



Distr. générale
17 décembre 2019

Français
Original : anglais



Programme des Nations Unies pour l'environnement

Conférence des Parties à la Convention
de Minamata sur le mercure

Troisième réunion

Genève, 25–29 novembre 2019

Point 5 d) de l'ordre du jour provisoire*

Questions soumises à la Conférence des Parties
pour examen ou décision : orientations
sur la gestion des sites contaminés

Orientations sur la gestion des sites contaminés

Note du secrétariat

1. Le paragraphe 3 de l'article 12 de la Convention de Minamata sur le mercure dispose que la Conférence des Parties à la Convention de Minamata adopte des orientations sur la gestion des sites contaminés.
2. Dans sa décision MC-1/20, la Conférence des Parties a prié le secrétariat d'élaborer un projet d'orientations, en concertation avec des experts désignés par les gouvernements et d'autres parties prenantes, et de soumettre ce projet à la Conférence des Parties à sa deuxième réunion.
3. La Conférence des Parties a examiné le projet à sa deuxième réunion et, dans sa décision MC-2/8, prié le secrétariat de réviser plus avant le projet d'orientations, en tenant compte des observations et des informations communiquées par les Parties et les parties prenantes et en concertation avec les experts désignés, et de soumettre le projet révisé à la Conférence des Parties afin que celle-ci l'examine à sa troisième réunion.
4. Des observations et des informations ont été communiquées par le Canada, le Chili, la France, le Japon, la Suisse, l'Uruguay, le secrétariat de la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée, le Common Forum on Contaminated Land in Europe, le Conseil international des mines et métaux, le Réseau international pour l'élimination des polluants organiques persistants et Mme Svetoslava Todorova de l'Université de Syracuse. Le projet d'orientations révisé a été publié le 17 mai 2019 sur le site Web de la Convention afin que des observations puissent être formulées jusqu'au 21 juin 2019. Des observations supplémentaires ont été communiquées par l'Argentine, le Canada, le Chili, la Chine, l'Espagne, les États-Unis d'Amérique, la France, la République islamique d'Iran, le Japon, le Conseil international des mines et métaux, le Réseau international pour l'élimination des polluants organiques persistants et Mme Todorova. Le secrétariat a organisé le 1^{er} juillet 2019 une téléconférence avec les experts désignés et ensuite élaboré le nouveau projet révisé qui est contenu dans l'annexe II du document UNEP/MC/COP.3/8.
5. Lors de leur téléconférence, les experts désignés ont convenu que certaines des informations étaient trop techniques pour figurer dans les orientations mais devraient être mises à la disposition des Parties afin d'appuyer la mise en œuvre de l'article 12. Ces informations figurent en annexe au document UNEP/MC/COP.3/INF/13.

* UNEP/MC/COP.3/1.

Mesure prise par la Conférence des Parties

6. La Conférence des Parties a examiné le projet d'orientations figurant dans l'annexe II du document UNEP/MC/COP.3/8 et l'a adopté avec quelques modifications. Les orientations adoptées sont reproduites dans l'annexe à la présente note.

Annexe

Orientations sur la gestion des sites contaminés

A. Introduction

1. Contexte

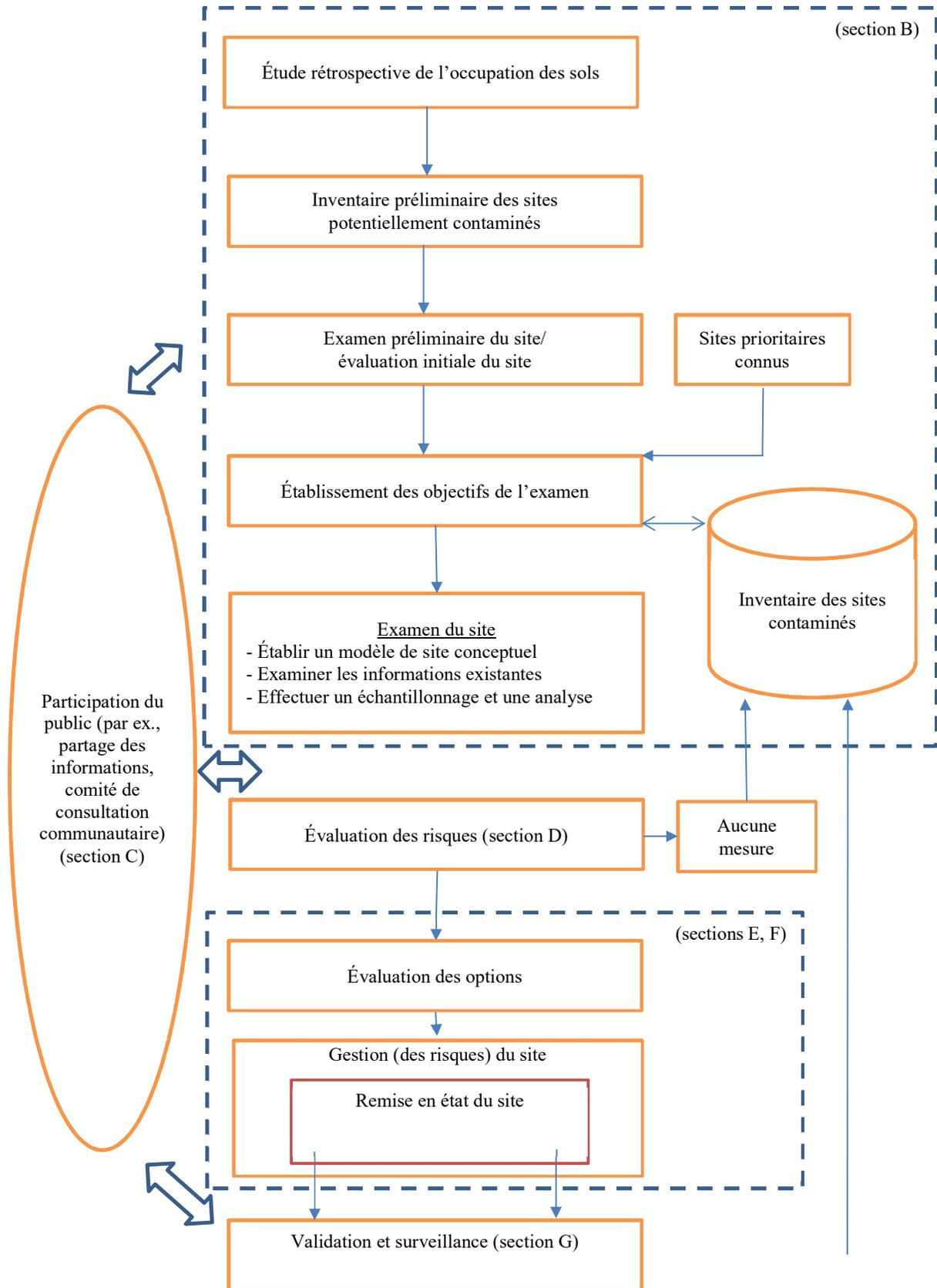
1. La Convention de Minamata sur le mercure contient des dispositions relatives aux sites contaminés, y compris l'identification et l'évaluation des sites ainsi que l'adoption par la Conférence des Parties d'orientations sur la gestion des sites contaminés. Le présent document fournit des orientations sur les principaux éléments permettant l'identification et la gestion des sites contaminés et les Parties qui souhaitent prendre des mesures pour gérer de tels sites pourront s'y référer à cette fin. Ce document s'adresse à divers utilisateurs possibles, notamment les responsables gouvernementaux et les praticiens. Il fournit des orientations sur la gestion des sites couvrant aussi bien leur identification et les examens approfondis à mener sur place que le processus de décision pour leur gestion et, s'il y a lieu, leur remise en état. Rédigé dans un langage non prescriptif, il est destiné à donner aux Parties des conseils d'ordre général, en prenant en compte la diversité de leurs problématiques nationales, y compris en matière socio-économique, ainsi que les difficultés qu'elles rencontrent. Il tient compte des meilleures pratiques environnementales et des meilleures techniques disponibles. Pour les personnes qui envisagent de planifier la gestion approfondie d'un site donné, les références reproduites à la suite des orientations fournissent des informations techniques supplémentaires.

2. Les orientations ont été élaborées conformément à l'article 12 de la Convention. La figure 1 présente un schéma décisionnel pour la gestion des sites contaminés. Chaque étape du schéma décisionnel est explicitée dans la section des orientations spécifiée.

3. Les orientations ne créent pas d'exigences contraignantes et n'ajoutent ni ne soustraient aux obligations faites aux Parties par l'article 12. Il est admis que, pour des raisons techniques, économiques ou juridiques, certaines des mesures décrites dans les présentes orientations peuvent ne pas être à la disposition de toutes les Parties. Les lois et règlements existants applicables aux activités menées sur les sites contaminés l'emportent sur les présentes orientations.

4. Le texte de la Convention ne définit pas explicitement le terme « site contaminé ». Les pays peuvent avoir leur propre définition dans leur législation. Aux fins du présent document, un site contaminé s'entend d'un site sur lequel a été confirmée la présence, découlant de l'activité humaine, de mercure et de composés du mercure à des concentrations permettant à une Partie de considérer qu'il en résulte un risque important pour la santé humaine ou l'environnement.

Figure 1
Cadre et schéma décisionnel initial pour la gestion des sites contaminés



2. Risques pour la santé humaine et l'environnement

5. Le mercure est un élément chimique naturel présent dans l'air, l'eau et les sols. Ses niveaux de fond naturels varient d'un endroit à un autre et dépendent de la géologie locale. Le mercure est émis et rejeté dans l'environnement par les activités volcaniques, l'altération des roches et les activités humaines. Les principales sources anthropiques d'émissions et de rejets de mercure comprennent l'extraction minière primaire de mercure, les activités d'extraction artisanale et à petite échelle d'or, la combustion du charbon, les procédés industriels, les amalgames dentaires et l'incinération des déchets.

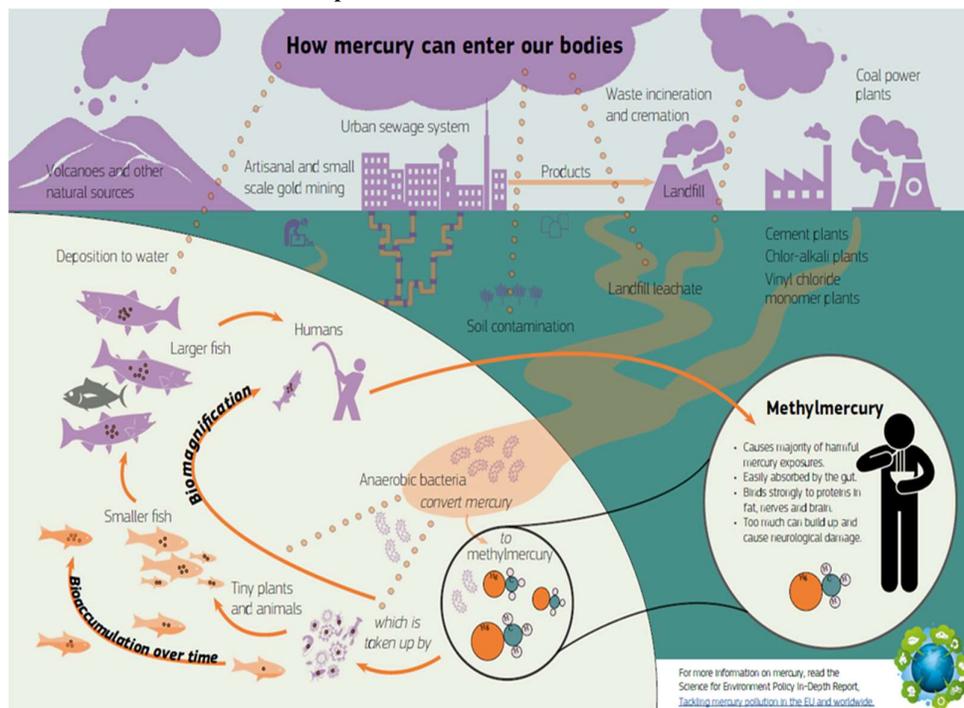
6. Comme l'illustre la figure 2, une fois rejeté dans l'environnement, le mercure peut y rester, transporté sur de grandes distances par l'air, l'eau, les sédiments, le sol et les organismes vivants, aboutissant en fin de parcours dans les sédiments marins des grands fonds ou dans les sols minéraux. Le mercure existe sous des formes diverses : mercure (métallique) élémentaire et composés mercuriels organiques et inorganiques. Le comportement environnemental et les propriétés toxicologiques des différents composés du mercure varient de l'un à l'autre.

7. Sur les lieux de travail où du mercure est utilisé, les personnes risquent d'inhaler des vapeurs de mercure ou d'y être exposées par voie cutanée en raison de leurs pratiques de travail habituelles (dans les secteurs industriel, médical ou dentaire ou celui de l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or) ou par suite de déversements. Le mercure se vaporise même à température ambiante. Étant donné que la vapeur de mercure élémentaire inhalée peut pénétrer dans le système nerveux central et l'endommager progressivement, cette forme de mercure est considérée comme l'une des plus toxiques.

8. En revanche, pour ce qui est de la population en général, la forme la plus courante d'exposition directe est la consommation de poissons et de fruits de mer contaminés par du méthylmercure, une des formes les plus toxiques du mercure. Le méthylmercure se bioaccumule et se bioamplifie en se concentrant au fur et à mesure qu'il progresse vers le sommet de la chaîne alimentaire, ce qui explique qu'on en trouve les taux les plus élevés dans les espèces prédatrices telles que le thon, le makaire, l'espadon, les requins, les mammifères marins et les êtres humains. Il peut avoir de graves conséquences pour les écosystèmes, y compris sur la reproduction des oiseaux et des mammifères prédateurs. Une exposition aiguë ou chronique élevée au mercure et aux composés du mercure constitue un risque grave pour la santé humaine et l'environnement. Du point de vue de la santé humaine, une telle exposition peut avoir des effets sur le cerveau, le cœur, les reins, les poumons et le système immunitaire chez des individus de tous âges. Le méthylmercure a la capacité de se lier au tissu adipeux et de traverser les barrières hémato-encéphalique et fœto-placentaire. Par conséquent, des taux élevés de méthylmercure dans le système sanguin des fœtus et des jeunes enfants peuvent nuire au développement du système nerveux.

Figure 2

Sources de mercure et voies d'exposition au mercure



| ENGLISH | TRANSLATION |
|--|--|
| How mercury can enter our bodies : | Comment le mercure peut pénétrer dans nos corps |
| Volcanoes and other natural sources : | Volcans et autres sources naturelles |
| Artisanal and small scale gold mining : | Extraction minière artisanale et à petite échelle d'or |
| Urban sewage system : | Réseau d'assainissement urbain |
| Products : | Produits |
| Waste incineration and cremation : | Incinération de déchets et crémation |
| Landfill : | Décharges |
| Coal power plants : | Centrales électriques au charbon |
| Deposition to water : | Dépôts dans l'eau |
| Landfill leachate : | Lixiviats de décharges |
| Cement plants : | Cimenteries |
| Chlor-alkali plants : | Usines de chlore-alkali |
| Vinyl chloride monomer plants : | Usines de chlorure de vinyle monomère |
| Larger fish : | Poissons de grande taille |
| Humans : | Êtres humains |
| Soil contamination : | Contamination des sols |
| Smaller fish : | Poissons de petite taille |
| Biomagnification : | Bioamplification |
| Anaerobic bacteria convert mercury : | Les bactéries anaérobies transforment le mercure |
| Bioaccumulation over time : | Bioaccumulation au fil du temps |
| Tiny plants and animals : | Végétaux et animaux de très petite taille |
| which is taken up by : | qui est absorbé par |
| to methylmercury : | en méthylmercure |
| Methylmercury : | Méthylmercure |
| Causes majority of harmful mercury exposures : | Est à l'origine de la majorité des expositions nocives au mercure |
| Easily absorbed by the gut : | Facilement absorbé par les intestins |
| Binds strongly to proteins in fat, nerves and brain : | Se lie fortement aux protéines dans les tissus adipeux, les nerfs et le cerveau |
| Too much can build up and cause neurological damage : | Une quantité trop importante peut s'accumuler et causer des dommages neurologiques |
| For more information on mercury, read the Science For Environment Policy In-Depth Report, Tackling mercury pollution in the EU and worldwide : | Pour de plus amples informations sur le mercure, veuillez consulter le Science For Environment Policy In-Depth Report, Tackling mercury pollution in the EU and worldwide (Rapport détaillé de Science For Environment Policy, « Lutter contre la pollution au mercure dans l'UE et le monde entier ») |

3. Utilisation du mercure au niveau mondial

9. Le mercure est un métal dont les propriétés uniques ont conduit à une série d'utilisations. Liquide à température ambiante, il a été utilisé dans les commutateurs et les relais ainsi que dans les appareils de mesure, permettant de déterminer avec précision les changements de température. Il a été utilisé dans un certain nombre de procédés industriels. La capacité du mercure à s'amalguer

avec d'autres métaux a conduit à son utilisation dans des procédés et des produits tels que l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or et la dentisterie.

10. Un large éventail de produits contenant du mercure ajouté sont encore produits au niveau mondial, notamment des piles, des lampes, des appareils de mesure (par ex., thermomètres), des cosmétiques et des pesticides. La concentration ou la quantité de mercure dans ces produits est généralement très faible, mais une mauvaise manipulation de grandes quantités de ces matériaux sous forme de produits ou de déchets peut entraîner des rejets dans l'environnement. Les amalgames au mercure sont encore largement utilisés dans la dentisterie, ce qui peut causer d'importants rejets de mercure dans les eaux usées des cabinets dentaires et dans les effluents gazeux des fours crématoires.

11. De même, des procédés industriels faisant appel au mercure comme catalyseur ou élément de circuits électriques sont encore utilisés dans le monde entier. Ces procédés comprennent la production de chlore-alcali, dans le cadre de laquelle d'importants volumes de mercure sont parfois utilisés sur les sites de production, conduisant à l'existence d'usines qui peuvent être lourdement contaminées au mercure. Le mercure a également été utilisé dans la production d'acétaldéhyde. Parmi les autres procédés industriels pouvant utiliser du mercure figurent la production de chlorure de vinyle monomère (pour la fabrication de polychlorure de vinyle), la production de méthylate ou d'éthylate de sodium ou de potassium et la production de polyuréthane. Chacun de ces procédés de fabrication peut contaminer le site de production en raison du procédé lui-même, de déversements résultant d'une mauvaise manipulation ou d'accidents ou d'une mauvaise gestion des déchets de mercure qu'il génère.

12. Le mercure est largement utilisé dans les activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, où il est mélangé au minerai aurifère. Le mercure se lie à l'or, formant un amalgame qui est ensuite chauffé afin d'en éliminer le mercure sous forme de vapeur et de ne laisser que l'or. Les contrôles de l'utilisation et des rejets de mercure sont peu nombreux, voire inexistant, en raison de la nature informelle de nombreuses opérations d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, ce qui conduit souvent à d'importants niveaux d'exposition pour les travailleurs et à une contamination élevée des sites. De plus, des familles ou des groupes de personnes entières peuvent être exposés aux vapeurs de mercure à l'intérieur ou autour de l'habitation ou de l'entrepôt où le traitement a lieu.

13. Il convient de noter que les rejets de mercure ne se limitent pas à ceux résultant d'une utilisation intentionnelle. Une mauvaise gestion des déchets et des eaux usées, notamment dans le cadre de mesures de lutte contre la pollution, peut conduire à des rejets de mercure et à une contamination des sols et de l'eau. Les activités minières à l'échelle industrielle pourraient également conduire à des rejets de mercure dans la terre et l'eau lorsque le minerai contient un taux élevé de mercure ou lorsque du pétrole et du gaz sont extraits.

4. Émissions et rejets de mercure provenant de sites contaminés

14. Les risques pour l'environnement que présentent les sites contaminés sont doubles : d'une part, le site contaminé lui-même (par ex., usine ou site de déversement local) peut conduire à l'exposition de quiconque y pénètre et, d'autre part, il peut laisser échapper du mercure dans son environnement immédiat. Dans un tel cas, qui entraîne un risque inacceptable, des mesures d'assainissement, ou toute autre mesure de gestion des risques, peuvent être prises concernant non seulement le site de contamination initiale, mais aussi les milieux environnementaux vers lesquels il a pu migrer (par ex., les eaux souterraines, les eaux de surface et les sédiments).

15. L'Évaluation mondiale du mercure 2013 (PNUE, 2013) a évalué, entre autres, les rejets aquatiques de mercure produits par les sources ponctuelles d'émissions, les sites contaminés et les sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or. Elle estime que les sites contaminés contribuent entre 8 et 33 tonnes métriques par an aux rejets aquatiques et entre 70 et 95 tonnes métriques par an aux rejets atmosphériques de mercure. D'autres études (Kocman *et al.*, 2013) ont estimé que les quantités de mercure rejetées par ces sites dans l'eau étaient plus élevées et se situaient entre 67 et 165 tonnes métriques par an. L'Évaluation mondiale du mercure 2018 (PNUE, 2019) considère les sites contaminés comme une source anthropique dont les émissions ne peuvent pas encore être estimées avec fiabilité et conclut qu'il n'existe pas de connaissances détaillées sur les processus de rejets secondaires résultant de rejets initiaux de mercure dans le milieu terrestre.

5. Obligations au titre de la Convention de Minamata sur le mercure

16. L'article 12 de la Convention de Minamata définit les obligations ci-après en ce qui concerne les sites contaminés :

- a) Chaque Partie s'efforce d'élaborer des stratégies appropriées pour identifier et évaluer les sites contaminés par du mercure ou des composés du mercure.
- b) Les actions visant à réduire les risques présentés par ces sites sont menées d'une manière écologiquement rationnelle comprenant, au besoin, une évaluation des risques pour la santé humaine et l'environnement posés par le mercure ou les composés du mercure qu'ils recèlent.
- c) La Conférence des Parties adopte des orientations sur la gestion des sites contaminés qui peuvent inclure des méthodes et des approches pour :
 - i) L'identification et la caractérisation des sites contaminés ;
 - ii) La mobilisation du public ;
 - iii) Les évaluations des risques pour la santé humaine et l'environnement ;
 - iv) Les options de gestion des risques présentés par les sites contaminés ;
 - v) L'évaluation des avantages et des coûts ;
 - vi) La validation des résultats.

17. Dans l'article 12, les Parties sont également encouragées à coopérer à l'élaboration de stratégies et à l'exécution d'activités visant à identifier, évaluer, classer par ordre de priorité, gérer et, s'il y a lieu, remettre en état les sites contaminés.

18. Les présentes orientations ont été élaborées conformément au paragraphe 3 de l'article 12 de la Convention (alinéa c) du paragraphe 16 ci-dessus) et sont structurées autour des principales méthodes et approches qui y sont énoncées. Elles mentionnent également des politiques nationales mises en place dans un certain nombre de pays.

B. Identification et caractérisation des sites

1. Identification des sites

19. Le paragraphe 1 de l'article 12 fait obligation aux Parties de s'efforcer d'élaborer des stratégies appropriées pour identifier et évaluer les sites contaminés par du mercure ou des composés du mercure. Les termes utilisés supposent l'adoption d'une approche comprenant un examen, par chaque Partie, sur l'ensemble de son territoire, de l'étendue du problème des sites contaminés. Dans la plupart des cas, il conviendra de commencer par recueillir des informations permettant d'identifier les installations qui ont pu entreprendre des activités susceptibles d'engendrer des rejets de mercure, dans la mesure où une telle identification est juridiquement, techniquement et financièrement réalisable. Il pourrait s'agir de sites aussi bien actifs qu'abandonnés où du mercure ou des composés du mercure sont ou ont été utilisés dans des procédés ou produits, de sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or ou d'autres installations industrielles, ou encore d'anciennes mines dont le fonctionnement n'était pas conforme aux normes modernes d'exploitation minière. Cette première identification des sites ainsi que les estimations initiales de l'ampleur de la contamination et du potentiel de rejet de mercure et d'exposition des populations à cette substance permettront aux pays de commencer à classer par ordre de priorité les mesures à prendre concernant leurs sites contaminés conformément aux cadres juridiques existants, le cas échéant.

20. Une approche systématique peut être utilisée pour identifier et cataloguer les sites contaminés, en commençant par un examen de l'occupation passée et actuelle des sols dans l'ensemble du pays ainsi que l'établissement d'une première liste des sites potentiellement contaminés. Les éléments de la liste peuvent ensuite être classés par ordre de priorité et les sites requérant une documentation supplémentaire ainsi que des investigations plus approfondies sont identifiés. Cette approche peut être efficace dans le cadre de l'élaboration d'un plan national global visant à traiter les sites contaminés par du mercure. Une autre approche peut compléter l'approche systématique en identifiant de manière individuelle les sites contaminés lorsque des changements dans l'occupation des sols ou des opérations telles que des excavations ou des constructions ont lieu. Bien qu'une identification individuelle des sites contaminés ne constitue pas une solution adéquate pour remplacer l'approche systématique, elle peut convenir pour les pays disposant d'une politique nationale de gestion des sites contaminés.

21. Un examen de l'occupation passée et actuelle des sols est important pour identifier les sites potentiellement contaminés (CCME, 2016). Cet examen peut constituer la première étape pour identifier les sites pouvant nécessiter des investigations plus approfondies. Jusqu'à ce que la preuve de leur contamination ait été établie au moyen d'investigations, ces sites peuvent être qualifiés de sites « présumés » contaminés. Dans certaines juridictions, tous les sites présumés ou confirmés comme étant contaminés sont intégrés à une base de données en ligne.

22. Il existe diverses sources possibles de contamination des sites, notamment :

- a) Le stockage du mercure ;
- b) La fabrication de produits contenant du mercure ajouté ;
- c) L'utilisation de mercure dans des procédés de fabrication ;
- d) Les activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or utilisant du mercure ou un minerai primaire riche en mercure qui peuvent en laisser échapper ;
- e) L'extraction minière de mercure primaire et les anciennes mines abandonnées dont le fonctionnement n'était pas conforme aux pratiques modernes ;
- f) Les sources ponctuelles d'émissions et de rejets ;
- g) Le traitement et l'élimination des déchets ;
- h) Les autres sources.

23. Les sources telles que la fabrication de produits contenant du mercure ajouté, l'utilisation de mercure dans des procédés de fabrication et les sources ponctuelles d'émissions et de rejets de mercure peuvent comprendre non seulement des activités citées dans les annexes de la Convention de Minamata mais également d'autres activités non réglementées au titre de la Convention. Il convient de noter que le ruissellement, le lessivage ou la migration de mercure à partir d'un premier site contaminé en contamine parfois d'autres. Dans certains cas, notamment lorsque le mercure est transporté par ruissellement vers des zones humides ou d'autres écosystèmes sensibles, les principaux contaminants du(des) site(s) secondaire(s) peuvent être du méthylmercure produit par transformation bactérienne ou d'autres composés, tels que le sulfure de mercure qui peut se former par réaction du mercure avec le soufre contenu dans le sol.

24. Dans le cas de l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, l'identification des sites peut s'avérer particulièrement problématique, en raison du nombre de sites potentiellement contaminés, de la nature informelle (et parfois illégale) des activités menées et de l'absence de registres officiels. Il peut être nécessaire de définir un groupe de sites ou une région pouvant être touchés par des activités minières artisanales pour ensuite s'attacher à identifier individuellement les sites préoccupants au sein de la zone définie. Les informations collectées aux fins de l'élaboration d'un plan d'action national en application de l'article 7 peuvent être utiles pour l'identification des sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or contaminés.

25. Afin d'établir un inventaire national préliminaire des sites potentiellement contaminés, les organismes publics peuvent mettre en commun leurs registres des activités et des utilisations des sols actuelles et passées, telles que celles mentionnées plus haut, afin de servir de base aux investigations plus approfondies. Dans certaines juridictions, les organismes publics, les entreprises et les propriétaires fonciers privés sont tenus par la loi¹ de signaler à l'organisme environnemental compétent s'ils possèdent des terres présumées contaminées ou reconnues comme telles, faute de quoi ils s'exposent à des amendes.

26. Dans de nombreux cas, il est possible d'opérer une première identification des sites présumés contaminés par les moyens ci-après (PNUE, 2015) :

- a) Documents faisant état des activités industrielles ou autres menées sur le site dans le passé ;
- b) Inspection visuelle de l'état du site ou des sources associées de contaminants ;
- c) Inspection visuelle des opérations de fabrication ou d'autres activités connues pour avoir utilisé ou émis un contaminant particulièrement dangereux ;

¹ Voir, par exemple, la loi d'Australie-Occidentale sur les sites contaminés de 2003, partie 2, division 1, sect.11 (3), Gouvernement d'Australie-Occidentale, disponible à l'adresse suivante : <https://www.legislation.wa.gov.au>.

- d) Effets néfastes observés chez la population humaine, la flore et la faune, dont la cause est probablement la proximité du site² ;
- e) Résultats physiques ou analytiques existants montrant la présence de contaminants ;
- f) Présomptions de rejets signalées aux pouvoirs publics par la communauté.

2. Établissement d'inventaires

27. Au fur et à mesure que l'identification des sites présumés ou confirmés comme étant contaminés au sein d'une juridiction progresse, il devient possible d'établir un inventaire des sites qui peut être utilisé pour suivre l'évaluation et la gestion des sites individuels au fil du temps. Dans ce contexte, les Parties souhaiteront peut-être établir un inventaire qui leur permettrait d'adopter une approche fondée sur les risques afin de fixer efficacement des priorités dans l'utilisation des ressources dans le but de protéger les populations humaines et les niches environnementales les plus immédiatement menacées par un risque d'exposition au mercure provenant des sites les plus dangereux. Les sites présentant les risques les plus élevés peuvent être gérés en priorité et les sites présentant des risques faibles peuvent se voir allouer des ressources ultérieurement.

28. Les inventaires peuvent servir de « base de données vivante », en ce sens que des sites (potentiellement) contaminés peuvent y être ajoutés lorsqu'ils sont découverts (notamment d'anciens sites qui peuvent être très vieux et non documentés et qui ont été trouvés durant des travaux de construction sans rapport). Des sites peuvent également en être supprimés lorsqu'il a été établi qu'ils sont exempts de contamination ou ont été complètement remis en état, mais les Parties peuvent plutôt choisir de qualifier ces sites de « remis en état » ou « non contaminés » et de les laisser dans la base de données au cas où les avancées scientifiques nécessiteraient une réévaluation ultérieure. Une telle situation pourrait se produire, par exemple, si les limites acceptables d'un contaminant donné étaient fortement révisées à la baisse, rendant un site « remis en état » à nouveau « contaminé » en cas de non-respect des nouveaux critères.

29. Les inventaires peuvent disposer de systèmes de classification interne destinés à aider les autorités dans l'octroi d'autorisations pour des projets de planification de l'occupation des sols et d'aménagement du territoire et à suivre l'évaluation et la gestion des sites. Un exemple de système utilisé par une juridiction australienne emploie les sept classifications ci-après :

- a) Contaminé – remise en état requise ;
- b) Contaminé – utilisation restreinte ;
- c) Remis en état pour une utilisation restreinte ;
- d) Potentiellement contaminé – investigations requises ;
- e) Décontaminé ;
- f) Non contaminé – utilisation non restreinte ;
- g) Rapport non étayé³.

30. Une approche innovante en matière d'analyse des inventaires consiste à combiner des données d'inventaire avec un système d'information géographique afin de mettre à la disposition du public une base de données en ligne montrant la situation géographique des sites dont la contamination a été confirmée⁴.

3. Caractérisation des sites

31. Une fois que des sites présumés contaminés ont été identifiés, des mesures peuvent être prises pour étudier plus avant ceux qui présentent le plus grand danger (en raison de facteurs liés à leur situation géographique, à des questions environnementales, etc.), afin de définir le niveau de contamination de chacun et les principaux risques qu'ils présentent.

² Il convient de noter que des effets néfastes sur la santé humaine en tant qu'indicateur de la contamination d'un site seront probablement décelés uniquement dans les cas de contamination très élevée ou après que le site a été identifié comme contaminé. L'imputation d'effets sur la santé à des sites contaminés devrait être fondée sur une évaluation des sites et des informations concernant l'exposition.

³ Cette juridiction permet à tout citoyen de signaler un site présumé contaminé au moyen d'un formulaire standard et étudie ensuite le site.

⁴ Base de données des sites contaminés d'Australie-Occidentale, <https://dow.maps.arcgis.com/apps/webappviewer/index.html?id=c2ecb74291ae4da2ac32c441819c6d47>.

32. Les sites présumés contaminés qui ont été identifiés peuvent être caractérisés plus avant au moyen d'investigations par étapes. Aux fins de la caractérisation des sites, les pays peuvent établir leurs priorités sur la base de l'occupation passée des sols ou d'autres indicateurs de contamination. Les pays ayant, sur leur territoire, d'importantes activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or ou des usines de production de chlore-alcali par électrolyse à cathode de mercure mises hors service peuvent, par exemple, choisir d'accorder la priorité à ces secteurs. Un examen préliminaire ou une évaluation initiale des sites, qui peut nécessiter des visites sur les lieux et un examen des informations disponibles, peut représenter un instrument utile pour classer ces derniers par ordre de priorité aux fins d'investigations plus approfondies⁵.

33. L'élaboration d'un modèle conceptuel de site est une étape essentielle du processus de caractérisation et d'évaluation des sites⁶. Il s'agit d'une représentation visuelle et d'une description narrative des processus physiques, chimiques et biologiques qui peuvent se produire, se produisent ou se sont produits sur un site. Un tel modèle montre les sources de contamination (potentielles et confirmées) ainsi que les voies d'exposition des récepteurs identifiés (actuels ou futurs). Il peut comprendre les éléments spécifiques ci-après (CCME, 2016)⁷ :

- a) Une synthèse des utilisations passées, actuelles et futures prévues des sols ;
- b) Une description détaillée du site et de son environnement physique, qui est utilisée pour formuler des hypothèses concernant les rejets et le devenir final de la contamination sur le site ;
- c) Les sources de contamination sur le site, les produits chimiques potentiellement préoccupants et les milieux (sols, eaux souterraines, eaux de surface, sédiments, vapeurs émanant du sol, air intérieur et extérieur, aliments cultivés localement, biote) qui peuvent être touchés ;
- d) La répartition et la forme chimique des contaminants dans chaque milieu, y compris des informations sur leur concentration, quantité totale et/ou propagation (flux) ;
- e) La manière dont les contaminants peuvent migrer de la (des) source(s), les milieux concernés et les voies par lesquelles la migration et l'exposition des éventuels récepteurs humains ou écologiques pourraient se produire, ainsi que les informations nécessaires pour interpréter la migration des contaminants, notamment la géologie, l'hydrogéologie, l'hydrologie et les éventuelles voies préférentielles ;
- f) Des informations concernant les conditions climatiques et météorologiques qui peuvent avoir une incidence sur la répartition et la migration des contaminants ;
- g) S'il y a lieu, des informations concernant l'intrusion de vapeurs émanant du sol dans les bâtiments, notamment les caractéristiques de construction des bâtiments (par exemple, taille, âge, profondeur et type des fondations, présence de fissures dans les fondations, points d'entrée des équipements collectifs), la conception et le fonctionnement des systèmes de chauffage, de ventilation et de climatisation des bâtiments ainsi que les passages souterrains des équipements collectifs ;
- h) Des informations concernant les récepteurs humains et écologiques ainsi que les caractéristiques des activités menées sur le site ou dans les zones touchées par le site.

34. Il convient de noter qu'il n'est pas nécessaire de traiter l'ensemble des éléments énoncés ci-dessus. En particulier, les derniers éléments nécessitent une certaine expertise de la part du technicien effectuant l'inspection et de l'autorité chargée de déterminer la validité de l'inspection. L'utilisation d'un modèle conceptuel de site dépend de la situation de chaque Partie et du site. D'autres méthodes peuvent également être utilisées.

35. Il conviendrait de fixer les objectifs de l'étude, qui peuvent globalement comprendre :

- a) Une caractérisation des types de contaminants présents sur le site ;
- b) Une meilleure compréhension de la géologie et de l'hydrogéologie du site ;

⁵ Certains pays ont établi des valeurs de déclenchement pour l'évaluation initiale. Le Royaume-Uni a fixé des concentrations de 1 partie par million pour le mercure élémentaire dans le sol et de 11 parties par million pour le méthylmercure (Environment Agency, 2009). Les directives nationales australiennes pour les sites contaminés (NEPC, 1999) indiquent, aux fins de l'évaluation initiale, des concentrations de 10 parties par million de méthylmercure et de 15 parties par million de mercure élémentaire pour les bâtiments résidentiels.

⁶ ISO 21365 (2018). Qualité du sol - Schémas conceptuels de sites pour les sites potentiellement pollués.

⁷ Santé Canada a également mis en place un outil pour l'élaboration systématique d'un modèle conceptuel de site. Cet outil est disponible sur demande auprès de la Division des lieux contaminés de Santé Canada, à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/organisation/contactez-nous/division-lieux-contamines.html>.

- c) Une détermination de l'ampleur et de la répartition (verticale et latérale) de la contamination ;
- d) Une caractérisation de la migration effective des contaminants et des transformations potentielles ;
- e) L'obtention de données permettant d'identifier et d'évaluer les éventuels effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement.

36. Une fois les objectifs de l'étude établis, un plan d'échantillonnage et d'analyse devrait être élaboré. Ce plan devrait s'appuyer sur les informations disponibles au sujet du site et les objectifs de l'étude. Il devrait comprendre les éléments ci-après :

- a) Examen des données existantes, y compris l'identification des sources réelles et potentielles, tant primaires que secondaires ;
- b) Tâches préalables, y compris l'élaboration d'un plan de protection sanitaire et de sécurité et le repérage des équipements collectifs et structures qui pourraient perturber les études détaillées ou être altérés par ces dernières (cette étape est destinée à faire en sorte que les activités d'échantillonnage ou d'étude n'aient pas d'incidence négative sur la santé et la sécurité des travailleurs, de tierces personnes ou autres) ;
- c) Milieux d'échantillonnage, types de données et outils de recherche, y compris les décisions concernant les milieux qui seront échantillonnés (sols, sédiments, eaux souterraines, vapeurs émanant du sol, air, biote, eaux de surface, etc.) ;
- d) Plan d'échantillonnage ;
- e) Méthodes d'échantillonnage et d'analyse et plan d'assurance de la qualité.

37. L'échantillonnage devrait être conçu en vue de la réalisation des objectifs de l'évaluation, qui consistent à identifier les contaminants préoccupants présents sur le site, à établir leur répartition au sein du site et à repérer les foyers susceptibles de faire courir un risque inacceptable à la santé humaine ou à l'environnement. Une stratégie d'échantillonnage est élaborée en s'appuyant sur les informations réunies. Cette stratégie prend en compte le modèle conceptuel de site afin de définir la grille d'échantillonnage (densité, nombre et répartition des points d'échantillonnage), le type d'échantillonnage (un ou plusieurs degrés), le type d'échantillon (simple ou composite), la profondeur et les intervalles de l'échantillonnage ainsi que les contaminants préoccupants (mercure, méthylmercure et/ou autres composés du mercure). Lors de l'élaboration du plan d'échantillonnage, des considérations pratiques telles que la logistique, le transport et la conservation des échantillons, la disponibilité des équipements et les coûts devraient être prises en compte.

38. Certains pays possèdent des méthodes d'échantillonnage et d'analyse normalisées pour d'autres milieux environnementaux⁸. L'Organisation internationale de normalisation dispose également des normes ci-après concernant l'échantillonnage pour le contrôle de la qualité des sols et de l'eau :

- a) ISO 18400-104, Qualité du sol — Échantillonnage — Partie 104 : Stratégies ;
- b) ISO 18400-202, Qualité du sol — Échantillonnage — Partie 202 : Investigations préliminaires ;
- c) ISO 18400-204, Qualité du sol — Échantillonnage — Partie 204 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des gaz de sol ;
- d) ISO 5667-11, Qualité de l'eau — Échantillonnage — Partie 11 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux souterraines.

⁸ Voir, par exemple : Agence de protection de l'environnement des États-Unis, Méthode 1669 « Sampling Ambient Water for Trace Metals at EPA Water Quality Criteria Levels » (Échantillonnage de l'eau ambiante pour les métaux traces selon les critères fixés par l'Agence de protection de l'environnement pour la qualité de l'eau) ; Méthode 1630 « Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry » (Méthylmercure dans l'eau par distillation, éthylation aqueuse, purge et piégeage, et spectroscopie de fluorescence atomique par vapeur froide) ; Méthode 1631 « Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry » (Mercure dans l'eau par oxydation, purge et piégeage, et spectroscopie de fluorescence atomique par vapeur froide) ; et Méthode 7473 « Mercury in Solids and Solutions by Thermal Decomposition, Amalgamation and Atomic Absorption Spectrophotometry » (Mercure dans les solides et les solutions par décomposition thermique, amalgamation et spectrophotométrie d'absorption atomique).

39. Si une biosurveillance humaine est entreprise, il peut s'avérer utile d'utiliser le protocole d'étude et les procédures opératoires normalisées pour la biosurveillance humaine aux fins de l'évaluation de l'exposition prénatale au mercure de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2018a et 2018b).

C. Mobilisation du public

40. Lorsqu'elles traitent le problème des sites contaminés, les Parties peuvent, dans la mesure du possible, envisager des stratégies visant à promouvoir la mobilisation du public, en particulier sur des questions délicates telles que la présence de sites contaminés dans le voisinage, afin d'assurer une gestion réussie des problèmes et des sites. La mobilisation du public est souvent coordonnée par les organismes gouvernementaux chargés de la gestion des sites contaminés aux niveaux local, régional ou national. De nombreux termes traduisent le concept de « mobilisation du public », notamment « participation du public », « participation de la communauté », « mobilisation de la communauté », « participation des parties prenantes » et « mobilisation des parties prenantes » (National Environmental Justice Advisory Council, 2013). La consultation du public est exigée par la législation dans certaines juridictions. L'objectif d'une mobilisation du public est de veiller à ce que les personnes ou les groupes qui pourraient être touchés par des mesures, y participer ou s'y intéresser soient informés et que leurs vues soient prises en compte dans le processus décisionnel. Par conséquent, il est important d'envisager la mobilisation du public dès le début du processus d'identification ou d'évaluation détaillée d'un site contaminé. Les Parties sont invitées à envisager d'élaborer une stratégie de communication pour transmettre les informations pertinentes. Les connaissances locales peuvent s'avérer cruciales pour l'identification des sites potentiellement contaminés et le choix de la stratégie d'échantillonnage.

41. Selon la phase dans laquelle le processus se trouve (identification, étude, remise en état, suivi ultérieur du site, etc.), différentes méthodes peuvent convenir pour mobiliser le public. Les Parties sont invitées à envisager de diffuser les résultats du processus de consultation publique et les décisions prises au sujet des activités futures par des moyens semblables à ceux employés pour la communication des informations initiales au début du processus de mobilisation.

42. Une communication efficace ainsi qu'un processus à double sens pour transmettre et recevoir les informations sont indispensables pour améliorer la compréhension des parties prenantes. Les informations scientifiques disponibles devraient être diffusées le plus efficacement possible au sein de la communauté visée afin de réduire l'écart entre le risque perçu et le risque réel.

43. La sensibilisation de la communauté cible différents niveaux. Les propriétaires fonciers ou les résidents habitant à proximité du site ou sur celui-ci, les communautés touchées par la pollution en provenance du site et les autres industries présentes dans la zone qui pourraient être touchées par la pollution peuvent tous être qualifiés de parties prenantes. Les gestionnaires de site et les travailleurs employés sur des sites encore actifs sont également des parties prenantes. Il convient cependant de noter que si la contamination du site résulte, par exemple, de la mauvaise manipulation de déchets de mercure ou de produits en contenant, la question de la source de contamination devrait être réglée avant que toute autre mesure soit prise.

44. La qualité des contributions devrait primer sur leur quantité et le processus de mobilisation devrait viser autant à recueillir des informations auprès de la communauté qu'à lui en fournir. Il est important que le processus de mobilisation de la communauté se poursuive tout au long des activités d'étude, de gestion et/ou de remise en état du site, la phase de gestion pouvant sensiblement augmenter les risques courus par les communautés voisines du site. Par exemple, l'excavation de matériaux contaminés et les activités de traitement sur place peuvent dégager de la poussière, des vapeurs et des odeurs. Lorsqu'elles sont disponibles, les compétences des membres des communautés peuvent contribuer à comprendre les points à évaluer. Les dirigeant(e)s des communautés peuvent contribuer de manière notable à assurer la mise en œuvre d'une activité planifiée, étant donné l'influence plus importante dont ils (elles) jouissent auprès des parties prenantes locales. La création d'un comité de consultation communautaire peut constituer un mécanisme utile de mobilisation par l'intermédiaire duquel les autorités, les entreprises chargées des travaux et la communauté peuvent échanger des informations techniques et pratiques ainsi que des données d'expérience, afin d'assurer une compréhension commune des activités proposées sur le site contaminé. Ce comité peut également servir d'espace de discussion pour examiner les programmes de surveillance (pour les vapeurs, la poussière, etc.) qui pourraient être mis en place sur le site et dans ses environs afin de répondre aux préoccupations de la communauté durant la phase de gestion.

45. Le processus de mobilisation du public pourrait commencer par la fourniture d'informations à la communauté concernée. Les informations fournies à ce stade pourraient comprendre des informations générales sur le site, y compris ses utilisations passées et la nature de la

contamination présumée. Ces informations peuvent être essentielles pour assurer la coopération de la communauté et le respect par cette dernière des mesures prévues, en particulier les mesures initiales qu'il peut être nécessaire de prendre (par ex., l'installation de barrières pour empêcher l'entrée dans les zones contaminées, le recouvrement des sols contaminés) ainsi que les activités de remise en état du site. Le maintien de l'activité du site pourrait rendre une telle mobilisation plus difficile. Il peut également s'avérer pertinent d'ajouter une déclaration sur les modalités de la participation demandée à la communauté, ce qui aiderait à établir des attentes communes concernant les travaux à mener. Un calendrier initial pour les activités, comprenant des délais pour la communication d'informations ou l'établissement de rapports, peut également être établi. Les informations initiales peuvent être fournies par la distribution de documents imprimés (comme des prospectus) directement au sein de la communauté, dans le cadre d'ateliers, par une publication dans des journaux locaux ou communautaires ou sur les sites Web concernés. Il est également possible de se servir des sites Web locaux et des stations de radio et chaînes de télévision locales pour communiquer des informations et faire connaître les principales activités.

46. Il est conseillé d'élaborer un projet de plan initial détaillant les modalités de mobilisation du public et comprenant un calendrier pour les activités de mobilisation proposées. Lorsque des contributions sont demandées, des informations devraient être fournies sur leurs modalités de collecte et sur la façon dont elles seront utilisées. Les activités de mobilisation du public devraient comprendre des réunions publiques, qui pourront se tenir dans des locaux communautaires centraux ou, parfois, sur le site touché. Les réunions publiques peuvent prendre diverses formes et il pourra s'avérer utile d'organiser différents types de réunions aux différentes étapes des travaux.

D. Évaluations des risques pour la santé humaine et l'environnement

47. Une évaluation des risques aidera à répondre aux questions ci-après :

- a) Le site présente-t-il un risque pour la population humaine et/ou le biote ?
- b) Quelle est l'ampleur du risque ?
- c) Le risque associé au site peut-il être géré de manière adéquate sans remise en état (à court terme ou sur une plus longue période) ou le site devrait-il être remis en état afin de réduire le risque (à court ou long terme) ?
- d) Si le site n'est pas remis en état, le risque pourrait-il augmenter et/ou se propager ?

48. L'évaluation des risques est un processus qui estime l'ampleur et la probabilité des effets néfastes d'une contamination pour la santé humaine et l'environnement. En conséquence, il s'agit d'un instrument pouvant aider à déterminer si des mesures environnementales peuvent être efficaces sur un site contaminé et, le cas échéant, quels types de mesure il convient d'envisager.

49. Une évaluation des risques peut être utilisée pour aider à définir des objectifs de remise en état ou de gestion pour un site, comme : a) atteindre les limites maximales acceptables établies soit par la législation nationale ou locale soit par des autorités compétentes ; ou b) atteindre des limites spécifiques fondées sur le risque et fixées pour le site sur la base de l'évaluation. Afin d'appuyer la prise de décisions justifiées fondées sur le risque et la gestion durable des risques⁹, une évaluation propre au site, reposant sur un modèle conceptuel de site bien défini (c'est-à-dire décrivant le lien entre sources, voies et récepteurs) et tenant compte des conditions locales du site et de ses valeurs de référence, pourrait constituer l'outil principal pour déterminer la pertinence de la prise de mesures de gestion des risques.

50. Une évaluation des risques est généralement composée de quatre étapes clairement définies et assorties d'objectifs spécifiques, afin de définir les dangers et la relation entre les doses et les risques posés et de mesurer l'ampleur de l'exposition pour déterminer le niveau de risque et estimer l'impact sur les récepteurs exposés :

- a) *Identification et caractérisation de la portée du risque* (par exemple, ampleur de la contamination, proximité des populations humaines, profondeur des eaux souterraines, proximité des eaux de surface ou des habitats sensibles) : l'évaluation des risques peut viser les effets sur la santé humaine, les animaux terrestres et le biote aquatique du mercure élémentaire, des composés inorganiques du mercure et du méthylmercure, ainsi que d'autres contaminants. La santé humaine sera

⁹ La gestion durable des risques signifie « [l']élimination et/ou [la] maîtrise des risques inacceptables de manière sûre et en temps raisonnable tout en optimisant la valeur environnementale, sociale et économique des actions de remédiation » [ISO18504:2017(fr)].

souvent la priorité. La portée d'une évaluation des risques est déterminée par les besoins propres au site ;

b) *Analyse du niveau de danger et de la toxicité* : les dangers du mercure et des composés du mercure sont largement reconnus, des informations scientifiques détaillées étant disponibles concernant les effets d'une exposition au mercure (OMS, 2017). Les effets environnementaux d'une exposition au mercure, notamment sur les grands prédateurs potentiellement soumis à une forte exposition du fait de leur alimentation, peuvent comprendre une baisse de la reproduction et de l'aptitude à la chasse ;

c) *Analyse de l'exposition* : l'objectif est d'estimer le taux de contact entre les contaminants identifiés et les êtres humains ou l'environnement. L'analyse est fondée sur une description des scénarios d'exposition réels et possibles, ainsi que sur une caractérisation de la nature et de l'ampleur de la contamination. Elle peut nécessiter des mesures de l'exposition, notamment des analyses des systèmes d'adduction d'eau, des aliments cultivés localement, des poissons et des fruits de mer ainsi que du cuir chevelu et de l'urine des êtres humains. Les mesures des concentrations de mercure dans les sédiments, les poissons et d'autres biotes peuvent révéler des effets écologiques potentiels ;

d) *Analyse des risques* : les résultats des étapes précédentes sont combinés pour estimer de manière objective la probabilité d'effets néfastes sur les éléments protégés dans les conditions spécifiques du site.

51. Les sites contaminés pourraient causer une augmentation des concentrations locales de mercure, ce qui peut présenter des risques pour les êtres humains et l'environnement. L'utilisation d'eaux souterraines ou de surface contaminées comme sources d'eau de boisson peut entraîner des expositions à long terme, de même que la consommation de poissons et de fruits de mer provenant d'eaux de surface contaminées. Les aliments cultivés sur un site contaminé ou près d'un tel site peuvent également absorber des contaminants. Les sols contaminés par du mercure peuvent produire des vapeurs souterraines (également appelées vapeurs émanant du sol) qui peuvent remonter dans les bâtiments construits en surface, devenant ainsi des sources importantes d'exposition en intérieur par inhalation dont il convient de tenir compte (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999). Les sites contaminés peuvent, par suite d'un lessivage ou d'un ruissellement superficiel du mercure, contaminer les eaux souterraines ou de surface, ce qui peut faire courir le risque d'une exposition au mercure inorganique via l'eau de boisson. Par conséquent, il convient également de tenir compte du potentiel de contamination des eaux souterraines, des eaux de surface ou des sédiments par un site. Dans des conditions anaérobies, une méthylation du mercure par des bactéries peut se produire dans l'environnement, notamment dans les sédiments ou d'autres milieux propices. Du mercure méthylé peut alors pénétrer dans la chaîne alimentaire, ce qui entraîne une forte exposition des espèces prédatrices, y compris les êtres humains, par le biais de leur alimentation. Cette situation particulièrement préoccupante pour les consommateurs de poissons a poussé plusieurs juridictions à mettre en place des programmes de surveillance des poissons et à publier des avis sur la consommation de poissons¹⁰, en particulier dans les alentours des sources ponctuelles connues, présumées ou historiques d'émissions de mercure.

52. Les risques associés à un site donné dépendent de son niveau de contamination et de l'exposition causée dans la cadre de son utilisation. Un site fortement contaminé mais éloigné des centres habités ou ne présentant pas de potentiel élevé de lessivage présente beaucoup moins de risque qu'un site moins contaminé mais situé dans une zone urbaine ou plus étroitement connecté à des zones de méthylation active (zones humides, sols anaérobies, sédiments et eau) ou permettant une infiltration importante dans la nappe souterraine. Par conséquent, les objectifs de nettoyage peuvent varier en fonction des niveaux d'exposition réels ou prévus associés au site en question. L'évaluation du niveau d'exposition exige la prise en compte du niveau de mercure ou de composés du mercure sur le site et de la migration de mercure hors du site, ainsi que de la proximité des populations locales. Il est possible que ces informations aient été collectées au cours du processus d'identification et de caractérisation du site ou qu'un échantillonnage supplémentaire soit nécessaire. Des modèles de transfert et d'exposition sont disponibles pour évaluer le risque et il convient de prélever régulièrement des échantillons afin de s'assurer que la situation ne se dégrade pas.

¹⁰ Voir par exemple : États-Unis (<https://www.fda.gov/food/metals/mercury-concentrations-fish-fda-monitoring-program-1990-2010> et <https://www.fda.gov/food/consumers/advice-about-eating-fish>), Canada (<http://ec.gc.ca/mercure-mercury/default.asp?lang=Fr&n=DCBE5083-97AD-4C62-8862>) et Agence de santé de Guyane (<http://gps.gf/doc/catalogue/301/mercure-dans-les-poissons-et-grossesse-fleuves-de-guyane/>).

E. Options de gestion des risques présentés par les sites contaminés

53. Une fois qu'un site contaminé a été évalué, des décisions sont prises concernant les meilleurs moyens de gérer les risques qu'il présente. De telles décisions peuvent être prises aux niveaux national, régional ou local ou, dans certains cas, par des propriétaires fonciers ou d'autres entités. L'objectif de la gestion des risques devrait être convenu avant de prendre des mesures. Il devrait cadrer avec celui de la Convention de Minamata visant à protéger la santé humaine et l'environnement contre les émissions et rejets anthropiques de mercure et de composés du mercure. Les obligations en matière de gestion des sites contaminés peuvent être définies dans la législation et les politiques nationales ou locales.

54. Les principales techniques pour remédier à la contamination d'un site résultant d'activités industrielles antérieures ou d'autres activités humaines sont le confinement ou l'isolation des contaminants, l'immobilisation des contaminants et le nettoyage ou l'élimination des contaminants du site, sur place ou en dehors du site. Que la remise en état du site soit entreprise ou non, il faudra probablement en premier lieu mettre en place une forme de gestion, après avoir identifié le site et les éventuelles voies de rejet et d'exposition.

1. Gestion du site

55. La gestion du site comprend la prise de mesures visant à réduire l'exposition des êtres humains et de l'environnement au mercure ou aux composés du mercure qui s'y trouvent. Des sources primaires et secondaires continues de contamination des eaux souterraines ou de surface devront peut-être être prises en compte.

56. Dans les régions très peuplées, la terre est une ressource très précieuse et rare. Un site contaminé ou restauré inutilisé peut attirer des personnes qui cherchent à se loger ou à exercer une activité agricole, ou les deux. Les Parties peuvent souhaiter restreindre l'utilisation du site et imposer des règles d'aménagement du territoire en fonction du risque que présente le site. La décision relative à l'utilisation de tels espaces suppose une évaluation et une surveillance approfondies, afin de veiller à l'absence de risque résiduel pour la santé humaine et l'environnement. Les mesures prises peuvent comprendre la restriction de l'accès au site afin de limiter l'exposition directe (au moyen de clôtures et de panneaux d'avertissement) ou l'imposition de restrictions sur toute activité susceptible de causer une migration de la contamination sur le site. Si le système d'adduction d'eau est contaminé, il peut être nécessaire de mettre en place un système de remplacement ou de traiter l'eau. Si l'environnement ou la communauté locale ne courent pas de danger immédiat, il peut être envisagé d'attendre, pour traiter les matériaux contaminés, que d'autres sites présentant une priorité plus élevée aient été traités. En attendant une remise en état ultérieure du site, il est possible de recourir à une installation de confinement de la contamination sur le site. Dans ce cas, il convient de veiller, en procédant à des contrôles réguliers de la contamination du site, à ce que le mercure ne s'en échappe pas ou ne puisse pas avoir d'impact sur l'environnement situé au-delà des limites du site. L'échantillonnage des sols est probablement le meilleur indicateur du niveau de contamination du site. Cependant, la surveillance pourrait également comprendre la mesure des gaz de sol et des concentrations atmosphériques de mercure dans les environs du site. Si l'évaluation initiale du site révèle une contamination des eaux souterraines ou de surface, il peut être envisagé d'inclure un échantillonnage régulier de l'eau dans le plan de gestion. Il importe également que les futurs utilisateurs du site disposent d'un accès immédiat aux informations relatives à la qualité du sol et à d'autres informations sur l'état du site.

2. Remise en état du site

57. La remise en état du site constitue un autre moyen de réduire les risques liés aux sites contaminés. Elle comprend la prise de mesures tendant à éliminer, contrôler, confiner ou réduire les contaminants ou les voies d'exposition. L'objectif de la remise en état est de rendre un site acceptable et sûr aux fins de son utilisation actuelle et d'optimiser ses éventuelles utilisations futures. Lors de la définition des objectifs de remise en état, il convient de prendre en compte le niveau de fond de mercure. La décision de remettre le site en état requiert l'examen d'un certain nombre de facteurs, y compris le résultat visé, le niveau de contamination, les expositions probables résultant de la contamination, la faisabilité des options de remise en état, le rapport coûts-avantages, les effets néfastes que peut entraîner la mise en œuvre de mesures (par ex., une contamination de l'environnement en raison de la perturbation des sols contaminés), la disponibilité de technologies pertinentes et les ressources financières disponibles pour une remise en état. Les mesures de remise en état devraient également être entreprises en tenant dûment compte de la nécessité de mettre en œuvre de telles activités de manière durable et conforme au principe de précaution.

58. Il existe un certain nombre d'approches et de techniques de remise en état, qui présentent une efficacité et des coûts variés. Le choix de la méthode de remise en état devrait prendre en compte l'utilisation déclarée du site et les risques associés à cette utilisation. Il peut également dépendre de la présence d'autres contaminants ainsi que de facteurs tels que la perméabilité et la teneur en matière organique et en argile. Une stratégie de remise en état doit souvent combiner plusieurs techniques afin d'apporter une réponse adéquate à la situation. L'évaluation et la comparaison des diverses options de remise en état afin de déterminer la solution la plus efficace sont cruciales¹¹.

3. Traitement des sols

59. Lorsque cela est faisable, il peut être préférable que le traitement en vue d'éliminer le contaminant ou de réduire à un niveau acceptable le danger qu'il représente se fasse sur le site. Un tel traitement devrait être mis en œuvre de manière à éviter, autant que faire se peut, tout effet néfaste sur l'environnement, les travailleurs, la communauté installée à proximité du site ou le grand public.

60. Dans certains cas, le confinement sur site de la partie contaminée au mercure peut être une option viable. Des barrières physiques peuvent être utilisées pour empêcher la migration du mercure dans le sol ou son passage dans l'air. Cela peut demander que des tranchées profondes soient creusées sur le pourtour de la zone contaminée et remplies de boues (mélanges de bentonite ou de ciment et de terre, par exemple). Il peut également être nécessaire d'injecter des produits chimiques stabilisants dans le sol, en se servant de tarières conçues à cette fin. Il convient de noter que de telles mesures ne réduisent pas les quantités de mercure présentes sur le site et que des matériaux contaminés risquent d'être rejetés durant le processus (Merly and Hube, 2014). Des contrôles institutionnels, tels que des restrictions relatives aux actes de vente ou des avis dans les registres fonciers, peuvent venir renforcer les mesures visant à éviter la migration du mercure.

61. Si le traitement sur site du sol contaminé pour en éliminer les contaminants n'est pas possible, une autre option consiste à extraire le sol contaminé aux fins d'un traitement hors site. En attendant son traitement, il peut être envoyé à un site ou une installation de stockage agréés, en veillant dûment à éviter toute pollution environnementale qui pourrait être causée par le transport du sol. Si cette dernière option est retenue, la Partie concernée devrait veiller à ce que l'installation qui recevra le sol contaminé soit en mesure de gérer les déchets conformément aux réglementations environnementales applicables. De plus, les sols dépassant le seuil pour les déchets contaminés au mercure devraient être gérés conformément aux dispositions en matière de gestion écologiquement rationnelle des déchets de mercure en application de l'article 11 de la Convention. Le traitement hors site du sol excavé vise à en éliminer les contaminants ou à ramener le danger posé par ceux-ci à un niveau acceptable. Dans la mesure du possible, le sol traité est ensuite retourné au site initial ou envoyé à un autre site. Les résidus issus du traitement du sol peuvent présenter des concentrations élevées de mercure et devraient être gérés comme des déchets de mercure.

62. Les excavations et autres activités qui perturbent le sol du site peuvent, dans certains cas, être réalisées à l'intérieur de structures temporaires rendues hermétiques par le biais de filtres au charbon et de systèmes de pressurisation négative. De cette manière, le risque que représentent les vapeurs et les rejets de particules susceptibles de nuire aux communautés locales et à l'environnement est atténué. De telles structures peuvent également remplacer des programmes coûteux de surveillance de l'air ambiant, étant plus à même de rassurer les travailleurs et la population locale au sujet des niveaux d'exposition.

63. Parmi les méthodes dont l'efficacité a été prouvée pour le traitement des sols contaminés par du mercure figurent la solidification et la stabilisation, le lavage des sols et l'extraction à l'acide, le traitement thermique et la vitrification (US EPA, 2007), ainsi que la décontamination électrocinétique et la désorption thermique *in situ*. L'option la plus adaptée dépendra des concentrations de mercure et d'autres contaminants dans le sol, de leur répartition et de l'étendue de la zone contaminée. Par conséquent, le choix de la méthode de traitement devrait se faire en fonction des caractéristiques du site, en tenant compte des technologies disponibles aux niveaux local et national.

¹¹ Le réseau NICOLE (2015) présente plusieurs études de cas et un résumé d'approches de remise en état appliquées à des sites touchés par du mercure. Il existe également des sites Web qui fournissent des orientations pour la sélection de techniques de remise en état. Veuillez consulter l'outil interactif de pré-sélection des techniques de dépollution de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie et du Bureau de recherches géologiques et minières (<http://www.selecdepoll.fr/>) ainsi que le Guide d'orientation pour la sélection de technologies de décontamination du Gouvernement canadien (<http://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/>).

64. Le procédé de solidification consiste à mélanger le sol contaminé ou les déchets avec un liant en vue d'obtenir une suspension ou une pâte plus ou moins épaisse qui se solidifiera au fil du temps (US EPA, 2007). La solidification et la stabilisation peuvent s'opérer directement sur le site ou en dehors de ce dernier. Cette technique a déjà été utilisée dans le cadre d'opérations de nettoyage et est commercialisée dans certains pays (US EPA, 2007). Plusieurs facteurs ont une incidence sur l'efficacité et le coût de cette technique de traitement, y compris le pH de la substance traitée, la présence de composés organiques, la taille des particules, la teneur en eau et l'état d'oxydation du mercure présent. Parmi les composés liants on trouve le ciment Portland, le ciment polymère sulfuré, les liants sulfurés et phosphatés, la poussière de four à ciment, les résines de polyester et les composés de polysiloxane. Ces composés n'ont pas tous la même efficacité pour se lier au mercure. Mélangé au soufre, le mercure peut être stabilisé sous forme de sulfure de mercure, ce qui réduit son potentiel de lessivage et sa volatilité. Cependant, le sulfure de mercure peut se transformer à nouveau en mercure élémentaire dans certaines conditions. Un procédé de stabilisation utilisant des polymères peut être employé pour microencapsuler le sulfure de mercure dans une matrice de polymère sulfuré formant des blocs solides (PNUE, 2015). Ce procédé en deux étapes limite les risques pour l'environnement que pose le mercure mais également les possibilités d'extraire le mercure à un stade ultérieur.

65. Les procédés de lavage des sols et d'extraction à l'acide peuvent être utilisés sur les sols contaminés enlevés du site et traités séparément. Comme l'indique son nom, le lavage des sols est un procédé consistant à nettoyer les sols avec un liquide pour en éliminer les contaminants. Le lavage des sols et l'extraction à l'acide servent principalement à traiter des sols présentant une teneur en argile relativement basse et pouvant être séparés en fractions. Les deux procédés sont également moins efficaces sur les sols à forte teneur en matières organiques. De plus, l'efficacité et le coût de ces techniques peuvent varier en fonction de l'homogénéité du sol, de la taille des particules, du pH et de la teneur en eau.

66. Le traitement thermique sert à traiter les déchets industriels et médicaux contenant du mercure mais n'est généralement pas adapté aux sols à forte teneur en argile ou en matières organiques. L'objectif de tout traitement thermique s'agissant des autres matrices (telles que les sols et les sédiments) devrait être d'en extraire le mercure, qu'il ne permet pas de détruire, de manière à pouvoir le gérer comme un déchet dangereux de bien plus faible volume, sous forme de mercure concentré, et à pouvoir décontaminer la matrice. L'efficacité et le coût du traitement thermique varient en fonction, entre autres, de la forme du mercure présent et de la taille ainsi que de la teneur en eau des particules. Le procédé consiste à utiliser la chaleur pour volatiliser le mercure, lequel est ensuite recueilli dans les effluents gazeux. Il est généralement réalisé en dehors du site. La réalisation de tout traitement thermique suppose des moyens de contrôle du mercure vaporisé durant le procédé. La désorption thermique peut se faire directement ou indirectement. La désorption directe consiste à appliquer la chaleur directement sur le matériau à traiter et n'est pas recommandée pour les sols et les sédiments contenant du mercure, le volume des vapeurs contaminées étant nettement plus élevé que dans le cas de la désorption thermique indirecte en raison du contact direct des gaz obtenus en sous-produit de la combustion de combustibles (gaz, pétrole). Il en résulte des coûts bien plus élevés pour les catalyseurs et les mécanismes de contrôle de la pollution de l'air du fait du volume accru des vapeurs qui doivent être traitées. La désorption thermique indirecte consiste à appliquer la chaleur sur la paroi extérieure d'une chambre, afin de la transmettre au matériau à traiter placé à l'intérieur. Elle présente l'avantage de séparer les effluents gazeux issus du matériau traité des gaz de combustion, réduisant considérablement le volume des gaz contaminés à traiter. Il est possible de récupérer, par exemple par condensation, le mercure contenu dans les effluents gazeux issus du matériau traité (Environment Agency, 2012). Les sols contaminés présentant une forte concentration de mercure peuvent être traités à haute température dans des fours à cornues atteignant des températures situées entre 425 et 540 °C (US EPA, 2007). L'incinération est considérée comme inappropriée pour les volumes importants de matériaux contaminés par du mercure en raison du potentiel élevé d'émissions et de rejets de mercure (Merly and Hube, 2014).

67. La décontamination électrocinétique consiste à appliquer un courant électrique de faible intensité au sol contaminé. Cette technique comprend généralement quatre procédés : l'électromigration (propagation dans le fluide interstitiel d'espèces chimiques chargées), l'électro-osmose (propagation du fluide interstitiel), l'électrophorèse (migration de particules chargées) et l'électrolyse (réaction chimique causée par le passage d'un courant électrique). Si tous ces procédés peuvent extraire des métaux de sols contaminés, leur efficacité dépend de nombreux facteurs. La décontamination électrocinétique peut s'avérer difficile en raison de la faible solubilité du mercure dans la plupart des sols naturels et du fait que la présence de mercure élémentaire peut freiner le procédé (Feng *et al.*, 2015).

4. Techniques de traitement de l'eau

68. Les sites contaminés pourraient être évalués en vue de déterminer la probabilité d'une contamination des eaux souterraines ou de surface. L'évaluation des conditions hydrogéologiques peut contribuer à cette détermination. Si les eaux ayant un rapport avec un site contaminé se sont révélées contenir du mercure, plusieurs options sont possibles pour gérer le problème, notamment le confinement et le traitement. Parmi les techniques de traitement, on compte la précipitation/coprécipitation, l'adsorption et la filtration membranaire (US EPA, 2007).

69. La précipitation/coprécipitation est un traitement répandu mais pour lequel une installation de traitement des eaux usées et des opérateurs qualifiés sont indispensables. Son efficacité dépend du pH et de la présence d'autres contaminants. Le procédé consiste à utiliser des additifs chimiques qui transforment les contaminants dissous en particules solides insolubles (qui précipitent ensuite) ou qui forment des solides insolubles sur lesquels les contaminants dissous s'adsorbent. Le liquide est ensuite filtré ou clarifié afin d'en retirer les solides.

70. La plupart du temps, l'adsorption (souvent au charbon actif) est utilisée pour des petits systèmes où le mercure est le seul contaminant. Ce procédé concentre le mercure à la surface d'un sorbant, ce qui réduit la concentration du contaminant dans le reste de la phase liquide. Généralement, le sorbant est placé dans une colonne à travers laquelle l'eau contaminée circule. Le sorbant usé devra ensuite être régénéré pour une utilisation ultérieure ou éliminé correctement. Ce procédé, en comparaison avec d'autres méthodes, est plus susceptible d'être perturbé par la présence d'autres contaminants.

71. La filtration membranaire est un procédé très efficace par lequel l'eau est débarrassée des contaminants en la faisant passer à travers une membrane semi-perméable. Cependant, la présence d'autres contaminants tels que des solides en suspension, des composés organiques et autres réduit l'efficacité de la membrane et peut même l'empêcher de fonctionner.

5. Techniques de traitement des eaux souterraines

72. Pour les eaux souterraines, des techniques *in-situ* peuvent être envisagées. Les caractéristiques importantes à prendre en considération lors du choix d'une technique de remise en état pour des eaux souterraines sont le pH, la présence d'autres contaminants et des paramètres tels que la température et la teneur en chlorure (Merly and Hube, 2014).

73. Parmi les techniques de remise en état ayant fait leurs preuves pour les eaux souterraines contaminées par du mercure figurent le pompage-traitement et les barrières perméables réactives (Merly and Hube, 2014).

74. Les nouvelles techniques de remise en état pour les eaux souterraines contaminées au mercure visent à augmenter le milieu de sorption et à renforcer les capacités de filtration aux fins d'une remise en état complète des sites contaminés au mercure. Le pompage et l'extraction peuvent également être envisagés si l'efficacité du traitement des effluents gazeux fortement contaminés est améliorée. Des activités de recherche et développement sont actuellement entreprises concernant la biodépollution, les nanotechnologies ainsi que la mise au point de sorbants (biosorbants, sorbants permettant l'adsorption du mercure organique et inorganique) et de procédés de coagulation/floculation (Merly and Hube, 2014).

6. Techniques de traitement des sédiments

75. Si les sédiments de fond sont contaminés par du mercure, l'excavation, le recouvrement ou la limitation des rejets de méthylmercure, notamment par l'ajout de nitrates (Todorova *et al.*, 2009 ; Matthews *et al.*, 2013), peuvent constituer des traitements adaptés. Des orientations générales sur la décontamination des sédiments sont proposées par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (US EPA)¹². Le potentiel de rejets de mercure en raison de la perturbation des sédiments devrait être évalué et des mesures d'atténuation prises afin de veiller à ce que ces rejets soient réduits au minimum et n'entraînent pas une exposition inacceptable pour les récepteurs aquatiques.

76. En cas d'excavation, des techniques connues comme étant efficaces pour les sols peuvent être utilisées pour les sédiments. Les principaux obstacles à l'efficacité seraient l'eau et les matières organiques ainsi qu'une teneur élevée en sel dans le cas des sédiments marins.

¹² Des orientations générales concernant l'évaluation et la remise en état des sédiments contaminés, notamment ceux contaminés par du mercure, sont fournies à l'adresse suivante : <https://www.epa.gov/superfund/superfund-contaminated-sediments-guidance-and-technical-support>.

7. Solutions pour la gestion des risques propres aux sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or où du mercure a été utilisé

77. La gestion et la remise en état des sites contaminés par du mercure en raison d'activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or présentent une difficulté particulière, étant donné que nombre de ces sites peuvent héberger des établissements occupés, ce qui limite les possibilités de gestion et de remise en état. Certains nouveaux sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or ne sont occupés que pour une courte période en raison d'un phénomène de « ruée vers l'or » et sont abandonnés une fois le gisement épuisé. D'autres sites peuvent se caractériser par la présence à long terme de groupes d'occupants qui exploitent un gisement depuis des générations comme complément économique à des activités agricoles ou autres. Dans certains cas, l'utilisation du mercure pour l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or est répartie entre le site minier et des établissements permanents situés à proximité, où des broyeurs à boulets et d'autres équipements extraient davantage d'or à partir de minerais concentrés. Dans de tels cas, la contamination au mercure peut se produire sur le site minier ainsi que dans les établissements associés, notamment les établissements résidentiels situés à une certaine distance du site.

78. L'identification des sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or contaminés par du mercure peut suivre les mêmes procédures d'identification préliminaire des sites, d'identification détaillée des sites et de caractérisation des sites que pour les autres sites contaminés par du mercure, mais cela peut s'avérer plus complexe lorsque le site est actif, occupé et dans un état dynamique de contamination (c'est-à-dire, de nouvelles contaminations se produisent constamment dans de nouveaux endroits de la zone en question). Cette situation diffère des sites inoccupés, où les foyers sont relativement stables et le site peut être caractérisé sans devoir s'attendre à une nouvelle contamination dans d'autres endroits au sein du site.

79. Du mercure en provenance des anciens sites de production à petite échelle d'or et des sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or actuellement en exploitation peut pénétrer dans les masses d'eau telles que les rivières, les lacs et les bassins de retenue, et ensuite se recombiner pour former des flaques de mercure élémentaire au fond des rivières et des lacs, créant ainsi une source de contamination à long terme. Il est possible de détecter ces flaques à l'aide de scanners LiDAR et de les aspirer en se servant d'une unité de pompage sous vide montée sur véhicule, munie de filtres à charbon afin d'éviter les rejets de vapeurs. Le réservoir permet une élimination écologiquement rationnelle du mercure ramassé, qui peut ensuite faire l'objet d'un traitement supplémentaire *ex-situ* dans des installations de distillation sous vide et être récupéré à des fins de stabilisation.

80. La complexité résultant de la superposition entre activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, contamination et occupation permanente ou temporaire des sites rend essentielles la mobilisation et la sensibilisation des communautés touchées. La section C des présentes orientations fournit des informations sur la mise en place d'une procédure de mobilisation du public pour la remise en état et la gestion des sites contaminés, mais des mesures supplémentaires devront peut-être être envisagées dans le cadre du dialogue avec les communautés menant des activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or. Les sites de ces activités peuvent présenter un mélange de travailleurs temporaires et permanents. L'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or est également considérée comme illégale dans certains endroits, ce qui peut constituer un obstacle à une mobilisation effective. Le profil des communautés menacées devrait être soigneusement examiné avant d'entreprendre toute initiative visant à élaborer un programme de mobilisation, et d'éventuels représentants des mineurs informels, des établissements locaux et des professionnels des soins de santé devraient être identifiés afin d'aider à élaborer la procédure de mobilisation. Toutes ces activités devraient être entreprises dans le contexte du plan d'action national de la Partie au titre de l'article 7 de la Convention de Minamata et être conformes à ce plan.

81. Dans la mesure où l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or peut être la seule activité économique dans certains endroits, un plan d'action local devra éventuellement être élaboré en collaboration avec des représentants locaux afin d'informer les mineurs et de les aider à abandonner rapidement l'utilisation de mercure, d'identifier et d'isoler les foyers contaminés, de mettre en œuvre des mesures de surveillance et d'intervention en matière de santé et de gérer les sites ou de les remettre en état. La réduction ou l'élimination de l'utilisation de mercure dans l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or représente l'approche privilégiée, la prévention de la contamination étant à chaque fois moins coûteuse que la remise en état. En adoptant cette approche holistique avec l'appui de la communauté, il est possible de réduire ou même d'éliminer les problèmes liés à la contamination dynamique par le mercure, permettant ainsi une gestion efficace de la contamination des sites. Un plan d'action local appuyé par des responsables gouvernementaux en coopération avec les communautés touchées peut également comprendre des scénarios pour des moyens de subsistance de remplacement

pour les mineurs, réduisant ainsi l'opposition de la communauté à l'élimination de l'utilisation du mercure et le potentiel de contamination continue.

82. Les mesures techniques de gestion et de remise en état des sites d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or contaminés pourraient tenir compte du fait que les sites peuvent être situés dans des zones reculées difficilement accessibles. Si l'objectif du plan de gestion est de traiter le milieu contaminé afin d'éliminer le mercure, il faudra soit amener des équipements sur le lieu touché, soit envoyer les sols et les sédiments à des installations de traitement existantes. Dans la plupart des cas, le coût de ce dernier scénario s'avèrera prohibitif. En conséquence, les méthodes et techniques standard de décontamination des sols, des sédiments et des boues utilisant des techniques *ex-situ* (généralement sur des sites industriels) devront peut-être être adaptées afin de permettre que des technologies plus petites, modulaires, transportables et écologiquement rationnelles soient acheminées vers le site contaminé pour traiter les matériaux contaminés. Dans le cas de l'eau contaminée, il s'agira probablement de la seule option possible.

83. Dans les cas où il est possible de détecter des flaques de mercure provenant d'activités d'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or au fond des rivières, lacs ou bassins de retenue en utilisant un système de télédétection comme LiDAR, des techniques ont été mises au point pour éliminer ces flaques sans que les sédiments ne subissent la perturbation significative qui peut se produire lorsqu'une technique de dragage est appliquée.

84. Il convient de prendre des précautions lors du réaménagement d'anciennes zones contaminées, certaines mesures de réhabilitation pouvant accroître la mobilité du mercure (Laperche et Touzé, 2014).

F. Évaluation des avantages et des coûts

85. Les coûts probables et les avantages escomptés de l'identification, de l'évaluation, de la gestion et/ou de la remise en état des sites contaminés peuvent fortement varier. Chaque site engendrera des coûts et des avantages directs et indirects ainsi que des coûts et des avantages non monétaires. Ces facteurs, ainsi que la disponibilité de ressources financières et le nombre de sites pouvant se trouver sur le territoire national, seront des éléments clés pour l'établissement des priorités au niveau du pays. La comparaison de sites très différents peut être difficile, mais les Parties devront inévitablement décider des sites qu'elles vont examiner en premier.

86. Toutes les activités en rapport avec l'identification et l'évaluation d'un site contaminé entraînent des coûts plus ou moins élevés. Ces coûts peuvent comprendre la rémunération du personnel chargé de l'identification initiale des sites potentiellement contaminés, des visites d'inspection des sites potentiels et du prélèvement des échantillons pour l'évaluation du niveau de contamination. L'analyse des échantillons, qu'elle soit réalisée par des laboratoires gouvernementaux ou universitaires ou par des entreprises privées engagées pour effectuer une telle analyse, entraînera également des coûts. Les consultations publiques peuvent également engendrer des coûts en raison du personnel dédié à ces tâches ou du recrutement d'un consultant ou d'une entreprise spécialisée.

87. La gestion ou la remise en état des sites contaminés entraîne des coûts, dont certains sont ponctuels (dépenses d'investissement) et d'autres récurrents (coûts de fonctionnement, de maintenance et de surveillance). Les coûts réels varient d'un site à l'autre et dépendent de la disponibilité de technologies adaptées au pays et de leur coût ainsi que des coûts locaux des consommables et de la main-d'œuvre.

88. Bon nombre des technologies disponibles entraînent à la fois des dépenses d'investissement et des coûts récurrents de fonctionnement, de maintenance et de surveillance. Certains pays publient les coûts associés aux techniques de remise en état mais ceux-ci ne peuvent être utilisés qu'à titre indicatif, dans la mesure où certains dépendent des pays (US EPA, 2007 ; ADEME et BRGM, 2013). Les Parties peuvent établir des priorités nationales afin de veiller à l'efficacité de l'utilisation des ressources disponibles. La détermination des priorités pourrait découler d'un classement des sites sur la base d'un système de notation convenu au niveau national pour identifier ceux dont le traitement est le plus urgent. Un tel système nécessiterait que soit trouvé un équilibre entre les coûts estimés de la gestion ou de la remise en état et les avantages monétaires et non monétaires qui devraient découler d'une gestion efficace du site. Il existe de nombreuses informations sur l'applicabilité et l'efficacité potentielle de certaines technologies disponibles mais peu d'informations sont disponibles concernant d'autres technologies moins matures.

89. Les incidences sur la population et l'environnement locaux d'une exposition au mercure liée au site peuvent également occasionner des coûts, dont certains sont directs (comme la surveillance médicale ou les soins apportés aux personnes présentant des effets néfastes sur leur santé) et d'autres indirects (comme la perte de revenus associée à la contamination de poissons qui ne peuvent pas être

pêchés ou vendus, ou à la perte de terres cultivables). La gestion ou la remise en état des sites est destinée à réduire ces coûts dans le futur. Les coûts engendrés par les conséquences de la contamination d'un site sur l'environnement local peuvent être ressentis à court ou long terme, mais les avantages découlant de la gestion réussie d'un site contaminé devraient être considérés dans une perspective à très long terme. Les coûts à court terme peuvent comprendre les incidences associées aux travaux de remise en état, tandis qu'à plus long terme on peut observer une baisse de la valeur foncière aux alentours du site et une réduction de la production agricole ou d'autres utilisations des terres. Les coûts supportés par les communautés touchées en termes de conséquences non marchandes, telles que la morbidité, les lésions cérébrales et la perte de ressources naturelles ou d'eau salubre, peuvent être considérablement plus élevés. Toute évaluation économique devrait tenir compte de ces coûts. De nouvelles méthodes ont été élaborées pour estimer les coûts économiques associés à la perte de productivité causée par les incidences du mercure sur les capacités cognitives et le développement de populations spécifiques (Trasande *et al.*, 2016), qui peuvent être intégrés dans une analyse des coûts et des avantages à long terme de la gestion et de la remise en état des sites.

90. La mise sous gestion d'un site ne signifie pas que ce dernier n'a plus d'incidence sur l'environnement ou la santé humaine. La restriction de l'accès à un site contaminé par du mercure peut limiter l'exposition directe de la population humaine et animale à cette substance mais elle n'empêche pas forcément la contamination des eaux souterraines, la propagation hors site des poussières contaminées ou la contamination de l'air par des vapeurs de mercure. Chacune de ces incidences engendre des coûts dont toute évaluation devrait tenir compte.

91. L'évaluation des avantages d'une gestion ou d'une remise en état des sites devrait, dans toute la mesure du possible, tenir compte des valeurs culturelles et sociales. Dans de nombreuses cultures autochtones, les éléments naturels comme les rivières, les lacs et les paysages (ainsi que les animaux qui y habitent) ont une grande valeur culturelle, religieuse et sociale qui n'apparaît pas dans les analyses coûts-avantages économiques. Or, l'incapacité de mener des activités culturelles en raison d'une contamination peut avoir un coût très élevé pour les communautés, conduisant à une détérioration de la cohésion sociale et à de graves incidences sanitaires. L'établissement des priorités nationales devrait, dans la mesure du possible, intégrer des perspectives sociales et culturelles.

92. Les calculs coûts-avantages devraient également tenir compte aussi bien de la valeur écologique que de la valeur économique de la remise en état des systèmes écologiques contaminés et de leur productivité. Par exemple, un site contaminé qui a été remis en état peut présenter des caractéristiques qui contribuent à la survie d'espèces rares et menacées ou servir de bassin versant amont pour des voies fluviales majeures.

Options de financement pour l'étude et la gestion des sites contaminés

93. À travers le monde, les juridictions utilisent une grande diversité de combinaisons d'options de financement afin de couvrir les coûts de l'étude et de la gestion des sites. Certains pays disposent de techniciens spécialisés au sein d'organismes publics chargés de mener de telles études, tandis que d'autres choisissent d'engager des consultants spécialisés ou de recourir aux services combinés du personnel des organismes et des consultants travaillant en collaboration. Il peut s'avérer difficile de trouver les ressources nécessaires pour financer ces travaux mais il existe un certain nombre d'options faisant appel à la fois au secteur privé et au secteur public.

94. Le financement de la gestion et de la remise en état des sites contaminés devrait, dans la mesure du possible, refléter le principe du pollueur-payeur. À cette fin, il pourrait être nécessaire de disposer d'un cadre juridique et réglementaire qui impose aux responsables de la pollution l'obligation de prendre en charge les dépenses liées à l'évaluation, à la gestion, à la remise en état ainsi qu'au traitement et à l'élimination des déchets du site. En l'absence d'un cadre juridique, les Parties devraient adopter une approche au cas-par-cas. Dans certains cas, différents niveaux de gouvernement peuvent être responsables du cadre de financement pour les sites contaminés.

95. De nombreux modèles pollueur-payeur nationaux pour les sites contaminés comprennent des dispositions similaires aux dispositions du modèle des « sites orphelins » de l'Union européenne. Les sites orphelins sont des sites pour lesquels les pollueurs n'existent plus, ne peuvent pas être identifiés ou ne disposent pas de suffisamment de ressources pour couvrir les coûts de l'évaluation et de la remise en état. Dans certaines juridictions, le cadre juridique ou administratif déterminant la responsabilité de la prise en charge des coûts de la gestion et de la remise en état des sites comprend également des dispositions relatives aux « propriétaires innocents » permettant à un propriétaire foncier qui n'a joué aucun rôle dans la contamination ou n'en avait pas connaissance d'être dispensé

de contribuer aux coûts de décontamination. Le système « Superfund »¹³ des États-Unis et le cadre juridique d'Australie-Occidentale¹⁴ intègrent ce concept. Dans certaines juridictions, un propriétaire foncier ou un occupant d'une propriété peut être tenu de prendre en charge les coûts d'évaluation et de remise en état associés à une contamination causée par quelqu'un d'autre. Le registre des sites contaminés pourrait être mis à la disposition du bureau ou du ministère chargé des transactions foncières, selon qu'il convient, afin de faciliter l'application du principe du pollueur-payeur.

G. Validation des résultats

96. Il importe de pouvoir vérifier si les mesures de gestion ou de remise en état qui ont été prises ont contribué à la réalisation des objectifs de gestion des risques ou de remise en état fixés pour le site. Les moyens de vérification devraient être définis durant le processus initial de planification et les ressources indispensables à la mise en œuvre des activités nécessaires, telles que la surveillance, devraient être intégrées au projet global. Des techniques de mesure sur le terrain pourraient être utilisées à cette fin, en vue de réduire les coûts liés à la détermination de la présence de mercure (par exemple, l'utilisation d'appareils portables de spectrométrie par fluorescence des rayons X).

97. Les objectifs d'un programme de surveillance varient en fonction des mesures choisies pour la gestion du site. La réussite pourra s'apprécier au regard de la réduction des concentrations de mercure sur le site, de la quantité de mercure pénétrant dans l'environnement à partir du site ou de l'exposition des populations installées autour du site, ou bien du retour du site à une utilisation convenable. S'il apparaît que les mesures de gestion du site ne contribuent pas à la réalisation des objectifs du projet global, des mesures supplémentaires seront peut-être nécessaires. Le cycle de gestion de la planification, de la mise en œuvre, de l'évaluation, de la prise de décisions et de la réorganisation devra peut-être, dans certains cas, se répéter.

98. L'échantillonnage est une forme répandue de validation. Par exemple, dans le cas où un foyer de mercure a été excavé, les taux de mercure mesurés dans des échantillons de sol prélevés sur les parois et à la base de la zone excavée devraient correspondre ou être inférieurs aux objectifs fixés pour la remise en état. Les concentrations dans les eaux de surface, les eaux souterraines, l'air et le biote peuvent également être mesurées afin de déterminer si les objectifs de gestion et/ou de remise en état ont été atteints.

99. Dans le cadre de l'évaluation globale des mesures initiales prises pour la gestion d'un site contaminé, des mesures supplémentaires telles que la remise en état peuvent être envisagées, notamment si des avancées technologiques survenues depuis l'évaluation initiale du site ont rendu une telle opération plus faisable. Le programme de surveillance devrait comprendre une surveillance continue appropriée des concentrations de mercure dans l'ensemble des milieux préoccupants, même après l'achèvement des activités de remise en état, afin de veiller à ce que ces dernières aient porté leurs fruits et qu'il n'y ait pas de sources de contamination supplémentaires non identifiées durant la caractérisation du site.

H. Coopération pour l'élaboration de stratégies et l'exécution d'activités visant à identifier, évaluer, classer par ordre de priorité, gérer et, s'il y a lieu, remettre en état les sites contaminés

100. Le texte de la Convention encourage la coopération entre les Parties, notamment dans l'article 12 sur les sites contaminés et dans les dispositions de l'article 14 sur le renforcement des capacités, l'assistance technique et le transfert de technologies. La coopération pourrait comprendre, par exemple, des activités d'échange d'informations, l'examen des solutions possibles pour une évaluation conjointe des sites ou la coordination des plans de communication ayant trait aux sites.

101. Des possibilités d'échange d'informations peuvent apparaître durant le processus d'identification des sites contaminés, qui pourrait également s'avérer propice à une évaluation conjointe des sites. Une telle coopération pourrait être particulièrement judicieuse dans les cas où un certain nombre de sites se trouvant au sein d'une sous-région étaient précédemment détenus ou gérés par la même entreprise ou abritaient des activités semblables (telles que l'extraction minière artisanale et à petite échelle d'or, l'extraction minière de mercure primaire ou la production de chlore-alcali).

¹³ <https://www.epa.gov/enforcement/landowner-liability-protections>.

¹⁴ Gouvernement d'Australie-Occidentale (2003). Loi sur les sites contaminés de 2003, section 27 2) a).

102. Les activités de coopération menées durant l'évaluation des sites contaminés peuvent permettre de faire des économies et de gagner en efficacité, en particulier si les Parties parviennent à se partager les coûts de l'échantillonnage et des analyses. Il peut être envisageable, par exemple, qu'une Partie se charge du prélèvement des échantillons, qui seront ensuite analysés par une autre Partie dont les services de laboratoire sont plus développés.

103. S'agissant du classement par ordre de priorité des sites contaminés, les Parties peuvent prendre des décisions reflétant leurs priorités au niveau national. Cependant, une démarche coopérative comprenant un échange d'informations et un examen conjoint des priorités peut s'avérer utile, en particulier dans les situations où une contamination est susceptible d'avoir traversé les frontières nationales. La Partie la plus touchée par la pollution peut contribuer utilement au processus de classement par ordre de priorité. Par ailleurs, les Parties souhaiteront peut-être coopérer dans les cas où plusieurs sites contaminés se trouvent à proximité les uns des autres. Les Parties devront peut-être coopérer pour restreindre l'accès à certains sites. Dans les cas où des activités de remise en état ont été planifiées, il est envisageable d'élaborer des plans conjoints pour le traitement des matériaux contaminés, ce qui pourrait engendrer des économies d'échelle ou permettre de confier le traitement à des installations spécialisées.

104. Il existe un certain nombre de réseaux de régulation établis de longue date pour la gestion des terres contaminées. À l'échelle mondiale, l'International Committee on Contaminated Land a été créé en 1993. Dans l'Union européenne, les États membres et la Commission européenne collaborent depuis 1994 au sein du Common Forum on Contaminated Land, qui est à l'origine de deux initiatives concertées relatives à l'évaluation et à la gestion des risques¹⁵. Ces initiatives ont conduit à la publication de documents d'orientation sur la gestion durable des terres contaminées qui peuvent être téléchargés gratuitement depuis les adresses suivantes : <http://www.iccl.ch/> et <https://www.commonforum.eu/>.

¹⁵ CLARINET – Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (https://www.commonforum.eu/references_clarinet.asp), et CARACAS – Concerted Action for Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe (https://www.commonforum.eu/references_caracas.asp).

Références

Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) and Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) (2013). *Comparaison des techniques par COÛTS*. Available at http://www.selecdepol.fr/sites/default/files/medias/Donnees%20comparatives/Comparaison_des_tech_niques_par_COUTS.pdf.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (1999). Toxic Substances Portal - Mercury: Public Health Statement for Mercury (<https://www.atsdr.cdc.gov/phs/phs.asp?id=112&tid=24>) and Mercury Quick Facts: Health Effects of Mercury Exposure (https://www.atsdr.cdc.gov/mercury/docs/11-229617-E-508_HealthEffects.pdf).

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) (2016). *Guidance Manual for Environmental Site Characterization in Support of Environmental and Human Health Risk Assessment*. Available at https://www.ccme.ca/en/resources/contaminated_site_management/assessment.html.

Environment Agency (2009). *Soil Guideline Values for Mercury in Soil Science Report SC050021 / Mercury SGV. Technical note*. Environment Agency, Rio House, Almondsbury, Bristol BS32 4UD.

Environment Agency (2012). *How to comply with your environmental permit: additional guidance for treating waste by thermal desorption*. Available at https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/300893/geho0512bwir-e-e.pdf.

Feng, H., and others (2015). “In situ remediation technologies for mercury-contaminated soil.” *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, no. 11, pp. 8124–8147. Available at https://www.researchgate.net/publication/274729292_In_situ_remediation_technologies_for_mercury-contaminated_soil.

Kocman, D., and others (2013). “Contribution of contaminated sites to the global mercury budget”, *Environmental Research*, vol. 125 (Aug. 2013), pp.160–170. Available at <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.362.1877&rep=rep1&type=pdf>.

Laperche, V., and Touzé, S. (2014). *Restauration de l'état des masses d'eau de surface contaminée par le mercure – État de l'art des méthodes existantes et adaptabilité dans le contexte guyanais*. Rapport final. BRGM/RP-64032-FR. Available at http://www.side.developpement-durable.gouv.fr/EXPLOITATION/DRGUYA/Infodoc/ged/viewportalpublished.ashx?eid=IFD_FICJO_INT_0016486&search=restauration.

Matthews, D., and others (2013). “Whole-lake nitrate addition for control of methylmercury in mercury-contaminated Onondaga Lake, NY”, *Environmental Research*, vol. 125 (Aug. 2013), pp. 52–60.

Merly, C., and Hube, D. (2014). *Remediation of Mercury-contaminated Sites*. Project No. SN-03/08. Available at <https://docplayer.net/18898131-Remediation-of-mercury-contaminated-sites.html>.

National Environmental Justice Advisory Council (2013). *Model Guidelines for Public Participation*. Available at <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/recommendations-model-guide-pp-2013.pdf>.

National Environmental Protection Council (NEPC) (1999). *Guideline on Investigation Levels for Soil and Groundwater; NEPM Schedule B (1)*. Available at <http://www.nepc.gov.au/system/files/resources/93ae0e77-e697-e494-656f-afaaf9fb4277/files/schedule-b1-guideline-investigation-levels-soil-and-groundwater-sep10.pdf>.

Network for Industrially Contaminated Land Management in Europe (NICOLE) (2015). *Risk-based Management of Mercury Impacted Sites*. Available at <http://www.nicole.org/uploadedfiles/WGM%202015-06-10%20NICOLE%20Risk%20based%20Management%20of%20Mercury%20Impacted%20Sites.pdf>.

Todorova, S., and others (2009). “Evidence for regulation of monomethyl mercury by nitrate in a seasonally stratified, eutrophic lake”, *Environmental Science and Technology*, vol. 43, no. 17 (September 2009), pp. 6572–6578. Available at <https://experts.syr.edu/en/publications/evidence-for-regulation-of-monomethyl-mercury-by-nitrate-in-a-sea>.

Trasande, L., and others (2016). “Economic implications of mercury exposure in the context of the global mercury treaty: hair mercury levels and estimated lost economic productivity in selected developing countries”, *Journal of Environmental Management*, vol. 183 (Sept. 2016), pp. 229–235. Available at <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27594689>.

United Nations Environment Programme (UNEP) (2013). *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport*. Geneva, UNEP Chemicals Branch. Available at <http://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/7984>.

United Nations Environment Programme (UNEP) (2015). *Technical guidelines on the environmentally sound management of wastes consisting of, containing or contaminated with mercury or mercury compounds*. UNEP/CHW.12/5/Add.8/Rev.1. Available at <http://www.basel.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/COP12/tabid/4248/mctl/ViewDetails/EventModID/8051/EventID/542/xmid/13027/Default.aspx>.

United Nations Environment Programme (UNEP) (2019). *Global Mercury Assessment 2018*. Geneva, UNEP Chemicals Branch. Available at <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27579/GMA2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.

United States Environment Protection Agency (US EPA) (2007). *Treatment Technologies for Mercury in Soil, Waste, and Water*. Washington. Available at <https://clu-in.org/download/remed/542r07003.pdf>.

World Health Organization (WHO) (2017). “Mercury and health” (website). Available at <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs361/en/>.

World Health Organization (WHO) (2018a). *Assessment of prenatal exposure to mercury: standard operating procedures*. Available at https://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/mercury/en/.

World Health Organization (WHO) (2018b). *Assessment of prenatal exposure to mercury: human biomonitoring survey - the first survey protocol*. Available at https://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/mercury/en/.