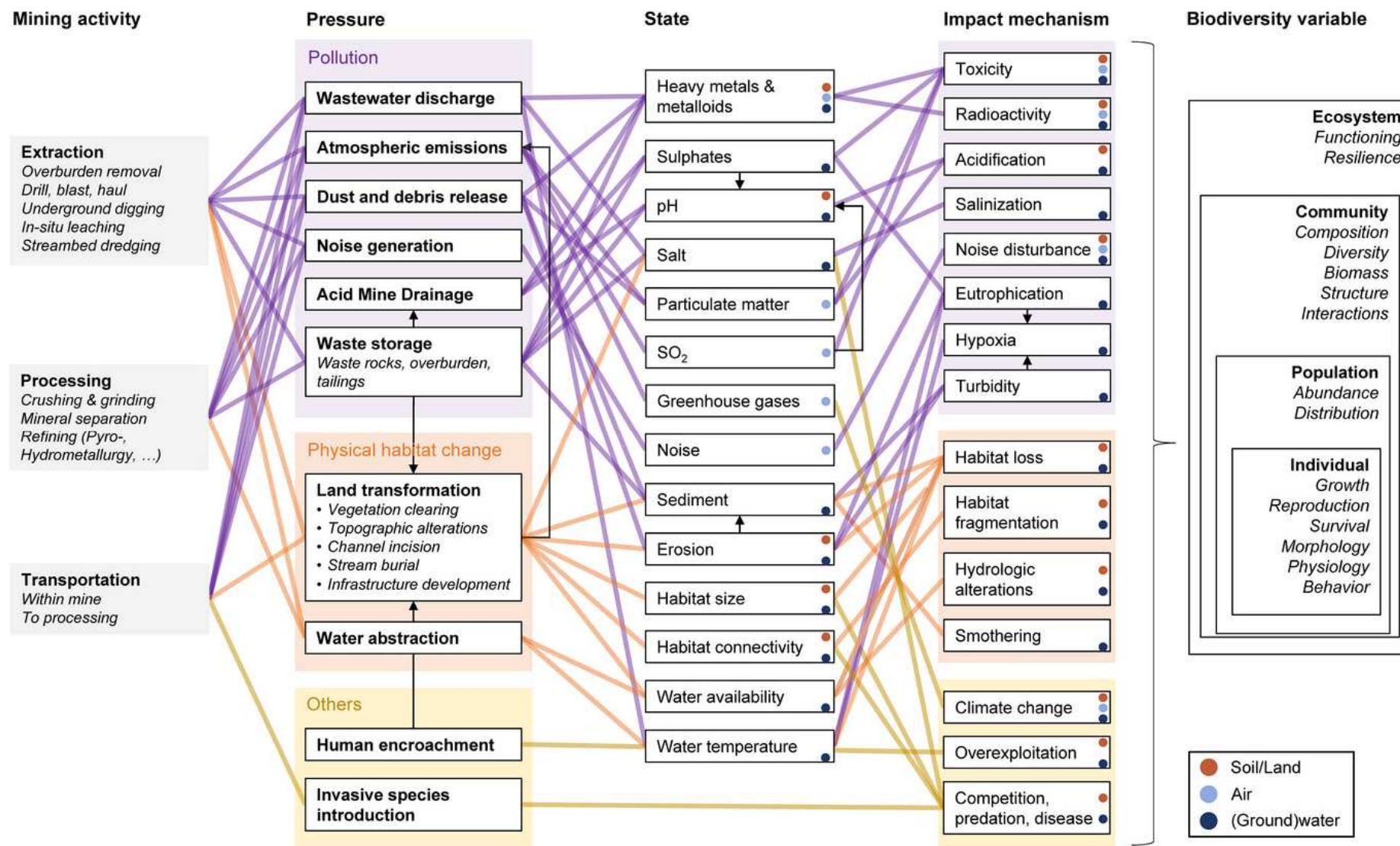


Figure 31 : Synthèse des principaux impacts de l'exploitation minière sur la biodiversité. Les activités minières (*mining activity*) exercent des pressions environnementales (*pressures*) spécifiques qui modifient l'état de l'environnement. Les variables d'état (*state*) influencent ensuite les indicateurs de biodiversité à différents niveaux d'agrégation via divers mécanismes d'impact (*impact mechanisms*). Les flèches reliant les mécanismes d'impact aux variables de biodiversité ne retranscrivent pas l'intégralité des impacts. Chaque variable d'état et chaque mécanisme d'impact est signalé par un point coloré indiquant le compartiment environnemental concerné (in Barbarossa et al., 2026).

3.4.1. Impacts sur la biodiversité aquatique

Les perturbations hydrologiques (comblements des thalwegs et des milieux riverains, dérivations de cours d'eau, importants prélèvements, mise en place de barrages et de retenues), hydromorphologiques et physico-chimiques, engendrées par les activités minières, impactent directement et durablement les milieux aquatiques. **Les impacts écologiques des travaux miniers sont caractérisés à l'échelle mondiale, et certaines régions minières ont fait l'objet de travaux particulièrement exhaustifs**, à l'image des MCO appalachiennes (Sutherland *et al.*, 2002 ; Maret *et al.*, 2003 ; Sutherland & Meyer, 2007 ; Pond *et al.*, 2008 ; Palmer *et al.*, 2010 ; Bernhardt & Palmer, 2011 ; Pond, 2012 ; Hitt *et al.*, 2014 ; Muncy *et al.*, 2014 ; Bier *et al.*, 2015 ; Daniel *et al.*, 2015 ; Boehme *et al.*, 2016 ; Price *et al.*, 2016 : Price & Wright, 2016 ; Voss & Bernhardt, 2017 ; Giam *et al.*, 2018 ; Bier *et al.*, 2019 ; Simonin *et al.*, 2021). Il en est de même pour les cours d'eau tropicaux, impactés par les mines légales et illégales en Amazonie¹³⁷ (Tarras-Wahlberg *et al.*, 2000 ; Tarras-Wahlberg *et al.*, 2001 ; Smolders *et al.*, 2003 ; Mol & Ouboter, 2004 ; Betancourt *et al.*, 2005 ; Durrieu, *et al.*, 2005 ; Vigouroux *et al.*, 2006 ; Mendiola, 2008 ; Terra *et al.*, 2008 ; Brosse *et al.*, 2011 ; Kemp *et al.*, 2011 ; Núñez *et al.*, 2011 ; Ouboter *et al.*, 2012 ; Tudesque *et al.*, 2012 ; Pouilly *et al.*, 2013 ; Wantzen & Mol, 2013 ; Dedieu, 2014 ; Dedieu *et al.*, 2015 ; Laperche *et al.*, 2014 ; Allard *et al.*, 2016 ; Cruz *et al.*, 2018 ; Martinez *et al.*, 2018 ; Dethier *et al.*, 2019 ; Canham *et al.*, 2020 ; Lewis *et al.*, 2020 ; Marshall *et al.*, 2020 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021 ; Cantera *et al.*, 2022 ; Cantera *et al.*, 2023 ; Araruna *et al.*, 2025 ; Coutant *et al.*, 2025 ; Moulatlet *et al.*, 2026), ou les sites miniers d'Afrique subsaharienne (Tschaker, 2010 ; Almas & Manoko, 2012 ; Odumo *et al.*, 2014 ; Mensah *et al.*, 2015 ; Mataba *et al.*, 2016 ; Taiwo & Awomeso, 2017 ; Ngole-Jeme & Fantke, 2017 ; Sako *et al.*, 2018 ; Mason *et al.*, 2019 ; MacDonald *et al.*, 2020 ; Ruppen *et al.*, 2021 ; Ouma *et al.*, 2022 ; Ogidi & Akpan, 2022 ; Raimi *et al.*, 2022 ; Top *et al.*, 2024). Ces études mettent en évidence **une réduction systématique et parfois drastique de l'abondance ou de la richesse spécifiques au sein des milieux aquatiques impactés par les activités minières**¹³⁸.

Cette réduction affecte tout ou partie du biote aquatique : micro-organismes, microphytes, macrophytes, macroinvertébrés, mollusques, amphibiens, reptiles aquatiques et poissons, mais peut également impacter les mammifères et oiseaux aquatiques. Les liens trophiques entre les organismes des milieux aquatiques et terrestres contribuent effectivement à des impacts étendus entre ces biotopes interdépendants et interconnectés. Les macroinvertébrés benthiques représentent par exemple une source alimentaire centrale pour les poissons, mais également pour certaines espèces d'oiseaux ou de chauves-souris. L'étude de Cantera *et al.* (2022) s'intéresse à l'effet d'une déforestation majoritairement induite par les activités minières sur la biodiversité des bassins du Maroni et de l'Oyapock. Elle montre qu'une déforestation, même limitée, est associée à un fort déclin de la diversité spécifique des peuplements de mammifères (-26 %) et plus encore de poissons (-41 %), et que ces effets peuvent se faire ressentir jusqu'à plusieurs dizaines de kilomètres en amont des sites exploités.

L'érosion de la biodiversité aquatique induite par les activités minières relève principalement de trois processus, généralement combinés : 1) les altérations hydrologiques et hydromorphologiques et leurs implications sur la dégradation des habitats aquatiques (*cf.* 3.2 - *Impacts sur la ressource en eau*), 2) les effets physiques (« mécaniques » et physiologiques) de

¹³⁷ Une grande majorité des sites miniers amazoniens traités dans le corpus bibliographique analysé sont alluviaux.

¹³⁸ Les insectes et oiseaux sont traités dans le paragraphe 3.4.3 - *Impacts sur la biodiversité terrestre*.

l'accroissement de la charge en MES et 3) la dégradation des paramètres physico-chimiques (T°, pH, oxygène dissous) et la pollution des eaux en MES, métaux et métalloïdes, et autres substances toxiques (acides, cyanures, etc.).

a) Impacts de l'accroissement de la turbidité et de la concentration en MES

L'augmentation de la turbidité et de la concentration en MES est associée à la réduction de la pénétration de la lumière, à une augmentation des températures et à une réduction de l'oxygène dissous dans l'eau. Ces modifications contribuent à la diminution de la photosynthèse et la réduction de la production primaire (microphytes - y compris diatomées -, macrophytes) dans les cours d'eau impactés. L'ensemble de la chaîne trophique est alors impacté par une réduction de l'abondance ou de la diversité spécifique (Wood & Armitage, 1997 ; Yule *et al.*, 2010 ; US EPA, 2012 ; Tudesque *et al.*, 2012 ; Kjelland *et al.*, 2015 ; Beck *et al.*, 2020 ; Rebolledo Monsalve *et al.*, 2022). Dans certains cas, elle peut également entraîner une surmortalité prononcée, affectant l'ensemble des compartiments biologiques et tout particulièrement ceux dont les espèces présentent des capacités de déplacement limitées, comme les macroinvertébrés ou les mollusques d'eau douce (Yule, 1995 ; Hartman *et al.*, 2005 ; Pond *et al.*, 2008 ; Wantzen & Mol, 2013 ; Hitt & Chambers, 2014 ; Capparelli *et al.*, 2021). Même les espèces les plus ubiquistes - notamment piscicoles - peuvent être affectées, par une abrasion mécanique exacerbée ainsi qu'un colmatage des branchies (Kemp *et al.*, 2011 ; Swinkel *et al.*, 2012 ; Kjelland *et al.*, 2015 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021).

Plusieurs études montrent que **l'augmentation de la turbidité et de la concentration en MES en secteur minier altère le développement physiologique même des espèces, ainsi que leurs comportements** et notamment les relations proies-prédateurs (Mol & Ouboter, 2004 ; Sutherland & Meyer, 2007 ; Allard *et al.*, 2016 ; Affandi & Ishak, 2019)¹³⁹. Enfin, et à plus large échelle, la surabondance de sédiments fins dans les cours d'eau favorise le colmatage du matelas alluvial¹⁴⁰ et recouvre les substrats plus grossiers qui constituent généralement des zones préférentielles de frai. Cette dégradation des habitats impacte directement la reproduction, et donc à terme la composition et la structure des peuplements faunistiques - mais aussi floristiques - des milieux aquatiques (Wood & Armirtage, 1997 ; Harding, 2005 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Allard *et al.*, 2016). Par ailleurs, et pour rappel, les sédiments fins constituent un vecteur essentiel de fixation, de concentration et de transfert des éléments-traces métalliques et métalloïdes dans les cours d'eau (Macklin *et al.*, 2006 ; Jones *et al.*, 2018).

b) Pollutions chimiques et drainages miniers

Les pollutions chimiques et l'effet des drainages miniers (acides comme alcalins) sont à l'origine d'une contamination accrue et d'une augmentation de la conductivité de l'eau, qui affectent directement le biote aquatique (continental, littoral ou marin). D'une manière générale, **les cortèges écologiques sont fortement réduits ou homogénéisés ; les taxons les plus polluosensibles sont généralement affectés, voire éliminés, au profit de taxons plus tolérants**, qu'il s'agisse notamment de microphytes (Verb & Vis, 2000 ; Sabater *et al.*, 2003 ; Levings *et al.*, 2005 ; Besser *et al.*, 2007 ; Bray *et al.*, 2008 ; De La Peña & Barreiro, 2009 ; Smicker & Vis, 2009 ; Luís *et al.*, 2011 ; Tudesque *et al.*, 2012 ; Thienpont *et al.*, 2016 ; Leppänen *et al.*, 2017 ; Beck *et al.*, 2020),

¹³⁹ Hayden *et al.* (2015) montrent également que des concentrations sublétales en cuivre et des variations de températures réduisent drastiquement l'activité de certains odonates et modifient les interactions proie-prédateur.

¹⁴⁰ Couche alluviale biogène constituant le fond du lit d'une rivière.

de macroinvertébrés (Marqués *et al.*, 2003 ; Borgmann *et al.*, 2005 ; MacCausland & McTammany, 2007 ; Pond *et al.*, 2008 ; Wright & Burgin, 2009 ; Bernhardt & Palmer, 2011 ; Bott *et al.*, 2012 ; Hogsden & Harding, 2012 ; Svitok *et al.*, 2014 ; Dedieu, 2014 ; Dedieu *et al.*, 2015 ; Ferreira *et al.*, 2016 ; Wright & Ryan, 2016 ; Voss & Bernhardt, 2017 ; Ali *et al.*, 2018 ; Costas *et al.*, 2018 ; Drover, 2018 ; Giam *et al.*, 2018 ; Kilgour *et al.*, 2018 ; Wolff *et al.*, 2019 ; Bae *et al.*, 2021 ; Simonin *et al.*, 2021 ; Jin *et al.*, 2022 ; Capparelli *et al.*, 2021 ; Rico-Sánchez *et al.*, 2022 ; Rojas-Conejo *et al.*, 2025), de mollusques (Angelo *et al.*, 2007 ; Roberts *et al.*, 2009 ; Wang *et al.*, 2010 ; Wang *et al.*, 2013 ; Bilal *et al.*, 2014 ; Johnson *et al.*, 2014 ; Pilote *et al.*, 2018 ; Phipps, 2019 ; André *et al.*, 2022), d'amphibiens (Bank *et al.*, 2007 ; Bergeron *et al.*, 2011 ; Hernandez-Cordoba *et al.*, 2013 ; Zocche *et al.*, 2013 ; Zocche *et al.*, 2014 ; Hayden *et al.*, 2015 ; Alvarez-Berríos *et al.*, 2016 ; Sasaki *et al.*, 2016 ; de Castro Pena *et al.*, 2017 ; Mayani-Parás *et al.*, 2019 ; Cuellar-Valencia *et al.*, 2023), de poissons (Durrieu *et al.*, 2005 ; Schorr & Backer, 2006 ; Laperche *et al.*, 2007 ; Jennings *et al.*, 2008 ; Brosse *et al.*, 2011 ; Alvarez *et al.*, 2012 ; Ouboter *et al.*, 2012 ; Thomas, 2012 ; Daniel *et al.*, 2015 ; Allard *et al.*, 2016 ; Eagles-Smith *et al.*, 2016 ; Fernandes *et al.*, 2016 ; Giam *et al.*, 2018 ; Jia *et al.*, 2018 ; Morán *et al.*, 2018 ; Affandi & Ishak, 2019 ; Cionek *et al.*, 2019 ; Dragun *et al.*, 2019 ; Gentès *et al.*, 2019 ; Maury-Brachet *et al.*, 2019 ; Marshall *et al.*, 2020 ; Thompson *et al.*, 2020 ; Vergilio *et al.*, 2020 ; Marrugo-Negrete *et al.*, 2020 ; Chan *et al.*, 2021 ; Azevedo-Santos *et al.*, 2021 ; Simonin *et al.*, 2021 ; Rebolledo Monsalve *et al.*, 2022 ; Sergeant *et al.*, 2022 ; Udodenko *et al.*, 2022 ; Barocas *et al.*, 2023 ; Araruna *et al.*, 2025 ; Chama *et al.*, 2026 ; Moulatlet *et al.*, 2026), de mammifères aquatiques (Duplaix *et al.*, 2015 ; Soresini *et al.*, 2020 ; Brum *et al.*, 2021 ; Chama *et al.*, 2026), de tortues (Scheinder *et al.*, 2009 ; Zapata *et al.*, 2014 ; Slimani *et al.*, 2017 ; Pignati *et al.*, 2018) ou d'holothuries (De Fretes *et al.*, 2020 ; Tamburini *et al.*, 2022). L'étude Morán *et al.* (2018) illustre par exemple l'effet à long terme des pollutions métalliques issues des mines de cuivre sur les peuplements piscicoles de la rivière Ulla (Galice, Espagne) et tout particulièrement sur les peuplements de Saumon atlantique (*Salmo salar*), en fort déclin et menacés d'extinction sur l'ensemble du cours d'eau près de 40 ans après l'arrêt des activités minières.

Les drainages miniers imposent des conditions extrêmes aux biocénoses aquatiques. En limitant la production primaire, ils modifient et simplifient l'intégralité de la chaîne trophique sur des linéaires importants (Hogsden & Harding, 2012 ; Hogsden & Harding, 2013). La méta-analyse produite par Ferreira *et al.* (2016) souligne bien l'impact négatif des drainages miniers sur la décomposition de la litière et la production primaire dans les cours d'eau, probablement en raison de ses effets délétères sur les invertébrés aquatiques. Schorr & Backer (2006) mettent en évidence un fort déclin des abondances et des richesses spécifiques ainsi que la disparition de l'intégralité du cortège piscicole sous l'effet des pollutions acides ($\text{pH} < 5$) et métalliques induites par les DMA sur 5 rivières du Tennessee (USA). L'acidité extrême ($\text{pH} < 2.5$) et la forte concentration en ETM du Rio Tinto qui s'écoule à travers la Ceinture de pyrite ibérique (*Iberian pyrite Belt*) sont incompatibles avec toute vie aquatique en dehors de quelques bactéries extrémophiles et algues benthiques (Olías & Nieto, 2015 ; Sabater *et al.*, 2013 ; Olías *et al.*, 2020). Jennings *et al.* (2008), en synthétisant plusieurs études, montrent également que les populations piscicoles sont sévèrement impactées par des valeurs de pH inférieures à 5,5 et généralement éradiquées pour des valeurs inférieures à 4,5. L'acidification des eaux liées aux activités minières n'est pas seule à l'origine de la dégradation des paramètres écologiques. Elle favorise dans le même temps la dissolution, le changement de spéciation, la mobilité et la biodisponibilité des ETM et métalloïdes, et peut finalement affecter l'abondance et la diversité des communautés

du biote aquatique sur le long terme¹⁴¹. Giam *et al.* (2018) mettent en évidence une réduction de 32 % de la richesse spécifique et de 53 % de l'abondance spécifique pour l'ensemble des taxons analysés (macroinvertébrés, poissons, salamandres) sur les cours d'eau appalachiens soumis à des drainages miniers neutres ou alcalins. Daniel *et al.* (2015) concluent de leur étude portant sur trois vastes écorégions américaines que **l'extraction minière - y compris historique - constitue la principale pression anthropique affectant les cortèges piscicoles**, supérieure - en matière d'impact et dans ce cas précis - à l'agriculture ou à l'urbanisation. Dans le détail, les effets biologiques des ETM (et métalloïdes) sur les organismes aquatiques sont variables et dépendent de différents paramètres (spéciation et toxicité intrinsèque de la substance, caractère essentiel ou non-essentiel de la substance, concentration de la substance, durée de l'exposition, tolérance du taxon, etc.). Cependant, au-delà de certains seuils, tous les ETM et métalloïdes présentent des effets délétères potentiellement mortels (Fig. 32), en affectant les paramètres physiologiques, l'osmorégulation, la croissance ou la reproduction (Smith & Huyck, 1999 ; Luoma & Raimbow, 2008 ; Camizuli *et al.*, 2014a ; Camizuli *et al.*, 2014b ; Fashola *et al.*, 2016 ; Leppänen *et al.*, 2016 ; Jones *et al.*, 2018 ; Seki, 2022)¹⁴².

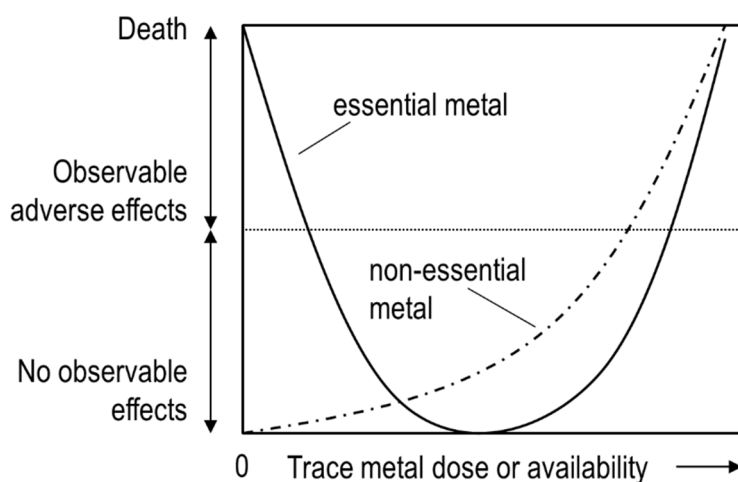


Figure 32 : Réponses biologiques d'un organisme à l'augmentation de la disponibilité en ETM essentiel (trait plein) et non-essentiel (trait pointillé) (d'après Luoma & Raimbow, 2008 ; in Jones *et al.*, 2018).

Certains ETM et métalloïdes non-essentiels notamment le plomb (Pb), le mercure (Hg), l'arsenic (As), le chrome (Cr), l'antimoine (Sb) ou le cadmium (Cd) sont à l'origine de fortes contaminations et d'effets délétères sur la biodiversité aquatique, même à de faibles niveaux d'exposition (Scheuhammer *et al.*, 2007 ; Bergeron *et al.*, 2011 ; Tchounwou *et al.*, 2012 ; Besser *et al.*, 2015 ; Canham *et al.*, 2020). Selon leur concentration, leur toxicité relative propre, les conditions du milieu et les espèces cibles, d'autres ETM dits « essentiels », tels que le cuivre (Cu), le sélénium (Se), le nickel (Ni), le manganèse (Mn) ou le zinc (Zn), peuvent également concourir à la dégradation des milieux aquatiques (Borgmann *et al.*, 2005 ; Luoma & Raimbow, 2008).

Les ruptures d'ouvrages miniers (*cf.* 3.2.4 - Déversements, ruptures d'ouvrages miniers et exports des pollutions) constituent des cas particulièrement impactants pour les biocénoses aquatiques (Hatje *et al.*, 2017 ; Quadra *et al.*, 2019 ; Carmo *et al.*, 2020 ; Vergilio *et al.*, 2020 ; Pereira *et al.*, 2024 ; Chama *et al.*, 2026). En 2015, la rupture d'un barrage minier à Fundão (Minas

¹⁴¹ Voir par exemple les études sur l'impact des pollutions mercurielles historiques sur les peuplements piscicoles en Californie (Alpers *et al.*, 2005 ; Singer *et al.*, 2013 ; Alpers *et al.*, 2016).

¹⁴² L'étude de Taslima *et al.* (2022) offre une synthèse des effets de certains ETM sur le développement et la croissance des poissons.

Gerais, Brésil) a entraîné le déversement immédiat de plus de 43 millions de m³ de sédiments hautement contaminés en ETM, entraînant une forte pollution de la rivière Doce jusqu'à son embouchure, près de 700 km en aval¹⁴³. La surface totale impactée s'étend sur plus de 47 000 km² jusqu'à 75 km au large de l'estuaire. Cette rupture est - au-delà de son lourd bilan humain - à l'origine d'une catastrophe écologique marquée par une mortalité immédiate de plusieurs tonnes de poissons et une diminution majeure de l'abondance spécifique de nombreuses espèces aquatiques (IBAMA, 2015 ; Garcia *et al.*, 2017 ; Neves *et al.*, 2016 ; Carmo *et al.*, 2017 ; Ferreira *et al.*, 2020 Thompson *et al.*, 2020) mais également terrestres (Carmo *et al.*, 2017 ; Sánchez *et al.*, 2018 ; Vieira *et al.*, 2020 ; Nunes *et al.*, 2022). Plusieurs études ont plus récemment établi un lien entre la contamination métallique induite par la catastrophe et la dégradation durable des peuplements. Cette dégradation s'est traduite par des glissements typologiques affectant plusieurs espèces microbiennes, de poissons et de macroinvertébrés benthiques dans le système fluvial comme sur les zones estuariennes et côtières (Garcia *et al.*, 2017 ; Gomes *et al.*, 2017 ; Queiroz *et al.*, 2018 ; Sánchez *et al.*, 2018 ; Cordeiro *et al.*, 2019 ; Quadra *et al.*, 2019 ; Andrades *et al.*, 2020 ; Fernandes *et al.*, 2020 ; Richard *et al.*, 2020 ; Gabriel *et al.*, 2021 ; Fernandes *et al.*, 2022 ; Rocha *et al.*, 2022 ; Scarpelin *et al.*, 2022 ; Vilar *et al.*, 2022 ; Pereira *et al.*, 2024).

Les activités minières constituent finalement l'une des plus intenses et durables perturbations anthropiques pour les milieux aquatiques. Les altérations physiques et chimiques affectent les biocénoses aquatiques endémiques, et **favorisent dans le même temps le développement et la prolifération des espèces exotiques envahissantes**, plus généralistes et adaptées aux milieux dégradés (Lemke *et al.*, 2012 ; De Miguel *et al.*, 2016 ; Díez-del-Molino *et al.*, 2018 ; Pereira *et al.*, 2024). L'étude de Brabant *et al.* (2025) qui s'intéresse aux menaces induites par les activités minières sur la biodiversité aquatique d'eau douce - analysée à travers 3 compartiments (poissons, macrophytes, odonates) - permet de spatialiser la vulnérabilité actuelle de ces compartiments et souligne **l'urgence de la mise en place de mesures de conservation strictes et adaptées, tout particulièrement en zone tropicale** (Fig. 33).

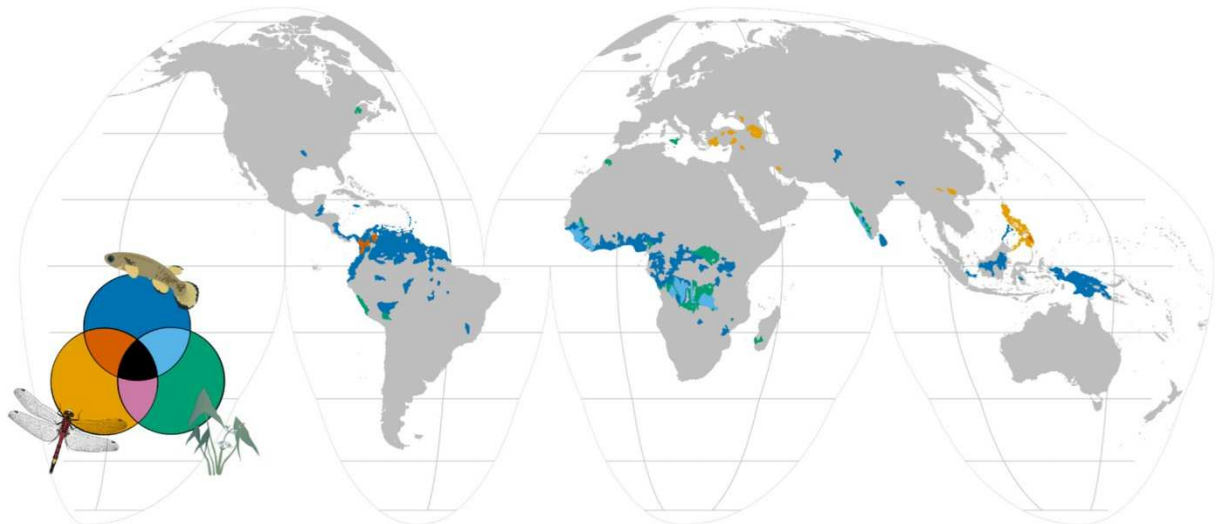


Figure 33 : Carte des priorités de conservation de la biodiversité d'eau douce, illustrant les points chauds mondiaux de la menace minière sur celle-ci. Les bassins versants appartenant au 90^e percentile de risque sont représentés pour les trois groupes d'espèces d'eau douce. Les bassins versants qui se situent dans des zones à haut risque pour deux groupes ou plus sont colorés conformément au diagramme de Venn (in Brabant *et al.*, 2025).

¹⁴³ Environ 13 millions de m³ furent également remobilisés lors de la saison des pluies suivante.

3.4.2. Bioaccumulation, bioamplification des ETM et risque sanitaire induit

Les espèces aquatiques ont tendance à bioaccumuler certains ETM et métalloïdes (Campbell *et al.*, 2006 ; Fairbrother *et al.*, 2007). Cela signifie que leur organisme absorbe un contaminant plus vite qu'il n'est en capacité de l'éliminer. Ce contaminant, présent dans le milieu ou absorbé par la consommation de proies elles-mêmes contaminées, s'accumule alors dans les tissus de l'organisme et peut devenir nocif. **Dans le cas du plomb ou plus encore du mercure, une bioamplification a également été mise en évidence au gré de la chaîne trophique** (Boudou & Ribeyre, 1997 ; Durrieu *et al.*, 2005 ; Laperche *et al.*, 2007 ; Wiener *et al.*, 2007 ; Edinger, 2012 ; Kasper *et al.*, 2012 ; Lavoie *et al.*, 2013 ; Pouilly *et al.*, 2013 ; Bastos *et al.*, 2015 ; Eagles-Smith *et al.*, 2018 ; Gentès *et al.*, 2019 ; Bank, 2020 ; Canham *et al.*, 2020). Les espèces prédatrices présentent alors des concentrations en contaminants plus élevées et potentiellement toxiques pour les consommateurs secondaires, y compris pour la faune terrestre et les humains, impliquant par définition un risque sanitaire (Fig. 34). Dans ce cadre, les populations fortes consommatrices de ressources halieutiques sont particulièrement exposées, même plusieurs centaines de kilomètres en aval, sur des zones où il n'y a parfois pas (ou plus) d'activités minières¹⁴⁴. Les ETM, non dégradables, peuvent effectivement être à l'origine de contaminations extrêmement étendues dans le temps (Campbell *et al.*, 2006 ; Pelletier & Campbell, 2008) mais également dans l'espace (Besser *et al.*, 2007 ; Hürkamp *et al.*, 2009 ; Soresini *et al.*, 2020 ; Ponting *et al.*, 2021). Soresini *et al.* (2020) mettent par exemple en évidence les menaces de la bioaccumulation mercurielle sur les populations de loutres géantes (*Pteronura brasiliensis*), pourtant situées à 475 km des zones d'exploitations minières aurifères du Pantanal (Paraguay).

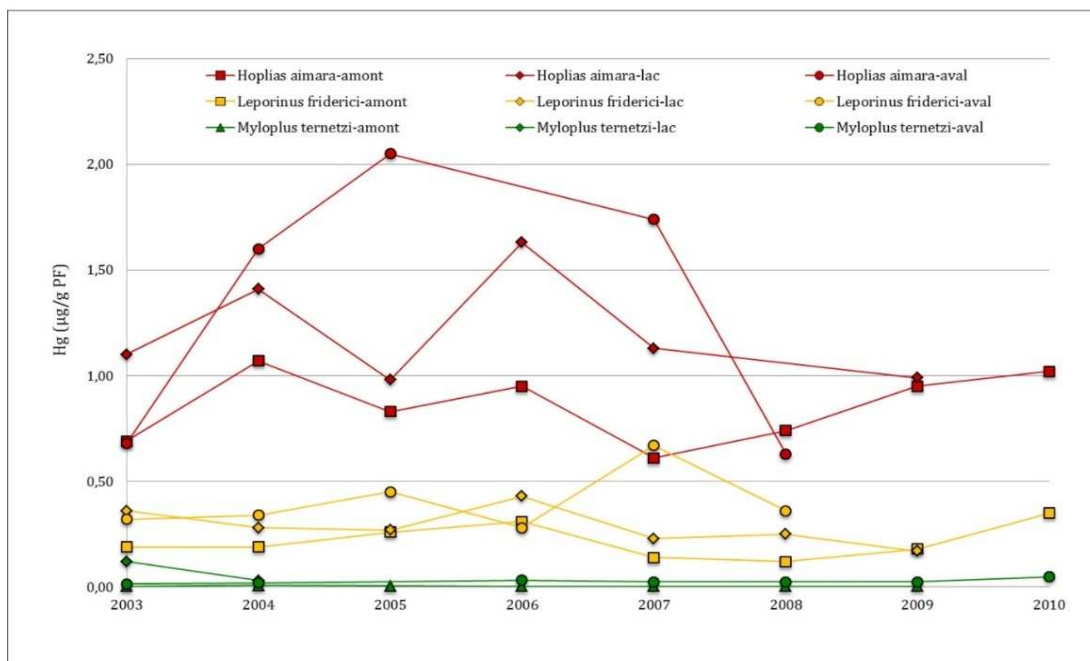


Figure 34 : Concentration en mercure pour trois espèces piscicoles représentant 3 régimes alimentaires : piscivore (*Hoplias aimara*; en rouge), omnivore (*Leporinus friderici*; en orange) et herbivore (*Myloplus ternetzi*; en vert). La situation (amont, lac, aval) par rapport à la retenue de Petit-Saut (Guyane) influence également la concentration en mercure (source : OEG, in Melun & Le Bihan, 2020).

¹⁴⁴ Ceci résultant de la propagation vers l'aval des flux physiques (eau et sédiments potentiellement pollués) et biologiques, par les migrations piscicoles.

Les problématiques de bioaccumulation liées aux activités minières concernent de nombreux ETM et métalloïdes (Riba *et al.*, 2005 ; Grosbois *et al.*, 2007 ; Bianchini *et al.*, 2015 ; Nawab *et al.*, 2015 ; Mataba *et al.*, 2016 ; Landrigan *et al.*, 2017 ; Goulet & Thompson, 2018 ; Chan *et al.*, 2021 ; Schwantes *et al.*, 2021 ; Tamburini *et al.*, 2022). Notre synthèse met là-encore en évidence un focus tout particulier des études scientifiques sur la bioaccumulation et la bioamplification mercurielles ; ceci répondant notamment aux très importants volumes de mercure utilisés par la filière minière artisanale illégale, et qui sont finalement exportés vers le milieu naturel (*cf.* 3.3.3 - *Déforestation, contamination de l'air et des sols : l'exemple du mercure*). L'arsenic est également un métalloïde régulièrement mis en évidence dans les études sur la bioaccumulation par les biocénoses aquatiques (Culioli *et al.*, 2009 ; Rahman *et al.*, 2012 ; Driscoll *et al.*, 2013 ; Thienpont *et al.*, 2016 ; Hepp *et al.*, 2017 ; Chen *et al.*, 2018 ; Jia *et al.*, 2018 ; Chételat *et al.*, 2019 ; LeBlanc *et al.*, 2019 ; Erickson *et al.*, 2019 ; Moulatlet *et al.*, 2026).

Les processus de bioaccumulation des ETM sont particulièrement renseignés chez les macroinvertébrés et les poissons. Toutefois, de nombreuses études ont mis en évidence une bioaccumulation d'ETM directement liée aux exploitations minières chez d'autres organismes terrestres (*cf.* 3.4.3 - *Impacts sur la biodiversité terrestre*). **Ceci permet de mettre en lumière les répercussions majeures de la pollution des milieux aquatiques, y compris pour les espèces terrestres** qui se nourrissent elles-mêmes d'espèces aquatiques contaminées.

Si les risques sanitaires pour l'Homme, liés aux ETM d'une manière générale, et au mercure en particulier, n'intègrent pas directement le périmètre de ce rapport, il est essentiel de rappeler qu'ils ont été parfaitement caractérisés à l'échelle globale (Nriagu, 1994 ; Dudka & Adriano, 1997 ; Hylander & Meili, 2005 ; Mergler *et al.*, 2007 ; Gibb & O'Leary, 2014 ; Pacyna *et al.*, 2016, Taux *et al.*, 2022) comme locale. Le cas des populations amérindiennes d'Amazonie (Malm, 1998 ; Fréry *et al.*, 2001 ; Cordier *et al.*, 2002 ; Webb *et al.*, 2004 ; Betancourt *et al.*, 2005 ; Webb, 2005 ; Quénel, 2007 ; Passos & Mergler, 2008 ; Cardoso *et al.*, 2010 ; Cordy *et al.*, 2011 ; Ashe, 2012 ; Yard *et al.*, 2012 ; Balzino *et al.*, 2015 ; Diringer *et al.*, 2015 ; Gall *et al.*, 2015 ; Wyatt *et al.*, 2017 ; Santos Serrão de Castro & de Oliveira Lima, 2018 ; Vega *et al.*, 2018 ; Diringer *et al.*, 2019 ; Feingold *et al.*, 2019 ; Gonzalez *et al.*, 2019 ; Pignoux *et al.*, 2019 ; Hacon *et al.*, 2020 ; Marshall *et al.*, 2020 ; Reuben *et al.*, 2020 ; Basta *et al.*, 2021 ; Crespo-Lopez *et al.*, 2021 ; Santos-Sacramento *et al.*, 2021 ; De Vasconcellos *et al.*, 2022 ; Gerson *et al.*, 2022 ; Meneses *et al.*, 2022 ; Barocas *et al.*, 2023 ; Galarza *et al.*, 2023 ; Lucchini *et al.*, 2025 ; Wasserman *et al.*, 2025 ; Moulatlet *et al.*, 2026 ; Pinheiro *et al.*, 2026), et des populations minières d'Afrique subsaharienne (Bannerman *et al.*, 2003 ; Donkor *et al.*, 2006 ; Bose-O'Reilly *et al.*, 2010 ; Oduro *et al.*, 2012 ; Niane *et al.*, 2014 ; Lassen *et al.*, 2016 ; Adjei-Kyereme *et al.*, 2015 ; Rajaei *et al.*, 2015 ; Affum *et al.*, 2016 ; UNEP, 2016a ; Gerson *et al.*, 2018 ; Emmanuel *et al.*, 2018 ; Mhlongo *et al.*, 2018 ; Mason *et al.*, 2019 ; Leuenberger *et al.*, 2021 ; Ruppen *et al.*, 2021 ; Obiri *et al.*, 2022 ; Ogidi & Akpan, 2022), est ainsi bien documentés, notamment du fait de la sévérité de certaines contaminations humaines et des pathologies qu'elles engendrent.

3.4.3. Impacts sur la biodiversité terrestre

Comme pour les milieux aquatiques, les perturbations engendrées par les exploitations minières affectent fortement la biodiversité terrestre sous l'effet conjugué 1) de la destruction et de la fragmentation des habitats, 2) des pollutions des sols et de l'air, et 3) de différentes perturbations connexes aux exploitations : pollutions sonores, olfactives et lumineuses, accroissement de la pression cynégétique et de la pression d'espèces exotiques plus

concurrentielles et adaptées aux milieux dégradés. D'une manière générale, et comme cela est souligné par plusieurs auteurs, la bibliographie traitant de l'impact des activités minières sur la biodiversité terrestre reste plus réduite que celle traitant des impacts sur la biodiversité aquatique (Donato *et al.*, 2007 ; Csavina *et al.*, 2012 ; Ardente *et al.*, 2016 ; Cristescu *et al.*, 2016 ; Gil-Jiménez *et al.*, 2021 ; Martins-Oliveira *et al.*, 2021).

a) Destruction et fragmentation des habitats

Les travaux réalisés par Martins-Oliveira *et al.* (2021), qui s'appuient sur une revue d'environ 40 articles étudiant l'impact des activités minières vis-à-vis des populations mammifères, confirment les principales menaces pour ces espèces : destruction d'habitat, pollutions et pression cynégétique, qui constituent 75 % des impacts étudiés (Fig. 35). Au-delà, ces travaux montrent que **plus de 150 espèces de mammifères sont directement mises en danger par les exploitations minières, dont 20 % sont d'ores et déjà présentes sur la liste rouge de l'UICN**. Dans le même sens, l'étude de Roy *et al.* (2018) conclut que l'accroissement significatif du périmètre des concessions minières équatoriennes au détriment des zones protégées marquées par un fort degré d'endémisme, pourrait directement conduire à la disparition de 8 espèces en danger critique d'extinction, 37 espèces en danger et 169 espèces vulnérables. **La destruction et la fragmentation des milieux, qui résultent notamment des opérations de déforestation et de défrichement des zones exploitées, sont à l'origine d'une réduction drastique des habitats, qui affecte directement les biocénoses terrestres** (Durán *et al.*, 2013 ; Laurance *et al.*, 2015 ; Muhire *et al.*, 2021, Seki., 2022) qu'il s'agisse de mammifères (Ardente *et al.*, 2016 ; Hannibal *et al.*, 2016 ; Cristescu *et al.*, 2016 ; Attuquayefio *et al.*, 2017 ; Powell, 2017 ; Owusu *et al.*, 2018 ; Rodrigues *et al.*, 2020 ; Shar *et al.*, 2020 ; Wanghe *et al.*, 2020 ; Evans *et al.*, 2021 ; Lawer *et al.*, 2021 ; Martins-Oliveira *et al.*, 2021 ; Rehman *et al.*, 2021 ; Cantera *et al.*, 2022 ; Cantera *et al.*, 2023 ; Sonter *et al.*, 2022 ; Junker *et al.*, 2024), d'oiseaux (Ugarte-Nuñez & Mosaurieta-Echegaray, 2000 ; Wells *et al.*, 2008 ; Gould, 2011 ; Deikumah *et al.*, 2014 ; Alvarez-Berrios *et al.*, 2016 ; de Castro Pena *et al.*, 2017 ; Cabeza *et al.*, 2019 ; Rehman *et al.*, 2021 ; Gutiérrez *et al.*, 2022 ; Seki *et al.*, 2022 ; Pisconte *et al.*, 2024 ; Glynn *et al.*, 2025), d'insectes (Ribas *et al.*, 2012 ; Satta *et al.*, 2012 ; Schmidt *et al.*, 2013 ; De Araujo *et al.*, 2014 ; Hayden *et al.*, 2015 ; Stoll *et al.*, 2022 ; Seki *et al.*, 2022), ou de reptiles (Mayani-Parás *et al.*, 2019). L'étude Sonter *et al.* (2022) souligne par exemple que 136 espèces de mammifères ont plus de 30 % de leur habitat situé à moins de 10 km d'un site minier. Parmi ces espèces, 42 sont directement menacées d'extinction.

*« Our results reveal the potential losses that mining could cause: eight critically endangered species, including two primates, 37 endangered species, 153 vulnerable, 89 near threatened, and a large number of less threatened species. Our data show that each reserve protects a unique subset of taxa in this region of highly localized endemics and the reserves also generate sustainable income for local people. **The short-term national profits from mining will not compensate for the permanent biodiversity losses, and the long-term ecosystem service and economic losses at the local and regional level.** »¹⁴⁵ (Roy *et al.*, 2018)*

¹⁴⁵ Traduction proposée : « Nos résultats révèlent les pertes potentielles que l'exploitation minière pourrait engendrer : huit espèces en danger critique d'extinction, dont deux primates, 37 espèces en danger, 153 vulnérables, 89 quasi menacées, ainsi qu'un grand nombre d'espèces moins menacées. Nos données montrent que chaque réserve protège un ensemble unique de taxons dans cette région marquée par un fort degré d'endémisme, et que ces réserves génèrent également des revenus durables pour les populations locales. Les bénéfices nationaux à court terme issus de l'exploitation minière ne compenseront pas les pertes permanentes de biodiversité, ni les pertes à long terme en services écosystémiques et en ressources économiques aux niveaux local et régional. »

D'une manière générale, **la réponse des biocénoses aux pressions minières est variable et dépend de nombreux facteurs**. Si certaines études montrent que l'abondance spécifique n'est pas nécessairement impactée par les activités minières (Oehler *et al.*, 2005 ; Owusu *et al.*, 2018 ; Teixeira-Santos *et al.*, 2020), la richesse spécifique demeure quasi-systématiquement altérée. Ceci se traduit généralement par la réduction - voire la disparition - des espèces inféodées aux milieux forestiers, à un régime frugivore, granivore ou insectivore, ou qui présentent un caractère polluo-sensible (Ardente *et al.*, 2016 ; Attuquayefio *et al.*, 2017). Dans le même temps, des espèces plus généralistes, parfois envahissantes (EEE), peuvent apparaître et proliférer au sein des milieux perturbés (Shar *et al.*, 2020 ; Lawler *et al.*, 2021).

Quelques illustrations peuvent être données : en Amazonie brésilienne, Rodrigues *et al.* (2020) montrent que la taille des exploitations minières (et de la déforestation qu'elles induisent) est directement corrélée à la réduction de la richesse spécifique chez les petits mammifères. Stoll *et al.* (2022) présentent des conclusions similaires sur les insectes du Plateau des Guyanes. De Castro Pena *et al.* (2017) mettent en évidence le fort impact potentiel des activités minières légales sur les aires de répartition de plusieurs espèces d'amphibiens et d'oiseaux, endémiques des montagnes et plateaux brésiliens. Leurs travaux montrent que près de 70 % de l'aire de répartition de 16 espèces d'amphibiens suivies (anoures) sont directement ou indirectement affectés par les activités minières. Dans le même temps, les aires de répartition des 8 espèces endémiques d'oiseaux sont différemment affectées - de 10 à 47 % - par ces mêmes activités. L'étude de Wanghe *et al.* (2020) met en évidence un développement minier particulièrement intense dans les aires de protection du panda géant (*Ailuropoda melanoleuca*) en Chine entre 2010 et 2019, fragmentant les habitats et menaçant l'espèce. Wells *et al.* (2008) estiment que la destruction et la fragmentation des habitats de forêt boréale par l'exploitation des sables bitumineux pourraient, d'ici 2050, entraîner un déclin de 9,6 à 72 millions d'oiseaux.

Mayani-Parás *et al.* (2019) montrent que 31 % des espèces d'amphibiens et de reptiles endémiques du Mexique (56 espèces sur 179) voient plus de 50 % de leur aire de répartition impactée par la destruction d'habitats et les activités minières. Les mêmes auteurs soulignent le danger majeur que représente la fragmentation des habitats subsistants pour la survie des espèces endémiques. Martins-Oliveira *et al.* (2021) identifient plus de 150 espèces de moyens et de grands mammifères (notamment des ongulés, des carnivores et des primates), directement impactés par les exploitations minières et les destructions d'habitats qu'elles engendrent. Pourtant, pour 84 % d'entre elles (128 espèces), l'exploitation minière n'est pas identifiée comme une menace dans la liste rouge de l'UICN. Owusu *et al.* (2018) montrent la forte réduction (-60 %) de la diversité spécifique de mammifères sur les sites impactés par les activités minières. Si ponctuellement, l'abondance spécifique peut augmenter, elle concerne uniquement des espèces tolérantes, ubiquistes, parfois envahissantes. De la même manière chez les populations d'oiseaux, Deikumah *et al.* (2014) comme Alvarez-Berríos *et al.* (2016) mettent en évidence une réduction de la richesse spécifique à proximité des sites miniers, traduite par l'élimination des espèces les plus sensibles au bruit. Stoll *et al.* (2022) montrent quant à eux la forte réduction potentielle de la richesse spécifique des populations d'insectes sous l'effet de la fragmentation des habitats en contexte minier, et rappellent par ailleurs les importantes conséquences de cette diminution sur les processus biologiques que ces insectes assurent (*e.g.* pollinisation, décomposition, etc.) ; et *in fine* sur la fonctionnalité globale des écosystèmes (Cardoso *et al.*, 2020).

Au-delà de la dégradation nette des habitats (destruction, fragmentation), **les difficultés**

d'accès à l'eau dans les secteurs miniers constituent également une contrainte importante qui influence directement la répartition des espèces et contribue à la réduction globale de la qualité de l'alimentation de la faune terrestre (Oehler *et al.*, 2005). La réduction de l'espace disponible tend par ailleurs à accentuer les interactions trophiques (prédation, compétition) pouvant conduire à la disparition de certaines espèces (Powell, 2017), mais également à l'accroissement de la transmission de certaines zoonoses, tout particulièrement en contexte tropical (Douine *et al.*, 2020 ; Le Tourneau, 2024 ; de Thoisy *et al.*, 2021 ; Douine *et al.*, 2022). La raréfaction de la ressource en eau induite par les activités minières affecte également largement les communautés végétales (Huang *et al.*, 2015 ; Yang *et al.*, 2018), y compris dans le cas des cultures agricoles, générant d'importants conflits d'usage (Darmody *et al.*, 2014 ; Lechner *et al.*, 2016 ; McIntyre *et al.*, 2016).

À proximité des exploitations, la diminution de la richesse et de l'abondance de certaines espèces d'oiseaux ou de mammifères, qui se déplacent parfois au sein de vastes territoires, conduit à réduire significativement la zoochorie¹⁴⁶, contribuant ainsi à appauvrir encore les écosystèmes, forestiers notamment (Francis *et al.*, 2012 ; O'Farrill *et al.*, 2013 ; Fleury *et al.*, 2015 ; Martins Oliveira *et al.*, 2021), et l'ensemble de leurs services écosystémiques (Boldy *et al.*, 2021).

b) Contamination aux ETM et métalloïdes

En plus de la destruction ou de la dégradation « structurelle » des habitats, **les émissions d'ETM et de métalloïdes inhérentes aux activités minières contribuent à la contamination des biocénoses terrestres** (Fig. 35). Ces contaminations affectent - souvent négativement - les communautés végétales qui piègent une partie des ETM contenus dans l'air et les sols (Madejón *et al.*, 2002 ; Salami *et al.*, 2003 ; Razo *et al.*, 2004 ; Jacob & Otte, 2004 ; Boularbah *et al.*, 2006 ; Askaer *et al.*, 2008 ; Lottermoser, 2010 ; Machado-Estrada *et al.*, 2013 ; Struckhoff *et al.*, 2013 ; Alvarenga *et al.*, 2014 ; Gramss & Voigt, 2014 ; Wechtler *et al.*, 2019 ; Gorena *et al.*, 2020 ; Nujkić *et al.*, 2020 ; Castro-Bedriñana *et al.*, 2021 ; Steingraber *et al.*, 2022). L'altération et le dépérissement des communautés végétales constituent souvent l'un des premiers symptômes du stress environnemental induit par la contamination du milieu (Espinosa-Reyes *et al.*, 2014). La contamination des terres et des productions agricoles situées à proximité des mines anciennes ou en activité constitue également un risque sanitaire direct (Alvarenga *et al.*, 2014 ; Farag *et al.*, 2015, Chama *et al.*, 2026).

La pollution aux ETM affecte aussi directement, ou indirectement (par la chaîne trophique), les communautés animales terrestres. Plusieurs études ont ainsi mis en évidence une contamination de différentes espèces d'oiseaux (Beyer *et al.*, 2005 ; Henny *et al.*, 2005 ; Baos *et al.*, 2006 ; Donato *et al.*, 2007 ; Scheuhammer *et al.*, 2007 ; Cristol *et al.*, 2008 ; Wells *et al.*, 2008 ; Eagles-Smith *et al.*, 2009 ; Shrum, 2009 ; Berglund *et al.*, 2010 ; Berglund *et al.*, 2011 ; Ackerman *et al.*, 2012 ; Van der Merwe *et al.*, 2011 ; Beyer *et al.*, 2013 ; Jackson *et al.*, 2015 ; Ackerman *et al.*, 2016 ; Eagles-Smith *et al.*, 2016 ; Sierra-Marquez *et al.*, 2018 ; Lemus *et al.*, 2019 ; Canham *et al.*, 2020 ; Gil-Jimenez *et al.*, 2020 ; Wurtsbaugh *et al.*, 2020 ; Dornelles Zebral *et al.*, 2021 ; Durkalec *et al.*, 2022 ; Sayers *et al.*, 2023 ; Pisconte *et al.*, 2024 ; Moulatlet *et al.*, 2026), de mammifères (León *et al.*, 2007 ; Sánchez-Chardi *et al.*, 2009 ; Lourenço *et al.*, 2013 ; Camizuli *et al.*, 2014b ; Drouhot *et al.*, 2014 ; Foulds *et al.*, 2014 ; Guerrero-Castilla *et al.*, 2014 ; Powell, 2017 ; Camizuli *et al.*, 2018 ; May Júnior *et al.*, 2018 ; Sierra-Marquez *et al.*, 2018 ; Death *et al.*, 2019 ; Shahsavari

¹⁴⁶ Dispersion des graines végétales par les animaux.

et al., 2019 ; Hernández-Plata *et al.*, 2020 ; Gil-Jiménez *et al.*, 2021 ; Moulatlet *et al.*, 2026) et notamment de chauves-souris (O'Shea *et al.*, 2000 ; Donato *et al.*, 2007 ; Griffiths *et al.*, 2014 ; Yates *et al.*, 2014 ; Little *et al.*, 2015 ; Kumar *et al.*, 2018 ; Moreno-Brush *et al.*, 2018 ; Carrasco-Rueda *et al.*, 2020 ; Portillo *et al.*, 2024), de reptiles (Márques-Ferrando *et al.*, 2009 ; Sasaki *et al.*, 2016 ; Fuentes *et al.*, 2020 ; Moulatlet *et al.*, 2026), mais également de la mésofaune ou de la microfaune du sol (Wahl *et al.*, 2012 ; Buch *et al.*, 2020).

Les espèces piscivores, insectivores, granivores ou herbivores sont particulièrement exposées au risque de contamination et aux potentiels effets délétères. En bout de chaîne trophique, l'étude de May Júnior *et al.* (2018), réalisée dans le bassin orpaillé du Rio Itiquira (Pantanal, Brésil), permet de souligner **les problématiques de bioaccumulation et de bioamplification du mercure chez les grands prédateurs terrestres, en mesurant sur le jaguar (*Panthera onca*) les plus fortes valeurs jamais enregistrées chez un animal sauvage.** L'étude de Donato *et al.* (2007) souligne également les fortes mortalités d'animaux terrestres - et notamment d'oiseaux et de chauves-souris - empoisonnés par les déchets miniers cyanurés résultant des mines d'or industrielles. Dans ce cadre, l'étude permet de souligner la problématique des parcs à résidus, et de l'attrait qu'ils peuvent constituer pour ces espèces. Comme déjà évoqué, Foulds *et al.* (2014) ont également montré les effets délétères sur le bétail (y compris certaines mortalités) d'une contamination au plomb des plaines alluviales qui s'étendent en aval d'anciens sites miniers du Pays de Galles.

*« Despite being recognized as one of the main sources of global environmental pollution, the existing scientific information about metal ore mining and its effects on terrestrial and semi-terrestrial wildlife is scarce. The number of studies in active mine sites was much lower than in old mining sites. We thought this could be explained by the current legislation regarding metalliferous mine activities and by the great problem that derelict mines represent for human and environmental health even nowadays. Their danger is associated both with the high number of these orphan mines around the world which have been ignored until recently and with the great amount of bioavailable metals that they exhibit. »¹⁴⁷ (Gil-Jiménez *et al.*, 2021)*

c) Perturbations connexes : pressions cynégétiques, pollutions sonores

Les exploitations minières menacent également la biodiversité terrestre de manière indirecte, en générant différentes perturbations « connexes » du milieu (Fig. 35). Le développement des routes et des pistes sur et à proximité des sites miniers est par exemple à l'origine d'un **accroissement du risque de collision faune - véhicule** (Mata *et al.*, 2016 ; Powell, 2017 ; Zhao *et al.*, 2017). Ces voies d'accès facilitent également l'introduction d'animaux domestiques et d'EEE dans les espaces préservés, souvent forestiers (Martins-Oliveira *et al.*, 2021).

Par l'ouverture de routes, de pistes et de voies d'accès, mais aussi par les moyens de subsistance qu'elle nécessite, **l'exploitation minière contribue à l'accroissement de la pression cynégétique**

¹⁴⁷ Traduction proposée : « Bien que reconnue comme l'une des principales sources de pollution environnementale mondiale, l'information scientifique existante sur l'extraction de minerais métalliques et ses effets sur la faune terrestre et semi-terrestre demeure limitée. Le nombre d'études menées sur des sites miniers en activité est bien inférieur à celui réalisé sur d'anciens sites miniers. Nous pensons que cela peut s'expliquer à la fois par la législation actuelle encadrant les activités minières métallifères et par les graves nuisances que représentent, aujourd'hui encore, les mines abandonnées, pour la santé humaine et environnementale. Leur danger réside à la fois dans le grand nombre de ces mines orphelines à travers le monde - longtemps ignorées - et dans les fortes concentrations de métaux biodisponibles qu'elles contiennent. »

(Hicks *et al.*, 2010 ; Villegas *et al.*, 2012 ; Hicks *et al.*, 2014 ; Kirkby *et al.*, 2015 ; Plumptre *et al.*, 2015 ; Plumptre *et al.*, 2016 ; Müller *et al.*, 2017 ; Ondoua *et al.*, 2017 ; Owusu *et al.*, 2018 ; Spira *et al.*, 2019 ; Cantera *et al.*, 2022). Dans les zones isolées où se développent les activités minières informelles, le gibier chassé constitue effectivement la base de l'alimentation carnée des mineurs. Une chasse à la fois de subsistance et de commerce s'exerce donc régulièrement à proximité des chantiers illégaux (Orru, 1998 ; Grenand *et al.*, 2003 ; Calmont, 2012 ; Edwards *et al.*, 2014 ; Richard-Hansen *et al.*, 2019), suggérant une réduction substantielle de la macrofaune. Cet accroissement de la pression cynégétique s'exerce parfois au sein même d'aires protégées, et affecte l'ensemble des espèces ; y compris des espèces menacées et protégées, qui peuvent localement disparaître (Kirkby *et al.*, 2015). Hicks *et al.* (2014) mettent par exemple en évidence le déclin des populations de chimpanzés dans la province du Bas-Uélé (République démocratique du Congo - RDC) sous l'effet conjugué du fort développement 1) des activités minières informelles et de la destruction des habitats qu'elles engendrent, et 2) du commerce de viande de brousse. Kirkby *et al.* (2015), comme Spira *et al.*, (2019), établissent un lien direct entre l'effondrement (-87 %) des populations de gorilles des plaines orientales (gorille de Gauer - *Gorilla beringei graueri*), et l'expansion des activités minières artisanales à proximité et au sein même du Parc national de Kahuzi-Biega (RDC).

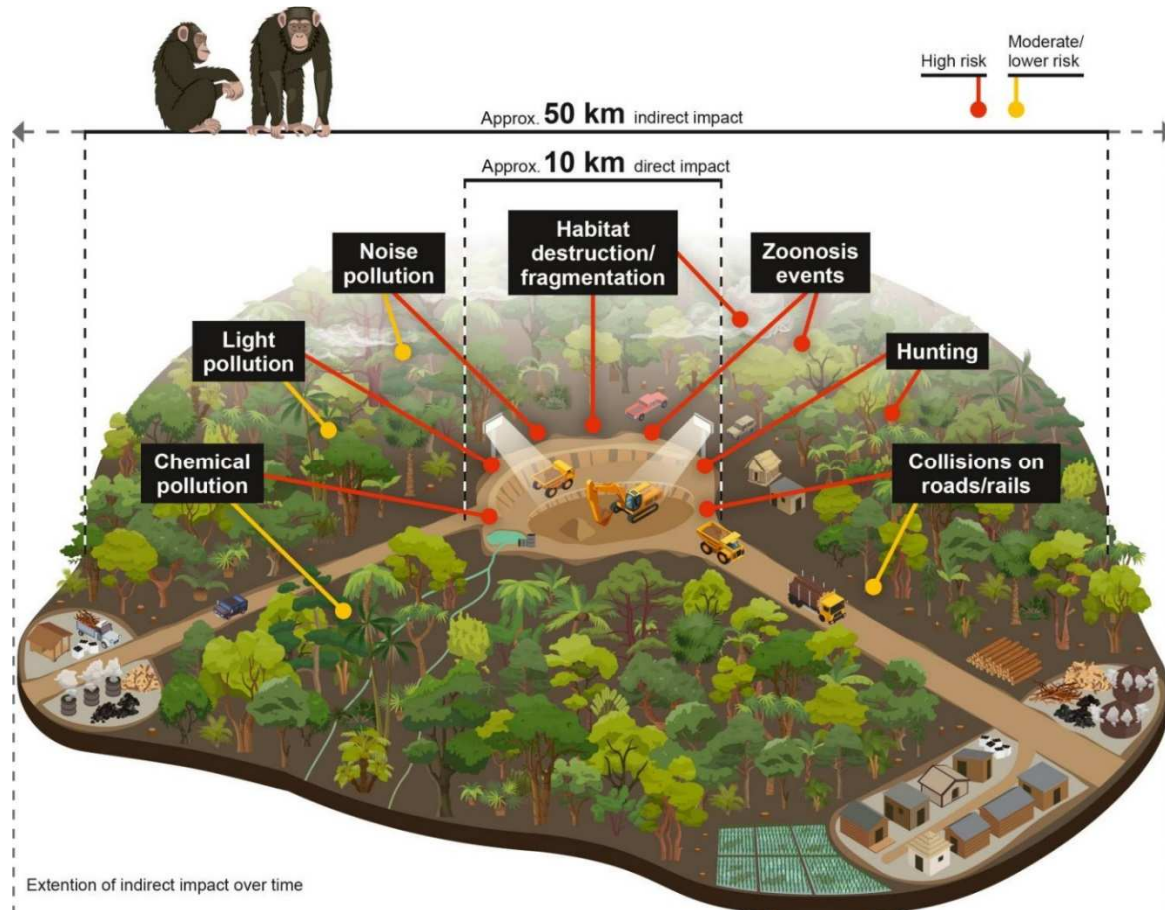


Figure 35 : Aperçu schématique des menaces potentielles directes (10 km) et indirectes (50 km) sur les singes liées aux activités minières. L'intensité du risque est figurée par les connecteurs rouges (risque fort) et oranges (risque modéré). (in Junker *et al.*, 2024).

La caractérisation des impacts négatifs des **pollutions sonores** sur les diversités, richesses et abondances spécifiques, est assez récente (Radle, 2007 ; Herrera-Montes & Aide, 2011 ; Barber *et al.*, 2011 ; Francis & Barber, 2013 ; Brown *et al.*, 2013 ; Sueur *et al.*, 2014 ; Onwe *et al.*, 2015 ;

Emmanuel *et al.*, 2018 ; Hoxha *et al.*, 2025). Plusieurs études dédiées aux activités minières ont mis en évidence 1) **une réduction nette de l'habitat des espèces sensibles au bruit**, qui se traduit par une réduction de la richesse et de l'abondance spécifique à proximité des sites miniers et une modification de l'aire de répartition des espèces (Ugarte-Nuñez & Mosaurieta-Echegaray, 2000 ; Gutiérrez *et al.*, 2022) ; mais également 2) **une perturbation des interactions inter-espèces et des modes de communication entre les populations et les individus d'une même espèce** d'oiseaux (Smith *et al.*, 2005 ; Bayne *et al.*, 2008 ; Saha & Padhy, 2011 ; Alvarez-Berrios *et al.*, 2016, Jain *et al.*, 2016), d'insectes ou de mammifères (Oehler *et al.*, 2005 ; Duarte *et al.*, 2015 ; Drolet *et al.*, 2016 ; Duarte *et al.*, 2017). Les espèces qui s'appuient spécifiquement sur le son pour la communication ou la prédation - comme certains oiseaux ou certaines espèces de chauves-souris - sont ainsi particulièrement impactées par les activités minières (Bayne *et al.*, 2008 ; Kight & Swaddle, 2011). Selon Wells *et al.* (2008), en prenant en compte l'intégralité des pressions exercées sur les populations d'oiseaux nicheurs par les exploitations canadiennes de sables bitumineux (destruction et fragmentation des habitats, pollutions chimiques et sonores, engluages), le nombre d'individus de ces espèces pourrait être réduit de 6,4 à 166 millions, dans les 20 à 40 prochaines années.

Même si elles ne sont que peu évaluées, **les pollutions olfactives** (hydrocarbures, fumées) **et lumineuses**¹⁴⁸ (dans le cas des grands sites industriels fonctionnant 24h/24h) **sont également mentionnées par plusieurs auteurs** comme pouvant affecter les biocénoses terrestres vivant à proximité des sites exploités (Forget & Poncy, 2008 ; Gallaway *et al.*, 2010 ; Guarneros *et al.*, 2013 ; Bobkowska *et al.*, 2016 ; Sanders *et al.*, 2021 ; Mononen *et al.*, 2022).

3.5. VERS UN CHANGEMENT DES PRATIQUES ?

3.5.1. Restauration, réhabilitation et réduction d'impacts

Un écosystème non impacté fait l'objet, lors de sa mise en exploitation, d'une dégradation qui va contribuer à réduire de manière plus ou moins drastique les fonctionnalités du milieu, ainsi que sa complexité (et notamment la mosaïque d'habitats écologiques qu'il offrait). Son état, après exploitation, est dit « dégradé » (Fig. 36). Dès lors, dans la plupart des mines légales, des travaux de remise en état (*mine reclamation*) doivent être effectués par l'exploitant, avec pour objectif de recouvrer tout ou partie des fonctionnalités du milieu (Bradshaw, 1996 ; SER, 2004 ; Lima *et al.*, 2016 ; McDonald *et al.*, 2016 ; Gann *et al.*, 2019 ; Melun *et al.*, 2021 ; White *et al.*, 2021 ; Howell *et al.*, 2023 ; Harries *et al.*, 2024 ; Vivier *et al.*, 2025). Dans un horizon temporel variable, ces travaux peuvent :

- constituer un échec et s'avérer inefficaces : le milieu retrouve à court ou moyen terme son état antérieur dégradé ;
- permettre au milieu de retrouver l'intégralité de ses fonctions physiques, chimiques et biologiques ; c'est la restauration ;
- entre ces deux extrêmes, la réhabilitation permet de rétablir une partie variable des fonctions, de la richesse et de la diversité initiale des milieux concernés.

¹⁴⁸ Plusieurs auteurs ont également investi la question des pollutions lumineuses ou sonores liées aux activités minières en eaux profondes (Davies *et al.*, 2016 Phillips *et al.*, 2016 ; Miller *et al.*, 2018 ; Weaver *et al.*, 2018 ; Jones, 2019 ; Washburn *et al.*, 2019).

Les solutions peuvent être catégorisées selon leur degré d'ambition et définies par le *continuum restaurateur* allant de la « simple » réduction d'impact à la restauration complète de l'écosystème impacté (Fig. 37). **Les activités minières entraînent, sur le long terme, des dégradations physiques, chimiques et écologiques majeures, affectant les espèces et les habitats. Pour plusieurs auteurs, l'intensité de ces dégradations compromet toute possibilité de retour à l'état naturel initial** (Davis *et al.*, 2000 ; Leblanc *et al.*, 2000 ; Deshaies, 2007 ; Simmons, 2008 ; Gould, 2011 ; Holmes & Stewart, 2011 ; Pepper *et al.*, 2014 ; Gobla, *et al.*, 2015 ; Deshaies, 2016 ; Kivinen, 2017 ; Entwistle *et al.*, 2019 ; Worlanyo & Jiangfeng, 2021), tout particulièrement face aux modalités industrielles « modernes » et aux quantités actuelles de minerai extrait (Olías & Nieto, 2015 ; Lima *et al.*, 2016 ; Systext, 2021a). Il conviendra ainsi, pour la grande majorité des exploitations minières, de parler systématiquement de « réhabilitation » et non de « restauration ». La prise en compte de l'importance des travaux de réhabilitation post-exploitation minière n'est que très récente et remonte à la fin du XX^e siècle (Le Roux, 2002 ; Thomas, 2012 ; Bailly *et al.*, 2021 ; Seki, 2022 ; Young *et al.*, 2022). **Ces travaux n'ont ainsi été réalisés que sur un nombre réduit d'exploitations antérieures à cette période** (Holmes & Stewart, 2011 ; Deshaies, 2016 ; Hufty, 2019). À l'échelle internationale, les mesures de réhabilitation des habitats mises en œuvre sont extrêmement variables, tant par leur occurrence, leur aspect contraignant, que par leur ampleur et leur efficacité lorsqu'elles sont conduites. Plusieurs auteurs insistent sur la nécessité de mesures de réhabilitation performantes et ambitieuses afin 1) de réduire les impacts résiduels des exploitations et 2) de favoriser une certaine résilience du milieu et notamment une recolonisation par des espèces végétales (et animales) indigènes ou endémiques (Bradshaw, 1996 ; Bradshaw, 1997 ; Wong, 2003 ; Parrotta & Kwoles, 2001 ; Clements *et al.*, 2010 ; Gould, 2011 ; Cristescu *et al.*, 2012 ; MacDonald *et al.*, 2015 ; Owusu *et al.*, 2018 ; Bandyopadhyay & Maiti, 2019 ; Cross *et al.*, 2019 ; Lawer *et al.*, 2019 ; Couic *et al.*, 2021 ; Melun *et al.*, 2021 ; Martins *et al.*, 2022 ; Young *et al.*, 2022 ; Sonter *et al.*, 2026).

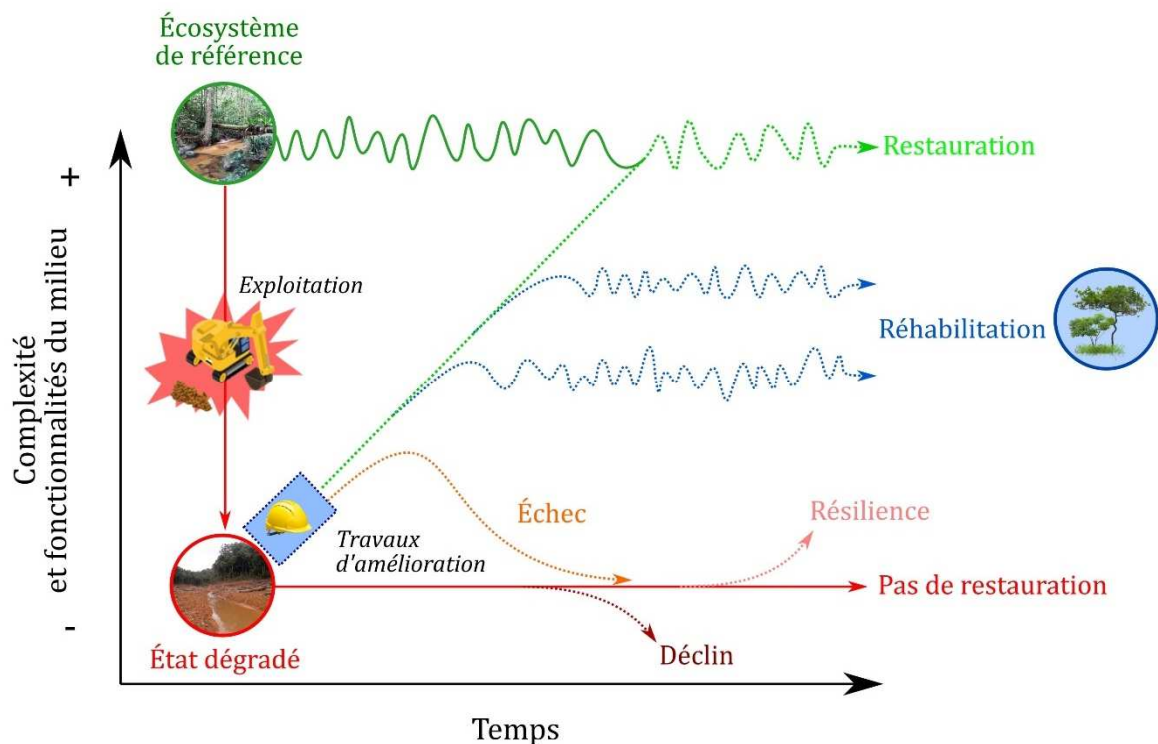


Figure 36 : Le principe de réhabilitation en contexte minier (in Melun *et al.*, 2021, d'après Bradshaw, 1996).

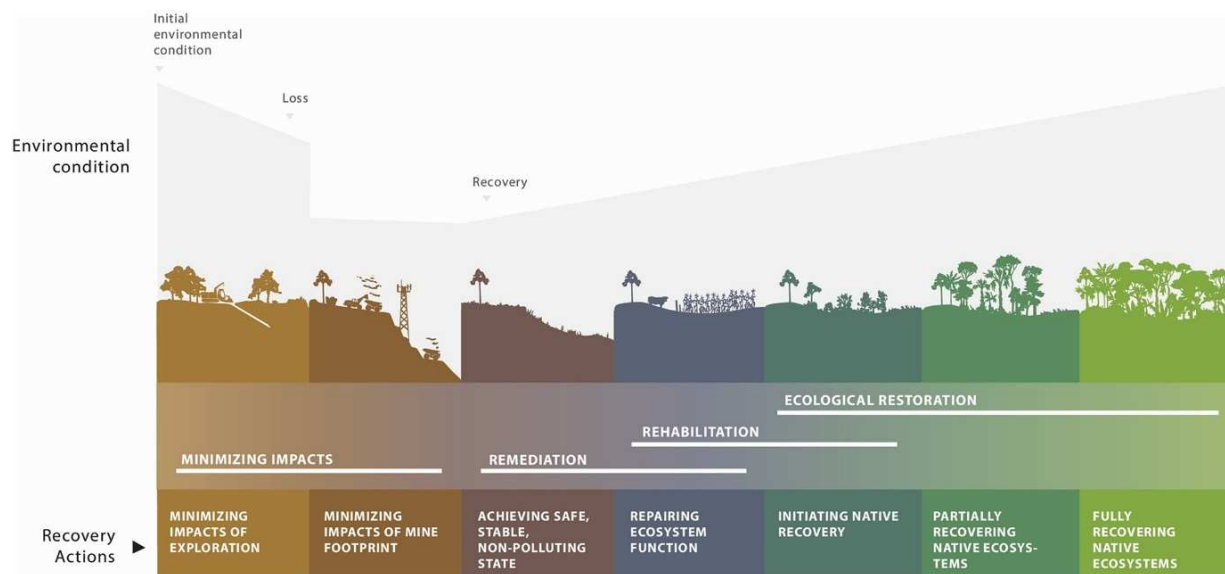


Figure 37 : Le « Continuum restaurateur » décliné au contexte minier comprend une gamme variée d'interventions qui visent à améliorer les conditions environnementales et à inverser la dégradation écosystémique et la fragmentation des paysages. À mesure que l'on se déplace de gauche à droite sur le continuum, les résultats sur l'état écologique et sur la biodiversité, ainsi que la qualité et la quantité des services écosystémiques augmentent (*in* Young *et al.*, 2022 ; d'après Gann *et al.*, 2019).

À l'instar de la diversité des impacts environnementaux, les initiatives en lien avec la réhabilitation des zones minières sont variées¹⁴⁹ et s'intéressent particulièrement à la réduction des processus érosifs hydriques (gestion du ruissellement) ou éoliens et au remodelage de la topographie et des écoulements de surface (cours d'eau, drains) sur les sites impactés (Mudrock *et al.*, 2002 ; Hancock *et al.*, 2006 ; Lei *et al.*, 2016 ; Favas *et al.*, 2018a ; Feng *et al.*, 2019 ; Hancock *et al.*, 2020 ; Pietrzykowski, 2021) ; D'autres travaux s'intéressent également à l'atténuation des DMA, à revégétalisation ou à la dépollution des sols. Ces approches restent toutefois souvent compartimentées ou « sectorielles », et mériteraient pour une meilleure efficacité, d'être envisagées de manière plus holistique et systématique (Gastauer *et al.*, 2018 ; Young *et al.*, 2022), y compris en y intégrant les perspectives spatio-temporelles du changement climatique (Foulds *et al.*, 2014 ; Bulovic *et al.*, 2024 ; Ledoux *et al.*, 2019 ; ICM, 2025a ; Savige *et al.*, 2025). La revégétalisation des sites miniers post-exploitation a fait l'objet de nombreux travaux et préconisations techniques (Tordoff *et al.*, 2000 ; Ye *et al.*, 2000 ; Loubry, 2002 ; Sarrailh, 2002 ; Shu *et al.*, 2005 ; L'Huillier *et al.*, 2010 ; Sheoran *et al.*, 2010 ; Zhenqi *et al.*, 2012 ; Sheoran *et al.*, 2013 ; Simcock & Ross, 2014 ; Paul, 2015 ; Ahirwal *et al.*, 2017 ; Salomon *et al.*, 2016 ; Carricone *et al.*, 2019 ; Gastauer *et al.*, 2019 ; Ititiaty, 2019 ; Ititiaty *et al.*, 2020 ; Melun *et al.*, 2021 ; König *et al.*, 2022 ; Martins *et al.*, 2022 ; Turner *et al.*, 2022 ; Timsina *et al.*, 2022 ; BRGM, 2024 ; Díaz *et al.*, 2025 ; Mena-Quintana *et al.*, 2025 ; Nitschke *et al.*, 2025). Au-delà des travaux de revégétalisation *stricto sensu*, la prise en compte des enjeux majeurs autour de la préservation, de la protection et de la renaturation des sols semble désormais actée à l'échelle française (CDC Biodiversité & OFB, 2022) comme européenne, marquée notamment par l'adoption récente de Directive relative à la surveillance et à la résilience des sols. En effet, l'efficacité des travaux de revégétalisation est directement conditionnée par la bonne renaturation des sols après exploitation, bien identifiée comme un enjeu essentiel dans le cadre de la remise en état des sites miniers. Plusieurs auteurs soulignent ainsi l'importance de la préservation des terres

¹⁴⁹ De nombreuses contributions en lien avec la réhabilitation peuvent être consultées sur les pages « Mine closure » de l'Australian Centre for Geomechanics (ACG) : <https://papers.acg.uwa.edu.au/f/mineclosure>.

humifères, de la texture et de la stratification des sols réhabilités ainsi que de l'élaboration de stratégies de revégétalisation adaptées à partir d'espèces forestières diversifiées et non pionnières (Parrotta & Kwoles, 2001 ; Schimann *et al.*, 2012 ; Frouz, 2014 ; MacDonald *et al.*, 2015 ; Bordez *et al.*, 2018 ; Ruiz *et al.*, 2020 ; Ahirwal & Pandey, 2021 ; Couic *et al.*, 2021 ; Melun *et al.*, 2021 ; Couic *et al.*, 2022 ; König *et al.*, 2022 ; Timsina *et al.*, 2022 ; Young *et al.*, 2022 ; Nitschke *et al.*, 2025). Ceci nécessite notamment d'anticiper la récupération, le stockage dans de bonnes conditions ainsi que la redistribution (régalage) des terres humifères, qui portent la vie microbienne et constituent dans le même temps une « banque de graines » propice à la reprise végétale spontanée (Turner *et al.*, 2022).

Les travaux de réhabilitation se limitent souvent, aujourd'hui encore, aux terrassements et mesures de revégétalisation par des espèces à croissance rapide, parfois exotiques. Ces plantations ont pour objectifs de limiter les processus d'érosion (stabilisation par les systèmes racinaires ou « phytostabilisation ») et le transfert de particules fines vers les cours d'eau, mais permettent également de réduire les infiltrations d'eau (en favorisant l'évapotranspiration) tout en piégeant une partie des ETM et métalloïdes contenus dans les sols (Sheoran *et al.*, 2013 ; Mahar *et al.*, 2016 ; de Lary de Latour *et al.*, 2022 ; BRGM, 2024 ; Nitschke *et al.*, 2025). Plus spécifiquement, ces derniers travaux dits de « phytoremédiation », de « phytoextraction » ou de « phytoséquestration » visent à une dépollution partielle des sols en piégeant les contaminants dans les tissus (feuilles, racines) de végétaux métallobytophytes (Cunningham & Berti, 1993 ; Reeves & Baker, 2000 ; Shu *et al.*, 2005 ; Fitamo & Leta, 2010 ; Mench *et al.*, 2010 ; Sheoran *et al.*, 2010 ; Wuana & Okiemen, 2011 ; Cutright *et al.*, 2012 ; Favas *et al.*, 2012 ; Thomas, 2012 ; Losfeld *et al.*, 2015 ; RoyChowdhury *et al.*, 2015 ; Favas *et al.*, 2018b ; Festin *et al.*, 2019 ; Khater *et al.*, 2019 ; Kiiskila *et al.*, 2019 ; Nandillon, 2019 ; Grison, 2022 ; Kafle *et al.*, 2022 ; Thomas *et al.*, 2022 ; Daraz *et al.*, 2023 ; Talukder *et al.*, 2024 ; Díaz *et al.*, 2025 ; Gairola *et al.*, 2025). Toutefois, ces travaux conduisent fréquemment à la mise en place de peuplements appauvris - voire monospécifiques - contribuant à la dégradation de la diversité faunistique et floristique. Ils ne résolvent pas non plus en totalité les problématiques de contamination puisque seuls les contaminants (ETM et métalloïdes) présents dans les 1 ou 2 premiers mètres du sol sont captés et piégés dans la végétation d'une part, et que ceux-ci restent totalement disponibles pour la faune herbivore d'autre part. Les opérations de réhabilitation ne font par ailleurs l'objet que de peu de suivis scientifiques permettant d'évaluer *in fine* leur réelle efficacité (Betancur-Corredor *et al.*, 2018 ; Wolff *et al.*, 2019 ; Martins *et al.*, 2020 ; Seki, 2022 ; Harries *et al.*, 2024 ; Instituto Escolhas, 2025 ; Sonter *et al.*, 2026) ; mais également de surveiller et de prévenir les risques résiduels. En Guyane, une récente mission portée par l'Inspection générale de l'environnement et du développement durable (IGEDD) est venue confirmer les enjeux majeurs que constituent les travaux de réhabilitation : « *l'absence de priorité donnée à la réhabilitation des anciens chantiers miniers nuit à l'image de la mine légale. La qualité des remises en état (rétablissement du cours d'eau et de l'écosystème qui l'entoure) est en effet majeure pour l'environnement et pour l'acceptabilité des activités minières* » (Galtier *et al.*, 2024).

Enfin, la problématique des coûts énormes des travaux de réhabilitation doit être interrogée. Pour plusieurs auteurs, les bénéfices financiers réalisés par les exploitants miniers sont mêmes inférieurs aux coûts de réhabilitation et de gestion de l'après-mine (Tremblay, 2001 ; Kuipers, 2003 ; Deshaies, 2007 ; ELAW, 2010 ; Goodland, 2012 ; MiningWatch Canada, 2014 ; Systext, 2021a ; Friser *et al.*, 2022). Ceci est d'autant plus important que 1) les travaux de réhabilitation doivent s'envisager sur le très long terme ; 2) que les coûts de ces travaux incombent *in fine* quasi-systématiquement aux États (et tout particulièrement dans le cas des mines orphelines) ;

3) que ces travaux devraient s'accompagner de mesures compensatoires sur d'autres sites impactés, afin de prendre en compte les dommages écologiques intermédiaires (période entre le début d'exploitation et la fin de la réhabilitation globale) sur le site exploité; cette compensation n'est que très rarement mise en œuvre à ce jour. Gould (2011) rappelle ainsi que le principe de « l'absence de perte nette » (*no net loss*) invoqué par certains opérateurs miniers n'est pas vérifié sur le terrain¹⁵⁰. De plus, plusieurs auteurs rappellent que les opérateurs cherchent régulièrement à minimiser leur impact environnemental et à se soustraire aux obligations réglementaires et financières vis-à-vis des travaux de réhabilitation, encourageant un profond rejet citoyen (May, 2007 ; Schweizer, 2015 ; Systext, 2021a ; Friser *et al.*, 2022). Par exemple, le rapport du vérificateur général du Québec signale en 2009 qu'entre 2002 et 2008, 14 exploitants miniers n'ont versé aucun droit minier, alors qu'ils cumulaient des résultats bruts de production annuelle pour 4,2 milliards de \$. Dans le même temps, les mines abandonnées nécessitaient des travaux de réhabilitation estimés à plus de 260 millions de \$ (Shield, 2010 ; *in* Friser *et al.*, 2022). Dans ce contexte, plusieurs auteurs soulignent - pour des raisons autant environnementales que sociales ou économiques - l'importance d'une bonne planification et d'une bonne anticipation, dès l'ouverture des travaux, des phases de fin d'exploitation et de réhabilitation (McCullough *et al.*, 2018 ; Lèbre *et al.*, 2021 ; Measham *et al.*, 2024).

*« People and companies responsible for environmental violations related to mining exploitation and its collateral impacts must be legally investigated and; ultimately, punished. However, **most of the fines applied do not compensate for the environmental disasters and irreversible social and environmental impacts, and still, the money collected from fines are not enough to restore landscapes, and are not being applied to research on the impacts of mining on wildlife. Furthermore, these fines do not impact the budget of the companies, and certainly will not improve the companies' environmental protocols and safety procedures.** »*¹⁵¹ (Martins-Oliveira *et al.*, 2021)

3.5.2. La question des « bonnes pratiques »

Comme vu précédemment, la littérature scientifique en lien avec les impacts des travaux miniers au sens large est, depuis une vingtaine d'années, de plus en plus fournie et de plus en plus accessible. Ceci a progressivement encouragé l'industrie minière à développer une stratégie - à la fois technique et communicationnelle - visant bien entendu à limiter ses impacts environnementaux, sanitaires, sociaux et économiques, à améliorer la gouvernance du secteur (IRP, 2020) ; mais aussi et surtout à faire intégrer les activités minières au référentiel global du « Développement durable » (Franceschi & Kahn, 1999 ; Hilson, 2000 ; Drebenstedt, 2014 ; Le Berre & Chailieux, 2021) ou, plus récemment, de « Positif pour la nature » ou « *Nature Positive* » (Sonter *et al.*, 2026). Cette stratégie s'est notamment matérialisée par l'émergence

¹⁵⁰ « Rehabilitation can partially make up for biodiversity losses caused by the initial loss of habitat. There is no evidence, however, that rehabilitation can achieve 'no net loss'. Reliance on rehabilitation to achieve conservation outcomes does not address the fact that many fauna species require resources that are found only in mature forest. » (Gould, 2011).

¹⁵¹ Traduction proposée : « Les personnes et les entreprises responsables de violations environnementales liées à l'exploitation minière et à ses impacts collatéraux doivent faire l'objet d'enquêtes judiciaires et, en fin de compte, être sanctionnées. Cependant, la plupart des amendes infligées ne compensent en rien les catastrophes environnementales ni les impacts sociaux et écologiques irréversibles. De plus, les fonds perçus grâce à ces amendes sont insuffisants pour restaurer les paysages et ne sont pas investis dans la recherche sur les effets de l'exploitation minière sur la faune sauvage. En outre, ces sanctions n'affectent pas réellement le budget des entreprises et ne contribuent certainement pas à améliorer leurs protocoles environnementaux ni leurs procédures de sécurité. »

des concepts de « mine responsable » puis, plus récemment, de « mine durable » voire de « mine verte » (IRMA, 2018 ; Onifade *et al.*, 2023 ; Retourney, 2023 ; Didier *et al.*, 2025). Ces concepts souffrent toutefois d'un manque de définition technique précise et partagée et reposent généralement sur une succession de principes, théoriquement vertueux, mais peu ou pas cadrés d'un point de vue opérationnel (Van Zyl *et al.*, 2002 ; Miranda *et al.*, 2005 ; Williams, 2008 ; ICMM, 2006 ; Goodland, 2012 ; Chevrel *et al.*, 2017 ; Segura-Salazar & Tavarez, 2018 ; Tuokuu *et al.*, 2019 ; Systext, 2023). Pour illustration, Chevrel *et al.* (2017) retiennent finalement comme définition de la mine responsable : « *un ensemble complet d'activités dans le secteur des minéraux, respectant les droits de toutes les parties-prenantes y compris les communautés locales ; respectueuses de l'environnement ; n'ayant pas d'effets négatifs sur la santé humaine ; fondées sur les meilleures expériences internationales ; respectueuses des règles de droit ; et qui contribuent durablement au bénéfice du pays* ».

En France, le concept de « mine responsable » a été (re)mis en avant dans le cadre de la Stratégie nationale de transition écologique vers un développement durable 2015-2020 (SNTEDD) adoptée en février 2015 par le Gouvernement¹⁵². Emmanuel Macron, ministre de l'économie, de l'industrie et du numérique - chargé à ce titre des mines - lançait dès le 1^{er} avril 2015 un comité de pilotage « Mine responsable » ayant pour principaux objectifs 1) d'élaborer une convention d'engagement volontaire et 2) de produire un *livre blanc* proposant une description pédagogique d'un projet minier, de ses différentes phases, ainsi que les techniques et bonnes pratiques employées pour éviter, réduire ou compenser les impacts¹⁵³. Ce document de référence n'a finalement jamais été produit et fut remplacé par la collection « *La mine en France* », dont les 13 tomes présentent un certain état de l'art de l'exploration et de l'exploitation des substances minières non énergétiques¹⁵⁴ (Liger, 2016). Dans le même temps, R. Galin, coordinateur du comité de pilotage et chef du bureau de la gestion et de la législation des ressources minérales au Ministère en charge de l'Environnement, concédait : « *La mine propre n'existe pas [...]. Une mine a toujours un impact sur les populations, l'environnement, elle transforme toujours un territoire* »¹⁵⁵.

Les concepts de « mines responsables » ou « durables » s'appuient notamment sur le développement de diverses initiatives relevant des « bonnes pratiques », des « meilleures techniques disponibles » (MTD)¹⁵⁶ voire des « technologies intelligentes ». Selon Legros (2007), la notion de « bonnes pratiques » est désormais largement répandue et entretient une forte ambiguïté entre les pratiques valorisées par leurs propres promoteurs (« bonnes pratiques autoproclamées ») qui s'apparentent à une pétition de principes, et celles - nettement plus rares - qui résultent réellement d'une démarche de recherche et d'évaluation, aboutissant à un accord entre différents acteurs, dont les professionnels et les usagers (« bonnes pratiques validées »). Il apparaît que cette ambiguïté s'applique particulièrement aux activités minières

¹⁵² La SNTEDD propose la définition de mine responsable : « *La mine responsable s'inscrit dans un projet de territoire. Elle veille à réduire les impacts environnementaux, sanitaires ainsi que les nuisances (destruction du paysage, bruit...) à toutes les étapes de son cycle de vie : exploitation souterraine profonde de façon à perturber le moins possible la surface et les premiers cent mètres, qui sont ceux de la coexistence des zones de vie (eau, paysage, biologie, etc.) ; valorisation de l'ensemble des minerais et métaux ; intégration de la gestion de l'espace souterrain (recyclage de l'eau, stockage des déchets de l'extraction dans les cavités abandonnées). Associant étroitement les parties prenantes et ce le plus à l'amont possible du projet, la mine responsable a également comme objectif la création et la stabilité du tissu social. Elle anticipe ainsi la gestion sociale de l'après-mine (préparation de la reconversion du territoire)* ». L'ensemble du document est accessible suivant ce lien : <https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/SNTEDD20-20La20strat%C3%A9gie.pdf>.

¹⁵³ Ceci semble d'ores et déjà ambigu puisque la mise en place de mesures ERC est déjà prescrite par le corpus législatif et réglementaire français (Retourney, 2023).

¹⁵⁴ L'ensemble est disponible suivant ce lien : <https://www.mineralinfo.fr/fr/collection-mine-france>.

¹⁵⁵ Interview de R. Galin à l'Usine Nouvelle le 12 juin 2015 : <https://www.usinenouvelle.com/article/metaux-critiques-ne-pas-passer-du-peak-oil-au-peak-all.N335446>.

¹⁵⁶ Ou *best available techniques* (BAT).

et les professionnels du secteur sont à l'origine d'une très abondante production de documents d'orientations et de principes (guides, chartes) liés aux « bonnes pratiques » au sens large (MMSD, 2002 ; FEDOMG, 2005 ; ICMM, 2006 ; Australian Government, 2011 ; Kauppila *et al.*, 2011 ; ANCOLD, 2012 ; Australian Government, 2016 ; ICMM, 2016 ; Chevrel *et al.*, 2017 ; Collectif, 2017 ; IDB, 2018 ; IRMA, 2018 ; UNDP, 2018 ; ISA, 2019 ; IRP, 2020 ; IGF, 2021 ; IGF, 2023 ; ICMM, 2024 ; 2025a ; 2025b ; 2025c). Le contexte européen récent (Pacte vert européen, CRMA) et la mise en application de différentes directives - notamment des directives DDIE, IED et, dans une moindre mesure, la DCE - ont contribué au développement d'un cadre thématique favorable à l'émergence de pratiques minières *a priori* plus responsables. Cela s'est notamment traduit par :

- **le financement de nombreux projets de recherche, de développement et d'innovation (RDI) en lien avec les activités minières** (Bellenfant, 2025). La plateforme CORDIS¹⁵⁷, dédiée aux projets R&D financés par l'Union Européenne contient 4 packs thématiques récents en lien avec ces activités : « *Extraction de minéraux : garantir l'accès aux matières premières moyennant un coût environnemental et social minimal* »¹⁵⁸ (European Commission, 2020) ; « *Des solutions innovantes et durables pour l'exploration minière* »¹⁵⁹ (European Commission, 2022) ; « *Sécurité, durabilité et sûreté pour l'industrie européenne du traitement des minéraux* »¹⁶⁰ (European Commission, 2023), « *Des solutions innovantes pour une extraction durable des matières premières* »¹⁶¹ (European Commission, 2024). Ces projets visent à progresser, d'un point de vue technologique, vers l'atteinte des objectifs fixés à l'échelle européenne tout en réduisant les incidences et les risques négatifs en matière d'environnement, de santé et de sécurité induits par la filière extractive. D'autres projets orientés R&D dont l'objectif est d'aboutir à l'émergence de bonnes pratiques sont également portés par l'EIT (European Institute of Innovation and Technology) « *RawMaterials* », dont la finalité est de garantir un approvisionnement durable en matières premières sur l'ensemble de la chaîne de valeur minérale. L'EIT est à ce titre mandaté par la Commission européenne pour diriger et gérer l'Alliance européenne pour les matières premières (ERMA) ;
- **la publications de documents synthétisant les « bonnes pratiques » ou les « meilleures techniques disponibles »**. Ces dernières sont notamment présentées dans de le cadre de documents de référence (« *Best available techniques - reference documents* » ou « BREFs »)¹⁶² en lien avec les communications et directives européennes. Ces BREFs sont le fruit du processus de Séville, qui encourage l'échange - participatif et transparent - d'informations scientifiques et techniques, entre les experts d'un secteur industriel, les États membres, la Commission européenne ainsi que des acteurs de la société civile. Il a pour finalité de déterminer ce qui peut être considéré comme MTD afin de co-construire les normes environnementales européennes. Les BREFs liés aux activités minières découlent notamment de la mise en application des directives IED et DDIE (Cusano *et al.*, 2017 ; Garbarino *et al.*, 2018 ; Aries *et al.*, 2022) ainsi que de la gestion des résidus et stériles des activités minières (EU, 2009). Récemment un nouveau BREF dédié à l'extraction industrielle des minerais et à ses opérations de traitement a été initié (European Commission, 2025).

¹⁵⁷ <https://cordis.europa.eu/fr>

¹⁵⁸ 6 projets financés par le programme *Horizon 2020* pour une enveloppe globale de l'ordre de 40 M€.

¹⁵⁹ 8 projets financés par le programme *Horizon 2020* pour une enveloppe globale de l'ordre de 47 M€.

¹⁶⁰ 12 projets financés par le programme *Horizon 2020* pour une enveloppe globale de l'ordre de 113 M€.

¹⁶¹ 7 projets financés par le programme *Horizon 2020* pour une enveloppe globale de l'ordre de 49 M€.

¹⁶² <https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/reference>

À l’instar de ces productions européennes, de nombreux travaux présentent des éléments relatifs aux bonnes pratiques. Ceux-ci s’intéressent principalement 1) aux modalités de gestion et au stockage des résidus miniers (Davies & Rice, 2001 ; Kauppila *et al.*, 2011 ; ANCOLD, 2012 ; Edraki *et al.*, 2014 ; Lèbre & Corder, 2015 ; ICMM, 2016 ; Klohn Crippen Berger, 2017 ; Macías *et al.*, 2017 ; Schoenberger, 2017 ; Matinde *et al.*, 2018 ; ICMM, 2020 ; Jowett *et al.*, 2020 ; Satapathy *et al.*, 2024 ; Gairola *et al.*, 2025 ; ICMM, 2025b), et notamment à la sécurisation des ouvrages miniers ainsi qu’aux possibilités de déshydratation des résidus ; et 2) aux bonnes pratiques à mettre en œuvre lors des phases d’exploitation et de réhabilitation minières (Le Roux, 2002 ; MMSD, 2002 ; FEDOMG, 2005 ; Australian Government, 2011 ; Kauppila *et al.*, 2011 ; Lecomte & Muñoz Niharra, 2013 ; Australian Government, 2016 ; Collectif, 2017 ; Poulard *et al.*, 2017 ; INERIS, 2018b ; UNDP, 2018 ; MEMPR, 2019 ; Cabidoche *et al.*, 2020 ; IRP, 2020 ; Melun *et al.*, 2021 ; Adeniyi *et al.*, 2022 ; Sonter *et al.*, 2023 ; ICMM, 2025a). Ces pratiques adoptent généralement une démarche hiérarchisée, sur un modèle conceptuel d’atténuation (*Mitigation Hierarchy*) semblable à la séquence ERC (McKenney & Kiesecker, 2010 ; ICF, 2012 ; Ekstrom *et al.*, 2015 ; Evans *et al.*, 2021 ; Devenish *et al.*, 2022 ; Sonter *et al.*, 2023 ; ICMM 2025c). La publication de Sonter *et al.* (2023) proposent des pistes fort intéressantes en matière de déclinaison adaptée de la séquence ERC en faveur de pratiques minières plus responsables, en intégrant directement la réhabilitation en amont de la compensation ainsi qu’en systématisant l’évitement dans les zones à fort degré de préservation ou les hotspots de biodiversité. Il en résulte finalement une démarche globale « **Éviter, Réduire, Réhabiliter, Compenser** » (ERRC).

Concernant l’évitement, la principale recommandation est de prévenir l’extension des exploitations actuelles (et *a fortiori* l’ouverture de nouvelles exploitations) au sein ou à proximité immédiate de hotspots de biodiversité (Cabernard & Pfister, 2022 ; Sonter *et al.*, 2023 ; ICMM, 2022). Concernant les pratiques de réduction, de nombreuses études s’intéressent spécifiquement à la gestion / atténuation des DMA (Skousen *et al.*, 1998 ; Skousen *et al.*, 2000 ; Johnson & Hallberg, 2005 ; Akcil & Koldas, 2006 ; RoyChowdhury *et al.*, 2015 ; Moodley *et al.*, 2018 ; Naidu *et al.*, 2019 ; Rambabu *et al.*, 2020 ; Viadero *et al.*, 2020 ; Ighalo *et al.*, 2022 ; Nguengang *et al.*, 2023 ; Bonnail *et al.*, 2023 ; Daraz *et al.*, 2023 ; Zhang *et al.*, 2023 ; Nguengang & Ambushe, 2025), ainsi qu’aux bénéfices de la phytoremédiation évoquée précédemment (cf. 3.5.1 - *Restauration, réhabilitation et réduction d’impacts*). Pour rappel, plusieurs autres initiatives de « bonnes pratiques » en lien avec la gestion spécifique du mercure dans le cadre des exploitations minières ont déjà été évoquées précédemment (Pinasseau *et al.*, 2018 ; UNEP, 2019b ; UNEP, 2021 ; OCDE, 2022 ; UNEP 2022, UNEP, 2023). Enfin, plusieurs auteurs se sont intéressés aux perspectives spécifiques de décarbonation de la filière minière par l’électrification et la robotisation de tout ou partie des processus industriels (Jiang *et al.*, 2017 ; Jang & Topal, 2020 ; Onifade *et al.*, 2024 ; Pavloudakis *et al.*, 2024 ; Gairola *et al.*, 2025) initiant - par l’introduction des nouvelles technologies du numérique et tout particulièrement de l’intelligence artificielle - les plus récents concepts de mine dite « 4.0 » voire « 5.0 », et du « *smart mining* » (Kagermann, 2013 ; Löow *et al.*, 2019 ; Bongaerts, 2020 ; Cacciuttolo *et al.*, 2023 ; Choi, 2023 ; Jiskani *et al.*, 2023 ; Skenderas & Politi, 2023 ; Zhironkina & Zhironkin, 2023 ; Zhironkin & Ezdina, 2023 ; Liang *et al.*, 2024 ; Löow & Johansson, 2024 ; Maftouh *et al.*, 2025).

Certaines de ces initiatives volontaires, fort louables sur le papier, font face à une double problématique. D’une part, **ces pratiques n’apparaissent la plupart du temps que peu cadrées scientifiquement et techniquement** (dimensionnement, techniques de mise en œuvre et de suivi). Elles ne sont généralement constituées que de grands principes ou d’engagements déclaratifs (par ex. « *Avoir une bonne planification de la gestion des résidus miniers* »,

« Contribuer à la préservation de la biodiversité », « Étudier et réduire au maximum la consommation d'eau », « Planifier la réhabilitation des sites », « Améliorer la transparence et la responsabilité », etc.) visant à limiter les impacts miniers sans présenter de méthodologie concrète de déclinaison opérationnelle et de mise en œuvre sur le terrain. **Les exigences environnementales peuvent par ailleurs apparaître « édulcorées » par des critères de faisabilité non-objectifs**, caractérisés par des rédaction du type de « *lorsque cela est possible* », « *sous condition de faisabilité* », « *étudier les opportunités de* », « *dans la mesure où cela est matériellement ou financièrement possible* », « *en privilégiant des techniques minimisant les impacts* », etc. D'autre part, **les techniques et pratiques présentées font face à un important déficit de suivi et de contrôle**. Elles ne sont d'ailleurs généralement soumises qu'à une éventuelle auto-évaluation ou un monitoring / rapportage conduits par les industriels miniers eux-mêmes, dans des démarches dépourvues de mécanismes de sanction. Finalement, il ressort pour plusieurs auteurs que l'adhésion aux principes de « bonnes pratiques » par les industriels miniers relève souvent - voire principalement - d'une stratégie de communication, et se confronte aux difficultés techniques de mise en œuvre ainsi qu'aux contraintes de rentabilité (Starke, 2002 ; Dashwood, 2014 ; Moodley *et al.*, 2018 ; Franken *et al.*, 2020 ; Systext, 2023).

L'étude de Systext (2023), qui recense environ 350 initiatives et en analyse dans le détail 75 parmi les plus fréquemment invoquées par l'industrie minière, souligne finalement leur relative inefficacité : « **les programmes et initiatives volontaires n'ont eu que trop peu, voire aucun, effet sur le terrain**. L'inefficacité des initiatives dans l'amélioration des performances de l'industrie minière trouve son origine dans la **faiblesse des exigences et dans le manque de mécanismes d'application, de contrôle et de sanction**. Le plus souvent, les initiatives se contentent de fournir des lignes directrices ou des attentes en termes de performances sans expliquer comment les entreprises peuvent les mettre en pratique « concrètement ». Ainsi, il est fréquent que les entreprises n'instaurent pas de politique permettant de traduire les engagements en des actions tangibles et ne mettent en place aucune procédure pour : (1) s'assurer de la conformité entre ces actions et les exigences des initiatives ; (2) évaluer l'efficacité de ces actions et apporter la preuve d'améliorations réelles sur le terrain ; (3) mettre en place des actions correctives ou de sanction en cas de non-conformité ».

La question de l'amélioration des pratiques est donc absolument essentielle, tant pour les décideurs et les citoyens que pour les industriels eux-mêmes. Il reste toutefois un travail majeur à conduire - ou poursuivre - pour 1) s'assurer que les pratiques définies sont efficaces et permettent, dans les faits et en s'appuyant sur des techniques et des suivis rigoureux, de réduire significativement les impacts environnementaux (mais également sociaux) des activités minières. Dans ce contexte, il apparaît primordial que ces pratiques soient élaborées de manière concertée par l'ensemble des acteurs concernés et soient validées par des organismes de certification indépendants (Dider *et al.*, 2025). 2) Les pratiques ainsi définies doivent également s'insérer dans un cadre réglementaire strict, contrôlable et contrôlé. Ainsi, plusieurs auteurs rappellent que les éléments réglementaires ou législatifs en lien avec l'amélioration concrète des pratiques minières existent bien souvent, mais ne sont que trop rarement mis en œuvre puisque ces activités ne sont que trop peu (ou pas du tout) contrôlées et encore moins sanctionnées (Williams, 2008 ; Goodland, 2012 ; MacInnes *et al.*, 2017 ; Rüttinger & Scholl, 2017). Dans le contexte de « déprise minière » qui prévaut en France et plus largement en Europe depuis les années 1980, les services régaliens de contrôle de l'activité se sont nécessairement « affaiblis ». Dans le cadre de la relance des activités extractives qui se dessine désormais, ces services devront nécessairement être renforcés, en nombre comme en compétences.

« Il est important de rappeler que, le plus souvent, et contrairement aux idées reçues, le principal obstacle n'est pas l'absence de règles mais la question de leur application pleine et entière. » (Systext, 2023)

« All of the countries examined had laws and regulations for the mining sector in place. Over the last decade, the majority of the countries analysed have revised these laws and regulations and included extensive environmental regulations. **The problems of the sector are not, therefore, due to an absence of laws and regulations, but rather regarding their implementation and enforcement.** » ¹⁶³ (Rüttinger & Scholl, 2017)

3.5.3. La gestion et les principaux acteurs de l'après-mine en France

Comme cela a déjà été évoqué, les anciennes mines sont très nombreuses en France. Dans le cadre de son audition par la Commission d'enquête sénatoriale sur les sols pollués en mai 2020, le directeur du groupement d'intérêt public (GIP) GEODERIS dénombrait plus de 5 600 titres miniers ayant été historiquement attribués en France, répartis sur plus de 3 000 communes¹⁶⁴ ; chiffre également repris par Izoard (2024). Au cours des années 1980, le déclin des activités minières françaises et la concomitante émergence des questions environnementales ont progressivement forcé la prise en compte des besoins nécessaires liés à l'après-mine, en lien notamment avec les conséquences géotechniques et la gestion des eaux d'exhaure en contexte post-minier (Vaulont & Vo Van Qui, 2011).

À la fin des années 1990, plusieurs effondrements et affaissements de terrain ont affecté le bassin minier de Lorraine (notamment à Auboué et Moutiers, en 1996) et mis en évidence à la fois les risques qui subsistent après l'exploitation du sous-sol et les problèmes posés par la disparition des exploitants. L'État s'est alors directement emparé de la problématique des risques résiduels liés à l'après-mine. Cette prise en compte a abouti à la Loi n°99-245 du 30 mars 1999, dite « loi de l'après-mine »¹⁶⁵ qui vient réformer le Code minier, et fait notamment de l'État l'unique garant du suivi (prévention, information, évaluation, intervention) et de la réparation des dommages dus aux anciennes activités minières (travaux de réparation ou indemnisation), en cas de renonciation du titre minier, de défaillance ou de disparition de l'exploitant (L. 155-3 du Code minier). La gestion opérationnelle de l'après-mine en France repose sur une imbrication de différents acteurs (Fig. 38) et bénéficie d'une coordination nationale conduite par la DGPR, dépendante du Ministère en charge de l'environnement. Elle poursuit 3 objectifs majeurs : anticiper le risque minier, prévenir sur le long terme les potentielles atteintes et réparer les dommages des anciennes exploitations minières et sécuriser leurs lieux (Ledoux *et al.*, 2019). D'un point de vue opérationnel, la gestion de l'après-mine est portée au niveau régional par les Directions régionales de l'environnement de l'aménagement et du logement (DREAL)¹⁶⁶. Ces dernières s'appuient sur une double-expertise combinant :

- d'une part, l'analyse et l'évaluation des risques, portées par le groupement

¹⁶³ Traduction proposée : « Tous les pays examinés disposaient de lois et de réglementations encadrant le secteur minier. Au cours de la dernière décennie, la majorité des pays étudiés ont révisé ces lois et y ont intégré des réglementations environnementales plus étendues. Les problèmes du secteur ne proviennent donc pas d'un manque de législation ou de réglementation, mais plutôt d'un défaut de mise en application effective. »

¹⁶⁴ Le compte rendu de la table ronde sur l'impact sanitaire et environnemental de la pollution des sols ayant accueilli des activités industrielles ou minières du 26/05/2020 peut être consulté suivant ce lien : https://www.senat.fr/compte-rendu-commissions/20200525/ce_pollution.html#toc2.

¹⁶⁵ Loi n°99-245 du 30 mars 1999 relative à la responsabilité en matière de dommages consécutifs à l'exploitation minière et à la prévention des risques miniers après la fin de l'exploitation : <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000759770>.

¹⁶⁶ <https://www.ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/gestion-lapres-mine>

GEODERIS¹⁶⁷. Cette analyse s'appuie notamment sur l'étude des différents aléas miniers (INERIS, 2006 ; INERIS, 2017 ; INERIS, 2018a) et doit aboutir à l'établissement d'une cartographie qui localise et hiérarchise les zones exposées à des phénomènes potentiels en surface ;

- d'autre part et si nécessaire, la **gestion opérationnelle *in situ* des risques identifiés, conduite par le Département de prévention et de sécurité minière (DPSM) du BRGM**. Le DPSM agit notamment en qualité de maître d'ouvrage délégué de l'État pour la conduite des travaux nécessaires à la prévention des risques et à la sécurisation des anciennes installations minières. Ses missions, décrites dans le décret n°2006-402 relatif à l'organisation administrative et financière du BRGM¹⁶⁸, relèvent avant tout de la réalisation des travaux de mise en sécurité et de confortement sur les sites miniers (Fig. 39), des interventions suite aux mesures d'expropriation¹⁶⁹, du suivi et de la surveillance des ouvrages - y compris hydrauliques - localisés sur d'anciens sites miniers et de l'alimentation du système d'informations lié à l'après-mine. Le DPSM est composé de 4 unités territoriales « après-mine » (UTAM), basées à Billy-Montigny (62), à Gardanne (13), à Orléans (45), ainsi qu'à Freyming-Merlebach (57). Elles permettent d'assurer les besoins d'intervention sur l'ensemble du territoire hexagonal. Entre 2007 et 2020, le DPSM a conduit en moyenne chaque année environ 40 travaux de mise en sécurité.

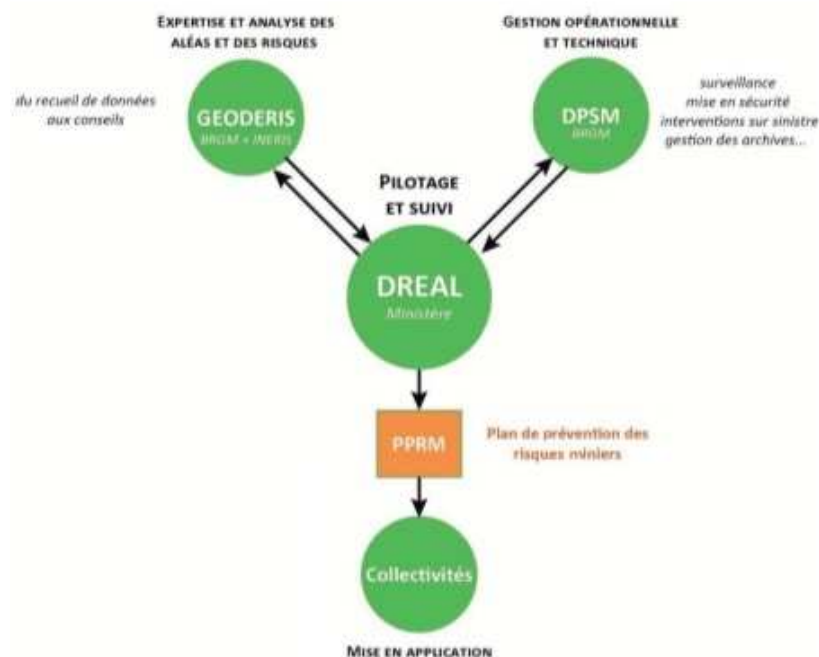


Figure 38 : Les principaux acteurs de l'après-mine en France et de leurs interactions (in Rossi & Gasquet, 2017).

¹⁶⁷ GEODERIS (<https://geoderis.fr/>) a d'abord été un pôle d'appui régional lorrain en lien avec les problématiques d'après-mine, créé en 1998 sous l'égide du BRGM et de l'INERIS en anticipation de la réforme du Code minier de 1999. Le GIP GEODERIS est créé par la suite, le 4 décembre 2001, et successivement prorogé jusqu'en 2021, 2026 puis, plus récemment jusqu'en 2032. GEODERIS a, avant tout, été en charge de l'inventaire des déchets issus des industries extractives, en conformité avec la directive européenne DDIE 2010/21/CE (GEODERIS, 2012 ; Albrecht *et al.*, 2014). GEODERIS est désormais en charge de l'évaluation des risques liés à l'existence d'anciennes exploitations de substances concessibles dans le sous-sol. Le groupement pilote ainsi, avec l'appui technique du BRGM et de l'INERIS, les études environnementales et sanitaires sur les sites identifiés comme nécessitant des investigations complémentaires.

¹⁶⁸ Le décret n°2006-402 du 4 avril 2006 modifiant le décret n° 59-1205 du 23 octobre 1959 relatif à l'organisation administrative et financière du BRGM et portant dispositions transitoires relatives à Charbonnages de France est consultable suivant ce lien : <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000607316>.

¹⁶⁹ L'article L. 174-6 du Code minier prévoit que l'État peut exproprier les biens exposés à des risques miniers menaçant gravement la sécurité des personnes lorsque les moyens de sauvegarde et de protection des populations s'avèrent plus coûteux que l'expropriation.

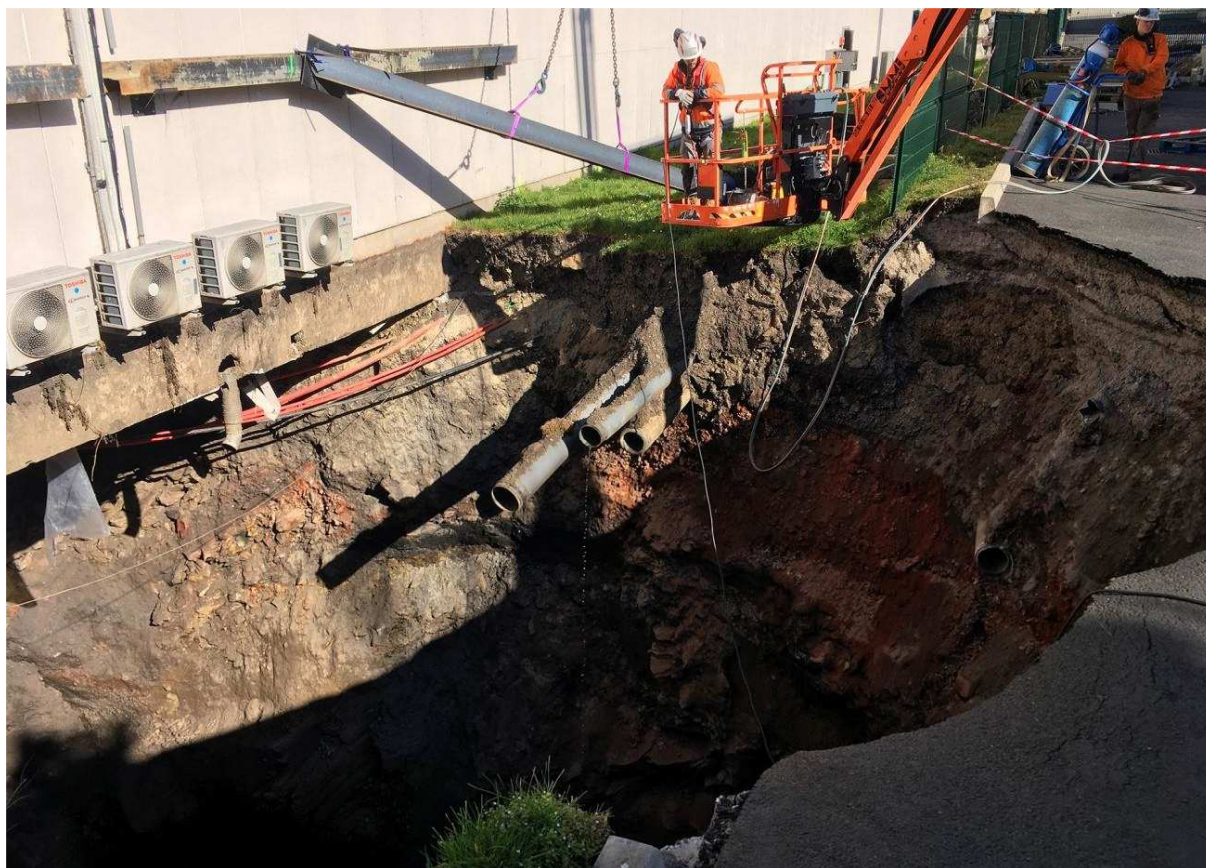


Figure 39 : Exemple d'intervention réalisée par le DPSM sur un fontis minier de près de 1 000 m³, apparu en mars 2021 à Saint-Étienne (en haut). La sécurisation du site (en bas) a été assurée en quelques semaines (© J.-L. Nédellec - BRGM).

À l'échelle locale enfin, la gestion des risques miniers peut être déclinée par les collectivités en **plan de prévention des risques miniers (PPRM)**¹⁷⁰. Ces outils permettent, à partir de la connaissance des zones d'aléas liés aux anciennes exploitations minières sur un territoire donné (préalablement établie par GEODERIS), de synthétiser et délimiter les zones directement ou non directement exposées aux différents aléas miniers en y définissant des interdictions ou des prescriptions relatives à l'occupation et à l'utilisation des sols ou aux projets d'aménagement (CEREMA, 2020). Les PPRM établissent également les mesures de prévention, de protection et de sauvegarde sur les biens et activités existants. Les orientations d'un PPRM reposent sur trois grands principes : diminuer les risques pour les personnes et assurer leur sécurité, permettre une vie locale acceptable tout en limitant les risques pour les biens, contenir le risque financier pour la collectivité. En 2024, 54 PPRM étaient approuvés et 4 en cours d'élaboration. Pour rappel, le budget alloué à la question de l'après-mine par l'État (via l'action n°11 « *Gestion de l'après-mine et travaux de mise en sécurité, indemnisations et expropriations sur les sites* » du Programme 181 relatif à la prévention des risques) est de l'ordre de 40 à 57 M€ par an depuis le début des années 2010 (43 M€ en 2025¹⁷¹). Ce budget a augmenté en 2026 (57 M€ soit + 35 %) en lien notamment avec la mise en œuvre du règlement européen relatif à la réduction des émissions de méthane¹⁷² et la surveillance des anciennes mines et charbon et puits de pétrole.

3.5.4. Le changement des pratiques minières en Guyane : un enjeu national

a) Les enjeux du territoire guyanais

Le territoire guyanais (84 000 km²) est couvert à environ 95 % par la forêt tropicale humide amazonienne et constitue à ce titre le plus grand réservoir de biodiversité à l'échelle nationale, ainsi qu'un immense puits de carbone. Les enjeux environnementaux y sont colossaux : la forêt guyanaise abrite une biodiversité exceptionnelle, marquée par un fort degré d'endémisme (espèces présentes uniquement en Guyane)¹⁷³. Un seul hectare de forêt guyanaise abrite ainsi plus d'espèces d'arbres que toute l'Europe continentale ; on y recense 140 à 200 espèces d'arbres par hectare contre seulement une dizaine d'espèces par hectare dans une forêt hexagonale. Concernant les milieux aquatiques, le réseau hydrographique « connu » est très dense (112 000 km)¹⁷⁴ et s'écoule majoritairement sous couvert forestier. Il demeure pourtant aujourd'hui peu précis quant aux tracés, et très lacunaire sur les parties amont du réseau (têtes de bassins versants) qui restent difficiles d'accès. Les cours d'eau de Guyane abritent eux aussi une faune aquatique remarquablement riche et diversifiée, marquée par un taux d'endémisme, supérieur à 25 % et qui pourrait atteindre 50 % (Le Bail *et al.*, 2012 ; Roussel *et al.*, 2022 ; Ozenne & Sertin, 2025). On dénombre notamment 367 espèces de poissons dulçaquicoles (vivant exclusivement en eau douce) ; contre 83 espèces pour toute la France hexagonale. Le fleuve Maroni abrite à lui seul plus de 284 espèces de poissons d'eau douce, dont au moins 49 espèces

¹⁷⁰ Les PPRM, instaurés par la loi n°99-245 sont mis en application par le décret n°2000-547 du 16/06/2000 pris pour l'application du chapitre IV du titre VII du livre Ier du code minier : <https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000000765577>.

¹⁷¹ Le projet annuel 2025 du programme 181 est accessible suivant ce lien : <https://www.budget.gouv.fr/documentation/file-download/27971>. La gestion économique et sociale de l'après-mine, dont le sujet n'intègre pas directement le périmètre de ce rapport, relève de l'action n°4 « Gestion économique et sociale de l'après-mines » du programme 174 « Énergie, climat et après-mines ». Cette action assure principalement le financement et le versement de prestations diverses aux retraités ou retraités anticipés des mines fermées et de certaines mines et ardoisières en activité. Les budgets alloués sont compris entre 250 M€ et 340 M€ par an depuis 2020. Le projet annuel 2025 du programme 174 est accessible suivant ce lien : <https://www.budget.gouv.fr/documentation/file-download/27953>.

¹⁷² https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/17/rapports/cion-dvp/17b2047-ti_rapport-avis.pdf.

¹⁷³ La forêt guyanaise compterait entre 7 000 et 10 000 espèces végétales dont 1 800 espèces d'arbres, près de 1 600 espèces de vertébrés, 740 espèces d'oiseaux, 220 espèces de mammifères, 160 espèces de reptiles et plus de 400 000 espèces d'insectes (UICN, 2017 ; Deloitte, 2018).

¹⁷⁴ Le toponyme *Guyane* proviendrait de l'arawak « Guiana », signifiant « terre d'eaux abondantes » (OEG, 2023).

lui sont totalement endémiques (Clavier *et al.*, 2023). Le nombre d'espèces de poissons dulçaquicoles recensées continue de progresser et pourrait dépasser 500 espèces dans les années à venir (Lalagüe *et al.*, 2023). En effet, malgré les progrès récents, il persiste encore d'importantes lacunes de connaissance quant à la diversité des espèces des milieux aquatiques guyanais. À titre d'exemple concernant les macroinvertébrés, on estime qu'environ 10 % seulement des espèces sont recensées. Nombre d'entre elles sont encore inconnues de la science et l'étude de leur écologie est encore balbutiante (Clavier *et al.*, 2023). Les caractéristiques de ces milieux terrestres comme aquatiques sont le fruit de plusieurs milliers - voire millions - d'années d'évolution géologique, géomorphologique et biogéographique. Les écosystèmes guyanais sont pourtant aujourd'hui menacés par un accroissement des pressions anthropiques, et tout particulièrement des activités extractives aurifères (Hammond *et al.*, 2007 ; Tudesque *et al.*, 2012 ; CEB, 2019 ; Melun & Le Bihan, 2020).

b) Panorama des activités minières de Guyane

À l'instar du constat dressé chez ses voisins du Plateau des Guyanes, les activités minières s'intensifient ces dernières décennies en Guyane (Rahm *et al.*, 2017 ; Rahm *et al.*, 2021 ; ONF, 2022 ; Pereira & Lobo, 2024 ; Ammar *et al.*, 2026). Actuellement, la Guyane constitue d'ailleurs la « figure de proue » des activités minières en France. En 2023, plus de 80 % des titres miniers valides concernaient le territoire guyanais (Tab. 2) où ils sont encadrés par le Schéma départemental d'orientation minière (Sdom)¹⁷⁵ entré en vigueur en 2011. Au-delà de la zonation autorisant ou non les explorations et exploitations minières, le Sdom présente également quelques mesures phares : 1) il interdit l'exploitation dans le lit des cours d'eau de plus de 7,5 m de largeur. 2) Il fixe un niveau de concentration maximal en MES pour les rejets vers le milieu naturel de 35 mg/l et impose une exploitation en circuit fermé. 3) Le Sdom rappelle l'obligation de remise en état des flats après exploitation.

En Guyane, les titres miniers prennent très majoritairement la forme d'exploitations aurifères alluviales : fin 2025, ils se composaient d'environ 70 AEX pour 14 concessions. Pour rappel une AEX est une autorisation de réalisation de travaux miniers, délivrée par le préfet sous forme d'arrêté, et définie aux articles L. 611 -1 et suivants du Code minier. **Il s'agit d'un titre dérogatoire mis en place pour développer les mines alluvionnaires.** Les exploitations minières permettent d'extraire entre 1 et 1,5 t d'or par an et emploient entre 350 et 450 personnes, suivant une trajectoire relativement stable depuis 2008¹⁷⁶. Dans la lignée de la réforme du Code minier, mais également porté par l'envolée actuelle du cours de l'or, **le rythme de demandes d'autorisation d'exploitation AEX s'est récemment considérablement accru (IEDOM, 2025)** : le cadastre minier Camino dénombre 12 demandes en 2023 contre 52 en 2025. De manière identique, le nombre de demandes d'autorisation de recherche (ARM) est passé de 34 en 2022 à 83 en 2025.

¹⁷⁵ Le Sdom vise à établir la compatibilité entre activités forestières et minières tout en soulignant l'importance de limiter les impacts des activités minières sur les milieux forestiers et aquatiques : https://www.guyane.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/SDOM_Guyane.pdf. La zonation distingue actuellement 4 zones : en zone 0 (cœur de parc, réserves naturelles, etc. qui représente 45 % du territoire guyanais), l'activité minière est interdite ; en zone 1 (8 % du territoire) seule la prospection aérienne et l'exploitation souterraine sont autorisées, en zone 2 (12 % du territoire) l'activité minière est autorisée sous contraintes, et en zone 3 (35 % du territoire), l'activité minière est autorisée et soumise au droit commun. Cette zonation peut être visualisée directement dans Camino.

¹⁷⁶ Dans le détail, on peut noter une légère décroissance (-18 %) du nombre d'employés sur la période 2021-2024. Les chiffres de la production annuelle d'or ainsi que le nombre d'employés de la filière sont actualisés sur l'onglet dédié à la Guyane du portail Camino (<https://camino.beta.gouv.fr/statistiques/guyane>). En 2024, la production a par exemple été de 1 072 kg pour 386 employés (soit environ 0,5 % des emplois guyanais). Pour les dates antérieures à 2021, les rapports économiques annuels de l'Institut d'émission des départements d'outre-mer (IEDOM) peuvent être consultés.

L'activité minière légale génère des bénéfices économiques dont le périmètre est difficile à cerner. Selon le rapport CGEDD/CGE de Larrouturnou (2021) : « *Sur le plan économique, les analyses qui permettraient de bien comprendre la situation de la filière ne sont pas disponibles : ni l'évolution des emplois et des métiers, ni la répartition de la valeur ajoutée ni les marges d'exploitation ne sont bien connues* ». La filière aurifère légale contribue à moins de 1 % du produit intérieur brut (PIB) de Guyane, et parmi les 36 secteurs d'activité analysés par Deloitte (2018) dans son étude, il s'agit du secteur marchand qui a le moins d'effets d'entraînement sur l'économie guyanaise. Le récent rapport de la Cour des comptes, intitulé « *La forêt guyanaise : des constats alarmants, des clarifications nécessaires* »¹⁷⁷ confirme le caractère « limité » des retombées économiques des activités minières pour le territoire guyanais. Au-delà de l'opacité du rapportage de la filière, le rapport s'interroge sur la fiscalité qui lui est appliquée : « *L'ensemble de ces données [concernant la fiscalité] peuvent être rapprochées du chiffre d'affaires de la filière, beaucoup plus élevé. Les retombées évaluées, et qui devraient faire l'objet d'une étude précise de la part des services de l'État avec l'interprofession minière, ne couvrent pas les coûts environnementaux, de réhabilitation des zones non remises en état, d'administration des dossiers et ceux de surveillance de l'activité légale et illégale* ». De manière identique, le rapport Larrouturnou (2021) pointe : « *Les dispositifs fiscaux sont mal adaptés à la captation par les pouvoirs publics de la rente minière* ».

En parallèle de ces activités légales, la Guyane fait face - à l'instar des pays frontaliers et plus largement des pays du bassin amazonien - à une importante présence d'orpailleurs illégaux, dynamisée par un cours de l'or au plus haut. Les estimations les plus récentes (IEDOM, 2024 ; Le Tourneau, 2024 ; Heemskerk & Le Tourneau, 2025 ; Ammar *et al.*, 2026) permettent d'estimer leur nombre entre 6 000 et 8 000 *garimpeiros*¹⁷⁸ pour une production annuelle comprise entre 3,5 et 5 t d'or. Selon les données de l'Observatoire de l'activité minière (OAM), les mines illégales opèrent principalement en alluvionnaire : sur 400 sites recensés, 300 sont alluvionnaires et 100 s'exercent en primaire. **Les conséquences de l'orpaillage illégal sont considérables autant que préjudiciables pour l'ensemble de la société guyanaise. Au-delà du pillage de la ressource aurifère, l'orpaillage illégal constitue en effet un désastre environnemental et social** (Taubira, 2000 ; Melun & Le Bihan, 2020 ; Serville, 2021 ; Le Tourneau, 2024). Par ses modalités d'exploitation et de récupération des paillettes d'or (amalgamation), l'orpaillage illégal participe notamment à accroître significativement les pollutions mécaniques, mercurielles et le risque sanitaire induit par ces dernières (*cf. infra*). Il génère par ailleurs une forte insécurité, du banditisme et polarise de nombreux trafics (drogue, armes, prostitution). Face à cela, la lutte contre l'orpaillage illégal fait l'objet d'un investissement fort de la part de l'État depuis 2002¹⁷⁹ et s'est renforcée en 2019 par la création de l'État-major de lutte contre l'orpaillage et la pêche illicite (EMOPI), qui coordonne l'action de l'ensemble des services de l'État engagés dans la lutte contre l'orpaillage illégal (LCOI). La LCOI bénéficie actuellement d'un budget annuel de l'ordre de 70 M€. Malgré cet engagement, le phénomène ne peut être que « contenu » et « son éradication à court ou moyen terme semble totalement hors de portée » (Larrouturnou, 2021).

La question minière en Guyane apparaît ainsi particulièrement sensible et clivante. Deux visions

¹⁷⁷ Le rapport est accessible suivant ce lien : <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2025-07/20250721-S2025-0694-Foret%20guyanaise-cahier-1.pdf>.

¹⁷⁸ Les *garimpeiros* sont très majoritairement (> 95 %) d'origine brésilienne (Le Tourneau, 2021 ; 2024 ; Ozenne & Sertin, 2025).

¹⁷⁹ Plusieurs opérations militaires et de police se sont notamment succédé : Anaconda » (2002-2004), « Toucan » (2004-2008), puis deux missions de grande ampleur « Harpie 1 » et « Harpie 2 » ont été menées 2008 et 2009. En 2010, la mission Harpie est pérennisée. Elle associe la Gendarmerie, les Forces armées de Guyane, la Police aux frontières, la Douane, le Parc amazonien de Guyane (PAG), l'ONF et l'OFB.

contradictoires s'opposent, et ce depuis près de 30 ans désormais : « exploitation de la ressource aurifère » *versus* « préservation et valorisation de milieux riches et peu résilients » (Abdelghafour *et al.*, 2023). Ces visions s'appuient chacune sur des politiques publiques qui semblent difficiles à concilier et parfois contradictoires. Il conviendra bien entendu d'ajouter à ceci, la très épineuse problématique de la LCOI. Depuis 2019, 6 rapports¹⁸⁰ ont été conduits par les pouvoirs publics et abordent sous différents aspects les problématiques minières en Guyane. Ceci illustre la sensibilité du sujet, dans un contexte par ailleurs confus autour des orientations souhaitées pour ces activités, à l'image des attermolements et retournements de situation en lien avec les projets *Cambior* et *Montagne d'Or* (Le Berre & Chailleux, 2021 ; Retourney, 2023). Ce panorama doit également être complété par deux éléments de contexte importants :

- Tout d'abord, l'écrémage progressif des gisements alluvionnaires guyanais est bien caractérisé et se traduit par une forte réduction des teneurs à l'échelle de ces dernières décennies¹⁸¹. Les activités se développent ainsi de plus en plus « en repasse » sur des zones déjà exploitées par le passé, parfois à plusieurs reprises. **Cet écrémage pose frontalement la question de la « durabilité » de la filière minière alluvionnaire - et des ressources aurifères dont elle dépend.** Le rapport Ozenne & Sertin (2025) rappelle d'ailleurs que « *les analyses du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) prévoient un tarissement des gisements d'or alluvionnaire d'ici une vingtaine d'années en Guyane* ». Melun & Le Bihan (2020) notent de la même manière : « *Si ces estimations [des volumes d'or disponible] sont là-encore extrêmement fluctuantes et approximatives, elles suggèrent que l'extraction d'or n'est plus réellement « durable » et que l'activité périlitera d'ici le milieu du XXI^e siècle* ». Les mêmes auteurs rappellent pour autant que « *l'idée de l'écrémage reste relative et doit se comprendre dans le contexte économique d'une période donnée* ». En effet, le cours de l'or influence directement le seuil de rentabilité des exploitations. Ainsi, même s'il est difficile de prévoir exactement quand elle se produira, « *la fin de l'exploitation alluvionnaire légale a un caractère inexorable* » (Larroutou, 2021).
- Enfin, il semble important de rappeler que l'or n'est pas identifié comme un métal stratégique, ni même critique par l'Union Européenne (cf. 2.2.1 - *Des enjeux d'approvisionnement et de souveraineté*). Par définition, il ne revêt ainsi donc pas de « grande importance économique » et ne présente pas « un risque élevé de rupture d'approvisionnement » pour la France comme pour ses partenaires européens. L'or ne constitue pas non plus une ressource centrale pour la transition énergétique (Trench *et al.* 2024 ; Braz Pires *et al.*, 2026).

¹⁸⁰ Dans l'ordre chronologique de publication :

- Rapport sur les enjeux socio-économiques et environnementaux des grands projets miniers en Guyane, (CGEDD, CGE, IGA, CGEDD, 2019, non diffusé) ;
- Rapport sur la lutte contre l'orpaillage illégal en Guyane (AN, 2021 ; https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/ceorpguy/15b4404_rapport-enquete.pdf) ;
- Développement d'une filière aurifère responsable en Guyane (CGEDD, CGE, 2021, https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/aurifere-guyane.pdf) ;
- Évaluation de la mise en œuvre de la politique de la prévention des risques naturels et technologiques en Guyane (IGEDD, CGE, 2024, https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/risques-naturels-guyane.pdf) ;
- Rapport d'observation définitive : La forêt guyanaise : des constats alarmants, des clarifications nécessaires - Cahier 1 (Cour des Comptes, 2024, lien présenté à la page précédente) ;
- Rapport de la mission d'information sur l'état des cours d'eau (AN, 2025, https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/17/rapports/cion-dvp/17b2070_rapport-information.pdf).

¹⁸¹ « Si lors du premier cycle de l'orpaillage, le seuil de rentabilité se situait autour de 5,5 g d'or/m³ traité, Esambert (1964) le fixe à 2 g/m³ pour les placers correctement mécanisés. En 1993, Pétot indique une rentabilité à 0,7 g/m³ sur certains flats. Actuellement, certaines exploitations peuvent être rentables malgré des teneurs inférieures à 0,5 g/m³ » (Melun & Le Bihan, 2020).

c) *L'impact caractérisé des activités minières en Guyane*

Les activités minières (légalles et illégales) impactent les écosystèmes terrestres et aquatiques. Elles participent à la destruction directe et à la fragmentation des habitats et constitue à ce titre une menace importante pour la biodiversité de Guyane (De Mérona *et al.*, 2001 ; Tejerina-Garro & De Mérona, 2001 ; Vigouroux *et al.*, 2005 ; Hammond *et al.*, 2007 ; Laperche *et al.*, 2008 ; Brosse *et al.*, 2011 ; Tudesque *et al.*, 2012 ; Allard *et al.*, 2016 ; Dedieu *et al.*, 2014 ; Dezécache *et al.*, 2017 ; Gallay *et al.*, 2018 ; Cantera *et al.*, 2022 ; Cantera *et al.*, 2023 ; Coutant *et al.*, 2025). D'une manière générale, 5 grands types d'impacts peuvent être identifiés :

- **La déforestation** atteint environ 1 000 ha/an (Fig. 14) et plus de 35 000 ha ont été déforestés depuis le début des années 2000 (*cf.* 3.1.1 - *Déforestation*). Pour rappel, **les activités minières constituent la première cause de déforestation en Guyane comme chez ses voisins du Plateau des Guyanes** (Kalamandeen *et al.*, 2020 ; Rahm *et al.*, 2021 ; Hänggli *et al.*, 2023). Plus de 26 % de cette déforestation se produit dans un périmètre de protection de la nature, retranscrivant notamment la pression de l'orpaillage illégal au sein du Parc amazonien de Guyane (Ammar *et al.*, 2026).
- **La destruction totale des cours d'eau, des zones humides, des ripisylves, du lit majeur et des habitats qui leur sont associés** dans l'emprise des zones travaillées. Les activités minières s'effectuent très majoritairement en contexte alluvionnaire. Ainsi, depuis 2001, ce sont environ 4 000 km de criques qui ont été directement détruits par ces activités, suivant un rythme annuel de l'ordre de 100 km/an (ONF, 2022). Environ 30 % de ce linéaire (en moyenne 34 km/an) incombe aux activités minières légales et 70% aux activités illégales (Fig. 40).
- **La déstructuration totale des sols**, qui sont généralement creusés sur 3 à 7 m mais parfois jusqu'à 10 m de profondeur. Les exploitations minières contribuent également au lessivage et au décapage de sols très sensibles à l'érosion hydrique. Les matériaux exportés par le ruissellement rejoignent et polluent les cours d'eau (*cf.* ci-dessous). En l'absence de terres humifères, la reprise végétale est extrêmement réduite et partielle.
- **Les pollutions mécaniques des criques**, qui sont induites par l'augmentation significative de la charge en matière en suspension qui rendent les eaux turbides et contribuent à dégrader la qualité physico-chimique globale de la ressource en eau (réchauffement de l'eau, réduction de l'oxygène dissous). Les pollutions mécaniques contribuent en outre à la forte dégradation des habitats et des peuplements aquatiques (*cf.* 3.4.1a - *Impacts de l'accroissement de la turbidité et de la concentration en MES*). Pour rappel, l'ONF estimait en 2015 que plus de 10 000 km du réseau hydrographique étaient directement impactés par les activités minières (ONF, 2015).
- **Les pollutions mercurielles des criques**¹⁸² par la remobilisation du mercure contenu dans les sols et les sédiments (*cf.* 3.3.3 - *Déforestation, contamination de l'eau, de l'air et du sol : le cas du mercure*). Les travaux conduits par Laperche *et al.* (2007 ; 2008 ; 2014 ; 2019), Guédron *et al.* (2009 ; 2011a ; 2011b), Grimaldi *et al.* (2015) ou Pignoux *et al.* (2019) explicitent bien l'impact des activités minières sur les flux de mercure et les risques sanitaires induits.

¹⁸² En Guyane, l'utilisation du mercure est interdite depuis l'arrêté préfectoral AP n°1232/SG n°1232/SG du 8 juin 2004, entré en vigueur le 1er janvier 2006. L'usage du mercure reste cependant massif dans la filière illégale. En outre, le mercure « hérité » d'exploitations plus anciennes peut être relargué à l'occasion de « repasses » (voir Melun & Le Bihan, 2020).

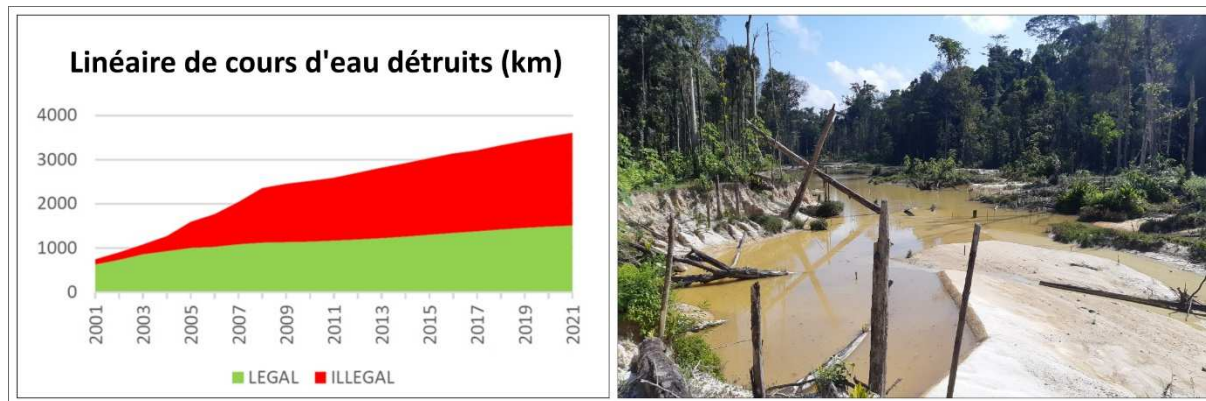


Figure 40 : Cumul du linéaire de cours d'eau détruit par l'orpaillage entre 2001 et 2021 (à gauche ; © ONF) et illustration de la destruction du lit de la crique Bagot par l'orpaillage illégal en 2021 (à droite ; © Melun).

Le rapport parlementaire sur l'état des cours d'eau en France, publié en novembre 2025, rappelle le lourd impact des activités minières sur l'état des cours d'eau de Guyane, et évoque le bon état « en trompe-l'œil » des cours d'eau guyanais (Ozenne & Sertin, 2025). En effet, depuis 2013, les états des lieux (EDL) réalisés en application de la DCE mettent en évidence une dégradation rapide et continue des masses d'eau « cours d'eau » de Guyane. En 2013¹⁸³, 83 % des cours d'eau étaient en bon ou très bon état écologique. En 2019, ils étaient 76 % et plus que 68 % en 2025. Concernant uniquement les cours d'eau en très bon état, ils constituaient en 2013 74 % des masses d'eau et à peine 60 % en 2025. Ces chiffres mettent en évidence la forte dégradation de l'état écologique des masses d'eau, contrevenant au principe fondamental de non dégradation de l'état des masses d'eau, imposé par la DCE. **Ces dégradations sont très majoritairement la conséquence des activités minières légales et illégales** : d'après les éléments fournis par le Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (Sdage) de 2019¹⁸⁴, plus de 80 % des dégradations affectant les cours d'eau de Guyane résultaient des activités minières (légales et illégales confondues) et des dégradations hydromorphologiques qu'elles génèrent. Enfin, et malgré l'apparente luxuriance des milieux forestiers guyanais, **il est également important de rappeler la grande durabilité des impacts induits par les activités minières en milieu tropical** : plusieurs auteurs estiment que l'établissement d'une forêt secondaire diversifiée sur les sites exploités est d'ordre pluri-décennal à séculaire selon le degré de perturbation et la qualité de la réhabilitation conduite (MacDonald *et al.*, 2015 ; Poorter *et al.*, 2016 ; Salomon *et al.*, 2016 ; Kalamandeen *et al.*, 2020 ; Chambi-Legoas *et al.*, 2021 ; Larroutou, 2021 ; Abdelghafour *et al.*, 2023 ; Atwood *et al.*, 2025).

d) Vers des solutions (efficaces) de mitigation ?

Malgré le Sdom, la principale difficulté réside dans l'incompatibilité apparente entre 1) les modalités actuelles d'exploitation des gisements alluviaux aurifères - largement majoritaires - d'une part, et 2) la préservation et la valorisation d'un patrimoine naturel fragile d'autre part. Il est important de rappeler que ces milieux, lorsqu'ils sont en bon état, fournissent tout un ensemble de services écosystémiques qui bénéficient à l'ensemble de la société guyanaise, à commencer par une eau potable de qualité, en quantité suffisante¹⁸⁵. Par ailleurs, **il convient de**

¹⁸³ L'EDL 2013 des masses d'eau de Guyane est accessible suivant ce lien : https://www.ceb-guyane.fr/images/7-Documentation/EDL_Guyane_2013-BDef.pdf.

¹⁸⁴ L'EDL de 2019 (CEB, 2019) des masses d'eau de Guyane est accessible suivant ce lien : https://cebguayane2.synapseweb.fr/images/4-Outils-de-gestion/EDL/2019/EDL_Guyane_OEG_RapportFinal_VF.pdf.

¹⁸⁵ En Guyane, environ 80 % de l'eau distribuée provient des eaux de surface.

fondamentalement distinguer les activités minières légales des activités minières illégales. Chacune de ces activités présente des statuts différents, des modalités différentes, des impacts différents. Les dégâts qu'elles peuvent générer nécessitent donc des réponses spécifiques et adaptées qu'il conviendra d'envisager indépendamment. Ces réponses devront intégrer 1) des mesures d'évitement et de réduction et 2) des travaux de réhabilitation efficaces sur les sites dégradés.

En l'état, le principal levier opérationnel face aux impacts des activités minières illégales relève bien entendu de la répression. Les conclusions des récents rapports parlementaires (Serville, 2021 ; Ozen & Sertin, 2025) militent pour un **renforcement significatif des moyens humains et financiers alloués à la LCOI, ainsi qu'un durcissement de la réponse pénale.** Au-delà des interventions *in situ*, notamment conduites par les Forces Armées de Guyane (FAG) et la Gendarmerie, les missions de LCOI ciblent désormais les flux logistiques qui alimentent les chantiers illégaux au cœur de la forêt guyanaise, permettent leur fonctionnement et encouragent les divers trafics. Cependant, face à l'ampleur géographique du phénomène, la réponse ne peut être envisagée qu'à une échelle adaptée, c'est-à-dire supra-régionale, dans le cadre de coopération transfrontalière et d'actions communes avec le Suriname et le Brésil (Le Tourneau, 2021 ; Menet & Bondaz, 2023 ; Le Tourneau, 2024 ; Kelle & Villien, 2024).

En complément du volet répressif, **l'idée d'une substitution des activités illégales par l'installation d'exploitations légales est régulièrement promue.** La récente réforme du Code minier intègre même cette solution par l'article L. 621-4-1 CM¹⁸⁶, tout comme la mesure n°11 de la Stratégie Nationale Biodiversité (SNB)¹⁸⁷. Si cette pratique permet théoriquement « d'occuper le terrain » voire de « repousser les illégaux », plusieurs tests ont déjà été réalisés en Guyane, entre 2013 et 2015 puis en 2019¹⁸⁸. **Leur bilan s'avère extrêmement mitigé :** sur 20 anciens sites illégaux identifiés, uniquement 10 d'entre eux ont été exploités - et marqués par une faible rentabilité - et seuls 6 sites ont été réhabilités. *« Nous ne saurions considérer comme probants les résultats de l'expérimentation conduite de 2013 à 2015. La preuve de la possibilité d'exploiter légalement une zone de manière à éviter tout retour d'exploitants illégaux n'a pas été établie. »* (M. Masson, propos rapportés par Serville, 2021). De manière identique, pour Larrousturou (2021) : *« Les résultats de la procédure accélérée conduite en 2013-2015 ne montrent pas de façon probante que l'exploitation légale peut apporter une contribution significative à la LCOI. D'autre part, et c'est un élément important qu'il faut clairement reconnaître : la preuve n'est pas faite, à ce jour, qu'il sera possible d'exploiter légalement un site aurifère de façon rentable jusqu'à un niveau « d'épuisement du gisement » qui peut permettre d'éviter le retour des orpailleurs illégaux »*. Au-delà de cette expérimentation, les rapports parlementaires de Serville (2021) et de Ozenne & Sertin (2025), le rapport de la CNCDH (2018) comme les travaux de Retourney (2023) ou de Kelle & Villien (2024) pointent également plusieurs limites à cette initiative :

- **En Guyane, l'activité légale a un très faible effet dissuasif sur les activités illégales,** et dans certains cas, l'octroi des titres miniers peut même favoriser, par l'ouverture de piste et la confirmation d'un gisement « rentable », l'arrivée et le développement des

¹⁸⁶ « Afin de lutter contre l'orpaillage illégal, le représentant de l'État peut délimiter un périmètre à l'intérieur de zones irrégulièrement exploitées et ouvertes à l'activité minière par le schéma départemental d'orientation minière, où sera conduit un projet, au sens du 1° de l'article L. 122-1 du code de l'environnement, destiné à prévenir un danger grave pour les intérêts mentionnés à l'article L. 161-1 du code minier ou à y remédier. »

¹⁸⁷ Le détail de l'action n°11 de la SNB (2023) est accessible suivant ce lien : <https://biodiversite.gouv.fr/sites/default/files/2023-11/Mesure-11-Cahier-des-fiches-mesures-SNB2030.pdf>

¹⁸⁸ Le détail de ces expérimentations est présenté en annexe 6 du rapport Larrousturou (2021).

activités minières illégales à proximité. La période post-exploitation légale est très régulièrement caractérisée par un (re)déploiement des activités illégales.

- La grande majorité de l'activité illégale se produit en zones 0 et 1 du Sdom, notamment au sein du Parc amazonien de Guyane (PAG), interdite donc à l'exploitation légale.
- Cette mesure tend à accroître les risques de porosité voire de connivence (matériel, carburant, blanchiment) entre les filières légale et illégale, alors même que 80 % des mines légales se situent à moins de 5 km de sites illégaux.

Au-delà de la Guyane et dans des contextes politiques et réglementaires certes différents, plusieurs auteurs ont également montré l'inefficacité des mesures visant à promouvoir l'installation d'exploitations légales (ou à « légaliser » les exploitants illégaux) comme outil de réduction des activités illégales (Kolen *et al.*, 2013 ; Cremers *et al.*, 2013 ; Salo *et al.*, 2016 ; Damonte, 2018 ; Alvarez-Berríos *et al.*, 2021 ; Barboza da Silva *et al.*, 2022 ; Mestanza-Ramón *et al.*, 2022 ; Cortinhas Ferreira Neto *et al.*, 2024 ; Pacsi *et al.*, 2025 ; Sanchez-García *et al.*, 2025 ; Seccatore *et al.*, 2025) qui persistent, et parfois même bénéficient de ces mesures pour s'accroître. ***In fine, cette mesure n'apparaît pas concluante quant à ses objectifs premiers de réduction de l'orpaillage illégal.*** Pour autant, en juillet 2025 un arrêté préfectoral relatif à la mise en place de l'autorisation spéciale au titre de l'art. L. 621-4-1 est venu initier une nouvelle expérimentation unique, sur la crique Nationale¹⁸⁹. Ce positionnement peut finalement sembler ambigu. Le rapport produit par Galtier *et al.* (2024) préconisait d'ailleurs à ce sujet : « *d'étayer la position de l'État, qui n'est pas toujours comprise, ni partagée par tous, selon laquelle la mine légale constitue, là où elle est admise, un rempart contre l'orpaillage illégal* ».

« Excepté-es les opérateur-rices minier-es elleux-même, aucune personne rencontrée et experte des questions minières, tel-les nos interlocuteur-rices à la DEAL de Guyane, ne porte l'argumentaire selon lequel la mine légale permettrait de lutter contre la mine illégale. À notre connaissance, aucune étude n'accrédite non plus cette idée. Au contraire, les activités légales et illégales semblent souvent aller de pair. » (Retourney, 2023)

« L'analyse de la période 2010-2012 fait apparaître une certaine porosité entre les activités légales et illégales, qu'il s'agisse des flux logistiques, de l'approvisionnement en carburant et en matériel, de l'exploration de site au profit d'exploitants légaux par des illégaux, du développement d'activité illégale à proximité de sites légaux, ou même « de revendications d'exploitants légaux pour faire baisser le niveau des exigences administratives et environnementales du fait de l'orpaillage illégal. » (F. Mortier, propos rapportés par Serville, 2021)

Concernant la réhabilitation des zones exploitées illégalement en Guyane, le travail demeure considérable puisqu'elle n'est, bien entendu, jamais mise en œuvre. Le rapport de Serville (2021) identifiait déjà l'importance de conduire des travaux de réduction d'impacts sur les chantiers illégaux et évoquait la mise en place de « sites pilotes » au sein du PAG. Concernant ces sites, Madame Barbara Pompili, alors Ministre de la transition écologique, évaluait le coût de l'opération à un million d'euros pour une superficie totale de 40 hectares, ce qui revient à un

¹⁸⁹ <https://www.guyane.gouv.fr/Publications/Appels-a-Projets/2025/Mise-en-place-de-l-autorisation-speciale-article-L621-4-1-du-code-minier-Crique-Nationale>.

coût moyen de 25 000 € par hectare. Entre 2000 et 2023 la superficie impactée par les chantiers illégaux est de l'ordre de 13 500 ha, suivant une progression relativement stable d'environ 470 ha/an sur la période 2012-2023 (ONF, 2022 ; Linarès *et al.*, 2024). Cela suggère que **le coût de réhabilitation des zones orpaillées illégalement depuis 2000 s'élève à environ 337 millions d'euros, en croissance de près de 12 millions d'euros chaque année.**

Melun & Le Bihan (2021) ont proposé des solutions techniques afin de conduire des expérimentations d'atténuation d'impacts sur ces chantiers illégaux. Le récent projet ERIO (*Évaluation et Réduction des Impacts de l'Orpaillage en Guyane*)¹⁹⁰, porté par le PAG, prévoit la mise en œuvre de certaines de ces mesures d'atténuation sur des sites pilotes à partir de 2026. L'une des principales difficultés concernant les perspectives de mitigation des anciens sites illégaux réside dans le risque de repasse qui annihilerait tous les efforts déployés. Or ce risque demeure élevé dans un contexte où le cours de l'or poursuit sa progression. Les activités minières légales sont également impliquées dans la dégradation des milieux et de la biodiversité guyanaise alors même qu'elles sont strictement encadrées d'un point de vue réglementaire. L'évitement ou la réduction des impacts par les activités légales doivent ainsi s'appuyer 1) sur un respect strict des prescriptions¹⁹¹ qui encadrent les arrêtés d'autorisation et le contrôle de ce bon respect par l'autorité, et 2) sur une réelle amélioration des pratiques.

Il apparaît que **le bilan des contrôles effectués - au-delà des grandes difficultés de rapportage dont il fait l'objet**¹⁹² - **fait état de nombreuses non-conformités** en lien notamment avec les pollutions mécaniques, le mauvais phasage des travaux, la mauvaise gestion des déchets ou des défauts de réhabilitation (Cour des Comptes, 2025 ; Ozenne & Sertin, 2025). Le bilan des contrôles réalisés en 2022 et 2023 par le service de Police des mines de la Direction générale des territoires et de la mer (DGTM) et par l'ONF font état de **448 non-conformités pour 580 sites inspectés** ; soit en moyenne 3 non-conformités pour 4 sites inspectés. En cas de non-respect des prescriptions, une mise en demeure est adressée à l'exploitant. Si l'infraction persiste, elle constitue un délit conformément à l'article L. 514-11 du Code de l'environnement¹⁹³. Selon la synthèse produite par la Cour des Comptes, les 448 non-conformités constatées en 2022 et 2023 n'ont fait l'objet que de 14 mises en demeure. Pour Ozenne & Sertin (2025) : « *La police des mines [...] effectue un nombre important de contrôles de suivi de chantier et peut, lorsqu'elle constate un manquement à ces obligations, prononcer diverses prescriptions allant jusqu'à l'arrêt total de l'exploitation. Mais ses effectifs ont longtemps été très insuffisants et paraissent toujours trop justes pour remplir pleinement ses missions de contrôle, laissant impunis de nombreux manquements des opérateurs miniers à leurs obligations. Toutefois, en pratique, la plupart des infractions ne sont pas sanctionnées.* »

Les non-respects de prescriptions en lien avec les travaux de réhabilitation sont particulièrement problématiques et contribuent à engendrer des impacts extrêmement durables sur les milieux et la biodiversité. Dans ce cadre, la bonne mise en œuvre des travaux

¹⁹⁰ <https://www.parc-amazonien-guyane.fr/fr/actualites/travail-sur-les-indicateurs-dimpacts-des-activites-dorpaillage>.

¹⁹¹ En droit, une *prescription* définit un ensemble de règles et de conseils formalisé par écrit réglementant officiellement une activité. Elle est donc fondamentalement différente d'une *préconisation* ou d'une *recommandation*, destinées à servir de guide ou de conseil aux pétitionnaires, sans portée juridique.

¹⁹² « L'opacité de l'administration en matière minière a été pointée par ces interlocuteurs. Il est déploré que les rapports d'inspection ne soient pas accessibles autrement que par l'intervention de la CADA. La mission regrette que le rapport annuel sur l'exploitation minière et sur les actions de l'Etat dans ce domaine, prescrit par le décret n° 2006-648, ne soit pas établi et rendu public. Elle regrette que les comptes-rendus de la Commission départementale des mines ne soient pas publics. Elle recommande que les rapports d'inspection minière et éventuelles mises en demeure soient à l'avenir rendus publics sur le site Camino, sur le modèle de la publication des rapports d'inspection des installations classées » (Galtier *et al.*, 2024).

¹⁹³ https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000025144660.

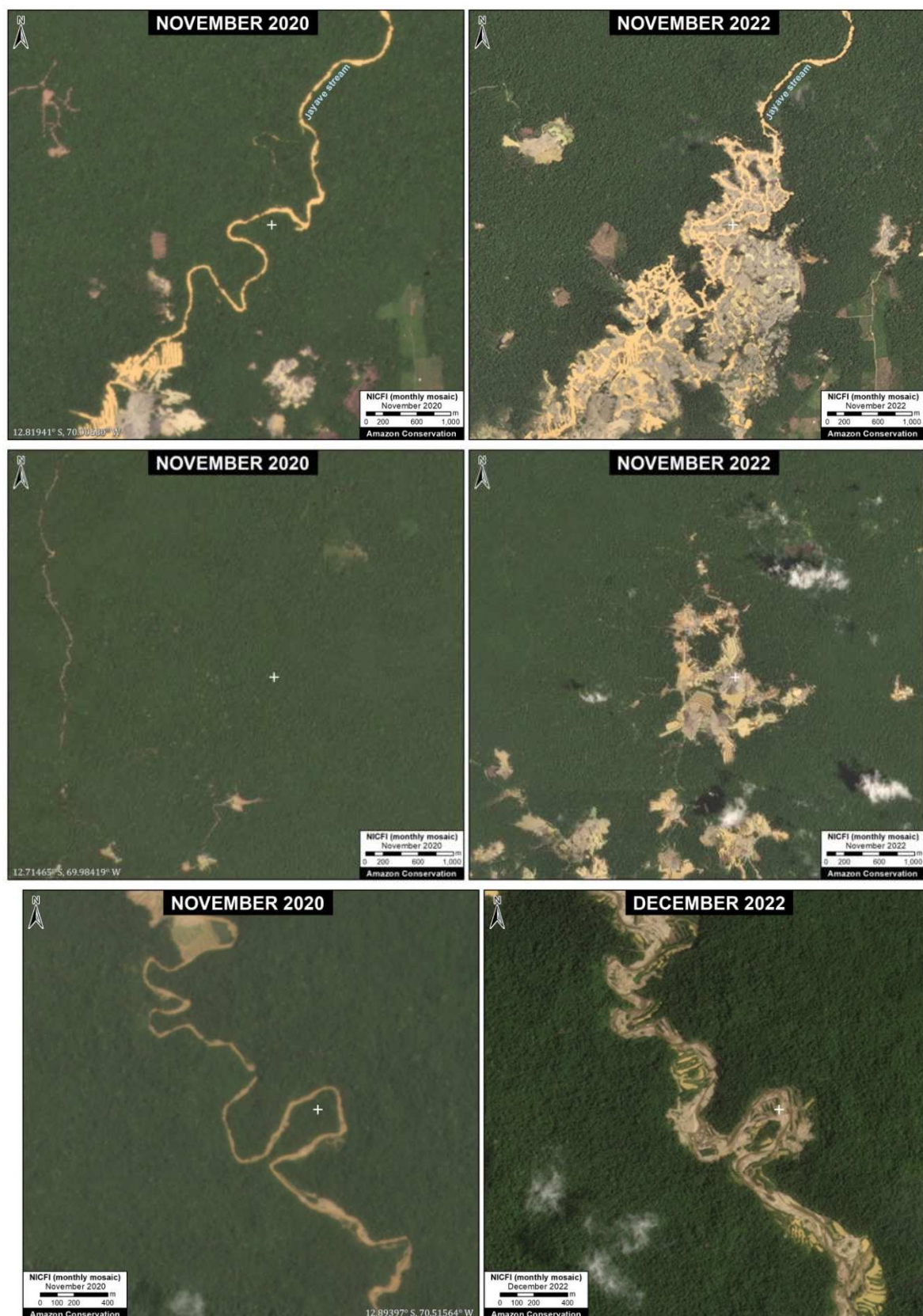
de réhabilitation des sites exploités constitue une priorité absolue sur laquelle insiste le rapport IGEDD / CGE de Galtier *et al.* (2024)¹⁹⁴. Pour rappel, l'art. 155-3 du Code minier (*cf.* 2.1 - *Mines vs. Carrières*) ne fixe aucune limite de durée à la responsabilité d'un opérateur minier quant aux dommages sanitaires ou environnementaux qui résultent de son activité. Cependant, lorsqu'un opérateur est défaillant (ou disparu), c'est l'État qui devient garant de la réparation des dommages induits par l'activité sur ces mines « orphelines ». **En 2024, l'ONF estimait à environ 5 500 ha la surface des mines orphelines en Guyane** (dont près de 4 000 ha résultant d'anciennes AEX), **et évaluait le coût de leur réhabilitation entre 54 et 82 millions d'euros** ([Cour des comptes, 2025](#)).

Au regard de ce bilan, il apparaît nécessaire 1) d'améliorer et de standardiser les méthodes de suivi des activités minières ([Noucher & Salinas-Kraljevich, 2024](#)), 2) de consolider les moyens dédiés à la LCOI, et 3) d'envisager un renforcement des contrôles des activités minières légales, ainsi que des moyens humains et logistiques sur lesquels reposent ces contrôles. Il s'agit de faire de ce renforcement **un levier concret en faveur d'une amélioration des pratiques**, qui restent encore trop régulièrement défaillantes dans la prise en compte des prescriptions réglementaires. En parallèle, une réelle amélioration « technique » des pratiques doit être initiée et portée par les opérateurs miniers. Salomon *et al.* (2016), Melun *et al.* (2021) ou Timsina *et al.* (2022) ont notamment proposé des éléments ou guides de préconisations techniques en vue de réduire les impacts des activités minières alluvionnaires lors de la phase d'exploitation et de préparer au mieux la phase de réhabilitation des zones exploitées. Plusieurs projets partenariaux (ONF, DGTM, OEG, OFB, etc.) visant à poursuivre la nécessaire amélioration des pratiques sont actuellement en cours. Ils s'intéressent à la mise en œuvre opérationnelle de solutions techniques d'exploitation et de réhabilitation, y compris sur les mines orphelines dont l'État a récupéré la gestion.

« [...] **« Les prescriptions imposées aux sociétés minières ne sont pas suffisamment suivies et, si les exploitants ne prennent pas en charge l'intégralité des coûts de réhabilitation, l'État devra trouver des financements pour intervenir, à défaut de quoi les dégradations resteront non corrigées. »** ([Cour des Comptes, 2025](#))

« [...] *Quelle que soit la réalité de ces progrès - déjà accomplis ou en encore à accomplir - en matière de réhabilitation des sites, il est indéniable que l'activité aurifère a un impact fort sur l'environnement, même si bien sûr cet impact porte sur une surface limitée de la forêt guyanaise. En cours d'exploitation d'un gisement alluvionnaire, l'activité a inévitablement des incidences importantes sur la faune et sur la flore de la forêt guyanaise, dont la richesse en matière de biodiversité est exceptionnelle. Et, malheureusement, ces incidences ne se limitent pas à la période de l'exploitation [...]. Il faut donc résolument poursuivre les efforts de réduction de l'impact sur l'environnement, mais il faut aussi admettre que l'activité minière à ciel ouvert restera un sujet de tensions avec la nécessaire protection de l'environnement, notamment en matière de qualité des eaux. »* ([Larrouturou, 2021](#))

¹⁹⁴ La recommandation n°17 du rapport produit par Galtier *et al.* (2024) propose notamment : « Accorder une priorité élevée au contrôle de la fin des travaux miniers [...]. Définir plus précisément les exigences de réhabilitation après travaux miniers, avec l'ONF et l'OFB. Favoriser l'émergence et assurer la promotion des meilleures pratiques. »



Suivi de la progression des fronts d'exploitations minières illégales dans la région du Madre de Dios (Pérou) entre 2020 et 2022. La déforestation est estimée sur ce secteur à plus de 18 000 hectares en 2 ans, affectant pour partie les territoires indigènes (© Finer & Mamani, 2023 - *Monitoring of the Andes amazon Program*: <https://www.maaprogram.org/peru-gold-mining-update/>).

CONCLUSION ET PERSPECTIVES SUR LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX

Les activités minières impactent donc lourdement - de manière directe et indirecte - la biodiversité des milieux aquatiques et terrestres et affectent l'ensemble des services écosystémiques (Aska *et al.*, 2025). Si certaines espèces plus généralistes, ou envahissantes, peuvent profiter ponctuellement ou localement des niches ouvertes par les exploitations, le bilan environnemental global en matière de biodiversité et d'atteinte au milieu est très significativement négatif. Les perspectives futures en matière d'accroissement de la demande et des volumes extraits devraient ainsi encourager un changement transformateur urgent autant que nécessaire.

Cependant, les tendances sur les deux dernières décennies - et l'ensemble des projections à moyen terme - présentent des trajectoires comparables et inquiétantes au regard des quantités toujours plus colossales en matériaux (mais également en eau et en énergie) nécessaires à produire la même quantité d'une substance minérale cible. En corollaire à l'augmentation des besoins et des quantités effectivement produites, un important accroissement des impacts environnementaux inhérents aux activités minières a déjà été mis en évidence ces dernières décennies (Halada *et al.*, 2008 ; OCDE, 2018 ; IRP, 2019 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Watari *et al.*, 2021 ; UNEP, 2024b). Cet accroissement concerne avant tout la déforestation, les pollutions et les émissions de GES, dont les conséquences écologiques et sanitaires sont très lourdes aux échelles régionale et globale (Fig. 41). Dans ce cadre, les filières extractives du fer et du cuivre apparaissent particulièrement incriminées ; or les demandes annuelles pour ces métaux devraient s'accroître de manière significative au cours du XXI^e siècle (*cf. infra*). Martens *et al.* (2021) soulignent finalement le caractère « **intrinsèquement non soutenable** » de la filière minière dans ses dispositions actuelles d'exploitation¹⁹⁵.

Comme déjà évoqué en introduction, les projections à moyen terme (2050-2100) permettent de rendre compte de la **forte augmentation prévue du volume des extractions pour la seconde moitié du XXI^e siècle**, et tout particulièrement pour les minéraux métalliques et non métalliques (Fig. 2A). Ces projections s'appuient sur l'accroissement de la démographie et des richesses mondiales ; mais également sur la demande exceptionnelle en certains métaux spécifiques, notamment utilisés dans les technologies-clés liées aux énergies renouvelables, à l'électrification ou à l'industrie du numérique (Ali *et al.*, 2017 ; Arrobas *et al.*, 2017 ; Elshkaki *et al.*, 2018 ; OCDE, 2018 ; IRP, 2019 ; Dedryver & Couric, 2020 ; Hund *et al.*, 2020 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Sovacool *et al.*, 2020 ; Watari *et al.*, 2020b ; Xu *et al.*, 2020 ; Herrington, 2021 ; Watari *et al.*, 2021 ; Cabernard & Pfister, 2022 ; Gregoir & Van Acker, 2022 ; IEA, 2022 ; Yokoi *et al.*, 2022 ; Grosse, 2023 ; Nijnsens *et al.* 2023 ; Ge *et al.*, 2024 ; UNCTAD, 2024 ; Michaux, 2024 ; Aska *et al.*, 2025 ; Giljum *et al.*, 2025 ; IEA, 2025 ; Malbec & Marie, 2025 ; Hyman *et al.*, 2026).

¹⁹⁵ « Moreover, the economic viability of processing such diminishing grade material relies on a continual improvement in the efficiency of mining technologies and/or the economy of scale [...]. Consequently, the current mining paradigm can be considered inherently unsustainable, and there is a recognized need for the development of new approaches for more sustainable exploitation of known but currently unviable metal deposits » (Martens *et al.*, 2021). Traduction proposée : « De plus, la viabilité économique du traitement de matériaux dont la teneur diminue dépend d'une amélioration continue de l'efficacité des technologies minières et/ou des économies d'échelle [...]. Par conséquent, le paradigme minier actuel peut être considéré comme intrinsèquement non durable, et il est reconnu qu'il est nécessaire de développer de nouvelles approches afin de permettre une exploitation plus durable des gisements métalliques connus mais actuellement non rentables. »

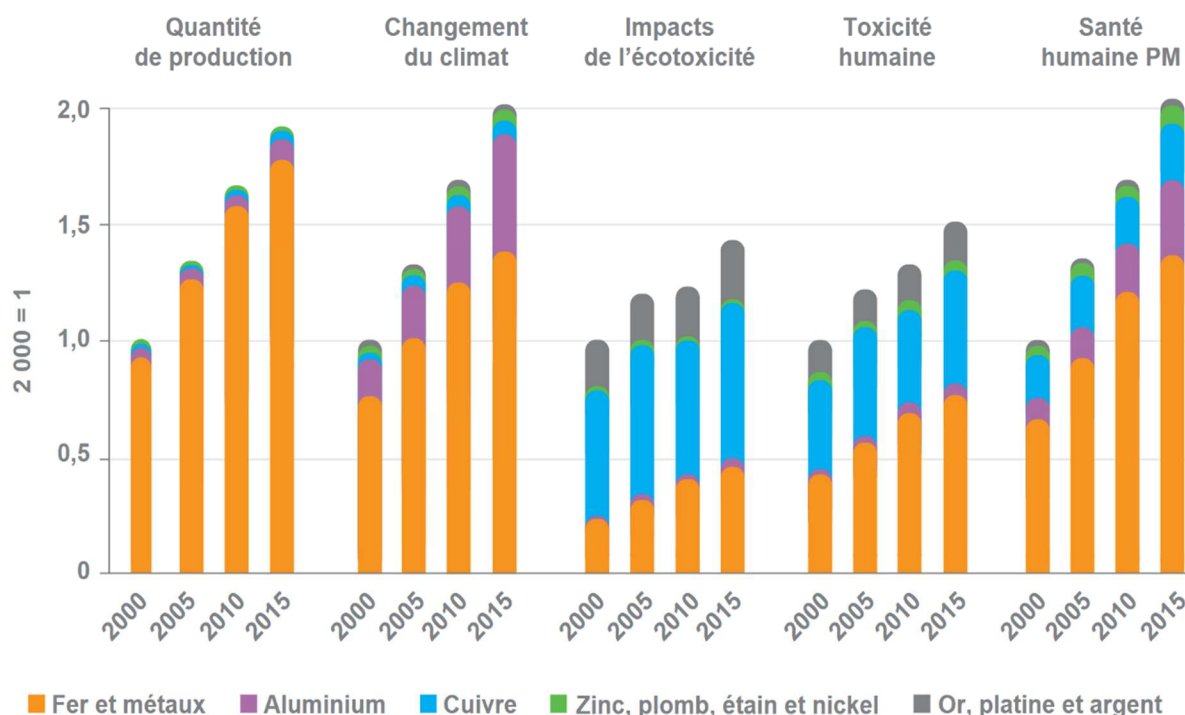


Figure 41 : Évolution de quelques impacts environnementaux majeurs associés aux productions minières entre 2000 (année de référence) et 2015 (IRP, 2019, in Bueb & To, 2020).

Le résultat de ces projections varie selon les matériaux étudiés et les scénarios projetés (en lien notamment avec le changement climatique et les conditions socio-économiques), mais **les trajectoires vers un accroissement considérables des demandes et des volumes extraits sont quasi-systématiques**. Pour illustration, l'OCDE (2018) estime que les extractions métalliques et non métalliques devraient, dans leur globalité, être doublées¹⁹⁶ à l'horizon 2060 par rapport à 2017. Le Programme des Nations unies pour l'environnement (IRP, 2019) considère que les extractions métalliques pourraient dépasser 18 milliards de tonnes en 2060¹⁹⁷, soulignant le caractère insoutenable de l'évolution des productions actuelles. Watari *et al.* (2021) estiment plus généralement que d'ici à 2100, la demande annuelle concernant les principaux métaux actuels¹⁹⁸ devrait être multipliée de 2 à 6 fois par rapport aux volumes extraits en 2010. Récemment, le rapport de Gregoir & Van Acker (2022) pour Eurométaux, comme l'UNCTAD (2024) ou l'IEA (2025) présentent des ordres de grandeur plus importants encore, estimant que pour atteindre les objectifs de l'Accord de Paris, **la production mondiale de nickel, de cobalt et de lithium, devraient respectivement, et uniquement dans les 30 prochaines années, connaître une augmentation d'environ 170 %, 400 % et 2 100 % par rapport aux volumes - déjà considérables - extraits en 2020.**

L'augmentation de la demande en métaux est également portée par les besoins nécessaires à la transition énergétique : le lithium, le nickel, le cobalt, le vanadium sont ainsi attendus pour répondre aux énormes besoins de stockage de l'énergie (notamment en lien avec le développement de la filière de production des véhicules électriques¹⁹⁹) ; le cuivre et l'aluminium

¹⁹⁶ Le rapport avance une croissance +126 % pour les minerais métalliques et +97 % pour les extractions non métalliques (sables, graviers, gypse, craie...).

¹⁹⁷ Pour rappel, 9,4 milliards de tonnes qui ont été extraites en 2022.

¹⁹⁸ Les métaux considérés dans l'étude sont le fer, l'aluminium, le cuivre, le plomb, le zinc et le nickel.

¹⁹⁹ Selon l'IEA, les besoins en lithium pour les véhicules électriques devraient passer de 70 000 t en 2022 à plus d'1 Mt en 2050, soit une augmentation de 1 400 % pour cette seule technologie. Voir également Nijens *et al.* (2023).

sont particulièrement mobilisés pour les réseaux de transmission et de distribution de l'énergie, le silicium, l'uranium et les terres rares nécessaires à la production d'énergie solaire, éolienne et nucléaire ; alors que de nombreux autres métaux (gallium, indium, cadmium, etc.) doivent répondre aux besoins de l'industrie des semi-conducteurs (Vidal *et al.*, 2019 ; Buisson, 2024 ; Aska *et al.*, 2025). Watari *et al.* (2020b) établissent une projection des besoins à l'horizon 2050 pour différents métaux critiques : la demande en lithium pourrait déjà être entre 6 et 50 fois supérieure aux niveaux de 2015 ; 3 à 10 fois plus pour le cobalt, et 2 à 28 fois plus pour les terres rares (Fig. 42).

Ces ordres de grandeur sont confirmés - voire réévalués à la hausse - par Aska *et al.* (2025), reprenant les projections pour 2040 de l'IEA : « **La demande en minéraux nécessaires aux technologies d'énergies renouvelables devrait augmenter considérablement d'ici 2040 : la demande de lithium devrait être multipliée par plus de 40, tandis que celle de cobalt, de nickel et de graphite devrait être multipliée par 20 à 25 par rapport aux niveaux de 2020. La demande en terres rares devrait être multipliée par 7** ». Hund *et al.* (2020) s'intéressent également à l'accroissement de la demande en métaux à l'horizon 2050 pour la filière énergétique (Fig. 43). Ils rendent compte de l'importance des « nouveaux » minerais - principalement métalliques - qui sont actuellement peu (ou moins) exploités, dans la perspective d'assurer la transition énergétique²⁰⁰. Si, en pourcentage, la demande peut apparaître faible, elle s'avère significative en termes absolus. Pour exemple, une augmentation de 9 % de la demande en aluminium d'ici 2050 équivaut à 103 Mt supplémentaires à extraire, soit plus que l'ensemble de la production mondiale en 2019 (Herrington, 2021).

*« Although the transition to renewable energy is expected to require less mining overall than the current fossil fuel-dominated energy system, a 6-fold increase in demand for energy transition-related minerals is projected between 2020 and 2040 under the global net zero emissions pathway. The scale and speed of renewable energy development hinges partly on the supply of raw materials, placing the mining sector at the forefront of the transition. However, mineral extraction also poses serious threats to biodiversity, including altering both abiotic and biotic conditions, affecting biodiversity throughout the lifecycle of mine operations, causing or intensifying declines in threatened species and ecosystem services, and encroaching into protected areas and other areas important to future biodiversity persistence. »*²⁰¹ (Aska *et al.*, 2025)

²⁰⁰ L'IEA propose des projections des besoins pour 37 ressources minérales nécessaires à la transition énergétique : <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/critical-minerals-data-explorer>. Voir également ADEME (2024) et Voïta (2024).

²⁰¹ Traduction proposée : « Bien que la transition vers les énergies renouvelables devrait entraîner moins d'exploitation minière dans l'ensemble que le système énergétique actuel, dominé par les combustibles fossiles, une augmentation de la demande en minéraux liés à la transition énergétique d'un facteur six est prévue entre 2020 et 2040 dans le cadre du scénario mondial vers une neutralité carbone. L'ampleur et la vitesse du développement des énergies renouvelables dépendent en partie de l'approvisionnement en matières premières, plaçant ainsi le secteur minier au premier plan de la transition énergétique. Pourtant, l'extraction minérale représente également une sérieuse menace pour la biodiversité, en modifiant les conditions abiotiques et biotiques, en impactant la biodiversité tout au long des processus miniers, en provoquant ou en aggravant le déclin des espèces menacées et des services écosystémiques, et en empiétant sur des aires protégées ainsi que sur d'autres zones cruciales pour la pérennité future de la biodiversité. »

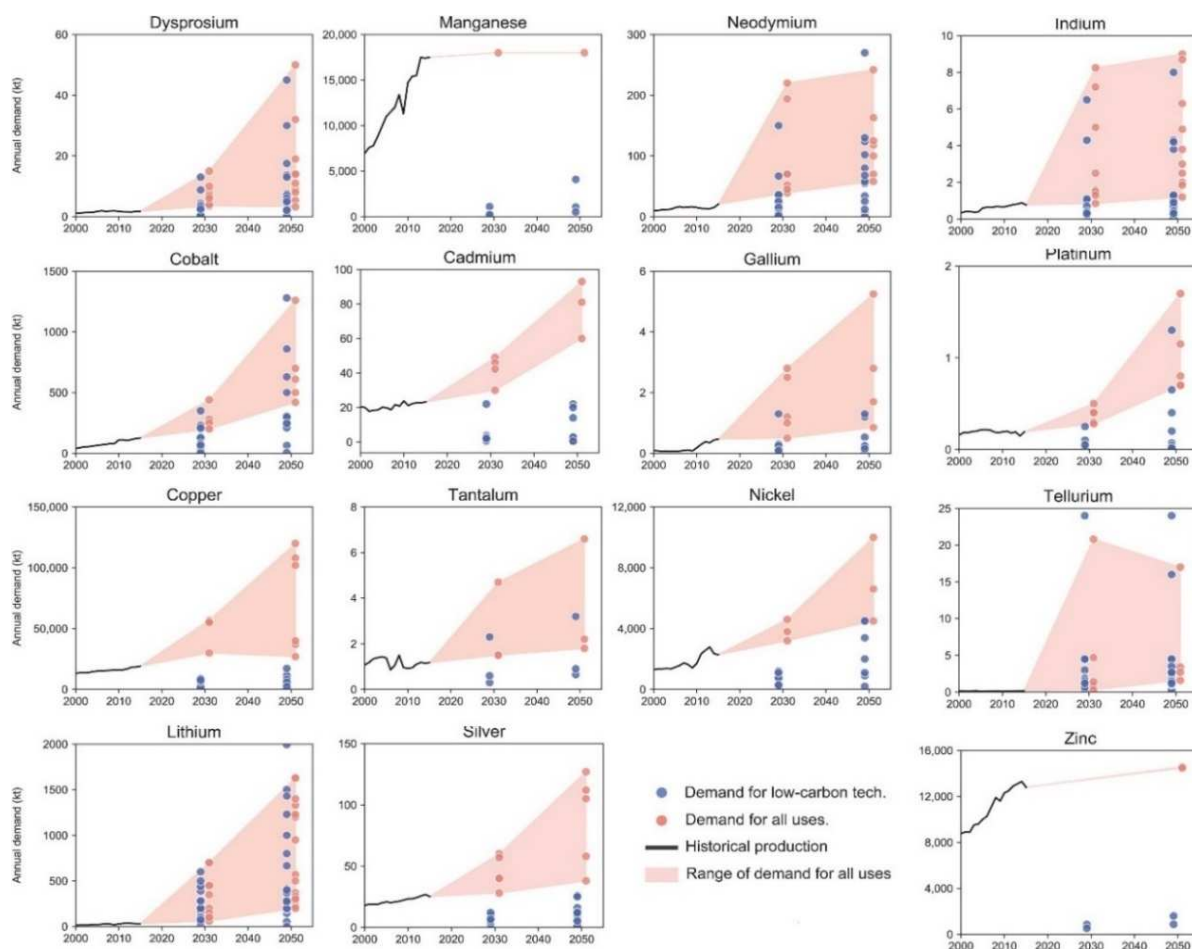


Figure 42 : Estimation de l'évolution des demandes pour 15 métaux critiques à l'horizon 2030 et 2050 (in Watari et al., 2020b ; modifié).

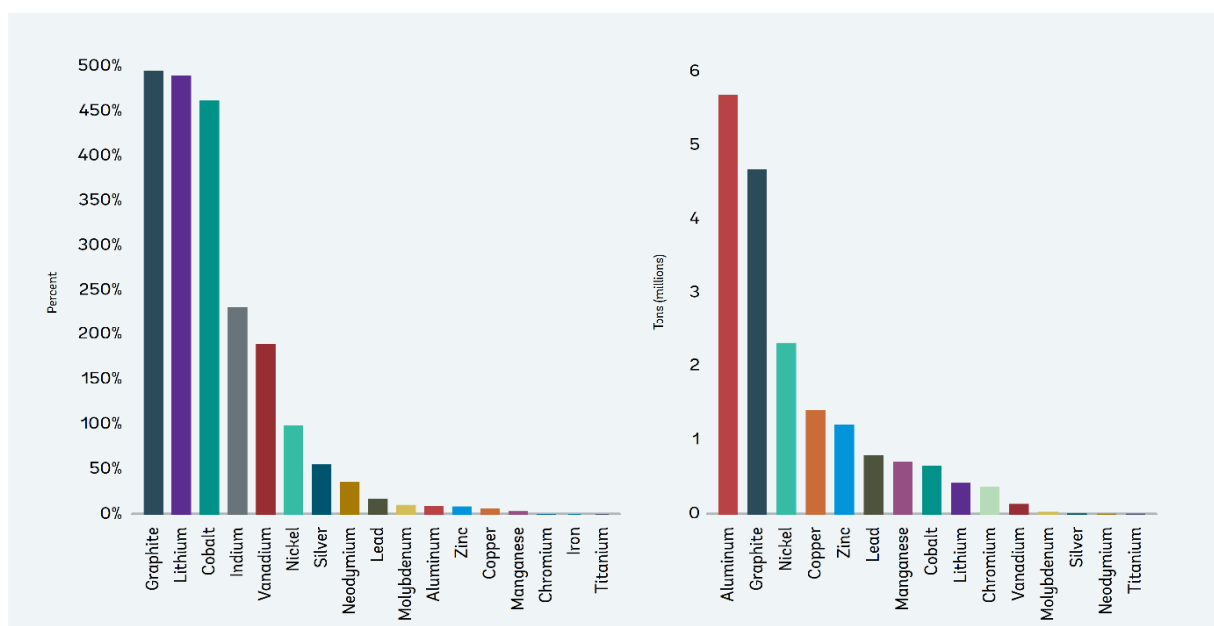


Figure 43 : Projection pour 2050 des demandes annuelles de l'unique filière énergétique pour 17 substances minérales nécessaires à la transition énergétique (in Hund et al., 2020). Demande annuelle en pourcentage de la production de 2018 (à gauche), et équivalent en masse annuelle (à droite).

Certaines études soulignent finalement la faible probabilité - voire l'incapacité potentielle - de la filière extractive à répondre, à court, moyen et même long termes, aux gigantesques besoins nécessaires pour assurer la transition énergétique (Fig. 44). Grosse (2023) souligne par exemple « *il n'est, mathématiquement, pas de solution durable à la question des matières premières, si leur consommation connaît une croissante de plusieurs pourcents par an* ». À l'échelle nationale, plusieurs publications récentes interrogent le caractère « soutenable » de la consommation actuelle et à venir en métaux, pour répondre aux besoins de la transition énergétique et digitale (Geldron, 2017 ; Bueb & To, 2020 ; WWF *et al.*, 2023 ; Systext, 2024 ; ADEME, 2024 ; Voïta, 2024). **Ces études insistent sur l'importance d'engager de profondes réflexions quant aux stratégies d'approvisionnement pour le futur d'une part et d'initier des politiques publiques fortes en lien avec la sobriété et l'économie circulaire l'autre part.** Ces constats sont d'ailleurs partagés à l'échelle européenne, dans la lignée de l'*European Raw Materials Act* (Donnen, 2022 ; European Commission, 2023a), comme à l'échelle internationale (OCDE, 2018 ; Van der Voet *et al.*, 2018 ; Moreau *et al.*, 2019 ; IRP, 2019 ; Gregoir & Van Acker, 2022 ; UNEP, 2024b).

Large gaps in the race to reach net zero

The world will need to substantially increase the production of critical minerals to meet clean-energy demand.

Committed mine production and primary demand, 2020–30

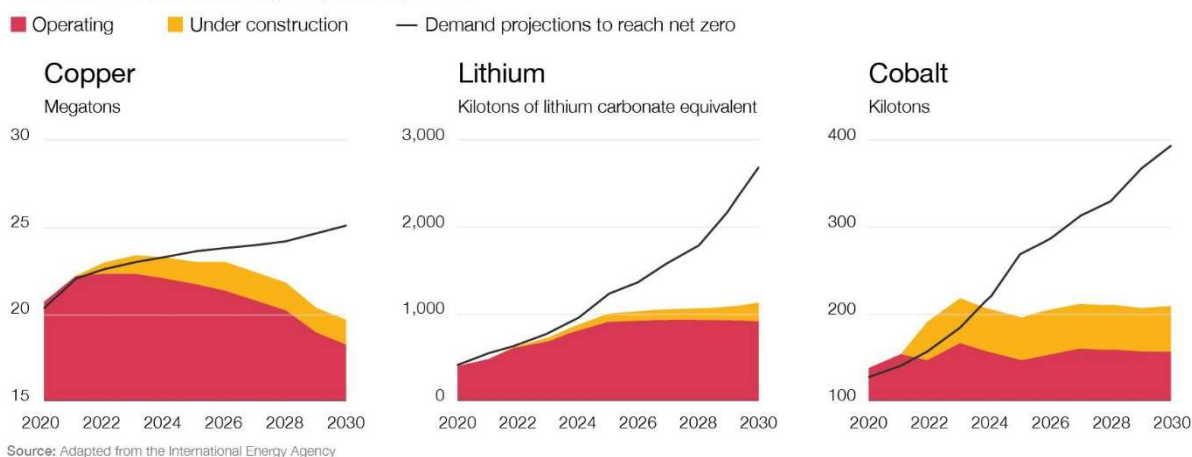


Figure 44 : Comparaison entre les capacités de production (actuelles et prévues) à l'horizon 2030, et les besoins nécessaires à l'atteinte des objectifs « zéro émission » pour 3 métaux particulièrement impliqués dans la transition énergétique, le cuivre, le lithium et le cobalt (in PwC, 2022 d'après IEA, 2022).

À l'échelle globale, Gregoir & Van Acker (2022) estiment que la transition énergétique nécessite d'ici 2050 un accroissement de 75 Mt de la production annuelle de métaux pour atteindre les objectifs de l'Accord de Paris (Fig. 45). **Ces besoins, couplés à la diminution avérée de la teneur des gisements exploités actuellement, interrogent la simple faisabilité technique de telles productions.** Pour Northey *et al.* (2014b) : « *les impacts économiques et environnementaux liés à l'augmentation des besoins production et à la baisse de la teneur du minerai - notamment ceux liés à la consommation d'énergie et d'eau, ainsi qu'aux émissions de gaz à effet de serre - constitueront des obstacles à la poursuite de l'expansion de l'industrie* ».

Sans remettre ici en cause les enjeux primordiaux de la transition énergétique, il est important de remarquer que - outre les défis techniques et technologiques majeurs qu'impose cette transition - **l'ensemble des projections réalisées met en évidence un accroissement significatif**

de la consommation en énergies fossiles pour la seconde moitié du XXI^e siècle, en raison de la part très élevée des énergies carbonées dans le mix énergétique de la plupart des pays producteurs de ressources minières. L'OCDE (2018) table ainsi sur une augmentation de 63 % des extractions de combustibles fossiles à l'échelle mondiale d'ici à 2060. Aramendia *et al.* (2023) montrent que la consommation d'énergie par la filière extractive devrait être multipliée entre 2 et 8 d'ici à 2060 (sans prendre en compte les besoins liés à l'extraction des combustibles fossiles) et s'inquiètent par ailleurs du manque global de prise en compte de ces besoins énergétiques à venir dans les modèles économiques. Ceci vient finalement **interroger la réalité même d'une « transition énergétique » décarbonée** (Fressoz, 2024).

L'augmentation prévue des demandes se traduira nécessairement par un accroissement net des impacts environnementaux, au sens large, de la filière extractive (Northey *et al.*, 2014b ; Kuipers *et al.*, 2018 ; OCDE, 2018 ; Van der Voet *et al.*, 2018 ; IRP, 2019 ; Hund *et al.*, 2020 ; Kholod *et al.*, 2020 ; Yokoi *et al.*, 2022 ; Braz Pires *et al.*, 2026). Concernant les GES, Yokoi *et al.* (2022), qui modélisent différents scénarios socio-économiques pour 2100, montrent que, quel que soit le scénario retenu, **les futures émissions liées à l'extraction de métaux sont incompatibles avec l'objectif de maintenir le changement de température en dessous de 2°C (RCP2.6)**²⁰². Kholod *et al.* (2020) montrent quant à eux **l'importance croissante des émissions de méthane par les exploitations de charbon tout au long du XXI^e siècle** : les émissions inhérentes aux exploitations souterraines seront multipliées par 4 entre 2010 et 2100. Les émissions induites par les anciennes mines abandonnées augmentent plus gravement encore d'un facteur 8, même si celles-ci font l'objet de mesures d'atténuation.

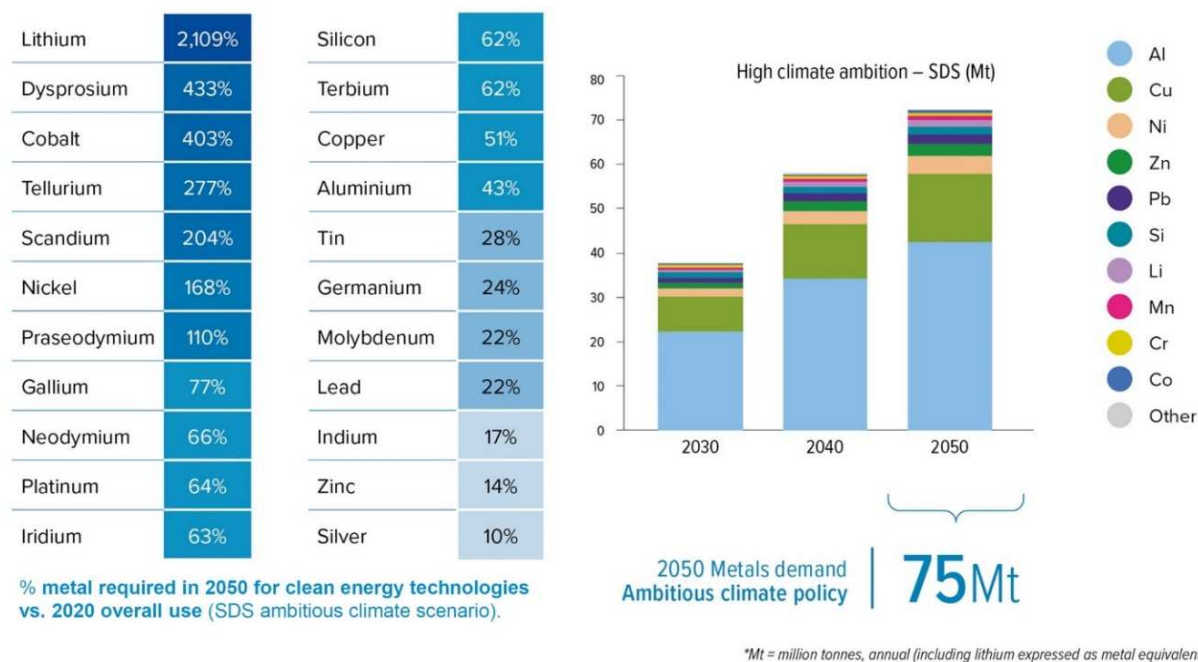


Figure 45 : Projection des besoins en métaux pour assurer la transition énergétique d'ici à 2050 dans le cadre du scénario SDS (*Sustainable Development Scenario*) nécessaire pour l'atteinte des objectifs fixés par l'Accord de Paris (*in Gregoir & Van Acker, 2022*).

²⁰² « However, due to increasing global metal demand and associated GHG emissions in the early century driven mainly by economic growth in the middle income level groups, the GHG emission reduction target required to maintain a temperature change below 2°C will not be achieved under any SSP (shared socio-economic pathways) » (Yokoi *et al.*, 2022). Traduction proposée : « Cependant, en raison de l'augmentation de la demande mondiale en métaux et des émissions de gaz à effet de serre qui y sont associées au début du [XXI^e] siècle principalement liées à la croissance économique des pays à revenu intermédiaire, l'objectif de réduction des émissions de GES nécessaire pour maintenir le réchauffement climatique en dessous de 2°C ne sera atteint dans aucun des scénarios socio-économiques partagés. »

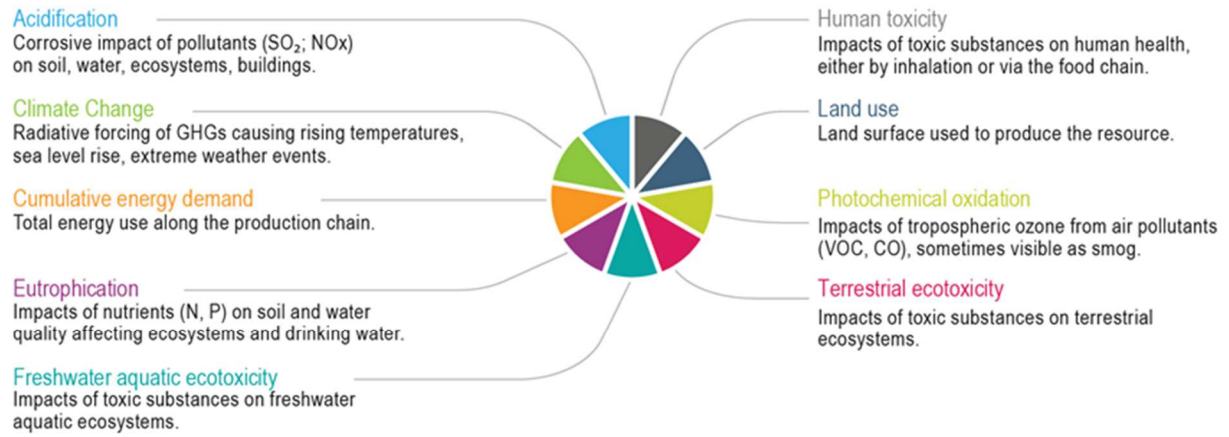
Le rapport de l'OCDE (2018) confirme d'une manière générale **les lourds impacts environnementaux prévisibles induits par les exploitations minières, qui devraient *a minima* être multipliés par deux d'ici 2060** (Fig. 46). Les augmentations les plus importantes (de 250 % à 400 %) en matière d'impacts environnementaux sont liées à la production de cuivre, de fer, de zinc, de plomb et de nickel²⁰³. **Elles devraient tout particulièrement affecter la dégradation et la pollution des milieux (aquatiques et terrestres), mais également la santé humaine** (OCDE, 2018, IRP, 2019 ; UNEP, 2024b). Ces impacts intègrent directement les principales causes d'érosion généralisée et massive de la biodiversité mondiale (IPBES, 2019 ; Jaureguiberry *et al.*, 2022). Par ailleurs, concernant la consommation en eau, Islam *et al.* (2025) soulignent les risques majeurs liés aux futurs besoins en eau pour l'extraction de certains métaux nécessaires à la transition énergétique, notamment le cuivre, le fer et le nickel, dans des régions déjà soumises à un stress hydrique significatif. Pour illustration, en 2010, 37 % de la production de cuivre dépassait déjà la capacité régionales des ressources en eau.

*« Similar to climate change, the circular economy agenda for metals appears to be huge and long term, but definitely worthwhile pursuing as it appears to be the only way to substantially reduce emissions related to metal production. However, it all starts with a better understanding of the resource system, the dynamic interface between society and the environment. This is the research agenda related to the circularity transition, that the research community has to address urgently. »*²⁰⁴ (Van der Voet *et al.*, 2018)

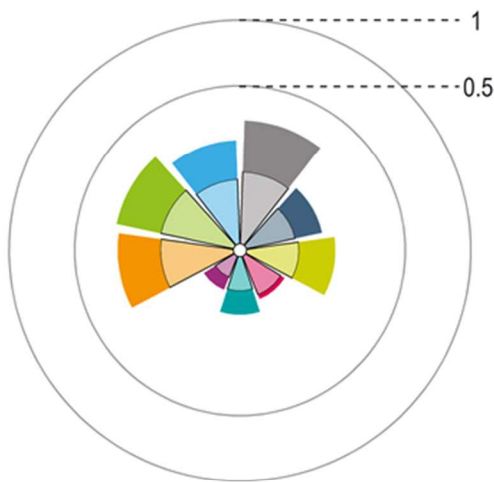
Si l'exploitation minière utilise moins de 1 % des terres mondiales, *« son impact négatif sur la biodiversité, la disponibilité et la qualité de l'eau et la santé humaine peut être plus important que celui de l'agriculture »* (IPBES, 2019). **Il est avéré que la filière extractive conduit aujourd'hui à une dégradation, parfois irrémédiable, des écosystèmes et de toute leur biodiversité** (Durán *et al.* 2013 ; Murguía *et al.*, 2016 ; Sonter *et al.* 2018 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Luckeneder *et al.* 2021 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2022 ; Aska *et al.*, 2024 ; Brabant *et al.*, 2025 ; Hoxha *et al.*, 2025 ; Barbarossa *et al.*, 2026 ; Braz Pires *et al.*, 2026). Cette trajectoire n'est pas propre aux milieux continentaux : la pression des explorations et exploitations minières sur les océans par le *deep-sea mining* se fait de plus en plus forte (*cf.* 2.3.3 - *Les extractions sous-marines*), alors qu'on compte déjà près de 6 500 installations pétrolières et gazières offshore dans le monde. De plus, la demande croissante - actuelle et à venir - en métaux, terres rares et combustibles fossiles se confronte directement à une nette diminution de la teneur des gisements terrestres. Pour rappel, il est estimé que la quantité de métaux à extraire dans les 30 ou 35 prochaines années dépassera la quantité cumulée produite depuis l'Antiquité jusqu'à aujourd'hui (Bihouix & de Guillebon, 2010 ; Vidal, 2018 ; Varin, 2022 ; ADEME, 2024 ; Voïta, 2024 ; Aska *et al.*, 2025).

²⁰³ Concernant ces deux premiers métaux (fer et cuivre), la demande devrait respectivement être multipliée par 2 et 4 à l'horizon 2100 (Watari *et al.*, 2021). Dans leur cas, l'augmentation des impacts environnementaux résulte principalement de l'importance des volumes concernés.

²⁰⁴ Traduction proposée : *« Tout comme la lutte contre le changement climatique, la mise en place d'une stratégie dédiée à l'économie circulaire pour les métaux apparaît immense et de long terme, mais indéniablement nécessaire, car elle semble être la seule voie permettant de réduire de manière substantielle les émissions liées à la production métallique. Au-delà, tout commence par une meilleure compréhension du système des ressources, c'est-à-dire de interactions dynamique entre la société et l'environnement. C'est là le programme de recherche associé à la transition vers la circularité, que la communauté scientifique doit aborder de toute urgence. »*



Aluminium



Copper



Iron



Other metals

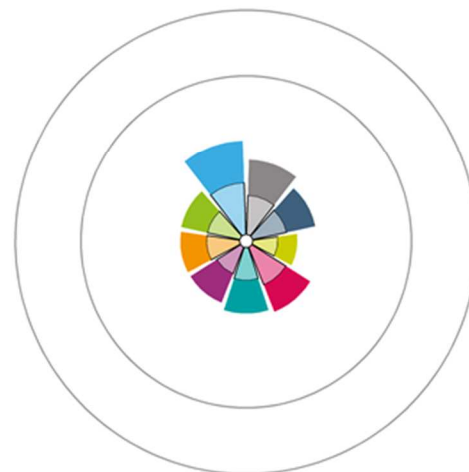


Figure 46 : Évolution des impacts environnementaux associés aux productions minières d'aluminium, de fer, de cuivre et des « autres métaux » (qui combinent les impacts du plomb, du manganèse, du nickel et du zinc). Ces impacts sont déterminés en 2015 (zones plus claires) et à l'horizon 2060 (zones colorées) par rapport à un indice « 1 », affecté aux plus forts impacts en 2060 (*in* OCDE, 2018).

« Cela signifie que la quantité cumulée de métaux à produire au cours des trente-cinq prochaines années dépasserait la quantité cumulée produite depuis l'Antiquité jusqu'à aujourd'hui. Ces chiffres, qui donnent le tournis, sont la réalité de la formule « croissance à taux constant ». Pour un taux de croissance constant de 5 % par an, la quantité double tous les douze ans. S'il a été possible de doubler la production d'aluminium depuis 2000, sera-t-il possible de la quadrupler dans les quarante ans à venir ? Au-delà de l'aspect comptable, il existe naturellement d'autres enjeux comme les impacts environnementaux et sociaux d'une croissance exponentielle, ainsi que de la demande énergétique. » (Vidal, 2018)

Ces besoins colossaux encouragent les prospections et les exploitations sur de nouveaux territoires jusque-là non-impacts voire « préservés », au premier rang desquels les milieux polaires et les milieux tropicaux plus reculés. Hyman *et al.* (2026) estiment qu'entre 2025 et 2050, environ 80 % des approvisionnements mondiaux en nickel proviendront des latérites nickélifères situées sous les forêts tropicales, tout particulièrement en Indonésie, Nouvelle-Calédonie et Philippines. La moitié du nickel extrait menacerait ainsi 10 % des surfaces terrestres mondiales les plus cruciales tant pour la conservation de la biodiversité que pour le stockage du carbone. Les régions arctiques, partagées entre 8 pays (Russie, États-Unis, Canada, Suède, Norvège, Finlande, Danemark et Islande) et dont la sensibilité environnementale est majeure, sont également marquées par un développement croissant des activités minières, facilité par le réchauffement climatique qui permet l'émergence de nouvelles routes maritimes et « offre » de nouvelles perspectives d'exploitation sur les zones plus septentrionales (Assefa-Hassen, 2016 ; Boyd *et al.*, 2016 ; Tovanen *et al.*, 2019 ; Rowe, 2021). Dans le même temps, la pression minière s'accroît significativement sur le continent antarctique, pourtant protégé par le Protocole de protection de l'environnement du Traité de l'Antarctique²⁰⁵ dit « Protocole de Madrid » (Choquet, 2018 ; Flamm & Hemming, 2022). L'accroissement de la pression minière sur les territoires est également à l'origine d'une recrudescence documentée - ou prévue - des conflits socio-environnementaux (Northey *et al.*, 2016 ; Raftopoulos, 2017 ; Deshaies, 2016 ; Tauli-Corpuz, 2017 ; Emmanuel *et al.*, 2018 ; Widana, 2019b ; Lèbre *et al.*, 2020 ; Scheidel *et al.*, 2020 ; Systext, 2021a ; Friser *et al.*, 2022 ; Berthet *et al.*, 2024 ; Buisson, 2024 ; Aska *et al.*, 2025), dont les populations autochtones sont fréquemment les premières victimes (Le Tourneau, 2015 ; Villén-Pérez *et al.*, 2018 ; Begotti & Peres, 2020 ; Quijano Vallejo *et al.*, 2020 ; Rorato *et al.*, 2020 ; Villén-Pérez *et al.*, 2021 ; Owen *et al.*, 2023 ; Scheidel *et al.*, 2023 ; Sellwood *et al.*, 2023 ; Leyton-Flor & Sangha, 2024).

*« L'activité minière suppose l'extraction de ressources à partir d'un territoire inévitablement rattaché à des populations. La réparation de la plus-value tirée de cette exploitation et des nuisances qu'elle génère répond à des pratiques historiques et à des dynamiques géopolitiques qui favorisent encore aujourd'hui l'exploitant au détriment du territoire dépositaire des ressources. On assiste à une privatisation des profits et à une socialisation des pertes [...] si bien que malgré d'importants revenus, l'industrie minière minimise ses redevances tout en laissant aux acteurs publics la charge de restaurer l'environnement. » (Friser *et al.*, 2022)*

²⁰⁵ L'article VII dudit protocole spécifie « Toute activité relative aux ressources minérales, autre que la recherche scientifique, est interdite. » Le texte est disponible suivant ce lien : https://documents.ats.aq/recatt/Att006_f.pdf.

Spatialement, le traitement et la gestion des impacts environnementaux (pollutions, dégradation et disparition des habitats, érosion de la biodiversité) se constatent avant tout à l'échelle locale (site, coalescence de sites) et régionale. Toutefois, l'accumulation et la généralisation des problématiques minières forcent désormais à une réflexion à l'échelle globale (Sonter *et al.*, 2018 ; Sonter *et al.*, 2020), à l'image de la nécessaire prise en compte des émissions massives de GES par les mines industrielles ou des pollutions mercurielles par les mines artisanales, souvent illégales. Ceci est d'ailleurs porté et promu par plusieurs organisations environnementales internationales (UNEP, UICN, IPBES). Dans ce sens, et à l'occasion du récent Congrès mondial de la nature (Marseille, 2021), l'UICN a adopté à la quasi-unanimité une résolution pour « **Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité** ». Dans le même temps, l'accroissement des surfaces exploitées augmente continuellement, comme la pression sur les aires protégées qui sont de plus en plus impactées par la fragmentation et la destruction d'habitats sur leurs marges, ou au sein même de leur périmètre (Durán *et al.*, 2013 ; Castello & Macedo, 2016 ; Flynn, 2018 ; Sonter *et al.*, 2020 ; Luckeneder *et al.*, 2021 ; Siqueira-Gay *et al.*, 2022 ; Aska *et al.*, 2024 ; Dossou Etui *et al.*, 2024).

« Sachant que l'exploitation minière est considérée comme l'une des industries ayant le plus fort impact sur la nature en raison des dommages importants qu'elle cause aux écosystèmes, et que la réhabilitation des sites exploités doit être améliorée et systématiquement réalisée [...]»

Notant que les gisements riches et facilement exploitables s'appauvrissent progressivement et que, par conséquent, les séquences d'exploitation affichent des teneurs en baisse, ce qui repousse les limites physiques et technologiques des projets et augmente les menaces et les impacts sur les écosystèmes sociaux. [...]»

[L'UICN] Invite les États à réglementer plus efficacement ces activités de prospection, d'extraction et de traitement sur leur territoire par une réglementation internationale et par la mise en œuvre effective de réglementations nationales et/ou locales ; Plaide pour que cessent les pratiques qui ne garantissent pas la sécurité de l'homme et la protection de la nature à long terme, issues de l'élimination des déchets miniers dans les écosystèmes terrestres, d'eau douce, marins et côtiers, comme l'utilisation de produits chimiques dangereux, afin de protéger l'homme et la nature. »
(UICN, 2021)

Ceci rend désormais absolument nécessaire la mise en œuvre ou le développement de pratiques minières « acceptables » et efficaces dans une perspective de réduction des impacts environnementaux (Miranda *et al.*, 2005 ; Goodland, 2012 ; IRMA, 2018 ; Melun *et al.*, 2021). Ces pratiques doivent en outre s'inscrire elles-mêmes dans un contexte réglementaire et normatif ambitieux et techniquement précis, afin de rendre l'activité plus vertueuse, plus aisément contrôlable et contrôlée. Pour ceci, il convient également de rappeler l'importance d'une amélioration de la transparence des entreprises minières qui devrait nécessairement - et urgemment - s'appuyer sur la mise en place d'un rapportage rigoureux, quantifié, spatialisé et mis à disposition du public (Larrouturou, 2021 ; Maus & Werner, 2024 ; Noucher & Salinas-Kraljevich, 2024 ; Werner *et al.*, 2024 ; Giljum *et al.*, 2025).

Par ailleurs, et comme l'illustre l'exemple guyanais (cf. 3.5.4 - *Le changement des pratiques minières en Guyane : un enjeu national*), il apparaît désormais nécessaire de mettre en balance l'empreinte environnementale de l'extraction d'une substance d'une part, et le caractère « stratégique » de cette même substance d'autre part. Ceci permettrait notamment de **distinguer les substances nécessaires à la transition énergétique, pour lesquelles il est collectivement accepté que « le jeu en vaut la chandelle », de celles qui ne le sont pas, comme l'or, l'argent ou le charbon.** Les récents travaux de Braz Pires *et al.* (2026) soulignent l'importante part des extractions aurifères (mais également des extractions de charbon) dans la dégradation substantielle - à l'échelle mondiale - des milieux aquatiques d'eau douce.

*« Our results indicate that among the subset of mines with identified primary commodities, gold mining is associated with the most extensive exposure of river systems to potential contamination, both globally (approximately 275,000 km under the severe assumption) and within CPAs [Conservation priority areas, n.d.a] (46,000 km). [...] Gold extraction poses serious environmental risks, particularly through the use of mercury and cyanide in ore processing, which contribute to long-term contamination of aquatic ecosystems and risks to biodiversity and human health. [...] Despite its significant environmental footprint, gold plays a negligible role in the global energy transition, as it is not required for decarbonization technologies and has limited industrial applications. Its value is predominantly financial and symbolic rather than functional, which underscores the need to critically evaluate the environmental costs of gold production in relation to its minimal contribution to sustainable development objectives. »²⁰⁶ (Braz Pires *et al.*, 2026)*

C'est également dans le temps qu'il faut considérer l'impact environnemental des activités minières : l'importance des dégradations géomorphologiques et hydromorphologiques et l'extrême persistance des pollutions (infinie dans le cas des mines de métaux et métalloïdes) doivent désormais **initier une réelle prise en compte de l'importance des travaux de réhabilitation, des besoins de gestion de l'après-mine et de ses impacts « hérités », susceptibles de faire sentir leurs effets sur plusieurs décennies, siècles, voire millénaires, après l'arrêt des exploitations** (Davis *et al.*, 2000 ; Leblanc *et al.*, 2000 ; Pyatt *et al.*, 2000 ; Cottard *et al.*, 2002 ; Grattan *et al.*, 2003 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2008 ; Johnston *et al.*, 2008 ; Bindler *et al.*, 2009 ; Arnaud *et al.*, 2010 ; Hudson-Edwards *et al.*, 2011 ; Vaulont & Vo Van Qui, 2011 ; Byrne *et al.*, 2012 ; Sumi & Gestring, 2013 ; Camizuli, 2013 ; Camizuli *et al.*, 2014b ; Potter & Johnston, 2014 ; Rossi & Gasquet, 2014 ; Byrne *et al.*, 2015 ; Doumas *et al.*, 2016 ; Grattan *et al.*, 2016 ; Mariet *et al.*, 2016 ; Tremblay & Hogan, 2016 ; Elbaz-Poulichet *et al.*, 2017 ; Morán *et al.*, 2018 ; Rossi *et al.*, 2017 ; Camizuli *et al.*, 2018 ; Li *et al.*, 2019 ; Briffa *et al.*, 2020 ; Rossi & Camizuli, 2021 ; Geltner, 2023 ; INERIS, 2023 ; Measham *et al.*, 2024 ; Tomczyk, 2024 ; Grosbois *et al.*, 2025 ; Sonter *et al.*, 2026).

²⁰⁶ Traduction proposée : « Nos résultats indiquent que, parmi le sous-ensemble de mines dont la ressource principale est identifiée, l'exploitation de l'or est associée à l'exposition la plus étendue pour les systèmes fluviaux à une contamination potentielle, tant à l'échelle mondiale (environ 275 000 km selon l'hypothèse la plus sévère) qu'au sein des zones prioritaires de conservation (CPAs ; 46 000 km). [...] L'extraction de l'or présente des risques environnementaux majeurs, notamment en raison de l'utilisation du mercure et du cyanure dans le traitement du minerai, qui contribuent à une contamination à long terme des écosystèmes aquatiques ainsi qu'à des risques pour la biodiversité et la santé humaine. [...] Malgré son empreinte environnementale importante, l'or joue un rôle négligeable dans la transition énergétique mondiale, car il n'est pas nécessaire aux technologies de décarbonation et possède des applications industrielles limitées. Sa valeur est principalement financière et symbolique plutôt que fonctionnelle, ce qui souligne la nécessité d'évaluer de manière critique les coûts environnementaux de sa production au regard de sa faible contribution aux objectifs de développement durable ».

En France hexagonale, la synthèse produite par Rossi & Gasquet (2014) permet de dresser un panorama historique des activités minières (notamment alpines²⁰⁷), et de la durabilité de leurs impacts dans le temps. Arnaud *et al.* (2005 ; 2010) ont pu identifier une intense pollution liée aux exploitations de plomb à proximité du Lac d'Anterne (Haute-Savoie), datée du II^e siècle. Baron *et al.* (2005 ; 2006) ont mis en évidence une pollution significative et un réel risque environnemental, associés aux exploitations antiques et médiévales des gisements de plomb et d'antimoine dans les Cévennes. Dans les Vosges²⁰⁸, sur des exploitations anciennes de plusieurs siècles, Mariet *et al.* (2016) ont montré la contamination et la biodisponibilité des ETM et métalloïdes (plomb, arsenic, antimoine, etc.) dans les sols. Camizuli *et al.* (2014b ; 2018) ont pu caractériser la pollution (plomb, cadmium) induite par les sites miniers morvandiaux de l'Âge du Bronze et l'actuelle biodisponibilité des ETM à proximité de ces sites. La gestion de l'après-mine est également capitale dans le cadre singulier de l'extraction des minerais radioactifs (GEP, 2010 ; CRIIRAD, 2014 ; CRIIRAD, 2023) et plus largement dans un contexte de changement climatique, où différents facteurs (bilan hydrique, température, précipitations, etc.) vont directement influencer les phénomènes physiques et géochimiques affectant les anciens dépôts miniers (Ledoux *et al.*, 2019) comme la chaîne de production (Savigne *et al.*, 2025).

« Metal mining represents humankind's earliest and most persistent form of environmental contamination. Waste from mining began to contaminate river systems as early as 7000 years ago. »²⁰⁹ (Macklin *et al.*, 2023)

« Abandoned mines are one of the most significant pollution threats in Britain. [...] Many thousands of mines have been abandoned and now discharge minewater containing heavy metals and other pollutants into our watercourses. Other more recently closed mines are still filling up with groundwater and will start discharging in the future. »²¹⁰ (Johnston *et al.*, 2008)

« La biodisponibilité des éléments traces métalliques a été estimée à partir de l'étude de mulots, de truites et de mousses aquatiques, utilisés comme bioindicateurs. Une relation négative entre les indices de condition et la concentration en plomb dans les animaux, et dans certains cas une plus grande instabilité de développement a été mise en évidence, suggérant la présence d'effets délétères sur les organismes. L'impact des anciens sites miniers et métallurgiques est donc toujours décelable dans les écosystèmes actuels. Ces sites doivent être surveillés, notamment au sein des zones protégées supposées à tort exemptes de toutes contaminations anthropiques. » (Camizuli *et al.*, 2014b)

²⁰⁷ Concernant les activités minières « historiques » dans les Alpes, la bibliographie est importante. Outre les actes coordonnés par Rossi & Gasquet (2014), les travaux de Durand (2005 ; 2010), Durand & Edon (2016) ; Bailly-Maître (2014 ; 2022), Ancel (2010), ainsi que les cartographies proposées par Rossi *et al.* (2017) peuvent notamment être consultés.

²⁰⁸ Concernant les activités minières « historiques » dans les Vosges, différents numéros de la revue « Pierres et Terre », éditée par la Fédération du patrimoine minier, peuvent être consultés, notamment le n°33 - *L'image des mines et de la métallurgie du Moyen-Âge à nos jours*, le n°34 - *Fouilles archéologiques mines et métallurgie. Panorama des sites Vosgiens* ou le n°36 - *L'eau et la mine* (<https://patrimoineminier.wixsite.com/editions/revue-pierres-et-terre>).

²⁰⁹ Traduction proposée : « L'exploitation minière métallique représente la forme de contamination environnementale la plus ancienne et la plus persistante de l'histoire de l'humanité. Les déchets issus de l'extraction minière ont déjà commencé à contaminer les systèmes fluviaux il y a environ 7 000 ans ».

²¹⁰ Traduction proposée : « Les mines abandonnées représentent l'une des menaces de pollution les plus importantes en Grande-Bretagne. [...] Des milliers de mines ont été abandonnées et déversent dans nos cours d'eau des eaux contaminées en métaux lourds et d'autres polluants. D'autres mines, plus récemment fermées, se remplissent encore en eaux d'exhaure et commenceront à rejeter ces effluents dans le futur proche ».

Au-delà donc de la réhabilitation des sites en fin d'exploitation, **la persistance des impacts des extractions minières doit nécessairement amener à s'interroger sur la problématique majeure des anciennes mines souvent abandonnées (mines dites « orphelines »)** déjà évoquée précédemment (cf. 3.1.2 b - *Les déchets miniers d'hier* et 3.5.3 - *La gestion de l'après-mine en France*). Le nombre précis d'anciens sites miniers reste très complexe à déterminer en raison de l'ancienneté de centaines voire de milliers d'exploitations passées. Toutefois et pour rappel, le GIP GEODERIS recense plus de 5 600 mines exploitées entre le XVIII^e et la fin du XX^e siècle. L'INERIS (2017) détaille : « *En plus des grands bassins miniers, en particulier de fer et de charbon, développés industriellement au XX^e siècle, il existe une multitude d'exploitations plus petites (plus de 5 000 titres miniers, plus de 3 000 communes concernées), parfois très anciennes, réparties sur l'ensemble du territoire* ».

La récente réforme du Code minier français, consacrée dans le cadre de la loi dite « Climat et Résilience » de 2021, vise à réduire le risque de nouvelles mines orphelines en étendant pour une durée de 30 ans les conditions d'exercice de la police résiduelle des mines, une fois l'arrêt des travaux intervenu ; ceci afin de permettre à l'État de rechercher la responsabilité des exploitants en cas d'apparition non immédiate de désordres environnementaux ou sanitaires après la fin d'une exploitation. Malgré ces nouvelles dispositions, et face 1) au nombre de sites en France, 2) aux enjeux environnementaux et sanitaires potentiels qu'ils représentent et 3) aux coûts énormes - et en réalité difficilement envisageables - de dépollution systématique, de gestion et de réhabilitation des sites ; **la démarche d'inventaire précis et de caractérisation des risques (études environnementales et sanitaires), de priorisation d'intervention puis de réhabilitation ciblée et efficace doit être poursuivie**. Une initiative parallèle de sensibilisation et d'information systématique et rigoureuse des citoyens semble prioritaire, et permettrait en outre de limiter la « défiance citoyenne », régulièrement observée face à l'émergence de nouveaux projets miniers en Hexagone (Chevrel *et al.*, 2017 ; Jourda, 2020).

En conclusion, les forts impacts environnementaux actuels des activités minières, l'important accroissement des contraintes d'exploitation (accessibilité des gisements, effondrement des teneurs, fourniture en eau et en énergie, etc.), les projections à moyen terme (20-50 ans) sur les besoins colossaux - et *a priori* difficilement soutenable - en métaux (et, intrinsèquement, en eau et en énergies fossiles), ainsi que la multiplication des projets miniers en France comme dans le monde, mettent en lumière un enjeu environnemental national et international majeur, et forcent **l'initiation d'un changement transformateur en lien avec les ressources minières d'une manière générale, et les ressources métalliques en particulier**. Celui-ci pourrait notamment s'appuyer sur :

- **une évolution rapide et significative des pratiques minières** en faveur d'une prise en compte des enjeux environnementaux pour une mine réellement « responsable », dans le respect des droits fondamentaux des populations locales et des peuples autochtones. Un cadre ambitieux et précis des règles détaillant les pratiques et techniques acceptables ou à proscrire, tant en matière d'exploration, d'exploitation que de réhabilitation des sites miniers, devrait être élaboré collectivement et partagé par l'ensemble des acteurs (organismes internationaux, opérateurs miniers, autorités étatiques et locales, institutions publiques, experts indépendants, associations environnementales, etc.). Ceci devrait s'appuyer sur le développement de cadres normatifs pragmatiques - ou leur renfort lorsqu'ils existent - aux niveaux international

(ISO)²¹¹, européen (CEN)²¹² ou national (AFNOR)²¹³. Au-delà, il semble désormais nécessaire de rendre ce cadre normatif - initialement volontaire - d'application obligatoire, en l'intégrant aux réglementations française et européenne en vigueur afin, *in fine*, de **concilier les enjeux d'activités extractives d'une part, et de protection de l'environnement d'autre part**. Ce cadre normatif pourrait également intégrer des dispositifs de régulation du commerce des produits extraits afin de renforcer sa prise en compte par les professionnels du secteur ;

- **un ambitieux renforcement des politiques publiques environnementales et des moyens alloués**, tant en matière de surveillance, de réglementation que de contrôle des activités minières. Cela implique en France un effort substantiel en matière de personnels et de compétences en police des mines, dans un contexte de quasi-disparition de l'activité depuis les années 1980 (« déprise minière »). Ceci permettrait dans le même temps d'assurer un accès essentiel aux données de suivi et un rapportage précis de l'activité minière autorisée, ainsi qu'un renfort dans la lutte contre les activités illégales, y compris dans sa dimension transfrontalière ;
- **une sélection précise et précoce (dès la phase d'élaboration) des projets miniers**. En Europe, cette sélection devrait s'appuyer 1) sur le caractère stratégique ou critique de la (ou des) substance(s) visée(s) afin, dans la lignée du CRMA, de promouvoir plus spécifiquement les substances identifiées comme nécessaires à la transition énergétique et écologique, et 2) sur **un évitement systématique des zones à enjeux en matière de biodiversité et des périmètres de protection de la nature** ;
- **une mise en œuvre de la séquence complétée « ERRC-S » (Éviter, Réduire, Réhabiliter, Compenser et Suivre)** pour l'ensemble des projets miniers français et européens conduits, ainsi que dans les pays bénéficiant d'un cadre réglementaire favorable. Cette séquence intégrée devrait être planifiée dès la phase d'élaboration du projet et faire l'objet d'un rapportage régulier auprès notamment des autorités administratives. Cette démarche devrait permettre 1) de consacrer l'évitement dans les zones à fort degré de

²¹¹ L'organisation internationale de normalisation (ISO) est historiquement impliquée dans de nombreux travaux en lien avec les activités minières depuis la seconde moitié du XX^e siècle (Righetti *et al.*, 2025). Un comité de normalisation ISO/TC82 (*mining*), dédié aux activités minières (<https://www.iso.org/fr/committee/50164.html>), comprend notamment un groupe technique dédié aux méthodes d'exploitation (WG11 - *Mining methods*) ainsi qu'un sous-comité traitant notamment des modalités de restauration / réhabilitation minière (SC7 - *Sustainable mining and mine closure*). Ce sous-comité comprend lui-même plusieurs groupes de travail (<https://www.iso.org/committee/5052041.html>) ayant produit à date 5 standards (ISO 20305:2020 - Fermeture et remise en état des mines - Vocabulaire ; ISO 21795-1:2021 - Planification de la fermeture et de la restauration des mines - Partie 1 : Exigences ; ISO 21795-2:2021 - Planification de la fermeture et de la restauration des mines - Partie 2 : Recommandations ; ISO 24419-1:2023 - Fermeture et remise en état des mines - Gestion des héritages miniers - Partie 1 : Exigences et recommandations ; ISO/TR 24419-2:2023 - Fermeture et remise en état des mines - Gestion des héritages miniers - Partie 2 : Études de cas et bibliographie). En outre, plusieurs autres comités techniques ISO adoptent une entrée par substance (par exemple, TC333 - Lithium ; TC298 - Terres rares ; TC26 - Cuivre et alliance de cuivre ; TC79 - Métaux légers (aluminium, titane, magnésium), ou TC155 - Nickel et alliages de nickel, etc.). En 2023, un nouveau comité de projet (PC348 - *Sustainable raw materials*) dédié aux critères de durabilité et aux meilleures pratiques du secteur minier, sur l'ensemble de la chaîne de valeur (de l'extraction au produit final) a également été approuvé.

²¹² Le comité européen de normalisation (CEN) est également impliqué dans de nombreux travaux en lien avec les industries minières (Righetti *et al.*, 2025). Plusieurs groupes techniques « historiques » adoptent une entrée par substance (par exemple, le CEN/TC132 - Aluminium ; le CEN/TC133 - Cuivre ou encore le CEN/SSM14 - nickel et ferronickel). Sous l'impulsion du CRMA, notamment par son art. 44.6 (« *The Commission shall request the European Standardisation organisations to develop European standards or European standardisation deliverables to support the objectives of this Regulation.* ») les processus de normalisation se sont accélérés menant notamment à la création de nouveaux comités techniques : le CEN/TC472 - Terres rares (approuvé juin 2023) et le CEN/TC477 - Production durable de matières premières issues d'activités minières (approuvé en avril 2024). Ces groupes sont respectivement établis en miroir des groupes ISO/TC298 et ISO/PC348 ainsi que ISO/TC82/SC7, évoqués précédemment.

²¹³ Plusieurs commission AFNOR sont également établies en miroir des comités européens et internationaux : la commission A59A s'intéresse au lithium (miroir du ISO/TC333), la commission A60A s'intéresse aux métaux et minéraux de spécialité (groupe miroir des groupes ISO/TC298, ISO/TC345 et CEN/TC472), et la commission X14A s'intéresse aux industries extractives souterraines et de surface (groupe miroir des groupes ISO/TC82/SC7, ISO/PC348 et CEN/TC477). Cette dernière est présidée par le bureau du sol et du sous-sol de la DGPR (voir Didier *et al.*, 2025).

préservation et les habitats exceptionnels et 2) de systématiser les travaux de réhabilitation et de compensation des habitats dégradés ;

- **un réel effort de transparence** de la part de l'ensemble des industriels miniers afin, comme évoqué ci-dessus, de favoriser un accès à des données quantitatives fiables de rapportage de l'activité lors de l'exploitation, mais également en termes de suivi dans un contexte d'après-mine. Cette transparence comprend également **l'information rigoureuse de l'ensemble des parties prenantes** dans le cadre de l'émergence de nouveaux projets miniers, favorisant finalement leur co-construction, la prise en compte des enjeux environnementaux et une meilleure acceptabilité de ces projets ;
- **la finalisation du recensement des sites miniers orphelins** en France hexagonale comme en Outre-mer (Guyane). Une évaluation systématique des impacts et risques associés à ces sites devrait être conduite et permettrait d'établir une priorisation d'intervention en matière de gestion et de réhabilitation ainsi qu'une diffusion partagée de l'information ;
- un questionnement frontal de l'acceptabilité « planétaire », c'est-à-dire à une échelle globale, des trajectoires actuelles pour les milieux et la biodiversité mais également pour notre société, interrogeant le simple caractère *soutenable* des trajectoires en cours et souhaitées pour demain. Ceci doit permettre d'envisager une information et une sensibilisation citoyenne à ces enjeux, afin de **systématiser des démarches vers plus de sobriété et d'économie circulaire au sens large**.

« *A first solution might be to **develop novel processes for metal production, especially for iron and steel production that use substantially less fossil fuels.** [...] A second solution could be to **gear policy toward a considerable reduction of metal, especially iron and steel, use.** [...] A third solution, explored in this paper and very suitable for metals, could be to **substantially increase the share of secondary production, or in other words to move toward a circular economy.*** » (Van der Voet et al., 2018)²¹⁴

« *Ultimately, a just renewable energy transition will require moving beyond reliance on technological fixes and compensation schemes: structural changes are required to address the root causes of overconsumption, safeguard biodiversity, protect community rights and ensure equitable access to the benefits of decarbonization. **Bridging existing knowledge gaps, reducing material demand through enhanced resource efficiency and circular economy approaches, and strengthening environmental and social safeguards are all essential to minimizing harm to and maximizing benefits for biodiversity and people.*** »²¹⁵ (Aska et al., 2025)

²¹⁴ Traduction proposée : « Une première solution consisterait à développer de nouveaux procédés de production des métaux, en particulier pour la production de fer et d'acier, qui utiliseraient beaucoup moins de combustibles fossiles.[...] Une deuxième solution pourrait être d'orienter les politiques publiques vers une réduction significative de l'utilisation des métaux, notamment du fer et de l'acier.[...] Une troisième solution, explorée dans cet article et particulièrement adaptée au secteur des métaux, serait d'accroître fortement la part de la production secondaire, autrement dit, de progresser vers une économie circulaire. »

²¹⁵ Traduction proposée : « En définitive, une transition énergétique juste nécessitera d'aller au-delà de la simple dépendance aux solutions technologiques et aux mécanismes de compensation : des changements structurels sont indispensables pour s'attaquer aux causes profondes de la surconsommation, préserver la biodiversité, protéger les droits des communautés et garantir un accès équitable aux bénéfices de la décarbonation. Combler les lacunes actuelles en matière de connaissances, réduire la demande en matériaux grâce à une meilleure efficacité des ressources et à des approches d'économie circulaire, ainsi que renforcer les garde-fous environnementaux et sociaux, sont autant de conditions essentielles pour minimiser les dommages et maximiser les bénéfices pour la biodiversité et les populations. »



Champs de lithium dans les salines de Salar de Atacama, au nord du Chili (© T.Hegen).



Destruction des écosystèmes fluviaux par les chantiers miniers illégaux établis au sein de la Réserve Nationale de La Pampa, Madre de Dios, actuellement la plus intense zone d'extraction illégale du Pérou (© J. Houston, iLCP/CEES).

BIBLIOGRAPHIE

- **ABDELGHAFOR N., DOGANOVA L., LAURENT B.** (2023). Conflits de valorisation et fabrique du territoire. Tensions autour des ressources naturelles dans la forêt tropicale guyanaise. Juliette Cerceau; Brice Laurent. Quand la mine déborde. Enquêtes sur la fabrique des territoires miniers., Presses des Mines, pp. 97-114. <https://hal.science/hal-04139043v1/document>.
- **ABDULLAH N.H., MOHAMED N., SULAIMAN L.H., ZAKARIA T.A., RAHIM D.A.** (2016). Potential Health Impacts of Bauxite Mining in Kuantan. *Malays J Med Sci.* 23(3): 1-8.
- **ABE C.A., LOBO F.L., NOVO E.M.L.d.M. COSTA M. DIBIKE Y.** (2019). Modeling the effects of land cover change on sediment concentrations in a gold-mined Amazonian basin. *Reg Environ Change* 19, 1801-1813. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01513-8>.
- **ABERNETHY K., MAISELS F., WHITE L.J.** (2016). Environmental issues in Central Africa. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41. 33 p.
- **ABRAHAM J., DOWLING K., FLORENTINE S.** (2018). Assessment of Potentially Toxic Metal Contamination in the Soils of a Legacy Mine Site in Central Victoria, Australia. *Chemosphere*, 192, 122-132.
- **ACHARYA B.S., KHAREL G.** (2020). Acid mine drainage from coal mining in the United States – An overview. *Journal of Hydrology*, vol. 588, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125061>.
- **ACHZET B., RELLER A., ZEPF V., RENNIE C., ASHFIELD M., SIMMONS J.** (2011). Materials critical to the Energy Industry. An introduction (Report for the BP Energy Sustainability Challenge), Augsburg: University Augsburg 2011. 90 p.
- **ACKERMAN J.T., EAGLES-SMITH C.A., HERZOG M.P., HARTMAN C.A., PETERSON S.H., EVERS D.C., JACKSON A.K., ELLIOTT J.E., VANDER POL S.S., BRYAN C.E.** (2016). Avian mercury exposure and toxicological risk across western North America: a synthesis. *Sci. Total Environ.* 568, 749-769.
- **ACKERMAN J.T., OVERTON C.T., CASAZZA M.L., TAKEKAWA J.Y., EAGLES-SMITH C.A., KEISTER R. A., HERZOG M. P.** (2012). Does mercury contamination reduce body condition of endangered California clapper rails? *Environ. Pollut.* 162, 439-448.
- **ADEME** (2024). Les métaux : des ressources qui pourraient manquer ? Infographie « Qu'est-ce qu'on fait ? » ADEME, AFD : <https://archives.qgf.fr/infographie/81/les-metiaux-des-ressources-qui-pourraient-manquer>.
- **ADENIYI A.G., EMENIKE E.C., IWUOZOR K.O., OKORO H.K., IGE O.O.** (2022). Acid Mine Drainage: The Footprint of the Nigeria Mining Industry. *Chemistry Africa* 5, pp. 1907-1920. <https://doi.org/10.1007/s42250-022-00493-3>.
- **ADEWUMI A.J., LANIYAN T.A.** (2020). Contamination, sources and risk assessments of metals in media from Anka artisanal gold mining area, Northwest Nigeria. *Sci Total Environ.* 718. doi:10.1016/j.scitotenv.2020.137235.
- **ADJEI-KYEREME Y., DONKOR A.K., GOLOW A. A., YEBOAH P. O., PWAMANG J.** (2015). Mercury Concentrations in Water and Sediments in Rivers Impacted by Artisanal Gold Mining in the Asutifi District, Ghana. *Res J. Chem. Environ. Sci.* 3(1), 40-48.
- **ADLER MISERENDINO R., GUIMARÃES J.R.D., SCHUDEL G., SANGHAMITRA G., GODOYJ.M., SILLBERGELD K.E., LEES P.S.J., BERGQUIST B.A.** (2017). Mercury Pollution in Amapá, Brazil: Mercury Amalgamation in Artisanal and Small-Scale Gold Mining or Land-Cover and Land-Use Changes?. ACS Publications. Collection. <https://doi.org/10.1021/acsearthspacechem.7b00089>.
- **AFFANDI F.A., ISHAK M.Y.** (2019). Impacts of suspended sediment and metal pollution from mining activities on riverine fish population-a review. *Environ Sci Pollut Res Int.* 26(17) : 16939-16951. doi:10.1007/s11356-019-05137-7.
- **AFFUM, A.O., DEDE, S.O., NYARKO, B.J.B. Acquaaah S.O., KWAANSA-ANSAH E.E., DARKO G., DICKSON A., AFFUM E. A. FIANKO J.R.** (2016). Influence of small-scale gold mining and toxic element concentrations in Bonsa river, Ghana: a potential risk to water quality and public health. *Environ Earth Sci* 75, 178.
- **AGBOOLA O., BABATUNDE D.E., FAYOMI O.S.I., SADIKU E.R., POPOOLA P., MOROPENG L., YAHAYA A., MAMUDU O.A.** (2020). A review on the impact of mining operation: monitoring, assessment and management. *Results Eng* 8 : 100181.
- **AGUSDINATA DB, LIU W, EAKIN H, ROMERO H.** (2018). Socio-environmental impacts of lithium mineral extraction: towards a research agenda. *Environ. Res. Lett.* 13, 123001. (doi:10.1088/1748-9326/aae9b1).
- **AHIRWAL J., MAITI S.K., SINGH A.K.** (2017). Ecological restoration of coal mine-degraded lands in dry tropical climate: what has been done and what needs to be done? *Environ. Quality Manage.* Wiley Periodicals 26, 25-36.
- **AHIRWAL J. PANDEY V.C.** (2021). Restoration of mine degraded land for sustainable environmental development. *Restor Ecol*, 29: e13268. <https://doi.org/10.1111/rec.13268>.
- **AITKEN D., RIVERA D., GODOY-FAÚNDEZ A., HOLZAPFEL E.** (2016). Water Scarcity and the Impact of the Mining and Agricultural Sectors in Chile. *Sustainability*, 8, 128. <https://doi.org/10.3390/su8020128>.
- **AKCIL A. & KOLDAS S.** (2006). Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *J. Clean. Prod*, 14, pp. 1139-1145. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.09.006>.
- **ALBRECHT J., BARANGER P., BAROUDI H., MAZENC B., STÉPHANT A.** (2014). Méthodologies d'inventaire et de classification des dépôts de mines métalliques effectués sur le territoire français dans le cadre de l'article 20 de la directive 2006/21/CE. Collection *EDYTEM, Cahiers de géographie*, n°17 "Exploitations minières passées et présentes. Impacts environnementaux et sociétaux", pp. 63-70. https://www.persee.fr/doc/edyte_1762-4304_2014_num_17_1_1275.
- **ALI A.E, SLOANE D.R., STREZOV V.** (2018) Assessment of Impacts of Coal Mining in the Region of Sydney, Australia on the Aquatic Environment Using Macroinvertebrates and Chlorophyll as Indicators. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15, 1556. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071556>.
- **ALI S.H., GIURCO D., ARNDT N., NICKLESS E. BROWN G., DEMETRIADES A., DURRHEIM R., ENRIQUEZ M.A., KINNAIRD, J., LITTLEBOY A.** (2017). Mineral supply for sustainable development requires resource governance. *Nature*, 543, (7645), 367-372.

- **ALLARD L., POPÉE M., VIGOUROUX R., BROSSE S.** (2016). Effect of reduced impact logging and small-scale mining disturbances on Neotropical stream fish assemblages. *Aquat Sci* 78(2) : 315–325.
- **ALLENBACH M., BERTAND M., DESPINOY M., EVRARD O., GARCIN M., LIEBAULT F., NAVRATIL O., RECKING A., RICHARD D., ROUET I., SABINOT C., SELLIER V., TESSIER B., THINON I.** (2020). Qualification et quantification des flux de la mine au lagon et de leurs impacts. Rapport scientifique final. [Rapport de recherche] Programme Immila. (Tome Nickel et Environnement), CNRT Nickel et son environnement. 2020, 251 p.
- **ALMAS A.R., MANOKO M.L.K.** (2012). Trace element concentrations in soil, sediments, and waters in the vicinity of Geita Gold Mines and North Mara Gold Mines in Northwest Tanzania. *Soil Sediment Contam.* 21, 135-159.
- **ALONZO M., VAN DEN HOEK J., AHMED N.** (2016). Capturing coupled riparian and coastal disturbance from industrial mining using cloud-resilient satellite time series analysis. *Sci Rep* 6, 35129. <https://doi.org/10.1038/srep35129>.
- **ALPERS C.N., HUNERLACH M.P., MAY J.T., HOTHEM R.L.** (2005). Mercury contamination from historical gold mining in California. *U.S. Geol. Surv. Fact Sheet*. 2005-3014, pp. 1–6.
- **ALPERS C.N., YEE J.L., ACKERMAN J.T., ORLANDO J.L., SLOTTON D.G., MARVIN-DIPASQUALE M.C.** (2016). Prediction of fish and sediment mercury in streams using landscape variables and historical mining. *Science of the Total Environment*, 571, 364– 379.
- **ALVARENGA P, SIMÕES I, PALMA P. AMARAL O., MATOS J.X.** (2014). Field study on the accumulation of trace elements by vegetables produced in the vicinity of abandoned pyrite mines. *Sci Total Environ* 470–471 : 1233–1242. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.087>.
- **ALVARENGA P., GUERREIRO N., SIMÕES I., IMAGINARIO M.J., PALMA P.** (2021). Assessment of the Environmental Impact of Acid Mine Drainage on Surface Water, Stream Sediments, and Macrophytes Using a Battery of Chemical and Ecotoxicological Indicators. *Water*, 13, 1436. <https://doi.org/10.3390/w13101436>.
- **ALVAREZ S., KOLOK A.S., JIMENEZ L.F., GRANADOS C., PALACIO J.A.** (2012). Mercury Concentrations in Muscle and Liver Tissue of Fish from Marshes Along the Magdalena River, Colombia. *Bull Environ Contam Toxicol* 89, 836–840. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0782-9>.
- **ALVAREZ-BERRÍOS N., CAMPOS-CERQUEIRA M., HERNANDEZ-SERNA A., DELGADO CORNEJO J. A., ROMAN-DAÑOBEYtia F, AIDE T. M.** (2016). Impacts of Small-Scale Gold Mining on Birds and Anurans Near the Tambopata Natural Reserve, Peru, Assessed Using Passive Acoustic Monitoring. *Tropical Conservation Science*. 9. 832-851. 10.1177/194008291600900216.
- **ALVAREZ-BERRÍOS N., AIDE, T.M.** (2015). Global demand for gold is another threat for tropical forests. *Environmental Research Letters*, 10(1), 014006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/1/014006>.
- **ALVAREZ-BERRÍOS N., L'ROE J., NAUGHTON-TREVES L.** (2021) Does formalizing artisanal gold mining mitigate environmental impacts? Deforestation evidence from the Peruvian Amazon. *Environ. Res. Lett*, 16 064052. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abede9>.
- **ALVEZ A., AITKEN D., RIVERA D., VERGARA M., MCINTYRE N., CONCHA F.** (2020). At the crossroads: can desalination be a suitable public policy solution to address water scarcity in Chile's mining zones ?. *Journal of environmental management*, 258, 110039. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110039>.
- **AMAP & UNEP.** (2019). Technical Background Report for the Global Mercury Assessment 2018. Monitoring and Assessment Programme, Oslo, Norway/UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, Geneva, Switzerland. 426 p.
- **AMMAR E., GLYNN S.J., KANSINALLY K.A., CLEMENS W., RICHTER E., STRUEBIG M.J., BICKNELL J.E.** (2026). Quantifying Three Decades of Artisanal and Small-scale Gold Mining Frontiers in the Guiana Shield (1995–2024). <https://ecoevortexiv.org/repository/view/11062/>.
- **AMON D.J., ZIEGLER A.F., DAHLGREN T.G., GLOVER A.G., GOINEAU, A., GOODAY A.J., WIKLUNDH., SMITH C.R.** (2016). "Insights into the abundance and diversity of abyssal megafauna in a polymetallic-nodule region in the eastern Clarion-Clipperton Zone". *Scientific Reports*. 6 (1) : 30492. doi:10.1038/srep30492.
- **AMOS H.M., JACOB D.J., KOCMAN D., HOROWITZ H.M., ZHANG Y., DUTKIEWICZ S., HORVAT M., CORBITT E.S., KRABBENHOFT D.P., SUNDERLAND E.M.** (2014). Global biogeochemical implication of mercury discharges from rivers and sediment burial. *Environ Sci Technol* 48(16) : 9514–9522. <https://doi.org/10.1021/es502134t>.
- **ANAYA J.A., GUTIERREZ-VELEZ V.H., PACHECO-PASCAGAZA A.M., PALOMINO-ÁNGEL S., HAN N., BALZTER H.** (2020). Drivers of Forest Loss in a Megadiverse Hotspot on the Pacific Coast of Colombia. *Remote Sensing*, 12(8):1235. <https://doi.org/10.3390/rs12081235>.
- **ANCEL B.** (2010). Les anciennes mines métalliques des Alpes du Sud : bilan diachronique. Archéologie de la montagne européenne. Stéfan Tzortzis & Xavier Delestre (Éds), Publications du Centre Camille Jullian, pp. 293-300. <https://doi.org/10.4000/books.pccj.500>.
- **ANCOLD** (2012). Guidelines on tailings dam - Planning, design, construction, operation and closure. 84 p. <https://www.resolutionmineeis.us/sites/default/files/references/ancold-2012.pdf>.
- **ANDRADES R., GUABIROBA H.C., HORA M.S.C., MARTINS R.F., RODRIGUES V.L.A., VILAR C.C., GIARRIZZO T., JOYEUX J.-C.** (2020). Early evidences of niche shifts in estuarine fishes following one of the world's largest mining dam disasters, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111073>.
- **ANDRÉ C., PILOTE M., GAGNON C., GAGNÉ F.** (2022). Ecotoxicological impacts of oil sand mining activity to endemic caged mussels *Pyganodon grandis*, Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, Vol. 251, ISSN 1532-0456, <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109193>.
- **ANGELO R.T., CRINGAN M.S., CHAMBERLAIN D.L., STAHL A.J., HASLOUER S.G., GOODRICH C.A.** (2007). Residual effects of lead and zinc mining on freshwater mussels in the Spring River Basin (Kansas, Missouri, and Oklahoma, USA). *Science of the Total Environment* 384 : 467–496.

- **ANREITER P., GOLDENBERG G., HANKE K., KRAUSE R., LEITNER, W. MATHIS F., NICOLUSSI K., OEGGL K., PERNICKA E., PRAST M., SCHIBLER J., SCHNEIDER I., STADLER H., STÖLLNER T., TOMEDI G., TROPPER P.** (2010). Mining in European History and its Impact on Environment and Human Societies. Proceedings for the 1st Mining in European History-Conference of the SFB-HiMAT, 12.-15. November 2009, Innsbruck. 472 p.
- **ARAMENDIA E., BROCKWAY P.E., TAYLOR P.G., NORMAN J.** (2023). Global energy consumption of the mineral mining industry: Exploring the historical perspective and future pathways to 2060. *Global Environmental Change*, 83. <https://eprints.whiterose.ac.uk/id/eprint/206880/7/1-s2.0-S0959378023001115-main.pdf>.
- **ARARUNA L.T., DE OLIVEIRA A.T., DE OLIVEIRA NOVAES E., DE PINHO J.V., DE ALMEIDA RODRIGUES P., CONTE-JUNIOR C.A.** (2025). Mercury contamination endangers Indigenous Amazonian communities: a systematic review. *Environ Sci Pollut Res* 32, 13607-13625. <https://doi.org/10.1007/s11356-025-36529-7>.
- **ARBOLEDA, J.D.R., POSADA L.D.S., ARREDONDO L.H.S.** (2016). Alteration of the Fluvial Dynamics of the Saldaña River (Colombia) Due to Informal Gold Mining. Proceeding of 16th international symposium on environmental issues and waste management in energy and mineral production.
- **ARDENTE N.C., FERREGUETTI Á.C., GETTINGER D., LEAL P., MENDES-OLIVEIRA A.C., MARTINS-HATANO F., GODOY BERGALLO H.** (2016). Diversity and Impacts of Mining on the Non-Volant Small Mammal Communities of Two Vegetation Types in the Brazilian Amazon. *PloS one* 11 (11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167266>.
- **ARIES E., GOMEZ BENAVIDES J., MAVROMATIS S., KLEIN G., CHRONOPOULOS G. ROUDIER S.** (2022) Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Ferrous Metals Processing Industry, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2022, doi:10.2760/196475, JRC131649. 852 p.
- **ARNAUD F., SERRALONGUE J., WINIARSKI T., DESMET M., PATERNE M.** (2005). Pollution au plomb dans la Savoie antique (II-IIIe s. apr. J.-C.) en relation avec une installation métallurgique de la cité de Vienne. *Comptes Rendus Geosci.* 338, pp. 244-252, <https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.11.008>.
- **ARNAUD F., SERRALONGUE J., WINIARSKI T., DESMET M.** (2010). Une pollution métallique antique en haute vallée de l'Arve. *ArcheoSciences* (34), 197-201.
- **ARROBAS D. L. P., HUND K.L., MCCORMICK M.S., NINGTHOUJAM J., DREXHAGE J.R.** (2017). The growing role of minerals and metals for a low carbon future. The World Bank publication. EGPS <http://documents.worldbank.org/curated/en/207371500386458722/pdf/117581-WP-P159838-PUBLIC-ClimateSmartMiningJuly.pdf>.
- **ARTIGNAN D., COTTARD F.** (2003) – Éléments à prendre en compte pour l'évaluation des impacts environnementaux dans l'élaboration d'un Plan de Prévention des Risques Miniers (PPRM). Rapport BRGM/RP-52049-FR, 46 p.
- **ASHE K.** (2012). Elevated mercury concentrations in humans of Madre de Dios, Peru. *PloS one*, 7, (3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0033305>.
- **ASKA B., FRANKS D.M., STRINGER M., SONTER L.** (2024). Biodiversity conservation threatened by global mining wastes. *Nat Sustain* 7, 23-30 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01251-0>.
- **ASKA B., SONTER L.J., ZU ERMGASSEN S.O.S.E., FRANKS D.M., MINGORRIA S., INIESTA-ARANDIA I., LLOYD T.J., TORRES A.** (2025). Mining, biodiversity and social conflict in the renewable energy transition. *Nat. Rev. Biodivers.* 1, 597-614. <https://doi.org/10.1038/s44358-025-00076-3>.
- **ASKAER L, SCHMIDT L.B., ELBERLING B.O., ASMUND G., JONSDOTTIR I.S** (2008). Environmental Impact on an Arctic Soil-Plant System Resulting from Metals Released from Coal Mine Waste in Svalbard (78° N). *Water, Air, and Soil Pollution*, 195, 99-114. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9730-z>.
- **ASNER G.P., POWELL G.V.N., MASCARO J., KNAPP D.E., CLARK J.K., JACOBSON J., KENNEDY-BOWDOIN T., BALAJI A., PAEZ-ACOSTA G., VICTORIA E., SECADA L., VALQUI M., HUGHES R.F.** (2010). High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon Proc. *Nat'l Acad. Sci.* 107 16738-42.
- **ASNER G.P., LLACTAYO W., TUPAYACHI R., LUNA E.R.** (2013). Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through highresolution monitoring. *Proc. Nat'l Acad. Sci.* 2 18454-9.
- **ASN & DGEC** (2016). Évaluation Environnementale Stratégique du Plan National de Gestion des Matières et Déchets Radioactifs 2016-2018 – Rapport final. Autorité de Sûreté Nucléaire et Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer – Dir. Gén. de l'Energie et du Climat. 141 p. https://www.andra.fr/sites/default/files/2017-12/Rapport%20environnemental_PNGMDR2016-2018.pdf
- **ASNER G.P., TUPAYACHI R.** (2017). Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ Res Lett*: 12.
- **ATTUQUAYEFIO D.K., OWUSU E.H., OFORI B.Y.** (2017) Impact of mining and forest regeneration on small mammal biodiversity in the Western Region of Ghana. *Environ Monit Assess* 189:237. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5960-0>.
- **ATWOOD, A., RAMESH, S., AMAYA, J.A. CADILLO-QUIROZ H., COAYLA D., CHEN C.M., WEST A.J.** (2025). Landscape controls on water availability limit revegetation after artisanal gold mining in the Peruvian Amazon. *Commun Earth Environ* 6, 419. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02332-y>.
- **AUDRY S., GROSBOIS C., BRIL H., SCHÄFER J., KIERCZAK J., BLANC G.** (2010). Post-depositional redistribution of trace metals in reservoir sediments of a mining/smelting-impacted watershed (the Lot River, SW France). *Appl. Geochem*, 25, 778-794.
- **AUDRY S., SCHÄFER J., BLANC G., BOSSY C., LAVAUX G.** (2004). Anthropogenic components of heavy metal (Cd, Zn, Cu, Pb) budgets in the Lot-Garonne fluvial system (France). *Appl. Geochemistry*, 19, 769-786.
- **AUDRY S., SCHÄFER J., BLANC G., JOUANNEA, J.-M.** (2004). Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environ. Pollut*, 132, 413-426.

- **AUSTIN K.G., SCHWANTES A., GU Y., KASIBHATLA P.S.** (2019). What causes deforestation in Indonesia? *Environ. Res. Lett.* 14 (2), 024007. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aaf6db>.
- **AUSTRALIAN GOVERNMENT** (2011). A guide to leading practice sustainable development in mining (Leading Practice Sustainable Development Program). Department of Industry, Innovation and Science. Canberra: Commonwealth of Australia. 199 p. <https://www.industry.gov.au/sites/default/files/2019-04/lpsdp-a-guide-to-leading-practice-sustainable-development-in-mining-handbook-english.pdf>.
- **AUSTRALIAN GOVERNMENT** (2016). Réhabilitation de sites miniers - Programme des bonnes pratiques pour le développement durable de l'industrie minière. 69 p. <https://www.industry.gov.au/sites/default/files/2019-04/lpsdp-mine-rehabilitation-handbook-french.pdf>.
- **AWOTWI A., ANORNU G.K., QUAYE-BALLARD J.A., ANNOR, T.** (2018). Monitoring land use and land cover changes due to extensive gold mining, urban expansion, and agriculture in the Pra River Basin of Ghana, 1986–2025. *Land. Degrad. Dev.* 29, pp. 3331–3343. <https://doi.org/10.1002/ldr.3093>.
- **AZADI, M., NORTHEY, S.A., ALI, S.H., EDRAKI M.** (2020). Transparency on greenhouse gas emissions from mining to enable climate change mitigation. *Nat. Geosci.* 13, 100–104. <https://doi.org/10.1038/s41561-020-0531-3>.
- **AZEVEDO-SANTOS V.M., ARCIFA M.S., BRITO M.F.G., AGOSTINHO A.A., HUGHES R.M., VITULE J.R.S., SIMBERLOFF D., OLDEN J.D., PELICICE F.M.** (2021). Negative impacts of mining on Neotropical freshwater fishes. *Neotrop Ichthyol.* 19(3):e210001. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0001>.
- **BABIDGE, S., BOLADOS, P.** (2018). Neoextractivism and Indigenous Water Ritual in Salar de Atacama, Chile. *Lat. Am. Perspect.* 45 (5), 170–185.
- **BADERA J.** (2015) Problems of the social non-acceptance of mining projects with particular emphasis on the European Union – a literature review. *Environ Socio-Econ Stud* 2 (1), pp. 27–34. <https://doi.org/10.1515/enviro-2015-0029>.
- **BAE M.-J., HONG J.-K., KIM E.-J.** (2021). Evaluation of the Impacts of Abandoned Mining Areas: A Case Study with Benthic Macroinvertebrate Assemblages. *Int. Jour. of Environmental Research and Public Health*, 18(21):11132. <https://doi.org/10.3390/ijerph182111132>.
- **BAKER E., DAVIES M., FOURIE A., MUDD G., THYGESEN K.** (2020). Mine tailings facilities: overview and industry trends. In Oberle, B., Brereton, D., Mihaylova, A. (eds.) *Towards Zero Harm: A Compendium of Papers. Global Tailings Review*. <https://globaltailingsreview.org/ch-ii-mine-tailings-facilities-overview-and-industry-trends/>.
- **BAI M., DONG F., JIA Y., QI B., YU S., PENG S., LIANG B., LI L., YU L., ZHANG X., LI Y.** (2025). Impact of Sediment Plume on Benthic Microbial Community in Deep-Sea Mining. *Water*, 17. <https://doi.org/10.3390/w17203013>.
- **BAILLY F., AMIR H., BART F., FOGLIANI B., FORLACROIX V., ITITIATY Y., L'HUILLIER L., MCCOY S.** (2021). Environnement et restauration des sites miniers. *Géologues*, <https://hal.science/hal-03582006>.
- **BAILLY-MAÎTRE M.-C.** (2014). De l'or, de l'argent, du cuivre, du plomb, du fer, du cobalt, de l'anthracite et des quartz hyalins. Quatre mille ans d'histoire minière en Oisans. In: *Coll. EDYTEM. Cahiers de géographie*, n°17, Exploitations minières passées et présentes. Impacts environnementaux et sociétaux. pp. 41-52.
- **BAILLY-MAÎTRE M.-C.** (2022). 4000 ans d'histoire minière en Oisans, vallée de la Romanche, Pays Vizillois. De l'or, de l'argent, du cuivre, du plomb, du fer, du nickel, du cobalt, du charbon, des cristaux de roche. Éditions Les amis de l'histoire du pays vizillois, 3 volumes, 996 p. <https://shs.hal.science/halshs-02456763v1>.
- **BALVANERA P., PFAFF A., VIÑA A., GARCIA-FRAPOLLI E., MERINO L., MINANG P. A., NAGABHATLA N., HUSSAIN S. A., SIDOROVICH A. A.** (2019). Chapter 2.1. Status and Trends – Drivers of Change. In: *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Brondízio, E. S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H. T. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 152 p. DOI: 10.5281/zenodo.3831881.
- **BALZINO M., SECCATORE J., MARIN T., DE TOMI G., VEIGA M.M.** (2015). Gold losses and mercury recovery in artisanal gold mining on the Madeira River, Brazil. *Journal of Cleaner Production*. 102: 370–377. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.012>.
- **BANDYOPADHYAY S., MAITI S.K.** (2019). Evaluation of ecological restoration success in mining-degraded lands. *Environmental Quality Management*, tqem.21641–. doi:10.1002/tqem.21641.
- **BANGERTER P., DIXON R., VILLEGAS M.** (2010). Improving overall usage of water in mining-A sustainable development approach. In *Proceedings of the 2nd International Congress on Water Management in the Mining Industry, Water in Mining, Antofagasta, Chile, 2–4 J. Wiertz (Ed), June 2010*.
- **BANK M.S., CROCKER J., CONNERY B. AMIRBAHMAN A.** (2007). Mercury bioaccumulation in green frog (*Rana clamitans*) and bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles from Acadia National Park, Maine, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26(1), 118–125. <https://doi.org/10.1897/07-035R.1>.
- **BANK, M.S.** (2020). The mercury science-policy interface: history, evolution and progress of the Minamata Convention. *Science of The Total Environment*, 722, 137832.
- **BANNERMAN W., POTIN-GAUTIER M., AMOUROUX D., TELLIER S., RAMBAUD A., BABUT M., ADIMADO A., BEINHOF C.** (2003). Mercury and arsenic in the gold mining regions of the Ankobra river basin in Ghana. *J. Phys.* IV 107, 107–110.
- **BAOS R., JOVANI R., PASTOR N., TELLA J.L., JIMENEZ B., GOMEZ G., GONZALEZ M.J., HIRALDO F.** (2006). Evaluation of genotoxic effects of heavy metals and arsenic in wild nestling white storks (*Ciconia ciconia*) and black kites (*Milvus migrans*) from Southwestern Spain after a mining accident. *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 2794–2803. <https://doi.org/10.1897/05-570R.1>.
- **BARBER J.R., BURDETT C.L., REED S.E., WARNER K.A., FORMICHELLA C., CROOKS K.R.** (2011). Anthropogenic noise exposure in protected natural areas: estimating the scale of ecological consequences. *Landsc. Ecol.* 26, 1281–1295.

- **BARBAROSSA V., SCHIPPER A.M., ANDRINGA I., VAN OORSCHOT M., SONTER J.L., MARQUES A.** (2026). The Many Pathways of Mining Impacts on Biodiversity. *Conservation Lett.*, 19 <https://doi.org/10.1111/con4.70000>.
- **BARBOZA DA SILVA R., DE AZEVEDO J.L., GONÇALVES DE LIMA R., HANADA R., FUJITA E., RAMOS DE LIMA H., RESTREPO O.** (2022). Analysis of the Efficiency of Brazilian Mining Legislation for the Formalization of Miners and the Control of the Use of Hg in Artisanal and Small-Scale Gold Mining (Asm). <https://ssrn.com/abstract=4176048>.
- **BARENBLITT A., PAYTON A., LAGOMASINO D., FATOYINBO L., KOFI ASARE L., AIDOO K., PIGOTT H., KOFI SOM C., SMEETS L., SEIDU O., WOOD D.** (2021). The large footprint of small-scale artisanal gold mining in Ghana. *Science of The Total Environment*, doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146644.
- **BAROCAS A., VEGA C., ALARCON PARDO A., ARAUJO FLORES J.M., FERNANDEZ L., GROENENDIJK J., PISCONTE J.N., MACDONALD D.W. SWAISGOOD R.R.** (2023). Local intensity of artisanal gold mining drives mercury accumulation in neotropical oxbow lake fishes. *Sci Total Environ*, 886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164024>.
- **BARON S., CARIGNAN J., PLOQUIN A.** (2006). Dispersion of Heavy Metals (Metalloids) in Soils from 800-Year-Old Pollution (Mont-Lozère, France). *Environ. Sci. Technol.* 40, 5319–5326.
- **BARON S., LAVOIE M., PLOQUIN A., CARIGNAN J., PULIDO M., DE BEAULIEU J.-L.** (2005). Record of Metal Workshops in Peat Deposits: History and Environmental Impact on the Mont Lozère Massif, France. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5131–5140.
- **BASOMMI L.P., GUAN Q., CHENG D., SINGH S.K.** (2016). Dynamics of land use change in a mining area: A case study of Nadowli District, Ghana. *J. Mt. Sci.* 13, 633–642.
- **BASOMMI P.L., GUAN Q., CHENG D.** (2015). Exploring Land use and Land cover change in the mining areas of Wa East District, Ghana using Satellite Imagery. *Open Geosci.* 7, 618–626.
- **BASTA P.C., VIANA P.V.S., VASCONCELLOS A.C.S., PERISSE A.R.S., HOFER C.B., PAIVA N.S., KEMPTON J.W., CIAMPI DE ANDRADE D., OLIVEIRA R.A.A., ACHATZ R.W., PERINI J.A., MENESES H.D.N.M., HALLWASS G., LIMA M.O., JESUS I.M., SANTOS C.C.R.D., HACON S.S.** (2021). Mercury Exposure in Mundurucu Indigenous Communities from Brazilian Amazon: Methodological Background and an Overview of the Principal Results. *Int J Environ Res Public Health*, 18(17). doi: 10.3390/ijerph18179222.
- **BASTOS W.R., DOREA J.G., BERNARDI J.V.E., LAUTHARTTE L.C., MUSSY M.H., LACERDA L.D., MALMO O.** (2015) Mercury in fish of the Madeira river (temporal and spatial assessment), Brazilian Amazon. *Environmental Research*, 140, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.03.029>.
- **BATUR M., BABII K.** (2022). Spatial assessment of air pollution due to mining and industrial activities: a case study of Kryvyi Rih, Ukraine. 2022 IOP Conf. Ser. *Earth Environ. Sci.* 970 012004.
- **BAUDOUX A.** (2018). Impacts de l'orpaillage sur les rivières ardennaises. Mémoire de Master en Sciences géographiques, orientation générale à finalité spécialisée en géomorphologie. Université de Liège. 134 p. <https://matheo.uliege.be/handle/2268.2/5562>.
- **BAUDRIMONT M., SCHÄFER J., MARIE V., MAURY-BRACHET R., BOSSY C., BOUDOU A., BLANC G.** (2005). Geochemical survey and metal bioaccumulation of three bivalve species (*Crassostrea gigas*, *Cerastoderma edule* and *Ruditapes philippinarum*) in the Nord Médoc salt marshes (Gironde estuary, France). *Sci. Total Environ.* 337, 265–280.
- **BAUDRIMONT M., DOMINIQUE Y., FEURTET-MAZEL A., GONZALEZ P., GOURVES P.-Y., GUNKEL-GRILLON P., LAPORTE-MAGONI C., LEFRANÇOIS E., LETOURNEUR Y., MARQUIE J., MAURY-BRACHET R., MONNA F., PASQUET C., RIVIERE E., ROTH E.** (2019). Dispersion des métaux de la mine au lagon. Rapport scientifique final du Programme CNRT « Nickel & son environnement ». 192 p.
- **BAYNE E.M., HABIB L., BOUTIN S.** (2008). Impacts of chronic anthropogenic noise from energy – sector activity on abundance of songbirds in the boreal forest. *Conserv. Biol.* 22, 1186–1193.
- **BEBBINGTON A.J., BEBBINGTON D.H., SAULS L.A., ROGAN J., AGRAWAL S., GAMBOA C., IMHOF A., JOHNSON K., ROSA H., ROYO A., TOUMBOUROU T., VERDUM R.** (2018). Resource extraction and infrastructure threaten forest cover and community rights *Proc. Natl Acad. Sci.* 115 13164–73.
- **BEBBINGTON A.J., BURY J.** (2013). *Subterranean struggles: New dynamics of mining, oil, and gas in Latin America* (Vol. 8). University of Texas press.
- **BEBBINGTON A. WILLIAMS M.** (2008). Water and Mining Conflicts in Peru. *Mountain Research & Development* 28(3), 190-195. <https://doi.org/10.1659/mrd.1039>.
- **BECH J., ROCA N., TUME P., RAMOS-MIRAS J., GIL C., BOLUDA R.** (2016). Screening for New Accumulator Plants in Potential Hazards Elements Polluted Soil Surrounding Peruvian Mine Tailings. *Catena*, 136, 66–73.
- **BECK K.K., MARIANI M., FLETCHER M.-S., SCHNEIDER L., AQUINO-LOPEZ M.A., GADD P.S., HEIJNIS H., SAUNDERS K.M., ZAWADZKI A.** (2020). The impacts of intensive mining on terrestrial and aquatic ecosystems: A case of sediment pollution and calcium decline in cool temperate Tasmania, Australia, *Environmental Pollution*, vol. 265. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114695>.
- **BEDFORD L., MCGILLIVRAY L., WALTERS R.** (2019). Ecologically unequal exchange, transnational mining, and resistance: A political ecology contribution to green criminology. *Critical Criminology*, 1–19.
- **BEGOTTI R.A., PERES C.A.** (2020). Rapidly escalating threats to the biodiversity and ethnocultural capital of Brazilian Indigenous Lands. *Land Use Policy*, vol. 96. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104694>.
- **BÉLIVEAU A., LUCOTTE M., DAVIDSON R., PAQUET S., MERTENS F., PASSOS C., ROMANA C.A.** (2017). Reduction of soil erosion and mercury losses in agroforestry systems compared to forests and cultivated fields in the Brazilian Amazon. *Journal of environmental management*. 203. 522-532. 10.1016/j.jenvman.2017.07.037.
- **BELL F.G., DONNELLY L.J.** (2006). Mining and its impact on the environment. Taylor & Francis, London, 547 p.
- **BELL F.G., STACEY T.R., GENSKE D.D.** (2000). Mining subsidence and its effect on the environment: some differing examples. *Environmental Geology* 40, 135-152.

- **BELLENFANT G.** (2025). Les enjeux scientifiques et techniques de l'approvisionnement responsable en ressources minérales. *Les Annales des Mines. Réalités Industrielles*. Poinssot C. (Coord.). Les métaux stratégiques, nouveau défi de la transition énergétique et de la réindustrialisation, pp. 83-87. <https://annales-des-mines.org/wp-content/uploads/2025/10/RI-2025-11-19-Les-enjeux-scientifiques-et-techniques-de-lapprovisionnement-responsable-en-ressources-minerales-G.-BELLENFANT.pdf>.
- **BENNETT J.R., SHAW J.D., TERAUDS A., SMOL J.P., AERTS R., BERGSTROM D.M., BLAIS J.M., CHEUNG W.W., CHOWN S.L., LEA M.-A.** (2015). Polar lessons learned: long-term management based on shared threats in Arctic and Antarctic environments. *Front Ecol Environ*, 13:316–24.
- **BENOÎT J.M., GILMOUR C.C., HEYES A., MASON R.P., MILLER C.L.** (2003). Geochemical and biological controls over methylmercury production and degradation in aquatic ecosystems. Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements, ACS Symposium Series # 835. Y. Chai and O.C. Braids, Eds. American Chemical Society, pp. 262-297.
- **BERGERON C.M., HOPKINS W.A., TODD B.D., HEPNER M.J., UNRINE J.M.** (2011). Interactive effects of maternal and dietary mercury exposure have latent and lethal consequences for amphibian larvae. *Environmental Science & Technology*, 45(8), 3781–3787. <https://doi.org/10.1021/es104210a>.
- **BERGLUND Å.M.M., INGVARSSON P.K., DANIELSSON H., NYHOLM N.E.I.** (2010). Lead exposure and biological effects in pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) before and after the closure of a lead mine in northern Sweden. *Environ Pollut* 158 : pp 1368–1375. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.01.005>.
- **BERGLUND Å.M.M., KOIVULA M.J., EEVA T.** (2011). Species- and age-related variation in metal exposure and accumulation of two passerine bird species. *Environ Pollut* 159 : pp. 2368–2374. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.001>.
- **BERNHARDT E. S., PALMER M.A.** (2011). The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223:39–57.
- **BERNHARDT E.S., LUTZ B.D., KING R.S., FAY J.P., CARTER C.E., HELTON A.M., CAMPAGNA D., AMOS J.** (2012). How many mountains can we mine? Assessing the regional degradation of Central Appalachian rivers by surface coal mining. *Environ. Sci. Technol*, 46: 8115–8122. doi: 10.1021/es301144q.
- **BERTHET E., LAVALLEY J., ANQUETIL-DECK C., BALLESTEROS F., STADLER K., SOYTAS U., HAUSCHILD M., LAURENT A.** (2024). Assessing the social and environmental impacts of critical mineral supply chains for the energy transition in Europe. *Global Environmental Change*, 86. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102841>.
- **BERZAS NEVADO, J.J., RODRIGUEZ MARTIN-DOIMEADIOS, R.C., GUZMAN BERNARDO, F.J., JIMENEZ MORENO, M., HERCULANO, A.M., DO NASCIMENTO, J.L., CRESPO-LOPEZ, M.E.** (2010). Mercury in the Tapajos River basin, Brazilian Amazon: a review. *Environ. Int.* 36 (6):593–608. doi: 10.1016/j.envint.2010.03.011.
- **BESSER J.M., BRUMBAUGH W.G., INGERSOLL C.G.** (2015). Characterizing toxicity of metalcontaminated sediments from mining areas. *Appl. Geochem.* 57, 73–84. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.05.021>.
- **BESSER J.M., BRUMBAUGH W.G., MAY T.W., SCHMITT C.J.** (2007). Biomonitoring of Lead, Zinc, and Cadmium in Streams Draining Lead-Mining and Non-Mining Areas, Southeast Missouri, USA. *Environ Monit Assess*, 129, 227–241. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9356-9>.
- **BETANCUR-CORREDOR, B., LOAIZA-USUGA, J. C., DENICH, M., & BORGEMEISTER, C.** (2018). Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, pp.538–553. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.142>.
- **BETANCOURT O., NARVAEZ A., ROULET M.** (2005). Small-scale gold mining in the Puyango River basin, southern Ecuador: a study of environmental impacts and human exposures. *Ecosyst Health* 2(4) : 323–332. <https://doi.org/10.1007/s10393-005-8462-4>.
- **BEYER W.N., FRANSON J.C., FRENCH J.B., MAY T., RATTNER B.A., SHEARN-BOCHSLER V.I., WARNER S.E., WEBER J., MOSBY D.** (2013). Toxic exposure of songbirds to lead in the Southeast Missouri Lead Mining District. *Arch Environ Contam Toxicol.* 2013 ; 65(3) : 598-610. doi:10.1007/s00244-013-9923-3.
- **BEYER W.N., DALGARN J., DUDDING S., FRENCH J.B., MATEO R., MIESNER J., SILEO L., SPAN J.** (2005). Zinc and lead poisoning in wild birds in the tri-state mining district. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48, 108–117.
- **BIANCHINI F., PASCALI G., CAMPO A., ORECCHIO S., BONSIGNORE R., BLANDINO P., PIETRINI P.** (2015). Elemental contamination of an open-pit mining area in the Peruvian Andes. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12, 1065–1074 (2015). <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0493-8>.
- **BIER R. L., WERNEGREEN J. J., VILGALYS R. J., ELLIS J.C., BERNHARDT E. S.** (2019). Subsidized or stressed? Shifts in freshwater benthic microbial metagenomics along a gradient of alkaline coal mine drainage. *Limnology and Oceanography* 65:277–292.
- **BIER R.L., VOSS K.A., BERNHARDT E.S.** (2015). Bacterial community responses to a gradient of alkaline mountaintop mine drainage in Central Appalachian streams. *ISME Journal* 9: 1378–1390.
- **BIHOUIX P., DE GUILLEBON, B.** (2010). Quel futur pour les métaux ? - Raréfaction des métaux : un nouveau défi pour la société. EDP Sciences. 300 p.
- **BILAL E., IATAN L., BOUNAKHLA M., MELLO F., DOUMAS M., BILAL I., GRAILLOT D., PIEGAY H.** (2014). The metallic contamination impact on freshwater mussels *Anodonta* at the Saint-Victor-sur-Loire Lake, France. *Rom. J. Mineral Deposits*. 87. 5-8.
- **BINDLER R., RENBERG I., RYDBERG J., ANDREN T.** (2009). Widespread waterborne pollution in central Swedish lakes and the Baltic Sea from pre-industrial mining and metallurgy. *Environ. Pollut.* 157, 2132–2141.
- **BIRD G.** (2016). The influence of the scale of mining activity and mine site remediation on the contamination legacy of historical metal mining activity. *Environ Sci Pollut Res*, 23, 23456–23466. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7400-z>.

- **BIRD G., BREWER P.A., MACKLIN M.G.** (2010). Management of the Danube drainage basin: implications of contaminant-metal dispersal for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Int. J. River Basin Manag.* 8, 63–78.
- **BISHOP K., ALLAN C., BRINGMARK L., GARCIA E., HELLSTEN S., HÖGBOM L., JOHANSSON K., LOMANDER A., MEILI M., MUNTHE J., NILSSON M., PORVARI P., SKYLLBERG U., SORENSEN R., ZETTERBERG T., AKERBLUM S.** (2009) The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *Ambio.* 38(7):373-80.
- **BLODGETT S., KUIPERS J.R.** (2002). Technical Report on Underground Hard-Rock Mining: Subsidence and Hydrologic Environmental Impacts. Center for Science in Public Participation. Bozeman, MT.
- **BOBKOWSKA K., JANOWSKI A., JASINSKA K., KOWAL P., PRZYBORSKI M.** (2016). Light pollution in the context of threats to the wildlife corridors. Nano, bio and green - technologies for a sustainable future conference proceedings, *sgem*, 3, pp. 665-670.
- **BOEHME E.A., ZIPPER C.E., SCHOENHOLTZ S.H., SOUCEK D.J., TIMPANO A.J.** (2016). Temporal dynamics of benthic macroinvertebrate communities and their response to elevated specific conductance in Appalachian coalfield headwater streams. *Ecological Indicators*, 64: 171–180.
- **BOENTE C., SIERRA C., MARTINEZ J., RODRIGUEZ-VALDES E., AFIF E., REY J., ANTUNES I.M.H.R., GALLEGO J.L.R.** (2022). Impact of Old Pb Mining and Metallurgical Production in Soils from the Linares Mining District (Spain). *Environments*, 9, 24. <https://doi.org/10.3390/environments9020024>.
- **BOLDY R., SANTINI T., ANNANDALE M., ERSKINE P.D., SONTER L.J.** (2021). Understanding the impacts of mining on ecosystem services through a systematic review, *The Extractive Industries and Society*, 8(1), pp. 457-466, <https://doi.org/10.1016/j.exis.2020.12.005>.
- **BOLTON B.** (Eds.) (2009). The Fly River, Papua New Guinea: Environmental studies in an impacted tropical river system. Amsterdam, the Netherlands : Elsevier. 656 p.
- **BONGAERTS J.C.** (2020) Mining 4.0 in the context of Developing Countries. *African J Mining, Entrep Natural Resour Manag* 2(1), pp. 36–43.
- **BONNAIL E., VERA S., BLASCO J., CONRADI M., DELVALLS T.Á.** (2023). Metal Pollution and Mining in the Iberian Pyrite Belt: New Remediation Technologies to Improve the Ecosystem Services of the River Basins. *Water*, 15(7), 1302. <https://doi.org/10.3390/w15071302>.
- **BORDEZ L., FOGLIANI B., L'HUILLIER L., AMIR H.** (2018). Guide sur l'utilisation des topsoils en restauration écologique des terrains miniers. CNRT « Nickel et son environnement », Nouméa, 91 p.
- **BORGMANN U., COUILLARD Y., DOYLE P., DIXON D.G.** (2005). Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environ Toxicol Chem.* 24(3):641-52. doi: 10.1897/04-177r.1.
- **BOSE-O'REILLY S., MCCARTY K. M., STECKLING N., LETTMEIER B.** (2010). Mercury Exposure and Children's Health. *Curr. Probl. Pediatr. Adolesc. Health Care* 40 (8), 186–215. doi: 10.1016/j.cpped.2010.07.002.
- **BOTT T.L., JACKSON J.K., MCTAMMANY M.E., NEWBOLD J.D., RIER S.T., SWEENEY B.W., BATTLE J.M.** (2012). Abandoned coal mine drainage and its remediation: impacts on stream ecosystem structure and function. *Ecol. Appl.* 22, 2144–2163. doi: 10.1890/11-1735.1.
- **BOUDOU A., MAURY-BRACHET R., DURRIEU G., COQUERY M., DAUTA C.** (2006). Chercheurs d'or et contamination par le mercure, des systèmes aquatiques continentaux de Guyane - Risques à l'égard des populations humaines. *Hydroécol. Appli.* (15), pp. 1-18.
- **BOUDOU A., RIBEYRE F.** (1997). Mercury in the food web: accumulation and transfer mechanisms. *Met. Ions Biol. Syst.* 34, 289–320.
- **BOULARBAH A., SCHWARTZ C., BITTON G., ABOUDRAR W., OUHAMMOU A., MOREL J.-L.** (2006). Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco: 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere*, 63: 811–817. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.076>.
- **BOURBON J.C.** (2014). Les mines, le nouveau terrain des géants de l'eau. La Croix (consulté le 25/12/2023). <https://www.la-croix.com/Actualite/Economie-Entreprises/Economie/Les-mines-le-nouveau-terrain-des-geants-de-l-eau-2014-04-11-1134782>.
- **BOWELL R.J., WILLIAMS C.R., MERRY E.J., CARPENTER A., BERTRANDO K., PARSHLEY J.V.** (2023) Mitigation of Mining Effects on the Environment. *SEG Discovery*, (135), pp. 27–43. doi: <https://doi.org/10.5382/Geo-and-Mining-21>.
- **BOWKER L.N., CHAMBERS D.M.** (2016). Root causes of tailings dam overtopping: the economics of risk & consequence. 2nd International Seminar on Dam Protection Against Overtopping. 10 p. <https://api.mountainscholar.org/server/api/core/bitstream/4bae1b90-6ee5-43d0-ac69-6fc53a620fe7/content>.
- **BOYD R., BJERKGÅRD T., NORDAHL B., SCHIELLERUP H.** (2016). Mineral Resources in the Arctic. Geological Survey of Norway, Special Publication 484 p.
- **BRABANT C., NOORBHAI N., BENDIXEN M. IVERSEN L.** (2025). Mapping the Global Impact of Mining Activities on Freshwater Biodiversity to Inform Conservation Priorities. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst*, 35. <https://doi.org/10.1002/aqc.70094>.
- **BRADSHAW A.** (1996). Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 53 (suppl. 1), pp. 3-9.
- **BRADSHAW A** (1997) Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecol Eng* 8:255–269.
- **BRAGAGNOLO L., PRIETTO P.D.M., KORF E.P.** (2025) Compositional properties and geotechnical behavior of mining tailings: a review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 22, 6305–6318. <https://doi.org/10.1007/s13762-024-06229-9>.
- **BRAUNGARDT C.B., ACHTERBERG E.P., ELBAZ-POULICHET F., MORLEY N.H.** (2003). Metal geochemistry in a mine-polluted estuarine system in Spain. *Applied Geochemistry*, Volume 18, Issue 11, pp. 1757-1771.
- **BRAUX C., CHRISTMANN P.** (2012). Facteurs de criticité et stratégies publiques française et européenne. Enjeux et réponses. *Géosciences*, 2012, pp. 48-55. <https://hal-brgm.archives-ouvertes.fr/hal-01059644>.
- **BRAY C.D., BATTYE W., UTTAMANG P., PILLAI P., ANEJA V.P.** (2017). Characterization of particulate matter (PM2.5 and PM10) relating to a coal power plant in the boroughs of springdale and cheswick (PA). *Atmosphere*, 8(10), 186.

- **BRAY J.P., BROADY P.A., NIYOGI D.K., HARDING J.S.** (2008). Periphyton communities in New Zealand streams impacted by acid mine drainage. *Marine Freshw. Res.* 59, 1084–1091.
- **BRAZ PIRES M., BALTUS N., MARQUES A., KLEIJN R., BUXTON M., MAUS V., BARBAROSSA V.** (2026). Freshwater Conservation Priority Areas Are Threatened by Global Mining Activities. *Global Change Biology*, 32. <https://doi.org/10.1111/gcb.70774>.
- **BRENNING A.** (2008), The impact of mining on rock glaciers and glaciers: Examples from Central Chile, in Darkening Peaks: Glacier Retreat, Science and Society, *In* B. S. Orlove, E. Wiegandt, B. Luckman (Eds), pp. 196–205, Univ. of California Press, Berkeley, Calif.
- **BRGM** (1997). Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. Rapport R-39503. 83 p.
- **BRGM** (2022). Métaux critique – Concilier éthique et souveraineté ? *Géosciences* n°26 – BRGM Editions, 92 p.
- **BRGM** (2024). Phytostabilisation des sites miniers. Retour d'expérience du DPSM et synthèse opérationnelle. Rapport final BRGM/RP-73554-FR. 58 p. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-73554-FR.pdf>.
- **BRIDGE G.** (2004). Contested terrain: mining and the environment. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 29, 205–259 (2004).
- **BRIFFA J., SINAGRA E., BLUNDELL R.** (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9).
- **BRODNY J., TUTAK M.** (2020). The Use of Artificial Neural Networks to Analyze Greenhouse Gas and Air Pollutant Emissions from the Mining and Quarrying Sector in the European Union. *Energies*, 13, 1925. <https://doi.org/10.3390/en13081925>.
- **BROSSE S., GRENOUILLET G., GEVREY M., KHAZRAIE K., TUDESQUE L.** (2011). Small-scale gold mining erodes fish assemblage structure in small neotropical streams. *Biodivers Conserv* 20:1013–1026. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0011-6>.
- **BROWN C.L., REED S.E., DIETZ M.S., FRISTRUP K.M.** (2013). Detection and classification of motor vehicle noise in a forested landscape. *Environ. Manag.* 52, 1262–1270.
- **BRUM S., ROSAS-RIBEIRO P., AMARAL R.S., DE SOUZA D.A., CASTELLO L., DA SILVA V.M.F.** (2021). Conservation of Amazonian aquatic mammals. *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 31, 1068–1086. <https://doi.org/10.1002/aqc.3590>.
- **BRUMBAUGH W., MORA, M., MAY T.** (2010). Metal exposure and effects in voles and small birds near a mining haul road in Cape Krusenstern National Monument, Alaska. *Environmental monitoring and assessment*. 170. 73-86. [10.1007/s10661-009-1216-y](https://doi.org/10.1007/s10661-009-1216-y).
- **BRUNET J.F.** (2000) - Drainages Miniers Acides - Contraintes et Remèdes - État des connaissances. Rapport BRGM/RP-50504-FR, 299 p.
- **BRYCHCY M., DEC M., THYS T.** (2020). Desalination is not the only answer to Chile's water problems - Understand the implications for copper mines in the region. Metals & Mining Practice publication. McKinsey & Company. 5 p.
- **BUEB J., TO E.** (2020). Comment évaluer l'externalité carbone des métaux. *La note d'analyse*, n°96. France Stratégie. 12p. <https://www.strategie-plan.gouv.fr/files/files/Publications/2020/NA%2096%20m%C3%A9taux/fs-2020-na96-externalite-carbone-metiaux-octobre.pdf>.
- **BUNDSCHUH J., LITTER M. I., PARVEZ F., ROMAN-ROSS G., NICOLLI H. B., JEAN J.-S., TOUJAGUEZ R.** (2012) One century of arsenic exposure in Latin America: A review of history and occurrence from 14 countries. *Science of the Total Environment*. Vol. 429: 2–35. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.06.024.
- **BUGNET A., MAISONNAVE H.** (2022). Empreinte biodiversité importée de la France : état de l'art. Office français de la biodiversité. Collection « Comprendre pour agir ». 20 p. <https://professionnels.ofb.fr/fr/doc-comprendre-agir/empreinte-biodiversite-importee-france-etat-lart>.
- **BUISSON J.** (2024). Rapport d'informations en conclusion des travaux d'une mission d'information sur les terres rares et les ressources naturelles stratégiques. 193 p. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/17/rapports/cion_afetr/l17b0725_rapport-information.pdf.
- **BULOVIC N., MCINTYRE N., TRANCOSO R.** (2024). Climate change risks to mine closure. *Journal of Cleaner Production*. Vol 465, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.142697>.
- **BURKE M. A.** (2011). Abandoned Mine Lands: Innovative Solutions for Restoring the Environment, Improving Safety and Creating Jobs. House Natural Resources Committee Subcommittee on Energy and Mineral Resources. 4 p. https://www.blm.gov/sites/default/files/congressional_testimony_documents/congressional_20110714_Abandoned_MineLandsInnovativeSolutionsforRestoringtheEnvironmentImprovingSafetyandCreatingJobs.pdf.
- **BUCH A.C., SAUTTER K.D., MARQUES E.D., SILVA-FILHO E.V.** (2020). Ecotoxicological assessment after the world's largest tailing dam collapse (Fundão dam, Mariana, Brazil): effects on oribatid mites. *Environmental Geochemistry and Health* 42, pp. 3575-3595. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00593-4>.
- **BUTSIC V., BAUMANN M., SHORTLAND A., WALKER S., KUEMMERLE T.** (2015). Conservation and conflict in the Democratic Republic of Congo: The impacts of warfare, mining, and protected areas on deforestation, *Biological Conservation*, Vol. 191, pp. 266-273. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.037>.
- **BYZIGIRO R.V., RAAB T., MAURER T.** (2015). Small-scale opencast mining: An important research field for anthropogenic geomorphology. *Die Erde*, 146, 213–231.
- **BYRNE P., REID I., WOOD P.** (2012). Stormflow hydrochemistry of a river draining an abandoned metal mine: the Afon Twymyn, central Wales. *Environ. Monit. Assess.*, 45, pp. 211-222.
- **BYRNE P., HUDSON-EDWARDS K., MACKLIN M., BREWER P., BIRD G., WILLIAMS R.** (2015). The long-term environmental impacts of the Mount Polley mine tailings spill, British Columbia, Canada. Proceedings of the EGU General Assembly Conference.
- **BYRNE P., WOOD P.J., REID I.** (2012). The impairment of river systems by metal mine contamination: a review including remediation options. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 42, 2017–2077.

- **CABALLERO ESPEJO J., MESSINGER M., ROMAN-DAÑOBEYTIA F., ASCORRA C., FERNANDEZ L. E., SILMAN M.** (2018). Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon : a 34-year perspective. *Remote Sens.* 10, 1–17. doi: 10.3390/rs10121903.
- **CABERNARD L., PFISTER S.** (2022) Hotspots of mining-related biodiversity loss in global supply chains and the potential for reduction by renewable electricity. Working Paper. ETH Zurich. 17 p. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000554154>.
- **CABEZA M., TERRAUBE J., BURGAS D., TEMBA E.M. RAKOARIJAOANA M.** (2019), Gold is not green: artisanal gold mining threatens Ranomafana National Park's biodiversity. *Anim Conserv*, 22: 417-419. <https://doi.org/10.1111/acv.12475>.
- **CABIDOCHÉ M.** (2020). Synthèse des techniques de réhabilitation des sites miniers primaires à ciel ouvert. Rapport BRGM n°RP-69776-FR. 143 p.
- **CACCIUTTOLO C., GUZMAN V., CATRIÑIR P., ATENCIO E., KOMARIZADEHASL S., LOZANO-GALANT J. A.** (2023). Low-Cost Sensors Technologies for Monitoring Sustainability and Safety Issues in Mining Activities: Advances, Gaps, and Future Directions in the Digitalization for Smart Mining. *Sensors*, 23(15), 6846. <https://doi.org/10.3390/s23156846>.
- **CAIRNS J., MASON M., HARRISON A., JOHNSON F., DAVIE A., GLAMORE W.** (2024). Mining impacts peatland hydrology reducing discharge and water storage volumes. *Journal of Hydrology*, vol. 640, 131735. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131735>.
- **CALMONT A.** (2012). La forêt guyanaise, entre valorisation et protection des ressources écosystémiques. Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement. Hors-série 14 : Biodiversités et paysages : de la connaissance et de la représentation des paysages à leur aménagement durable.
- **CALVO G., MUDD G., VALERO A., VALERO A.** (2016). Decreasing Ore Grades in Global Metallic Mining: A Theoretical Issue or a Global Reality? *Resources* 5 (4), 36. <https://doi.org/10.3390/resources5040036>.
- **CAMIZULI E.** (2013). Impact des anciens sites miniers et métallurgiques sur les écosystèmes terrestre et aquatique actuels : étude comparative des deux moyennes montagnes : le Morvan et les Cévennes. Thèse de doctorat. UMR ARTEHIS - Université de Bourgogne. 228 p.
- **CAMIZULI E., MONNA F., SCHEIFLER R., AMIOTTE-SUCHET P., LOSNO R., BOHARD B., CHATEAU C., ALIBERT P.** (2014a). Impact of trace metals from past mining on the aquatic ecosystem: a multi-proxy approach in the Morvan (France). *Environmental Research* 134, pp. 410–419.
- **CAMIZULI E., MONNA F., ALIBERT P., BEIS P., BERMOND A., BOHARD B., DELIVET G., GOURAULT C., GUILLAUMET J.-P., HAMM G., LABANOWSKI J., LACHICHE C., LOSNO R., PEREIRA A., PETIT C., REVELLI P., SCHEIFLER R., VAN OORT F.** (2014b). Impact des anciens sites miniers et métallurgiques sur les écosystèmes actuels. Synthèse des principaux résultats. In: Collection EDYTEM. Cahiers de géographie, numéro 17, 2014. Exploitations minières passées et présentes. Impacts environnementaux et sociétaux. pp. 85-98; doi : <https://doi.org/10.3406/edyte.2014.1277>.
- **CAMIZULI E., SCHEIFLER R., GARNIER S., MONNA F., LOSNO R., GOURAULT C., HAMM G., LACHICHE C., DELIVET G., CHATEAU C., ALIBERT P.** (2018). Trace metals from historical mining sites and past metallurgical activity remain bioavailable to wildlife today. *Scientific Reports, Nature Publishing Group*, 8 (1), pp. 34-36.
- **CAMPBELL P.G.C., CHAPMAN P.M., HALE B.A** (2006). Risk Assessment of Metals in the Environment. *Environ. Sci. Technol.* 22. In R.M. Harrison, R.E. Hester (Eds), *Chemicals in the Environment*. pp. 102-131. <https://doi.org/10.1039/9781847552440-00102>.
- **CANHAM R., GONZÁLEZ-PRIETO A.M., ELLIOTT J.E.** (2020). Mercury Exposure and Toxicological Consequences in Fish and Fish-Eating Wildlife from Anthropogenic Activity in Latin America. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 17, 1, pp. 13–26. <https://doi.org/10.1002/ieam.4313>.
- **CANOVAS C.R., MACIAS F., BASALLOTE M.D., OLIAS M., NIETO J.M., PEREZ-LOPEZ R.** (2021). Metal(loid) release from sulfide-rich wastes to the environment: The case of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 20, 100240.
- **CANTERA I., COUTANT, O., JEZEQUEL, C., DECOTTE J.-B., DEJEAN T., IRIBAR A., VIGOUROUX R., VALENTINI A., MURIENNE J., BROSSE S.** (2022). Low level of anthropization linked to harsh vertebrate biodiversity declines in Amazonia. *Nat Commun* 13, 3290 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-30842-2>
- **CANTERA I., JEZEQUEL C., DEJEAN T., MURIENNE J., VIGOUROUX R., VALENTINI A., BROSSE S.** (2023) Deforestation strengthens environmental filtering and competitive exclusion in Neotropical streams and rivers. *Proc. R. Soc. B* 290: 20231130. <https://doi.org/10.1098/rspb.2023.1130>.
- **CAPPARELLI M.V., CABRERA M., RICO A., LUCAS-SOLIS O., ALVEAR-S D., VASCO S., GALARZA E., SHIGUANGO L., PINOS-VELEZ V., PEREZ-GONZALEZ A., ESPINOZA R., MOULATLET G.M.** (2021). An Integrative Approach to Assess the Environmental Impacts of Gold Mining Contamination in the Amazon. *Toxics*. Vol. 9, 149. <https://doi.org/10.3390/toxics9070149>.
- **CARDIFF S., COUMANS C., HART R., SAMPAT P., WALKER B.** (2012). Troubled Waters. How Mine Waste Dumping Is Poisoning Our Oceans, Rivers and Lakes. *Earthworks and Mining Watch Canada*. 46p. https://miningwatch.ca/sites/default/files/Troubled-Waters_Executive_Summary.pdf
- **CARDOSO P., BARTON P.S., BIRKHOFFER K., CHICHORRO F., DEACON C., FARTMANN T., FUKUSHIMA C.S., GAIGHER R., HABEL J.C., HALLMANN C.A., HILL M.J., HOCHKIRCH A., KWAK M.L., MAMMOLA S., NORIEGA J.A., ORFINGER A.B., PEDRAZA F., PRYKE J.S., ROQUE F.O., SETTELE J., SIMAIKA J.P., STORK N.E., SUHLING F., VORSTER C., SAMWAYS M.J.** (2020). Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biological Conservation*, vol. 242, <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108426>.
- **CARDOSO T., BLATEAU A., CHAUD P., ARDILLON V., BOYER S., FLAMAND C., GODARD É., FRÉRY N., QUÉNEL P.** (2010). Le mercure en Guyane française : synthèse des études d'imprégnation et des impacts sanitaires menées de 1994 à 2005. *Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire InVS*. (13) 3 p.

- **CARMO F.F., KAMINO L.H.Y., TOBIAS R.J., DE CAMPOS I.C., CARMO F.F., SILVINO G., CASTRO K.J.X., MAURO M.L., RODRIGUES N.U.A., MIRANDA M.P.S., FERREIRA PINTO C.E.** (2017). Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. *Perspectives in Ecology and Conservation*, vol. 15, Issue 3, pp. 145-151. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>.
- **CARMO F.F., LANCHOTTI A.O., KAMINO L.H.Y.** (2020). Mining Waste Challenges: Environmental Risks of Gigatons of Mud, Dust and Sediment in Megadiverse Regions in Brazil. *Sustainability*, 12, 8466. <https://doi.org/10.3390/su12208466>.
- **CARMOUZE J.P., LUCOTTE M., BOUDOU A.** (2001). Le mercure en Amazonie : rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. IRD Collection. 494 p. <https://books.openedition.org/irdeditions/2521>.
- **CARRASCO-RUEDA F., LOISELLE B.A., FREDERICK P.C.** (2020). Mercury bioaccumulation in tropical bats from a region of active artisanal and small-scale gold mining. *Ecotoxicology*, 29, 1032-1042. <https://doi.org/10.1007/s10646-020-02195-3>.
- **CARRICONDE F., FERNANDEZ NUNEZ N., RIPOLL J., LEOPOLD A., FOGLIANI F., ITITIATY Y., LELIEVRE M., LETELLIER K., MAGGIA L., BIDAÜ G., L'HUILLIER L., AMIR H., CAVALOC Y., DUCOUSSO M., GALIANA A., HANNIBAL L., JOURAND P., LEBRUN M.** (2019). Identification d'indicateurs biologiques du fonctionnement des écosystèmes miniers restaurés. Acronyme : « Bioindic ». Rapport scientifique final CNRT "Nickel et son environnement", Nouméa, 272 p.
- **CARVALHO F.P.** (2017). Mining industry and sustainable development: Time for change. *Food and Energy Security*, 6 (2), pp. 61-77.
- **CASIOT C., EGAL M., BRUNEEL O., VERMA N., PARMENTIER M., ELBAZ-POULICHET F.** (2011). Predominance of aqueous TI (I) species in the river system downstream from the abandoned Carnoulès mine (Southern France). *Environ. Sci. Technol.* 45, 2056-2064.
- **CASIOT C., EGAL M., ELBAZ-POULICHET F., BRUNEEL O., BANCON-MONTIGNY C., CORDIER M.-A., GOMEZ E., ALIAUME C.** (2009). Hydrological and geochemical control of metals and arsenic in a Mediterranean river contaminated by acid mine drainage (the Amous River, France); preliminary assessment of impacts on fish (*Leuciscus cephalus*). *Appl. Geochemistry* 24, 787-799.
- **CASTELLO L., MACEDO, M.N.** (2016). Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. *Glob Change Biol*, 22: pp. 990-1007. <https://doi.org/10.1111/gcb.13173>.
- **CASTILHOS Z.C., RODRIGUES-FILHO S., RODRIGUES A.P., VILLAS-BOAS R.C., SIEGEL S., VEIGA M.M., BEINHOF C.** (2006). Mercury contamination in fish from gold mining areas in Indonesia and human health risk assessment. *Science of the Total Environment*, Vol. 369, pp.320-325.
- **CASTILLO S., DE LA ROSA J., SANCHEZ DE LA CAMPA A., GONZALEZ-CASTANEDO Y., FERNANDEZ-CALIANI J.C., GONZALEZ I., ROMERO A.** (2013) Contribution of mine wastes to atmospheric metal deposition in the surrounding area of an abandoned heavily polluted mining district. *Sci Total Environ*, 449, pp. 363-372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.076>.
- **CASTRO-BEDRIÑANA J., CHIRINOS-PEINADO D., GARCIA-OLARTE E., QUISPE-RAMOS R.** (2021). Lead transfer in the soil-root-plant system in a highly contaminated Andean area. *PeerJ*, 9, pp. 1-21. <https://doi.org/10.7717/peerj.10624>.
- **CASSON L., LOSADA S., TSENIKLI S., SANTILLO D., CURRIE D., SHARMA G., McCALLUM W.** (2019). "In Deep Water: The Emerging Threat of Deep Sea Mining." Greenpeace International.
- **CDC BIODIVERSITÉ & OFB** (2022). Renaturer les sols, des solutions pour les territoires. Castaing J., Monod K., Noreve V. Dossier de la MEB n°42, 60 p.
- **CEREMA** (2020). Guide méthodologique pour l'élaboration des plans de prévention des risques miniers. Collection « Références ». ISBN : 978-2-37180-445-6. 72 p.
- **CHADDAD F., MELLO F.A.O., TAYEBI M., SAFANELLI J.L., RABELO CAMPOS L., TAYNARA ACCORSI AMORIM M., PIMENTA BARBOSA DE SOUSA G., OSORIO FERREIRA T., RUIZ F., PERLATTI F., TADEU GRESCHUK L., ROSIN N.A., TADEU FIM ROSAS J., DEMATTE J.A.M.** (2022). Impact of mining-induced deforestation on soil surface temperature and carbon stocks: A case study using remote sensing in the Amazon rainforest, *Journal of South American Earth Sciences*. Vol. 119. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2022.103983>.
- **CHAILLEUX S., LE BERRE S., GUNZBURGER Y.** (2022). Ressources minérales et transitions. Peter Lang Verlag, collection EcoPolis, vol. 38, 410 p.
- **CHAMA L., NYIRENDA V.R., PHIRI D., MUSUKA C.G., SIMUCHIMBA G., SIACHOONO S.M., KAPEMBWA S., CHIBESA M., NAMUKONDE N., SIAMUJOMPA M., KASUBIKA R., MUNALULA F., KIKAMBA E., PHIRI C.J., M'DOMA B., MUNDIKE J., DADI M., MUBEMBA B.** (2026). Ecological disaster in the making: Assessing the impact of Sino-Metals Leach tailings dam collapse on the Kafue River ecosystem, *Journal of Hazardous Materials Advances*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2026.101104>.
- **CHAMBI-LEGOAS R., ORTEGA RODRIGUEZ D.R., FIGUEIREDO F.D.M.D., PEÑA VALDEIGLESIAS J., ZEVALLOS POLLITO P.A., MARCELO-PEÑA J.L., ROTHER D.C.** (2021). Natural Regeneration After Gold Mining in the Peruvian Amazon : Implications for Restoration of Tropical Forests. *Front. For. Glob. Change*; 4, 594627. doi: 10.3389/ffgc.2021.594627.
- **CHAN W.S., ROUTH J., LUO C., DARIO M., MIAO Y., WEI L.** (2021). Metal accumulations in aquatic organisms and health risks in an acid mine-affected site in South China. *Environ Geochem Health*, 43, 4415-4440. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00923-0>.
- **CHANDRA A, JAIN MK.** (2013). Evaluation of heavy metals contamination due to overburden leachate in groundwater of coal mining area. *J Chem Biol Phys Sci*. Vol. 3(3): 2317-22.
- **CHARLES N., DUPUY J.-J., CHRISTMANN P., GALIN R., GUILLON D.** (2017). Industrie minière et activité minière en France. Collection « La mine en France », Tome 1, 25 p. https://www.mineralinfo.fr/sites/default/files/documents/2021-01/tome_01_industrie_mineraleactivite_miniere_final24032017.pdf.
- **CHARLET L., BOUDOU A.** (2002). Cet or qui file un mauvais mercure. *La Recherche* (359), pp 52-59.

- **CHEN C.Y., DRISCOLL C.T., EAGLES-SMITH C.A., ECKLEY C.S., GAY D.A., HSU-KIM H., KEANE S.E., KIRK J.L., MASON R.P., OBRIST D., SELIN H., SELIN N.E., THOMPSON M.R.** (2018). A Critical Time for Mercury Science to Inform Global Policy. *Environmental Science & Technology* 2018 52 (17), 9556-9566. DOI: 10.1021/acs.est.8b02286.
- **CHENG Y.-P., WANG, L., ZHANG X.-L.** (2011). Environmental impact of coal mine methane emissions and responding strategies in China. *Int. J. Greenh. Gas Control*, 5, 157-166.
- **CHÉTELAT J., COTT P.A., ROSABAL M., HOUBEN A., MCCLELLAND C., ROSE E.B., AMYOT M.** (2019). Arsenic bioaccumulation in subarctic fishes of a mine-impacted bay on Great Slave Lake, Northwest Territories, Canada. *PLoS One* 14(8): e0221361. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221361>.
- **CHEVREL S., CHARLES N., CHRISTMANN P., LAMOUILLE B., BLANCHARD F., GUILLANEAU J.-C., KISTER P.** (2017). Le concept de « mine responsable » - Parangonnage des initiatives mondiales. Collection « La mine en France ». Tome 9, 101 p. https://www.mineralinfo.fr/sites/default/files/documents/2021-01/tome_09_parangonnage_final24032017.pdf.
- **CHILONGO T., KAMPESHI C., MUMA L., CHILEMBO P., SINDA M., KAPANJI K., MTONGA C., MAMBWE D.** (2025). Environmental and Social Incident Impact Assessment Report for the Tailings Dam Failure at Sino-Metals Leach Zambia Limited. Report of the Zambia Environmental Management Agency (ZEMA). 429 p. https://www.zema.org.zm/wp-content/uploads/2026/01/ESIIA-Report-for-the-Tailings-Dam-failure-at-Sino-Metals_Rev-2_05.01.26.pdf.
- **CHOI Y.** (2023). Recent Advances in Smart Mining Technology. *Applied Sciences* 13, 3726. <https://doi.org/10.3390/app13063726>.
- **CHOQUET A.** (2018). Interdiction de l'exploitation minière en Antarctique, une réalité menacée ? *Natures Sciences Sociétés*, 2018/1 (Vol. 26), p. 49-59. URL : <https://www.cairn.info/revue-natures-sciences-societes-2018-1-page-49.htm>.
- **CHOU L.** (2012). Caractérisation des propriétés mécaniques du remblai minier rocheux cimenté par des méthodes non-destructives. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal. 229 p.
- **CHOWDHURY A.R., LAHIRI-DUTT K.** (2018). Agrarian distress and gemstone mining in India: The political economy of survival. In K. Lahiri-Dutt (Ed.), *Between the plough and the pick: Informal, artisanal and small-scale mining in the contemporary world*. Australian National University Press pp. 89-116.
- **CHRISTMANN P.** (2016). Développement économique et croissance des usages des métaux. *Annales des Mines - Responsabilité et environnement*, 82, 8-15. <https://doi.org/10.3917/re1.082.0008>.
- **CHRISTMANN P.** (2018). Towards a More Equitable Use of Mineral Resources. *Nat Resour Res*, 27, 159-177. <https://doi.org/10.1007/s11053-017-9343-6>.
- **CHRISTMANN P.** (2020). Matières premières minérales stratégiques : quels enjeux ? *Géologues* (204), pp. 36-40.
- **CISZEWSKI D., GRYGAR T.M.** (2016). A Review of Flood-Related Storage and Remobilization of Heavy Metal Pollutants in River Systems. *Water Air Soil Pollut.* ; 227(7) : 239. doi: 10.1007/s11270-016-2934-8.
- **CISZEWSKI D.** (2019). The past and prognosis of mining cessation impact on river sediment pollution. *Journal of Soils and Sediments* 19, pp. 393-402. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-2015-2>.
- **CISZEWSKI D., SOBUCKI M.** (2022). River response to mining-induced subsidence. *CATENA*, vol. 21. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106303>.
- **CITTERIO M. MOTTRAM R., LARSEN S.H., AHLSTRØM A** (2009). Glaciological investigations at the Malmbjerg mining prospect, central East Greenland, *Geol. Surv. Den. Greenl. Bull.*, 17, 73-76.
- **CLARK K., LESSER M.** (2016). Effects of acid mine drainage on plant community structure in the central appalachian mountains. *Proceedings of the West Virginia Academy of Science*, 88(1). <https://doi.org/10.55632/pwvas.v88i1.24>.
- **CLAVIER S., CERDAN A., ROCHET M., ROCHAS P., LE PAGE P. TALAGA S., BOUVIER D., CHEVALIER J., BARR C., SHEPARD W., POST D., HEURET A. ANTOINE P.O., MURIENNE J., CEREGHINO R., LALAGÜE H.** (2023). Atlas des invertébrés aquatiques de Guyane. Office de l'eau de Guyane. 720 p. ISBN 978-2-9590191-1-1. https://eauguyane.fr/images/2024/Publications24/ATLAS_MACROFAUNE_BENTHIQUE_Numerique_basse_def_oct_2023.pdf.
- **CLEMENT A.J.H., NOVÁKOVÁ T., HUDSON-EDWARDS K.A., FULLER I.C., MACKLIN M.G., FOX E.G., ZAPICO I.** (2017). The environmental and geomorphological impacts of historical gold mining in the Ohinemuri and Waihou river catchments, Coromandel, New Zealand. *Geomorphology*, 295, pp. 159-175. doi: 10.1016/j.geomorph.2017.06.011.
- **CLEMENTS W.H., VIEIRA N.K.M., CHURCH S.E.** (2010). Quantifying restoration success and recovery in a metalpolluted stream: a 17-year assessment of physicochemical and biological responses. *Journal of Applied Ecology*. 47: 899-910. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01838.x>.
- **CNCDH** (2018). L'effectivité des droits de l'homme dans les outre-mer. Étude de la Commission Nationale Consultative des Droits de l'Homme (CNCDH), Lazerges C., Questiaux N. (Dir.). La Documentation Française. 484 p. https://www.cncdh.fr/sites/default/files/2021-04/CNCDH%20Outre-mer_Complet.pdf.
- **COLICA A., BENVENUTI M., CHIARANTINI L., COSTAGLIOLA P., LATTANZI P., RIMONDI V., RINALDI M.** (2019). From point source to diffuse source of contaminants: the example of mercury dispersion in the Paglia River (Central Italy). *Catena* 172:488-500. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.08.043>.
- **COLLECTIF** (2017). Bonnes pratiques de l'activité minière. Collection « La mine en France ». Tome 12, 25 p. https://www.mineralinfo.fr/sites/default/files/documents/2021-01/tome_12_tableau_bonnes-pratiques_final24032017.pdf.
- **COLOMBI, F., HOLLAND, A., BALDWIN, D., LAWRENCE S., DAVIES P., RUTHERFURD I., GROVE J., TURNBULL J., MACKLIN M.G., HIL G., SILVESTER E.** (2024). Legacy effects of historical gold mining on floodplains of an Australian river. *Environ Geochem Health* 46, 247. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02003-5>.
- **CONDE M.** (2017). Resistance to Mining. A Review. *Ecological Economics*, vol. 132, pp. 80-90. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.025>.

- **CONSTANTINIDES D.C.** (2023). Can We Alleviate the NIMBY Effect in Mining? *Materials Proceedings*, 15(1), 93. <https://doi.org/10.3390/materials2023015093>.
- **COPELAND C.** (2015). Cleanup at Inactive and Abandoned Mines: Issues in "Good Samaritan" Legislation in the 114th Congress. Congressional Research Service. R44285. 20 p. https://www.congress.gov/crs_external_products/R/PDF/R44285/R44285.6.pdf.
- **COQUERY M., COSSA D., PERETYAZHKO T., AZEMARD S., CHARLET L.** (2003). Methylmercury formation in the anoxic waters of the Petit-Saut reservoir (French Guiana) and its spreading in the adjacent Sinnamary River. *J. Phys. IV France* 107 (2003) 327-331. DOI: 10.1051/jp4:20030308.
- **CORDEIRO M.C., GARCIA G.D., ROCHA A.M., TSCHOEKE D.A., CAMPEAO M.E., APPOLINARIO L.R., SOARES A.C., LEOMIL L., FROES A., BAHIANSE L., REZENDE C.E., ALMEIDA M.G., RANGEL T.P., OLIVEIRA B.C., ALMEIDA D., THOMPSON M.C., THOMPSON C.C., THOMPSON F.L.** (2019). Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. *Sci. Total Environ.* 654, 1209–1217. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112.
- **CORDIER S., GRASMICK C., PAQUIER-PASSELAIQUE M., MANDERAU L., WEBER J.P., JOUAN M.** (1998). Mercury exposure in French Guiana: levels and determinants. *Arch Environ Health*, 53(4):299–303.
- **CORDY P., VEIGA M.M., SALIH I., AL-SAAD I., CONSOLE S., GARCIA O., MESA L.A., VELASQUEZ-LOPEZ P.C., ROESER M.** (2011). Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution. *Sci of the Total Envir.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.006>.
- **CORREIA, V., ROSENDO, L., & FALCK, E.** (2024). Understanding the narratives in the public debate about mining in Europe. *European Geologist*, 67. <https://doi.org/10.5281/zenodo.12205489>.
- **CORTINHAS FERREIRA NETO L., DINIZ C.G., MARETTO R.V., PERSELLO C., SILVA PINHEIRO M.L., CASTRO M.C., RODRIGUES SADECK L.W., FILHO A.F., CANSADO J., DE ALMEIDA SOUZA A.A., PINTO FEITOSA J., CORRÊA SANTOS D., ADAMI M., SOUZA-FILHO P.W.M., STEIN A., BIEHL A., KLAUTAU A.** (2024). Uncontrolled Illegal Mining and Garimpo in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* 15, 9847. <https://doi.org/10.1038/s41467-024-54220-2>.
- **COSTAS N., PARDO I., MENDEZ-FERNANDEZ L., MARTINEZ-MADRID M., RODRIGUEZ P.** (2018). Sensitivity of macroinvertebrate indicator taxa to metal gradients in mining areas in Northern Spain. *Ecol. Indic.* 93, 207–218. doi: 10.1016/j.ecolind.2018.04.059.
- **COSTENBADER J., BROADHEAD J., YASMI Y., DURST P.B.** (2015). Drivers of forest change in the Greater Mekong Subregion-regional report. USAID-LEAF and FAO. 5p.
- **COTTARD F., BOUROULLEC I., DUTARTRE P., FLEURY L.** (2002). Audits environnementaux de six mines fermées ou abandonnées de la région Midi-Pyrénées. Rapport BRGM RP-51538-FR. 277 p. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-51538-FR.pdf>.
- **COTTARD F., BÉRANGER S.** (2007). Approche régionale du risque potentiel en matière de pollution - Applications aux districts miniers avec une pollution métallique. Rapport BRGM – RP-54637-FR. 72p.
- **COUIC E., ALPHONSE V., LIVET A., GIUSTI-MILLER S., BOUSSERRHINE N.** (2021). Influence of Ecological Restoration on Mercury Mobility and Microbial Activities on Former Guyanese Mining Sites. *Applied Sciences*, 11(5):2231. <https://doi.org/10.3390/app11052231>.
- **COUIC E., TRIBONDEAU A., ALPHONSE V., LIVET A., BOUSSERRHINE N.** (2022). Positive effect of ecological restoration with fabaceous species on microbial activities of former guyanese mining sites. *Molecules*, 27(6), 1768. <https://www.mdpi.com/1420-3049/27/6/1768>.
- **COUMANS C.** (2002). *Submarine Tailings Disposal Toolkit*. MiningWatch Canada, Project Underground. 16 p. https://miningwatch.ca/sites/default/files/01.STDtoolkit.i_ntr_.pdf.
- **COUR DES COMPTES** (2023). La forêt guyanaise : des constats alarmants, des clarifications nécessaires - Cahier 1. Observations définitives. Exercices 2017 et suivants. Rapport de la Cour des Comptes n°S2025-0694-1, 2^{ème} Chambre, 2^{ème} Section. 118 p. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2025-07/20250721-S2025-0694-Forêt%20guyanaise-cahier-1.pdf>.
- **COUTANT O., LOPES-LIMA M., MURIENNE J., PELLISSIER L., QUARTAROLLO G., VALENTINI A., PRIE V., BROSE S.** (2025). No attenuation of fish and mammal biodiversity declines in the Guiana Shield. *Science of The Total Environment*, vol. 971. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179021>.
- **CRAVOTTA C.A., GOODE D.J., BARTLES M.D., RISSER D.W., GALEONE D.G.** (2014). Surface water and groundwater interactions in an extensively mined watershed, upper Schuylkill River, Pennsylvania, USA. *Hydrological Process* 28: 3574–3601. <https://doi.org/10.1002/hyp.9885>.
- **CREMERS L., KOLEN J., DE THEIJE M.** (2013). Small-Scale Gold Mining in the Amazon. The Cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname. Centre for Latin American Studies and Documentation, Cuadernos del CEDLA, No. 26, 119 p. <https://globalinitiative.net/wp-content/uploads/2018/01/Small-Scale-Gold-Mining.pdf>.
- **CRESPO-LOPEZ M.E., AUGUSTO-OLIVEIRA M., LOPES-ARAÚJO A., SANTOS-SACRAMENTO L., YUKI TAKEDA P., DE MATOS MACCHI B., MARTINS DO NASCIMENTO J.L., MAIA C.S.F., LIMA R.R., ARRIFANO G.P.** (2021). Mercury: What can we learn from the Amazon? *Environment International*, Vol. 146, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223>.
- **CRIIRAD** (2014). Contamination radioactive des mousses aquatiques dans l'environnement du site AREVA des Bois Noirs. Étude réalisée par la CRIIRAD. Rapport d'étude n°15-55F. 24 p. <https://www.criirad.org/wp-content/uploads/2017/08/boisnoirs-15-55.pdf>.
- **CRIIRAD** (2023). Ancien site d'extraction d'uranium Orano de l'Écarpière : des eaux et sédiments toujours contaminés. Communiqué de presse du 6 février 2023. 2p.
- **CRISTESCU B., STENHOUSE G.B., BOYCE M.S.** (2016). Large Omnivore Movements in Response to Surface Mining and Mine Reclamation. *Sci Rep*, 11;6:19177.
- **CRISTESCU R. H., FRERE C., BANKS P.B.** (2012). A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: Current state and future directions. *Biological conserv.*, 149, 60-72. doi:10.1016/j.biocon.2012.02.003.

- **CRISTOL D.A., BRASSO R.L., CONDON A.M., FOVARGUE R.E., FRIEDMAN S.L., HALLINGER K.K., MONROE A.P., WHITE A.E.** (2008). The movement of aquatic mercury through terrestrial food webs. *Science* 320: 335.
- **CROSS S.L., TOMLINSON S., CRAIG MICHAEL D., DIXON KINGSLEY W., BATEMAN PHILIP W.** (2019). Overlooked and undervalued: the neglected role of fauna and a global bias in ecological restoration assessments. *Pacific Conservation Biology*, 25, 331-341. <https://doi.org/10.1071/PC18079>.
- **CRUZ A.F.C., GUSSO-CHOUERI P., DE ARAUJO G.S., CAMPOS B.G., DE ABESSA D.M.S.** (2019). Levels of metals and toxicity in sediments from a Ramsar site influenced by former mining activities. *Ecotoxicol Environ Saf* 171:162-172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.088>.
- **CSAVINA J., FIELD J., TAYLOR M.P., GAO S., LANDAZURI A., BETTERTON E.A., SAEZ A.E.** (2012). A review on the importance of metals and metalloids in atmospheric dust and aerosol from mining operations. *Sci. Total Environ.* 433, 58-73. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.06.013.
- **CSILLIK O., ASNER G.P.** (2020). Aboveground carbon emissions from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environ. Res. Lett.* 15 014006. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab639c/pdf>.
- **CUELLAR-VALENCIA O., MURILLO-GARCIA O., RODRIGUEZ SALAZAR G., BOLIVAR W.** (2023). Bioaccumulation of mercury in direct-developing frogs: The aftermath of illegal gold mining in a National Park. *Herpetological Journal*. 33. 6-13. 10.33256/33.1.613.
- **CULIOLI J., FOUQUOIRE A., MORI C., ORSINI A.** (2009). Trophic transfer of arsenic and antimony in a freshwater ecosystem: a field study. *Aquat. Toxicol.* 2009, 94, 286. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0166445X09002525>.
- **CUNNINGHAM S.D., BERTI W.R.** (1993). Remediation of contaminated soils with green plants—an overview. In *Vitro Cell Dev Biol Plant* 29: 207-212.
- **CURTIS P.G., SLAY C.M., HARRIS N.L., TYUKAVINA A., HANSEN M.C.** (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*. 361(6407), pp. 1108-1111. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.aau3445>.
- **CUSANO G., RODRIGO GONZALO M., FARRELL F., REMUS R., ROUDIER S., DELGADO SANCHE L.** (2017). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the main Non-Ferrous Metals Industries, Joint Research Centre, EUR 28648 EN, doi:10.2760/8224. 1233 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/8224>.
- **CUTRIGHT T.J., SENKO J., SIVARAM S., YORK M.** (2012). Evaluation of the phytoextraction potential at an acid-mine-drainage-impacted site. *Soil Sediment Contam.* 21 (8) (2012), pp. 970-984, 10.1080/15320383.2012.712070.
- **CUYVERS, L., BERRY, W., GJERDE, K., THIELE, T. AND WILHEM, C.** (2018). Deep seabed mining: a rising environmental challenge. Gland, Switzerland: IUCN and Gallifrey Foundation. 88 p. <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2018-029-En.pdf>.
- **CWP** (2015). The mining burden: States Would Shoulder Significant Costs of Cleaning Up Abandoned Mines if They Take Over American Lands. Center for western priorities publication. 13 p.
- **D'HUGUES P., CHRISTMANN P., DIDIER C.** (2022). Mine responsable : est-ce possible. *Géoscience* n°26 – Métaux critiques – Concilier éthique et souveraineté ? BRGM Editions, pp. 48-53. <https://www.debatpublic.fr/sites/default/files/2024-03/GEO-26-080622-3-Mine-Responsable.pdf>.
- **DAICHENDT N., JANOVEC J.P., TOBLER M.W., WITTMANN F., LATRUBESSE E.M., HASTIE A., MORANDEIRA N., HOUSEHOLDE J.E.** (2025). Surge of peatland destruction by an advancing front of artisanal gold mining in Amazonia. *Environ. Res. Lett.* 20 044001. DOI 10.1088/1748-9326/adb868.
- **DAMONTE G.H.** (2018). Mining Formalization at the Margins of the State: Small-scale Miners and State Governance in the Peruvian Amazon. *Development and Change*, 49, 1314-1335. <https://doi.org/10.1111/dech.12414>.
- **DANG M., NØRREGAARD R., BACH L., SONNEB C., SØNDERGAARD J., GUSTAVSON K., AASTRUP P., NOWAKA B.** (2017). Metal residues, histopathology and presence of parasites in the liver and gills of fourhorn sculpin (*Myoxocephalus quadricornis*) and shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) near a former lead-zinc mine in East Greenland. *Environ. Res.* 153, 171-180. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.12.007>.
- **DANIEL W.M., INFANTE D.M., HUGHES R.M., TSANG Y.-P., ESSELMAN P.C., WIEFERICH D., HERREMAN K., COOPER A.R., WANG L., TAYLOR W.W.** (2015). Characterizing coal and mineral mines as a regional source of stress to stream fish assemblages, *Ecological Indicators*, Vol. 50, pp.50-61. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.10.018>.
- **DARAZ U., LI Y., AHMAD I., IQBAL, R. DITTA A.** (2023). Remediation technologies for acid mine drainage: Recent trends and future perspectives. *Chemosphere*, vol. 311 part 2. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137089>.
- **DARMODY R.G., BAUER R., BARKLEY D., CLARKE S., HAMILTON D.** (2014). Agricultural impacts of longwall mine subsidence: the experience in Illinois, USA and Queensland, Australia. *Int J Coal Sci Technol* 1: 207-212. <https://doi.org/10.1007/s4078-9-014-0026-1>.
- **DA SILVA-REGO L.L., DE ALMEIDA L., GASPAROTTO J.** (2022). Toxicological effects of mining hazard elements. *Energy Geoscience*, Vol 3, Issue 3, pp. 255-262, <https://doi.org/10.1016/j.engeos.2022.03.003>.
- **DAS B.** (2014). Environmental impact due to iron ore mining in Chhattisgarh Recent *Research in Science and Technology* 6, 1 : 27-29.
- **DASHWOOD, H.S.** (2014). Sustainable development and industry self-regulation: developments in the global mining sector. *Business & Society*, 53(4), 551-582.
- **DAVIES M., RICE S.** (2001). An alternative to conventional tailing management - "Dry stack" filtered tailings. *Proc Tailings Mine Waste Conf*, pp. 411-422.
- **DAVIS JR. R.A., WELTY A.T., BORREGO J., MORALES J.A., PENDON J.G., RYAN J.G.** (2000). Rio Tinto estuary (Spain): 5 000 years of pollution. *Environmental Geology* 39, 1107-1116 (2000). <https://doi.org/10.1007/s002549900096>.
- **DAVIES P., LAWRENCE S., TURNBULL, J., RUTHERFURD I., SILVESTER E., GROVE J., MACKLIN M.G.** (2020). Groundwater extraction on the goldfields of Victoria, Australia. *Hydrogeol J* 28, 2587-2600. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02196-w>.

- **DAVIES T. W., DUFFY J. P., BENNIE J., GASTON K. J.** (2016). Stemming the Tide of Light Pollution Encroaching into Marine Protected Areas. *Conservation Letters*, 9(3), pp. 164-171.
- **DE ARAUJO W.S., DO ESPIRITO-SANTO FILHO K., BERGAMINI L.L., GOMES R., MORATO S.A.A.** (2014). Habitat conversion and galling insect richness in tropical rainforests under mining effect. *Journal of Insect Conservation*, 18(6), 1147-1152. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9725-6>.
- **DE CASTRO PENA J.C., GOULART F., FERNANDES, G WILSON FERNANDES, HOFFMANN D., LEITE F., BRITTO DOS SANTOS N., FILHO B., SOUZA T., VANCINE M., RODRIGUES M.** (2017). Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspectives in Ecology and Conservation*. 15. 10.1016/j.pecon.2017.07.005.
- **DE FRETES C.C., KAKISINA, P., RUMAHLATU, D.** (2020). Concentration of heavy metal Hg, Au, and Fe in sediments, water, and tissue damage of golden sea cucumber *Stichopus hermanni* (Semper, 1868) (Holothuroidea; Stichopodidae) in Kayeli Bay, *Indonesia. Acta Aquatica Turcica*, 16(1), 113-123. <https://doi.org/10.22392/actaqua.603602>.
- **DE LA PEÑA S. BARREIRO R.** (2009). Biomonitoring acidic drainage impact in a complex setting using periphyton. *Environ. Monit. Assess*, 150, 351-363.
- **DE LARY DE LATOUR L., GUERIN V., GATELLIER C., PIAT C.** (2022). Implementing phytostabilisation for tailings deposits remediation: project design and feedback from case studies in France. In Fourie A.B., Tibbett M., Boggs G. (Eds), *Mine Closure 2022: Proceedings of the 15th International Conference on Mine Closure*, Australian Centre for Geomechanics, Perth, pp. 1219-1230, https://doi.org/10.36487/ACG_repo/2215_90.
- **DE MÉRONA B., CARMOUZE, J.P., BARRAL M., CERDAN P., COSTE M., DEPUY F., DOMINIQUE Y., GAUCHEREL C., GERARDHI C., HOREAU V., HUGUENY B., ORTH K., RICHARD S., SCIBONA D., SOULARD F., TEJERINA-GARROS F.L., THOMAS A.** (2001). Qualité des eaux des rivières de Guyane – Rapport de synthèse. IRD. 486 p.
- **DE MIGUEL R., GALVEZ-BRavo L., OLIVA-PATERNA F., FERNANDEZ-DELGADO C.** (2016). Disturbance accumulation hampers fish assemblage recovery long after the worst mining spill in the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology*. 32. 180-189. 10.1111/jai.13021.
- **DE THOISY B., DURON O., EPELBOIN L., MUSSET L., QUÉNEL P., ROCHE B., BINETRUY F., BRIOLANT S., CARVALHO L., CHAVY A., COUPPIE P., DEMAR M., DOUINE M., DUSFOUR I., EPELBOIN Y., FLAMAND C., FRANC A., GINOUVES M., GOURBIERE S., HOUËL E., KOCHER A., LAVERGNE A., LE TURNIER P., MATHIEU L., MURIENNE J., NACHER M., PELLEAU S., PREVOT G., ROUSSET D., ROUX E., SCHAUB R., TALAGA S., THILL P., TIRERA S., GUEGAN J.-F.** (2021). Ecology, evolution, and epidemiology of zoonotic and vector-borne infectious diseases in French Guiana: Transdisciplinarity does matter to tackle new emerging threats. *Infect Genet Evol.* doi: 10.1016/j.meegid.2021.104916.
- **DE VASCONCELLOS A.C.S., FERREIRA S.R.B., DE SOUSA C.C., DE OLIVEIRA M.W., DE OLIVEIRA LIMA M., BASTA P.C.** (2022). Health Risk Assessment Attributed to Consumption of Fish Contaminated with Mercury in the Rio Branco Basin, Roraima, Amazon, Brazil. *Toxics*, 10, 516. <https://doi.org/10.3390/toxics10090516>.
- **DEATH C.E., GRIFFITHS S.R., STORY P.G.** (2019). Terrestrial vertebrate toxicology in Australia: An overview of wildlife research. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 11: 43-52. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.07.001>.
- **DEDIEU N.** (2014). Mise au point d'un outil d'évaluation de la qualité biologique des petites rivières de Guyane sur la base des invertébrés aquatiques. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse Paul Sabatier. 340 p.
- **DEDIEU N., VIGOUROUX R., CERDAN P., CEREGHINO R.** (2015). Invertebrate communities delineate hydro-ecoregions and respond to anthropogenic disturbance in East-Amazonian streams. *Hydrobiologia* 742, 95-105 (2015). <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1969-3>.
- **DEDRYVER L., COURIC V.** (2020). La consommation de métaux du numérique : un secteur loin d'être dématérialisé. Document de travail France Stratégie. Rapport n°2020-05. 52 p.
- **DEIKUMAH J.P., MCALPINE C.A., MARON M.** (2014). Mining matrix effects on West African rainforest birds. *Biological Conservation*, 169(), 334-343. doi:10.1016/j.biocon.2013.11.030.
- **DELEIVINGNE L., GLAZENER W., GREGOIR L., HENDERSON, K.** (2020). Climate risk and decarbonization: What every mining CEO needs to know. McKinsey Sustainability. 11 p.
- **DELOITTE** (2018). Le potentiel de développement économique durable de la Guyane. Rapport Deloitte développement durable / WWF. 526 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2018-11/Etude-Deloitte-Potentiel-Guyane_3.pdf.
- **DELPLACE G., VIERS J., SCHRECK E., OLIVA P., BEHRA P.** (2022). Pédogéochimie, contexte géologique et contamination de métaux (loids) dans le district minier ancien de Salsigne (Orbiel valley, France), *Chemosphere*, Vol. 287, Part 2, 132111, ISSN 0045-6535.
- **DEMERS I., PABST T.** (2020). Alternative and innovative integrated mine waste management approaches. In B. Bussière et M. Guittonny (dir.), *Hard rock mine reclamation: From prediction to management of acid mine drainage*, pp. 321-350.
- **DENDIEVEL A.M., GROSBOIS C., AYRAULT S., EVRARD O., COYNEL A., DEBRET M., GARDES T., EUZEN C., SCHMITT L., CHABAUX F., WINIARSKI T., VANDERPERK M., MOURIER B.** (2022). Key factors influencing metal concentrations in sediments along Western European Rivers: A long-term monitoring study (1945-2020). *Sci Total Environ*, 805:149778. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.149778.
- **DESHAIES, M.** (2007). *Les territoires miniers - Exploitation et reconquête*. collection carrefours, Ellipses. 224 p.
- **DESHAIES, M.** (2016). Mines et environnement dans les Amériques : les paradoxes de l'exploitation minière. *IdeAs [Online]*. Consulté en septembre 2022 : <https://journals.openedition.org/ideas/1639>.
- **DETHIER E., SARTAIN S.L., LUTZ D.A.** (2019). Heightened levels and seasonal inversion of riverine suspended sediment in a tropical biodiversity hot spot due to artisanal gold mining. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 1-6. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1907842116>.

- **DETHIER E., SILMAN M., DIAZ LEIVA J., ALQAHTANI S., FERNANDEZ L., PAUCA P., ÇAMALAN S., MAGILLIGAN F., RENSHAW C., LUTZ D.** (2022). The global crisis of mining in tropical rivers. *Physical Sciences*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1875606/v1>.
- **DEVENISH K., DESBUREAUX S., WILLCOCK S. JONES J.P.G.** (2022). On track to achieve no net loss of forest at Madagascar's biggest mine. *Nat Sustain* 5, 498–508 (2022). <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00850-7>.
- **DEZÉCACHE C., FAURE E., GOND V., SALLES J.-M., VIEILLEDENT G., HERAULT B.** (2017). Gold-rush in a forested El Dorado : deforestation leakages and the need for regional cooperation. *Environmental Research Letters*, (12), 12 p.
- **DHIVERT, E., GROSBOIS, C., COYNEL, A., LEFEVRE, I., DESMET, M.** (2015). Influences of major flood sediment inputs on sedimentary and geochemical signals archived in a reservoir core (Upper Loire Basin, France). *Catena*, 126, 75-85.
- **DIAMMS** (2025). Réponse de la DIAMMS au rapport d'observations définitives de la Cour des Comptes sur la sécurisation des approvisionnements en minerais et métaux stratégiques. Délégation interministérielle aux approvisionnements en minerais et métaux stratégiques. 3 p. <https://www.ccomptes.fr/sites/default/files/2025-07/20250718-S2025-0822-Securisation-approvisionnement-minerais-metiaux-critiques-rep-DIAMMS.pdf>.
- **DÍAZ S., SETTELE J., BRONDÍZIO E.S., NGO H.T., AGARD J., ARNETH A., BALVANERA P., BRAUMAN K.A., BUTCHART S.H.M., CHAN K.M.A., GARIBALDI L.A., ICHII K., LIU, J., SUBRAMANIAN S.M., MIDGLEY G.F., MILOSLAVICH P., MOLNÁR Z., OBURA D., PFAFF A., POLASKY S., PURVIS A., RAZZAQUE J., REYERS B., CHOWDHURY R.R., SHIN Y.-J., VISSEREN-HAMAKERS I., WILLIS K.J., ZAYAS C.N.** (2019) Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science*, 366. <https://doi.org/10.1126/science.aax3100>.
- **DÍAZ A.M., FORJÁN R., GALLEGO J.L.R., BENAVENTE-HIDALGO L., SÁNCHEZ-POYAL A., DÍAZ-GARCÍA P., MENÉNDEZ-AGUADO J.M., BARAGAÑO D.** (2025). Phytoremediation strategies for the reclamation of tailings and mining soils in an active open-pit site. *Environmental Research*, vol. 275, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.121464>.
- **DIDIER C., VAN DER MERWE N., BETOURNAY M., MAINZ M., KOTYRBA A., OYDAN O., JOSIEN J., SONG W.K.** (2008). Mine closure and post-mining management international state-of-the-art. International commission on mine closure (ICMC) - International society for rock mechanics. 164 p. <https://www.ineris.fr/fr/mine-closure-and-post-mining-management-international-state-art>.
- **DIDIER C. FERRÉS-HERNÁNDEZ M., KRUPKA D.** (2025). Les enjeux de normalisation de la mine responsable. *Les Annales des Mines*. Poinssot C. (Coord.). Les métaux stratégiques, nouveau défi de la transition énergétique et de la réindustrialisation, pp. 88-90. <https://annales-des-mines.org/wp-content/uploads/2025/10/R1-2025-11-20-Les-enjeux-de-normalisation-de-la-mine-responsable-C.-DIDIER-M.-FERRES-HERNANDEZ-D.-KRUPKA.pdf>.
- **DIETER C.A., MAUPIN M.A., CALDWELL R.R., HARRIS M.A., IVAHNENKO T.I., LOVELACE J.K., BARBER N.L., LINSEY K.S.** (2018). Estimated use of water in the United States in 2015: U.S. Geological Survey Circular 1441, 65 p., <https://doi.org/10.3133/cir1441>.
- **DIEZ-DEL-MOLINO D., GARCIA-BERTHOUE E., ARAGUAS R., ALCARAZ C., VIDAL O., SANZ N., GARCIA-MARIN J.-L.** (2018). Effects of water pollution and river fragmentation on population genetic structure of invasive mosquito fish. *Sci Total Environ*, 637–638:1372–1382. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.003>.
- **DIRINGER S.E., BERKY A.J., MARANI M., ORTIZ E.J., KARATUM O., PLATA D.L., PANW.K., HSU-KIM H.** (2019). Deforestation Due to Artisanal and Small-Scale Gold Mining Exacerbates Soil and Mercury Mobilization in Madre de Dios, Peru. *Environ. Sci. Technol.* 2020, 54, 1, 286–296 11, <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06620>.
- **DIRINGER S., FEINGOLD B.J., ORTIZ E.J., GALLIS J.A., ARAUJO-FLORES J.M., BERKY A., PAN W.K.Y.** (2015). Hsu-Kim H, River Transport of Mercury from Artisanal and Small-Scale Gold Mining and Risks for Dietary Mercury Exposure in Madre de Dios, Peru. *Environ. Sci. Processes Impacts*, 17, (2), 478–487.
- **DOLD B.** (2008). Sustainability in metal mining: From exploration, over processing to mine waste management. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* Vol. 7, pp. 275–285.
- **DOMINATI E., PATTERSON M., MACKAY A.** (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, Vol. 69, Issue 9, pp. 1858-1868, <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.05.002>.
- **DONATO D.B., NICHOLS O., POSSINGHAM H., MOORE M., RICCI P.F., NOLLER B.N.** (2007). A critical review of the effects of gold cyanide-bearing tailings solutions on wildlife. *Environment International*. 33: 974-984.
- **DONKOR A.K., BONZONGO J.C., NARTEY V.K., ADOTEY D.K.** (2006). Mercury in different environmental compartments of the Pra River Basin, Ghana. *Sci. Total Environ*, 368(1): 164–176. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.046>.
- **DONNEN V.** (2022). Vers une ère métallisée : renforcer la résilience des industries par un mécanisme de stockage stratégique de métaux rares. Note de l'Institut français des relations internationales (IFRI) 30 p. https://www.ifri.org/sites/default/files/migrated_files/documents/atoms/files/donnen_ere_metallee_2022.pdf.
- **DONTALA S.P., REDDY T.B., VADDE, R.** (2015). Environmental Aspects and Impacts its Mitigation Measures of Corporate Coal Mining, *Procedia Earth and Planetary Science*, Vol. 11, pp. 2-7, ISSN 1878-5220.
- **DORNELLES ZEBRAL Y., GOMES COSTA P., MARQUES DE SOUZA M., BIANCHINI A.** (2021). Avian blood and feathers as biological tools to track impacts from trace-metals: Bioaccumulation data from the biggest environmental disaster in Brazilian history, *Science of The Total Environment*. Vol. 807, Part 2 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151077>.
- **DORNER, U., FRANKEN, G., LIEDTKE, M. AND SIEVERS, H.** (2012). Artisanal and small-scale mining (ASM). Polinaires – EU polocy on natural resources Working Paper 19. practclif.com/2015/mines-ressources/%20polinaires/chapter7.pdf.
- **DOSSOU ETUI I.M., STYLO M., DAVIS K., EVERS D.C., SLAVEYKOVA V.I., WOOD C., BURTON M.E.H.** (2024). Artisanal and small-scale gold mining and biodiversity: a global literature review. *Ecotoxicology* 33, 484–504. <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02748-w>.

- **DOUINE M., MOSNIER E., LE HINGRAT Q., CHARPENTIER C., CORLIN F., HUREAU L., ADENIS A., LAZREK Y., NIEMETSKY F., AUCOUTURIER A.-L., DEMAR M., MUSSET L., NACHER M.** (2017). Illegal gold miners in French Guiana: a neglected population with poor health. *BMC Public Health* 18 : 23, 10 p.
- **DOUINE M., LAMBERT Y., MUSSET L., HIWAT H., BLUME LR., MARCHESINI P., GILMAR MORESC G.O., COX H., SANCHEZ J.F., VILLEGAS L., POMMIER DE SANTI V., SANNA A., VREDEN S., SUAREZ-MUTIS M.** (2020). Malaria in gold miners in the Guianas and the Amazon: current knowledge and challenges. *Curr Trop Med Rep.* 10.1007/s40475-020-00202-5.
- **DOUINE M., BONIFAY T., LAMBERT Y., MUTRICY L., GALINDO M.S., GODIN A., BOURHY P., PICARDEAU M., SAOUT M., DEMAR M., SANNA A., MOSNIER E., BLAIZOT R., COUPPIE P., NACHER M., ADENIS A., SUAREZ-MUTIS M., VREDEN S., EPELBOIN L., SCHAUB R.** (2022). Zoonoses and gold mining: A cross-sectional study to assess yellow fever immunization, Q fever, leptospirosis and leishmaniasis among the population working on illegal mining camps in French Guiana. *PLoS Negl Trop Dis.* doi: 10.1371/journal.pntd.0010326.
- **DOUMAS P., MUNOZ M., BANNI M., BECERRA S., BRUNEEL O., CASIOT C., CLEYET-MAREL J.-C., GARDON J., NOACK Y., SAPPIN-DIDIER V.** (2016). Polymetallic pollution from abandoned mines in Mediterranean regions: a multidisciplinary approach to environmental risks. *Reg. Environ. Chang.* 1-16.
- **DRAGUN Z., TEPIC N., RAMANI S., KRASNICI N., FILIPOVIC MARIJIC V., VALIC D., KAPETANOVIC D., ERK M., REBOK K., KOSTOV V., JORDANOVA M.** (2019). Mining waste as a cause of increased bioaccumulation of highly toxic metals in liver and gills of Vardar chub (*Squalius vardarensis* Karaman, 1928). *Environ. Pollut.*, 247, 564–576. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.068>.
- **DRAZEN J.C., SMITH C.R., GJERDE K.M., HADDOCK S.H.D., CARTER G.S., CHOY C.A., CLARK M.R., DUTRIEUX P., GOETZE E., HAUTON, C., HATTA M., KOSLOW J.A., LEITNER A.B., PACINI A., PERELMAN, J.N., PEACOCK T., SUTTON T.T., WATLING L., YAMAMOTO H.** (2020). Opinion: Midwater ecosystems must be considered when evaluating environmental risks of deep-sea mining. *Proc Natl Acad Sci*, 117(30):17455-17460. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011914117>.
- **DREBENSTEDT C.** (2014). The responsible mining concept - Contributions on the interface between science and practical needs. In Drebenstedt C. & Singhal R. (dir.), Mine planning and equipment selection (p. 3-24). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-02678-7_1.
- **DRÉZET E.** (2014). L'énergie des métaux. EcoInfo, CNRS. (consulté le 03 fév. 2023 - <https://ecoinfo.cnrs.fr/2014/09/03/2-lenergie-des-metaux/>).
- **DRISCOLL C.T., MASON R.P., CHAN H.M., JACOB D.J., PIRRONE N.** (2013). Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ. Sci. Technol.* 47, 10, 4967–4983.
- **DROLET A., DUSSAULT C., CÔTÉ, S.D.** (2016). Simulated drilling noise affects the space use of a large terrestrial mammal. *Wildlife Biology*, 22(6), 284–293. <https://doi.org/10.2981/wlb.00225>.
- **DROUHOT, S., RAOUL, F., CRINI, N., TOUGARD, C., PRUDENT, A.-S., DRUART, C., RIEFFEL, D., LAMBERT, J.-C., TETE, N., GIRAUDOUX, P., SCHEIFLER, R.** (2014). Responses of wild small mammals to arsenic pollution at a partially remediated mining site in Southern France. *Sci. Total Environ.* 470, 1012–1022.
- **DROVER R.D.** (2018). Benthic macroinvertebrate community structure responses to multiple stressors in mining-influenced streams of central Appalachia USA. Dissertation submitted to the faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy in Forestry. 135 p. https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/83772/Drover_DR_D_2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- **DUARTE M.H.L., SOUSA-LIMA R.S., YOUNG R.J., FARINA A., VASCONCELOS M., RODRIGUES M., PIERETTI N.** (2015). The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. *Biol Conserv* 191: 623-631.
- **DUARTE M.H.L., KAIZER M.C., YOUNG R.J., RODRIGUES M. SOUSA-LIMA R.S.** (2018). Mining noise affects loud call structures and emission patterns of wild black-fronted titi monkeys. *Primates* 59, 89–97. <https://doi.org/10.1007/s10329-017-0629-4>.
- **DUBUIS R., DE CESARE G.** (2023). The clogging of riverbeds : A review of the physical processes. *Earth-Science Reviews*, 239(104374):1-30. 5, 6, 7, 12.
- **DUCHÊNE F.** (2008). Les affaissements miniers dans le bassin ferrifère lorrain : quand le territoire re-politise la gestion du risque. *Développement durable et territoires*, 11. <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.7073>.
- **DUDKA S., ADRIANO, D.C.** (1997). Environmental Impacts of Metal Ore Mining and Processing: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 26: 590-602. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600030003x>.
- **DUDLEY, N.** (2008). Guidelines for Applying Protected Area Management Categories. Gland, Switzerland: IUCN. Best Practice Protected Area Guidelines Series, 21. 143 p.
- **DUPLAIX N., EVANGELISTA E., ROSAS F.C.W.** (2015). Advances in the study of giant otter (*Pteronura brasiliensis*) ecology, behavior, and conservation: a review. *Lat. Am. J. Aquatic Mamm.* 10 (2), 75–98.
- **DURÁN, A. P., RAUCH, J., GASTON, K. J.** (2013). Global spatial coincidence between protected areas and metal mining activities. *Biol. Conserv.* 160, 272-278.
- **DURAND R.** (2005). Anciennes mines et carrières souterraines de Savoie - Hier et Aujourd'hui. Éditions Cléopas. 304 p.
- **DURAND R.** (2010). Un siècle dans les mines de Savoie. Gap éditions. 288 p.
- **DURAND R., EDON D.** (2016). Anciennes mines et carrières souterraines de Haute-Savoie - Hier et Aujourd'hui. Actilia multimédia. 176 p.
- **DURKALEC M., MARTINEZ-HARO M., NAWROCKA A., PAREJA-CARRERA J., SMITS J.E.G., MATEO R.** (2022). Factors influencing lead, mercury and other trace element exposure in birds from metal mining areas, *Environmental Research*, vol. 212, Part D. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113575>.

- **DURRIEU G., MAURY-BRACHET R., BOUDOU A.** (2005). Goldmining and mercury contamination of the piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana (Amazon basin). *Ecotox Environ Safe*, 60(3):315–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.05.004>.
- **DYMENT J., LALLIER F. LE BRIS N., ROUXEL O., SARRADIN P.-M., LAMARE S., COUMERT C., MORINEAUX M., TOUROLLE J.** (2014). Les impacts environnementaux de l'exploitation des ressources minérales marines profondes. Expertise scientifique collective, Rapport CNRS – Ifremer. 937 p. <https://mycore.core-cloud.net/index.php/s/etisdQq4XD5qLLH>.
- **EAGLES-SMITH C.A., ACKERMAN J.T., DE LA CRUZ S.E., TAKEKAWA J.Y.** (2009). Mercury bioaccumulation and risk to three waterbird foraging guilds is influenced by foraging ecology and breeding stage. *Environ. Pollut.* 157, 1993–2002.
- **EAGLES-SMITH C.A., WIENER J.G., ECKLEY C.S., WILLACKER J.J., EVERS D.C., MARVIN-DIPASQUALE M., OBRIST D., FLECK J.A., AIKEN G.R., LEPAK J.M., JACKSON A.K., WEBSTER J.P., STEWART A.R., DAVIS J.A., ALPERS C.N., ACKERMAN J.T.** (2016). Mercury in western North America: a synthesis of environmental contamination, fluxes, bioaccumulation, and risk to fish and wildlife. *Science of the Total Environment*, 568: 1213–1226.
- **EAGLES-SMITH, C.A., SILBERGELD, E.K., BASU, N., BUSTAMANTE, P., DIAZ-BARRIGA, F., HOPKINS, W.A., KIDD K.A., NYLAND, J.F.** (2018). Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. *Ambio*, 47(2), 170–197. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-1011-x>.
- **EARTHWORKS, & MININGWATCH CANADA** (2012). Troubled waters - How mine waste dumping is poisoning our oceans, rivers, and lake. 46p. https://miningwatch.ca/sites/default/files/Troubled-Waters_Executive_Summary.pdf.
- **EDWARDS D.P., SLOAN S., WENG L., DIRKS P., SAYER J., LAURANCE W.F.** (2014). Mining and the African environment. *Conserv Lett*, 7: 302–311. <https://doi.org/10.1111/conl.12076>.
- **EEA** (2023). Soil monitoring in Europe – Indicators and thresholds for soil health assessments. European Environment Agency publication. doi: 10.2800/956606.
- **EEB** (2021). Green mining is a myth : The case for cutting EU resource consumption. European environmental Bureau & Friends of the Earth Europe. 48 p. https://eeb.org/wp-content/uploads/2021/10/Green-mining-report_EEB-FoEE-2021.pdf.
- **EEROLA T., KOMNITSAS, K.** (2025). Insights on Public Acceptance of Major European Lithium Mine Projects. *Mining, Metallurgy & Exploration*, 42, pp. 2663–2683. <https://doi.org/10.1007/s42461-025-01280-7>.
- **EDINGER E.** (2012). Gold Mining and Submarine Tailings Disposal Review and Case Study. *Oceanography* 25 (2), 184–199. doi: 10.5670/oceanog.2012.54.
- **EDRAKI M., BAUMGARTL T., MANLAPIG E., BRADSHAW D., FRANKS D.M., MORAN C.J.** (2014). Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches. *J Clean Prod*, 84 : pp. 411–420. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.079>.
- **EGAL M., CASIOT C., MORIN G., ELBAZ-POULICHET F., CORDIER M.-A., BRUNEEL O.** (2010). An updated insight into the natural attenuation of As concentrations in Reigous Creek (southern France). *Appl. Geochemistry* 25, 1949–1957.
- **EKSTROM J., BENNUN L., MITCHELL. R.** (2015). A cross-sector guide for implementing the Mitigation Hierarchy. The Biodiversity Consultancy. ICMM publication. 92 p. https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/environmental-stewardship/2015/guidance_mitigation-hierarchy.pdf.
- **EL ADNANI M., BOUGHROUS A.A., KHEBIZA M.Y., EL GHARMALI A., SBAL M.L., ERROUANE A.S., IDRISSE L.L., NEJMEDDINE A.** (2007). Impact des rejets miniers sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux souterraines d'une zone minière dans la région de Marrakech (Maroc). *Environ Technol*, 28(1):71-82. French. doi: 10.1080/09593332808618762. PMID: 17283951.
- **ELAW - ENVIRONMENTAL LAW ALLIANCE** Worldwide (2010). *Guide pour l'évaluation des EIE (Etudes d'Impacts environnementaux) de projets miniers. 1^{ère} édition.* 130 p.
- **ELBAZ-POULICHET F., RESONGLES E., BANCON-MONTIGNY C., DELPOUX S., FREYDIER R. CASIOT C.** (2017). The environmental legacy of historic Pb-Zn-Ag-Au mining in river basins of the southern edge of the Massif Central (France). *Environmental Science and Pollution Research*, Springer Verlag, 2017, 24(25), pp.20725–20735.
- **ELBAZ-POULICHET F., MORLEY N.H., BECKERS J.-M., NOMERANGE P.** (2001). Metal fluxes through the Strait of Gibraltar: the influence of the Tinto and Odiel rivers (SW Spain). *Mar. Chem.* 73, 193–213.
- **ELMES A., YARLEQUE IPANAQUE J.G., ROGAN J., CUBA N., BEBBINGTON A.** (2014). Mapping licit and illicit mining activity in the Madre de Dios region of Peru. *Remote Sensing Letters* 5(10): 882–891. doi:10.1080/2150704X.2014.973080.
- **ELSHKAKI A., GRAEDEL T.E., CIACCI L., RECK B.K.** (2018). Resource Demand Scenarios for the Major 1351 Metals. *Environmental Science & Technology*, 52, pp. 2491-2497. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29380602/>.
- **EMMANUEL A.Y., JERRY C.S., DZIGBODI D.A.** (2018). Review of Environmental and Health Impacts of Mining in Ghana. *J Health Pollut*, vol. 12, 8(17):43-52. doi: 10.5696/2156-9614-8.17.43. PMID: 30524848; PMCID: PMC6221437.
- **ENTWISTLE J.A., HURSTHOUSE A.S., MARINHO REIS P.A., STEWART A.G.** (2019). Metalliferous Mine Dust: Human Health Impacts and the Potential Determinants of Disease in Mining Communities. *Current Pollution Reports*, 5, 67-83.
- **EPSTEIN P.R., BUONOCORE J.J., ECKERLE K., HENDRYX M., STOUT III B.M., HEINBERG R., CLAPP R.W., MAY B., REINHART N.L., AHERN M.M., DOSHI S.K., GLUSTROM L.** (2011). Full cost accounting for the life cycle of coal. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1219(1), 73–98. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05890.x>
- **ERICKSON R.J., MOUNT D.R., HIGHLAND T.L., HOCKETT J.R., HOFF D.J., JENSON C.T., LAHREN T.J.** (2019). The effects of arsenic speciation on accumulation and toxicity of dietborne arsenic exposures to rainbow trout. *Aquatic Toxicology*. 2019:227–41. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.001> PMID: 30877964.

- **ERICSSON M.** (2012). Mining technology – trends and development. Polinares project - Potential sources of competition, tension and conflict and potential solutions. Polinares working paper n. 29. 8 p.
- **ESDAILE L.J., CHALKER, J.M.** (2018). The mercury problem in artisanal and small-scale gold mining. *Chemistry – A European Journal*, 24(27), 6905–6916. <https://doi.org/10.1002/chem.201704840>.
- **ESPINOSA C., BEYELER K.** (2021). Tracking Amazon Gold, Part 1: On-The-Ground Impacts and Solutions. Amazon Aid Foundation. 51 p. <https://amazonaid.org/wp-content/uploads/2021/05/Tracking-Amazon-Gold.pdf>.
- **ESPINOSA S., BRANCH L.C., CUEVA R.** (2014). Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: consequences for wildlife conservation. *PLoS One*, 9 (12), e114916.
- **ESPINOSA-REYES G., GONZALEZ-MILLE D.J., ILIZALITURRI-HERNANDEZ C.A., MEJIA-SAAVEDRA J., CILIA-LOPEZ V.G., COSTILLA-SALAZAR R., DIAZ-BARRIGA F.** (2014). "Effect of Mining Activities in Biotic Communities of Villa de la Paz, San Luis Potosi, Mexico", *BioMed Research International*, vol. 2014, Article ID 165046, 13 p. <https://doi.org/10.1155/2014/165046>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2009). Reference Document on Best Available Techniques for Management of Tailings and Waste-Rock in Mining Activities. European IPPC Bureau, European Commission, Joint Research Centre. 557 p. <https://prtr-es.es/data/images/Residuos-de-miner%C3%ADa.pdf>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2020). Agence exécutive pour les petites et moyennes entreprises, Office des publications de l'Union européenne et CORDIS, , CORDIS results pack on mineral extraction, Publications Office. 16 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2830/791956>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2021), Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs, 3rd Raw Materials Scoreboard : European innovation partnership on raw materials, Publications Office. 150 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2873/567799>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2022). European Health and Digital Executive Agency, Publications Office of the European Union and CORDIS, , CORDIS results pack on mineral exploration, Publications Office of the European Union. 20 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2830/98334>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2023a). Study on the critical raw materials for the EU 2023 – Final report. Publications Office, 158 p. Directorate-General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs, Grohol, M. and Veeh, C. <https://data.europa.eu/doi/10.2873/725585>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2023b). European Health and Digital Executive Agency and Publications Office of the European Union, CORDIS results pack on sustainable processing of mineral resources, Publications Office of the European Union. 28 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2830/191>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2024). European Health and Digital Executive Agency and CORDIS, CORDIS results pack on sustainable mineral extraction, Publications Office of the European Union. 20 p. <https://data.europa.eu/doi/10.2830/935038>.
- **EUROPEAN COMMISSION** (2025). Kick-off meeting for the drawing up of the best available techniques (bat) reference document for the extraction of ores including on-site treatment operations-mining (MIN BREF) . Hybrid meeting, 2-5 december 2024 meeting report. 50 p. <https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2025-03/MIN%20BREF%20KoM%20Report-bref.pdf>
- **EVANS D.M., ZIPPER C.E., HESTER E.T., SCHOENHOLT, S.H.** (2015). Hydrologic effects of surface coal mining in Appalachia (U.S.). *J. Am. Water Resour. Assoc.* 51, 1436–1452. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12322>.
- **EVANS E., WILCOX A.C.** (2014). Fine sediment infiltration dynamics in a gravel-bed river following a sediment pulse, *River Res. Appl.*, 30, 372–384.
- **EVANS J.E.** (2015). Contaminated sediment and dam removals: problem or opportunity? *Eos* 96, 10. <https://doi.org/10.1029/2015EO036385>.
- **EVANS T, WINGARD J., HUMLE T.** (2021). The mitigation hierarchy in environmental impact assessment and related legislation as a tool for species conservation: A case study of western chimpanzees and mining development, *Biological Conservation*, vol. 261. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109237>.
- **FAIRBROTHER A, WENSTEL R, SAPPINGTON K, WOOD W.** (2007). Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2007 Oct; 68(2):145-227. doi: 10.1016/j.ecoenv.2007.03.015.
- **FAO, ITPS, GSBI, CBD, EC.** (2020). State of knowledge of soil biodiversity - Status, challenges and potentialities, Report 2020. Rome, FAO. 583 p. <https://doi.org/10.4060/cb1928en>.
- **FARAG A.M., WOODWARD D.F., GOLDSTEIN J.N., BRUMBAUGH W., MEYER J.S.** (1998) Concentrations of metals associated with mining waste in sediments, biofilm, benthic macroinvertebrates, and fish from the Coeur d'Alene River Basin, Idaho. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 34, 119–127.
- **FARAG S., DAS, R., STROSNIDER, W H.J., WILSON R.T.** (2015) Possible Health Effects of Living in Proximity to Mining Sites Near Potosi, Bolivia. *J Occup Environ Med.*, 7 (5) : 543-551.doi: 10.1097/JOM.0000000000000401.
- **FARELLA N., DAVIDSON R., LUCOTTE M., DAIGLE S.** (2006). Mercury release from deforested soils triggered by cation enrichment. *Science of the Total Environment*, (368), pp. 19-29.
- **FARJANA S. H., HUDA N., MAHMUD M.P., SAIDUR R.** (2019). A review on the impact of mining and mineral processing industries through life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 231, 1200-1217.
- **FARRUGGIA F.** (2019). La gouvernance du secteur minier légal en Guyane. Mémoire GUYINT, Paris, INRA, CNRS.
- **FASHOLA M.O., NGOLE-JEME V.M, BABALOLA O.O.** (2016). Heavy Metal Pollution from Gold Mines: Environmental Effects and Bacterial Strategies for Resistance. *Int J Environ Res Public Health*, 13(11). doi: 10.3390/ijerph13111047.
- **FAVAS P.J.C, PRATAS J., PRASAD M.N.V.** (2012). Accumulation of arsenic by aquatic plants in large-scale field conditions: Opportunities for phytoremediation and bioindication, *Science of The Total Environment*, vol.433, pp. 390-397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.091>.

- **FAVAS P.J.C., MARTINO L.E., PRASAD M.N.F.** (2018a). Abandoned mine land reclamation - challenges and opportunities (holistic approach). *In: Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation* (eds. M.N.V. Prasad, P.J.C. Favas and S.K. Maiti), pp. 3–32. Amsterdam-Oxford-Cambridge: Elsevier.
- **FAVAS P.J.C., PRATAS J., RODRIGUES N., D'SOUZA R., VARUN M., PAUL M.S.** (2018b). Metal(loid) accumulation in aquatic plants of a mining area: Potential for water quality biomonitoring and biogeochemical prospecting. *Chemosphere* 194, pp. 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.139>.
- **FEDOMG** (2005). Charte des opérateurs miniers de Guyane - Guide de bonnes pratiques. Charte définitive de la fédération des opérateurs miniers de Guyane. 46 p.
- **FEINBERG A., JISKRA M., BORRELLI P., BISWAKARMA J., SELIN N.E.** (2024). Deforestation as an Anthropogenic Driver of Mercury Pollution. *Environmental Science & Technology*, 58 (7), 3246-3257. DOI: 10.1021/acs.est.3c07851.
- **FEINGOLD B.J., BERKY A., HSU-KIM H., ROJAS E., PAN W.K.** (2019). Population-based dietary exposure to mercury through fish consumption in the Southern Peruvian Amazon. *Environmental Research*, 108720.
- **FENG Y., WANG J., BAI Z., READING L.** (2019). Effects of surface coal mining and land reclamation on soil properties: A review. *Earth-Science Reviews*, Vol. 191, pp.12-25. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.02.015>.
- **FENG Q., ZHOU L., LIANG Y., ZHOU J., REN H., LU P.** (2021). Typical Cases of Groundwater Pollution and Control Strategies for Closed Coal Mine in China, 9 June 2020, available at Research Square <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-33797/v1>.
- **FERNANDES G.W., GOULART F.F., RANIERI B.D., COELHO M.S., DALES K., BOESCHE N.** (2016). Deep into the mud: ecological and socioeconomic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. *Nat Conserv.* Vol. 14 (2) :35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.
- **FERNANDES L.F.L., PAIVA T.R.M., LONGHINI C.M., PEREIRA J.B., GHISOLFI R.D., LAZARO G.C.S., DEMONER L.E., LAINO P. DE S., CONCEIÇÃO L.R. DA SA F., NETO R.R., DIAS JUNIOR C., LEMOS K. DO N., QUARESMA V. DA S. OLIVEIRA K.S., GRILO C.F., ROCHA G.M.** (2020). Marine zooplankton dynamics after a major mining dam rupture in the Doce River, southeastern Brazil: Rapid response to a changing environment. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139621>.
- **FERNANDES L., JESUS H., ALMEIDA P., SANDRINI J., BIANCHINI A., SANTOS H.** (2022). The influence of the Doce River mouth on the microbiome of nearby coastal areas three years after the Fundão Dam failure, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 807, 151777. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151777>.
- **FERNANDEZ-LOZANO J., CARRASCO R.M., PEDRAZA J., BERNARDO-SANCHEZ A.** (2020). The anthropic landscape imprint around one of the largest Roman hydraulic gold mines in Europe: Sierra del Teleno (NW Spain), *Geomorphology*. Vol 357. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2020.107094>.
- **FERNANDEZ-LOZANO J., PALAO-VICENTE J.J., BLANCO-SANCHEZ J.A., GUTIERREZ-ALONSO G., REMONDO J., BONACHEA J., MORELLONA M., GONZALEZ-DIEZ A.** (2019). Gold-bearing Plio-Quaternary deposits: Insights from airborne LiDAR technology into the landscape evolution during the early Roman mining works in north-west Spain. *J. Archaeol. Sci. Rep.* 24, 843–855.
- **FERRARI J.R., LOOKINGBILL T.R., MCCORMICK B., TOWNSEND P.A., ESHLEMAN K.N.** (2009). Surface mining and reclamation effects on flood response of watersheds in the central Appalachian Plateau region. *Water Resour. Res.* 45:10.1029/2008WR007109.
- **FERREIRA V., KORICHEVA J., DUARTE S., NIYOGI D.K., GUÉROLD F.** (2016). Effects of anthropogenic heavy metal contamination on litter decomposition in streams - a meta-analysis. *Environ. Pollut.* 210, pp. 261–270.
- **FERREIRA F.F., DE FREITAS M.B.D., SZINWELSKI N., VICENTE N., MEDEIROS L.C.C., SCHAEFER C.E.G.R., DERGAM J.A., SPERBER C.F.** (2020). Impacts of the Samarco Tailing Dam Collapse on Metals and Arsenic Concentration in Freshwater Fish Muscle from Doce River, Southeastern Brazil. *Integr Environ Assess Manag.* 2020 Sep;16(5):622-630. doi: 10.1002/ieam.4289.
- **FESTIN E.S., TIGABU M., CHILESHE M.N., SYAMPUNGANI S., ODEN P.C.** (2019). Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa. *J. For. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x>.
- **FIELDS S.** (2003). The Earth's open wounds: Abandoned and orphaned mines. *Environ. Health Perspect.* Vol. 111, A154–A161.
- **FIGUEIREDO B.R., DE CAMPOS A.B., DA SILVA R., HOFFMAN F.C.** (2018). Mercury sink in Amazon rainforest: soil geochemical data from the Tapajos National Forest, Brazil. *Environ Earth Sci* 77, 296 (2018). <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7471-x>.
- **FINER M., MAMANI N.** (2023) Gold Mining Deforestation in the Southern Peruvian Amazon: 2021-2022 Update. MAAP: 185. <https://www.maaprogram.org/peru-gold-mining-update/>.
- **FINER M., ARIÑEZ A.** (2024) Machine learning to detect mining deforestation across the Amazon. MAAP: #212. <https://maaproject.kinsta.cloud/?html2pdf=https://www.maaprogram.org/maap-212-machine-learning-to-detect-mining-deforestation-across-the-amazon/&media=print>.
- **FIOLETOV V. E., MCLINDEN C. A., KROTKOV N., LI C., JOINER J., THEYS N., CARN S., MORAN, M.D.** (2016). A global catalogue of large SO₂ sources and emissions derived from the Ozone Monitoring Instrument. *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 11497–11519.
- **FISCHEDICK M., ROY J., ABDEL-AZIZ A., ACQUAYE A., ALLWOOD J.M., CERON J.P., GENG Y., KHESHGI H., LANZA A., PERCZYK D., PRICE L., SANTALLA E., SHEINBAUM C. TANAKA K.** (2014) Industry. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_full.pdf.

- **FITAMO D., LETA S.** (2010). Assessment of plants growing on gold mine wastes for their potential to remove heavy metals from contaminated soils. *Int J Environ Stud* 67:705–724.
- **FLAMM P., HEMMING A.** (2022). Now and Never: Banning Hydrocarbon Extraction in Antarctica Forever. German Institute for Global and Area Studies - Leibniz-Institut für Globale und Regionale Studien. 11 p. <https://doi.org/10.57671/gfgl-22012>.
- **FLEMING E.J., MACK E.E., GREEN P.G., NELSON D.C.** (2006). Mercury methylation from unexpected sources: molybdate-inhibited freshwater sediments and an iron-reducing bacterium. *Appl. Environ. Microbiol.* 72:457-464.
- **FLEURY M., SILLA F., RODRIGUES R.R., DO COUTO H.T.Z., GALETTI, M.** (2015). Seedling fate across different habitats: The effects of herbivory and soil fertility. *Basic and Applied Ecology*, 16(2), 141–151. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2014.11.006>.
- **FLEXER V., BASPINEIRO C.F., GALLI C.I.** (2018). Lithium recovery from brines: a vital raw material for green energies with a potential environmental impact in its mining and processing. *Sci. Total Environ.* 639, 1188–1204. (doi:10.1016/j.scitotenv.2018.05.223).
- **FLYNN S.** (2018). Land Access and Social Consensus. M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice (Eds). *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age*. Taylor & Francis Group, LLC. 399 p. <https://doi.org/10.1201/b22353>.
- **FORGET P.M., PONCY O.** (2008). Note d'analyse sur la biodiversité et la conservation du patrimoine naturel guyanais. Mission d'expertise réalisée du 3 au 7 décembre 2007 dans le cadre d'une mission d'inspection sur le projet d'exploitation aurifère de camp caïman (CBJ Cambior) sur la montagne de Kaw. MNHN. 29 p.
- **FOULDS S.A., BREWER P.A., MACKLIN M.G., HARESIGN W., BETSON R.E, RASSNER S.M.E.** (2014). Flood-related contamination in catchments affected by historical metal mining: an unexpected and emerging hazard of climate change. *Sci. Total Environ.*, 476, pp. 165-180.
- **FOUGERON J.** (2007). Effondrement et affaissement des mines de fer en Lorraine : rôle de la couverture et de la morphologie. Autre. Institut National Polytechnique de Lorraine. 288 p. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01752815v1>.
- **FOURIE A.** (2020). Reflections on recent tailings dam failures and how the application of burland's soil mechanics triangle concept may avert future failures. *Geotech. Eng.*, 51, 60–64.
- **FRANCESCHI D., KAHN J.** (1999). The economic implications for sustainable mining. *Analise Economica*, 17(31). <https://digitalcommons.fairfield.edu/economics-facultypubs/1>.
- **FRANCIS C.D., BARBER J.R.** (2013). A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority. *Front. Ecol. Environ.*, 11 305–13.
- **FRANCIS C.D., KLEIST N.J., ORTEGA C.P., CRUZ A.** (2012). Noise pollution alters ecological services: enhanced pollination and disrupted seed dispersal. *Proc. R. Soc. B: Biol. Sci.* 279, 2727–2735.
- **FRANKEN G., TURLEY L., KICKLER K.** (2020). Voluntary sustainability initiatives: An approach to make mining more responsible? A. Bleicher, & A. Pehlken (Eds.) *The material basis of energy transitions*, chap. 11, pp. 169-186. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819534-5.00011-8>.
- **FRANKS D.M., STRINGER M., TORRES-CRUZ L.A., BAKER E., VALENTA R., THYGESEN K., MATTHEWS A., HOWCHIN J., BARRIE S.** (2021). Tailings facility disclosures reveal stability risks. *Sci Rep*, 11, 5353. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84897-0>.
- **FRANKS D.M., ROGERS P., WELDEGIORGIS F., LAWSON L., GALLAGHER L., GARDNER N., ASKA B, LINUS J.H., VARSHNEY S.** (2025). How the rush for critical minerals is neglecting human needs. *Nature*, 647, pp. 33-36. doi: <https://doi.org/10.1038/d41586-025-03574-8>.
- **FRASER B.** (2016). Peru's gold rush prompts public-health emergency. *Nature*, 534, 162. <https://doi.org/10.1038/nature.2016.19999>.
- **FRELICH L.E.** (2019). Terrestrial Ecosystem Impacts of Sulfide Mining: Scope of Issues for the Boundary Waters Canoe Area Wilderness, Minnesota, USA. *Forests*, 10, 747. <https://doi.org/10.3390/f10090747>.
- **FRÉMION F., MOURIER B., COURTIN-NOMADE A., LENAIN J.-F., ANNOURI A., FONDANECHÉ P., HAK T., BORDAS F.** (2017). Key parameters influencing metallic element mobility associated with sediments in a daily-managed reservoir. *Science of The Total Environment*, 605–606(), 666–676. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.236.
- **FRÉRY N., OHAYON A., QUÉNEL P.** (1998). Evaluation des risques sanitaires liés à la pollution d'origine industrielle de Salsigne (Aude). Enquête sur l'exposition de la population aux polluants du site. Saint-Maurice: Réseau national de santé publique. 52 p.
- **FRÉRY N., MAURY-BRACHET R., MAILLOT E., DEHEEGER M., DE MERONA B., BOUDOU A.** (2001). Gold mining activities and mercury contamination of native amerindian communities in french Guiana : key role of fish in dietary uptake. *Environmental Perspectives*, 1009, (5), pp. 449-456.
- **FRESSOZ J.B.** (2024). Sans transition. Une nouvelle histoire de l'énergie. Éditions du Seuil, Collection Écocene, 416 p.
- **FRISER A., ARPIN M.-L., GENDRON C., YATES S.** (2022). Encore des mines demain ? *Géoscience* n°26 – Métaux critiques – Concilier éthique et souveraineté ? BRGM Editions, pp. 80-85.
- **FROUZ J.** (2014). Soil Biota and Ecosystem Development in Post Mining Sites. CRC Press. 316 p. 10.1201/b15502-17.
- **FUENTES I., MARQUEZ-FERRANDO R., PLEGUEZUELOS J.M., SANPERA C., SANTOS X.** (2020). Long-term trace element assessment after a mine spill: Pollution persistence and bioaccumulation in the trophic web. *Environ. Pollut.* 267. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115406>.
- **FUGIEL A., BURCHART-KOROL D., CZAPLICKA-KOLARZ K., SMOLINSKI A.** (2017). Environmental impact and damage categories caused by air pollution emissions from mining and quarrying sectors of European countries. *Jr of Cleaner Production*, vol 143.
- **GABRIEL F.A., FERREIRA A.D., QUEIROZ H.M., VASCONCELOS A.L.S., FERREIRA T.O., BERNARDINO A.F.** (2021). Long-term contamination of the Rio Doce estuary as a result of Brazil's largest environmental disaster. *Persp. in Ecolo. and Conserv.*, vol. 19, 4. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.09.001>.

- **GAFUR N., SAKAKIBARA M., SANO S., SERA K.** (2018). A Case Study of Heavy Metal Pollution in Water of Bone River by Artisanal Small-Scale Gold Mine Activities in Eastern Part of Gorontalo, Indonesia. *Water* 10. 1-10. 10.3390/w10111507.
- **GAILLARDET J., VIERS J., DUPRE B.** (2003). Trace elements in river waters. *Treatise on geochemistry*, 5, 225-272.
- **GAIROLA S.U., KHANDURI A.K., BHUVANESWARI, V.** (2025). Sustainable mining: reducing waste and enhancing resource efficiency. *Discov. Civ. Eng.*, 2, 75. <https://doi.org/10.1007/s44290-025-00233-9>.
- **GALÁN E., GOMEZ ARIZA J.L., GONZALEZ I., FERNANDEZ CALIANI J.C., MORALES E., GIRALDEZ I.** (2003). Heavy metals partitioning in river sediments severely polluted by acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt. *Appl. Geochem* 18(3):409-421. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00092-6).
- **GALARZA E., MOULATLET G.M., RICO A., CABRERA M., PINOS-VELEZ V., PEREZ-GONZALEZ A., CAPPARELLI M.V.** (2023). Human health risk assessment of metals and metalloids in mining areas of the Northeast Andean foothills of the Ecuadorian Amazon. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 19, pp. 706-716.
- **GALL J.E., BOYD R.S., RAJAKARUNA N.** (2015). Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-21.
- **GALLAWAY T., OLSEN R.N., MITCHELL D.M.** (2010). The economics of global light pollution, *Ecological Economics* 69(3), 658-665. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.10.003.
- **GALTIER B., GRIFFE I., PASCAL M., STEINER R.** (2024). Evaluation de la mise en œuvre de la politique de la prévention des risques naturels et technologiques en Guyane. Rapport IGEDD/CGE n° n°015125-01. 161 p. https://www.igedd.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/015125-01_rapport-publie_cle56b914.pdf.
- **GAMBY R., HAMMERSCHMIDT C., COSTELLO D., LAMBORG C., RUNKLE J.** (2015). Deforestation and cultivation mobilize mercury from topsoil. *Sci Total Environ*, 532, 467-473.
- **GAMMONS C.H., SLOTTON D.G., GERBRANDT B., WEIGHT W., YOUNG C.A., MCNEARNY R.L., CAMAC E., CALDERON R., TAPIA H.** (2006). Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Peru. *Science of the Total Environment*, Vol. 368, pp.637-648.
- **GANN, G.D., MCDONALD, T., WALDER, B., ARONSON, J., NELSON, C.R., JONSON, J., HALLETT, J.G., EISENBERG, C., GUARIGUATA, M.R., LIU, J., HUA, F., ECHEVERRÍA, C., GONZALES, E., SHAW, N., DECLEER, K., DIXON, K.W.** (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restor Ecol*, 27: S1-S46. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- **GAO** (2020). Abandoned hardrock mines Information on Number of Mines, Expenditures, and Factors That Limit Efforts to Address Hazards. US Government Accountability Office report GAO20-238. 56 p. <https://www.gao.gov/assets/gao-20-238.pdf>.
- **GARBARINO E., ORVEILLON G., SAVEYN H.G.M., BARTHE P., EDER P.** (2018). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Management of Waste from Extractive Industries, in accordance with Directive 2006/21/EC; EUR 28963 EN; Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-79-77178-1; doi:10.2760/35297, JRC109657. 722 p.
- **GARCIA E., CARIGNAN S.** (2005). Mercury concentrations in fish from forest harvesting and fire-impacted Canadian boreal lakes compared using stable isotopes of nitrogen. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24 : 685-693.
- **GARCIA L.C., RIBEIRO D.B., ROQUE F.O., OCHOA-QUINTERO J.M., LAURANCE W.F.** (2017). Brazil's worst mining disaster: corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. *Ecol. Appl.*, 27 (1) (2017), pp. 5-9, 10.1002/eap.1461.
- **GARCIA-ORDIALES E., ESBRI J.M., COVELLI S., LOPEZ-BERDONCES M.A., HIGUERAS P.L., LOREDO J.** (2015). Heavy metal contamination in sediments of an artificial reservoir impacted by long-term mining activity in the Almaden mercury district (Spain). *Environmental science and pollution research international*. 23. 10.1007/s11356-015-4770-6.
- **GARCIN M., BAILLS A., LE COZANNET G., BULTEAU T., AUBOIN A.L., SAUTER J.** (2013). Pluri-decadal impact of mining activities on coastline mobility of estuaries of New Caledonia (South Pacific), *Journal of Coastal Research*, 65: 494-499.
- **GARCIN M., RICHARD D., LIEBAULT F., RECKING A., PITON G., SABINOT C., WORLICZEK E., LESIMPLE S., BERTRAND M., GASTALDI Y., BURLAT T., GOSSET L., PIDJO A.T.** (2018). Gestion du passif de l'activité minière. Rapport scientifique. [Rapport de recherche] Programme Gestion du passif. Tome Nickel et Environnement, CNRT Nickel et son environnement. 2018, 123 p. ird-01934436v2.
- **GARITANO-ZAVALA A., COTIN J., BORRAS M., NADAL J.** (2010). Trace metal concentrations in tissues of two tinamou species in mining areas of Bolivia and their potential as environmental sentinels. *Environmental Monitoring and Assessment* 168: 629-244.
- **GASTAUER M., SILVA J.R., CALDEIRA C.F., RAMOS S.J., SOUZA P.W.M., NETO A.E.F., SIQUEIRA J.O.** (2018). Mine land rehabilitation: modern ecological approaches for more sustainable mining. *J. Clean Prod*, 172, 1409-1422. doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.223.
- **GASTAUER M., SOUZA FILHO P.W.M., RAMOS S.J., FROIS CALDEIRA C., REIS SILVA J., SIQUEIRA J.O., FURTINI NETO A.E** (2019). Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. *Ambio* 48, pp. 74-88. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1053-8>.
- **GAUTAM S., PATRA A.K.** (2015). Dispersion of particulate matter generated at higher depths in opencast mines. *Environ. Technol. Innov.*, 3, pp. 11-27.
- **GE L., CHANG H.C., RIZOS C.** (2007). Mine subsidence monitoring using multi-source satellite SAR images. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 73, 259-266.
- **GE Z., LIU J., ZHONG C.** (2024). Uncovering the mineral constraints on energy transition under climate change targets: A bibliometric review. *Energy Strategy Reviews*, vol. 55. <https://doi.org/10.1016/j.esr.2024.101520>.

- **GELDRON, A.** (2017). L'épuisement des métaux et minéraux : faut-il s'inquiéter ? Fiche technique de l'ADEME. 23 p.
- **GELTNER G.** (2023). Ecological Impacts and Environmental Perceptions of Mining in Europe, 1200–1550: Preliminary Notes. *Parergon* 40 (1), pp. 157-180. <https://dx.doi.org/10.1353/pgn.2023.a905418>.
- **GENTÈS S., COQUERY M., VIGOUROUX R., HANQUIEZ V., ALLARD L., MAURY-BRACHET R.** (2019) Application of the European Water Framework Directive: Identification of reference sites and bioindicator fish species for mercury in tropical freshwater ecosystems (French Guiana). *Ecological Indicators*. 106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105468>.
- **GEODERIS** (2003). Base de Données Environnementales de Languedoc-Roussillon (Programme Géodéris 2002) - Interprétation des résultats. Rapport 02-LRO-1300-RI O/BC. 41 p.
- **GEODERIS** (2012). Inventaire des dépôts issus des exploitations minières selon l'article 20 de la directive 2006/21/CE. Synthèse des résultats. RAPPORT N2012/009DE – 12NAT2120.
- **GEODERIS** (2013). Inventaire des dépôts issus des exploitations minières selon l'article 20 de la directive 2006/21/CE - Monographie sur la région Languedoc-Roussillon - Volet "métallique". Rapport N2012/042DE-12NAT2121. 166p.
- **GEODERIS** (2015). Etude sanitaire et environnementale sur le secteur minier de Sentein, bassin versant du Lez (09) - RAPPORT S2015/046DE – 15MPY24010.
- **GEODERIS** (2019). Etude sanitaire et environnementale sur les anciennes exploitations minières de La-Croix-de-Pallières et de Saint-Sébastien-d'Aigrefeuille (30) Rapport de synthèse. Rapport 2019/086DE – 19LRO24040. 310 p.
- **GEP** (2010). Recommandations pour la gestion des anciens sites miniers d'uranium en France Des sites du Limousin aux autres sites, du court aux moyen et long termes. Rapport final du Groupe d'expertise pluraliste (GEP) sur les mines d'uranium du Limousin. 195 p. https://www.irs.fr/FR/expertise/rapports_expertise/Documents/environnement/Rapport_final_GEP_Mines.pdf.
- **GERSON J.R., DRISCOLL C.T., HSU-KIM H., BERNHARDT E.S.** (2018). Senegalese artisanal gold mining leads to elevated total mercury and methylmercury concentrations in soils, sediments, and rivers. *Elem Sci Anth*, 6 (1): 11 DOI: 10.1525/elementa.274.
- **GERSON J.R., TOPP S.N., VEGA C.M., GARDNER J.R., YANG X., BERNHARDT E.S., PAVERLSKY T.M.** (2020). Artificial lake expansion amplifies mercury pollution from gold mining. *Sci Adv* 6:1–8. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abd4953>.
- **GERSON, J.R., SZPONAR N. ALMEYDA ZAMBRANO A., BERGQUIST B., BROADBENT E., DRISCOLL C.T., ERKENSWICK G., EVERS D., FERNANDEZ L., HSU-KIM H., INGA G., LANSDALE K., MARCHESE M., MARTINEZ A., MOORE C., PAN W., PURIZACA R., SANCHEZ CABRERA V., SILMAN M., BERNHARDT E.** (2022). Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining. *Nature Communications*. 13. 10.1038/s41467-022-27997-3.
- **GHOORBANI Y., FRANZIDIS J.-P., PETERSEN, J.** (2015). Heap Leaching Technology-Current State, Innovations, and Future Directions: A Review. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 37(2).
- **GIAM X., OLDEN J. D., SIMBERLOFF D.** (2018). Impact of coal mining on stream biodiversity in the US and its regulatory implications. *Nature Sustainability* 1:176–183.
- **GIBB H., O'LEARY K.G.** (2014). Mercury exposure and health impacts among individuals in the artisanal and small-scale gold mining community: a comprehensive review. *Environ Health Perspect*, 122:667–672; <http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1307864>.
- **GIBBS H.K., RUESCH A.S., ACHARD F., CLAYTON M.K., HOLMGREN P., RAMANKUTTY N. FOLEY J.A.** (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s *Proc. Natl Acad. Sci.* 107 16732–7.
- **GIBBS H.K., BROWN S., NILES J.O., FOLEY, J.A.** (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4):045023.
- **GIL-JIMENEZ E, DE LUCAS M, FERRER M.** (2021). Metalliferous Mining Pollution and Its Impact on Terrestrial and Semi-terrestrial Vertebrates: A Review. *Rev Environ Contam Toxicol*, 256: 1-69. doi:10.1007/398_2021_65.
- **GIL-JIMENEZ E., MATEO R., DE LUCAS M., FERRER M.** (2020). Feathers and hair as tools for non-destructive pollution exposure assessment in a mining site of the Iberian Pyrite Belt. *Environ. Pollut*, 263 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114523>.
- **GIL-JIMENEZ E., DE LUCAS M., FERRER M.** (2021). Metalliferous Mining Pollution and Its Impact on Terrestrial and Semi-terrestrial Vertebrates: A Review. In: de Voogt, P. (eds) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 256. Springer, Cham. <https://doi.org/10.1007>.
- **GILJUM S., HINTERBERGER F., BRUCKNER M., BURGER E., FRUEHMANN J., LUTTER S., PIRGMAIER E., POLZIN C., WAXWENDER H., KERNEGGER L., WARHURST M.** (2009) Overconsumption? Our use of the world's natural resources. Bibliographic information available from INIS: http://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:41132213.
- **GILJUM S., MAUS V., KUSCHNIG N., LUCKENEDER S., TOST M., SONTER L.J., BEBBINGTON A.J.** (2022). A pantropical assessment of deforestation caused by industrial mining. *Proc Natl Acad Sci USA*. doi: 10.1073/pnas.2118273119.
- **GILJUM S., MAUS V., SONTER L., LUCKENEDER S., WERNER T., LUTTER S., GERSHENZON J., COLE M.J., SIQUEIRA-GAY J., BEBBINGTON A.** (2025). Metal mining is a global driver of environmental change. *Nat Rev Earth Environ* 6, 441-455 (2025). <https://doi.org/10.1038/s43017-025-00683-w>.
- **GIRARD V., MOLINA-MILLÁN T., VIC G.** (2024). Artisanal mining in Africa. Green for Gold?, *The Economic Journal*. Vol. 135, 672, pp. 2578–2597. <https://doi.org/10.1093/>.
- **GLYNN S.J., STRUEBIG M.J., O'SHEA B.J., ALLICOCK B., HERCE J., HALL L., HARRIS A.E., DAVIES Z.G., BICKNELL J.E.** (2025). Understorey bird responses to the abandonment of artisanal gold mining in Guyana. *Journal of Applied Ecology*, 62, 2774–2786. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70148>.

- **GOBLA M., GEMPERLINE C., STONE L., GILLETTE D., JIBSON R., OLSEN R.** (2015). Technical Evaluation of the Gold King Mine Incident - San Juan County, Colorado. U.S. Department of the Interior - Bureau of Reclamation. 132 p. <https://www.usbr.gov › docs › goldkingminereport>.
- **GOIX S.** (2012). Origine et impact des pollutions liées aux activités minières sur l'environnement et la santé, cas de Oruro (Bolivie). Interfaces continentales, environnement. Université Paul Sabatier - Toulouse III. 316 p.
- **GOIX S., MAURICE L., LAFFONT L. RINALDO R., LAGANE C., CHMELEFF J., MENGES J., HEIMBÜRGER L.-E., MAURY-BRACHET R., SONKE J.E.** (2019). Quantifying the impacts of artisanal gold mining on a tropical riversystem using mercury isotopes. *Chemosphere*. Vol. 219, pp. 684-694.
- **GOLLNER S., KAISER S., MENZEL L., JONES D.O.B., BROWN A., MESTRE N.C., VAN OEVELEN D., MENOT L., COLAÇO A., CANALS M., CUVELIER D., DURDEN J.M., GEBRUK A., EGHO G.A., HAECKEL M., MARCON Y., MEVENKAMP L., MORATO T., PHAM C.K., PURSER A., SANCHEZ-VIDAL A., VANREUSEL A., VINK A., ARBIZU P.M.** (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, S0141113617302441. doi:10.1016/j.marenvres.2017.04.010.
- **GOMES L.E.O., CORREA L.B., SA F., NETO R.R., BERNARDINO A.F.** (2017). The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. *Mar Pollut Bull.* doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.04.056. Epub 2017 May 5. PMID: 28477986.
- **GONZALEZ, D.J., ARAIN, A., FERNANDEZ, L.E.** (2019). Mercury exposure, risk factors, and perceptions among women of childbearing age in an artisanal gold mining region of the Peruvian Amazon. *Environ. Res.* 179, 108786 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108786>.
- **GONZALEZ, I., GALÁN E., ROMERO A.** (2011). Assessing Soil Quality in Areas Affected by Sulfide Mining. Application to Soils in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Minerals*, 1, 73–108.
- **GONZALEZ-GONZALEZ A., QUESADA B., CLERICI N.** (2021). Growing mining contribution to Colombian deforestation. *Environmental Research Letters*. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/abfcf8/pdf>.
- **GOODLAND R.** (2012). Responsible Mining: The Key to Profitable Resource. *Sustainability*, 2099-2126.
- **GORENA T., FADIC X., CERECEDA-BALIC F.** (2020). Cupressus macrocarpa leaves for biomonitoring the environmental impact of an industrial complex: The case of Puchuncaví-Ventanas in Chile. *Chemosphere* 260:127521. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127521>.
- **GOSSET L.** (2016). Rivières engravées à Thio, Nouvelle-Calédonie : vécus et attentes de la population. Mémoire réalisé dans le cadre du Projet IMMILA (Impact de la Mine au L'Agon). CNRT - Université de Lyon – IRD. 112 p.
- **GOULD S.** (2011). Does post-mining rehabilitation restore habitat equivalent to that removed by mining? A case study from the monsoonal tropics of northern Australia. *Wildlife Research*, 38, 482-490.
- **GOULET R. R., HOLMES J., PAGE B., POISSANT L., SICILIANO S. D., LEAN D.R.S., WANG F., AMYOT M., TESSIER A.** (2007). Mercury transformations and fluxes in sediments of a riverine wetland. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 3393–3406.
- **GOULET R.R., THOMPSON P.** (2018). Bioaccumulation and toxicity of uranium, arsenic, and nickel to juvenile and adult *Hyalella azteca* in spiked sediment bioassays. *Environ Toxicol Chem*, 37: 2340-2349. <https://doi.org/10.1002/etc.4179>.
- **GOURCEROL B., GUTTIEREZ T., POCHON A., PICAULT M., GLOAGUEN E., FOURNIER E.** (2021). Évolution « base de données « Gisement France » : Atlas des substances critiques et stratégiques. Rapport final. BRGM/RP-71133, 66p. <https://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-71133-FR.pdf>.
- **GOURCEROL B., BEN SLIMANE K.** (2025). Ressources minérales : un nouvel inventaire pour renforcer la souveraineté de la France. *Les Annales des Mines- Réalités Industrielles*. Poinssot C. (Coord.). Les métaux stratégiques, nouveau défi de la transition énergétique et de la réindustrialisation, pp. 75-78. <https://annales-des-mines.org/wp-content/uploads/2025/10/RI-2025-11-17-Ressources-minerales-un-nouvel-inventaire-pour-renforcer-la-souverainete-de-la-France-B.-GOURCEROL-K.-BEN-SLIMANE.pdf>.
- **GRAMSS G., VOIGT K.-D.** (2014). Forage and rangeland plants from uranium pine soils: Long-term hazard to herbivores and livestock? *Environmental Geochemistry and Health*, 36:441-452.
- **GRASMICK C., CORDIER S., FRERY N., BOUDOU A., MAURY-BRACHET R.** (1998). La pollution mercurielle liée à l'orpaillage en Guyane: contamination des systèmes aquatiques et impact sanitaire chez les Amérindiens du Haut-Maroni. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 40 (1), pp. 167-179. <https://doi.org/10.3406/jatba.1998.3667>
- **GRATTAN J.P., HUXLEY S.I., PYATT F.B.** (2003). Modern Bedouin exposures to copper contamination: an imperial legacy? *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 55, 108–115.
- **GRATTAN J.P., ADAMS R.B., FRIEDMAN H., GILBERTSON D.D., HAYLOCK K.I., HUNT C.O., KENT M.** (2016). The first polluted river? Repeated copper contamination of fluvial sediments associated with Late Neolithic human activity in southern Jordan. *Science of The Total Environment*, 573, pp. 247-257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.106>.
- **GRAY N.F.** (1998). Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. *Water Res.*, 7, 32, pp. 2122-2134.
- **GREGOIR L., VAN ACKER K.** (2022). Metals for Clean Energy: Pathways to solving Europe's raw materials challenge. KU Leuven & Eurometaux report. 117 p. <https://www.eurometaux.eu/media/jmxf2qm0/metals-for-clean-energy.pdf>.
- **GRENAND P.** (2003). La chasse en Guyane aujourd'hui : vers une gestion durable ? Rapport scientifique final. Projet du groupement d'intérêt scientifique SILVOLAB, programme Écosystèmes Tropicaux du MATE 1999-2002. 227 p.
- **GRIFFITH M.B., NORTON S.B., ALEXANDER L.C., POLLARD A.I., LEDUC S.D.** (2012). The effects of mountaintop mines and valley fills on the physicochemical quality of stream ecosystems in the central Appalachians: A review. *Sci. Total Environ*, 417–418, 1–12.

- **GRIFFITHS S.R., DONATO D.B., COULSON G., LUMSDEN L.F.** (2014). High levels of activity of bats at gold mining water bodies: implications for compliance with the international cyanide management code. *Environmental Science and Pollution Research* 2014a; 21: 7263-7275
- **GRIMALDI M., GUÉDRON S., GRIMALDI C.** (2015). Impact of gold mining on mercury contamination and soil degradation in Amazonian ecosystems of French Guiana. In: Brearley F.Q. (ed.), Thomas A.D. (ed.). Land-use change impacts on soil processes: tropical and savannah ecosystems. Wallingford: CABI, p. 95-107. ISBN 978-1-78064-210-9.
- **GRISON C.** (2022). Phytoremédiation : restauration des sols pollués par les végétaux, Encyclopédie de l'Environnement. UMR 5021, CNRS-Université de Montpellier <https://www.encyclopédie-environnement.org/sol/restauration-sols-pollues-par-vegetaux-phytoremediation/>.
- **GROSBOIS C., COURTIN-NOMADE A., MARTIN F., BRIL H.** (2007). Transportation and evolution of trace element bearing phases in stream sediments in a mining-influenced basin (Upper Isle river, France). *Appl Geochem*, vol. 22, pp. 2362–2374. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.05.006>.
- **GROSBOIS C., COURTIN-NOMADE A., ROBIN E., BRIL H., TAMURA N., SCHÄFER J., BLANC G.** (2011). Fate of arsenic-bearing phases during the suspended transport in a gold mining district (Isle river Basin, France). *Sci. Total Environ.* 409, 4986–4999. doi:10.1016/j.scitotenv.2011.07.045.
- **GROSBOIS C., MEYBECK M., LESTEL L., LEFÈVRE I., MOATAR F.** (2012). Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). *Sci. Total Environ*, 435–436, 290–305.
- **GROSBOIS C., HOROWITZ, A.J., SMITH, J.J., ELRICK, K.A.** (2002). The effect of mining and related activities on the sediment trace element geochemistry of the Spokane River Basin, Washington, USA. *Geochemistry Explor. Environ. Anal.* 2, 131–142.
- **GROSBOIS C., DHIVERT E., RODRIGUES S., LE GUERN J., GASPERI J., MONDAMERT L., LABANOWSKI J.** (2025). Drivers of contaminated sediment dynamics over 80 years at a basin scale (Loire river basin, France): a multifactorial approach, *Jour. of Environ Management*, 394, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.127494>.
- **GROSSE, F.** (2023). Croissance soutenable ? La société au défi de l'économie circulaire. Presses universitaires de Grenoble (PUG). 241 p.
- **GUARNEROS M., ORTIZ-ROMO N., ALCARAZ-ZUBELDIA M., DRUCKER-COLIN R., HUDSON R.** (2013). Nonoccupational environmental exposure to manganese is linked to deficits in peripheral and central olfactory function. *Chem Senses* 38 783 791, doi: 10.1093/chemse/bjt045.
- **GUÉDRON S.** (2008). Impact de l'exploitation minière en Guyane française sur les flux de mercure vers les écosystèmes aquatiques. Thèse de doctorat. Université Joseph-Fourier - Grenoble I - LGIT. 328 p.
- **GUÉDRON S., GRANGEON S., LANSON B., GRIMALDI M.** (2009). Mercury speciation in a tropical soil association; Consequence of gold mining on Hg distribution in French Guiana. *Geoderma*, 153, 331-346. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.08.017>.
- **GUÉDRON S., COSSA D., GRIMALDI M., CHARLET L.** (2011a). Methylmercury in tailings ponds of Amazonian gold mines (French Guiana): Field observations and an experimental flocculation method for in situ remediation. *Applied Geochemistry*, (26), pp. 222-229.
- **GUÉDRON S., GRIMALDI M., GRIMALDI C., COSSA D., TISSERAND D., CHARLET L.** (2011b). Amazonian former gold mined soils as a source of methylmercury: Evidence from a small scale watershed in French Guiana. *Water Research*, vol. 45, (8), pp. 2659-2669.
- **GUEGUEN Y.** (2007). Étude des mouvements de surface en environnement minier à partir d'interférométrie radar et identification des origines des déformations : l'exemple du bassin Nord/Pas-de-Calais. Thèse de doctorat. Université de Marne-la-Vallée. 209 p.
- **GUERRERO-CASTILLA A., OLIVERO-VERBEL J., MARRUGO-NEGRET J.** (2014). Heavy metals in wild house mice from coalmining areas of Colombia and expression of genes related to oxidative stress, DNA damage and exposure to metals. *Mutat Res Genet Toxicol Environ Mutagen*, 762: 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2013.12.005>.
- **GUNSON A.J.** (2013). Quantifying, reducing and improving mine water. University of British Columbia. Vancouver. 285 p. <https://open.library.ubc.ca/soa/cIRcle/collections/ubctheses/24/items/1.0071942>.
- **GUNSON A.J., KLEIN B., VEIGA M.** (2010). Estimating global water withdrawals due to copper mining. In: Wiertz, J. (Ed.), II International Congress on Water Management in the Mining Industry. GECAMIN, Santiago.
- **GUNSON A.J., KLEIN B., VEIGA M., DUNBAR S.** (2012). Reducing mine water requirements. *Journal of Cleaner Production*. 21 (2012) 71e82.
- **GUPTA S.K., NIKHIL K.** (2016). Ground water contamination in coal mining areas: a critical review. *Int J Eng Appl Sci*. Vol. 3(2):69–74.
- **GUTIERREZ J.S., MOORE J.N., DONNELLY J.P., DORADOR C., NAVEDO J.G., SENNER N.R.** (2022). Climate change and lithium mining influence flamingo abundance in the Lithium Triangle. *Proc. R. Soc. B* 289: 20212388. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.2388>.
- **GUTIERREZ M., MICKUS K., CAMACHO L.M.** (2016). Abandoned Pb-Zn mining wastes and their mobility as proxy to toxicity: a review. *Sci Total Environ*, vol. 565, pp. 392–400.
- **HACHE E., BARNET C., SECK G.S.** (2021). Les pressions sur l'eau, face ignorée de la transition énergétique. The Conversation. Février 2021 - <https://theconversation.com/les-pressions-sur-leau-face-ignoree-de-la-transition-energetique-154969>.
- **HACON S.D.S., OLIVEIRA-DA-COSTA M., GAMA C.D.S., FERREIRA R., BASTA P.C., SCHRAMM A., YOKOTA D.** (2020). Mercury Exposure through Fish Consumption in Traditional Communities in the Brazilian Northern Amazon. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 5269. <https://doi.org/10.3390/ijerph17155269>.
- **HADDAWAY N.R., COOKE S.J., LESSER P., MACURA B., NILSSON A.E., TAYLOR J.J., RAITO K.** (2022). Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social-ecological systems in Arctic and boreal regions: a systematic map protocol. *Enviro Evid*, 8, 9. <https://doi.org/10.1186/s13750-019-0152-8>.

- **HADDAWAY N.R., SMITH, A., TAYLOR, J.J. ANDREWS C., COOKE S.J., NILSSON A.E., LESSER P.** (2022). Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social-ecological systems in Arctic and boreal regions: a systematic map. *Environ Evid* 11, 30. <https://doi.org/10.1186/s13750-022-00282-y>.
- **HAGHIGHIZADEH, RAJABI O., NEZARAT A., HAJYANI Z., HAGHMOHAMMADI M., HEDAYATIKHAH S., DELNABI ASL S., AGHABABAI BENI A.** (2024). Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies, *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 17 (6), <https://doi.org/10.1016/j.arabj.2024.105777>.
- **HALADA K., SHIMADA M., IJIMA K.** (2008). Forecasting of the Consumption of Metals up to 2050. *Materials Transactions*, vol. 49, n°3 pp. 402-410.
- **HALFAR J., FUJITA R.M.** (2007). Danger of Deep-Sea Mining. *Science* vol; 316 (5827): 987. doi:10.1126/science.1138289.
- **HALLOY J.** (2018). L'épuisement des ressources minérales et la notion de matériaux critiques. *La Revue Nouvelle* (4), pp. 34-40.
- **HAMMOND D.S., GOND V., DE THOISY B., FORGET P.-M., DEDIJN B.P.E.** (2007). Causes and consequences of a tropical forest gold rush in the Guiana Shield, South America. *Ambio*, vol. 36 pp. 661-670.
- **HANCOCK P.J.** (2002). Human impacts on the stream-groundwater exchange zone. *Environmental Management*, 29:763-781. 5.
- **HANCOCK G.R., LOCH R.J., WILLGOOSE G.R.** (2006). The design of post-mining landscapes using a landscape evolution model. *Earth Surface Processes and Landforms*, 31 (6), pp. 693-706.
- **HANCOCK G.R., MARTIN DUQUE J.F., WILLGOOSE G.R.** (2020). Mining rehabilitation – Using geomorphology to engineer ecologically sustainable landscapes for highly disturbed lands. *Ecological Engineering*, 155. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105836>.
- **HÄNGGLI A., LEVY S.A., ARMENTERAS D., BOVOLO C.I., BRANDÃO J., RUEDA X., GARRETT R.D.** (2023). A systematic comparison of deforestation drivers and policy effectiveness across the Amazon biome. *Environmental Research Letters*, 18(7), 073001.
- **HANNIBAL W., GODOI M. N., TOMAS W. M., PORFIRIO G., FERREIRA V. L., CACERES N.** (2017). Biogeography and conservation of non-volant mammals from the Urucum Mountains: a Chiquitano dry forest ecoregion in western Brazil. *Mammalia*, 81(2), 169-180.
- **HARDING J.S.** (2005). Impacts of Metals and Mining on Stream Communities. In Trumm (Eds.). *Metal Contaminants in New Zealand. Sources and effects on health and ecology*, vol. 17, pp. 343-357.
- **HARRIES K.L., WOINARSKI J., RUMPF L., GARDENER M. ERSKINE P.D.** (2024). Characteristics and gaps in the assessment of progress in mine restoration: insights from five decades of published literature relating to native ecosystem restoration after mining. *Restor Ecol*, 32: e14016. <https://doi.org/10.1111/rec.14016>.
- **HARNISCHMACHER S.** (2010). Quantification of mining subsidence in the Ruhr District (Germany)», *Géomorphologie : relief, processus, environnement*, vol. 16, pp. 261-274.
- **HARO R.J., BAILEY S.W., NORTHWICK R.M., ROLFHUS K.R., SANDHEINRICH M.B., WIENER J.G.**, (2013). Burrowing dragonfly larvae as biosentinels of methylmercury in freshwater food webs. *Environ. Sci. Technol*, 47 (15) <https://doi.org/10.1021/es401027m>.
- **HARTMAN H.L., MUTMANSKY J.M.** (2002). Introductory Mining Engineering, 2nd Edition. 592 p. Chapitre 1 accessible : http://media.wiley.com/product_data/excerpt/11/04713485/0471348511.pdf.
- **HARTMAN K. J., KALLER M.D., HOWELL J.W., SWEKA J.A.** (2005). How much do valley fills influence headwater streams? *Hydrobiologia*, 532, 91-102.
- **HATJE V., PEDREIRA R.M.A., DE REZENDE C.E., SCHETTINI C.A.F., DE SOUZA G.C., MARIN D.C., HACKSPACHER P.C.** (2017). The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, 7, 10706. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>.
- **HAYDEN M.T., REEVES M.K., HOLYOAK M., PERDUE M., KING A.L., TOBIN S.C.** (2015). Thrive as easy to catch! Copper and temperature modulate predator-prey interactions in larval dragonflies and anurans. *Ecosphere* 6, 1-17. <https://doi.org/10.1890/ES14-00461>.
- **HEEMSKERK M., LE TOURNEAU F.M.** (2025). Voies d'exfiltration de l'or illégalement extrait en Guyane. Enquête sur le nombre de personnes impliquées, la quantité d'or extraite illégalement et exfiltrée à l'étranger, les itinéraires empruntés par cet or et ses destinations finales. Produit pour WWF France en Guyane. 94 p.
- **HELLAL J., SCHÄFER J., VIGOUROUX R., LANCELEUR L., LAPERCHE V.** (2020). Impact of Old and Recent Gold Mining Sites on Mercury Fluxes in Suspended Particulate Matter, Water and Sediment in French Guiana. *Applied Sciences*, 10(21). <https://doi.org/10.3390/app10217829>.
- **HENDRYX M., ISLAM M.S., DONG G.-H., PAUL G.** (2020). Air Pollution Emissions 2008-2018 from Australian Coal Mining: Implications for Public and Occupational Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 17, 1570. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051570>.
- **HENNY C.J., KAISER J.L., PACKARD H.A., GROVE R.A., TAFT M.R.** (2005). Assessing mercury exposure and effects to American dippers in headwater streams near mining sites. *Ecotoxicology* 14:709-725. doi:10.1007/s10646-005-0023-7.
- **HEPP L.U., PRATAS J.A., GRAÇA M.A.** (2017). Arsenic in stream waters is bioaccumulated but neither biomagnified through food webs nor biodispersed to land. *Ecotoxicol Environ Saf*, vol. 139, pp. 132-138. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.01.035.
- **HERNANDEZ-CORDOBA O.D., CASTRO-HERRERA F., PAEZ-MELO M.** (2013). Bioacumulación de mercurio en larvas de anuros en la zona afectada por la minería de oro en el río Dagua, Buenaventura, Valle del Cauca, Colombia. *Acta biológica colombiana*, 18(2): 341-348.
- **HERNANDEZ-PLATA I., RODRIGUEZ V.M., TOVAR-SANCHEZ E., CARRIZALEZ L., VILLALOBOS P., MENDOZA-TREJO M.S., MUSSALI-GALANTE P.** (2020). Metal brain bioaccumulation and neurobehavioral effects on the wild rodent *Liomys irroratus* inhabiting mine tailing areas. *Environ Sci Pollut Res* 27, 36330-36349. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09451-3>.

- **HERRERA-MONTES M.I., AIDE T.M.** (2011). Impacts of traffic noise on anuran and bird communities. *Urban Ecosyst*, vol. 14, pp. 415–427. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0158-7>.
- **HERRINGTON R.** (2021). Mining our green future. *Nat Rev Mater* 6, 456–458. <https://doi.org/10.1038/s41578-021-00325-9>.
- **HICKS T.C., TRANQUILLI S., KUEHL H., CAMPBELL G., SWINKELS J., DARBY L., BOESCH C., HART J., MENKEN S.B.J.** (2014). Absence of evidence is not evidence of absence: Discovery of a large, continuous population of Pan troglodytes schweinfurthii in the Central Uele region of northern DRC. *Biological Conservation*, 171 pp. 107–113. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.002>.
- **HICKS T.C., DARBY L., HART J., SWINKELS J., JANUARY N., MENKEN S.B.J.** (2010). Trade in orphans and bushmeat threatens one of the Democratic Republic of the Congo's most important populations of Eastern Chimpanzees (Pan troglodytes schweinfurthii). *Afr. Primates* 7, 1–18.
- **HIDRON C., KOEPKE R.** (2014). Addressing forced labor in artisanal and small scale mining (ASM): A Practitioner's toolkit. Alliance for Responsible Mining. 18 p.
- **HILDMANN E., WONSCHKE M.** (1996). Lignite mining and its after-effects on the central German landscape. *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 91, pp. 79–87.
- **HILSON, G.** (2000). Barriers to implementing cleaner technologies and Cleaner Production (CP) practices in the mining industry: A case study of the Americas. *Miner. Eng.*, 13, pp. 699–717. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(00\)00055-8](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(00)00055-8).
- **HILSON, G.** (2002). Small-scale mining and its socio-economic impact in developing countries. *Natural Resources Forum*, 26, 3–13.
- **HILSON G., MCQUILKEN J.** (2014). Four decades of support for artisanal and small-scale mining in sub-Saharan Africa: A critical review. *The Extractive Industries and Society*. Volume 1, Issue 1, pp. 104–118. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2014.01.002>.
- **HILSON G., HILSON A., MACONACHIE R., MCQUILKEN J., GOUMANDAKOYE H.** (2017). Artisanal and small-scale mining (ASM) in sub-Saharan Africa: Re-conceptualizing formalization and “illegal” activity. *Geoforum*, 83, pp. 80–90. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2017.05.004>.
- **HILSON G., HU Y.** (2022). Changing Priorities, Shifting Narratives: Remapping Rural Livelihoods in Africa's Artisanal and Small-Scale Mining Sector. *J. of Rural Stud*, 92, pp. 93–108. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.03.010>.
- **HOANG N.T., KANEMOTO K.** (2021). Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nat Ecol Evol*, 5, 845–853. <https://doi.org/10.1038/s41559-021-01417-z>.
- **HOGSDEN K.L., HARDING J.S.** (2012). Consequences of acid mine drainage for the structure and function of benthic stream communities: a review. *Freshwater Science*, 31:1, 108–120.
- **HOGSDEN K.L., HARDING J.S.** (2013). Leaf breakdown, detrital resources, and food webs in streams affected by mine drainage. *Hydrobiologia*, 716, pp. 59–73. <https://doi.org/10.1007/s10750-013-1544-3>.
- **HOLMES R., STEWART G.** (2011). A guidance document for mine closure and management of long-term liabilities - examining a policy framework in Canada. Proceedings of the Sixth International Conference on Mine Closure (pp. 21–28). Australian Centre for Geomechanics.
- **HOLZMAN D.C.** (2011). Mountaintop Removal Mining: Digging Into Community Health Concerns *Environmental Health Perspectives*. Vol. 119, No. 11. 476–483. <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/pdf/10.1289/ehp.119-a476>.
- **HORVAT M.** (2002). Mercury as a global pollutant. *Anal. Bioanal. Chem.* 374, 981–982.
- **HOSONUMA N., HEROLD M., DE SY V., DE FRIES R.S., BROCKHAUS M., VERCHOT L., ANGELSEN A., ROMIJN E.** (2012). An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries *Environ. Res. Lett.* 7 044009.
- **HOSSNER L.R., HONS F.M.** (1992). Reclamation of mine tailings. *Adv Soil Sci* 17:311–350.
- **HOWE L., JOHNSTON S., COTE C.** (2023). Mining-related environmental disasters: A High Reliability Organisation (HRO) perspective, *Journal of Cleaner Production*, vol. 417. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137965>.
- **HOXHA E., SYMOCHKO L., PINHEIRO, M.N.C.** (2025). The environmental impact of mining activities in Europe: a comprehensive analysis. *EQA - International Journal of Environmental Quality*, 66, pp. 30–42. <https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/20521>.
- **HRUSCHKA F., ECHAVARRIA C.** (2011). Rock-Solid Chances for Responsible Artisanal Mining. 36 p.
- **HRW** (2015). Hazardous Child Labor in Small-Scale Gold Mining in the Philippines. Human Right Watch report. J. Kippenberg, M. Wurth, C. Conde.
- **HUANG Y., TIAN F., WANG Y., WANG M., HU Z.** (2015). Effect of coal mining on vegetation disturbance and associated carbon loss. *Environ Earth Sci*, 73:2329–2342. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3584-z>.
- **HUDSON-EDWARDS K.A., MACKLIN M.G., BREWER P.A., DENNI I.A.** (2008). Assessment of Metal Mining-Contaminated River Sediments in England and Wales. *Science Rep.* : SC030136/SR4. Environment Agency. 64 p.
- **HUDSON-EDWARDS K.A., JAMIESON H.E., LOTTERMOSER B.G.** (2011). Mine Wastes: Past, Present, Future. *Elem.* 7, 375–380.
- **HUDSON-EDWARDS K.A., KEMP D., TORRES-CRUZ L.A., MACKLIN M.G., BREWER P.A., OWEN J.R., FRANKS D.M., MARQUIS E., THOMAS C.J.** (2024). Tailings storage facilities, failures and disaster risk. *Nat Rev Earth Environ* 5, 612–630. <https://doi.org/10.1038/s43017-024-00576-4>.
- **HUERTAS J.I., HUERTAS M.E., IZQUIERDO S. GONZALEZ E.D.** (2012). Air quality impact assessment of multiple open pit coal mines in northern Colombia. *Journal of environmental management*, 93 (1) pp. 121–129.
- **HUFTY M.** (2019). Abandoned Mines: The Scars of the Past. *Global Challenges*, issues 26. <https://globalchallenges.ch/issue/6/abandoned-mines-the-scars-of-the-past/>.
- **HUMPHREYS D.** (2019). The mining industry after the boom. *Mineral Economics*, Springer, Raw Materials Group (RMG). Luleå University of Technology, vol. 32(2), pp. 145–151,

- **HUND K., LA PORTA D., FABREGAS T.P., LAING T., DREXHAGE J.** (2020). Minerals for Climate Action: The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition. Climate-smart mining facility. The World Bank. 112 p. <https://pubdocs.worldbank.org/en/961711588875536384/Minerals-for-Climates-Action-The-Mineral-Intensity-of-the-Clean-Energy-Transition.pdf>.
- **HUNTER J., SINGH P., AGUON J.** (2018). Broadening Common Heritage: Addressing Gaps in the Deep Sea Mining Regulatory Regime. Harvard Law Development. https://harvardelr.com/2018/04/16/broadening-common-heritage/#_ftn3.
- **HÜRKAMP K., RAAB T., VÖLKE J.** (2009). Lead pollution of floodplain soils in a historic mining area – age, distribution and binding forms. *Water Air Soil Pollut* 201: 331–345. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9948-9>.
- **HYLANDER L.D., MEILI M.** (2005). The rise and fall of mercury: converting a resource to refuse after 500 years of mining and pollution. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 35, 1–36.
- **HYMAN, J., SONTER, L.J., MCDONALD-MADDEN, E., WATSON J.E.M., MERVINE E.M., BULL J.W., DAWSON C., LLOYD, LUCKENEDER S., MARON M., MENDONCA SEVERIANO B., RAYMOND S., SCHLACHER T.A., SREEKAR R., VALENTA R.K., VISCONTI P., WERNER T.T., NORTHEY S.A.** (2026). Growing nickel supply from the tropics threatens priority conservation areas. *Nat Ecol Evol.* <https://doi.org/10.1038/s41559-026-03068-4>.
- **IBAMA** (2015). Laudo Técnico Preliminar. Impactos ambientais decorrentes do desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais (Preliminary technical report. Environmental impacts resulting from the disaster involving the failure of Fundão Dam in Mariana. Minas Gerais). Available at http://www.ibama.gov.br/phocadownload/barragemdefundao/laudos/laudo_tecnico_preliminar_ibama.pdf.
- **IBRAHIM E. LEMA L., BARNABE P., LACROIX P., PIRARD E.** (2020), Small-scale surface mining of gold placers: Detection, mapping, and temporal analysis through the use of free satellite imagery, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Vol. 93. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102194>.
- **ICF ENVIRONNEMENT & BRGM** (2013). Diagnostic environnemental - Interprétation de l'état des milieux (IEM) - Anciens sites miniers sur les communes de Saint-Félix-de-Pallières et Thoiras (30). Rapport n°AIX/12/085/IR-V1. 128 p.
- **ICF ENVIRONNEMENT** (2007). Etude de la pollution et des risques présentés par 6 sites miniers acquis par l'Etat et proposition de travaux à réaliser Salsigne (Aude). Phase 1. Rapport n°AIX/05/063-ID/Phase 1-V0. 153 p.
- **ICMM** (2006). Good Practice Guidance for Mining and Biodiversity. Rapport de l'International Council on Mining & Metals (ICMM). 148 p. https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/environmental-stewardship/2006/guidance_mining-biodiversity.pdf.
- **ICMM** (2016). Review of tailings management guidelines and recommendations for improvement. Rapport de l'ICMM. 14 p. https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/environmental-stewardship/2016/research_review-of-tailings-management-guidelines.pdf.
- **ICMM** (2017). A Practical Guide to Consistent Water Reporting. Rapport de l'ICMM. 72 p. <https://www.icmm.com/en-gb/guidance/environmental-stewardship/2021/water-reporting>.
- **ICMM** (2020). Global industry standard on tailings management. Rapport ICMM, UNEP, PRI. 40 p. <https://www.icmm.com/en-gb/our-principles/tailings/global-industry-standard-on-tailings-management>.
- **ICMM** (2024). Principes miniers - Attentes de performances. Rapport de l'ICMM. 16 p. <https://www.icmm.com/en-gb/our-principles/mining-principles/mining-principles>.
- **ICMM** (2025a). Integrated Mine Closure - Good Practice Guide. Rapport de l'ICMM, 3^{ème} Edition. 138 p. https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/environmental-stewardship/2025/guidance_mine-closure_update.pdf?cb=95109.
- **ICMM** (2025b). Tailings Management - Good Practice Guide. 148 p. <https://www.icmm.com/website/publications/pdfs/innovation/2025/tailings-management-good-practice-guide-2nd.pdf?cb=94652>.
- **ICMM** (2025c). Achieving No Net Loss or Net Gain of Biodiversity - Good Practice Guide. Rapport de l'ICMM. 109 p. <https://www.icmm.com/achieving-nnl-or-ng-biodiversity>.
- **IEA** (2022). The role of critical minerals in clean energy transitions. World Energy Outlook Special Report. Revised version march 2022. International Energy Agency publication. 287 p. <https://iea.blob.core.windows.net/assets/ffd2a83b-8c30-4e9d-980a-52b6d9a86fdc/TheRoleofCriticalMineralsinCleanEnergyTransitions.pdf>.
- **IEA** (2025). Global Critical Minerals Outlook 2025. International energy agency report. 312 p. <https://www.iea.org/reports/global-critical-minerals-outlook-2025>.
- **IEDOM** (2024). Rapport économique annuel 2024. Institut d'émission des départements d'outre-mer. 191 p. https://www.iedom.fr/IMG/pdf/rapport_economique_2024_guyane_vf.pdf.
- **IEDOM** (2025). L'exploitation des ressources naturelles en Guyane - Panorama économique et perspectives. Études thématiques. l'Institut d'émission des départements d'outre-mer. 8 p. https://www.iedom.fr/IMG/pdf/gy-etude_thematique_exploitation_des_ressources_naturelles_vf.pdf.
- **INERIS** (2006). L'élaboration des Plans de prévention des risques miniers. Guide Méthodologique. Volet technique relatif à l'évaluation de l'aléa. Les risques de mouvements de terrain, d'inondations et d'émissions de gaz de mine. Rapport Ineris DRS-06-51198/R01, 04/05/2006. 139 p.
- **INERIS** (2015). Retour d'expérience sur les effondrements localisés miniers. Rapport d'étude 03/11/2015DRS-15-149489-10509A.
- **INERIS** (2017). Guide de gestion du risque minier post-exploitation. 39 p. <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/DRS-17-164640-01814A.pdf>

- **INERIS** (2018a). Évaluation des aléas miniers. Rapport Ineris n°17-164640-01944A. 50 p. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Ineris-Guide_Aleas_miniers_0.pdf.
- **INERIS** (2018b). Revue synthétique des bonnes pratiques relatives à l'utilisation du cyanure pour le traitement de l'or dans le contexte guyanais. Rapport No. DRS-18-177174-08150B. 96 p. https://www.ineris.fr/sites/default/files/2018-12/DRS-18-177174-08150B-RAP_Version%20d%C3%A9finitive_v03dec18-unique.pdf.
- **INERIS** (2021). Ruptures de barrages de résidus miniers : retour d'expérience et évaluation du phénomène Rapport Ineris - 178736 - 1971292 - v2.0 12/04/2021. 131 p.
- **INERIS** (2023). Héritage minier : post-exploitation, nouveaux usages et reconversion du sous-sol. INERIS Références - Garantir la sécurité des transitions énergétique et écologique sur les territoires. 51 p.
- **IGHALO J.O., KURNIAWAN S.B., IWUOZOR K.O., ANIAGOR C.O., AJALA O.J., OBA S.N., IWUCHUKWU F.U., AHMADI S., IGWEGBE C.A.** (2022). A review of treatment technologies for the mitigation of the toxic Chemistry Africa environmental effects of acid mine drainage (AMD). *Process Saf Environ Prot* 157, pp.37–58. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2021.11.008>.
- **IGF** (2017). Global Trends in Artisanal and Small-Scale Mining (ASM): A review of key numbers and issues. Winnipeg: IISD. Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development. 91 p. <https://www.iisd.org/system/files/publications/igf-asm-global-trends.pdf>.
- **IGF** (2018). Women in Artisanal and Small-Scale Mining: Challenges and opportunities for greater participation. Winnipeg: IISD. Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development. 33 p. <https://www.iisd.org/system/files/publications/igf-women-asm-challenges-opportunities-participation.pdf>.
- **IGF** (2021). Guide IGF à l'intention des gouvernements : Gestion environnementale et gouvernance manière. Forum intergouvernemental sur l'exploitation minière, les minéraux, les métaux et le développement durable. Winnipeg : IISD. 148 p. <https://www.iisd.org/system/files/2021-10/igf-guidance-governments-environmental-management-mining-fr.pdf>.
- **IGF** (2023). Cadre d'orientation des politiques minières de l'IGF. Guide de l'IGF. Forum intergouvernemental sur l'exploitation minière, les minéraux, les métaux et le développement durable. 84 p. <https://www.iisd.org/system/files/2023-12/igf-mining-policy-framework-guidance-fr.pdf>.
- **IPBES** (2019). Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 p. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.
- **IPOS** (2025). Deep-Sea Mining Decoded: What Experts Want Decision Makers to Know. International Platform for Ocean Sustainability initiative. IPOS publication 28 p. <https://assets.zyrosite.com/YKbr9bKyGBI8L183/deep-sea-mining-decoded--expert-q-a-YNqBD2eka9S9n3ep.pdf>.
- **IRMA** (2018). Initiative for Responsible Mining Assurance (IRMA). (2018). IRMA Standard for Responsible Mining. IRMA-STD-001. 203 p. https://responsiblemining.net/wp-content/uploads/2018/07/IRMA_STANDARD_v1.0_FINAL_2018-1.pdf.
- **IRP** (2019). Global Resources Outlook 2019: Natural Resources for the Future We Want. Oberle, B., Bringezu, S., Hatfield-Dodds, S., Hellweg, S., Schandl, H., Clement, J., and Cabernard, L., Che, N., Chen, D., Droz-Georget, H., Ekins, P., Fischer-Kowalski, M., Flörke, M., Frank, S., Froemelt, A., Geschke, A., Haupt, M., Havlik, P., Hüfner, R., Lenzen, M., Lieber, M., Liu, B., Lu, Y., Lutter, S., Mehr, J., Miatto, A., Newth, D., Oberschelp, C., Obersteiner, M., Pfister, S., Piccoli, E., Schaldach, R., Schüngel, J., Sonderegger, T., Sudheshwar, A., Tanikawa, H., van der Voet, E., Walker, C., West, J., Wang, Z., Zhu, B. A Report of the International Resource Panel. United Nations Environment Programme. Nairobi, Kenya. 162 p. <https://www.resourcepanel.org/reports/global-resources-outlook-2019>.
- **IRP** (2020). Mineral Resource Governance in the 21st Century: Gearing extractive industries towards sustainable development. Ayuk E.T., Pedro A.M., Ekins P., Gatune J., Milligan B., Oberle B., Christmann P., Ali S., Kumar S.V., Bringezu S., Acquatella J., Bernaudat L., Bodourogrou C., Brooks S., Buergi Bonanomi E., Clement J., Collins N., Davis K., Davy A., Dawkins K., Dom A., Eslamishoar F., Franks D., Hamor T., Jensen D., Lahiri-Dutt K., Mancini L., Nuss P., Petersen I., Sanders A.R.D. A Report by the International Resource Panel. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 374 p. <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/31641/MR21F.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- **IRP** (2023). Material flows by material group, 1970-2024. Visualisation based upon the UN IRP Global Material Flows Database. Vienna University of Economics and Business. materialflows.net/visualisation-centre.
- **ISA** (2019). Bonne pratique du secteur et meilleures pratiques : quelles différences entre ces termes clés dans le projet de règlement relatif à l'exploitation des ressources minérales dans la Zone ? Note du Secrétariat de l'*International Seabed Authority*. ISBA/25/C/11. 7 p. <https://www.isa.org/im/wp-content/uploads/2022/06/25c-11-f.pdf>.
- **ISLAM K., MURAKAMI S.** (2021) Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020. *Glob. Environ. Change*, 70, 102361.
- **ISLAM K., MAENO K., YOKOI R., GIURCO D., KAGAWA S., MURAKAMI S., MOTOSHITA M.** (2025). Geological resource production constrained by regional water availability. *Science*, 387, pp. 1214-1218. DOI: 10.1126/science.adk5318.
- **ISIDRO C.M., MCINTYRE N., LECHNER A.M., CALLOW I.** (2017). Applicability of Earth Observation for Identifying Small-Scale Mining Footprints in a Wet Tropical Region. *Remote Sens.*, 9, 945. <https://doi.org/10.3390/rs9090945>.
- **INSTITUTO ESCOLHAS** (2025). Restoring mining areas: a critical and strategic topic. São Paulo. Instituto Escolhas publication. 10 p. https://escolhas.org/wp-content/uploads/2025/04/Study_RestoringMiningAreas.pdf.

- ITITIATY Y. (2019). « Etude sur la dispersion/germination en lien avec la dynamique des écosystèmes restaurés : le cas du plateau de Goro en Nouvelle-Calédonie ». Thèse de doctorat ès Science en Physiologie et biologie des organismes-population-interaction Spécialité : Ecologie et physiologie végétales appliquées, Université de la Nouvelle-Calédonie, 248 p.
- ITITIATY Y., BRESCIA F., BORDEZ L., GENSOUS S., MCCOY S., FOGLIANI B. (2020). Life traits of ultramafic plant taxa from the Goro plateau in the tropical hotspot of New Caledonia. *Restoration Ecology*, 28 (6): 1505-1516.
- IZOARD C. (2024). La ruée minière au XXI^e siècle. Enquête sur les métaux à l'ère de la transition. Écocène. Éditions du Seuil. 352 p.
- JACKSON A.K., EVERS D.C., ADAMS E.M., CRISTOL D.A., EAGLES-SMITH C., EDMONDS S.T., GRAY C.E., HOSKINS B., LANE O.P., SAUER A., TEAR T. (2015). Songbirds as sentinels of mercury in terrestrial habitats of eastern North America. *Ecotoxicology* 24,253e267. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1394-4>.
- JACOB D.L., OTTE M.L. (2004). Long-term effects of submergence and wetland vegetation on metals in a 90-year old abandoned Pb-Zn mine tailings pond. *Environmental Pollution*, 130: 337–345.
- JAIN R., CUI Z., DOMEN J. (2016). Environmental Impact of Mining and Mineral Processing. Elsevier. Butterworth-Heinemann. 309 p.
- JAIN M.K., DAS A. (2017) Impact of mine waste leachates on aquatic environment: a review. *Curr Pollut Rep* 3:31–37.
- JAMES L.A. (2004), Tailings fans and valley-spur cutoffs created by hydraulic mining. *Earth Surf. Process. Landforms*, 29: 869-882. <https://doi.org/10.1002/esp.1075>.
- JANG H., TOPAL E. (2020). Transformation of the Australian mining industry and future prospects. *Min Technol*, 129 (3) , pp. 120–134. <https://doi.org/10.1080/25726668.2020.1757598>.
- JAMIESON S.S.R., EWERTOWSKI M.W., EVANS D.J.A. (2015). Rapid advance of two mountain glaciers in response to mine-related debris loading. *J. Geophys. Res. Earth Surf.* 120, 1418–1435.
- JARSJÖ J., CHALOV S.R., PIETRON J., ALEKSEENKO A.V., THORSLUND J. (2017). Patterns of soil contamination, erosion and river loading of metals in a gold mining region of northern Mongolia. *Reg Environ Change* 17, 1991–2005 (2017). <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1169-6>.
- JAUREGUIBERRY P., TITEUX N., WIEMERS M., BOWLER D.E., COSCIEME L., GOLDEN A.S., GUERRA C.A., YASUO TAKAHASHI U.J., SETTELE J., DIAZ S., MOLNAR Z. PURVIS A. (2022). The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances*. 2022 Nov;8(45):eabm9982. DOI: 10.1126/sciadv.abm9982. PMID: 36351024.
- JÉBRAK M., MARCOUX É. (2008). Géologie des ressources minérales. Ressources Minérales et Faune du Québec & Société de l'Industrie Minière. Québec, Canada, 667 p.
- JENNINGS S.R., NEUMAN D.R., BLICKER P.S. (2008). Acid Mine Drainage and Effects on Fish Health and Ecology: A Review. Reclamation Research Group Publication, Bozeman, MT. 29 p.
- JI H., LI H., ZHANG Y., DING H., GAO, Y., XING Y. (2018). Distribution and risk assessment of heavy metals in overlying water, porewater, and sediments of Yongding River in a coal mine brownfield. *J. Soils Sediments*, 18, 624–639.
- JIA Y., WANG L., LI S., CAO J., YANG Z. (2018). Species-specific bioaccumulation and correlated health risk of arsenic compounds in freshwater fish from a typical mine-impacted river, *Science of The Total Environment*, vol. 625, pp. 600-607. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.328>.
- JIANG Y., LI Z.X., YANG G., ZHANG Y.L., ZHANG X.G. (2017). Recent progress on smart mining in China: unmanned electric locomotive. *Adv Mech Eng.*, 9 (3). <https://doi.org/10.1177/168781401769504>.
- JIN L., GERSON J.R., ROCCA J.D., BERNHARDT E.S., SIMONIN M. (2022). Alkaline mine drainage drives stream sediment microbial community structure and function, *Science of The Total Environment*, vol. 805 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150189>.
- JISKANI I.M., ZHOU W., HOSSEINI S., WANG Z. (2023). Mining 4.0 and climate neutrality: A unified and reliable decision system for safe, intelligent, and green & climate-smart mining. *Journal of Cleaner Production*, vol. 410. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.137313>.
- JOHNES M. (2000). Aberfan and the management of trauma. *Disasters* 24, 1–17.
- JOHNSON D.B., HALLBERG K.B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review/ *Science of The Total Environment*, vol. 338, Issues 1–2, pp. 3-14, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>.
- JOHNSON G.C., KRSTOLIC J.L., OSTBY B.J.K. (2014). Influences of water and sediment quality and hydrologic processes on mussels in the Clinch River. *Journal of American Water Resources Association*, 50:878–897.
- JOHNSON V.G., PETERSON R.E., OLSEN K.B. (2005). Heavy metal transport and behavior in the lower Columbia River, USA. *Environmental monitoring and assessment*, vol. 110, 271-89.
- JOHNSTON D., POTTER H., JONES C., ROLLEY S., WATSON I., PRITCHARD J. (2008). Abandoned mines and the water environment. Science project SC030136-41. Environment Agency. 40 p. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291482/LIT_8879_df7d5c.pdf.
- JONES T., BLACKMORE P., LEACH M., BÉRUBÉ K., SEXTON K., RICHARDS R. (2002). Characterisation of Airborne Particles Collected Within and Proximal to an Opencast Coalmine: South Wales, U.K. *Environ Monit Assess* 75, 293–312.
- JONES D.O.B., KAISER S., SWEETMAN A.K., SMITH C.P., MENOT L., VINK A., TRUEBLOOD D., GREINERT J., BILLET D.S.M., MARTINEZ ARBIZU P., RADZIEJEWSKA T., SINGH R., INGOLE B., STRAMANN T., SIMON-LLEDO E., DURDEN J.M., CLARK M.R. (2017). Biological responses to disturbance from simulated deep-sea polymetallic nodule mining. *PLoS One*, vol. 12(2). doi.org/10.1371/journal.pone.0171750.

- JONES D.O.B., ARIAS M.B., VAN AUDENHAEGE L., BLACKBIRD S., BOOLUKOS C., BRIBIESCA-CONTRERAS G., COPLEY J.T., DALE A., EVANS S., FLEMING B.F.M., GATES A.R., GRANT H., HARTL M.G.J., HUVERNE V.A.I., JEFFREYS R.M., JOSSO P., KING L.D., SIMON-LLEDO E., LE BAS T., NORMAN L., O'MALLEY B., PEACOCK T., SHIMMIELD T., STEWART E.V.D., SWEETMAN A.K., WARDELL C., ALEYNIK D., GLOVER A.G. (2025). Long-term impact and biological recovery in a deep-sea mining track. *Nature* 642, 112–118. <https://doi.org/10.1038/s41586-025-08921-3>.
- JONES J.I., MURPHY J.F., COLLINS A.L., SPENCER K.L., RAINBOW P.S., ARNOLD A., PRETTY J.L., MOORHOUSE A.M.L., AGUILERA V., EDWARDS P., PARSONAGE F., POTTER H., WHITEHOUSE P. (2018). The impact of metal-rich sediments derived from mining on freshwater stream life. In: De Voogt, P. (ed.) *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* Volume 248. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Continuation of Residue Reviews) Springer, pp. 111-189.
- JONES N. (2019). The Quest for Quieter Seas. *Nature*, 568, 158-161.
- JOURDA G. (2020). Rapport fait au nom de la Commission d'enquête sur les problèmes sanitaires et écologiques liés aux pollutions des sols qui ont accueilli des activités industrielles ou minières, et sur les politiques publiques et industrielles de réhabilitation de ces sols. Président M. Laurent Lafon, Rapportrice Mme Gisèle JOURDA. Tome I. 329 p. <http://www.senat.fr/rap/r19-700-1/r19-700-11.pdf>.
- JORDÁN, G., D'ALESSANDRO, M. (Eds.) (2004). Mining, mining waste and related environmental issues: problems and solutions in Central and Eastern European Candidate Countries. Joint Research Centre of the European Commission, Ispra, 208 p.
- JOSHI N., MITCHARD E.T.A., WOO N., TORRES J., MOLL-ROCEK J., EHAMMER A., COLLINS M., JEPSEN M., FENSHOLT R. (2015). Mapping dynamics of deforestation and forest degradation in tropical forests using radar satellite data. *Environ. Res. Lett.*, 10: 34014. doi: 10.1088/1748-9326/10/3/034014.
- JOWETT A., CACCIUTTOLO C., GONZALEZ I. (2020). Dry stack tailings: Sustainable tailings management in challenging environments. *Miner Eng.* 145. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2020.106082>.
- JUNAIDI M., KRISNAYANTI B.D., JUHARFA, ANDERSON C. (2019). Risk of Mercury Exposure from Fish Consumption at Artisanal Small-Scale Gold Mining Areas in West Nusa Tenggara, Indonesia. *J Health Pollut.* 2019 Mar 14;9(21):190302. doi: 10.5696/2156-9614-9.21.190302.
- JUNKER J., QUOSS L., VALDEZ J., ARANDJELOVIC M., BARRIE A., CAMPBELL G., HEINICKE S., HUMLE T., KOUAKOU C.Y., KÜHL H.S., ORDAZ-NEMETH I., PEREIRA H.M., RAINER H., REFISCH J., SONTER L., SOP T. (2024). Threat of mining to African great apes. *Sci Adv.* Apr 5;10(14) doi: 10.1126/sciadv.adl0335.
- JURACEK K.E. (2008). Sediment storage and severity of contamination in a shallow reservoir affected by historical lead and zinc mining. *Environ Geol* 54, 1447–1463. <https://doi.org/10.1007/s00254-007-0926-0>.
- KAFLE A., TIMILSINA A., GAUTAM A., ADHIKARI K., BHATTARAI A., ARYAL N. (2022). Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>.
- KAHHAT R., PARODI E., LARREA-GALLEGOS G., MESTA C., VAZQUEZ-ROWE I. (2019). Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian Amazon rainforest. *Science of The Total Environment*. Vol 662, pp. 940-951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.246>.
- KAIKKONEN L., VENESJÄRVI R., NYGÅRD H., KUIKKA S. (2018). Assessing the impacts of seabed mineral extraction in the deep sea and coastal marine environments: Current methods and recommendations for environmental risk assessment. *Mar. Pollut. Bull.* 135, pp. 1183–1197. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.08.055>.
- KALAMANDEEN M., GLOOR E., MITCHARD E., QUINCEY D., ZIV G., SPRACKLEN D., SPRACKLEN B., ADAMI M., ARAGÃO L.E.O.C., GALBRAITH D. (2018). Pervasive Rise of Small-scale Deforestation in Amazonia. *Sci Rep* 8 1600. doi:10.1038/s41598-018-19358-2.
- KALAMANDEEN M., GLOOR E., JOHNSON I., AGARD S., KATOW M., VANBROOKE A., ASHLEY D., BATTERMAN S.A., ZIV G., HOLDER-COLLINS K., PHILLIPS O.L., BRONZIO E.S., VIEIRA I., GALBRAITH D. (2020). Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *J. Appl. Ecol.*, 57, pp. 1730-1740, 10.1111/1365-2664.13669.
- KAMBEY J.L., FARRELL A.P., BENDELL-YOUNG L.I. (2001). Influence of illegal gold mining on mercury levels in fish of north Sulawesi's Minahasa Peninsula, (Indonesia). *Environ Pollut.* Vol. 114(3): 299-302. doi: 10.1016/s0269-7491(01)00163-4.
- KASPER D., PALERMO E.F.A., BRANCO C.W.C., MALM O. (2012). Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir. *Hydrobiologia.* 2012; 694:87–98. doi: 10.1007/s10750-012-1133-x.
- KASSIANIDOU V., AGAPIOU A., MANNING S. (2021). Reconstructing an ancient mining landscape: A multidisciplinary approach to copper mining at Skouriotissa, Cyprus. *Antiquity*, Vol. 95 (382), 986-1004. doi:10.15184/aqy.2021.33.
- KATPATAL Y.B., PATIL S.A. (2010). Spatial analysis on impacts of mining activities leading to flood disaster in the Erai watershed, India. *Journal of Flood Risk Management* 3, 80–87.
- KAUNDA R.B. (2020). Potential environmental impacts of lithium mining. *Journal of Energy & Natural Resources Law*, 38:3, 237-244, DOI: 10.1080/02646811.2020.1754596.
- KAUPPILA P., RÄISÄNEN M.-L., MYLLYOJA S. (2011). Best Environmental Practices in Metal Ore Mining. *Finnish Environment* 29en/2011. 219 p. <https://helda.helsinki.fi/bitstreams/f72bb666-61fb-4a0c-84de-6bf942953427/download>.
- KEANE S.E., BERNAUDAT L., DAVIS K.E., STYLO M., MUTEMERI N., SINGO P., TWALA P., MUTEMERI I., NAKAFEEERO A., DOSSOU ETUI I.M. (2023). Mercury and artisanal and small-scale gold mining: Review of global use estimates and considerations for promoting mercury-free alternatives. *AMBIO*, 52 (5), pp. 833–852.
- KELLE L., VILLIEN C. (2024). Orpaillage illégal en Guyane: fausse piste et vrai levier - L'urgence d'une coopération transfrontalière. WWF France. 14 p. <https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2024-03/WWF%202024%20Orpaillage%20ille%CC%81gal%20Guyane%20Fausse%20piste%20vrai%20levier%20Web.pdf>.

- **KEMP D., BOND C.J., FRANKS D.M., COTE C.** (2010). Mining, water and human rights: making the connection. *Journal of Cleaner Production*, 18(15), 1553-1562.
- **KEMP P., SEAR D., COLLINS A., NADEN P., JONES I.** (2011). The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological process*, vol. 25, pp. 1800-1821.
- **KEMP D., OWEN J.R.** (2018). The industrial ethic, corporate refusal and the demise of the social function in mining. *Sustainable Development*, 26(5), 491-500.
- **KERFOOT WC., URBAN N.R., MCDONALD C.P., ZHANG H., ROSSMANN R., PERLINGER J.A.** (2018). Mining legacy across a wetland landscape: high mercury in Upper Peninsula (Michigan) rivers, lakes, and fish. *Environ Sci: Processes Impacts*, vol. 20(4), pp. 708-733. <https://doi.org/10.1039/c7em00521k>.
- **KHALIL K., HANICH L., BANNARI A., ZOUHRI L., POURRET O., HAKKOU R.** (2013). Assessment of soil contamination around an abandoned mine in a semi-arid environment using geochemistry and geostatistics: pre-work of geochemical process modeling with numerical models. *Journal of Geochemical Exploration*, 125, 117-129.
- **KHATER C., YESSEF M., DUTOIT T.** (2019). Réhabilitation des carrières en région méditerranéenne: défis ou besoins incontournables? CNRS-L / AUF. <https://ecommed.fr/wp-content/uploads/2019/12/ouvrage-technique-auf-cnrs-l.pdf>.
- **KHASKA, M., LE GAL LA SALLE, C., SASSINE, L., CARY, L., BRUGUIER, O., VERDOUX, P.** (2018). Arsenic and metallic trace elements cycling in the surface water-groundwater-soil continuum down-gradient from a reclaimed mine area: isotopic imprints. *J. Hydrol*, vol. 558, 341-355. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.031>.
- **KHOLOD N., EVANS M., PILCHER R.C., ROSHCHANKA V., RUIZ F., CÔTÉ M., COLLINGS R.** (2020). Global methane emissions from coal mining to continue growing even with declining coal production. *Journal of Cleaner Production*, vol. 256, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120489>.
- **KIGHT C.R., SWADDLE J.P.** (2011). How and why environmental noise impacts animals: an integrative, mechanistic review. *Ecol. Lett.* 14, 1052-1061.
- **KIISKILA J.D., SARKAR D., PANJA S., SAHI S.V., DATTA R.** (2019). Remediation of acid mine drainage-impacted water by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*): A multiscale long-term study. *Ecol Eng*, pp. 97-108. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.018>.
- **KILGOUR B.W., DOWSLEY B., MCKEE M., MIHOK S.** (2018). Effects of uranium mining and milling on benthic invertebrate communities in the Athabasca Basin of Northern Saskatchewan, *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*, 43: 3, pp. 305-320.
- **KIM C.S., STACK D.H., RYTUBA J.J.** (2012). Fluvial transport and surface enrichment of arsenic in semi-arid mining regions: examples from the Mojave Desert, California. *J. Environ. Monit.*, 2012,14, 1798-1813. <https://doi.org/10.1039/C2EM30135K>.
- **KIMIJIMA S., SAKAKIBARA M., NAGAI M.** (2022) Investigation of Long-Term Roving Artisanal and Small-Scale Gold Mining Activities Using Time-Series Sentinel-1 and Global Surface Water Datasets. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 19, 5530. <https://doi.org/10.3390/ijerph19095530>.
- **KING J.K., KOSTKA J.E., FRISCHER M.E., SAUNDERS F.M.** (2000). Sulfate-reducing bacteria methylate mercury at variable rates in pure culture and in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:2430-2437.
- **KIRKBY A., SPIRA C., BAHATI B., TWENDILONGE A., KUJIRAKWINJA D., PLUMPTRE A.J., WIELAND M., NISHULI R.** (2015). Investigating artisanal mining and bushmeat around protected areas: Kahuzi-Biega National Park and Itombwe Reserve. Report to USAID and Arcus Foundation. 10.13140/RG.2.1.3471.4963.
- **KISSINGER G., HEROLD M., DE SY V.** (2012). Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A Synthesis Report for REDD+ Policymakers. Lexeme Consulting, Vancouver Canada, August 2012. 48 p.
- **KIVINEN S.** (2017). Sustainable Post-Mining Land Use: Are Closed Metal Mines Abandoned or Re-Used Space? *Sustainability*, 9(10), 1705. doi.org/10.3390/su9101705.
- **KJELLAND M.E., WOODLEY C.M., SWANNACK T.M., SMITH D.L.** (2015). A Review of the Potential Effects of Suspended Sediment on Fishes: Potential Dredging-Related Physiological, Behavioral, and Transgenerational Implications. *Environ. Syst. Decis.* Vol. 35, 334-350.
- **KLOHN CRIPPEN BERGER** (2017). Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Project - Study of Tailings Management Technologies. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Program, The Mining Association of Canada (MAC). MEND Report 2.50.1. 164 p. https://mend-nedem.org/wp-content/uploads/2.50.1Tailings_Management_TechnologiesL.pdf.
- **KNIGHTON A.D.** (1989). River adjustments to changes in sediment load : The effects of tin mining on the Ringarooma River, Tasmania. *Earth Surface Processes and Landforms*, 14 , 333-359. [doi:10.1002/esp.3290140408](https://doi.org/10.1002/esp.3290140408).
- **KOLEN J., DE THEIJE M.E.M., MATHIS A.** (2013). Formalized small-scale gold mining in the Brazilian Amazon: an activity surrounded by informality. In Cremers L., Kolen J., de Theije M. (Eds.), *Small-scale Gold Mining in the Amazon. The cases of Bolivia, Brazil, Colombia, Peru and Suriname*, pp. 31-45.
- **KÖNIG L.A., MEDINA-VEGA J.A., LONGO R.M., ZUIDEMA P.A., JAKOVAC C.C.** (2022). Restoration success in former Amazonian mines driven by soil amendment and forest proximity. *Phil. Trans. R. Soc. B378*: 20210086. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0086>.
- **KOSCHINSKY A., HEINRICH L., BOEHNKE K., COHRS J.C., MARKUS T., SHANI M., SINGH P., SMITH STEGEN K., WERNER W.** (2018). Deep-sea mining: Interdisciplinary research on potential environmental, legal, economic, and societal implications. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (6): 672-691. [doi:10.1002/ieam.4071](https://doi.org/10.1002/ieam.4071).
- **KOSSOFF D., DUBBIN W.E., ALFREDSSON M., EDWARDS S.J., MACKLIN M.G., HUDSON-EDWARDS K.A.** (2014). Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*. Vol. 51, pp. 229-245. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>.
- **KOWASCH M., BATTERBURY S.P.J., BAUMANN C., MELCHER F., SAXINGER G., WILSON E.** (2025). Not in my backyard? Prospects, problems and perceptions of lithium extraction in Austria. *Energ Sustain Soc* 15, 21 (2025). <https://doi.org/10.1186/s13705-025-00521-3>.

- **KRAUSMANN, F., GINGRICH, S., EISENMENGER, N., ERB, K.-H., HABERL, H., FISCHER-KOWALSKI, M.** (2009). Growth in global materials use, GDP and population during the 20th century. *Ecological Economics*, 68(10), 2696-2705. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.05.007>.
- **KRISHNASWAMY J. BUNYAN M., MEHTA V.K., JAIN N., KARANTH K.U.** (2006) Impact of iron ore mining on suspended sediment response in a tropical catchment in Kudremukh, Western Ghats, India. *For Ecol Manag* 224:187-198.
- **KUIPERS K., OERS L., VERBOON M., VOET E.** (2018). Assessing environmental implications associated with global copper demand and supply scenarios from 2010 to 2050. *Global Environmental Change*, 49, 10.1016/j.gloenvcha.2018.02.008.
- **KUMAR A., DIVOLL T.J., GANGULI, P.M., TRAMA F.A., LAMBORG C.H.** (2018). Presence of artisanal gold mining predicts mercury bioaccumulation in five genera of bats (Chiroptera). *Environmental Pollution*, 236(), 862–870. doi:10.1016/j.envpol.2018.01.109.
- **KUSENA W., CHEMURA A., DUBE T., NICOLAU M.D., MARAMBANYIKA T.** (2022). Landuse and landcover change assessment in the Upper Runde sub-catchment, Zimbabwe and possible impacts on reservoir sedimentation. *Phys. Chem. Earth*. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2021.103105>.
- **KUZEVIC S., BOBIKOVA D., KUZEVICOVA Z.** (2022). Land Cover and Vegetation Coverage Changes in the Mining Area - A Case Study from Slovakia. *Sustainability*, 14. <https://doi.org/10.3390/su14031180>.
- **L'HUILLIER L., JAFFRE T., WULFF A.** (2010). La restauration des sites miniers. In *Mines et Environnement en Nouvelle-Calédonie : les milieux sur substrats ultramafiques et leur restauration*, IAC. pp. 147-220.
- **LĂCĂȚUȘU, R., DUMITRU, M., RISNOVEANU, I., CIOBANU, C., LUNGU, M., CARSTEANU, S., KOVACSOVICS, B., BACIU, C.** (2001). Soil Pollution by Acid Rains and Heavy Metals in Zlatna Region, Romania. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (Eds). *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory*, pp. 817-820.
- **LACERDA L.D.** (2003). Updating global Hg emissions from small-scale gold mining and assessing its environmental impact. *Environmental Geology*. 43(3), pp. 308-314.
- **LACERDA L.D., MALM O.** (2008). Mercury contamination in aquatic ecosystems: An analysis of the critical areas. *Estudos Avançados* 22(63): 173–90. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200011>.
- **LADEWIG M., ANGELSEN A., MASOLELE R.N., CHERVIER C.** (2024). Deforestation triggered by artisanal mining in eastern democratic republic of the Congo. *Nat. Sustain.*, 7, 1452-1460. <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01421-8>.
- **LAHIRI-DUTT K.** (Ed). (2018). *Between the plough & the pick - informal, artisanal and small-scale mining in the contemporary world*. Australian National University Press. 398 p. <https://library.oapen.org/bitstream/id/9a16a753-73dd-4ea0-b706-cc279986230d/647230.pdf>.
- **LALAGÜE H., LE BAIL P.-Y., QUARTAROLLO G., LERUN S., MOLINIER L., RUFRAY V., TOSTAIN O.** (2023). Arrêté ministériel de protection des poissons d'eau douce de Guyane - Argumentaire. Rapport Hydréco. 25 p.
- **LANDRIGAN P.J., FULLER R., ACOSTA N.J.R., ADEYI O., ARNOLD R., BASU N.N., BALDE A.B., BERTOLLINI R., BOSE-O'REILLY S., BOUFFORD J.I., BREYSE P.N., CHILES T., MAHIDOL C., COLL-SECK A.M., CROPPER M.L., FOBIL J., FUSTER V., GREENSTONE M., HAINES A., HANRAHAN D., HUNTER D., KHARE M., KRUPNICK A., LANPHEAR B., LOHANI B., MARTIN K., MATHIASSEN K.V., MCTEER M.A., MURRAY C.J.L., NDAHIMANANJARA J.D., PERERA F., POTOCHNIK J., PREKER A.S., RAMESH J., ROCKSTRÖM J., SALINAS C., SAMSON L.D., SANDILYA K., SLY P.D., SMITH K.R., STEINER A., STEWART R.B., SUK W.A., VAN SCHAYCK O.C.P., YADAMA G.N., YUMKELLA K., ZHONG M.** (2017). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*. 2018 Feb 3; 391(10119):462-512. doi: 10.1016/S0140-6736(17)32345-0.
- **LAMB D., ERSKINE P. D., PARROTTA J. A.** (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310, 1628–1632. doi: 10.1126/science.1111773.
- **LAMB I.P., MASSAM M.R., MILLS S.C., BRYANT R.G., EDWARD D.P.** (2024). Global threats of extractive industries to vertebrate biodiversity, *Current Biology*, <https://doi.org/10.1016/j.cub.2024.06.077>.
- **LAPERCHE V., MAURY-BRACHET R., BLANCHARD F., DOMINIQUE Y., DURRIEU G., MASSABUAU J.-C., BOUILLARD H., JOSEPH B., LAPORTE P., MESMER-DUDONS N., DUFLO V., CALLIER L.** (2007). Répartition régionale du mercure dans les sédiments et les poissons de six fleuves de Guyane. Rapport BRGM/RP-55965-FR. 204 p.
- **LAPERCHE V., NONTANOVANH M., THOMASSIN J.-F.** (2008). Synthèse critique des connaissances sur les conséquences environnementales de l'orpaillage en Guyane. Rapport BRGM/RP-56652-FR. 76 p.
- **LAPERCHE V., HELLAL J., MAURY-BRACHET R., JOSEPH B., LAPORTE P., BREEZE D., BLANCHARD F.** (2014). Regional distribution of mercury in sediments of the main rivers of French Guiana (Amazonian basin). *SpringerPlus* 3:322.
- **LAPERCHE V., HELLAL J., SCHÄFER J., BRISET N., DUTRUCH L., JOSEPH B., BECHELEN L.** (2019). Caractérisation de l'impact de la pression d'orpaillage sur les masses d'eau de surface de Guyane. Rapport final. BRGM/RP-68552-FR. 108 p.
- **LARROUTOUROU B.** (2021). Développement d'une filière aurifère responsable en Guyane. CGEDD / CGE, 81 p. https://www.economie.gouv.fr/files/files/directions_services/cge/aurifere-guyane.pdf.
- **LARSEN J.A.** (2013). *The boreal ecosystem*. Amsterdam: Elsevier. 500 p.
- **LASSEN C., WARMING M., MAAG M., JØNSSON J.B.** (2016). Mercury trade and use for artisanal and small-scale gold mining in sub-Saharan Africa. World Bank and COWI.
- **LAURANCE W.F., GOOSEM M., LAURANCE S.G.W.** (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends Ecol. Evol.* 24, 659e669. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.009>.
- **LAURANCE W.F., SLOAN S., WENG L., SAYER J.A.** (2015). Estimating the Environmental Costs of Africa's Massive "Development Corridors". *Current Biology*, vol. 25, 24, pp. 3202 – 3208. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2015.10.046>.
- **LAURANCE W.F., CAMPBELL M.J., ALAMGIR M., MAHMOUD M.I.** (2017). Road expansion and the fate of Africa's tropical forests. *Front. Ecol. Evol.* 5, 75.

- **LAURENT, B., MERLIN J.** (2021). L'ingénierie de la promesse : le renouveau minier français et la « mine responsable » *Natures Sciences Sociétés*, Supplément (Supp5), pp. 55-68. <https://doi.org/10.1051/nss/2021046>.
- **LAVOIE R.A., JARDINE T.D., CHUMCHAL M.M., KIDD K.A., CAMPBELL L.M.** (2013). Biomagnification of mercury in aquatic food webs: a worldwide meta-analysis. *Environ. Sci. Technol.*, (47), 13385–13394. doi.org/10.1021/es403103t.
- **LAWER E.A., MUPEPELE A.C., KLEIN A.M.** (2021). Artisanal mining impacts small mammals while chainsaw milling is a more sustainable practice in Ghana. *Biodivers Conserv* 30, 295–310. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-02089-0>.
- **LAWER E.A., MUPEPELE A.C., KLEIN A.M.** (2019). Responses of small mammals to land restoration after mining. *Landscape Ecol* 34, 473–485. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00785-z>.
- **LAWRENCE D., VANDECAR K.** (2015). Effects of tropical deforestation on climate and agriculture *Nat. Clim. Change*, 5, pp. 27–36.
- **LE BAIL P.Y., COVAIN R., JEGU M., FISCH-MULLER S., VIGOUROUX R., KEITH P.** (2012). Updated checklist of the freshwater and estuarine fishes of French Guiana. *Cybiuim*, 36(1), pp. 293-319.
- **LE BERRE S., CHAILLEUX S.** (2021). La relance minière en France et en Europe à l'épreuve des critiques. *Revue Gouvernance / Governance Review*, 18(2), pp 1-15. <https://doi.org/10.7202/1082499ar>.
- **LE MEUR P.-Y., COCHONAT P., DAVID C., GERONIMI V., SAMADI S.** (2016). Les ressources minérales profondes en Polynésie française. Marseille, IRD Éditions, coll. *Expertise collégiale*, bilingue français-anglais + tahitien, 288 p. https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers16-04/010067046.pdf.
- **LE ROUX C.** (2002). La réhabilitation des mines et carrières à ciel ouvert. *Bois et Forêts des Tropiques*, 272, pp. 5-19.
- **LE TOURNEAU F.M.** (2015). The sustainability challenges of indigenous territories in Brazil's Amazonia. *Curr. Opinion Environ Sustainability*, 14 213–20.
- **LE TOURNEAU F.M.** (2021). La frontière ? Quelle frontière ? La dynamique transnationale de l'orpaillage clandestin en Guyane française. *IdeAs : idées d'Amérique*, 2021. <https://hal.science/hal-03388838v1/document>.
- **LE TOURNEAU F.M.** (2024). Chercheurs d'or – L'orpaillage clandestin en Guyane Française. CNRS Éditions. 512 p.
- **LE QUANG M.** (2021). Débats autour de l'extractivisme, transition écosociale et buen vivir en Équateur. In F. Gaudichaud & T. Posado (Éds.), *Gouvernements progressistes en Amérique latine (1998-2018)*. Presses universitaires de Rennes, pp. 91-104. <https://doi.org/10.4000/books.pur.143085>.
- **LEBLANC M.E., PARSONS M.B., CHAPMAN E.E.V., CAMPBELL L. M.** (2019). Review of Ecological Mercury and Arsenic Bioaccumulation within Historical Gold Mining Districts of Nova Scotia. *Environmental Reviews*. doi:10.1139/er-2019-0042.
- **LEBLANC M., MORALES J. A., BORREGO J., ELBAZ-POULICHET F.** (2000). 4,500-year-old mining pollution in southwestern Spain: Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology and the Bulletin of the Society of Economic Geologists* 95(3): 655–661. doi:10.2113/95.3.655.
- **LÈBRE É., CORDER G.** (2015). Integrating Industrial Ecology Thinking into the Management of Mining Waste. *Resources*, 4, pp. 765–786. <https://doi.org/10.3390/resources4040765>.
- **LÈBRE É., STRINGER, M., SVOBODOVA, K. OWEN J.R., KEMP D., COTE C., ARRATIA-SOLAR A., VALENTA R.K.** (2020). The social and environmental complexities of extracting energy transition metals. *Nature Communications*, 11, 4823. doi.org/10.1038/s41467-020-18661-9.
- **LÈBRE É., OWEN J.R., STRINGER M., KEMP D., VALENTA R.K.** (2021). Global scan of disruptions to the mine life cycle: price, ownership, and local impact. *Environ. Sci. Technol.*, 55 (8), pp. 4324-4331.
- **LECHNER A.M., BAUMGARTL T., MATTHEW P., GLENN V.** (2016). The impact of underground longwall mining on prime agricultural land: A review and research agenda. *Land Degrad Dev*, 27: 1650–1663. <https://doi.org/10.1002/ldr.2303>.
- **LECOMTE A., MUÑOZ NIHARRA A.** (2013). Handbook to best practices for mine shafts protection. Project Deliverable D4. MISSTER Report. 43 p.
- **LEDoux E., SCHMITT J.-M., BELLENFANT G., GUYONNET D.** (2019). L'après-mine dans un contexte très évolutif. *Géosciences. Hors-série. BRGM*, pp. 72-81.
- **LEE P., AKSENOV D., LAESTADIUS L., NOGUERON R., SMITH W.** (2006). Canada's Large Intact Forest Landscapes. Global Forest Watch Canada, Edmonton, Alberta. Calculation of amount of forest that is no longer intact is based on non-intact areas within Boreal Shield of Ontario and Quebec (excluding Manitoba) and Boreal Plains of Alberta, Manitoba, and Saskatchewan.
- **LEGG E.D., OUBOTER P.E., WRIGHT M.A.P.** (2015). Small-Scale Gold Mining Related Mercury Contamination in the Guianas: A Review. WWF Guianas. 61 p. <https://wwf-eu.awsassets.panda.org/downloads/mercury-contamination-in-the-guianas-2015.pdf>.
- **LEGROS M.** (2007). Bonnes (ou best) pratiques ? *Informations sociales*, 7, pp. 112-112. <https://shs.cairn.info/revue-informations-sociales-2007-7-page-112?lang=fr>.
- **LEI K., PAN H., LIN C.** (2016). A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas, *Ecological Engineering*, vol. 90, 320-325. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.080>.
- **LEMKE D., SCHWEITZER C.J., TAZISONG I.A., WANG Y., BROWN J.A.** (2012). Invasion of a mined landscape: what habitat characteristics are influencing the occurrence of invasive plants? *International Journal of Mining, Reclamation and Environment* 1-19. DOI:10.1080/17480930.2012.699215.
- **LEMUS K., VILLASEÑOR-GOMEZ J.F., PINEDA-HUERTA F.R. SALGADO-ORTIZ J.** (2019). Temperate forest bird communities associated with a historic mining impact area: do tailing remnant effects modify their structure?. *Rev. Bras. Ornitol*, 27, 94–107. <https://doi.org/10.1007/BF03544453>.
- **LEÓN G., PEREZ L.E., LINARES J.C., HARTMANN A., QUINTANA M.** (2007). Genotoxic effects in wild rodents (*Rattus rattus* and *Mus musculus*) in an open coal mining area. *Mutat Res.* 15; 630 (1-2): 42-9. doi: 10.1016/j.mrgentox.2007.02.007.

- **LEPPÄNEN J.J., WECKSTRÖM J., KORHOLA A.** (2017). Multiple mining impacts induce widespread changes in ecosystem dynamics in a boreal lake. *Sci Rep* 7, 10581. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11421-8>.
- **LEUENBERGER A., WINKLER M.S., CAMBACO O., COSSA H., KIHWELE F., LYATUU I., ZABRE H.R., FARNHAM A., MACETE E., MUNGUAMBE K.** (2021) Health impacts of industrial mining on surrounding communities: Local perspectives from three sub-Saharan African countries. *PLoS ONE*. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252433>.
- **LEVINGS C.D., VARELA D.E., MEHLENBACHER N.M., BARRY K.L., PIERCEY G.E., GUO M., HARRISON P.J.** (2005). Effect of an acid mine drainage effluent on phytoplankton biomass and primary production at Britannia Beach, Howe Sound, British Columbia. *Mar. Pollut. Bull.* 50, pp. 1585–1594. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.032>.
- **LEWIS T.B., GARCIA-CHEVESICH P.A., WILDEMAN T.R., SHARP J.O.** (2020). Changes in surface water quality from small-scale gold mining operations in the Surinam rainforest, Toxicological & Environmental Chemistry. Vol. 102:7-8, 334-355, DOI: 10.1080/02772248.2020.1792908.
- **LEYTON-FLOR S.A., SANGHA K.** (2024). The socio-ecological impacts of mining on the well-being of Indigenous Australians: A systematic review. *The Extractive Industries and Society*, 17. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2024.101429>.
- **LGHOUL M.** (2014). Apport de la géophysique, de l'hydrogéochimie et de la modélisation du transfert en DMA : projet de réhabilitation de la mine abandonnée de Kettara (région de Marrakech, Maroc). Géophysique [physics.geo-ph]. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI; Université Cadi Ayyad (Marrakech, Maroc). Faculté des sciences Semlalia.
- **LI Z., MA Z., VAN DER KUIJP T. J., YUAN Z., HUANG L.** (2014) A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of the Total Environment*, 468–469, 843–853.
- **LI C., YANG S., ZHA D., ZHANG Y., DE BOER W.F.** (2019). Waterbird Communities in Subsidence Wetlands Created by Underground Coal Mining in China: Effects of Multi-Scale Environmental and Anthropogenic Variables. *Environ Conserv*, 46, 67–75. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000292>.
- **LI W., WANG D., LI H.** (2019). Environmental engineering issues induced by abandoned coal mine hidden disasters, IOP conf series, Earth Environ. Sci. 237, 022039.
- **LI A., CHEN H., CHENA J., LEI P.** (2021). Environmental investigation of pollutants in coal mine operation and waste dump area monitored in Ordos Region, China. *RSC Adv.*, 2021, 11, 10340-10352. <https://doi.org/10.1039/D0RA10586D>.
- **LI W., LI J., DU S., ZHANG C., XING J.** (2023). Multi-Level Difference Network for Change Detection from Very High-Resolution Remote Sensing Images: A Case Study in Open-Pit Mines. *Remote Sens.*, 15, 3482. <https://doi.org/10.3390/rs15143482>.
- **LIANG, G., LIANG, Y., NIU, D. & SHAHEEN, M.** (2024). Balancing sustainability and innovation: the role of artificial intelligence in shaping mining practices for sustainable mining development. *Resour. Policy*, 90. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2024.104793>.
- **LIGER A.** (2016). La place de l'initiative « Mine responsable » dans le renouveau minier français. *Géologues* n°189. Le renouveau minier français, pp. 16-19. <https://www.geosoc.fr/sommaires-et-resumes-geologues/1127-189-le-renouveau-minier-francais-1/file.html>.
- **LILLO J., OYARZUN R., ESBRI J.M., GARCIA-LORENZO M.L., HIGUERAS P.** (2014). Pb–Zn–Cd–As Pollution in Soils Affected by Mining Activities in Central and Southern Spain: A Scattered Legacy Posing Potential Environmental and Health Concerns. In: Jiménez, E., Cabañas, B., Lefebvre, G. (eds) *Environment, Energy and Climate Change I. The Handbook of Environmental Chemistry*, vol 32. Springer, Cham ; pp. 175-205.
- **LIMA A.T., MITCHELL K., O'CONNELL D.W., VERHOEVEN J., VAN CAPPELLEN P.** (2016). The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation, *Environmental Science & Policy*, vol. 66, pp. 227-233. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.07.011>.
- **LIN C.Y., MOHAMMAD ALI B.N., TAIR R., MUSTA B., ABDULLAH M.H., CLEOPHAS F., ISIDORE F., NADZIR M.S.M., ROSELEE M.H., YUSOFF I.** (2022a). Distance impacts toxic metals pollution in mining affected river sediments. *Environ Res.* Vol. Part 1. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113757>.
- **LIN S.Q., WANG G.J., LIU W.L., ZHAO B., SHEN Y.M., WANG M.L., LI X.S.** (2022b). Regional Distribution and Causes of Global Mine Tailings Dam Failures. *Metals*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/met12060905>.
- **LINARÈS S., ANDRE M., COMMINS J., JOUBERT P., GOND V.** (2024). The observatory of mining activities in French Guiana : 20 years of remote sensing applied to mining deforestation. XXI SIMPÓSIO INTERNACIONAL SELPER, SELPER Brasil, Nov 2024, BELEM, Brazil. <https://hal.science/hal-04794636>.
- **LINDBERG T.T., BERNHARDT E.S., BIER R., HELTON A.M., MEROLA R.B., VENGOSH A., DI GIULIO R.T.** (2011). Cumulative impacts of mountaintop mining on an Appalachian watershed. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 108: 20929–20934. doi:10.1073/pnas.1112381108.
- **LINDELL L., ASTROM M.E., SARENBO S.** (2010). Effects of forest slash and burn on the distribution of trace elements in floodplain sediments and mountain soils of the Subandean Amazon, Peru. *Applied Geochemistry*, 25, pp. 1097–1106.
- **LINO A.S., KASPER D., GUIDA Y.S., THOMAZ J.R., MALM O.** (2019). Total and methyl mercury distribution in water, sediment, plankton and fish along the Tapajós River basin in the Brazilian Amazon. *Chemosphere*, 235, pp. 690-700. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.212>.
- **LITTLE M.E., BURGESS N.M., BRODERS H.G., CAMPBELL L.M.** (2015). Mercury in little brown bat (*Myotis lucifugus*) maternity colonies and its correlation with freshwater acidity in Nova Scotia, Canada. *Environ. Sci. Technol.*, 49, 2059e2065. <https://doi.org/10.1021/es5050375>.
- **LIU W., AGUSDINATA D.B., MYINT S.W.** (2019). Spatiotemporal patterns of lithium mining and environmental degradation in the Atacama Salt Flat, Chile, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. Vol. 80, pp. 145-156, <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.04.016>.
- **LIU H., WU Q., CHEN J., WANG M., ZHAO D., DUAN C.** (2021). Environmental Impacts Related to Closed Mines in Inner Mongolia. *Sustainability*, 13, 13473. <https://doi.org/10.3390/su132313473>.

- **LOBO F., COSTA M., NOVO E., TELMER K.** (2016). Distribution of artisanal and small-scale gold mining in the Tapajós River Basin (Brazilian Amazon) over the past 40 Years and relationship with water siltation. *Remote Sens*, 8(7):579. <http://www.mdpi.com/2072-4292/8/7/579>.
- **LONGONI L., PAPINI M., BRAMBILLA D., AROSIO D., ZANZI L.** (2016). The risk of collapse in abandoned mine sites: the issue of data uncertainty. *Open Geosciences*, vol. 8, no. 1, 2016, pp. 246-258. <https://doi.org/10.1515/geo-2016-0022>.
- **LÖÖW J., ABRAHAMSSON L., JOHANSSON J.** (2019). Mining 4.0 - The Impact of New Technology from a Work Place Perspective. *J. Min. Metall. Explor.* 2019, 36, 701–707.
- **LÖÖW J., JOHANSSON J.** (2024). Eight Conditions That Will Change Mining Work in Mining 4.0. *Mining*, 4 (4), pp. 904-912. <https://doi.org/10.3390/mining4040050>.
- **LOPES F.A., LANA C.E., CASTRO P.T.A.** (2019). Sedimentologia e geocronologia aplicadas a investigação da influência da mineração de ferro no assoreamento de afluentes do rio Paraopeba, oeste do quadrilátero ferrífero, MG, *Brasil. Anuário IGEO*, 42(2):149–58.
- **LOPEZ-MERINO L., MARTINEZ CORTIZAS A., REHER G.S., LOPEZ-SAEZ J.A., MIGHALL T.M., BINDLER R.** (2014). Reconstructing the impact of human activities in a NW Iberian Roman mining landscape for the last 2500 years. *J. Archaeol. Sci.* 50, 208–218.
- **LOREDO J., SOTO, J., ORDOÑEZ A., ÁLVAREZ R.** (2009). Mercury and arsenic pollution associated to artisanal gold mining in huanca (Ayacucho Department, Peru). *Fresenius Environ. Bull.* 2009, 18, 391–398.
- **LOSFELD G., L'HUILLIER L., FOGLIANI B., JAFFRE T., GRISON C.** (2015). Mining in New Caledonia: environmental stakes and restoration opportunities. *Environ Sci Pollut Res* 22, 5592–5607. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3358-x>.
- **LOTTERMOSER B.** (2010). *Mine Wastes - Characterization, Treatment and Environmental Impacts. Third Edition.* Springer. 404 p.
- **LOUBRY D.** (2002). Livret technique pour la conduite de la revégétalisation des surfaces minières alluvionnaires de Guyane. IRD. Cayenne. 51 p.
- **LOURENÇO J., PEREIRA R., GONÇALVES F., MENDO S.** (2013). Metal bioaccumulation, genotoxicity and gene expression in the European wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) inhabiting an abandoned uranium mining area. *Science of The Total Environment*, vol. 443, pp.673-680, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.105>.
- **LUCCHINI R.G., BASTA P.C., CRESPO-LOPEZ M.E., GASTAÑAGA M.D.C., O'CALLAGHAN-GORDO C., OLIVERO-VERBEL J., VEGA C., MONCADA BARBOSA S.M., ESPINAL C., FELTY Q., DEORAJ A.** (2025). Mercury Contamination and Co-exposures in the Amazon Basin: At the Center of the Planetary Environmental Crisis. *Annals of Global Health*, 91(1): 42, 1–13. DOI: <https://doi.org/10.5334/aogh.4817>.
- **LUCKENEDER S., GILJUM S., SCHAFFARTZIK A., MAUS V., TOST M.** (2021). Surge in global metal mining threatens vulnerable ecosystems. *Global Environmental Change*, 69 e102303. [10.1016/j.gloenvcha.2021.102303](https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102303).
- **LUIS A.T., TEIXEIRA P., ALMEIDA S.F.P., MATOS J.X., FERREIRA DA SILVA, E.** (2011). Environmental impact of mining activities in the Lousal area (Portugal): Chemical and diatom characterization of metal-contaminated stream sediments and surface water of Corona stream. *Sci. Total Environ*, 409, 4312–4325.
- **LUO W., LU Y., ZHANG Y., FU W., WANG B., JIAO W., WANG G., TONG X., GIESY J.P.** (2010). Watershed-scale assessment of arsenic and metal contamination in the surface soils surrounding Miyun Reservoir, Beijing, China. *J. Environ. Manag.* 91, 2599–2607.
- **LUOMA S.N., RAINBOW P.S.** (2008). *Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management.* Cambridge University Press, Cambridge. 573 p.
- **LYON J.S., HILLIARD T.J., BETHELL T.N.** (1993). Burden of Gilt. Mineral Policy Center report. <https://www.earthworksaction.org/files/publications/REP-ORT-Burden-of-Gilt.pdf>.
- **MA Q., WU J., HE C., FANG X.** (2021) The speed, scale, and environmental and economic impacts of surface coal mining in the Mongolian Plateau. *Resour. Conserv. Recycl.* 173, 105730.
- **MACCAUSLAND A., MCTAMMANY M. E.** (2007). The impact of episodic coal mine drainage pollution on benthic macroinvertebrates in streams in the Anthracite region of Pennsylvania. *Environ. Pollut*, 149, pp. 216–227.
- **MACDONALD S.E., LANDHÄUSSER S.M., SKOUSEN J., FRANKLIN J., FROUZ J., HALL S., JACOBS D.F., QUIDEAU S.** (2015). Forest restoration following surface mining disturbance: challenges and solutions. *New For.* 46, 703–732. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9506-4>.
- **MACDONALD K.F., LUND, M., VANETTEN E.** (2020). Riverine biota as environmental indicators of artisanal small-scale and large-scale gold mining impacts on riverine ecosystems in Brong Ahafo Region, Ghana. IOP Conference Series: *Earth and Environmental Science*. 413. 012014. [10.1088/1755-1315/413/1/012014](https://doi.org/10.1088/1755-1315/413/1/012014).
- **MACHÁČEK, J.** (2019). Typology of Environmental Impacts of Artisanal and Small-Scale Mining in African Great Lakes Region. *Sustainability*, 11, 3027. <https://doi.org/10.3390/su11113027>.
- **MACHÁČEK, J.** (2020). Alluvial Artisanal and Small-Scale Mining in A River Stream—Rutsiro Case Study (Rwanda). *Forests*, 11, 762. <https://doi.org/10.3390/f11070762>.
- **MACHADO-ESTRADA B., CALDERON J., MORENO-SANCHEZ R., RODRIGUEZ-ZAVALA J.S.** (2013). Accumulation of arsenic, lead, copper, and zinc, and synthesis of phytochelators by indigenous plants of a mining impacted area. *Environ Sci Pollut Res*, 20, 3946–3955 (2013). <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1344-8>.
- **MACÍAS F., PEREZ-LOPEZ R., CARABALLO M.A., CANOVAS C.R. NIETO, J.M.** (2017). Management strategies and valorization for waste sludge from active treatment of extremely metal-polluted acid mine drainage: A contribution for sustainable mining. *J. Clean. Prod.*, 141, pp ; 1057-1066.
- **MACINNES A., COLCHESTER M., WHITMORE A.** (2017). Free, prior and informed consent: how to rectify the devastating consequences of harmful mining for indigenous peoples'. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(3), 152-160.

- **MACKAY F.** (2002). Mining in Suriname: Multinationals, the State and the Maroon Community of Nieuw Koffiekamp ». *In Human Rights and the Environment: Conflicts and Norms in a Globalizing World* Zarsky L. (Dir.). The Nautilus Institute, pp 57-78.
- **MACKLIN M.G., BREWER P.A., HUDSON-EDWARDS K.A., BIRD G., COULTHARD T.J., DENNIS I.A., LECHLER P.J., MILLER J.R., TURNER J.N.** (2006). A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining, *Geomorphology*. Vol. 79, Issues 3–4, pp. 423-447. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.06.024>.
- **MACKLIN M.G., THOMAS C.J., MUDBHATKAL A., BREWER P.A., HUDSON-EDWARDS K.A., LEWIN J., SCUSSOLINI P., EILANDER D., LECHNER A., OWEN J., BIRD G., KEMP D., MANGALAA K.R.** (2023). Impacts of metal mining on river systems: a global assessment. *Science*; 22 ; 381 (6664) : 1345-1350. doi: 10.1126/science.adg6704.
- **MADDOX T., HOWARD, P., KNOX J., JENNER N.** (2019). Forest-Smart Mining: Large-Scale Mining on Forests (LSM). World Bank, Washington, DC. 248 p. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/104271560321150518/pdf/Forest-Smart-Mining-Identifying-Factors-Associated-with-the-Impacts-of-Large-Scale-Mining-on-Forests.pdf>.
- **MADEJON P., MURILLO J.M., MARANON T., CABRERA F., LOPEZ, R.** (2002). Bioaccumulation of As, Cd, Cu, Fe and Pb in wild grasses affected by the Aznalcollar mine spill (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 290, 105–120.
- **MAFTOUH J., YAAGOUBI R., BOUZIANI M., OUBAH R.** (2025). Integrating cutting-edge technologies in smart mining across the value chain: a comprehensive state of the art. *Int. Jour. of Mining, Reclamation and Environment*, pp. 1–34. <https://doi.org/10.1080/17480930.2025.2604235>.
- **MAHAR A., WANG P., ALI A., AWASTHI M.K., LAHORI A.H., WANG Q., LI R. ZHANG, Z.** (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 126, pp. 111-121. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>.
- **MAINVILLE N., WEBB J., LUCOTTE M., DAVIDSON G., BETANCOURT O., CUEVA E., MERGLER D.** (2006). Decrease of soil fertility and release of mercury following deforestation in the Andean Amazon, Napo River Valley, Ecuador. *Science of the Total Environment*, 368, 88–98. [PubMed: 16499953].
- **MALBEC L.M., MARIE A.** (2025). Chaîne de valeur des métaux de la mobilité électrique. *Les Annales des Mines. Réalités Industrielles*. Poinssot C. (Coord.). Les métaux stratégiques, nouveau défi de la transition énergétique et de la réindustrialisation, pp. 88-90. <https://annales-des-mines.org/wp-content/uploads/2025/10/RI-2025-11-9-Chaine-de-valeur-des-metaux-de-la-mobilite-electrique-LM.-MALBEC-A.-MARIE.pdf>.
- **MALM O., GUIMARAES J.R.D., CASTRO M.B., BASTOS W.R., VIANA J.P., BRANCHES F.J.P., SILVEIRA E.G., PFEIFFER W.C.** (1997). Follow-up of mercury levels in fish, human hair and urine in the Madeira and Tapajó's basins, Amazon, Brazil. *Water, Air, & Soil Pollution* pp. 97: 45–51. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/BF02409643>.
- **MALM O.** (1998). Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon. *Environ Res* 77(2):73–78.
- **MAQUES M.J., MARTINEZ-CONDE E., ROVIRA J.V., ORDOÑEZ S.** (2001). Heavy metals pollution of aquatic ecosystem in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environ. Geol.*, 40, 1125-1137.
- **MARET T. R., CAIN D. J., MACCOY D. E., SHORT T. M.** (2003). Response of benthic invertebrate assemblages to metal exposure and bioaccumulation associated with hard-rock mining in northwestern streams. *Journal of the North American Benthological Soc.* 2003 22:4, 598-620.
- **MARIET, A.-L., DE VAUFLEURY, A., BEGEOT, C., WALTER-SIMONNET, A.-V., GIMBERT, F.** (2016). Palaeo-pollution from mining activities in the Vosges Mountains: 1000 years and still bioavailable. *Environmental Pollution*, 214, 575-584.
- **MARKHAM K.E., SANGERMANO F.** (2018). Evaluating wildlife vulnerability to mercury pollution from artisanal and small-scale gold mining in Madre de Dios, Peru. *Tropical Conservation Science*, 11, 1940082918794320.
- **MARMOLEJO-RODRIGUEZ A.J., SANCHEZ-MARTINEZ M.A., ROMERO-GUADARRAMA J.A., SANCHEZ-GONZALEZ A., MAGALLANES-ORDOÑEZ V.R.** (2011). Migration of As, Hg, Pb, and Zn in Arroyo Sediments From a Semiarid Coastal System Influenced by the Abandoned Gold Mining District at El Triunfo, Baja California Sur, Mexico. *J. Environ. Monit.* 13 (8), 2182. doi: 10.1039/c1em10058k.
- **MARQUÉS M. J., MARTINEZ-CONDE E., ROVIRA J. V., ORDOÑEZ, S.** (2001). Heavy metals pollution of aquatic ecosystems in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environ. Geol.* 40, pp. 1125–1137.
- **MARQUÉS M.J., MARTINEZ-CONDE E., ROVIRA J.V.** (2003). Effects of Zinc and Lead Mining on the Benthic Macroinvertebrates of a Fluvial Ecosystem. *Water Air and Soil Pollution*. 148. 363-388. 10.1023/A:1025411932330.
- **MÁRQUEZ-FERRANDO R., ONTIVEROS D., PLEGUEZUELOS J.M., SANTOS, X.** (2009). Bioaccumulation of heavy metals in the lizard *Psammmodromus algerius* after a tailing-dam collapse in Aznalcollar (Southwest Spain). *Archives Environ. Contam. Toxicology* 56 (2).
- **MARRUGO-NEGRETE J.L., RUIZ-GUZMAN J.A., RUIZ-FERNANDEZ A.C.** (2018). Biomagnification of Mercury in Fish from Two Gold Mining-Impacted Tropical Marshes in Northern Colombia. *Arch Environ Contam Toxicol* 74, 121–130. <https://doi.org/10.1007/s00244-017-0459-9>.
- **MARSHALL B.G., VEIGA M.M., DA SILVA H.A.M., GUIMARÃES J.R.D.** (2020). Cyanide Contamination of the Puyango-Tumbes River Caused by Artisanal Gold Mining in Portovelo-Zaruma, Ecuador. *Curr. Environ. Heal. Reports* 7, pp. 303–310. <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00276-3>.
- **MARTENS E., PROMMER H., SPROCATI R., SUN J., DAI X., CRANE R., JAMIESON J., TONG O., ROLLE M., FOURIE A.** (2021). Toward a more sustainable mining future with electrokinetic in situ leaching. *Science Advances*, 7(18), 1-10.
- **MARTIN PEINADO F.J., ROMERO-FREIRE A., GARCIA I., ARAGON M.S., ORTIZ-BERNAD I., SIMON M.** (2015). Long-term contamination in a recovered area affected by a mining spill. *Science of The Total Environment*. 514. 219-223. 10.1016/j.scitotenv.2015.01.102.

- **MARTINEZ G., MCCORD S.A., DRISCOLL C.T., TODOROVA S., WU S., ARAUJO J.F., VEGA C.M., FERNANDEZ L.E.** (2018). Mercury Contamination in Riverine Sediments and Fish Associated with Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Madre de Dios, Peru. *Int J Environ Res Public Health*, 15(8): 1584. doi:10.3390/ijerph15081584.
- **MARTINEZ-LOPEZ S., MARTINEZ-SANCHEZ M.J., PEREZ-SIRVENT C.** (2021). Do Old Mining Areas Represent an Environmental Problem and Health Risk? A Critical Discussion through a Particular Case. *Minerals* 2021, 11, 594. <https://doi.org/10.3390/min11060594>.
- **MARTINO R., MCCANN P., RAY R., VAN DER ENDE O.** (2021). Digging deeper: Trends in underground hard-rock mining for gold and base metals. *McKinsey & Company*. 5 p.
- **MARTINS W.B.R., LIMA M.D.R., JUNIOR U. DE O.B., AMORIM L.S.V.-B., DE ASSIS OLIVEIRA F., SCHWARTZ G.** (2020). Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecol. Eng.* 145, 105707.
- **MARTINS W.B.R., DE MATOS RODRIGUES J.I., DE OLIVEIRA V.P., SANTOS RIBEIRO S., DOS SANTOS BARROS W., SCHWARTZ G.** (2022). Mining in the Amazon: Importance, impacts, and challenges to restore degraded ecosystems. Are we on the right way?, *Ecological Engineering*. Vol 174. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106468>.
- **MARTINS-OLIVEIRA A.T., ZANIN M., CANALE G., ALVES DA COSTA., EISENLOHR P., MELO F. MELO F.** (2021). A global review of the threats of mining on mid-sized and large mammals. *Journal for Nature Conservation*, 62, 126025. 10.1016/j.jnc.2021.126025.
- **MASON R.P., BAUMANN Z., HANSEN G., YAO K.M., COULIBALY M., COULIBALY S.** (2019). An assessment of the impact of artisanal and commercial gold mining on mercury and methylmercury levels in the environment and fish in Cote d'Ivoire. *Science of the Total Environment*, 665:1158-1167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.393>.
- **MASON T.J., KROGH M., POPOVIC G.C., GLAMORE W., KEITH D.A.** (2021). Persistent effects of underground longwall coal mining on freshwater wetland hydrology. *Sci Total Environ*, 772: 144772-144772 DOI : 10.1016/j.scitotenv.2020.144772.
- **MASSÉ P.** (2021). Des instruments (insuffisants) pour gouverner les critiques adressées au « nouveau minier » en France métropolitaine. Une articulation autour des référentiels de l'environnement et du territoire. *Revue Gouvernance / Governance Review*, 18(2), pp; 110-135. <https://doi.org/10.7202/1082504ar>.
- **MASSON M., BLANC G., SCHÄFER J.** (2006). Geochemical signals and source contributions to heavy metal (Cd, Zn, Pb, Cu) fluxes into the Gironde Estuary via its major tributaries. *Sci. of the total environment*, 370(1), 133-46.
- **MATA C., MALO J.E., GALAZ J.L., CADORZO C., LAGUNAS H.** (2016). A three-step approach to minimise the impact of a mining site on vicuña (Vicugna vicugna) and to restore landscape connectivity. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(14), 13626-13636. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7047-9>.
- **MATABA G.R., VERHAERT V., BLUST R., BERVOETS L.** (2016). Distribution of trace elements in the aquatic ecosystem of the Thigithe river and the fish *Labeo victorinus* in Tanzania and possible risks for human consumption. *Science of the total environment*, 547, pp. 48-59.
- **MATINDE E., SIMATE G.S., NDLOVU S.** (2018). Mining and metallurgical wastes: a review of recycling and re-use practices. *J. S. Afr. Inst. Min. Metall*, 118 (8), pp. 825-844. <https://doi.org/10.17159/2411-9717/2018/v118n8a5>.
- **MATOS G., MILLER L., BARRY J.** (2015). Historical Global Statistics for Mineral and Material Commodities. US Geological Survey Data Series 896.
- **MATOS L.S.E., CORREA A.S.A., SILVA S.A.A., MUNIZ C.C. IGNÁCIO A.R.A.** (2021). Mercury concentrations in fish in pre-flood phase of a hydro dam in Amazon. *Elem Sci Anth*, 9: 1. <https://doi.org/10.1525/elementa.2021.02>.
- **MAURY-BRACHET R., GENTES S., DASSIE E.P., FEURTET-MAZEL A., VIGOUROUX R., LAPERCHE V., GONZALEZ P., HANQUIEZ V., MESMER-DUDONS N., DURRIEU G., LEGEAY A.** (2019). Mercury contamination levels in the bioindicator piscivorous fish *Hoplias aimara* in French Guiana rivers: mapping for risk assessment. *Environ Sci Pollut Res.* 2020 ; 27(4):3624-636. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3983-x>.
- **MAUS V., GILJUM S., GUTSCHLHOFFER J., DA SILVA D.M., PROBST M., GASS S.L.B., LUCKENEDER S., LIEBER M., MCCALLUM I.** (2020). A global-scale data set of mining areas. *Sci Data*, 7(1): 289. doi: 10.1038/s41597-020-00624-w.
- **MAUS V., GILJUM S., DA SILVA D.M., GUTSCHLHOFFER J., DA ROSA R.P., LUCKENEDER S., GASS S.L.B., LIEBER M., MCCALLUM I.** (2022). An update on global mining land use. *Sci Data* 9, 433. <https://doi.org/10.1038/s41597-022-01547-4>.
- **MAUS V., WERNER T.T.** (2024). Impacts for half of the world's mining areas are undocumented. *Nature*, 625, 26-29 doi: <https://doi.org/10.1038/d41586-023-04090-3>.
- **MAXMEN A.** (2018). Discovery of vibrant deep-sea life prompts new worries over seabed mining "Gummy squirrels," single-celled organisms the size of softballs and strange worms thrive in a Pacific Ocean zone some considered an underwater desert. *Nature Comments*, 21 doi: 10.1038/d41586-018-06771-w.
- **MAXWELL A.E., STRAGER M. P.** (2013). Assessing landform alterations induced by mountaintop mining. *Nat. Sci.*, 05, pp ; 229-237.
- **MAY A.** (2007). Guyane française – L'or de la honte. Calmann-Lévy 115 p.
- **MAY R.M.** (2011). Why Worry about How Many Species and Their Loss ? *PLoS Bio* 9(8): e1001130. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001130>.
- **MAY JÚNIOR J.A., QUIGLEY H., HOOGESTEIJN R., TORTATO F.R., DEVLIN A., CARVALHO JÚNIOR R.M.D., MORATO R.G., SARTORELLO L.R., RAMPIM L.E., HABERFELD M., DE PAULA R.C., ZOCHE J.J.** (2018). Mercury content in the fur of jaguars (*Panthera onca*) from two areas under different levels of gold mining impact in the Brazilian Pantanal. *An Acad Bras Ciênc. An. Acad. Bras. Ciênc.*, 90(2) suppl 1:2129-39. Available from: <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170190>.

- **MAYANI-PARAS F., BOTELLO F., CASTAÑEDA S., SANCHEZ-CORDERO, V.** (2019). Impact of Habitat Loss and Mining on the Distribution of Endemic Species of Amphibians and Reptiles in Mexico. *Diversity*, 11, 210. <https://doi.org/10.3390/d11110210>.
- **MAYES W.M., PERKS M.T., LARGE A.R.G., DAVIS J.E., GANDY C.G., ORME P.A.H., JARVIS A.P.** (2021). Effect of an extreme flood event on solute transport and resilience of a mine water treatment system in a mineralised catchment. *Sci Tot Envir*, 750. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141693>.
- **MCCORMICK B.C., ESHLEMAN K.N., GRIFFITH J.L. TOWNSEND P.A.** (2009). Detection of flooding responses at the river basin scale enhanced by land use change. *Water Resour. Res.* 2009, 45, pp. 1–15.
- **MCCULLOUGH C.D., HARVEY B., UNGER C.J., WINCHESTER S.J., COETZEE J.** (2018). From start to finish-improving sustainable development aspects of life-of-mine practices. *AusIMM Bull.* pp. 40-44.
- **MCDONALD T., GANN G.D., JONSON J., DIXON K.W.** (2016). International Standard for the practice of ecological restoration including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington D.C. 47p.
- **MCGAGH J.** (2018). The Need for Innovation in Mining and Potential Areas for Adopting New Technologies. In M. J. Clifford, R. K. Perrons, S. H. Ali, & T. A. Grice, *Extracting Innovations - Mining, Energy, and Technological Change in the Digital Age*. Taylor & Francis Group, LLC. Pp. 83-87. <https://doi.org/10.1201/b22353>.
- **MCINTYRE N., BULOVIC N., CANE I., MCKENNA P.** (2016). A multi-disciplinary approach to understanding the impacts of mines on traditional uses of water in Northern Mongolia. *Science of The Tot. Envi.*, vol 557–558, pp. 404-414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.092>.
- **MCKENNEY B.A., KIESECKER J. M.** (2010). Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. *Environ. Manage.* 45, 165–176.
- **MEASHAM T., WALKER J., HASLAM MCKENZIE F., KIRBY J., WILLIAMS C., D'URSO J., LITTLEBOY A., SAMPER A., REY R., MAYBEE B., BRERETON D., BOGGS G.** (2024). Beyond closure: A literature review and research agenda for post-mining transitions. *Resources Policy*, vol. 90, <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2024.104859>.
- **MEBANE C.A., SCHMIDT C.G.** (2019). Selenium and mercury in the Kootenai River, Montana and Idaho, 2018–2019. USGS & US EPA. <https://doi.org/10.5066/P9YYVV7R>.
- **MECK M., LOVE D., MAPANI >B.** (2006). Zimbabwean mine dumps and their impacts on river water quality – a reconnaissance study. *Phy. Chem. Earth.* 31:797-803.
- **MEDD** (2005). Le risque minier - Dossier d'information – Risques naturels majeurs. Ministère de l'écologie et du développement durable. 25 p.
- **MEIBNER S.** (2021). The Impact of Metal Mining on GlobalWater Stress and Regional Carrying Capacities - A GIS-BasedWater Impact Assessment. *Resources*, 10, 120. <https://doi.org/10.3390/resources10120120>.
- **MELLETON J., BELBEZE S., NEGREL P., BRUNET J.-F., VIC G., AUGER P., CHEVILLARD M., LAPERCHÉ V.** (2022). Comment on “Pedo-geochemical background and sediment contamination of metal(l)oids in the old mining-district of Salsigne (Orbiel valley, France)” by Delplace G., Viers J., Schreck E., Oliva P., Behra P. (2022) published in *Chemosphere*, vol. 287. *Chemosphere*, vol. 307, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135768>.
- **MELO M.G.G., MEDEIROS R.S., SAMPAIO P.T.B., VIEIRA G.** (2018). Sustainability issues: riparian vegetation and its importance in the hydrological cycle in Amazonian ecosystems. *J Secur Sustain Issues*, 7(4) : 861–68.
- **MELUN G., LE BIHAN M.** (2020). Histoire et impacts environnementaux de l'orpaillage en Guyane : clefs de compréhension des tensions actuelles. Office français de la biodiversité. Collection *Comprendre pour agir*. 100 p.
- **MELUN G. LE BIHAN M.** (2021). Note sur l'atténuation des impacts de l'orpaillage alluvionnaire illégal. Note de l'Office français de la biodiversité. 16 p.
- **MELUN G., LE BIHAN M., DE BILLY V.** (2021). Guide de préconisations techniques pour l'exploitation alluvionnaire et la réhabilitation hydromorphologique des criques guyanaises. Office français de la biodiversité, collection *Guides et protocoles*, 176 p.
- **MELUN G. LE BIHAN M., BOYER P.** (2023). Note technique sur les variations de la concentration en matières en suspension (mes) et de la turbidité dans les petites criques guyanaises. Note OFB. 16 p.
- **MEMPR** (2019). Placer Mining Best Management Practices Technical Guide. Ministry of Energy, Mines and Petroleum Resources opf British Columbia. 49 p. <https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/mineral-exploration-mining/documents/exploration/bmps technical guide 2 019.pdf>.
- **MENA-QUINTANA F.N., ÁLVAREZ W., FRANCO W., MONCAYO L., TIPÁN M., AYALA J.** (2025). Land Degraded by Gold Mining in the Ecuadorian Amazon: A Proposal for Boosting Ecosystem Restoration Through Induced Revegetation. *Forests*, 16, 372. <https://doi.org/10.3390/f16020372>.
- **MENCH M., LEPP N., BERT V., SCHWITZGUÉBEL J.-P., GAWRONSKI S.W., SCHRÖDER P., VANGRONSVELD J.** (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale: outcomes, assessment and outlook from COST Action 859, J. *Soil. Sediment.*, vol. 10, pp. 1039-1070.
- **MENDIOLA M.E.** (2008). Rapid ecological assessment of tropical fish communities in a gold mine area of Costa Rica. *Rev Biol Trop* 56:1971–1990.
- **MENET S., BONDADZ A.** (2023). Comptoirs et réseaux transnationaux chinois, moteurs de l'orpaillage illégal en Guyane française. *Recherches & Documents n°12/2023*, Fondation pour la recherche stratégique. 38 p. <https://www.frstrategie.org/sites/default/files/documents/publications/recherches-et-documents/2023/122023.pdf>.
- **MENSAH A.K., MAHIRI I., OWUSU O., MIREKU D., WIREKO I., KISSI E.** (2015). Environmental Impacts of Mining: A Study of Mining Communities in Ghana. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 3(3), pp. 81-94.
- **MERCHANT N. D.** (2019). Underwater noise abatement: Economic factors and policy options. *Environmental Science & Policy*, 92, 116-123.

- **MERGLER D., ANDERSON H.A., CHAN L.H.M., MAHAFFEY K.R., MURRAY M., SAKAMOTO M., STERN A.H.** (2007). Panel on health risks and toxicological effects of methylmercury. Methylmercury exposure and health effects in humans: A worldwide concern. *Ambio* 36: 3–11. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[3:meahei\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[3:meahei]2.0.co;2).
- **MERRICKS T.C., CHERRY D.S., ZIPPER C.E., CURRIE R.J., VALENTI T.W.** (2007). Coal-mine hollow fill and settling pond influences on headwater streams in southern West Virginia, USA. *Environ Monit Assess* 129(1–3): 359–378.
- **MESSINGER T.** (2003). Comparison of storm response of streams in small, unmined and valley-filled watersheds, 1999–2001, Ballard Fork, West Virginia. Water-Resources Investigations Report 02-4303. US Geological Survey, Charleston, West Virginia.
- **MESTANZA-RAMON C., CUENCA-CUMBICUS J., D'ORIO G., FLORES-TOALA J., SEGOVIA-CACERES S., BONILLA-BONILLA A., STRAFACE S.** (2022). Gold Mining in the Amazon Region of Ecuador: History and a Review of Its Socio-Environmental Impacts. *Land*, 1(2), 221. <https://doi.org/10.3390/land11020221>.
- **MESTANZA-RAMON C., JIMENEZ-OYOLA S., MONTOYA, A.V.G. CASTILLO VIZUETE D.D., D'ORIO G., CEDEÑO-LAJE J., STRAFACE S.** (2023). Assessment of Hg pollution in stream waters and human health risk in areas impacted by mining activities in the Ecuadorian Amazon. *Environ Geochem Health* 45, pp. 7183–7197. <https://doi.org/10.1007/s10653-023-01597-6>.
- **MESTRE N.C., ROCHA T.L., CANALS M., CARDOSO C., DANOVARO R., DELL'ANNO A., GAMBI C.** (2017). Regoli, Francesco; Sanchez-Vidal, Anna; Bebianno, Maria João. "Environmental hazard assessment of a marine mine tailings deposit site and potential implications for deep-sea mining". *Environmental Pollution*, 228: 169–178. doi:10.1016/j.envpol.2017.05.027.
- **MEUNIER E., FABRE J.-M., HIRIART E., MAUNE S., TAMAS C.G.** (2023). Mines et métallurgies anciennes. Mélanges en l'honneur de Béatrice Cauvet, Pessac, Ausonius Éditions, collection DAN@ 9, 336 p. <https://una-editions.fr/mines-et-metallurgies-anciennes/>.
- **MHLONGO, S., MATIVENGA P.T., MARNEWICK A.** (2018). Water quality in a mining and water-stressed region. *Journal of Cleaner Production*, 171, 446–456. doi:10.1016/j.jclepro.2017.10.030.
- **MILICI R.** (2000). Depletion of Appalachian Coal Reserves - How Soon? *Int. J. Coal Geol.* Sept. 2000 (44) pp. 251–266.
- **MILJUTIN D., MILJUTINA M., MARTINEZ ARBIZU P., GALERON J.** (2011). Deep-sea nematode assemblage has not recovered 26 years after experimental mining of polymetallic nodules (Clarion-Clipperton Fracture Zone, Tropical Eastern Pacific). Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers, 58. 10.1016/j.dsr.2011.06.003.
- **MILLÁN J., MATEO R., TAGGART M.A., LÓPEZ-BAO J. V., VIOTA M., MONSALVE L., CAMARERO P.R., BLÁZQUEZ E., JIMÉNEZ B.** (2008). Levels of heavy metals and metalloids in critically endangered Iberian lynx and other wild carnivores from Southern Spain. *Sci. Total Environ*, 399, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.03.038>.
- **MILLER J.R.** (1997). The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine wastes. *J. Geochem. Explorat.* 58, 101–118.
- **MILLER J.R., LECHLER P.J. BRIDGE G.** (2003). Mercury Contamination of Alluvial Sediments within the Essequibo and Mazaruni River Basins, Guyana. *Water, Air, & Soil Pollution* 148, 139–166. <https://doi.org/10.1023/A:1025465800121>.
- **MILLER A.J., ZEGRE N.P.** (2014). Mountaintop Removal Mining and Catchment Hydrology. *Water*, 6(3), 472–499. <https://www.mdpi.com/2073-4441/6/3/472>.
- **MILLER, K.A., THOMPSON K.F., JOHNSTON P., SANTILLO D.** (2018). An Overview of Seabed Mining Including the Current State of Development, Environmental Impacts, and Knowledge Gaps. *Frontiers in Marine Science*, 4. doi:10.3389/fmars.2017.00418.
- **MEND - MINE ENVIRONMENT NEUTRAL DRAINAGE PROGRAM** (2017). Study of Tailings Management Technologies. Report n°2.50.1. The Mining Association of Canada (MAC). 164 p.
- **MICHAUX S.P.** (2024). Quantity of Metals Required to Manufacture One Generation of Renewable Technology Units to Phase Out Fossil Fuel. Bulletin, Geological Survey of Finland 416. <https://doi.org/10.30440/bt30416>.
- **MININGWATCH CANADA** (2014). The Big Hole - Environmental Assessment and Mining in Ontario. 27 p. https://miningwatch.ca/sites/default/files/the_big_hole_report.pdf.
- **MIRANDA M., CHAMBERS, D., COUMANS C.** (2005). Framework for Responsible Mining: A Guide to Evolving Standards. Center for Science in Public Participation, World Resources Institute & World Wildlife Fund. 155 p. http://www.frameworkforresponsiblemining.org/pubs/Framework_20051018.pdf.
- **MIRANDA M., SAUER A.** (2010). Mine the Gap: Connecting Water Risks and Disclosure in the Mining Sector. WRI Working Paper. World Resources Institute, Washington DC. 30 p. https://files.wri.org/d8/s3fs-public/mine_the_gap.pdf.
- **MITCHARD, E.T.A.** (2018). The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559, 527–534 (2018). <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>.
- **MISHRA M., GUIMARÃES SANTOS C.A., MEDEIROS DO NASCIMENTO T.V., DASH M.K., MARQUES DA SILVA R., KAR D., ACHARYYA T.** (2022). Mining impacts on forest cover change in a tropical forest using remote sensing and spatial information from 2001–2019: A case study of Odisha (India). *Journal of Environmental Management*, vol. 302, Part B, 114067, ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114067>.
- **MMSD** (2002). Breaking new ground : the report of the Mining, Minerals, and Sustainable Development Project. International Institute for Environment and Development (IIED), World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). 476 p. <https://www.iied.org/sites/default/files/pdfs/migrate/9084IIED.pdf>.
- **MOFFAT A.J.** (2004). SITE-SPECIFIC SILVICULTURE| Reclamation of Mining Lands. Encyclopedia of Forest Sciences, pp. 1078–1085.
- **MOL J.H., OUBOTER P.E.** (2004). Downstream effects of erosion from smallscale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conserv Biol*, 18(1) :201–214.

- **MONNA F., CAMIZULI E., REVELLI P., BIVILLE C., THOMAS C., LOSNO R., SCHEIFLER R., BRUGUIER O., BARON S., CHATEAU C.** (2011). Wild brown trout affected by historical mining in the Cévennes National Park, France. *Environ. Sci. Technol*, 45, 6823–6830.
- **MONONEN T., KIVINEN S., KOTILAINEN J.M., LEINO J.** (2022). Social and environmental impacts of mining activities in the EU. European Parliament's Committee on Petitions. Report requested by the PETI committee. 83 p. [https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU\(2022\)729156](https://www.europarl.europa.eu/thinktank/en/document/IPOL_STU(2022)729156).
- **MONTES C.** (2016). Water use in copper mining: Trends a critical input. Comisión chilena del Cobre. 26 p. [https://www.cochilco.cl/Presentaciones%20Ingl%2016%2004%2026%20Water%20use%20in%20copper%20mining%20-%20Expomin%2016%20\(Camila%20Montes\).pdf](https://www.cochilco.cl/Presentaciones%20Ingl%2016%2004%2026%20Water%20use%20in%20copper%20mining%20-%20Expomin%2016%20(Camila%20Montes).pdf).
- **MOODLEY I., SHERIDAN C.M., KAPPELMAYER U., AKCILA A.** (2018). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*, vol.126, pp. 207-220. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.08.008>.
- **MORA C., TITTENSOR D.P., ADL S., SIMPSON A.G., WORM B.** (2011). How many species are there on Earth and in the ocean?. *PLoS Biol*, 9(8), e1001127.
- **MORÁN P., CAL L., COBELO-GARCIA A., ALMÉCJA C., CABALLERO P., GARCIA DE LEANIZ C.** (2018). Historical legacies of river pollution reconstructed from fish scales, *Environmental Pollution*, Volume 234, 2018, pp. 253-259, ISSN 0269-7491.
- **MOREAU V., DOS REIS P.C., VUILLE F.** (2019). Enough Metals? Resource Constraints to Supply a Fully Renewable Energy System. *Resources*, 8, 29. <https://doi.org/10.3390/resources8010029>.
- **MORELLO E., HAYWOOD M., BREWER D., APTE S., ASMUND G., KWONG Y., DENNIS D.** (2016). The Ecological Impacts of Submarine Tailings Placement. *Oceanography and Marine Biology An Annual Review* v54. DOI:10.1201/9781315368597-7.
- **MORENO-BRUSH M., MCLAGAN D.S., BIESTER H.** (2020). Fate of mercury from artisanal and small-scale gold mining in tropical rivers: Hydrological and biogeochemical controls. A critical review. *Crit Rev Environ Sci Technol*, 50: 437–475. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1629793>.
- **MORENO-BRUSH M., PORTILLO A., BRANDEL S.D., STORCH I., TSCHAPKA M., BIESTER H.** (2018). Mercury concentrations in bats (Chiroptera) from a gold mining area in the Peruvian Amazon. *Environ. Toxicol*, 27, 45e54. <https://doi.org/10.1007/s10646-017-1869-1>.
- **MORENO-SILVA C., PAGLIERO L., MCINTYRE N.** (2025). Environmental and social impacts from desalinated water supply projects, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 115, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2025.107961>.
- **MORGENSTERN N.R., VICK S.G., VIOTTI C. B., WATTS B. D.** (2016) Report on the Immediate Causes of the Failure of the Fundão Dam. 88 p. <https://www.resolutionmineeis.us/sites/default/files/references/fundao-2016.pdf>.
- **MORGAN, A. J., DOBSON, R.** (2020). An analysis of water risk in the mining sector. *Water Risk Filter Research Series Volume 1*, WWF. 24 p.
- **MORRISON K.G., REYNOLDS J.K., WRIGHT, I.A.** (2019). Subsidence Fracturing of Stream Channel from Longwall Coal Mining Causing Upwelling Saline Groundwater and Metal-Enriched Contamination of Surface Waterway. *Water Air Soil Pollut.*, 230, 37. <https://doi.org/10.1007/s11270-019-4082-4>.
- **MOSSA J., JAMES L.A.** (2013). Impacts of mining on geomorphic systems. In: Shroder, J.F. (Ed.), *Treatise on Geomorphology*, vol. 13. Academic Press, San Diego, pp. 74–95.
- **MOULATLET G.M., YACELGA N., RICO A., MORA A., HAUSER-DAVIS R.A., CABRERA M., CAPPARELLI M.V.** (2023). A systematic review on metal contamination due to mining activities in the Amazon basin and associated environmental hazards. *Chemosphere*, 339. 10.1016/j.chemosphere.2023.139700.
- **MOULATLET G.M., CAPPARELLI M.V., THOMAS C., BOYLE,B., FENG X., FRAZIER A.E., HINOJO-HINOJO C., HERRERA-PÉREZ J., KAJIKI L.N., LECHNER A.M., MAITNER B., NEWMAN E.A., NIKOLOPOULOS E.I., ROEHRDANZ P.R., SONG L., VALENCIA-RODRÍGUEZ D., YANG W., MEROW C., SILMAN M., VILLALOBOS F., MACKLIN M., ENQUIST B.J.** (2026). Amazon biodiversity is at risk from metal contamination due to mining activity. *bioRxiv*, 2025-05. doi: <https://doi.org/10.1101/2025.05.21.654597>.
- **MOURINHA C., PALMA P., ALEXANDRE C., CRUZ N., RODRIGUES S.M., ALVARENGA P.** (2022). Potentially Toxic Elements' Contamination of Soils Affected by Mining Activities in the Portuguese Sector of the Iberian Pyrite Belt and Optional Remediation Actions: A Review. *Environments*, 9, 11. <https://doi.org/10.3390/environments9010011>.
- **MTE** (2021). La biodiversité s'explique. Publication du Ministère de la transition écologique et la cohésion des territoires. 32 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/10004_br_ochure-32p_Biodiversite-s-explique_web_planches.pdf.
- **MU'AZU A.S., SALISU S.A., ABDULLAHI M.S., DABO Z.M.** (2025). Environmental impacts of mineral exploration and mining in Nigeria: A critical review. *Journal of Science, Management and Technology*. 6, pp. 178-195. 10.4314/hpjsmt.v6i2.13.
- **MUDD G.M.** (2007). Global trends in gold mining: Towards quantifying environmental and resource sustainability. *Resources Policy*, 32(1), 4 2-56.
- **MUDD G.M.** (2008). Sustainability reporting and water resources: a preliminary assessment of embodied water and sustainable mining. *Mine Water and the Environment*, 27(3), 136-144.
- **MUDD G.M.** (2009). The Sustainability of Mining in Australia: Key Production Trends and their Environmental Implications for the Future, Research Report No RR5.
- **MUDD G.M.** (2010). The Environmental Sustainability of Mining in Australia: Key Mega-Trends and Looming Constraints. *Resources Policy*, 35(2), 98-115.
- **MUDD G.M., NORTHEY S.A., WERNER T.** (2017). Water Use and Risks in Mining. Final Report to Columbia Water Center, Earth Institute, Columbia University. 33 p.

- **MUHIRE I., MANIRAKIZA V., NSANGANWIMANA F., NYIRATUZA M., INZIRAYINEZA T.A., UWORWABAYEHO A.** (2021). The environmental impacts of mining on Gishwati Protected Reserve in Rwanda. *Environ Monit Assess*, 193, 600. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09372-9>.
- **MULLER S., LAI F., BEYLOT A., BOITIER B., VILLENEUVE J.** (2020). No mining activities, no environmental impacts? Assessing the carbon footprint of metal requirements induced by the consumption of a country with almost no mines. *Sustainable Production and Consumption*, vol. 22, pp. 24-33. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.02.002>.
- **MÜLLER A., DAHM M., BOCHER P.K., ROOT-BERNSTEIN M., SVENNING, J.-C.** (2017). Large herbivores in novel ecosystems - Habitat selection by red deer (*Cervus elaphus*) in a former brown-coal mining area. *PLoS One*, 12(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177431>.
- **MÜLLER J., RUPPERT H., MURAMATSU Y., SCHNEIDER J.** (2000). Reservoir sediments — a witness of mining and industrial development (Malter Reservoir, eastern Erzgebirge, Germany). *Environ. Geol.*, 39, 1341-1351. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.023>.
- **MUNNIK V., HOCHMANN G., HLABANE M., LAW S.** (2010). The Social and Environmental Consequences of Coal Mining in South Africa - A Case Study. Environmental Monitoring Group. 24 p.
- **MURESAN B.** (2006). Géochimie du mercure dans le continuum de la retenue de Petit-Saut et de l'estuaire du Sinnamary, Guyane française. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux 1. 265 p.
- **MURGUIA D.I., BRINGEZU S., SCHALDACH R.** (2016). Global direct pressures on biodiversity by large-scale metal mining: Spatial distribution and implications for conservation. *Journal of Environmental Management*, 180, 409-420. [doi:10.1016/j.jenvman.2016.05.040](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.040).
- **MWAANGA P., SILONDWA M., KASALI G., BANDA P.M.** (2019). Preliminary review of mine air pollution in Zambia. *Heliyon*, 18; 5(9):e02485. [doi: 10.1016/j.heliyon.2019.e02485](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02485).
- **NAGENDER N.B., SHARMA R.** (2000). Environment and Deep-Sea Mining: A Perspective. *Marine Georesources and Geotechnology*, vol. 18 (3) : 285-294. [doi:10.1080/10641190051092993](https://doi.org/10.1080/10641190051092993).
- **NAIDU G., RYU S., THIRUVENKATACHARI R., CHOI Y., JEONG S., VIGNESWARAN S.** (2019). A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. *Environmental Pollution*, vol. 247, pp. 1110-1124. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.085>.
- **NANDILLON R.** (2019). Phytostabilisation des éléments métalliques d'un technosol minier végétalisé par le genre *Salix* assistée par du Biochar. Thèse de doctorat en Sciences de la Terre. Université d'Orléans. 304 p. <https://theses.hal.science/tel-02970876/>.
- **NASRI K., GREGOIRE G., MURAT A., FIALLO M.** (2021). Unlikely lead-bearing phases in river and estuary sediments near an ancient mine (Huelgoat, Brittany, France). *Environ Sci Pollut Res* 28, 8128-8139. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11150-y>.
- **NASSAR N.T., LEDERER G.W., BRAINARD J.L., PADILLA A.J., LESSARD J.D.** (2022). Rock-to-Metal Ratio: A Foundational Metric for Understanding Mine Wastes. *Environmental Science & Technology* 2022 56 (10), 6710-6721. DOI: 10.1021/acs.est.1c07875.
- **NASSAR N.T., LEDERER G.W., PADILLA A.J., GAMBOGI J., CORDIER D.J., BRAINARD J.L., LESSARD J.D., CHARAB R.** (2023). Rock-to-metal ratios of the rare earth elements, *Journal of Cleaner Production* vol. 405, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136958>.
- **NAVARRO M.C., PEREZ-SIRVENT C., MARTINEZ-SANCHEZ M., VIDAL J., TOVAR P.J., BECH J.** (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *J Geochem Explor*, 96:183-193. [doi:10.1016/j.gexplo.2007.04.011](https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.011).
- **NAWAB J., KHAN S., SHAH M.T., KHAN K., HUANG Q., ALI R.** (2015). Quantification of Heavy Metals in Mining Affected Soil and Their Bioaccumulation in Native Plant Species. *Int J Phytoremediation*, 17(9): 801-813. [doi:10.1080/15226514.2014.981246](https://doi.org/10.1080/15226514.2014.981246).
- **NELLEMANN C., HENRIKSEN R., KREILHUBER A., STEWART D., KOTSOVOU M., RAXTER P., MREMA E., BARRAT, S.** (Eds). (2016). The Rise of Environmental Crime – A Growing Threat To Natural Resources Peace, Development And Security. A UNEP-INTERPOL Rapid Response Assessment. United Nations Environment Programme and RHIPTO Rapid Response-Norwegian Center for Global Analyses. 108 p.
- **NELLEMANN C., HENRIKSEN R., PRAVETTONI R., STEWART D., KOTSOVOU M., SCHLINGEMANN M.A.J., SHAW M., REITANO, T.** (Eds.). (2018). World atlas of illicit flows. RHIPTO-Norwegian Center for Global Analyses, INTERPOL and the Global Initiative against Transnational Organized crime. 152 p.
- **NELSON A.D., CHURCH M.** (2012). Placer mining along the Fraser River, British Columbia: The geomorphic impact. *Geol. Soc. Am. Bull*, 124, 1212-1228.
- **NEVES A.C.O., NUNES F.P., DE CARVALHO F.A., FERNANDES G.W.** (2016). Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. *Natureza & Conservação*, 14, 24-27. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>.
- **NEWMAN C., AGIOUTANTIS Z., LEON G.B.J.** (2017). Assessment of potential impacts to surface and subsurface water bodies due to longwall mining. *Int. J. Min. Sci. Technol.*, 27, 57-64.
- **NGOLE-JEME V.M., FANTKE P.** (2017). Ecological and Human Health Risks Associated with Abandoned Gold Mine Tailings Contaminated Soil. *PLoS One*, 12, e0172517.
- **NGOM N.M., BARATOUX D., BOLAY M., DESSERTINE A., SALEY A.A., BARATOUX L., MBAYE M., FAYE G., KOUAKOU YAO A., KOUAME K.J.** (2022). Artisanal exploitation of mineral resources: remote sensing observations of environmental consequences, social and ethical aspects. *Surveys Geo-phys* 44(1), pp 225-247.
- **NGUEGANG B., MASINDI V., MSAGATI T.A.M., TEKERE M.** (2023). Acid Mine Drainage Treatment Technologies: Challenges and Future Perspectives. In *Hybridized Technologies for the Treatment of Mining Effluents* Fosso-Kankeu E., Mamba B.B. (Eds). pp. 245-285. <http://dx.doi.org/10.1002/9781119896920.ch8>.
- **NGUEGANG B., AMBUSHE A.A.** (2025). Sustainable acid mine drainage treatment: A comprehensive review of passive, combined, and emerging technologies. *Environmental Engineering Research*, 30. <http://dx.doi.org/10.4491/eer.2024.592>.

- **NIANE B., MORITZ R., GUEDRON S., NGOM P.M., PFEIFER H.R., MALL I., POTE J.** (2014). Effect of recent artisanal small-scale gold mining on the contamination of surface river sediment: Case of Gambia River, Kedougou region, southeastern Senegal. *J. Geochemical Explor.* 144: 517–527.
- **NIANE B., GUEDRON S., FEDER F., LEGROS S., NGOM P.M., MORITZ R.** (2019). Impact of recent artisanal small-scale gold mining in Senegal: Mercury and methylmercury contamination of terrestrial and aquatic ecosystems, *Science of The Total Environment*, vol. 669, pp. 185-193, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.108>.
- **NIETO J.M., SARMIENTO A.M., CANOVAS C.R., OLIAS M., AYORA C.** (2013). Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt : Hydrochemical characteristics and pollutant load of the Tinto and Odiel rivers. *Environ Sci Pollut Res*, 20: 7509–7519. doi:10.1007/s11356-013-1634-9.
- **NIETO J.M., SARMIENTO A.M., OLIAS M., CANOVAS C.R., RIBA I., KALMAN J., DELVALLS T.A.** (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environ. Int.* 33, 445–455.
- **NIJNENS J., BEHRENS P., KRAAN O., SPRECHER B., KLEIJN R.** (2023). Energy transition will require substantially less mining than the current fossil system. *Joule*, vol 7, Issue 11, pp.2408-2413. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2023.10.005>.
- **NIMOS, SBB, UNIQUE** (2017). Background study for REDD+ in Suriname: Multi-perspective analysis of drivers of deforestation, forest degradation and barriers to REDD+ activities. Paramaribo, Suriname. (National Institute for Environment and Development in Suriname). 206 p.
- **NINER H.J., ARDRON J.A., ESCOBAR E.G., GIANNI M., JAECKEL A., JONES D.O.B., LEVIN L.A., SMITH C.R., THIELE T., TURNER P.J., VAN DOVER C.L., WATLING L., GJERDE K.M.** (2018). Deep-Sea Mining With No Net Loss of Biodiversity - An Impossible Aim. *Front. Mar. Sci.* 5:53. doi: 10.3389/fmars.2018.00053.
- **NITSCHKE N., HARRIS J., AMOUROUX D., TESSIER E., LEGOUT C., CAMPILLO S., TARAVELLA S., GUEDRON S.** (2025). Post-exploitation fate of alluvial goldmines in the Amazon: soil erosion, metal(loid) remobilisation and evolution of ecological functions during restoration. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.180150>.
- **NIU X., WENDT A., LI Z., AGARWAL A., XUE L., GONZALES M., BRANTLEY S.L.** (2018). Detecting the effects of coal mining, acid rain, and natural gas extraction in Appalachian basin streams in Pennsylvania (USA) through analysis of barium and sulfate concentrations. *Environ Geochem Health*, 40(2):865-885. doi: 10.1007/s10653-017-0031-6.
- **NIYOGI D., LEWIS JR. W., MCKNIGHT D.** (2002). Effects of Stress from Mine Drainage on Diversity, Biomass, and Function of Primary Producers in Mountain Streams. *Ecosystems*, 5, 554–567. <https://doi.org/10.1007/s10021-002-0182-9>.
- **NOBLE T., PARBHAKAR-FOX A., BERRY R., LOTTERMOSER B.** (2016). Mineral Dust Emissions at Metalliferous Mine Sites. In *Environmental Indicators in Metal Mining*. (Chapter 16), Lottermoser (Dir), pp. 281-306. doi:10.1007/978-3-319-42731-7_16.
- **NORDSTROM D.K.** (2011). Mine waters: acidic to circumneutral. *Elements*, 7, 393-398.
- **NORDSTROM D.K., ALPERS C.N., PTACEK C.J., BLOWES D.W.** (2000). Negative waters from iron mountain, California. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 254-258.
- **NORGATE T., HAQUE N.** (2010). Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. *Journal of Cleaner Production*, 18, 266-274.
- **NORTHEY S.A., HAQUE N.** (2013). Life cycle based water footprint of selected metal production: Assessing production processes of copper, gold and nickel. CSIRO, Australia. EP137374. 43 p.
- **NORTHEY S.A., HAQUE N., LOVEL R., COOKSEY M.A.** (2014a). Evaluating the application of water footprint methods to primary metal production systems. *Minerals Engineering*, vol. 69, pp. 65-80, <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.07.006>.
- **NORTHEY S.A., MOHR S., MUDD G.M., WENG Z., GIURCO D.** (2014b). Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling*, 83, 190-201.
- **NORTHEY S.A., MUDD G.M., SAARIVUORI E., WESSMAN-JÄÄSKELÄINEN H., HAQUE N.** (2016). Water footprinting and mining: Where are the limitations and opportunities? *Journal of Cleaner Production*, 135, 1098-1116.
- **NORTHEY S.A., MUDD G.M., WERNER T., JOWITT S., HAQUE N., YELLISHETTY M., WENG Z.** (2017). The exposure of global base metal resources to water criticality, scarcity and climate change. *Global Environmental Change*, 44, 109-124. 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.004.
- **NORTHEY S.A., MUDD G.M., WERNER T.T., HAQUE N., YELLISHETTY M.** (2019). Sustainable water management and improved corporate reporting in mining. *Water Resour. Indus.* 21, 100104 <https://doi.org/10.1016/j.wri.2018.100104>.
- **NOUCHER M., SALINAS-KRALJEVICH P.** (2024). CO² : Cartographie des Observations de l'Orpaillage. Rapport d'étude, CNRS UMR PASSAGES, 48 p.
- **NRIAGU J.O., PACYNA J.** (1988). Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134–9.
- **NRIAGU, J.O.** (1994). Mercury pollution from the past mining of gold and silver in the Americas. *Sci. Total Environ.* 149, 167–181.
- **NUJKIC M., MILIC S., SPALOVIC B., DARDAS A., ALAGIC S., LJUBIC D., PAPLUDIS A.** (2020). *Saponaria officinalis* L. and *Achillea millefolium* L. as possible indicators of trace elements pollution caused by mining and metallurgical activities in Bor, Serbia. *Environ Sci Process Impacts* 27 : 44969–44982. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10371-5>.
- **NUÑEZ, S.E.R., NEGRETE J.L.M., RIOS J.E.A., HADAD H.R., MAINE M.A.** (2011). Hg, Cu, Pb, Cd, and Zn Accumulation in Macrophytes Growing in Tropical Wetlands. *Water. Air. Soil Pollut*, 2011, 216, 361–373.
- **NUNES G.T., EFE M.A., BARRETO C.T., GAIOTTO, J.V., SILVA A.B., VILELA F., ROY A., BERTRAND S., COSTA P.G., BIANCHINI A., BUGONI L.** (2022). Ecological trap for seabirds due to the contamination caused by the Fundão dam collapse, Brazil. *Science of The Total Environment*. Vol. 807, Part 2, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151486>.

- **NUSS P., ECKELMAN M.J.** (2014). Life cycle assessment of metals: a scientific synthesis. *PLoS ONE* 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101298>.
- **NYIRENDA V.R., CHAMA L., PHIRI D., MUSUKA C.G., SIMUCHIMBA G., CHIBESA M., SIMWANDA M., SIAMUJOMPA M., KASUBIKA R., KAPEMBWA S., SIACHOONO S., LWALI A.C., NAMUKONDE N., NYIRENDA W., CHUNDA-MWANGO N., KIKAMBA E., PHIRI C.J., M'DOMA B., NKHATA B.A., MUBEMBA B., MURAYAMA Y.** (2026). Effects of acid mine drainage from collapsed tailings dam on Zambia's human riparian communities: a fuzzy cognitive model perspective. *Sci Rep* 16, 4618. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-34577-0>.
- **O'FARRILL G., GALETTI M., CAMPOS-ARCEIZ A.** (2013). Frugivory and seed dispersal by tapirs: An insight on their ecological role. *Integrative Zoology*, 8(1), 4–17. <https://doi.org/10.1111/j.1749-4877.2012.00316.x>.
- **O'NEILL J.D., TELMER K.H.** (2017). Estimating mercury use and documenting practices in artisanal and small-scale gold mining (ASGM). *Methods & Tools*. Version 1.0. United Nations Environment Programme. 177 p. <https://wedocs.unep.org/bitstreams/aef5accc-9a1e-41ac-abf9-4b5c2da0e895/download>.
- **O'SHEA T., CLARK D.R., BOYLE T.** (2000). Impacts of mine-related contaminants on bats. Bat conservation and mining: a technical interactive forum, proceedings, pp. 205-215.
- **OBIRI S., MATTAH P.A.D., MATTAH M.M., ARMAH F.A., OSAE S., ADU-KUMI S., YEBOAH P.O.** (2016). Assessing the environmental and socio-economic impacts of artisanal gold mining on the livelihoods of communities in the Tarkwa Nsuaem municipality in Ghana. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13, 160.
- **OCDE** (2016). OECD Due Diligence Guidance for Responsible Supply Chains of Minerals from Conflict-Affected and High-Risk Areas: Third Edition. OECD Publishing, Paris. 122 p. <http://www.oecd.org/daf/inv/mne/OECD-Due-Diligence-Guidance-Minerals-Edition3.pdf>.
- **OCDE** (2018). Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and Environmental Consequences, OECD Publishing, Paris. 214 p. <https://doi.org/10.1787/9789264307452-en>.
- **OCDE** (2022). BAT Project Activity – Best Available Techniques (BAT) to Prevent and Control Mercury Releases to Land and Water. Rapport JT03503769. Series on Risk Management N° 72. 38 p. https://minamataconvention.org/sites/default/files/inline-files/OECD_ENV-CBC-MONO%282022%2917.pdf
- **OCHIENG G., SEANEGO E., NKWONTA O.** (2010). Impacts of mining on water resources in South Africa: a review. *Sci Res Essays*, 5(22): 3351–3357.
- **ODELL S.D., BEBBINGTON A.J., FREY, K.E.** (2018). Mining and climate change: A review and framework for analysis. *The Extractive Industries and Society*, 5, 201-214.
- **ODURO W.O., BAYITSE R., CARBOO D., KORTATSI B., HODGSON I.** (2012). Assessment of Dissolved Mercury in Surface Water along the Lower Basin of the River Pra in Ghana. *Int. J. Appl. Sci. Technol*, 2(1), 228-235.
- **OEHLER M.W., BLEICH V.C., BOWYER R.T., NICHOLSON M.C.** (2005). Mountain sheep and mining: Implications for conservation and management. *California Fish and Game*, 91(3), 149–178.
- **OFB** (2022). Quel rôle pour l'établissement dans la préservation et la gestion intégrée des sols ? Note de saisine du Conseil Scientifique de l'Office français de la biodiversité. OFB. 8 p.
- **OGIDI O.I., AKPAN U.M.** (2022). Aquatic Biodiversity Loss: Impacts of Pollution and Anthropogenic Activities and Strategies for Conservation. In: Chibueze Izah, S. (eds) *Biodiversity in Africa: Potentials, Threats and Conservation*. Sustainable Development and Biodiversity, vol 29. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-3326-4_8.
- **OLIAS M., CANOVAS C.R., MACIAS F., BASALLOTE M.D., NIETO J.M.** (2020). The Evolution of Pollutant Concentrations in a River Severely Affected by Acid Mine Drainage: Río Tinto (SW Spain). *Minerals*, 10, 598. <https://doi.org/10.3390/min10070598>.
- **OLIVAREZ M.B., TOVAR M.A.M., SANCHEZ J.V., BETANCOURT M.L.G., ROMERO F.M., ARTEAGA A.M.R., CHAVEZ G.E.M., NOREÑA H.A.S.** (2021). Mobility of Heavy Metals in Aquatic Environments Impacted by Ancient Mining-Waste. In (Ed.), *Water Quality - Factors and Impacts*. IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.98693>.
- **OMS** (2016). Organisation mondiale de la Santé. (2017). Risques pour la santé au travail et l'environnement associés à l'extraction minière artisanale et à petite échelle de l'or. Organisation mondiale de la Santé. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/259451>
- **ONDOUA ONDOUA G., BEODO MOUNDJIM E., MAMBO MARINDO J.C., JIAGHO R., USONGO L., WILLIAMSON L.** (2017). An assessment of poaching and wildlife trafficking in the Garamba-Bill-Chinko transboundary landscape. *TRAFFIC report*. 152 p.
- **ONF** (2015). Bilan des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane.
- **ONF** (2021). Bilan des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane - Année 2020. 44 p.
- **ONF** (2022). Bilan des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane - Année 2021. 40 p.
- **ONF** (2024). Bilan annuel 2023. Suivi des impacts sur l'environnement des activités minières en Guyane - Année 2023. 43 p. https://biblio.parc-amazonien-guyane.fr/opac/doc_num.php?explnum_id=1853.
- **ONIFADE M., ZVARIVADZA T., ADEBISI J.A., SAID K.O., DAYO-OLUPONA O., LAWAL A.I., KHANDLWAL M.** (2024). Advancing toward sustainability: the emergence of green mining technologies and practices. *Green Smart Min Eng*, 1(2). <https://doi.org/10.1016/j.gsme.2024.05.005>.
- **ONU** (2006). Promotion et Protection des Droits de l'Homme. Rapport intérimaire du Représentant spécial du Secrétaire général chargé de la question des droits de l'homme et des sociétés transnationales et autres entreprises. Rapport E/CN.4/2006/97. Commission des droits de l'Homme, Organisation des Nations unies (ONU).
- **ONWE R. OKEKE O.C., ABRAHAM E.M.** (2015). Environmental Problems of Surface and Underground Mining: A review. *Int. J. Eng. Sci.* 4, 12–20.
- **ORCUTT B.N., BRADLEY J.A., BRAZELTON W.J. ESTES E.R., GOORDIAL J.M., HUBER J.A., JONES R.M., MAHMOUDI N., MARLOW J.J., MURDOCK S., PACHIADAKI M.** (2020). Impacts of Deep-Sea Mining on Microbial Ecosystem Services. *Limnology and Oceanography*, 65, pp. 1489–1510.

- **ORRU J.F.** (1998). L'activité aurifère dans la commune de Maripasoula, impact écologique et humain. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*. Bull. n°1-2, Conserver, gérer la biodiversité : quelle stratégie pour la Guyane ? pp. 147-166.
- **OSHER L. J., LECLERC L., WIERSMA G.B., HESS C.T., GUISEPPE V.E.** (2006). Heavy metal contamination from historic mining in upland soil and estuarine sediments of Egypt Bay, Maine, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70 (1-2), 169-179.
- **OTERO X.L., ALVAREZ E., FERNANDEZ-SANJURJO M.J., MACIAS F.** (2012). Micronutrients and toxic trace metals in the bulk and rhizospheric soil of the spontaneous vegetation at an abandoned copper mine in Galicia (NW Spain). *J. Geochem. Explor.*, 112, 84e92. <https://doi.org/10.1016/j.jexplo.2011.07.007>.
- **OUBOTER P.E., LANDBURG G.A., QUIK J.H.M., MOL J.H.A., VAN DEL LUGT F.** (2012). Mercury levels in pristine and gold mining impacted aquatic ecosystems of Suriname, South America. *Ambio*, 41: 873-882.
- **OUMA K.O., SHANE A., SYAMPUNGANI S.** (2022). Aquatic Ecological Risk of Heavy-Metal Pollution Associated with Degraded Mining Landscapes of the Southern Africa River Basins: A Review. *Minerals*, 12, 225. <https://doi.org/10.3390/min12020225>.
- **OWEN J.R., KEMP D., LEBRE É, SVOBODOVA K., PEREZ MURILLO G.** (2020). Catastrophic tailings dam failures and disaster risk disclosure. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, vol. 42. 101361. 10 p. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2019.101361>.
- **OWEN J.R., KEMP D., LECHNER A.M., HARRIS J., ZHANG R., LÈBRE E.** (2023). Energy transition minerals and their intersection with land-connected peoples. *Nat. Sustain.* 6, 203-211. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00994-6>.
- **OWUSU E.H., OFORI B.Y., ATTUQUAYEFIO D.K.** (2018). The secondary impact of mining on primates and other medium to large mammals in forest reserves in southwestern Ghana, *The Extractive Industries and Society*, vol. 5, Issue 1, 2018, pp. 114-121. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.11.007>.
- **OYARZUN, R., GUEVARA, S., OYARZUN, J., LILLO J., MATURANA H., HIGUERAS P.** (2006). The As-Contaminated Elqui River Basin: a Long Lasting Perspective (1975-1995) Covering the Initiation and Development of Au-Cu-As Mining in the High Andes of Northern Chile. *Environ Geochem Health* 28, 431-443. <https://doi.org/10.1007/s10653-006-9045-1>
- **OZENNE J., SERTIN F.** (2025). Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du règlement par la mission d'information sur l'état des cours d'eau. Assemblée Nat. Rapport n°2070. 146 p. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/17/rapports/cion-dvp/l17b2070_rapport-information.pdf.
- **PACSI R., NOVOA S., YUPANQUI O., QUISPE M., LA TORRE S., BALBUENA H., HUAMAN B., VALDIVIA G., CASTAÑEDA C., SORIA M., FINER M., SANTANA A.** (2025) Current situation of gold mining in the Peruvian Amazon. MAAP: 233. https://www.maaprogram.org/gold-mining-peru-amazon/?utm_source=chatgpt.com.
- **PACZYNA, J. M., TRAVNIKOV, O., DE SIMONE, F., HEDGECOCK, I. M., SUNDSETH, K., PACZYNA, E. G., STEENHUISEN, F., PIRONE, N., MUNTHE, J., KINDBOM, K.** (2016). Current and future levels of mercury atmospheric pollution on a global scale, *Atmos. Chem. Phys.*, 16, 12495-12511, <https://doi.org/10.5194/acp-16-12495-2016>.
- **PALMER M.A., BERNHARDT E.S., SCHLESINGER W.H., ESHLEMAN K.N., FOUGOULA-GEORGIOU E., HENDRYX M.S., LEMLY A.D., LIKENS G.E., LOUCKS O.L., POWER M.E. WHITE P.S., WILCOCK P.R.** (2010). Mountaintop mining consequences. Damage to ecosystems and threats to human health and the lack of effective mitigation require new approaches to mining regulation. *Science*, 327, 148-149.
- **PALMER M.A., HONDULA K.L.** (2014). Restoration as mitigation: analysis of stream mitigation for coal mining impacts in Southern Appalachia. *Environ. Sci. Technol.* 48, 105520-110560. DOI: 10.1021/es503052f.
- **PANDEY B., AGRAWAL M., SINGH S.** (2014). Assessment of air pollution around coal mining area: emphasizing on spatial distributions, seasonal variations and heavy metals, using cluster and principal component analysis. *Atmospheric pollution research*, 5 (1) pp 79-86.
- **PANDEY B., GAUTAM M., AGRAWAL M.** (2018). Greenhouse Gas Emissions From Coal Mining Activities and Their Possible Mitigation Strategies. *Environmental Carbon Footprints*, 259-294.
- **PARK I., TABELIN C., JEON S., LIX., SENO K., ITO M., HIROYOSHI N.** (2018). A review of recent strategies for acid mine drainage prevention and mine tailings recycling. *Chemosphere*, 219. 10.1016/j.chemosphere.2018.11.053.
- **PARAGUASSÚ L., LEITE M.G.P., MOREIRA F.W.A. MENDONÇA, F.P.C., ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M.** (2019). Impacts of mining in artificial lake of Iron Quadrangle-MG: past marks and changes of the present. *Environmental Earth Sciences* 167 (78), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8158-7>.
- **PARRA RETI A., MORALES VARELA N.V., VALLEJOS J., NGUYEN P.M.V.** (2017). Open pit mine planning considering geomechanical fundamentals. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, vol. 32, pp. 1-18. 10.1080/17480930.2017.1278579.
- **PARROTTA J.A., KNOWLES O.H.** (2001). Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: examples from the Brazilian Amazon. *Ecol. Eng.* 17, 219-239. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5).
- **PASSOS, C. J. S., MERGLER, D.** (2008). Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. *Cadernos De Saúde Pública*, 24(Cad. Saúde Pública, 2008 24 suppl 4), s503-s520. <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2008001600004>.
- **PATRA A.K., GAUTAM S., KUMAR P.J.** (2016). Emissions and Human Health Impact of Particulate Matter from Surface Mining Operationd - A Review. *Environmental Technology & Innovation*, vol. 5, pp. 233-249.
- **PAUL G.** (2015). Sélection des plantes fixatrices d'azote endogènes de Guyane pour la restauration des sites dégradés. Restitution finale du projet Guyafix et Mom (2012-2015). 64 p.
- **PAVLOUDAKIS F., ROUMPOS C., SPANIDIS P.-M.** (2024). Sustainable Mining and Processing of Mineral Resources. *Sustainability*, 16 (19). <https://doi.org/10.3390/su16198393>.

- **PEREIRA C.C., FERNANDES S., FERNANDES G.W., GOULART F.F.** (2024). Eight years after the Fundão tailings dam collapse: chaos on the muddy banks. *Nature Conservation* 56: 77-82. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.56.133441>.
- **PELLETIER E., CAMPBELL P.G.C.** (2008). L'écotoxicologie aquatique - comparaison entre les micropolluants organiques et les métaux : constats actuels et défis pour l'avenir. *Revue des sciences de l'eau*. 21, 2, pp. 173-197.
- **PEPPER M., ROCHE C., MUDD G.M.** (2014). Australia's mining legacy challenge. Life-of-Mine 2014 Conference, pp. 1-23.
- **PEREIRA B.M., LOBO F.D.L** (2024). Spatiotemporal Analysis of Total Suspended Solids in Water Bodies and Mapping Mining Areas in Suriname and French Guiana. *Mining*, 4 (3), pp. 510-529. <https://doi.org/10.3390/mining4030029>.
- **PERICAK A.A., THOMAS C.J., KROODSMA D.A., WASSON M.F., ROSS M.R.V., CLINTON N.E., CAMPAGNA D.J., FRANKLIN Y., BERNHARDT E.S., AMOS J.F.** (2018). Mapping the yearly extent of surface coal mining in Central Appalachia using Landsat and Google Earth Engine. *PLoS One*, 13:e0197758. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197758>.
- **PERINA F.C., ABESSA D.M. DE S.** (2020). Contamination and toxicity in a subtropical Estuarine Protected Area influenced by former mining activities. *Ocean and Coastal Research*, 68, 29. <https://doi.org/10.1590/S2675-28242020068313>.
- **PESTANA I.A., BASTOS W.R., ALMEIDA M.G., DE CARVALHO D.P., RESENDE C.E.R., SOUZA C.M.M.** (2016). Spatial-temporal dynamics and sources of total Hg in a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Environ. Sci. Pollut. Control Ser.* 23 (10), 9640e9648. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6185-4>.
- **PESTANA I.A., BASTOS W.R., ALMEIDA M.G., MUSSY M.H., SOUZA C.M.M.** (2019). Methylmercury in environmental compartments of a hydroelectric reservoir in the Western Amazon, Brazil. *Chemosphere*, 215 (2019), pp. 758-765, 10.1016/j.chemosphere.2018.10.106.
- **PETEK G.** (2020). Improving California's Response to the Environmental and Safety Hazards Caused by Abandoned Mines. LAO Report. 30 p. <https://lao.ca.gov/reports/2020/4258/abandoned-mines-080420.pdf>.
- **PETERSEN R., SIZER N.** (2014). Tar Sands Threaten World's Largest Boreal Forest. Global Forest Watch Canada report. <https://www.globalforestwatch.org/blog/commodities/tar-sands-threaten-worlds-largest-boreal-forest/>.
- **PETERSON G.D., HEEMSKERK M.** (2002). Deforestation and forest regeneration following small-scale gold mining in the Amazon : the case of suriname. *Environ. Conserv.* 28, pp. 117-126. doi:10.1017/S0376892901000121.
- **PETITJEAN O.** (2016). Droit à l'eau et industries extractives : la responsabilité des multinationales. Observatoire des multinationales. 72 p. <https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/33706.pdf>.
- **PHILLIPS B.T., GRUBER D.F., VASAN G., ROMAN C.N., PIERIBONE V.A., SPARKS J.S.** (2016). Observations of in situ deep-sea marine bioluminescence with a high-speed, high-resolution sCMOS camera. *Deep-Sea Research*, 1, 111, 102-109. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2016.02.012>.
- **PHILLIPS J.** (2016). Climate change and surface mining: A review of environment-human interactions & their spatial dynamics. *Appl. Geogr.* 2016, 74, 95-108.
- **PHIPPS A.T.** (2019). Evaluation of the Effects of Mining Related Contaminants on Freshwater Mussels (Bivalvia: Unionidae) in the Powell River of Virginia and Tennessee. Master of Science thesis. Virginia Tech. *Fish and Wildlife Conservation*. 102 p. https://vtechworks.lib.vt.edu/bitstream/handle/10919/100990/Phipps_AT_T_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- **PIETRON J., CHALOV S.R., CHALOVA A.S., ALEKSEENKO A.V., JARSJÖ J.** (2017). Extreme spatial variability in riverine sediment load inputs due to soil loss in surface mining areas of the Lake Baikal basin. *Catena*, 152: 82-93. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.008>.
- **PIETRZYKOWSKI M., SOCHA J., VAN DOORN N.S.** (2014). Linking Heavy Metal Bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots Pine Needles to Soil Properties in Reclaimed Mine Areas. *Sci. Total Environ.* 470-471, 501-510.
- **PIETRZYKOWSKI M.** (2021). Ecological Engineering and Restoration of Mine Ecosystems. In Handbook of Ecological and Ecosystem Engineering, M.N.V. Prasad (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9781119678595.ch11>.
- **PIGNATI MT, PEZZUTI JCB, SOUZA LC, LIMA MO, PIGNATI WA, MENDES RA.** (2018). Assessment of Mercury Concentration in Turtles (*Podocnemis unifilis*) in the Xingu River Basin, Brazil. *Int J Environ Res Public Health*. 2018 Jun 6;15(6):1185. doi: 10.3390/ijerph15061185. PMID: 29882772; PMCID: PMC6028911.
- **PIGNEUR, J.** (2019). Mise au point d'une méthode intégrée d'analyse des impacts des filières de matières premières minières. Thèse de doctorat. Université Paris Saclay Centrale Supélec. 478 p. <https://theses.hal.science/tel-03123793>.
- **PIGNOUX R., GOURVES P.Y., SOW M., MAURY-BRACHET R.** (2019). Imprégnation mercurielle des femmes enceintes de Guyane (Haut Maroni): étude et prévention. *Toxicologie Analytique et Clinique*, 31(1), 37-48. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352007818303287>.
- **PILOTE M., ANDRE C., TURCOTTE P., GAGNE F., GAGNON C.** (2018). Metal bioaccumulation and biomarkers of effects in caged mussels exposed in the Athabasca oil sands area. *Sci Total Environ.*, 610-611:377-390. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.08.023.
- **PINASSEAU A., ZERGER B., ROTH J., CANOVA M., ROUDIER S.** (2018). Best Available Techniques (BAT) Reference Document for Waste treatment Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control); EUR 29362 EN; Publications Office of the European Union. 814 p. DOI:10.2760/407967.
- **PINHEIRO J.V., MARTINS W.B.R., SIQUEIRA-GAY J., VILLEN-PEREZ S., GIGLIO V.J.** (2026). Ecological Impacts of Mining in the Amazon: Thematic Trends and Research Gaps. *Environmental Management* 76, 112. <https://doi.org/10.1007/s00267-026-02403-6>.
- **PIRRONE N., MAHAFFEY K.R.** (2005) Dynamics of mercury pollution on regional and global scales. Springer Publishers. New York. 744 p.

- **PISCONTE J.N., VEGA C.M., SAYERS C.J., SEVILLANO-RIOS C.S., PILLACA M., QUISPE E., TEJEDA V., ASCORRA C., SILMAN M.R., FERNANDEZ L.E.** (2024). Elevated mercury exposure in bird communities inhabiting Artisanal and Small-Scale Gold Mining landscapes of the southeastern Peruvian Amazon. *Ecotoxicology*, 33(4-5), pp. 472-483. <https://doi.org/10.1007/s10646-024-02740-4>.
- **PLUMPTRE A.J., NIXON S., KUJIRAKWINJA D.K., VIEILLEDENT G., CRITCHLOW R., WILLIAMSON E.A., NISHULI R., KIRKBY A.E., HALL J.S.** (2016). Catastrophic decline of world's largest primate: 80% loss of Grauer's Gorilla (*Gorilla beringei graueri*) population justifies critically endangered status. *PLoS One*, 11(10) <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162697>.
- **PLUMPTRE A.J., NIXON S., CRITCHLOW R., VIEILLEDENT G., NISHULI R., KIRKBY A., WILLIAMSON E.A., HALL J.S., KUJIRAKWINJA D.** (2015). Status of Grauer's Gorilla and Chimpanzee in Eastern Democratic Republic of Congo: Historical and Current Distribution and Abundance. Wildlife Conservation Society, Fauna & Flora International and Institut Congolais pour la Conservation de la Nature, New York. ISBN: 978-0-9792418-5-7.
- **POKORNÁ P., HOVORKA J., BREJCHA J.** (2016). Impact of mining activities on the air quality in the village nearby a coal strip mine in Czech Republic. IOP Conference series, *Earth and Environmental Science*, 44(3):032021. DOI 10.1088/1755-1315/44/3/032021.
- **POKHREL L.R., DUBEY, B.** (2013). Global Scenarios of Metal Mining, Environmental Repercussions, Public Policies, and Sustainability: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43(21), pp. 2352–2388. <https://doi.org/10.1080/10643389.2012.672086>.
- **POND G.J.** (2012). Biodiversity loss in Appalachian headwater streams (Kentucky, USA): Plecoptera and Trichoptera communities. *Hydrobiologia* 2012, 679, pp. 97–117.
- **POND G.J., PASSMORE M.E., BORSUK F.A., REYNOLDS L., ROSE C.J.** (2008). Downstream effects of mountaintop coal mining: comparing biological conditions using family- and genus-level macroinvertebrate bioassessment tools. *Journal of the North American Benthological Society*, 27, pp. 717–737. <https://doi.org/10.1899/08-015.1>.
- **POND, G.J., PASSMORE M.E., POINTON N.D., FELBINGER J.K., WALKER C.A., KROCK K.J.G., FULTON J.B., NASH W.L.** (2014). Long-term impacts on macroinvertebrates downstream of reclaimed mountaintop mining valley fills in central Appalachia. *Environmental Management*, 54:919–933. <https://doi.org/10.1007/s00267-014-0319-6>.
- **PONTÉR S., RODUSHKIN I., ENGSTRÖM E., RODUSHKINA K., PAULUKAT C., PEINERUD E., WIDERLUND A.** (2021). Early diagenesis of anthropogenic uranium in lakes receiving deep groundwater from the Kiruna mine, northern Sweden. *Science of The Total Environment*, vol. 793, 148441, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148441>.
- **PONTES P.R.M., CAVALCANTE R.B.L., GIANNINI T.C., COSTA C.P.W., TEDESCHI R.G., MELO A.M.Q., XAVIER A.C.F.** (2022). Effects of Climate Change on Hydrology in the Most Relevant Mining Basin in the Eastern Legal Amazon. *Water*, 14(9), 1416. <https://doi.org/10.3390/w14091416>.
- **PONTING J., KELLY T.J., VERHOEF A., WATTS M.J., SIZMUR T.** (2021). The impact of increased flooding occurrence on the mobility of potentially toxic elements in floodplain soil - A review. *Sci Total Environ*, 754: 142040. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142040>.
- **POORTER L., BONGERS F., AIDE T.M., ALMEYDA ZAMBRANO A.M., BALVANERA P., BECKNELL J.M., BOUKILI V., BRANCALION P.H., BROADBENT E.N., CHAZDON R.L., CRAVEN D., DE ALMEIDA-CORTEZ J.S., CABRAL G.A., DE JONG B.H., DENSLOW J.S., DENT D.H., DEWALT S.J., DUPUY J.M., DURAN S.M., ESPIRITO-SANTO M.M., FANDINO M.C., CESAR R.G., HALL J.S., HERNANDEZ-STEFANONI J.L., JAKOVAC C.C., JUNQUEIRA A.B., KENNARD D., LETCHER S.G., LICONA J.C., LOHBECK M., MARIN-SPIOTTA E., MARTINEZ-RAMOS M., MASSOCA P., MEAVE J.A., MESQUITA R., MORA F., MUÑOZ R., MUSCARELLA R., NUNES Y.R. et al.** (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530, pp. 211–214. <https://www.nature.com/articles/nature16512>.
- **PORTILLO A., VEGA C.M., MENA J.L., BONIFAZ E., ASCORRA C., SILMAN M.R., FERNANDEZ L.E.** (2024). Mercury bioaccumulation in bats in Madre de Dios, Peru: implications for Hg bioindicators for tropical ecosystems impacted by artisanal and small-scale gold mining. *Ecotoxicology*, 33, pp. 457–469. <https://doi.org/10.1007/s10646-023-02719-7>.
- **POTTER H., JOHNSTON D.** (2014). Inventory of closed mining waste facilities. Environment Agency, Environment & Business Geoscience Technical Services. 35 p. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/288582/LIT_6797_7d390c.pdf.
- **POUILLY M., REJAS D., PÉREZ T., DUPREY J.L., MOLINA C.I., HUBAS C., GUIMARÃES J.R.D.** (2013). Trophic Structure and Mercury Biomagnification in Tropical Fish Assemblages, Iténez River, Bolivia. *PLoS One* 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065054>.
- **POULARD F., DAUPLEY X., DIDIER C., POKRYSKA Z., D'HUGUES P., CHARLES N., DUPUY J.-J., SAVE M.** (2017). Exploitation minière et traitement des minerais. Collection « La mine en France », Tome 6, 77 p. https://www.mineralinfo.fr/sites/default/files/documents/2021-01/tome_06_exploitation_miniere_et_traitement_des_minerais_final24032017_1.pdf.
- **POWELL R.A.** (2017). Mammals and mining for minerals in sulphur-bearing rock formations in northeastern minnesota. A review prepared for Northeastern Minnesotans for Wilderness, 17 p.
- **PRICE P., WRIGHT I.A.** (2016). Water quality impact from the discharge of coal mine wastes to receiving streams: comparison of impacts from an active mine with a closedmine. *Water Air Soil Pollut*, 227(5). <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2854-7>.
- **PRICE G.D., WINKLE K., GEHRELS W.R.** (2005). A geochemical record of the mining history of the Erme Estuary, south Devon, UK. *Marine Pollution Bulletin*, 50(12), 1706-17012.
- **PRICE S.J., MUNCY B.L., BONNER S.J., DRAYER A.N., BARTON C.D.** (2016). Effects of mountaintop removal mining and valley filling on the occupancy and abundance of stream salamanders. *Journal of Applied Ecology*, 53: 459–468.

- **PRIOR T., GIURCO D., MUDD G.M., MASON L., BEHRISCH J.** (2012). Resource depletion, peak minerals and the implications for sustainable resource management. *Global Environmental Change*, 22, 577–587. doi:10.1016/j.gloenvcha.2011.08.009.
- **PROTANO G., NANNONI F.** (2018). Influence of Ore Processing Activity on Hg, As and Sb Contamination and Fractionation in Soils in a Former Mining Site of Monte Amiata Ore District (Italy). *Chemosphere* 2018, 199, 320–330.
- **PURE EARTH & GREEN CROSS SWITZERLAND** (2016). World's worst pollution problems – the toxics beneath our feet. 56 p.
- **PWC** (2022). Mine 2022 - A critical transition. PricewaterhouseCoopers publication. 36 p. https://www.pwc.com/gx/en/energy-utilities-mining/assets/global_mine_report_2022.pdf.
- **PYATT F.B., GILMORE G., GRATAN J.P., HUNT C.O., MCLAREN S.** (2000). An Imperial Legacy? An Exploration of the Environmental Impact of Ancient Metal Mining and Smelting in Southern Jordan. *J. Archaeol. Sci.*, 27, 771–778.
- **QUADRA G.R., ROLAND F., BARROS N., MALM O., LINO A.S., AZEVEDO G.M., THOMAZ J.R., ANDRADE-VIEIRA L.F., PRAÇA-FONTES M.M., ALMEIDA R.M., MENDONÇA R.F., CARDOSO S.J., GUIDA Y.S., CAMPOS J.M.S.** (2019). Far-reaching cytogenotoxic effects of mine waste from the Fundão dam disaster in Brazil, *Chemosphere*. Vol. 215, pp. 753-757, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.104>.
- **QUEIROZ H.M., NOBREGA G.N., FERREIRA T.O., ALMEIDA L.S., ROMERO T.B., SANTAELLA S.T., BERNARDINO A.F., OTERO X.L.** (2018). The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? *Sci. Total Environ.*, 637–638, pp. 498-506, 10.1016/j.scitotenv.2018.04.370.
- **QUÉNEL P.** (2007) Le mercure en Guyane : Risques sanitaires et enjeux de santé publique. Bulletin d'Alerte et de Surveillance Antilles Guyane (BASAG). 16 p. <https://hal.science/hal-05188746v1>.
- **QUEROL X., ALASTUEY A., LOPEZ-SOLER A., PLANA F.** (2000). Levels and chemistry of atmospheric particulates induced by a spill of heavy metal mining wastes in the Donˆana area, Southwest Spain. *Atmos Environ*, 34:239–253. doi:10.1016/s1352-2310(99)00228-9.
- **QUIJANO VALLEJOS P., VEIT P., TIPULA P., REYTAR K.** (2020). Undermining Rights - Indigenous Lands and Mining in the Amazon. World Ressources Institute report. 136 p. <https://doi.org/10.46830/wrirpt.19.00085>.
- **RADLE A.** (2007). The effect of noise on wildlife: a literature review. World Forum for Acoustic Ecology, pp. 1–16.
- **RAFTOPOULOS M.** (2017). Contemporary debates on social-environmental conflicts, extractivism and human rights in Latin America. *The International Journal of Human Rights*, 21(4), pp. 387-404.
- **RAHM M., THIBAUT P., SHAPIRO A., SMARTT T., PALOENG C., CRABBE S., FARIAS P., CARVALHO R., JOUBERT P.** (2017). Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. Reference year 2015. WWF & ONF International. 20 p.
- **RAHM M., SMARTT T., PALOENG C., KASANPAWIRO C., MOE SOE LET V., PICHOT C., BEDEAU C., FARIAS P., CARVALHO R., VILLIEN C.** (2021). Monitoring the impact of gold mining on the forest cover and freshwater in the Guiana Shield. from 2001 to 2018. ECOSEO project, WWF, pp 40.
- **RAHMAN M.A., HASEGAWA H., LIM P.R.** (2012). Bioaccumulation, biotransformation and trophic transfer of arsenic in the aquatic food chain. *Environmental Research*, 116:118–35. PMID: 22534144 <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.014>.
- **RAIMI, M.O. IYINGIALA A.A., SAWYER O.H., SALIU A.O., EBUETE A.W., EMBERRU R.E., SANCHEZ N.D., OSUNGBEMIRO W.B.** (2022). Leaving No One Behind: Impact of Soil Pollution on Biodiversity in the Global South: A Global Call for Action. In: Chibueze Izah, S. (eds) *Biodiversity in Africa: Potentials, Threats and Conservation. Sustainable Development and Biodiversity*, vol 29. Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-19-3326-4_8.
- **RAINBOW P.S.** (2020). Miningcontaminated estuaries of Cornwall – field research laboratories for trace metal ecotoxicology. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 100, 195–210. <https://doi.org/10.1017/S002531541900122X>.
- **RAJAE M., LONG R.N., RENNE E.P., BASU N.** (2015). Mercury Exposure Assessment and Spatial Distribution in A Ghanaian Small-Scale Gold Mining Community. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12, 10755-10782.
- **RAMANI R.V.** (2012). Surface Mining Technology: Progress and Prospects. 1st International Symposium on Innovation and Technology in the Phosphate Industry. *Procedia Engineering*, 46, pp. 9-21.
- **RAMBABU K., BANAT F., PHAM Q.M., HO S.H., REN N.Q., SHOW P.L.** (2020). Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current outlook. *Environ Sci Ecotechnol*. doi: 10.1016/j.ese.2020.100024.
- **RAMIREZ-JAVIER J.C., RAMIREZ-GUZMAN A.H., HERNANDEZ-FLORES G., HERNANDEZ HERNANDEZ M.A., TALAVERA-MENDOZA O., SALGADO SOUTO S.A., CORTES-SILVA A.** (2023). A. Heavy Metal Dispersion in a Hydrological Sub-Basin as Consequence of Mining Activity in Taxco, Guerrero (Southern Mexico). *Water*, 15, 1950. <https://doi.org/10.3390/w15101950>.
- **RANJAN R.** (2019). Assessing the impact of mining on deforestation in India. *Resources Policy*, 60, pp. 23-35.
- **RANJITH P.G., ZHAO J., JU M., DE SILVA R.V.S., RATHNAWEERA T.D., BANDARA A.K.M.S.** (2017). Opportunities and Challenges in Deep Mining: A Brief Review. *Engineering*, vol. 3, Issue 4, pp. 546-551. <https://doi.org/10.1016/j.ENG.2017.04.024>.
- **RAZO I., CARRIZALES L., CASTRO J., DIAZ-BARRIGA F., MONROY M.,** (2004). Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*, 152, 129-152.
- **REBOLLEDO MONSALVE E., JIMÉNEZ PRADO P., MOLINERO ORTIZ J., TOULKERIDIS T.** (2022). Differences in Fish Abundance in Rivers under the Influence of Open-Pit Gold Mining in the Santiago-Cayapas Watershed, Esmeraldas, Ecuador. *Water*, 14, 2992. <https://doi.org/10.3390/w14192992>.

- **REHBEIN J.A., WATSON J.E.M., LANE J.L., SONTER L.J., VENTER O., ATKINSON S.C., ALLAN J.R.** (2020). Renewable energy development threatens many globally important biodiversity areas. *Glob. Change Biol.* 26, pp; 3040–3051. <https://doi.org/10.1111/gcb.15067>.
- **REEVES R.D., BAKER A.J.M.** (2000). Phytoremediation of Toxic Metals, Using Plants to Clean Up the Environment; Raskin, I., Ensley, B.D., Eds.; John Wiley: London, 2000, 232-233.
- **REHMAN G., KHATTAK I., HAMAYUN M., HASEEB M., UMAR M., ALI S., IFTIKHAR H., SHAMS W. A., PERVAIZ R.** (2021). Impacts of mining on local fauna of wildlife in District Mardan & District Mohmand Khyber Pakhtunkhwa Pakistan. *Braz J Biol*, 2021;84:e251733. doi:10.1590/1519-6984.251733.
- **REICHARDT, C.** (2008). Heap Leaching and the Water Environment - Does Low Cost Recovery Come at a High Environmental Cost? *International Mine Water Association (IMWA)*. https://www.imwa.info/docs/imwa_2008/IMWA2008_008_Reichardt.pdf.
- **REICHL C., SCHATZ M.** (2022). World Mining Data 2022 - Iron and Ferro-Alloy, Metals Non-Ferrous, Metals Precious Metals, Industrial Minerals, Mineral Fuels. Vol. 37. 267 p. <https://www.world-mining-data.info/wmd/downloads/PDF/WMD2022.pdf>.
- **RENAULT P., COUSIN I., GASCUEL-ODOUX C., ANTONI V., BISPO A., BOUGON N., DESROUSSEAU M., FEIX I., JOASSARD I., LAVILLE P., PIERART A., CAQUET T.** (2023). Des propriétés des sols aux indicateurs de la qualité des sols, en appui aux politiques publiques et en réponse aux besoins de la société. *Étude et Gestion des Sols*, 30, pp. 207-221.
- **RETOURNEY F.** (2023). L'insoutenable gouvernement du secteur minier. Enjeux et tensions autour de la mine d'or en Guyane. Thèse de doctorat en Science politique. Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2023. 403 p. <https://theses.hal.science/tel-04524733v1>.
- **RESONGLES E.** (2014). Etude de la contamination par les métaux et métalloïdes d'origine minière sur le bassin des Gardons : approche élémentaire (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Tl, Zn) et isotopique (Sb, Zn). Thèse de doctorat. Université de Montpellier 2. 167 p.
- **RESONGLES E., CASIOT C., FREYDIER R., DEZILEAU L., VIERS J., ELBAZ-POULICHET F.** (2014). Persisting impact of historical mining activity to metal (Pb, Zn, Cd, Tl, Hg) and metalloid (As, Sb) enrichment in sediments of the Gardon River, Southern France. *Sci. Total Environ.* 481, 509–521. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.078>.
- **REUBEN A., FRISCHTAK H., BERKY A., ORTIZ E.J., MORALES A.M., HSU-KI H., PENDERGAST, L.L., PAN W.K.** (2020). Elevated Hair mercury levels are associated with neurodevelopmental deficits in children living near artisanal and small-scale gold mining in Peru. *GeoHealth*, 4 (5). <https://doi.org/10.1029/2019GH000222>.
- **REYS, A., GUNZBURGER, Y., LIGER, A. ET GALIN, R.** (2023). Les matières premières minérales non énergétiques en France métropolitaine appréhendées au prisme des titres miniers (1811-2020). *Annales des Mines - Responsabilité & environnement*, 109(1), 108-113. <https://doi.org/10.3917/re1.109.0108>.
- **RIBA I., BLASCO J., JIMENEZ-TENORIO N., DELVALLS T.A.** (2005). Heavy metal bioavailability and effects: I. Bioaccumulation caused by mining activities in the Gulf of Cádiz (SW, Spain). *Chemosphere*, 58(5):659-669. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.02.015.
- **RIBAS C.R., SCHMIDT F.A., SOLAR R.R.C., CAMPOS R.B.F., VALENTIM C.L., SCHOEREDER J.H.** (2012). Ants as Indicators of the Success of Rehabilitation Efforts in Deposits of Gold Mining Tailings. *Restoration Ecology*, 20: 712-720.
- **RYBICKI C., SOLECKI T., WINID B.** (2015) Threats to the environment in the areas of abandoned extraction of hydrocarbon deposits. *Drill Oil Gas* 32:103.
- **RICHARD E. ESTRADA G. BECHTOLD J.-P., HELVECIO J., MAIOLI B., FREITAS A., WARNER K., FIGUEIREDO L.H.** (2020). Water and Sediment Quality in the Coastal Zone Around the Mouth Of Doce River after the Fundão Tailings Dam Failure. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 16. 10.1002/ieam.4309.
- **RICHARD-HANSEN C., DAVY D., LONGIN G., GAILLARD L., RENOUX F., GREHAND P. RINALDO R.** (2019). Hunting in French Guiana Across Time, Space and Livelihoods. *Front. Ecol. Evol.* 7:289. doi: 10.3389/fevo.2019.00289.
- **RICO M. BENITO G., SALGUEIRO A.R., DÍEZ-HERRERO A., PEREIRA H.G.** (2008a). Reported tailings dam failures: A review of the European incidents in the worldwide context, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 152, Issue 2, pp. 846-852. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>.
- **RICO M., BENITO G., DIEZ-HERRERO A.,** (2008b). Floods from tailings dam failures. *Journal of Hazardous Materials*, 154, 79–87.
- **RICO-SANCHEZ A.E., RODRIGUEZ-ROMERO A.J., SEDEÑO-DIAZ J.E., LOPEZ-LOPEZ E., SUNDERMANN A.** (2022). Aquatic macroinvertebrate assemblages in rivers influenced by mining activities. *Sci Rep*, 12, 3209. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06869-2>.
- **RIGHETTI E., RIZOS V., MORESCHI M.** (2025). Setting standards for critical raw materials. State of play and future prospects. CEPS in-depth analysis. 47 p. https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/2025-02/2025-02_ERCC_Raw-Materials-Standardisation.pdf.
- **ROBERT A., MOSBY D., WEBER J., HUNDLEY J., MACMURRAY S. FIRMAN S.** (2009). An Assessment of Freshwater Mussel (Bivalvia: Margaritiferidae and Unionidae) Populations and Heavy Metal Sediment Contamination in the Big River, Missouri. US Fish & Wildlife Service report. <https://www.fws.gov/sites/default/files/documents/nrdar-final-study%20report-SEMO%20Big%20River%20mussel%20and%20sediment-2009.pdf>.
- **ROBERTSON P.K., WILLIAMS D.J. WARD WILSON G.,** (2019). Report of the Expert Panel on the Technical Causes of the Failure of Feijão Dam. 81 p. <https://bdrb1investigationstacc.z15.web.core.windows.net/assets/Feijao-Dam-I-Expert-Panel-Report-ENG.pdf>.
- **ROCHE C., THYGESEN K., BAKER E.** (2017). Mine Tailings Storage: Safety Is No Accident. United Nations Environment Programme and GRID-Arendal. 70 p. <https://url.grida.no/2ZE7G1N>.
- **ROBINEAU B., BERTHAULT L., CHRISTMANN P.** (2011). Nouvelle-Calédonie, terre de Nickel. *Géosciences*, pp.50-59. <https://brgm.hal.science/hal-00662111v1>.

- **ROCHA G.M., SALVADOR B., DE SOUZA LAINO P., SANTOS G.H.C., DEMONER L.E., DA CONCEIÇÃO L.R., TEIXEIRA-AMARAL P., MILL G.N., GHISOLFI R.D., COSTA E.S., LONGHINI C.M., DA SILVA C.A., CAGNIN R.C., SÁ F., NETO R.R., JUNIOR C.D., OLIVEIRA K.S., GRILO C.F., DA SILVA QUARESMA V., BONECKER S.L.C., FERNANDES L.F.L.** (2022). Responses of marine zooplankton indicators after five years of a dam rupture in the Doce River, Southeastern Brazil. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151249>.
- **RODRIGUES A.C., DE MOURA COSTA H.C., FARIA M.B., DE MELO F.R.** (2020). Nonvolant Small Mammal (Rodentia and Didelphimorphia) Assemblages Structure in Areas Under Mining Impact in the Brazilian Amazon. *Tropical Conservation Science*. doi:10.1177/1940082920914884.
- **ROJAS-CONESO J, PICADO-PAVON F, VAN GESTEL CAM, SUAREZ-SERRANO A, PARRA-BARRIENTOS N, QUESADA-ROMAN A, GUILLEN-WATSON A, LOPEZ-MAIETTA M.** (2025). Mining liabilities as a source of toxic metals and physicochemical contaminants in tropical rivers. *J Contam Hydrol*, volume 276. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2025.104758>.
- **ROMAN-DAÑOBEYTIA F., HUAYLLANI M., MICHI A., IBARRA F., LOAYZA-MURO R., VAZQUEZ T., GARCIA, M.** (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering*, 85, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>.
- **ROMERO-BAENA A. J., GONZÁLEZ I., GÁLÁN, E.** (2018). Soil pollution by mining activities in Andalusia (South Spain)—the role of mineralogy and geochemistry in three case studies. *J. Soils Sediment*, 18, pp. 2231–2247.
- **RORATO A.C., CAMARA G., ESCADA M.I.S., PICOLI M.C.A., MOREIRA T., VERSTEGEN J.A.** (2020). Brazilian Amazon Indigenous Peoples Threatened by Mining Bill. *Environ. Res. Lett.*, 15, 1040a3.
- **ROSS M.R.V., MCGLYNN B.L., BERNHARDT E.S.** (2016). Deep Impact: Effects of Mountaintop Mining on Surface Topography, Bedrock Structure, and Downstream Waters. *Environ. Sci. Technol*, 50 (4), 2064–2074.
- **ROSSI M. & GASQUET D.** (dir.) (2014). Exploitations minières passées et présentes. Impacts environnementaux et sociétaux. Collection EDYTEM. Cahiers de géographie, n°17. https://www.persee.fr/issue/edyte_1762-4304_2014_num_17_1.
- **ROSSI M., GASQUET D.** (2017). Conséquences environnementales et gestion des mines abandonnées et dispersées dans les Alpes françaises. A. Rouleau; Dominique Gasquet. L'industrie minière et le développement durable : une perspective internationale francophone., 26, Collection Points de repère, pp. 115-132.
- **ROSSI M., CAMIZULI E., GASQUET D.** (2017). Le passé minier, la gestion de l'après-mine : exemple des Alpes du Nord françaises. *Mines et carrières*. HS n° 20. 11-16. <https://hal.science/hal-01764881>.
- **ROSSI M., CAMIZULI E.** (2021). L'héritage du passé minier dans les Alpes du Nord : rémanence des métaux lourds. *ADLFI. Archéologie de la France – Informations*. <http://journals.openedition.org/adlfi/61269>.
- **ROUHANI A., SKOUSEN J., TACK F. M. G.** (2023). An Overview of Soil Pollution and Remediation Strategies in Coal Mining Regions. *Minerals*, 13(8), 1064. <https://doi.org/10.3390/min13081064>.
- **ROULET M., LUCOTTE M., CANUEL R., FARELLA N., COURCELLES M., GUIMARAES J.-R., MERGLER D., ARNORIM M.** (2000). Increase in mercury contamination recorded in lacustrine sediments following deforestation in the central Amazon. *Chemical Geology*, (165), pp. 243-266.
- **ROULET M., LUCOTTE M., FARELLA N., SERIQUE G., COELHO H., SOUSA PASSOS C. J., DE JESUS DA SILVA E., SCAVONE DE ANDRADE P., MERGLER D., ARNORIM M.** (1999). Effects of recent human colonization on the presence of mercury in Amazonian ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, (112), pp. 297-313.
- **ROUSSEL J.M., LASSALLE G., LE BAIL P.Y.** (2022). Recherches INRAE sur les écosystèmes aquatiques en Guyane. Note INRAE. 3 p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00847/95931/103878.pdf>.
- **ROUSSIS I., VOKOU D., MARDIRIS T.A., MARGARIS N.S.** (1986). The Mining Factor in the Desertification Process. In: Fantechi, R., Margaritis, N.S. (eds) *Desertification in Europe*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-009-4648-4_15.
- **ROWE M.** (2021). Mining the Arctic - Arctic nations are gearing up to exploit the region's abundant natural resources. *Geographical*. <https://geographical.co.uk/nature/polar/item/4113-dossier-mining-the-arctic>.
- **ROY B.A., ZORRILLA M., ENDARA L., THOMAS D.C., VANDEGRIFT R., RUBENSTEIN J.M., POLICHA T., RIOS-TOUMA B., READ M.** (2018). New Mining Concessions Could Severely Decrease Biodiversity and Ecosystem Services in Ecuador. *Tropical Conservation Science*. Vol. 11. doi:10.1177/1940082918780427.
- **ROYCHOWDHURY A., SARKAR D., DATTA R.** (2015). Remediation of Acid Mine Drainage-Impacted Water. *Curr Pollution Rep*, 1, pp. 131-141. <https://doi.org/10.1007/s40726-015-0011-3>.
- **RUBIO I., MARTINEZ-MADRID M., MENDEZ-FERNANDEZ L., GALARZA A., RODRIGUEZ P.** (2016). Heavy metal concentration in feathers of Little Egret (*Egretta garzetta*) nestlings in three coastal breeding colonies in Spain. *Ecotoxicology*, 25 : 30–40.
- **RUIZ F, CHERUBIN M.R., FERREIRA T.O.** (2020). Soil quality assessment of constructed Technosols: towards the validation of a promising strategy for land reclamation, waste management and the recovery of soil functions. *Journal of Environ. Manage*, 276. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111344>
- **RUPPEN D., CHITURI O.A., MECK M.L., PFENNINGER N., WEHRLI B.** (2021). Community-Based Monitoring Detects Sources and Risks of Mining-Related Water Pollution in Zimbabwe. *Front. Environ. Sci.* 9:754540. doi: 10.3389/fenvs.2021.754540.
- **RÜTTINGER L., SCHOLL C.** (2017). Responsible mining? Challenges, perspectives and approaches. Summary of the findings of the research project "Approaches to reducing negative environmental and social impacts in the production of raw materials (UmSoRes)". Umweltbundesamt.
- **SABATER S., BUCHACA T., CAMBRA J., CATALAN J., GUASCH H., IVORRA N., MUÑOZ I., NAVARRO E., REAL M., ROMANI A.** (2003). A structure and function of benthic algal communities in an extremely acid river. *Journal of Phycology*, 39, 481–489. doi:10.1046/j.1529-8817.2003.02104.X.

- **SAHA D.C., PADHY P.K.** (2011). Effect of air and noise pollution on species diversity and population density of forest birds at Lalpahari, West Bengal, India. *Sci Tot Environ*, 409: 5328-5336.
- **SAKO A., NIMI M., REIN A.** (2018). Environmental Geochemistry and Ecological Risk Assessment of Potentially Harmful Elements in Tropical Semi-Arid Soils around the Bagassi South Artisanal Gold Mining Site, Burkina Faso. *Cogent Environ. Sci.* 2018, 4, 1543565.
- **SALAMI A., JIMOH M.A., MUOGHALU J.I.** (2003). Impact Of Gold Mining On Vegetation And Soil In Southwestern Nigeria. *International Journal of Environmental Studies*, 60:4, 343-352, DOI: 10.1080/00207230304731.
- **SALEY A., ADIDI A., BARATOUX D., BECERRA S., BENIDIR M., BRUNEEL O., CERCEAU J., CHEVRILLON-GUIBERT, R., DIALLO M., FAHR M., GRUNBERGER, O., HARROUD T., IRAKI A., KOFFI Y., GOUILL C., MEUR P.-Y. LEVARD C. MAGRIN G., MANOUVRIER S. OLIVERA ANDRADE M. MAURICE L., OUATTARA Z., SACHER W., SMOUNI A., SOLIZ TORRES M.F., SCAMMACCA O., VAN LICHTERVELDE M., VANDERHAEGHE O.** (2023). Decarbonization is not green: overcoming the unspoken issues of a low-carbon world. IRD Policy brief. COP 28.
- **SALO M., HIEDANPÄÄ J., KARLSSON T., CÁRCAMO ÁVILA L., KOTILAINEN J., JOUNELA P., RUMRRILL GARCÍA R.** (2016). Local perspectives on the formalization of artisanal and small-scale mining in the Madre de Dios gold fields, Peru. *The Extractive Industries and Society*, vol. 3 (4), pp. 1058-1066. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.10.001>.
- **SALOMON L., BRUNSTEIN E., LALOUE M.** (2016). Étude des conditions de reprise de la végétation sur les sites miniers alluvionnaires. Rapport d'étude Biotope / Solicaz / Géo Plus Environnement / DEAL Guyane. 130 p.
- **SALOMONS W.** (1995). Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *J. Geochem. Explor*, 52, pp. 5-23.
- **SALOVAROV V.O., KUZNETSOVA D. V.** (2006). Impact of coal mining on bird distribution in Upper Angara Region. *Biol. Bull.* 33, 199-202. <https://doi.org/10.1134/S1062359006020178>.
- **SANCHEZ L.E., ALGER K., ALONSO L., BARBOSA F.A.R., BRITO M.C.W., LAUREANO F.V., MAY P., ROESER H., KAKABADSE Y.** (2018). Impacts of the Fundão Dam failure. A pathway to sustainable and resilient mitigation. Rio Doce Panel Thematic Report No. 1. Gland, Switzerland: IUCN. 52 p.
- **SÁNCHEZ-CHARDI A., RIBEIRO C.A.O., NADAL J.** (2009). Metals in liver and kidneys and the effects of chronic exposure to pyrite mine pollution in the shrew *Crocodyra russula* inhabiting the protected wetland of Doñana. *Chemosphere* 76 (3).
- **SANCHEZ DE LA CAMPA A.M., DE LA ROSA J.D., FERNANDEZ-CALIANI J.C., GONZALEZ-CASTANEDO Y.** (2011). Impact of abandoned mine waste on atmospheric respirable particulate matter in the historic mining district of Rio Tinto (Iberian Pyrite Belt). *Environ. Res.*, 111, 1018-1023.
- **SANCHEZ-CUERVO A.M., DE LIMA L.S., DALLMEIER F., GARATE P., BRAVO A., VANTHOMME H.** (2020). Twenty years of land cover change in the southeastern Peruvian Amazon: implications for biodiversity conservation. *Reg Environ Change*, 20, 8. <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01603-y>.
- **SANCHEZ-GARCÍA P.A., SCHRÖTER B., KRAUSE T., JOHANNES BOONSTRA W., ØSTERGAARD NIELSEN J., LOFT L.** (2025). Gold mining in the Colombian Amazon: empirical insights on the links between sustainability, equity, and power. *Sustain Sci.* <https://doi.org/10.1007/s11625-025-01749-w>.
- **SANCHEZ-TABERNERO G., MUÑOZ-SOSA C., HIDALGO-MUÑOZ A.R., GALÁN J.I., TABERNERO C.** (2025). Understanding the Causes of Social Acceptance and Rejection of a Uranium Mine Development Project in Northwestern Spain. *Sustainability*, 17(2), 429. <https://doi.org/10.3390/su17020429>.
- **SANDERS D., FRAGO E., KEHOE, R. PATTERSON C. GASTON K.J.** (2021). A meta-analysis of biological impacts of artificial light at night. *Nat Ecol Evol.* Vol. 5, 74-81. <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01322-x>.
- **SANTANA C.S., MONTALVAN OLIVARES D.M., SILVA V.H.C., LUZARDO F.H.M., VELASCO F.G., DE JESUS R.M.** (2020). Assessment of water resources pollution associated with mining activity in a semi-arid region. *Jour of Environ Management*, 273, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111148>.
- **SANTÉ PUBLIQUE FRANCE** (2018). Étude d'imprégnation autour d'anciens sites miniers dans le Gard et échanges avec les parties prenantes : analyse et propositions. 130 p.
- **SANTOS-SACRAMENTO L., ARRIFANO G.P., LOPES-ARAUJO A., AUGUSTO-OLIVEIRA M., ALBUQUERQUE-SANTOS R., TAKEDA PY., SOUZA-MONTEIRO J.R., MACCHI B.M., DO NASCIMENTO J.L.M., LIMA R.R., CRESPO-LOPEZ M.E.** (2021). Human neurotoxicity of mercury in the Amazon: A scoping review with insights and critical considerations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111686>.
- **SANTOS SERRÃO DE CASTRO N., DE OLIVEIRA LIMA M.** (2018) Hair as a biomarker of long-term mercury exposure in Brazilian Amazon: A systematic review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15, 500.
- **SARRAILH J.-M.** (2002). La revégétalisation des exploitations minières : l'exemple de la Nouvelle-Calédonie. Dossier Revégétalisation et restauration. Bois et Forêts des Tropiques, n° 272 (2) 21. 11 p.
- **SASAKI K., LESBARRERES D., BEAULIEU C.T., WATSON G., LITZGUS J.** (2016). Effects of a mining-altered environment on individual fitness of amphibians and reptiles. *Ecosphere* 7, 1-14. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1360>.
- **SATAPATHY S., MISHRA M., DAS M.R.** (2024). Sustainable Waste Management Practices for the Mining Sector Through Recycling of Mining Waste. *SpringerBriefs in Earth System Sciences*. 78 p. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-031-67932-2>.
- **SATTA A., VERDINELLI M., RUIU L., BUFFA F., SALIS S., SASSU A., FLORIS I.** (2012) Combination of beehive matrices analysis and ant biodiversity to study heavy metal pollution impact in a post-mining area (Sardinia, Italy). *Environ Sci Pollut Res* 19, 3977-3988.
- **SAVIGE T., QUIGLEY M., WERNER T.T.** (2025). Climate change is devastating mining of minerals needed to fight it. *Nature*, 647, pp. 36-39. doi: <https://doi.org/10.1038/d41586-025-03560-0>.

- SAYERS C.J., EVERS D.C., RUIZ-GUTIERREZ V., ADAMS E., VEGA C.M., PISCONTE J.N., TEJEDA V., REGAN K., LANE O.P., ASH A.A., CAL R., RENEAU S., MARTÍNEZ W., WELCH G., HARTWELL K., TEUL M., TZUL D., ARENDT W.J., TÓRREZ M.A., WATSA M., ERKENSWICK G., MOORE C.E., GERSON J., SÁNCHEZ V., PURIZACA R.P., YUREK H., BURTON M.E.H., SHRUM P.L., TABARES-SEGOVIA S., VARGAS K., FOGARTY F.F., CHARETTE M.R., MARTÍNEZ A.E., BERNHARDT E.S., TAYLOR R.J., TEAR T.H., FERNANDEZ L.E. (2023). Mercury in Neotropical birds: a synthesis and prospectus on 13 years of exposure data. *Ecotoxicology*, 32(8), pp. 1096-1123.
- SCARPELIN J., AGOSTINHO F.D.R., BOAS DE ALMEIDA C.M.V., GIANNETTI B.F., PINTO DIAS L.C. (2022). Valuation of losses and damages resulting from the Fundão's dam failure: An emergy perspective, *Ecol. Model.* 471. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110051>.
- SCHEIDEL A., DEL BENE D., LIU J., NAVAS G., MINGORRIA S., DEMARIA F., AVILA S., ROY B., ERTÖR I., TEMPER L., MARTINEZ-ALIER J. (2020). Environmental conflicts and defenders: A global overview *Global Environmental Change*, vol. 63, <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102104>.
- SCHEIDEL A., FERNANDEZ-LLAMAZARES Á., BARA A.H., DEL BENE D., DAVID-CHAVEZ D.M., FANARI E., GARBA I., HANACEK K., LIU J., MARTINEZ-ALIER J., NAVAS G., REYES-GARCIA V., ROY B., TEMPER L., THIRI M.A., TRAN D., WALTER M., WHYTE K.P. (2023). Global impacts of extractive and industrial development projects on Indigenous Peoples' lifeways, lands, and rights. *Sci Adv.* 9 ; 9. doi: 10.1126/sciadv.ade9557.
- SCHEUHAMMER A.M., MEYER M.W., SANDHEINRICH M.B., MURRAY M.W. (2007). Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36(1):12-18.
- SCHIMANN H. (2005). Impacts de perturbations liées à l'orpaillage sur l'évolution des communautés et fonctionnalités microbiennes d'un sol. Thèse de doctorat. Engref / UMR Ecofog. 97 p.
- SCHIMANN H., PETIT-JEAN C., GUITET S., REIS T., DOMENACH A.-M., ROGGY J.-C. (2012). Microbial bioindicators of soil functioning after disturbance: the case of gold-mining in tropical forests of French Guiana. *Ecological Indicators*. 20, 34-41.
- SCHMIDT F.A., RIBAS C.R., SCHOEREDER J.H. (2013). How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24 : 158-166.
- SCHMIDT T.S., SOUCEK D.J., CHERRY D.S. (2002). Integrative assessment of benthic macroinvertebrate community impairment from metal-contaminated waters in tributaries of the Upper Powell River, Virginia, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, pp. 2233-2241.
- SCHMIEGELOW F.K., MACHTANS C.S., HANNON S.J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, 78, 1914-1932.
- SCHMITT C.J., WHYLE J.J., BRUMBAUGH W.G., TILLITT D.E. (2005). Biochemical effects of lead, zinc, and cadmium from mining on fish in the tri-states district of northeastern Oklahoma, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 24, 1483-1495.
- SCHNEIDER L., BELGER L., BURGER J., VOGT R.C. (2009). Mercury bioaccumulation in four tissues of Podocnemis erythrocephala (Podocnemididae: Testudines) as a function of water parameters. *Sci Total Environ*, 407:1048-1054.
- SCHOENBERGER E. (2016). Environmentally sustainable mining: The case of tailings storage facilities. *Resour. Policy*, 49, pp. 119-128. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.04.009>.
- SCHORR M.S., BACKER J.C. (2006). Localized effects of coal mine drainage on fish assemblages in a Cumberland Plateau stream in Tennessee. *J. Freshwat. Ecol.* 21, 17-24.
- SCHUELER V., KUEMMERLE T., SCHRÖDER H. (2011). Impacts of Surface Gold Mining on Land Use Systems in Western Ghana. *Ambio*, 40, 528-539. <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0141-9>.
- SCHWANTES D., CELSO GONÇALVES JR. A., MANFRIN J., CAMPAGNOLO M.A., ZIMMERMANN J., CONRADI JR. E., BERTOLDO D.C. (2021). Distribution of heavy metals in sediments and their bioaccumulation on benthic macroinvertebrates in a tropical Brazilian watershed, *Ecological Engineering*, vol. 163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106194>.
- SCHWEGLER F. (2006). Air quality management: a mining perspective Anglo Technical Division, South Africa. *Transactions on Ecology and the Environment*, vol. 86. <https://www.witpress.com/Secure/elibrary/papers/AIR06/AIR06021FU1.pdf>.
- SCHWEIZER D. (2015). Dirty Gold War. Rita Production. RTS - Radio Télévision Suisse, SRG-SSR, Arte G.E.I.E, Max Karli & Pauline Gyax. 69 min.
- SECCATORE J., VEIGA M., ORIGLIASSO C., MARIN T., DE TOMI G. (2014). An estimation of the artisanal small-scale production of gold in the world. *Sci Total Environ.* 15:496:662-667. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.003. Epub 2014 May 24. PMID: 24867677.
- SECCATORE J., MARIN T., TARRA-ALMARIO J., RESTREPO-BAENA O.J. (2025). Public Mining Governance for Sustainable Artisanal Gold Mining: Preventing Mercury Pollution in South America. *Sustainability*, 17, 8894. <https://doi.org/10.3390/su17198894>.
- SEGURA-SALAZAR J., TAVARES, L.M. (2018). Sustainability in the Minerals Industry: Seeking a Consensus on Its Meaning. *Sustainability*, 10(5), 1429. <https://doi.org/10.3390/su10051429>.
- SEKI H.A. (2022). Environmental impacts of mining on biodiversity and ecosystem services, PhD thesis, University of York Environment and Geography. Sept. 2022. 257 p.
- SEKI H.A., THORN J.P.R., PLATTS P.J., SHIRIMA D.D., MARCHANT R.A., ABEID Y., BAKER N., ANNANDALE M., MARSHALL A.R. (2022). Indirect impacts of commercial gold mining on adjacent ecosystems, *Biol. Conserv.*, 275.
- SELLIER V. (2020). Développement de méthodes de traçage sédimentaire pour quantifier l'impact des mines de nickel sur l'hyper-sédimentation des rivières et l'envasement des lagons de Nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat. Université Paris Saclay. 233 p.
- SELLWOOD S.A., HIRSCHER-BURNS T., HODGKINS C. (2023). Recharging Community Consent: Mining companies, battery minerals and the battle to break from the past. Oxfam Research report. 10.21201/2023.621546.

- **SEP (2017).** Tackling mercury pollution in the EU and worldwide. Science for Environment Policy. In-depth Report 15 produced for the European Commission, DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. 72 p. https://gylle.dk/wp-content/uploads/2017/11/mercury_pollution_EU_and_worldwide_IR15_en.pdf.
- **SER (2004).** Abécédaire sur l'écologie de la restauration de la SER Internationale. Society for Ecological Restoration, 15 p.
- **SERBULA S.M., MILOSAVLJEVIC J.S., RADOJEVIC A.A., KALINOVIC J. V., KALINOVIC T.S. (2017).** Extreme air pollution with contaminants originating from the mining–metallurgical processes. *Sci. Total. Environ.*, 586, pp. 1066–1075.
- **SERGEANT C.J., SEXTON E.K., MOORE J.W., WESTWOOD A.R., NAGORSKI S.A., EBERSOLE J.L., CHAMBERS D.M., O'NEAL S.L., MALISON R.L., HAUER F.R., WHITED D.C., WEITZ J., CALDWELL J., CAPITO M., CONNOR M., FRISSELL C.A., KNOX G., LOWERY E.D., MACNAIR R., MARLATT V., MCINTYRE J.K., MCPHEE M., SKUCE N. (2022).** Risks of mining to salmonid-bearing watersheds. *Sci. Adv.*, 8. DOI:10.1126/sciadv.abn0929.
- **SERI (2000).** Overconsumption? Our Use of the World's Natural Resources. Austria: Global 2000, Friends of the Earth; 2009. 36 p. https://cdn.friendsoftheearth.uk/sites/default/files/downloads/overconsumption.pdf?_ga=2.267143950.186621365.2.1648030945-2076619587.1648030945.
- **SERVILLE G. (2021).** Rapport fait au nom de la commission d'enquête sur la lutte contre l'orpaillage illégal en Guyane. Document n° 4404. Assemblée Nationale. 124 p. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/rapports/ceorguy/l15b4404_rapport-enquete.pdf.
- **SHAHSAVARI A., TABATABAEI YAZDI F., MOOSAV, Z. HEIDARI A. SARDARI P. (2019).** A study on the concentration of heavy metals and histopathological changes in Persian jirds (Mammals; Rodentia), affected by mining activities in an iron ore mine in Iran. *Environ Sci Pollut Res*, vol. 26, 12590–12604. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04646-9>.
- **SHAO D., KANG Y., WU S., WONG M.H. (2012).** Effects of sulfate reducing bacteria and sulfate concentrations on mercury methylation in freshwater sediments. *Science of the Total Environment*, 424: pp. 331–336. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.09.042>.
- **SHAR S., MOROLDOEV I.V., LKHAGVASUREN D. (2020).** Small mammal communities of the Mongolian Gobi Region: diversity and impacts of mining. *Russian J. Theriol.* vol. 19. No.1. P.94–98. doi: 10.15298/rusjtheriol.19.1.10.
- **SHARMA R. (2013).** Deep-Sea Impact Experiments and their Future Requirements. *Marine Georesources & Geotechnology*, vol. 23 (4) : 331–338. doi:10.1080/10641190500446698.
- **SHCHOKIN V., EZHOV V., SHCHOKINA O., CHASOVA E. (2021).** Degasification and removal of dust at mass explosions in pits using a humate reagent in the internal and external storage. *Ukrainian Journal of Ecology*, 11 (1) pp. 132–138.
- **SHEORAN V., SHEORAN A., POONIA. P. (2010).** Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *International Journal of Soil, Sediment and Water*. 3(13), 20 p.
- **SHEORAN V., SHEORAN A., POONIA P. (2013).** Phytostabilisation of metalliferous mine waste. *Journal of Industrial Pollution Control*, vol. 29, no. 2, pp. 183–192.
- **SHEWRY T. (2017).** Going Fishing: Activism against Deep Ocean Mining, from the Raukūmara Basin to the Bismarck Sea". *South Atlantic Quarterly*, 116 (1): 207–217. doi:10.1215/00382876-3749625.
- **SHRUM P.L. (2009).** Analysis of mercury and lead in birds of prey from gold-mining areas of the Peruvian Amazon. Retrieved from Clemson University. 54 p.
- **SHU W.S., YE Z.H., ZHANG Z.Q., LAN C.Y., WONG M.H. (2005).** Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in Southern China. *Restor Ecol* 13:49–60. doi:10.1111/j.1526-100X.2005.00007.x
- **SIERRA-MARQUEZ L., PEÑUELA-GOMEZ S., FRANCO-ESPINOSA L., GOMEZ-RUIZ D., DIAZ-NIETO J., SIERRA-MARQUEZ J., OLIVERO-VERBEL J. (2018).** Mercury levels in birds and small rodents from Las Orquideas National Natural Park, Colombia. *Environ Sci Pollut Res*, 25, 35055–35063. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3359-2>.
- **SILVERA A., REQUENA N., MAUAD F.F. (2026).** Artisanal Mining Contamination of Metal(Loid)s in Madre De Dios River Sediments (Amazon) and Ecological Risk Assessment. *Water*, 18, 162. <https://doi.org/10.3390/w18020162>.
- **SIMCOCK R., ROSS C. (2014).** Guidelines for mine rehabilitation in Westland. Landscape Research Manaaki Whenua. Envirolink Advice Grant : 937-WCRC83.
- **SIMMONS J. A., CURRIE W.S., ESHLEMAN K.N., KUERS K., MONTELEONE S., NEGLEY T.L., POHLAD B.R., THOMAS C.L. (2008).** Forest to reclaimed mine land use change leads to altered ecosystem structure and function. *Ecological Applications*, 18 (1), 104–118. <https://doi.org/10.1890/07-11171>
- **SIMONIN M., ROCCA J.D., GERSON J.R., MOORE E., BROOKS A.C., CZAPLICKI L., ROSS M.R.V., FIERER N., CRAINE J.M., BERNHARDT E.S. (2021).** Consistent declines in aquatic biodiversity across diverse domains of life in rivers impacted by surface coal mining. *Ecological Applications*, 31(6):e02389. 10.1002/eap.2389.
- **SIMON-LLEDO E., BETT B.J., HUVENNE V., KÖSER K., SCHOENING T., GREINERT J., JONES D. (2019).** Biological effects 26 years after simulated deep-sea mining. *Scientific Reports*, 9. 10.1038/s41598-019-44492-w.
- **SIMS D.B., HOODA P.S., GILLMORE G.K. (2013).** Mining Activities and Associated Environmental Impacts in Arid Climates: A Literature Review. *Environment and Pollution*. 2. 22-43. 10.5539/ep.v2n4p22.
- **SINGER M.B., AALTO R., JAMES L.A., KILHAM N.E., HIGSON J.L., GHOSAL S. (2013).** Enduring legacy of a toxic fan via episodic redistribution of California gold mining debris. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 110, pp. 18436–18441 <http://dx.doi.org/10.1073/pnas>.
- **SIQUEIRA-GAY J., SONTER, L.J., SANCHEZ L.E. (2020).** Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. *Resources Policy*, 67, 101662. doi:10.1016/j.resourpol.2020.101662.
- **SIQUEIRA-GAY J., SANCHEZ L.E. (2021).** The outbreak of illegal gold mining in the Brazilian Amazon boosts deforestation. *Reg Environ Change* 21, 28. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01761-7>.

- SIQUEIRA-GAY J., METZGER J.P., SÁNCHEZ L.E., SONTER L.J. (2022). Strategic planning to mitigate mining impacts on protected areas in the Brazilian Amazon. *Nat. Sustain.* 5, pp. 853–860.
- SKENDERAS D., POLITI, C. (2023). Industry 4.0 Roadmap for the Mining Sector. *Materials Proceedings*, 15(1), 16. <https://doi.org/10.3390/materials2023015016>.
- SKOUSEN J., ROSE A., GEIDEL G., FOREMAN J., EVANS R., HELLIE W. ET AL. (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Avoidance and Remediation Working Group of the Acid drainage technology initiative (ADTI). Published by The National Mine Land Reclamation Center. 140 p. <https://www.wri.org/wp-content/uploads/2013/08/Handbook-Avoidance-Remediation-Skousen-1999.pdf>.
- SKOUSEN J.G., SEXSTONE A., ZIEMKIEWICZ P.F. (2000). Acid mine drainage control and treatment. *Agronomy*, 41: pp. 131–168.
- SLIMANI T., EL HASSANI M.S., EL MOUDEN E.H. (2018). Large-scale geographic patterns of mercury contamination in Morocco revealed by freshwater turtles. *Environ Sci Pollut Res* 25, 2350–2360. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0643-5>.
- SLONECKER E.T., BENDER M.J. (2001). Remote sensing and mountaintop mining. *Remote Sensing Reviews*, 20 (4), 293–322.
- SMITH K.S., HUYCK H.L.O. (1999). An Overview of the Abundance, Relative Mobility, Bioavailability, and Human Toxicity of Metals. In G.S. Plumlee and M.J. Logsdon (Eds.), *The Environmental Chemistry of Mineral Deposits, Reviews in Economic Geology, Volume 6A*, pp. 29-70. <https://www.resolutionmineeis.us/sites/default/files/references/smith-huyck-1999.pdf>.
- SMITH A.C., VIRGL J.A., PANAYI D., ARMSTRONG A.R. (2005). Effects of a diamond mine on Tundra breeding birds. *Arctic*, 58: 295-304.
- SMOLDERS A.J.P., LOCK R.A.C., VAN DER VELDE G., MEDINA HOYOS R.I., ROELOFS J.G.M. (2003). Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment, and macroinvertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archeo Environ Contam Toxicol*, vol. 44(3) : pp. 314–323. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2042-1>.
- SMUCKER N.J., VIS M.L. (2009). Use of diatoms to assess agricultural and coal mining impacts on streams and a multi-assemblage case study. *J. N. Am. Benthol. Soc*, 28, 659–675.
- SONTER L.J., MORAN C.J., BARRETT D.J., SOARES-FILHO B.S. (2014). The processes of land use change in mining regions. *Journal of Cleaner Production*. doi: 10.1016/j.jclepro.2014.03.084.
- SONTER L.J., HERRERA D., BARRETT D.J., GALT FORD G.L., MORAN C.J., SOARES-FILHO B.S. (2017). Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat. Commun.* 8, pp. 1–7. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.
- SONTER L.J., ALI S.H., WATSON J.E.M. (2018). Mining and biodiversity: key issues and research needs in conservation science. *Proc. R. Soc. B*, 285: 20181926. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.1926>.
- SONTER L.J., DADE M.C., WATSON J.E., VALENTA R.V. (2020). Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications*, 11, 1–6. <https://www.nature.com/articles/s41467-020-17928-5.pdf>.
- SONTER L.J., LLOYD T.J., KEARNEY S.G., DI MARCO M., O'BRYAN C.J., VALENTA R., WATSON J.E.M. (2022). Conservation implications and opportunities of mining activities for terrestrial mammal habitat. *Conserv. Sci. Pract.* 4. <https://doi.org/10.1111/csp2.12806>.
- SONTER L.J., MARON M., BULL J., GILJUM S., LUCKENEDER S., MAUS V., MCDONALD-MADDEN E., NORTHEY S.A., SÁNCHEZ L.E., VALENTA R., VISCONTI P., WERNER T.T., WATSON, J. (2023). How to fuel an energy transition with ecologically responsible mining. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120 (35) 10.1073/pnas.2307006120.
- SONTER L.J., FREESTONE M., WHITE T., STARKEY M., ANSTEE S., BULL J.W., CROWLEY H., LIVINGSTONE S., PUTRI T., VICTURINE R., WEATHERDON L. (2026). Delivering Nature Positive outcomes through landscape conservation: credible actions and shared responsibility in the mining sector. *Ecoevorxiv.org*. 14 p. <https://doi.org/10.32942/X22W9M>.
- SORESINI G., DA SILVA F. A., LEUCHTENBERGER C., MOURÃO G. (2020). Total mercury concentration in the fur of free-ranging giant otters in a large Neotropical floodplain. *Environmental Research*, In press. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110483>.
- SOUSA R.N., VEIGA, M.M. (2009). Using performance indicators to evaluate an environmental education program in artisanal gold mining communities in the Brazilian Amazon. *Ambio*, 38, 40–46. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.1.40>.
- SOVACOOOL B.K., ALI S.H., BAZILIAN M., RADLEY B., NEMERY B., OKATZ J., MULVANEY D. (2020). Sustainable minerals and metals for a low-carbon future. *Science*, 367, (6473), 30-33.
- SPIEGEL S.J. (2012). Governance Institutions, Resource Rights Regimes, and the Informal Mining Sector: Regulatory Complexities in Indonesia. *World Development*. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2011.05.015>.
- SPIRA C., KIRKBY A., KUJIRAKWINJA D., PLUMPTRE, A. (2019). The socio-economics of artisanal mining and bushmeat hunting around protected areas: Kahuzi-Biega National Park and Itombwe Nature Reserve, eastern Democratic Republic of Congo. *Oryx*, 53(1), 136-144.
- STECKLING N., TOBOLLIK M., PLASS D., HORNBERG C., ERICSON B., FULLER R., BOSE-O'REILLY S. (2017a). Global Burden of Disease of Mercury Used in Artisanal Small-Scale Gold Mining. *Annals of Global Health*, 83. 10.1016/j.aogh.2016.12.005.
- STECKLING N., DEVLEESSCHAUWER B., WINKELNKEMPER J., FISCHER F., ERICSON B., KRÄMER A., HORNBERG C., FULLER R., PLASS D., BOSE-O'REILLY S. (2017b). Disability weights for chronic mercury intoxication resulting from gold mining activities: results from an online pairwise comparisons survey. *Int J Environ Res Public Health*. 14: 57.

- **STEINGRÄBER L.F., LUDOLPHY C., METZ J., GERMERSHAUSEN L., KIERDORF H., KIERDORF U.** (2022). Heavy metal concentrations in floodplain soils of the Innerste River and in leaves of wild blackberries (*Rubus fruticosus* L. agg.) growing within and outside the floodplain: the legacy of historical mining activities in the Harz Mountains (Germany). *Environ Sci Pollut Res Int*, 29(15): pp. 22469-22482. doi:10.1007/s11356-021-17320-w.
- **STERNAL B., JUNTILA J., SKIRBEKK K., FORWICK M., CARROLL J., PEDERSEN K.B.** (2017). The impact of submarine copper mine tailing disposal from the 1970s on Repparfjorden, northern Norway. *Mar. Pollut. Bull.*, 120, 136–153. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.054>.
- **STEWART A.** (2020). Mining is bad for health: a voyage of discovery. *Environ Geochem Health*, 1153-1165.
- **STOLL E., ROOPSIND A., MAHARAJ G., VELAZCO S., CAUGHLIN T.T.** (2022). Detecting gold mining impacts on insect biodiversity in a tropical mining frontier with SmallSat imagery. *Remote Sens Ecol Conserv*, 8: 379-390. <https://doi.org/10.1002/rse2.250>.
- **STRUCKHOFF M.A., STROH E.D., GRABNER K.W.** (2013). Effects of mining-associated lead and zinc soil contamination on native floristic quality. *Journal of Environmental Management*, 119: 20–28.
- **STRUZIK E.** (2015). De l'Alberta à l'Arctique, le lourd tribut environnemental des sables bitumineux Rapport 2015. <http://multinationales.org/De-l-Alberta-a-l-Arctique-le-lourd-tribut-environnemental-des-sables-bitumineux>.
- **STUEHLEN C., ANDERL, F.** (2024). Transnational companies in environmental conflicts: Rio Tinto, anti-mining resistance in Serbia, and the contradictions of Europeanization. *Z Friedens und Konfliktforsch* 13, pp. 243–268. <https://doi.org/10.1007/s42597-024-00114-5>.
- **SUEUR J., FARINA A., GASC A., PIERETTI N., PAVOINE S.** (2014). Acoustic indices for biodiversity assessment and landscape investigation. *Acta Acustica U. Acustica*, 100, pp. 772–781.
- **SUMI L., GESTRING B.** (2013). Polluting the Future: How mining companies are contaminating our nation's waters in perpetuity. *Earthworks*. 52 p. <https://41p14t2a856b1gs8ii2wv4k4-wpengine.netdna-ssl.com/assets/uploads/archive/files/publications/Pollutin gTheFuture-FINAL.pdf>.
- **SUTHERLAND A.B., MEYER J.L.** (2007). Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environ Biol Fish*, vol. 80(4): 389–403. <https://doi.org/10.1007/s10641-006-9139-8>.
- **SUTHERLAND A.B., MEYER J.L., GARDINER E.P.** (2002). Effects of land cover on sediment regime and fish assemblage structure in four southern Appalachian streams. *Freshw Biol*, vol. 47(9): 1791–1805. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00927.x>
- **SÜTO L.** (2010). Extraction of fossil fuels. In : Szabo', J., Da'vid, L., Lo'czy, D. (Eds.), *Anthropogenic Geomorphology: A Guide to Man-Made Landforms*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, pp. 131–154 (Chapter 10).
- **SYSTEXT** (2020). Dynamine - La voracité de la mine industrielle. <https://www.systext.org/node/1597>.
- **SYSTEXT** (2021a). Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 1: Analyse argumentée basée sur un retour d'expérience international, portant sur plusieurs sujets d'actualité : Caractère prédateur et dangereux - Techniques minières - Déversements volontaires en milieux aquatiques - Anciens sites miniers. 162 p. <https://www.systext.org/node/1785>.
- **SYSTEXT** (2021b). Cyanuration dans l'industrie aurifère - Enjeux techniques et principaux risques. Note d'analyse. 34 p. <https://www.systext.org/node/1734>.
- **SYSTEXT** (2022). Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 2 Tome 1: Exploration et exploitation minières en eaux profondes. 114 p. <https://www.systext.org/node/1931>.
- **SYSTEXT** (2023). Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 2 Tome 2 : Meilleures pratiques et mine « responsable ». 138 p. <https://www.systext.org/node/1937>.
- **SYSTEXT** (2024). Controverses minières - Pour en finir avec certaines contrevérités sur la mine et les filières minérales - Volet 2 Tome 3 : Mine secondaire et recyclage. 222 p. https://www.systext.org/sites/all/documents/RP_SystExt_Controverses-Mine_VOLET-2_Tome-2.pdf.
- **SVITOK M., NOVIKMEC M., BITUSIK P., MASA B., OBONA J., OCADLIK M., MICHALKOVA E.** (2014). Benthic Communities of Low-Order Streams Affected by Acid Mine Drainages: A Case Study from Central Europe. *Water*, 6. 1312-1338. 10.3390/w6051312.
- **SWEETMAN A.K., SMITH A.J., DE JONGE D.S.W., HAHN T., SCHROEDL P., SILVERSTEIN M., ANDRADE C., EDWARDS R.L., LOUGH A.J.M., WOULDLS C., HOMOKY W.B., KOSCHINSKY A., FUCHS S., KUHN T., GEIGER F., MARLOW J.J.** (2024). Evidence of dark oxygen production at the abyssal seafloor. *Nat. Geosci.* 17, 737–739. <https://doi.org/10.1038/s41561-024-01480-8>.
- **SWENSON J.J., CARTER C.E., DOMEK J.C., DELGADO, C.I.** (2011). Gold mining in the peruvian amazon: Global prices, deforestation, and mercury imports. *PLoS One*, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018875>.
- **SWINKELS L.H., VAN DE VEN M.W.P.M., STASSEN M.J.M., VAN DER VELDE G., LENDERS H.J.R., SMOLDERS A.J.P.** (2012). Suspended sediment causes annual acute fish mortality in the Pilcomayo River (Bolivia). *Hydrol Process*, 28(1):8–15. <https://doi.org/10.1002/hyp.9522>.
- **TADZHIBAEV K.T., TADZHIBAEV D.K.** (2005), Deformation criterion of stability for dumps located on a glacier (by an example of the Kumtor deposit), *Journal of Mining Science*, 41, 134–137. <https://doi.org/10.1007/s10913-005-0074-4>.
- **TAIWO A.M., AWOMESO J.A.** (2017). Assessment of tracemetal concentration and health risk of artisanal goldmining activities in Ijeshaland, Osun State Nigeria - Part 1. *Jour Geochem Explor*, vol. 177: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.01.009>.
- **TALUKDER P., RAY R., SARKAR M., DAS A., CHAKRABORTY S.** (2024). Adverse effects of mining pollutants on terrestrial and aquatic environment and its remediation. *Environmental Quality Management*, 33(4), pp. 595–610. <https://doi.org/10.1002/tqem.22121>.

- **TASLIMA K., AL-EMRAN M., RAHMAN M.S., HASAN J., FERDOUS Z., ROHANI M.F., SHAHJAHAN M.** (2022). Impacts of heavy metals on early development, growth and reproduction of fish – a review. *Toxicol. Reports* 9, 858–868. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2022.04.013>.
- **TAMBURINI M., BADOCCO D., ERCADI R., TURICCHIA E., ZAMPA G., GASPARINI F., BALLARIN L., GUERRA R., LASUT M.T., MAKAPEDUA D.M., MAMUAJA J., PASTORE P., PONTI M.** (2022). Bioaccumulation of Mercury and Other Trace Elements in the Edible Holothurian *Holothuria* (Halodeima) atra in Relation to Gold Mining Activities in North Sulawesi, Indonesia. *Front. Mar. Sci.* 9:863629. doi: 10.3389/fmars.2022.863629.
- **TANG L., WERNER T.T.** (2023). Global mining footprint mapped from high-resolution satellite imagery. *Commun Earth Environ* 4, 134. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00805-6>.
- **TARRAS-WAHLBERG N.H., FLACHIER A., FREDRIKSSON G., LANE S., LUNDBERG B., SANGFORS O.** (2000). Environmental Impact of Small-Scale and Artisanal Gold Mining in Southern Ecuador. *AMBIO J. Hum. Environ.* Vol. 29, 484–491.
- **TARRAS-WAHLBERG N.H., FLACHIER A., LANE S.N., SANGFORS O.** (2001). Environmental impacts and metal exposure of aquatic ecosystems in rivers contaminated by small scale gold mining: the Puyango River basin, southern Ecuador. *Sci Total Environ*, 278(1–3): 239–261.
- **TARRAS-WAHLBERG N.H., LANE S.N.** (2003). Suspended sediment yield and metal contamination in a river catchment affected by El Nino events and gold mining activities: the Puyango river basin, southern Ecuador. *Hydrological Processes*, 17(15), 3101–3123.
- **TAUBIRA C.** (2000). L'or en Guyane – Éclats et artifices. Rapport à Monsieur le Premier Ministre. La documentation française. 155 p. <https://www.vie-publique.fr/files/rapport/pdf/004001895.pdf>.
- **TAULI-CORPUZ V.** (2017). Conflict, peace and the human rights of Indigenous Peoples. Dans Institute for the Study of Human Rights, Indigenous Peoples' Rights and Unreported Struggles: Conflict and Peace (pp. 1-19). Institute for the Study of Human Rights, Columbia University.
- **TAUX K., KRAUS T., KAIFIE A.** (2022) Mercury Exposure and Its Health Effects in Workers in the Artisanal and Small-Scale Gold Mining (ASGM) Sector—A Systematic Review. *Int J Env Res Pub He.* Vol. 19, 2081.
- **TAYLOR M.P., MACKAY A.K., HUDSON-EDWARDS K.A., HOLZ E.** (2010). Soil Cd, Cu, Pb and Zn contaminants around Mount Isa city, Queensland, Australia: potential sources and risks to human health. *Applied Geochemistry*, 25, 841–855.
- **TCHOUNWOU P.B., YEDJOU C.G., PATLOLLA A.K., SUTTON D.J.** (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. In: Luch, A. (eds) *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology. Experientia Supplementum*, vol 101. Springer, Basel. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
- **TEIXEIRA-SANTOS J., RIBEIRO A.C.D.C., WIIG Ø., PINTO N.S., CANTANHEDE L.G., SENA L., MENDES-OLIVEIRA A.C.** (2020). Environmental factors influencing the abundance of four species of threatened mammals in degraded habitats in the eastern Brazilian Amazon. *PLoS One*, vol. 15(2) : e0229459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229459>.
- **TEJERINA-GARRO F.L., DE MÉRONA B.** (2001). Spatial variability of biotic and abiotic factors of the aquatic habitat in French Guiana. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* Vol. 17, pp.157-169. <https://doi.org/10.1002/rrr.619>.
- **TELMER K., VEIGA M.M.** (2009). World emissions of mercury from artisanal and small scale gold mining. In: *Mercury Fate and Transport in the Global Atmosphere Emissions, Measurements and Models*. Pirrone, N. and Mason, R. (Éds). Springer-Verlag, Heidelberg, Germany, pp. 131–172.
- **TELMER K.** (2011). World Artisanal Gold Production. Retrieved from Artisanal Gold Council: <https://www.artisanalgold.org/publications/articles/world-artisanal-gold-production/>, 15.01.2020.
- **TERRA B.F., ARAUJO F.G., CALZA C.F., LOPES R.T., TEIXEIRA T.P.** (2008). Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river. *Water Air Soil Pollut* 187: 275–284. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9515-9>
- **THIARD E.** (2020). Impacts de l'exploitation des ressources en eau par les industries extractives dans le nord du Chili. Les publications des jeunes IHEDN [Ocean week] cycle sur l'eau - #1/7. https://jeunes-ihedn.org/wp-content/uploads/2020/11/LJI_impacts-exploitation-eau-industries-extractives-Chili_Emilie-THIARD_112020-1.pdf.
- **THIEL H. SCHRIEVERB G., AHNERTB A., BLUHMA H., BOROWSKIA C., VOPELA K.** (2001). The large-scale environmental impact experiment DISCOL—reflection and foresight. *Deep-Sea Res. Pt II.* 48, 3869–3882, [https://doi.org/10.1016/S0967-0645\(01\)00071-6](https://doi.org/10.1016/S0967-0645(01)00071-6).
- **THIENPONT J.R., KOROSI J.B., HARGAN K.E., TRISHA W., EICKMEYER D.C., KIMPE L.E., PALMER M.J., SMOL J.P., BLAIS J.M.** (2016). Multi-trophic level response to extreme metal contamination from gold mining in a subarctic lake. *Proc. R. Soc. Bull.* <http://doi.org/10.1098/rspb.2016.1125>.
- **THOMAS S.** (2012). Méthodes de végétalisation dans la restauration écologique de sites miniers : comparaison entre le Québec et le Pérou. Faculté des Sciences - Université de Sherbrooke. 116 p.
- **THOMAS G., SHERIDAN C., HOLM P.E.** (2022) A critical review of phytoremediation for acid mine drainage-impacted environments, *Science of The Total Environment*, Vol. 811. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152230>.
- **THOMPSON F.L., DE OLIVEIRA B.C., CORDEIRO M.C., MAIS B.P., RANGEL T.P., PAZ P., FREITAS T., LOPES G., SILVA B.S., CABRAL A.S., SOARES M., DE LACERDA D., VERGILIO C.S., LOPES-FERREIRA M., LIMA C., THOMPSON C.C., REZENDE C.E.** (2020). Severe impacts of the Brumadinho dam failure (Minas Gerais, Brazil) on the water quality of the Paraopeba River. *Science of the Total Environment*, 705(25),135914. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.135914.
- **TIKHONOVA I., GUSEVA T., AVEROCHKIN E., SHCHELCHKOV K.** (2021). Best available techniques and best environmental management practices: Collaboration between industries and regions. *Procedia Environmental Science, Engineering and Management*, 8(2), 495-505.
- **TIMSINA S., HARDY N.G., WOODBURY D.J., ASHTON M.S., COOK-PATTON S.C., PASTERNAK R., MARTIN M.P.** (2022). Tropical surface gold mining: A review of ecological impacts and restoration strategies. *Land Degradation & Development*, 33(18), pp. 3661–3674. <https://doi.org/10.1002/ldr.4430>.

- **TIWARY R.K.** (2001). Environmental Impact of Coal Mining on Water Regime and Its Management. *Water Air Soil Pollut*, 132, 185–199.
- **TOLVANEN A., EILU P., JUUTINEN A., KANGAS K., KIVINEN M., MARKOVAARA-KOIVISTO M., NASKALI A., SALOKANNEL V., TUULENTIE S., SIMILÄ J.** (2019). Mining in the Arctic environment - A review from ecological, socioeconomic and legal perspectives. *J Environ Manage*, vol. 1;233:832-844. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.124. Epub 2018 Dec 29. PMID: 30600123.
- **TOMA C.L** (2021). Analyse comparative des différentes méthodes de gestion intégrée des rejets miniers permettant de minimiser l'impact des opérations minières. Mémoire de Maîtrise. Univ. de Sherbrooke. 70 p.
- **TOMCZYK C.** (2024). De l'exploitation des minerais non ferreux aux productions métalliques de la fin du Néolithique au 1er âge du Fer en Europe : formation et caractérisation des réseaux d'échange. Archéologie et Préhistoire. Université Panthéon-Sorbonne - Paris I. 512 p. <https://theses.hal.science/tel-04851272v1>
- **TOMINACK R.L.** (2005). Environmental pollution focus area: Acid mine drainage. *Clinical Toxicology*, vol. 43(5). ISSN: 1556-3650.
- **TOMIYAMA S., IGARASHI T.** (2022). The potential threat of mine drainage to groundwater resources. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 100347, ISSN 2468-5844.
- **TOP E., DIALLO M., ARNAUD-FASSETTA G., MAGRIN G.** (2024). Gold mining, discourses, and threats: What is really damaging the fluvial hydrosystem of the Faleme River? *Journal of Political Ecology* 31(1), 868–887. doi: <https://doi.org/10.2458/jpe.5949>.
- **TORDOFF G.M., BAKER A.J.M., WILLIS, A.J.** (2000). Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 41, pp. 219-228.
- **TOST M., BAYER B., HITCH M., LUTTER S., MOSER P., FEIEL S.** (2018). Metal mining's environmental pressures—a review and updated estimates on CO2 emissions, water use and land requirements. *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su10082881>.
- **TOWNSEND P.A., HELMERS D.P., KINGDON C.C., MCNEIL B.E., DE BEURS K.M., ESHLEMAN K.N.** (2009). Changes in the extent of surface mining and reclamation in the Central Appalachians detected using a 1976-2006. Landsat time series. *Remote Sensing of Environment*, 113, 62- 72. doi:10.1016/j.rse.2008.08.012.
- **TREMBLAY G.** (2001). The Canadian Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Initiative. *VI Southern hemisphere meeting on mineral technology*, (pp. 25-32). Rio de Janeiro.
- **TREMBLAY G., HOGAN C.** (2016). Managing Orphaned and Abandoned Mines – A Canadian Perspective. Dealing with Derelict Mines Summit. 43 p.
- **TRENCH A., BAUR D., ULRICH S., SYKES J.P.** (2024). Gold Production and the Global Energy Transition—A Perspective. *Sustainability*, 16(14), 5951. <https://doi.org/10.3390/su16145951>.
- **TSCHAKERT P.** (2010). Mercury in fish: a critical examination of gold mining and human contamination in Ghana', *Int. J. Environment and Pollution*, Vol. 41, Nos. 3/4, pp.214–228.
- **TUDESQUE L., GRENOUILLET G., GEVREY M., KHAZRAIE K., BROSSE S.** (2012). Influence of small-scale gold mining on French Guiana streams: are diatom assemblages valid disturbance sensors? *Ecol Indic*, vol. 14(1): 100–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.07.018>.
- **TUOKUU F.X.D., IDEMUDIA U., GRUBER J.S., KAYIRA J.** (2019). Identifying and clarifying environmental policy best practices for the mining industry - A systematic review. *Journal of Cleaner Production*, 222, pp. 922-933.
- **TURNER S.R., CROSS A.T., JUST M., NEWTON V., PEDRINI S., TOMLINSON S., DIXON K.** (2022) Restoration seedbanks for mined land restoration. *Restoration Ecology* 30:e13667. <https://doi.org/10.1111/rec.13667>.
- **TUTAK M., BRODNY J.** (2019). Forecasting Methane Emissions from Hard Coal Mines Including the Methane Drainage. *Process. Energies*, vol. 12, 3840.
- **UDODENKO Y., ROBINSON C.T., CHOIJIL J., BADRAKH R., MUNKHBAT J., IVANOVA E., KOMOV V.** (2022). Mercury levels in sediment, fish and macroinvertebrates of the Boroo River, northern Mongolia, under the legacy of gold mining. *Ecotoxicology*. 31. 1-12.
- **UGARTE-NUÑEZ J.A., MOSAURIETA-ECHEGARAY L.** (2000). Assessment of threats to flamingos at the Salinas and Aguada Blanca National Nature Reserve (Arequipa, Perú). *Waterbirds* 23, 134. (doi:10.2307/1522158).
- **UGYA A., AJIBADE F., AJIBADE T.** (2018). Water pollution resulting from mining activity: An overview. In *Proceedings of the 2018 Annual Conference of the School of Engineering & Engineering Technology, The Federal University of Technology (FUTA), Akure, Nigeria*, 17–19 July 2018. https://www.researchgate.net/publication/326925600_Water_Pollution_Resulting_From_Mining_Activity_An_Overview.
- **UICN** (2016). WCC 2016 Res 053 - Protéger les milieux côtiers et marins contre les résidus miniers. Récupéré sur <https://portals.iucn.org/library/node/46470>.
- **UICN** (2017). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitres de la Faune vertébrée de Guyane. UICN France, MNHN, GEPOG, Kwata, Biotope, Hydreco & OSL. 36 p. <https://uicn.fr/wp-content/uploads/2017/06/liste-rouge-faune-verteebree-de-guyane.pdf>.
- **UICN** (2022). Deep Sea Mining. *Issues brief*. May 202. 2 p. https://www.iucn.org/sites/default/files/2022-07/iucn-issues-brief_dsm_update_final.pdf.
- **UICN** (2021). WCC 2020 Res 121 - Réduire les impacts de l'industrie minière sur la biodiversité. Récupéré sur <https://www.iucncongress2020.org/fr/motion/067>.
- **UNCTAD** (2024). The sustainable energy revolution: Trade and development implications in critical energy transition minerals markets and maritime transport. United Nations Conference on Trade and Development report. 17 p. https://unctad.org/system/files/official-document/cid57_en.pdf.
- **UNDP** (2018). Extracting Good Practices - A Guide for Governments and Partners to Integrate Environment and Human Rights into the Governance of the Mining Sector. United Nations Development Programme & Swedish Environmental Protection Agency publication. 180 p.
- **UNEP** (2012). Reducing Mercury Use in Artisanal and Small-Scale Gold Mining: A Practical Guide. 76 p.

- **UNEP** (2013a). Metal Recycling - Opportunities, Limits, Infrastructure. A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel. Reuter, M. A.; Hudson C., van Schaik A., Heiskanen K., Meskers C., Hagelüken C. 320 p. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/8423/Metal_Recycling-FReport.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- **UNEP** (2013b). Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport. UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland.
- **UNEP** (2016a). Environmental assessment of mercury pollution in two artisanal gold mining sites in eastern Democratic Republic of the Congo. Butuzi, South Kivu, Some, Ituri. United Nations Environment Programme report. 77 p.
- **UNEP** (2019a). Global Mercury Assessment 2018. Geneva, Switzerland, UN Environment Programme, Chemicals and Health Branch, 60 p.
- **UNEP** (2019b). Orientations concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales en tenant compte des différences entre les nouvelles sources et les sources existantes ainsi que de la nécessité de réduire au minimum les effets entre différents milieux. Rapport UNEP – Convention de Minamata. 190 p. https://minamataconvention.org/sites/default/files/documents/forms_and_guidance_document/BAT_BEP_F_interactif.pdf.
- **UNEP** (2021). UNEP Global Mercury Partnership Study report on mercury from non-ferrous metals mining and smelting. Geneva. Global Mercury Partnership, & United Nations Environment Programme. 72 p. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/40356/mercury_StudyReport.pdf?sequence=3&isAllowed=y.
- **UNEP** (2022). Directives techniques sur la gestion écologiquement rationnelle des déchets constitués de mercure ou de composés du mercure, en contenant ou contaminés par ces substances. Rapport UNEP/CHW.15/6/Add.6/Rev.1 91 p. <https://www.basel.int/Portals/4/download.aspx?d=UNEP-CHW.15-6-Add.6-Rev.1.French.pdf>.
- **UNEP** (2023). Rejets de mercure : adoption d'orientations concernant les meilleures techniques disponibles et les meilleures pratiques environnementales pour contrôler les rejets de mercure des sources pertinentes (article 9). Rapport UNEP/MC/COP.5/8. 18 p. https://minamataconvention.org/sites/default/files/documents/working_document/UNEP-MC-COP.5-08-Releases_French.pdf.
- **UNEP** (2024a). Convention de Minamata sur le mercure – Texte et annexes. Édition 2024. 90 p. https://minamataconvention.org/sites/default/files/documents/information_document/Minamata-Convention-booklet-Oct2024-FR.pdf.
- **UNEP** (2024b). Global Resources Outlook 2024: Bend the Trend - Pathways to a liveable planet as resource use spikes. International Resource Panel. United Nations Environment Programme publication. Nairobi. 181 p. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/44901>.
- **UNEP & IRP** (2018). Global Material Flows Database. International Resource Panel. <https://www.resourcepanel.org/global-material-flows-database>.
- **US EPA** (2004a). Nationwide Identification of Hardrock Mining Sites. Office of Inspector General. Report No. 2004-P-00005. 91 p.
- **US EPA** (2004b). Cleaning Up the Nation's Waste Sites: Markets and Technology Trends. Office of Solid Waste And Emergency Response. EPA 542-R-04-015, september 2004 (5102G). 338 p.
- **US EPA** (2011). The Effects of Mountaintop Mines and Valley Fills on Aquatic Ecosystems of the Central Appalachian Coalfields. Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessmt., Washington, DC. EPA/600/R-09/138F. 153 p. https://ofmpub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=501593.
- **US EPA** (2012). Turbidity. In Water : Monitoring & Assessment. (5.5) Retrieved from <http://water.epa.gov/type/rsl/monitoring/vms55.cfm>.
- **US EPA** (2021). Factsheets on Water Quality Parameters - Factsheets on Water Quality Parameters. 3 p. <https://www.epa.gov/awma/turbidity-parameter-factsheet>.
- **USGS** (2017). USGS Mineral Commodity Summaries 2017. <https://www.usgs.gov/centers/nmic/mineralcommodity-summaries> consulté le 14/04/2022.
- **USGS** (2019). Regional Differences in the Effects of Surface Mining. Significant Topographic Changes in the United States. Earth Resources Observation and Science (EROS) Center. <https://www.usgs.gov/special-topics/significant-topographic-changes-in-the-united-states/science/regional-differences>.
- **USHAKOVA E., MENSHIKOVA E., BLINOV S., OSOVETSKY B., BELKIN P.** (2022). Environmental Assessment Impact of Acid Mine Drainage from Kizel Coal Basin on the Kosva Bay of the Kama Reservoir (Perm Krai, Russia). *Water*, vol. 14, 727. <https://doi.org/10.3390/w14050727>.
- **VALÉ P.D., BOUSFIELD C.G., MORTON O., POFFLEY J., LAMB I., KOFFI J.C.K., KONE I., GARRETT R.D., EDWARDS D.P.** (2025). Mining expansion as new driver of deforestation in Côte d'Ivoire. *Environmental Research Letters*, 20, 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ae23e6>.
- **VALENTA R.K., KEMP D., OWEN J.R., CORDER G.D., LEBRE E.** (2019). Re-thinking complex orebodies: Consequences for the future world supply of copper. *Journal of Cleaner Production*, 220, 816-826.
- **VALLEJO TORO P.P., VASQUEZ BEDOYA L.F., CORREA I.D., ROCIO BERNAL FRANCO G., ALCANTARA-CARRIO J., PALACIO BAENA J.A.** (2016). Impact of terrestrial mining and intensive agriculture in pollution of estuarine surface sediments: Spatial distribution of trace metals in the Gulf of Urabá, Colombia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 111, Issues 1–2, pp 311-320.
- **VAN DER MERWE D., CARPENTER J.W., NIETFIELD J.C., MIESNER J.F.** (2011). Adverse health effects in Canada geese (*Branta canadensis*) associated with waste from zinc and lead mines in the Tri-State Mining District (Kansas, Oklahoma, and Missouri, USA). *J Wildl Dis*, 47(3):650-660. doi:10.7589/0090-3558-47.3.650.
- **VAN DER VOET E., VAN OERS L., VERBOON M. KUIPERS K.** (2018). Environmental Implications of Future Demand Scenarios for Metals: Methodology and Application to the Case of Seven Major Metals. *Journal of Industrial Ecology*, 23: 141-155. <https://doi.org/10.1111/jiec.12722>.

- **VAN DOVER C., ARDRON J., ESCOBAR E. GIANNI M., GJERDE K. M., JAECKEL A., JONES D.O.B., LEVIN L.A., NINER H.J., PENDLETON L., SMITH C.R., THIELE T., TURNER P.J., WATLING L., WEAVER P.P.E.** (2017). Biodiversity loss from deep-sea mining. *Nature Geosci*, 10, 464–465 (2017). <https://doi.org/10.1038/ngeo2983>.
- **VAN ZYL, D., SASSOON, M., DIGBY, C., FLEURY, A. M., KYEYUNE, S.** (2002a). Mining for the Future - Main report. *Mining, Minerals and Sustainable Development* (MMSD) n°68. 31 p.
- **VAN ZYL, D., SASSOON, M., DIGBY, C., FLEURY, A. M., KYEYUNE, S.** (2002b). Mining for the Future - Appendix A: Large Volume Waste Working Paper. *Mining, Minerals and Sustainable Development* (MMSD) n°31. 55 p.
- **VONNAHME T.R., MOLARI M., JANSSEN F., WENZHÖFER F., HAECKEL M., TITSCHACK J., BOETIUS A.** (2020). Effects of a deep-sea mining experiment on seafloor microbial communities and functions after 26 years. *Sci. Adv.* DOI:10.1126/sciadv.aaz5922.
- **VANREUSEL A., HILARIO A., RIBEIRO P., MENOT L., MARTINEZ ARBIZU P.** (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna Polymetallic nodule mining at abyssal depths in the Clarion Clipperton Fracture Zone (Eastern Central. *Scientific Reports*. 6. 10.1038/srep26808.
- **VARIN P.** (2022). « Nous devons développer une véritable diplomatie des métaux ». *Géoscience* n°26 – Métaux critique – Concilier éthique et souveraineté ? BRGM Editions, pp. 4-7.
- **VAULONT I., VO VAN QUI J.-L.** (2011). Rapport sur « l'indemnisation des dégâts miniers ». Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement - Conseil général de l'environnement et du développement durable, N°CGEDD_007373-01. Ministère de l'économie des finances et de l'industrie - Conseil général de l'industrie, de l'énergie et des technologies - N°2010/22/CGIET/SG. 148 p.
- **VEGA C.M., ORELLANA J.D.Y., OLIVEIRA M.W., HACON S.S., BASTA P.C.** (2018). Human Mercury Exposure in Yanomami Indigenous Villages from the Brazilian Amazon. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15, 1051.
- **VEIGA M.M., MAXSON P.A., HYLANDER L.D.** (2006). Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining. *J Clean Produc* 14(3-4) : 436–447. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.08.010>.
- **VEIGA M.M.** (2010). Antioquia, Colombia: the world's most polluted place by mercury: impressions from two field trips. *United Nations Industrial Development Organization*, Vienna, pp 1–24.
- **VEIGA M.M., ANGELOCI G., HITCH M., VELASQUEZ-LOPEZ P.C.** (2014). Processing centers in artisanal gold mining. *J Clean Prod*, vol. 64: 535 <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.08.015>.
- **VEIGA M.M., GUNSON, A.J.** (2020). Gravity concentration in artisanal gold mining. *Minerals*, 10, 1026. <https://doi.org/10.3390/min1011026>.
- **VEIGA M.M., R. BAKER** (2004). Global Mercury project ; Protocols for environmental and health assessment of Hg released by artisanal and small scale gold miners. *ONU publications*. 289 p.
- **VENKATESWARLU K., NIROLA R., KUPPUSAMY S. THAVAMANI P., NAIDU R., MEGHARAJ M.** (2016). Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. *Rev Environ Sci Biotechnol*, vol. 15: 327–354. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6>.
- **VERA M.L., TORRES W.R., GALLI C.I., CHAGNES A., FLEXER V.** (2023). Environmental impact of direct lithium extraction from brines. *Nat Rev Earth Environ* 4, pp. 149–165. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00387-5>.
- **VERB R.G., VIS M.L.** (2000). Comparison of benthic diatom assemblages from streams draining abandoned and reclaimed coal mines and nonimpacted sites. *J North Am Benthol Soc*, vol. 19: 274–88.
- **VERGILIO C.D.S., LACERDA, D., OLIVEIRA, B.C.V.D. SARTORI E., MUNIS CAMPOS G., DE SOUZA PEREIRA A.L., DE AGUIAR D.B., DA SILVA SOUZA T., DE ALMEIDA M.G., THOMPSON F., DE REZENDE C.E.** (2020). Metal concentrations and biological effects from one of the largest mining disasters in the world (Brumadinho, Minas Gerais, Brazil). *Sci Rep* 10, 5936. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-62700-w>.
- **VIADERO R.C.J., ZHANG S., HU X. WEI X.** (2020). Mine drainage: Remediation technology and resource recovery. *Water Environ. Res.*, 92: pp. 1533-1540. <https://doi.org/10.1002/wer.1401>.
- **VICENTE-BECKETT V.A., TAYLOR MCCAULEY G.J., DUIVENVOORDEN L.J.** (2016). Metal speciation in sediments and soils associated with acid-mine drainage in Mount Morgan (Queensland, Australia), *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 51:2, pp. 121-134.
- **VIDAL O.** (2018). Ressources minérales, progrès technologique et croissance. *Temporalités*, vol. 28. <https://journals.openedition.org/temporalites/5677>.
- **VIDAL O., ZAHRA ROSTOM F., FRANÇOIS F., GIRAUD G.** (2019). Prey–Predator Long-Term Modeling of Copper Reserves, Production, Recycling, Price, and Cost of Production. *Environ. Sci. Technol.* 2019, 53, 19, pp. 11323–11336.
- **VIEIRA K.I.C., WERNECK H.A., SANTOS JUNIOR J.E.D., FLORES D.S.DS., SERRÃO J.E., CAMPOS L.A.O., RESENDE H.C.** (2020). Bees and the Environmental Impact of the Rupture of the Fundão Dam. *Integr Environ Assess Manag*. doi: 10.1002/ieam.4288.
- **VIERS J., DUPRE B., GAILLARDET J.** (2009). Chemical composition of suspended sediments in world rivers: new insights from a new database. *Sci. Total Environ*, vol., 407: 853–868. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969708010103>.
- **VIGOUROUX R., GUILLEMET L., PACHE L., CERDAN P.** (2006). Étude de l'impact de l'orpaillage alluvionnaire sur la qualité des milieux aquatiques et la vie piscicole. Étude et mesure de la qualité physico-chimique des eaux de l'Approuague au niveau de la Montagne Tortue et son impact sur les populations de poissons et d'invertébrés aquatiques. *Rapport Hydréco- DAF*. 44 p.
- **VILAR C.C., ANDRADES F., SZABLAŁ F.T., GUABIROBA H.C., PICHLER H.A., BASTOS K.V., LIMA L.R.S., PEREIRA BASTOS P.G., MARTINS R.F., AMARAL RODRIGUES V.L., HOSTIM-SILVA M., JOYEUX J.-C.** (2022). Variability in nearshore fish biodiversity indicators after a mining disaster in eastern Brazil. *Marine Environ. Res.*, vol. 175. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105565>.

- **VILLEGAS B.C., WEINBERG R., LEVIN E., HUND K.** (2012). Artisanal and small-scale mining in protected areas and critical ecosystems programme (ASM-PACE). World Wildlife Fund & Estelle Levin, Ltd. 82 p. http://www.abcg.org/document_details?document_id=460.
- **VILLÉN-PÉREZ S., MENDES P., NÓBREGA C., CORTES L.G., MARCO P.D.** (2018). Mining code changes undermine biodiversity conservation in Brazil. *Environ. Conservation*, 45 96–9.
- **VILLÉN-PÉREZ S., ANAYA-VALENZUELA L., CONRADO DA CRUZ D., FEARNESIDE P.M.** (2021). Mining threatens isolated indigenous peoples in the Brazilian Amazon, Global Environmental Change. Vol. 72. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102398>.
- **VIVIER, A., BUISSON, E., CARRE, A., GERMAIN, L., GALLET, S., JAUNATRE, R., MORARD, N., AUSCHER, F., BOUGON, N., CHIFFARD-CARRICABURU, J., COURTEILLE, T., CURTET, L., DAUSSE, A., DECOCQ, G., GAILHARD-ROCHER, I., GAYET, G., LUCAS, M., MELUN, G., MILLET, J., MONOD, K., MUTILLOD, C., SAGAN, J., STAUB, P.-F., TATIN L., VIDALLER, C., ZANINOTTO, V.** (2025). Éléments de cadrage sur la restauration écologique et la restauration des écosystèmes. Références historiques, rappels de définitions et de principes d'action, critères d'évaluation et de suivi des projets, exemples d'utilisation. Rapport. OFB – Patrinat – REVER. 149 p. <https://ofb.hal.science/hal-05426491>.
- **VOGT C.** (2013). International Assessment of Marine and Riverine Discharges of Mine Tailings - Study commissioned by the Office for the London Convention and Protocol and Ocean Affairs, IMO, in collaboration with the UNEP Global Programme of Action. 138 p. https://png-data.sprep.org/system/files/Mine%20Tailings%20Marine%20and%20Riverine%20Disposal%20Final%20for%20Web_0.pdf.
- **VOÏTA T.** (2024). Résilience des chaînes de valeurs des matériaux critiques en France, *Policy Paper* N°303, Institut Jacques Delors. 21 p. https://institutdelors.eu/content/uploads/2025/04/PP303_Critical_Material_Raw_France_Voita_FR_2.pdf.
- **VOSS K.A., BERNHARDT E.S.** (2017). Effects of mountaintop removal coal mining on the diversity and secondary productivity of Appalachian rivers. *Limnology and Oceanography*, 62: 1754–1770.
- **WAHL J.J., THERON P.D., MABOETA M.S.** (2012). Soil mesofauna as bioindicators to assess environmental disturbance at a platinum mine in South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 86, pp ; 250–260. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.027>.
- **WANG N., INGERSOLL C.G., KUNZ J.L., BRUMBAUGH W.G., KANE C.M., EVANS R.B., ALEXANDER S., WALKER C., BAKALETZ S.** (2013). Toxicity of sediments potentially contaminated by coal mining and natural gas extraction to unionid mussels and commonly tested benthic invertebrates. *Environ Toxicol Chem*, 32(1) : 207-221. doi:10.1002/etc.2032.
- **WANG S., MULLIGAN C.N.** (2006). Occurrence of arsenic contamination in Canada: sources, behavior and distribution. *Sci. Total Environ*, vol. 366, 701–721. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.005>.
- **WANG N., INGERSOLL C.G., IVEY C.D., HARDESTY D.K., MAY T.W., AUGSPURGER T., ROBERTS A.D., VAN GENDEREN E., BARNHART M.C.** (2010). Sensitivity of early life stages of freshwater mussels (Unionidea) to acute and chronic toxicity of lead, cadmium and zinc in water. *Environ. Toxicol. Chem*, vol. 29, 2053–2063.
- **WANGHE K., GUO X., HU F., AHMAD S., JIN X., KHAN T.U., XIAO Y., LUAN X.** (2020). Spatial coincidence between mining activities and protected areas of giant panda habitat: The geographic overlaps and implications for conservation. *Biol. Conserv.* 247. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108600>.
- **WANTZEN K., MOL J.** (2013). Soil erosion from agriculture and mining: A threat to tropical stream ecosystems. *Agriculture*, vol. 3(4): 660–83. <https://doi.org/10.3390/agriculture3040660>.
- **WASHBURN T.W., TURNER P.J., DURDEN J.M., JONES D.O., WEAVER P., VAN DOVER C.L.** (2019). Ecological risk assessment for deep-sea mining. *Ocean & coastal management*, vol. 176, pp. 24-39. doi:10.1016/j.ocecoaman.2019.04.014.
- **WASHBURN T.W., SIMON-LLEDÓ E., SOONG G.Y., SUZUKI A.** (2023). Seamount mining test provides evidence of ecological impacts beyond deposition. *Current Biology*, vol. 33 Issue 14, pp. 3065-3071. doi.org/10.1016/j.cub.2023.06.032.
- **WASSERMAN J.C., BALBUENO R., FERNANDEZ A.P.P., HAGON S.S.** (2025). Goldmining and ecosystem disruption in the Amazon: Impacts on vulnerable communities and environmental restoration. *Chemosphere* 385: 144582. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2025.144582>.
- **WATARI T., NANSAI K., GIURCO D., NAKAJIMA K., MCLELLAN B., HELBIG C.** (2020a). Global Metal Use Targets in Line with Climate Goals. *Environmental Science & Technology*, vol. 54 (19). <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02471>.
- **WATARI T., NANSAI K., NAKAJIMA K.** (2020b). Review of critical metal dynamics to 2050 for 48 elements. *Resour. Conserv. Recycl.*, vol. 155, 104669. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104669>.
- **WATARI T., NANSIAI K., NAKAJIMAA K.** (2021). Major metals demand, supply, and environmental impacts to 2100: A critical review. *Resources, Conservation & Recycling*, vol. 164, 105107. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105107>.
- **WEAVER P.P.E., BILLETT D.S.M., VAN DOVER C.L.** (2018). Environmental Risks of Deep-sea Mining. In: Salomon, M., Markus, T. (eds) *Handbook on Marine Environment Protection*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-60156-4_11.
- **WEBB J., MAINVILLE N., MERGLER D., LUCOTTE M., BETANCOURT O., DAVIDSON R., CUEVA E., QUIZHPE E.** (2004). Mercury in Fish-eating Communities of the Andean Amazon. Napo River Valley, Ecuador. *Ecohealth* 1, SU59-SU71. <https://doi.org/10.1007/s10393-004-0063-0>.
- **WEBB, J.** (2005). Use of the Ecosystem Approach to Population Health. *Can J Public Health* 96, 44–46 (2005). <https://doi.org/10.1007/BF03404015>.

- **WECHTLER L., LAVAL-GILLY P., BIANCONI O., WALDERDORFF L., BONNEFOY A., FALLA-ANGEL J., HENRY S.** (2019). Trace metal uptake by native plants growing on a brownfield in France: zinc accumulation by *Tussilago farfara* L. *Environ Sci Process Impacts* 26:36055–36062. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06892-3>.
- **WEDDING L.M., REITER S.M., SMITH C.R., GJERDE K.M., KITTINGER J.N., FRIEDLANDER A.M., GAINES S.D., CLARK M.R., THURNHERR A.M., HARDY S.M., CROWDER L.B.** (2015). Managing mining of the deep seabed. *Science*, 349, 144–145. <https://doi.org/10.1126/science.aac6647>.
- **WEI Y.M., LIU L.C., KANG J.N., ZHANG Y., PENG S., LIAO H., XU S., ZHAO L., YAN H., QIAN X., LIANG Q.M., JI Y., TIAN X., CHEN W., LI J., CUI H., DAI M., LI X., WANG D., YU F., QI J., YU B.** (2025). Navigating energy transition solutions for climate targets with minerals constraint. *Nat. Clim. Chang.*, 15, pp. 833–841. <https://doi.org/10.1038/s41558-025-02373-3>.
- **WELCH C., BARBOUR S.L., HENDRY M.J.** (2021). The geochemistry and hydrology of coal waste rock dumps: A systematic global review. *Sci. Total Environ.*, 795, 148798.
- **WELLS J., CASEY-LEFKOWITZ S., CHAVARRIA G., DYER S.** (2008). Impact on Birds of Tar Sands Oil Development in Canada's Boreal Forest. Danger in the Nursery. *Natural Resources Defense Council (NRDC) Report*. NRDC, Boreal Song Birds, Pembina insitute. 39 p.
- **WERNER T.T., BEBBINGTON A., GREGORY G.** (2019). Assessing impacts of mining: Recent contributions from GIS and remote sensing, *The Extractive Industries and Society*, Vol. 6 (3), pp.993-1012.
- **WERNER, T.T., MUDD, G.M., SCHIPPER, A.M., HUIJBREGTS M.A.J.** (2020). Global-Scale Remote Sensing of Mine Areas and Analysis of Factors Explaining Their Extent. *Global Environmental Change*, 60. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959378019305023>.
- **WERNER T.T., TOUMBOUROU T., MAUS, V. LUKAS M.C., SONTER L.J., MUHDAR M., RUNTING R.K. BEBBINGTON A.** (2024). Patterns of infringement, risk, and impact driven by coal mining permits in Indonesia. *Ambio* 53, pp. 242–256. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01944-y>.
- **WHITE T.B., VIANA L.R., CAMPBELL G., ELVERUM C., BENNUN L.A.** (2021). Using technology to improve the management of development impacts on biodiversity. *Business Strategy and the Environment*, pp. 1-15. <https://doi.org/10.1002/bse.2816>.
- **WICKHAM, J.D., RIITERS K.H., WADE T.G., COAN M., HOMER C.** (2007). The effect of Appalachian mountaintop mining on interior forest. *Landscape Ecology*. <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9040-z>.
- **WICKHAM J., WOOD P.B., NICHOLSON M.C., JENKINS W., DRUCKENBROD D., SUTER G.W., STRAGER M.P., MAZZARELLA C., AMOS J.** (2013). The Overlooked Terrestrial Impacts of Mountaintop Mining. *BioScience*, 63, 335–348.
- **WIDANA A.** (2019a). Environmental Impacts of the Mining Industry: A literature review. 9 p. doi:10.13140/RG.2.2.11702.86083.
- **WIDANA, A.** (2019b). The Impacts of Mining Industry: Socio-Economics and Political Impacts. 29 p. <http://dx.doi.org/10.2139/ssrn.3423562>.
- **WIENER J.G., KRABBENHOFT D.P., HEINZ G.H., SCHEUHAMMER A.M.** (2003). Ecotoxicology of mercury. In: *Handbook of Ecotoxicology* (2nd ed). Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton, G.A. and Cairns, J. (eds). CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 409–463.
- **WIENER J.G., BODALY R.A., BROWN S.S., LUCOTTE M., NEWMAN M.C., PORCELLA D.B., REASH R.J., SWAIN E.B.** (2007). Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota. In: Harris R, Krabbenhoft DP, Mason RP, Murray MW, Reash RJ, Saltman T, editors. *Ecosystem responses to mercury contamination: Indicators of change*. Taylor and Francis; Pensacola. pp. 87–122.
- **WILEY J.B., EVALDI R.D, EYCHANER J.H., CHAMBERS D.B.** (2001). Reconnaissance of stream geomorphology, low streamflow and stream temperature in the mountaintop coal-mining region, southern West Virginia, 1999-2000. *Water-Resources Investigations Report* 01-4092. US Geological Survey, Charleston, West Virginia.
- **WILLIAMS, J. P.** (2008). International Best Practice in Mining Who Decides and How - And How Does It Impact Law Development. *Georgetown Journal of International Law*, 39(4), 693-708.
- **WILLIAMS M.S., OYEDOTUN T.D.T., SIMMONS D.A.** (2020). Assessment of water quality of lakes used for recreational purposes in abandoned mines of Linden, Guyana. *Geol. Ecol. Landscapes* 4, pp. 269–281. <https://doi.org/10.1080/24749508.2019.163322>.
- **WOLFF B.A., DUGGAN S.B., CLEMENTS W.H.** (2019). Resilience and regime shifts: Do novel communities impede ecological recovery in a historically metal-contaminated stream? *J. Appl. Ecol.* 56, 2698–2709. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13503>.
- **WOLKERSDORFER C., MUGOVA E.** (2022). Effects of mining on surface water. In Mehner T., Tockner K. (Eds). *Encyclopedia of Inland Waters*, 2nd ed. (2022). Elsevier; Amsterdam, The Netherlands, pp. 170-188. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819166-8.00036-0>.
- **WONG M.H.** (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775–780.
- **WOOD J.** (2020). [Prospecting for pollution: the need for better incentives to clean up abandoned mines. *Perc Public land Report*. 38 p.
- **WOOD P.J., ARMITAGE P.D.** (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environ Manage* 21:203–217.
- **WORLANYO A., JIANGFENG L.** (2021). Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. *Journal of Environmental Management*, 279.
- **WORLD BANK** (2019). 2019 State of the Artisanal and Small-Scale Mining Sector. Washington, D.C. World Bank publication. 98 p. <https://www.delve-database.org/uploads/resources/Delve-2019-State-of-the-Artisanal-and-Small-Scale-Mining-Sector.pdf>.
- **WORLD BANK** (2020). World Bank. 2020. 2020 State of the Artisanal and Small-Scale Mining Sector. Washington, D.C. World Bank publication. 170 p. <https://www.delve-database.org/uploads/resources/Delve-2020-State-of-the-Sector-Report-0504.pdf>.

- **WORLD BANK** (2023). 2023 State of the Artisanal and Small-Scale Mining Sector. Washington, D.C. World Bank publication. 144 p.
- **WORLD BANK** (2024). Achieving Sustainable and Inclusive Artisanal and Small-Scale Mining (ASM) : A Renewed Framework for World Bank Engagement. 46 p. <https://openknowledge.worldbank.org/server/api/core/bitstreams/cab95ce4-781f-42df-9c4d-912c55834c1b/content>.
- **WRI** (2004). Mining and critical ecosystems: mapping the risks. World Resources Institute report. Washington D.C. 72 p.
- **WRIGHT I.A., RYAN M.M.** (2016). Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. *Hydrobiologia* 772, 103–115. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2644-7>.
- **WRIGHT, I. A., BURGIN S.** (2009). Comparison of sewage and coal-mine wastes on stream macroinvertebrates within an otherwise clean upland catchment, south-eastern Australia. *Water, Air and Soil Pollu.* 204: 227–241.
- **WRIGHT J.P., FLECKER A.S.** (2004). Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation*, (120), 439–447.
- **WUANA R.A., OKIEIMEN F.E.** (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Int Sch Res Notices*. <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.
- **WURTSBAUGH, W., LEAVITT, P., MOSER, K.** (2020). Effects of a century of mining and industrial production on metal contamination of a model saline ecosystem, Great Salt Lake, Utah. *Environmental Pollution*, 266(1), [115072]. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115072>.
- **WWF** (2018). Healthy Rivers, Healthy People. WWF & Dalberg. 48 p.
- **WWF** (2020). Living Planet Report - 2020: Bending the curve of biodiversity loss. Almond, R.E.A., Grooten M. et Petersen, T. (Eds). WWF, Gland, Suisse. 162 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2020-11/20200910_Rapport_Planete_Vivante_WWF.pdf.
- **WWF** (2023). Extracted forests - unearthing the role of mining-related deforestation as a driver of global deforestation. World Wide Fund for Nature (Germany) report. 39 p. <https://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Wald/WWF-Studie-Extracted-Forests.pdf>.
- **WWF, EY, IMT** (2023). Métaux critiques : l'impasse des SUV. Quel scénario pour réussir la transition de nos mobilités ? Rapport WWF, EY, IMT (Institut mobilités en transition), IDDRI (Institut du dvp durable et des relations internationales. 60 p.
- **WYATT L., ORTIZ E., FEINGOLD B., BERKY A., DIRINGER S., MORALES A., JURADO E., HSU-KIM H., PAN W.** (2017). Spatial, Temporal, and Dietary Variables Associated with Elevated Mercury Exposure in Peruvian Riverine Communities Upstream and Downstream of Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14, (12).
- **XIAO X., ZHANG J., WANG H., HAN X., MA J., MA Y., LUAN H.** (2020). Distribution and health risk assessment of potentially toxic elements in soils around coal industrial areas: A global meta-analysis. *Sci. Total Environ.*, 713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135292>.
- **XU, C., DAI Q., GAINES L., HU M., TUKKER A., STEUBING B.R.P.** (2020). Future material demand for automotive lithium-based batteries. *Commun. Mater.* 1, 99. <https://www.nature.com/articles/s43246-020-00095-x>.
- **YANG Y., ERSKINE P.D., ZHANG S., WANG Y., BIAN Z., LEI S.** (2018). Effects of underground mining on vegetation and environmental patterns in a semi-arid watershed with implications for resilience management. *Environ Earth Sci*, 77, 605. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7796-5>.
- **YAO W., TIAN C., TENG Y., DIAO F., DU X., GU P., ZHOU W.** (2025) Development of deep-sea mining and its environmental impacts: a review. *Front. Mar. Sci.* 12:1598584. doi: 10.3389/fmars.2025.1598584.
- **YARD E.E., HORTON J., SCHIER J.G., CALDWELL K., SANCHEZ C., LEWIS L., GASTANAGA C.** (2012). Mercury exposure among artisanal gold miners in Madre de Dios, Peru: a cross-sectional study. *Journal of medical toxicology : official journal of the American College of Medical Toxicology*, 8, (4), 441–8.
- **YASMI Y., DURST P., HAQ R.U. BROADHEAD J.** (2017). Forest change in the Greater Mekong Subregion (GMS): An overview of negative and positive drivers. Bangkok, FAO. 76 p.
- **YATES D.E., ADAMS E.M., ANGELO S.E., EVERS D.C., SCHMERFELD J., MOORE M.S., KUNZ T.H., DIVOLL T., EDMONDS S.T., PERKINS C., TAYLOR R., O'DRISCOLL N.J.** (2014). Mercury in bats from the northeastern United States. *Ecotoxicology*, 23, 45–55.
- **YE Z.H., WONG J.W.C., WONG M.H., BAKER A.J.M., SHU W.S., LAN C.Y.** (2000). Revegetation of Pb/Zn mine tailings, Guangdong Province. *China Restor Ecol* 8:87–92. doi:10.1046/j.1526-100x.2000.80012.x.
- **YOKOI R., WATARI T., MOTOSHITA M.** (2022). Future greenhouse gas emissions from metal production: gaps and opportunities towards climate goals. *Energy Environ. Sci.*, 2022, 15, 146–157 DOI: 10.1039/D1EE02165F.
- **YOSHIMURA A., SUEMASU K., VEIGA M.M.** (2021). Estimation of Mercury Losses and Gold Production by Artisanal and Small-Scale Gold Mining (ASGM). *J. Sustain. Metall.* 7, 1045–1059. <https://doi.org/10.1007/s40831-021-00394-8>.
- **YOUNG R.E., GANN G.D., WALDER B., LIU J., CUI W., NEWTON V., NELSON C.R., TASHE N., JASPER D., SILVEIRA F.A.O., CARRICK P.J., HÄGGLUND T., CARLSÉN S. DIXON K.** (2022). International principles and standards for the ecological restoration and recovery of mine sites. *Restor Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.13771>.
- **YULE, C. M.** (1995). The impact of sediment pollution on the benthic invertebrate fauna of the Kelian River, East Kalimantan, Indonesia. In *Tropical Limnology*. Vol. III. (Eds K. H. Timotius and F. Goltenboth.) pp. 61–75.
- **YULE C.M., BOYERO L., MARCHANT R.** (2010). Effects of sediment pollution on food webs in a tropical river (Borneo, Indonesia). *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 204–. doi:10.1071/mf09065.

- **ZABYELINA Y., VAN UHM** (Eds). (2020). *Illegal Mining Organized Crime, Corruption, and Ecocide in a Resource-Scarce World*. Springer Nature. Switzerland. 573 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-46327-4>.
- **ZAPATA L.M., BOCK B.C. PALACIO J.A.** (2014). Mercury concentrations in tissues of Colombian Slider turtles, *Trachemys callirostris*, from northern Colombia. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 92(5), 562–566. <https://doi.org/10.1007/s00128-014-1198-5>.
- **ZENG B., SHI T., CHEN Z., XIANG L., XIANG S., YANG, M.** (2018). Mechanism of groundwater inrush hazard caused by solution mining in a multilayered rock-salt-mining area: a case study in Tongbai, China, *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 18, 79–90, <https://doi.org/10.5194/nhess-18-79-2018>.
- **ZHENQI H., PEIJUN W., JING L.** (2012). Ecological restoration of abandoned mine land in China. *J. Res. Ecol.* 3, 289–296. doi:10.5814/j.issn.1674-764x.2012.04.001.
- **ZHANG C., YU Z.-G., ZENG G., JIANG M., YANG Z.-Z., CUI F., ZHU M., SHEN L.-Q., HU L.** (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environ.Int.*, vol. 73:270–281.
- **ZHANG, T., ZHANG, C., DU, S. ZHANG Z., LU W., SU P., JIAO Y., ZHAO Y.** (2023). A review: The formation, prevention, and remediation of acid mine drainage. *Environ Sci Pollut Res* 30, 111871–111890 <https://doi.org/10.1007/s11356-023-30220-5>.
- **ZHAO C., YUE B., RAN J., MOERMOND T., HOU N., YANG X., GU X.** (2017). Relationship between human disturbance and endangered giant panda *Ailuropoda melanoleuca* habitat use in the Daxiangling Mountains. *Oryx*, 51(1), 146–152. <https://doi.org/10.1017/S0030605315000800>.
- **ZHAO Q., LIU S., DENG L., DONG S., WANG C.** (2013). Longitudinal distribution of heavy metals in sediments of a canyon reservoir in Southwest China due to dam construction. *Environ. Monit. Assess*, vol. 185: 6101–6110.
- **ŽIBRET G., GOSAR M., MILER M., ALIJAGIC J.** (2018). Impacts of mining and smelting activities on environment and landscape degradation—Slovenian case studies. *Land Degrad Dev*; 29: 4457– 4470.
- **ZIPPER C.E., DONOVAN P.F., JONES J.W., LI J., PRICE J.E., STEWART R.E.** (2016). Spatial and temporal relationships among watershed mining, water quality, and freshwater mussel status in an eastern USA river. *Science of the Total Environment*, 541:603–615.
- **ZHIRONKIN S., EZDINA N.** (2023). Review of Transition from Mining 4.0 to Mining 5.0 Innovative Technologies. *Applied Sciences*, 13 (8), 4917. <https://doi.org/10.3390/app13084917>.
- **ZHIRONKINA O., ZHIRONKIN S.** (2023). Technological and Intellectual Transition to Mining 4.0: A Review. *Energies* 2023, 16 (3), 1427. <https://doi.org/10.3390/en16031427>.
- **ZOCHE J.J., PAGANINI D.A., HAINZENREDER G., MENDONÇA R.A., PERES P.B., DOS SANTOS C.E., DEBASTIANI R., DIAS J.F., ANDRADE V.M.** (2013). Assessment of heavy metal content and DNA damage in *Hypsiboas faber* (anuran amphibian) in coal open-casting mine. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 36(1).
- **ZOCHE J.J., DA SILVA L.A., DAMIANI A.P., MENDONÇA R.Á., PERES P.B., DOS SANTOS C.E.I., DEBASTIANI R., DIAS J.F., DE ANDRADE V.M., PINHO, R.A.** (2014). Heavy-metal content and oxidative damage in *Hypsiboas faber*: The impact of coal-mining pollutants on amphibians. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 69–77. <https://doi.org/10.1007/s00244-013-9949-6>.
- **ZOTA A.R.** (2012). Impact of Mine Waste on Airborne Respirable Particulates in Northeastern Oklahoma, United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, pp. 1347–1357.



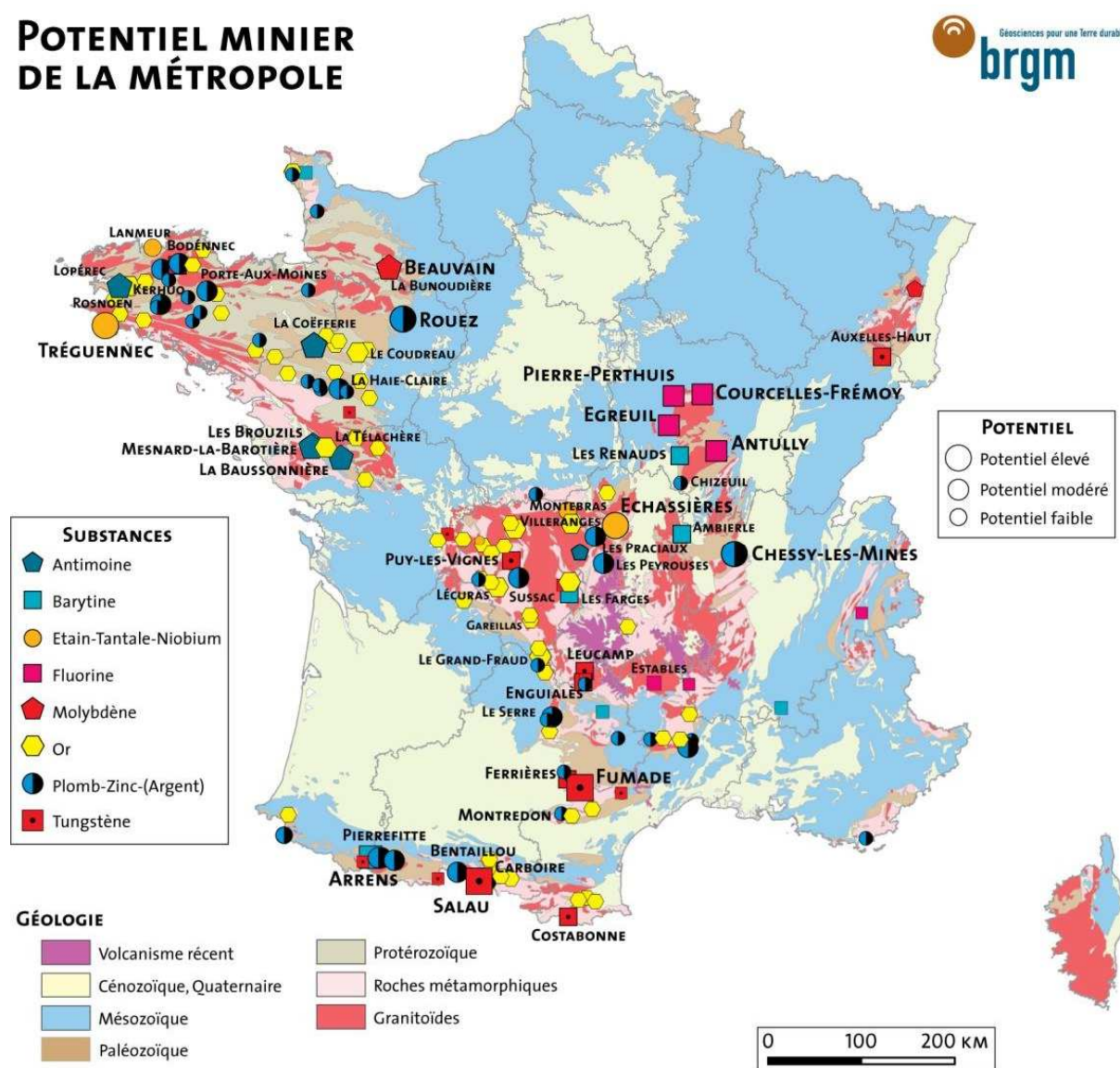
Les anciennes activités minières constituent un élément majeur du patrimoine industriel régional et national. Deux exemples en France : le carreau de fosse Delloye à Lewarde, dans l'ancien bassin houiller du Nord-Pas-de-Calais (en haut - © Centre Historique Minier), et le carreau du puits Bayard à Brassac-les-Mines, dans le Puy-de-Dôme (en bas - © Mairie de Brassac-les-Mines), transformés en musées thématiques.

ANNEXES

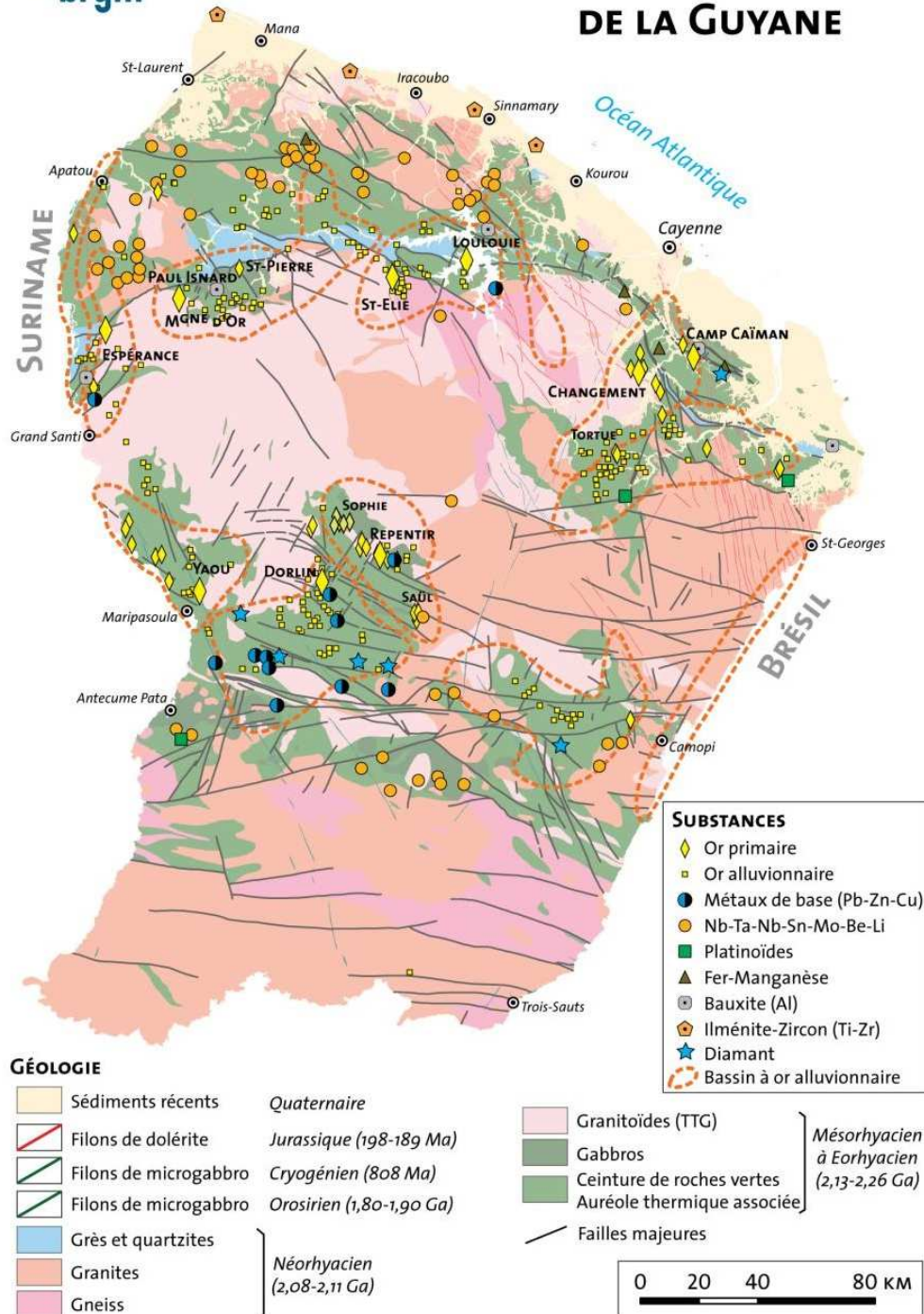
- [ANNEXE 1](#) : POTENTIELS MINIERS DE FRANCE HEXAGONALE ET DE GUYANE.
- [ANNEXE 2](#) : ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION MONDIALE DE DIFFÉRENTS MÉTAUX ENTRE 1910 ET 2015 ET PRODUCTION MÉTALLIQUE MONDIALE EN 2019.
- [ANNEXE 3](#) : SITES ACTUELLEMENT (2021) EN EXPLOITATION EN FRANCE HEXAGONALE ET APERÇU DES ANCIENS GISEMENTS EXPLOITÉS.
- [ANNEXE 4](#) : CARTOGRAPHIE DES MINES D'URANIUM EN FRANCE HEXAGONALE.
- [ANNEXE 5](#) : RÉPARTITION DES PRINCIPALES MINES INDUSTRIELLES SELON LES DIFFÉRENTS BIOMES TERRESTRES, LES AIRES PROTÉGÉES ET L'INDICE DE STRESS HYDRIQUE AWARE.
- [ANNEXE 6](#) : CARTOGRAPHIE DES RUPTURES D'OUVRAGES MINIERS RECENCÉES SUR LA PÉRIODE 1985-2017.

ANNEXE 1 : POTENTIELS MINIERS DE FRANCE HEXAGONALE ET DE GUYANE (© BRGM, in Charles *et al.*, 2017).

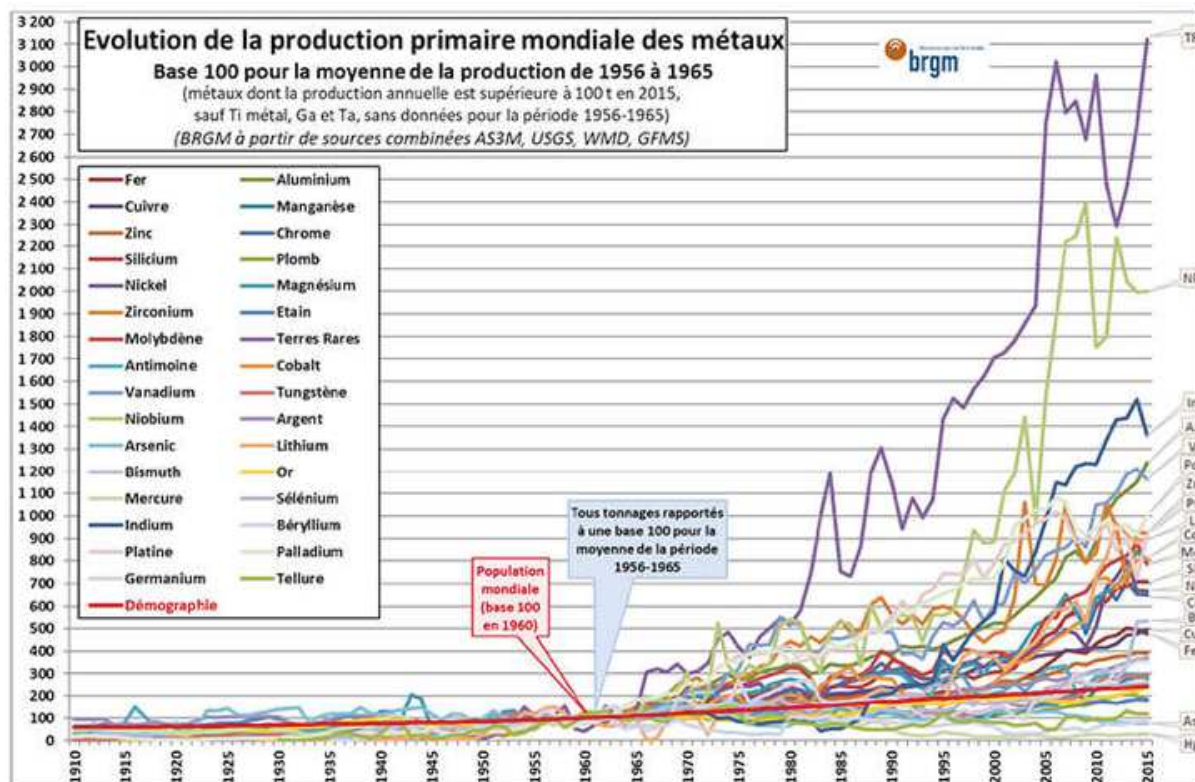
POTENTIEL MINIER DE LA MÉTROPOLE



POTENTIEL MINIER DE LA GUYANE

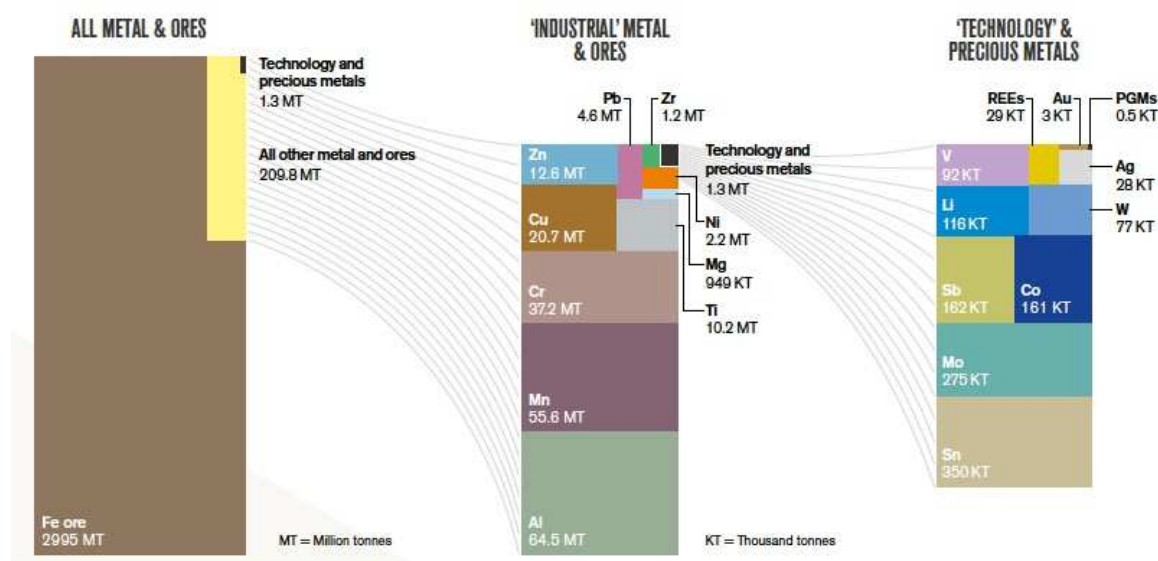


ANNEXE 2 : ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION MONDIALE DE DIFFÉRENTS MÉTAUX ENTRE 1910 ET 2015 (© BRGM) ET PRODUCTION MÉTALLIQUE MONDIALE EN 2019 (© BGS).



NOTA : Comme évoqué par Dedryver & Couric (2020), la consommation en métaux nécessaire à la croissance exponentielle de la filière numérique constitue réellement la « partie cachée de l'iceberg ». Ce graphique met également en évidence la décorrélation entre 1) la croissance des productions et besoins en métaux d'une part, et 2) la croissance démographique d'autre part, qui sont sans commune mesure.

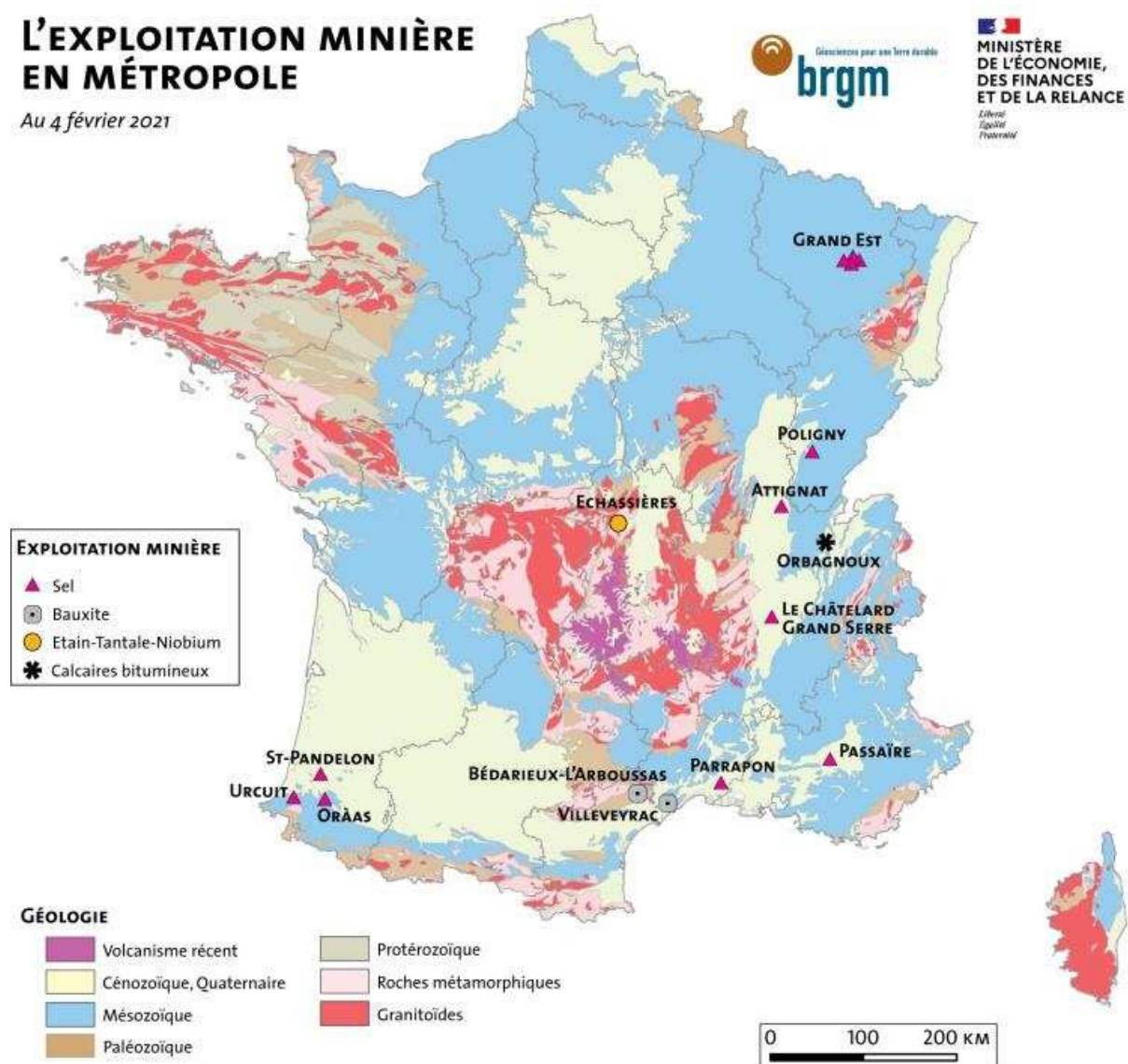
GLOBAL PRIMARY METAL AND ORE PRODUCTION



Global production of primary metals and ores. Source: British Geological Survey 2019.

ANNEXE 3 : (A) SITES ACTUELLEMENT (2021) EN EXPLOITATION EN FRANCE HEXAGONALE²¹⁶ (© BRGM & MTE) ET (B) APERÇU DES ANCIENS GISEMENTS EXPLOITÉS (© BRGM, *in* Charles *et al.*, 2017).

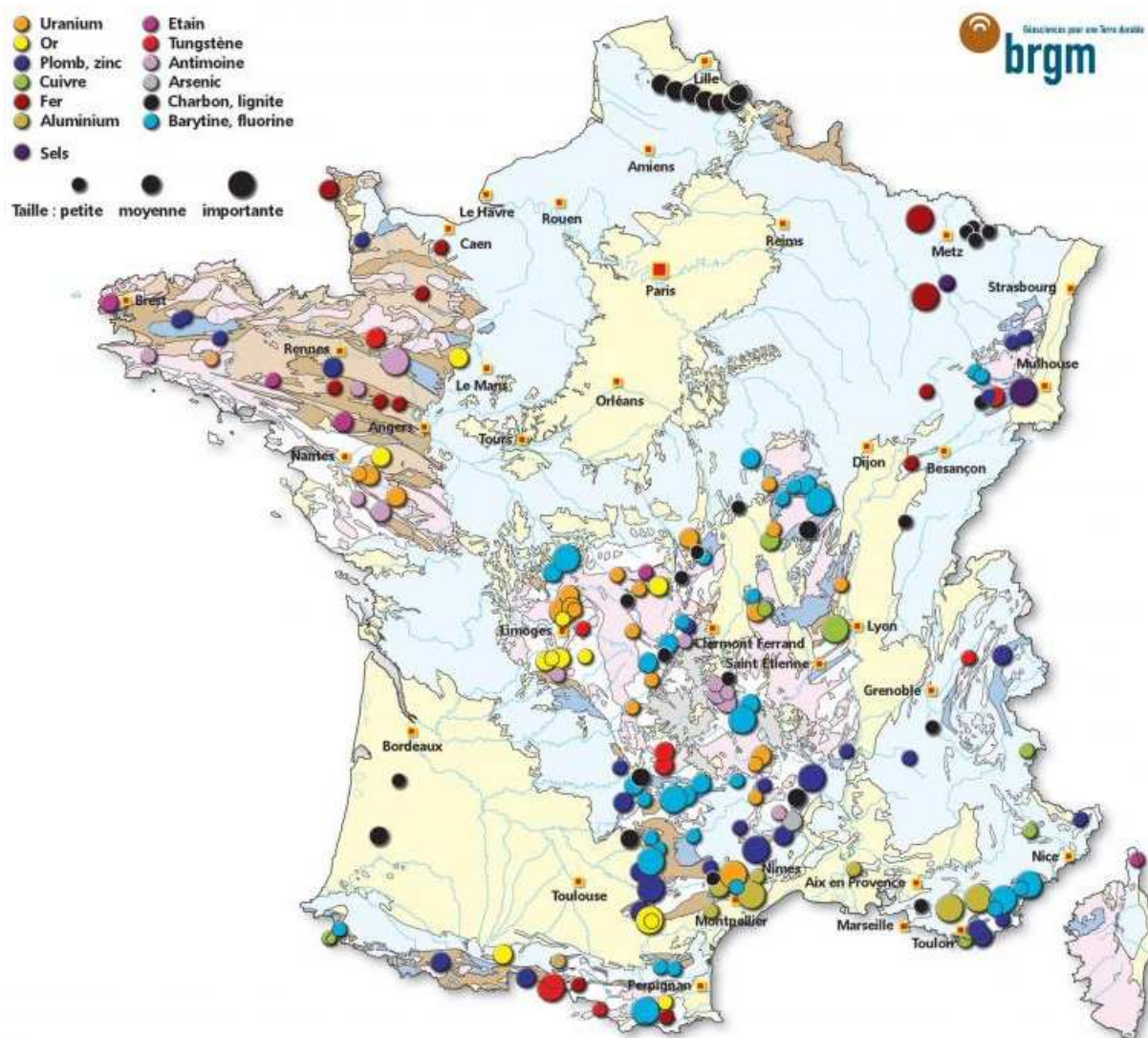
(A)



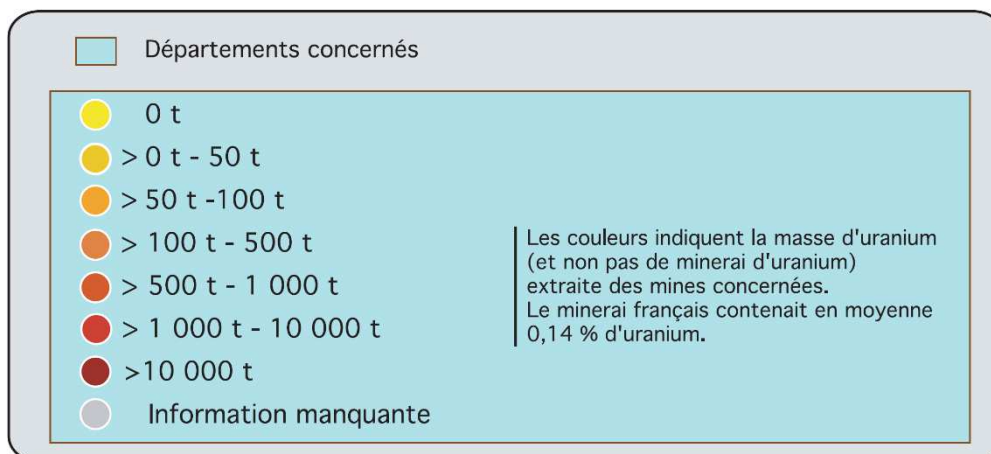
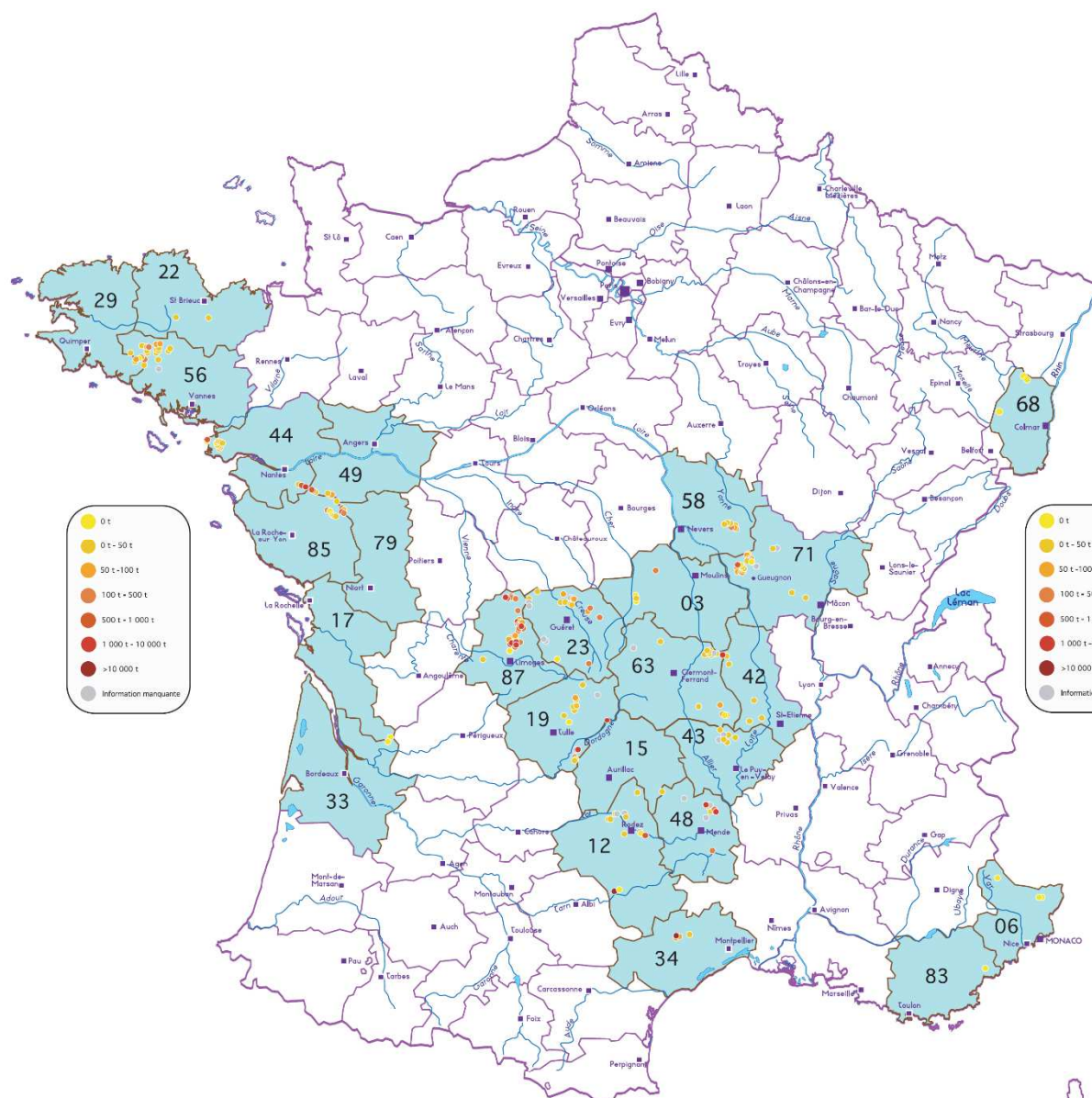
²¹⁶ Carte accessible suivant ce lien : <https://www.mineralinfo.fr/fr/ressources-minerales-france-gestion/exploitation-miniére-france>.

(B)

Carte des anciennes principales mines ayant été exploitées en France

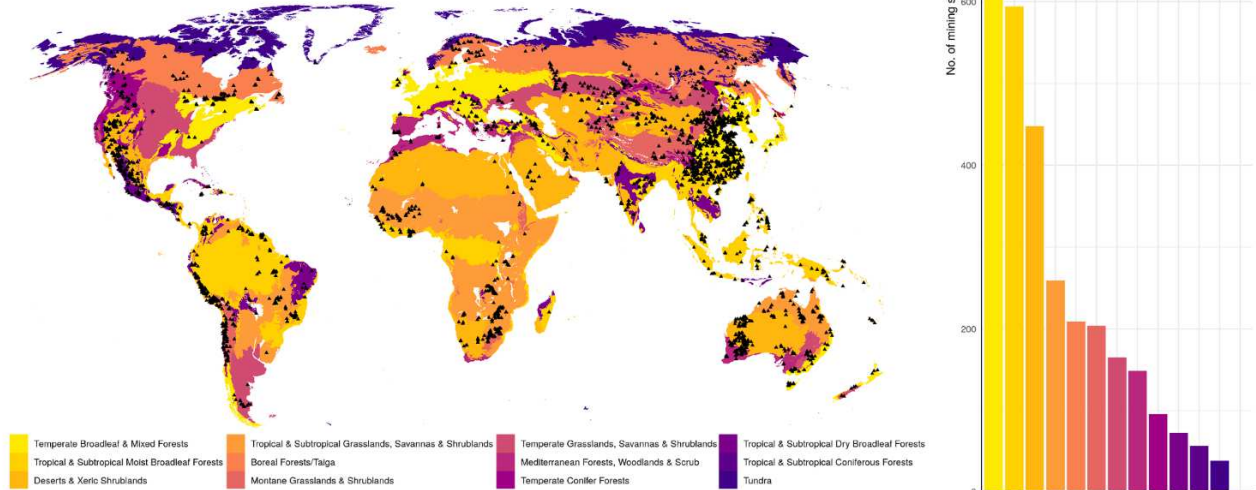


ANNEXE 4 : CARTOGRAPHIE DES MINES D'URANIUM EN FRANCE HEXAGONALE (© CRIIRAD).

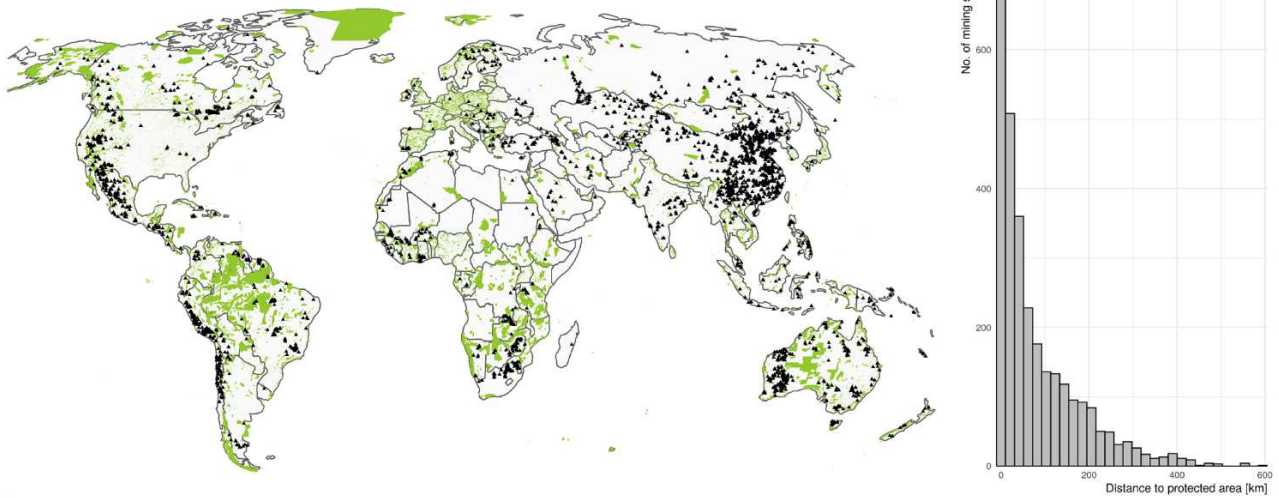


ANNEXE 5 : RÉPARTITION DES PRINCIPALES MINES INDUSTRIELLES SELON (a) LES DIFFÉRENTS BIOMES TERRESTRES, (b) LES AIRES PROTÉGÉES ET (c) L'INDICE DE STRESS HYDRIQUE AWARE (in Luckeneder *et al.*, 2021).

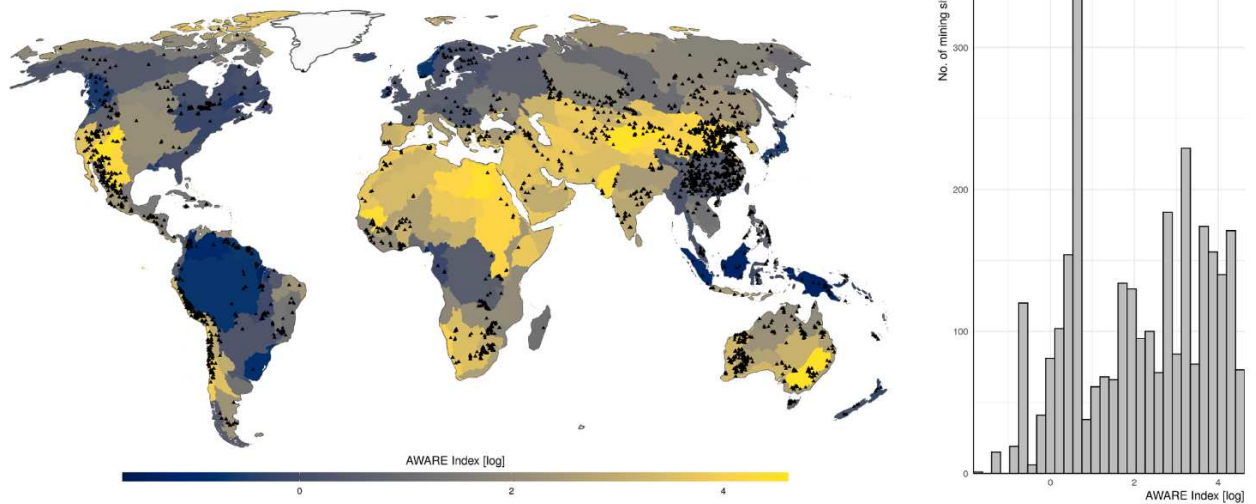
a)



b)



c)

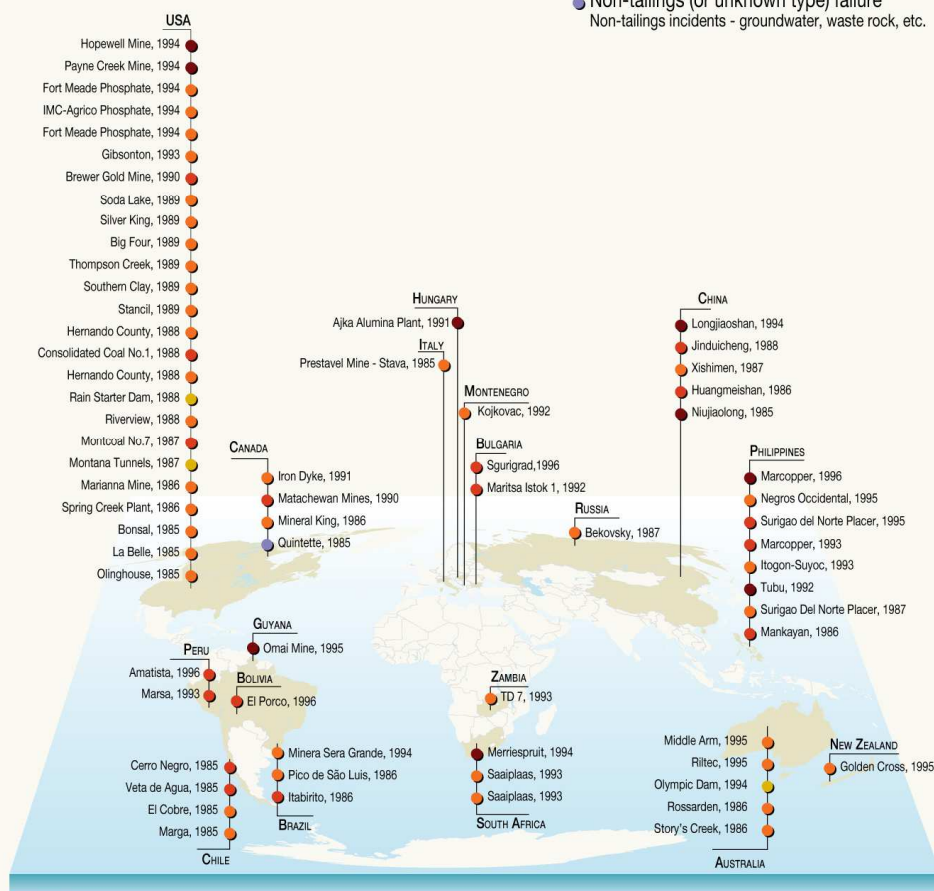


ANNEXE 6 : CARTOGRAPHIE DES RUPTURES D'OUVRAGES MINIERS, RECENCÉES SUR LA PÉRIODE 1985-2017 (*in Roche et al., 2017*).

Known mining accidents

- **Very serious tailings dam failures**
Multiple loss of life (~20) and/or release of $\geq 1\,000\,000\text{ m}^3$ total discharge, and/or travel of 20 km or more.
- **Serious tailings dam failures**
Loss of life and/or release of $\geq 100\,000\text{ m}^3$ semi-solid discharge.
- **Other tailings dam failures**
Engineering/facility failures other than those classified as very serious or serious, no loss of life.
- **Other tailings-related accidents**
Accidents other than those classified under the first three categories of dam failures.
- **Non-tailings (or unknown type) failure**
Non-tailings incidents - groundwater, waste rock, etc.

1985-1996



2007 - 2017



1997-2006



Source: Center for Science in Public Participation; Wise Uranium Project.

LOPEZ, 2017

