

L'extraction artisanal de l'or sénégalais conduit à des concentrations élevées de mercure et de méthyl mercure dans les sols, les sédiments, et les rivières

Jacqueline R Gerson\*<sup>1</sup>, Charles T Driscoll, Heileen Hsu-Kim, Emily S Bernhardt

---

<sup>1</sup> Jacqueline.gerson@duke.edu

This supplementary file is a translation of this article for which the author takes full responsibility. Neither Elementa nor University of California Press provides a guarantee over the accuracy of this translation, nor is this translation deemed to have been officially published by Elementa.

## Résumé

La plus grande source de mercure (Hg) d'origine humaine dans l'environnement provient d'orpaillage artisanal dans pays en développement. Tandis que notre compréhension des émissions globales de Hg provenant d'orpaillage artisanal s'améliore lentement, il n'y a pas beaucoup de documentation empirique sur la quantité de Hg totale (HgT) et de méthyl mercure (MeHg) associé d'orpaillage artisanale. Au Sénégal, nous avons mesuré les concentrations de HgT et MeHg dans les sols (n=119), les sédiments (n=22), et l'eau (n=25) de quatre villages pratiquant l'orpaillage artisanal et un village référence ne pratiquant pas l'orpaillage artisanal pour comparaison. La forte concentration de HgT et de MeHg dans les échantillons dépasse de loin celle du village de référence tout comme la norme réglementaire de l'agence américaine pour la protection de l'environnement (USEPA). Les concentrations médianes de HgT les plus élevées ont été trouvées dans des huttes où des amalgames mercure-or ont été brûlés (7,5 µg/g), tandis que les concentrations médianes de MeHg et le pourcentage de Hg en tant que MeHg les plus élevées ont été trouvées dans les sédiments fluviaux (4,2 ng/g; 0,41%). Les concentrations médianes de HgT et de MeHg dans l'eau des rivières ont également été élevées par rapport aux valeurs du site de référence (22 ng HgT/L ; 0,037 ng MeHg/L dans les sites de l'orpaillage artisanal). Notre recherche fournit une preuve directe que le Hg dans l'orpaillage artisanal pénètre à la fois dans les écosystèmes terrestre et aquatique où il est converti en une forme neurotoxique et biodisponible dans le sol, les sédiments, et l'eau.

## Contexte

Le mercure (Hg) – principalement dans la forme de méthyl mercure (MeHg) – est une neurotoxine puissante qui peut détériorer de manière significative la santé humaine [Driscoll et al., 2013]. L'exposition prolongée peut augmenter le risque de détérioration cérébrale et neurologique, ce qui est particulièrement dangereux pour les femmes enceintes et les enfants [Harada, 1995; Grandjean et al., 1997; Selin, 2014]. Bien qu'il y ait beaucoup de source potentielle de Hg, l'inhalation directe d'émissions d'origine humaine et la consommation de poisson sont les principales voies d'exposition humaine. Même quand des concentrations en Hg sont faibles dans l'eau, celles-ci peuvent devenir dangereuses pour les consommateurs de poissons à cause de la forte bioaccumulation et bioamplification des concentrations en Hg dans leur tissus [Morel et al., 1998; Driscoll et al., 2007]. La concentration en Hg dans les organismes plus grands, les plus vieux, et encore plus chez les carnivores. En réponse à la dangerosité du Hg pour les humains, un traité international a été créée en 2013 sous le nom de « La Convention de Minamata sur le Mercure » [UNEP, 2013; Selin, 2014]. Cette convention a été mise en œuvre en l'août 2017.

La plus grande source de Hg dans l'environnement est l'orpaillage artisanal qui libère 1400 tonnes de Hg dans l'atmosphère, le sol, et l'eau [Schmidt, 2012] et qui est responsable pour approximativement 37% des émissions anthropiques globale de Hg [Telmer and Veiga, 2009; UNEP, 2013]. Dans l'orpaillage artisanal, le Hg élémentaire liquide est utilisé pour séparer l'or du sédiment. Après la formation de l'amalgame mercure-or, celui-ci est chauffé pour créer des granules d'or, et le Hg est libéré dans l'atmosphère ou déversé comme déchets miniers directement dans les sols et l'eau. Utilisé dans le processus d'extraction de l'or, le Hg est facile à obtenir car étant bon marché. Il est un produit d'utilisation facile car le processus ne nécessite pas trop de temps pour un taux de récupération de l'or assez élevé. Toutefois, la plupart des communautés travaillant dans les mines artisanales ne connaissent pas les effets néfastes du Hg sur leur santé [Telmer and Veiga, 2009]. Par exemple, au Sénégal, le coût du Hg<sup>0</sup> liquide est d'environ 0,40 USD par gramme, tandis que l'or se vend à environ 32 USD par gramme.

Le Hg dans l'orpaillage artisanal affecte le plus les mineurs. On estime que plus de 10 millions de personnes, dont plus de 3 millions de femmes et d'enfants, travaillent dans l'orpaillage artisanal dans plus de 70 pays en développement en Asie, en Amérique du Sud et en Afrique subsaharienne. Les familles directement impliquées dans le secteur minier sont exposés quotidiennement à des niveaux de vapeur de Hg qui dépassent de loin les lignes directrices de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) [Cordy et al., 2011], alors que les populations situées en aval des mines et sous le vent consomment régulièrement du poisson contaminé avec du Hg [Arifin et al., 2015; Diringer et al., 2015; Ha et al., 2017]. La contamination par le Hg a un impact sur le long terme; car il ne peut pas être dégradé, il persiste des centaines d'années dans l'environnement. Le Hg peut subir des transformations localisées, et il présente un haut risque d'impact pour générations futures [Thomas et al., 2002; Veiga et Hinton, 2002].

Malgré son utilisation omniprésente dans l'extraction de l'or, on connaît peu le sort du Hg provenant des déchets d'orpaillage artisanal locaux, y compris l'étendue de la contamination autour des sites d'extraction, par quelles voies le Hg se retrouve dans les milieux naturels ou comment il est absorbé par les organismes aquatiques. Une bonne compréhension de la biogéochimie du Hg dans ces écosystèmes est indispensable à la création et la mise en œuvre des objectifs nationaux

pour réduire les contaminations au Hg, comme le prévoit de la Convention de Minamata sur le Mercure [UNEP, 2013]. En particulier, l'article 7 de la Convention souligne la nécessité de plus d'études scientifiques sur le devenir du Hg dérivé d'orpaillage artisanal dans l'environnement.

Les études précédentes sur l'orpaillage artisanal ont trouvé des concentrations élevées de Hg total (HgT) et MeHg dans les sols sur les sites l'orpaillage artisanal par rapport aux sites de référence à l'écart de ces activités [Appleton et al., 1999; Carling et al., 2013; Nyanza et al., 2014]. De plus, de nombreuses études ont observé des concentrations élevées en Hg dans l'eau en aval des mines et dans les sédiments, mais qui diminuait avec la distance des communautés d'orpaillage artisanal [Gray, 2002a; Nartey et al., 2011; Yin et al., 2013; Diringer et al., 2015]. Ces résultats fournissent des preuves solides que le Hg utilisé dans l'orpaillage artisanal entre dans l'environnement directement à partir des résidus miniers, ainsi que indirectement par les dépôts atmosphériques locaux (Hg principalement inorganique) du Hg récemment émis.

Bien que de nombreuses études ont étudié l'utilisation du Hg dans les régions tropicales comme l'Amazonie, en particulier en ce qui concerne les sols naturellement riches en Hg [par exemple, Cordy et al., 2011; Terán-Mita et al., 2013; Balzino et al., 2015]. Peu d'études quantitatives ont été menées dans des environnements présentant des conditions climatiques, édaphiques (sol), et géologiques similaires à l'Afrique occidentale. De plus, les techniques pour extraire l'or dans ces études sont généralement plus avancées qu'au Sénégal [mais voir Taylor et al., 2005a; Niane et al., 2014; Rajae et al., 2015]. Malgré le grand nombre de mines d'or au Sénégal, à notre connaissance, une seule étude a quantifié le devenir du Hg provenant d'orpaillage artisanal au Sénégal dans l'environnement [Niane et al., 2014]. Les différences dans les conditions édaphiques, éoliennes et climatiques en Afrique de l'Ouest par rapport à d'autres régions peuvent influencer les voies de dépôt de Hg atmosphérique, le ruissellement et le transport fluvial du Hg et les conditions de conversion du Hg inorganique en MeHg – la forme qui s'accumule le plus dans les organismes. Alors que les quelques études d'orpaillage artisanal en Afrique (principalement Afrique de l'est) ont affirmé que les concentrations de Hg sont élevées à proximité des sites miniers [par exemple, Taylor et al., 2005; Rajae et al., 2015], plus de recherche est nécessaire pour mieux caractériser l'étendue spatiale et l'ampleur de la contamination par le Hg en Afrique de l'ouest.

Dans cette étude, nous avons évalué les concentrations de HgT et de MeHg dans des échantillons de sol, de sédiments, et d'eau prélevés dans quatre communautés d'orpaillage artisanal au Sénégal. Nous avons comparé les concentrations de HgT et de MeHg dans des échantillons de sols de surface recueillis dans les huttes où les mineurs d'orpaillage artisanal brûlent l'amalgame mercure-or (ci-après dénommés «huttes de combustion»), à des sols recueillis le long d'une ligne reliant chaque hutte au site le plus proche de la rivière adjacente, et aux sédiments recueillis aux côtés (zone riveraine) et dans les canaux de la rivière. Nous avons également analysé les concentrations de HgT et de MeHg dans les échantillons d'eau prélevés à l'aval de la rivière, et comparé ces niveaux à ceux mesurés dans un segment de rivière bien en amont de l'extraction d'orpaillage artisanal, à l'eau potable purifiée vendue dans un village minier, et à l'eau recueillie à partir d'un puits dans un village minier. Notre objectif était d'étudier trois questions simples mais importantes pour évaluer l'ampleur et l'étendue spatiale de la contamination au Hg dans la région: (1) Les concentrations élevées en HgT et MeHg dans les l'environnement sont-elles limitées au voisinage de la hutte brûlante dans les zones d'orpaillage artisanal? (2) Les concentrations en HgT et MeHg diminuent-elles de manière prévisible avec la distance des huttes de combustion? Et (3) Quelle est

la répartition de HgT et MeHg dans différents milieux environnementaux dans les communautés minières?

## **Méthodes**

### *Zone d'étude*

Les mines d'or artisanales au Sénégal se trouvent dans la région sud-est de Kedougou. Le dépôt sénégalais Sabodala est le plus important gisement d'or en Afrique de l'ouest, qui s'étend sur 230 km<sup>2</sup> et est estimé à contenir plus de 30 tonnes d'or [Savornin et al., 2007; Niane et al., 2015]. La composition géologique du gisement de Sabodala fait partie de la ceinture de roches vertes d'or, qui s'étend plus largement en Afrique de l'ouest et contient plus de 400 tonnes d'or [Bassot, 1997]. Les gisements d'or au Sénégal sont exploités principalement par des méthodes artisanales (Figure 1) en utilisant la filtration par gravité, avec environ 1-2 Mg/an de Hg utilisé dans l'orpaillage artisanal en 2007 [Telmer et Veiga, 2009]. Il a été suggéré que le Hg au Sénégal provient de mines de Hg en Europe [Veiga et al, 2006; Comtrade, 2016].

L'exploitation aurifère s'est développée au Sénégal depuis les années 1970, mais il semble que les activités d'orpaillage artisanal se sont intensifiées depuis 2000 [Savornin et al., 2007; Persaud et al., 2017]. Avec 71% de la population dans la région de Kédougou vivant en dessous du seuil de pauvreté (vivant avec moins de 1 USD par jour), la moyenne de 4-7 USD gagnés par jour en pratiquant l'orpaillage artisanal a popularisé l'activité [Persaud et al., 2017]. En 2007, on estimait que 10.000 personnes au Sénégal travaillaient comme mineurs et qu'au moins 30.000 personnes supplémentaires vivent à proximité des activités d'orpaillage artisanal ou ont des membres de leur famille qui travaillaient dans l'orpaillage artisanal [Savornin et al., 2007]; cela équivaut à 20% de la population régionale impliquant directement d'orpaillage artisanal et 50% de la population touchées indirectement par l'orpaillage artisanal [OMC, 2009; Boyer, 2011]. L'orpaillage artisanal s'est encore plus développé depuis 2007, et il est maintenant estimé que 77,5% de la population régionale et des centaines de villages sont impliqués [Doucouré, 2014; Persaud et al., 2017], résultant en une augmentation par 10 de la production d'or [Reichl et al., 2017]. Il faut noter que les activités de la population et d'orpaillage artisanal varient à la fois de manière saisonnière - avec des pics durant la saison sèche - et annuellement - liés à l'extraction total d'or du village l'année précédente.

Figure 1: Le processus d'orpaillage artisanal au Sénégal.



Un groupe travaille ensemble pour mener pour l'or. Le sol est retiré et amené au village pour le traitement.



Le sol est mélangé avec de l'eau et a traversé une planche. L'or lourd reste sur le tissu.



Le reste du mélange passe dans un étang de rétention sous la planche.



Le tissu est enlevé et lavé dans un seau pour enlever les particules d'or. Le mercure est ajouté au seau.



Le mercure se lie sélectivement à l'or et forme un amalgame, qui coule vers le bas et est enlevé.



L'amalgame mercure-or est brûlé pour récupérer de l'or pur, avec le mercure libéré dans l'atmosphère.

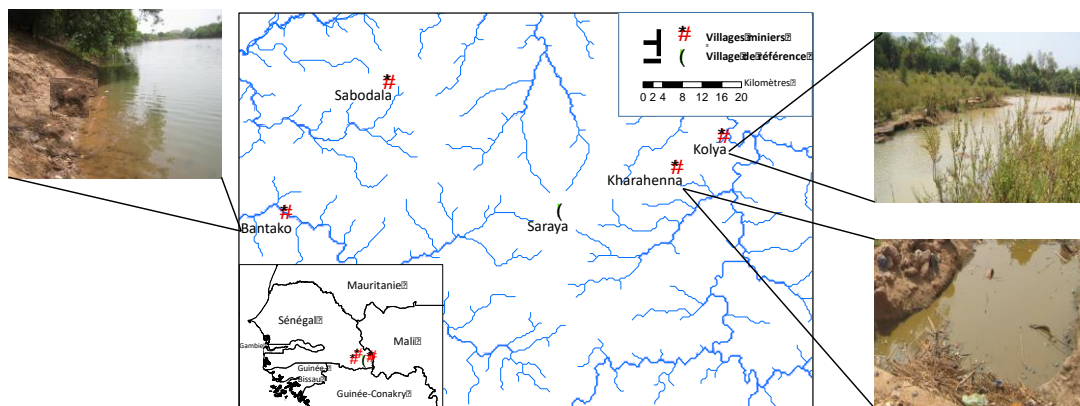


Les résidus miniers contenant du mercure sont rejetés directement dans les écosystèmes terrestres et aquatiques.

### *Collecte d'échantillons et analyses de laboratoire*

Des échantillons ont été recueillis dans quatre villages miniers (Bantako, Kharahenna, Kolya et Sabodala) et un village de référence (Saraya, figure 2) en mai 2016 – avant et après la première grosse pluie. Le village de référence était situé dans un bassin hydrographique à l'écart d'orpaillage artisanal mais avec des couverts forestiers et des précipitations semblables aux villages miniers. En utilisant de la version ArcGIS 10.4.1, un modèle numérique d'élévation (DEM) ont été obtenu à partir d'ArcGIS en ligne, et les données hydrologiques obtenues à partir d'ArcGIS en ligne, [Esri, 2016], les bassins versants pour chacun des quatre villages d'orpaillage artisanal ont été délimitées et utilisées pour calculer la zone de chaque bassin [Sarangi et al., 2003]. Les tailles de bassins versants étaient contrastés : de petit taille pour Sabodala et Kharahenna (106 km<sup>2</sup> et 160 km<sup>2</sup>, respectivement) et de grande taille pour Bantako et Kolya (7070 km<sup>2</sup> et 8800 km<sup>2</sup>, respectivement).

Figure 2: Carte des sites d'étude au Sénégal.



Tous les villages étudiés étaient situés à côté d'une rivière pour permettre la collecte d'échantillons à la fois terrestres et aquatiques. Le débit de la rivière était le plus élevé à Bantako, et le plus bas à Kharahenna. Les échantillons de sol ont été prélevés dans la chambre, la cour avant et le jardin de la hutte brûlante à Bantako, Kharahenna et Sabodala, ainsi que le long d'une ligne depuis la hutte vers la rivière et dans la zone riveraine dans tous les villages miniers. Les échantillons pris le long de la ligne sont représentatifs des chemins d'écoulement superficiels. Il faut noter que les échantillons de sol n'ont pas été prélevés dans une hutte brûlante à Kolya en raison de l'incapacité d'en identifier une, bien que des huttes de combustion sont présentes à Kolya et étaient probablement situées de manière équidistantes le long de la ligne (par exemple 200 m du premier échantillon de la ligne). Les échantillons de sol recueillis le long de la ligne étaient espacés de façon égale. A Kolya, la ligne était de 800 m; À Bantako, la ligne était de 1200 m; À Kharahenna, la ligne était de 2500 m; Et à Sabodala, la ligne était de 8000 m. Des échantillons de sédiments ont été prélevés dans le lit de la rivière et des échantillons d'eau ont été prélevés dans la rivière. Trois échantillons supplémentaires d'eau ont été prélevés dans un site en amont à Bantako, dans un puits d'eau potable à Kharahenna et un sac scellé d'eau potable vendu à Kharahenna. Au total, 123 échantillons de sol, 22 sédiments et 29 échantillons d'eau ont été prélevés.

Les sols et les sédiments ont été lyophilisés pendant cinq jours, homogénéisés et analysés pour leur concentration en HgT, MeHg, et carbone. L'eau a été analysée pour HgT et MeHg. Toutes les

valeurs présentées dans le texte représentent la valeur moyenne des échantillons mesurés en duplicate. Étant donné que les données n'étaient pas normalement distribuées, toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant des méthodes non paramétriques. Pour comparer les sites d'orpaillage artisanal et les sites de référence, le test Mann-Whitney Wilcoxon a été utilisé. Pour des comparaisons multiples, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé. La significativité a été testée à une valeur alpha de 0,05 et une signification marginale à une valeur alpha de 0,1. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées en utilisant le logiciel de statistique R 3.1.1 [R Core Team, 2014]. Les analyses ont également été effectuées en utilisant des valeurs normalisées de HgT/C et MeHg/C; cette norme a permis d'examiner les tendances des valeurs de Hg non influencées par la matière organique.

## Résultats

Les concentrations de HgT et de MeHg dans le sol, les sédiments et l'eau recueillis à partir des sites d'orpaillage artisanal étaient majoritairement plus élevées que celles mesurées dans les échantillons correspondants du village de référence (Figures 3 et 4,  $p < 0,05$  pour tous). Le pourcentage de Hg en tant que MeHg n'a pas varié entre les sites d'orpaillage artisanal et les sites de référence ( $p > 0,3$  pour tous). Malgré des augmentations considérables de l'humidité du sol entre nos première et deuxième dates d'échantillonnage, nous n'avons pas observé de différences dans le HgT, le MeHg ou le pourcentage de Hg en tant que MeHg entre les échantillons prélevés avant et après les premières pluies de moussons ( $p > 0,1$  pour tous). Nous avons donc fusionné les échantillons de ces deux dates dans toutes les analyses suivantes.

En général, les concentrations de HgT et les valeurs normalisées basées sur la teneur en carbone organique (HgT/C) dans les sols et les sédiments étaient les plus élevées dans la hutte brûlante (médiane de 7,5  $\mu\text{g}$  de HgT/g, 190  $\mu\text{g}$  de HgT/g C,  $p < 0,00001$ ) et plus faible mais encore élevé, bien que variable, dans les sols et les sédiments recueillis le long de la ligne entre chaque hutte brûlante et la rivière adjacente (médiane de 1,5  $\mu\text{g/g}$ ). Une exception à cela s'est produite dans un échantillon de sol prélevé auprès de Kharahenna à 200 m de la hutte en feu, où nous avons mesuré la concentration en HgT la plus élevée de l'échantillonnage (130  $\mu\text{g/g}$ ).

Les concentrations en MeHg dans les sols et les sédiments n'étaient pas corrélées avec les concentrations en HgT ( $p = 0,35$ ). Au lieu de cela, dans les quatre villages, les concentrations en MeHg, MeHg/C normalisé, et le pourcentage de Hg en tant que MeHg étaient généralement les plus élevés dans les sédiments des rivières (médiane de 4,2 ng de MeHg/g, 157 ng de MeHg/g C, 0,41% de Hg en MeHg,  $p < 0,00002$  pour tous) et plus bas, mais encore élevés, bien que variable, dans les sols et les sédiments recueillis le long de la ligne entre chaque hutte brûlante et la rivière adjacente (médiane de 0,79 ng de MeHg/g, 26,8 ng de MeHg/g C, 0,067% de Hg, comme MeHg). Une exception à ces résultats s'est produite dans un échantillon prélevé dans une hutte brûlante à Sabodala, où nous avons mesuré les concentrations de MeHg les plus élevées (44 ng/g).

Alors que les concentrations médianes les plus élevées en HgT et en MeHg de l'eau de la rivière ont été mesurées à Kharahenna (1100 ng HgT/L, 21 ng MeHg/L), les concentrations de HgT et de MeHg les plus élevées dans un seul échantillon ont été mesurées à Bantako (2400 ng HgT/L, 68 ng MeHg/L). Les concentrations en Hg dans l'échantillon que nous avons recueillies à partir d'un puits d'eau dans Kharahenna (28 ng HgT/g et 0,10 ng/g de MeHg) étaient 50% supérieures à tous les



échantillons d'eau de rivière exposés l'orpaillage artisanal que nous avons collectés (n = 25). En revanche, l'eau purifiée disponible dans le commerce avait des concentrations en HgT et en MeHg (7,9 ng HgT/L, 0,0066 ng MeHg/L) comparables au site de référence.

Alors que les concentrations médianes les plus élevées de HgT et de MeHg dans les sols et les sédiments ont été trouvées à Kolya (n = 141, 2,3 µg de HgT/g, 2,7 ng de MeHg/g), les concentrations médianes les plus élevées de HgT et de MeHg dans l'eau de la rivière provenaient de Kharahenna (n = 25, 1100 ng HgT/L, 21 ng MeHg/L; Figure complémentaire 1).

Figure 3: Les concentrations totales en mercure dans les quatre sites d'orpaillage artisanal mesurées dans les sols (n=119), les sédiments (n=22) et l'eau (n=25). Les sites d'orpaillage artisanaux sont disposés par ordre de distance, depuis la hutte le long de la ligne la reliant à la rivière. Les axes avec une échelle différente sont marqués par deux astérisques. La ligne noire représente les concentrations HgT mesurées dans le village de référence. Une astérisque signifie que la valeur de cette barre continue au-delà de l'axe, et la valeur moyenne est donnée en dessous de l'astérisque.

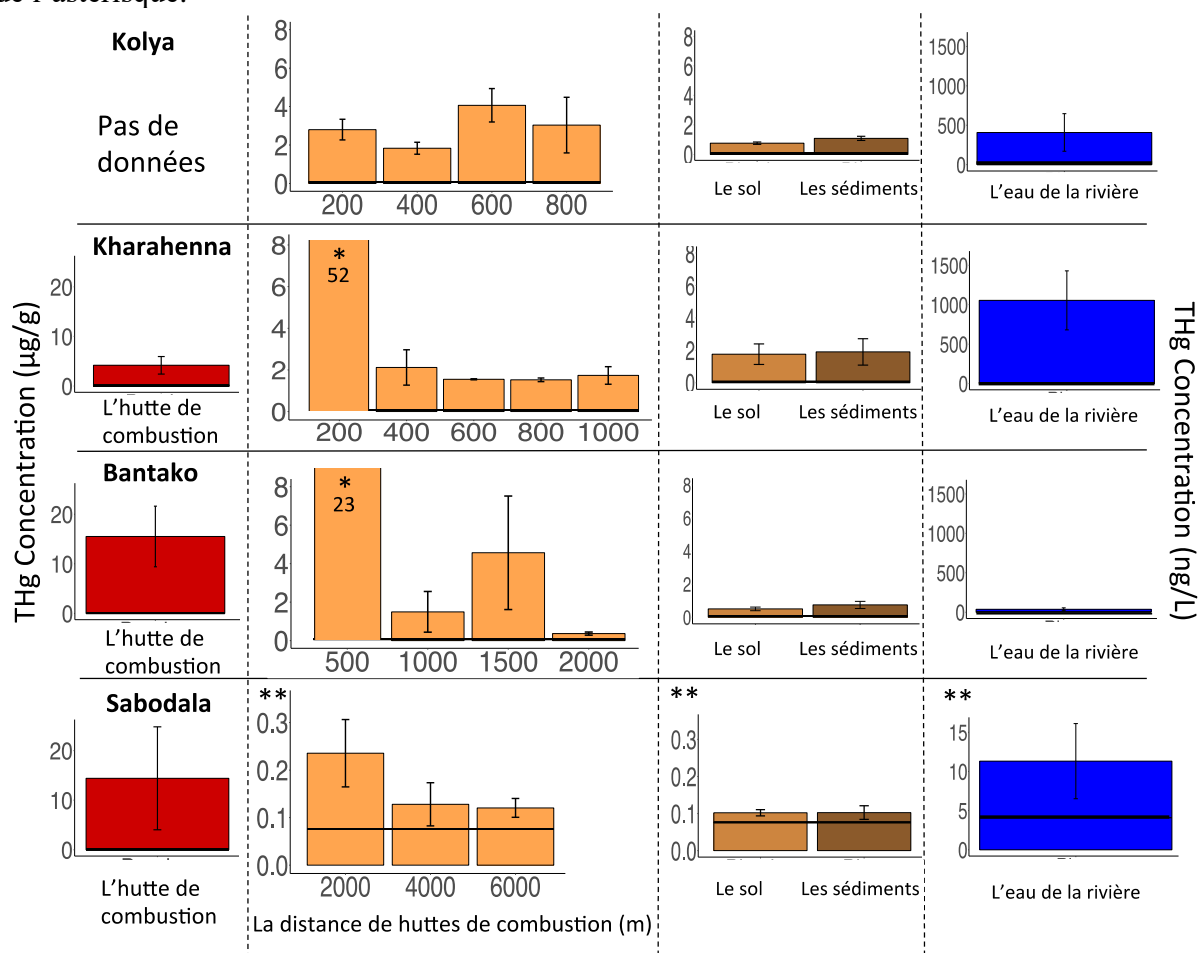
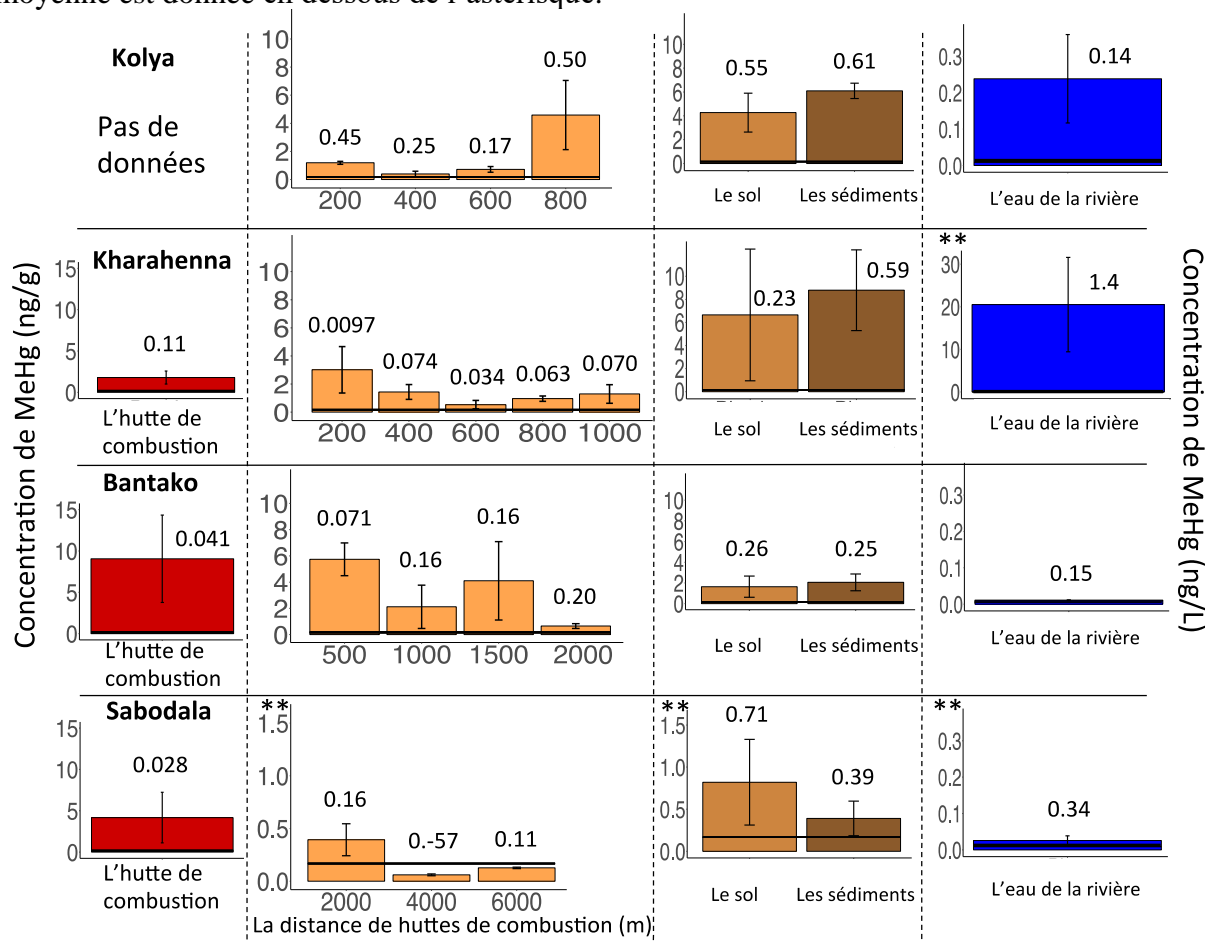


Figure 4: Les concentrations en MeHg aux quatre sites d'orpaillage artisanal mesurées dans les sols (n=119), les sédiments (n=22) et l'eau (n=25). Les sites d'orpaillage artisanaux sont disposés par ordre de distance, depuis la hutte le long de la ligne la reliant à la rivière. Les valeurs présentées au dessus des barres représentent le pourcentage de Hg en tant que MeHg à ce site d'échantillonnage. La ligne noire représente les concentrations HgT mesurées dans le village de référence. Une astérisque signifie que la valeur de cette barre continue au-delà de l'axe, et la valeur moyenne est donnée en dessous de l'astérisque.



## Discussion

Nos résultats montrent clairement que le Hg est transporté et déposé bien au-delà des murs des huttes de combustion d'orpaillage artisanal au Sénégal. Malgré l'environnement aride du Sénégal, les concentrations en HgT et en MeHg sont élevées dans presque tous les échantillons d'eau, de sol, et de sédiments recueillis à proximité des sites d'orpaillage artisanal. Comme attendu, les concentrations les plus élevées de HgT mesurées dans chaque village proviennent d'échantillons prélevés dans les huttes de combustion, mais la forme neurotoxique de MeHg était la plus élevée dans les sédiments de rivière. Il n'y avait pas de différence significative dans le pourcentage de Hg en tant que MeHg dans les sols entre les sites de référence et d'orpaillage artisanal, malgré des augmentations substantielles des concentrations des deux formes de Hg. Ainsi, les fortes augmentations des concentrations de MeHg dans les sols résultent d'expositions en HgT plus élevées que de variation de l'efficacité de la méthylation du Hg par les microorganismes.

### *Comparaison à normes réglementaires et à d'autres études*

Pour les sédiments, Kharahenna et Bantako présentent des échantillons qui dépassent par un ordre de grandeur ( $\times 10$ ) [USEPA, 1985] les niveaux recommandés pour les sédiments par l'USEPA (0,2 ug/g de HgT). Pour les sols, tous les sites dépassent les niveaux recommandés pour le sol par l'USEPA (0,1 ug/g de HgT), avec certains sites dépassant cette valeur de deux ordres de grandeur ( $\times 100$ ) [USEPA, 1985]. Les concentrations maximales de HgT dans les sols sur les sites sénégalais d'orpaillage artisanal étaient supérieures à celles observées dans tous les autres sites d'orpaillage artisanal dans le monde, à l'exception d'un site au Venezuela [Santos-Francés et al. 2011], bien que les concentrations médianes du sol pour HgT sur nos sites étaient comparables aux valeurs rapportées dans la littérature (Tableau 1) [par exemple, Donkor et al., 2006; Feng et al., 2006; Loredó et al., 2009; Santos-Francés et al., 2011]. À notre connaissance, seules deux autres études ont examiné les concentrations de MeHg du sol dans des sites d'orpaillage artisanal; nos valeurs se situaient dans la fourchette indiquée au Ghana [Donkor et al. 2006], tandis que nos concentrations maximales dans le sol de MeHg ont dépassé celles signalées en Chine [Feng et al., 2006]. Les concentrations dans les sédiments pour le HgT et le MeHg sur les sites sénégalais d'orpaillage artisanal étaient comparables aux valeurs médianes et moyennes rapportées dans les études d'orpaillage artisanal précédentes, bien que les valeurs maximales que nous rapportons dans Kolya sont inférieures à certaines des valeurs maximales dans la littérature [par exemple, Donkor et al., 2006; Santos-Francés et al., 2011; Nyanza et al., 2014; Marrugo-Negrete et al., 2015].

Pour l'eau de la rivière, les quatre sites d'orpaillage artisanal dépassent la norme de l'USEPA de 12 ng/L pour le HgT qui est sensée permettre la protection contre des niveaux toxiques de bioaccumulation dans les organismes aquatiques, y compris les poissons consommés par les humains [USEPA, 1985]. Un site, Kolya, dépasse la norme de l'OMS de 1000 ng/L pour HgT [OMS, 1976]. Cette valeur est particulièrement élevée compte tenu du débit élevé de la rivière à Kolya, même si elle possède un grand bassin hydrographique qui comprend probablement d'autres sources d'orpaillage artisanal. Bien que cette eau de rivière ne soit généralement pas consommée directement par la population, elle est parfois bue par des enfants qui nagent dans la rivière et est utilisée pour laver la vaisselle. Il faut noter que les concentrations en HgT dans l'eau potable et l'eau de puits étaient supérieures aux concentrations en HgT mesurées dans la moitié des échantillons d'eau de la rivière. Bien que la concentration en HgT soit inférieure au ligne directrice de l'eau potable de l'OMS, si les activités d'orpaillage artisanal s'intensifient dans ces communautés et utilisent des quantités accrues de Hg, les concentrations en HgT dans l'eau pourraient s'approcher de cette norme et devenir préoccupantes pour la santé des habitants. Les concentrations maximum en HgT dans l'eau sur les sites sénégalais d'orpaillage artisanal sont les deuxième plus élevées en Afrique [Adjei-Kyereme et al. 2015] avec la gamme et les valeurs médianes comparables à celles rapportées dans la littérature (Tableau 1) [par exemple, Gray, 2002; Taylor et al., 2005; Donkor et al., 2006; Feng et al., 2006; Rajaei et al., 2015]. Les concentrations maximum en MeHg dans l'eau sur les sites sénégalais d'orpaillage artisanal ont été dépassés dans une seule étude [Feng et al., 2006].

Tableau 1: Comparaison des concentrations en HgT et MeHg dans les sols, les sédiments et l'eau entre différentes études sur des sites d'orpaillage artisanal. BDL ci-dessous représente la limite de détection. Toutes les valeurs sont rapportées à deux chiffres significatifs lorsque cela est possible. Les années de la publication des données sont indiquées ; la plupart des données ont été recueillies 1 à 2 ans avant la publication de ce rapport. Les valeurs moyennes pour chaque continent ont fournies la première évaluation continentale, et une évaluation globale est présentée au bas du tableau.

Lan	Le pays	LE SOL		LE SÉDIMENT		L'EAU DE RIVIÈRE		La Citation
		Concentration de HgT (ug/g)	Concentration de MeHg (ng/g)	Concentration de HgT (ug/g)	Concentration de MeHg (ng/g)	Concentration de HgT (ng/L)	Concentration de MeHg (ng/L)	
AFRIQUE	2000	gamme: BDL-130	gamme: BDL-160	gamme: BDL-100 gamme: 0.17-5.4	gamme: BDL-75	gamme: BDL-11,000	gamme: BDL-68	Van Straaten
	2000			gamme: 0.1-0.7		gamme: 20-650		Van Straaten
	2005	gamme: 0.005-8.9		gamme: 0.04-2.8		gamme: 10-70		Taylor et al
	2006	gamme: BDL-5.5	gamme: BDL-160	gamme: 0.002-2.9, moy: 0.14	gamme: BDL-75, moy: 11	gamme: BDL-480, moy: 160	gamme: BDL-20, moy: 1.4	Donkor et al
	2008			gamme: 0.03-2.3				Chibunda et al
	2011			gamme: 0.13-4.9		gamme: 110-1300		Nartey et al
	2014	gamme: 0.02-1.1, moy: 0.14, med: 0.1		gamme: 0.03-2.4, moy: 0.43, med: 0.23				Odiorno et al
	2014			gamme: 6-10				Niane et al
	2014			gamme: 0.010-100	BDL-13			Ludiao-Makiese et al
	2015			gamme: BDL-2.6, moy: 0.1		gamme: BDL-11,000, moy: 5300		Adjie-Kyereme et al
	2016	gamme: 0.050-130, med: 0.68	gamme: 0.052 - 48, med: 0.78	gamme: 0.059-3.4, med: 0.82	gamme: 0.13-19, med: 4.3	gamme: 2.5-2400, med: 22	gamme: 0.0066-68, med: 0.037	This study
ASIE	1999	gamme: 0.3-76	gamme: 0.1-16	gamme: BDL-1200 max: 62	gamme: BDL-12	gamme: BDL-2,900,000 max: 2,900,000	gamme: BDL-250	Appleton et al
	2000			gamme: 0.55-66		gamme: 73,000-76,000		Alkagi et al
	2005	gamme: 0.3-5		gamme: 3-40		gamme: 100-250		Limbong et al
	2006	gamme: 0.3-76, moy: 4.7	gamme: 0.1-16, moy: 2.5	gamme: BDL-1200, moy: 30	gamme: BDL-12, moy: 2.0	gamme: 240-880,000, moy: 5900	gamme: BDL-250, moy: 7.9	Feng et al
	2006			gamme: 13-55		gamme: BDL-42,000		Appleton et al
	2010			moy: 154, max: 480				Bose-O'Reilly et al
	2013			gamme: 3-7.7		gamme: 5.1-25, moy: 10		Male et al
	2015							Biber et al
	2000	gamme: BDL-540 BDL-44.2		gamme: 0.0004-230	gamme: BDL-43	gamme: BDL-240,000 BDL	gamme: 0.0007-3.8	Loredo et al
	2001			moy: 3		gamme: BDL-90		Appleton et al
	2002			gamme: 0.11-0.15	gamme: BDL-0.83	gamme: 10-930	gamme: 0.02-3.8	Gray
AMERIQUE DU SUD	2003	gamme: 0.26-5.5, moy: 1.7		gamme: 0.7-9.3, moy: 2.7		gamme: 770-240,000		Ramirez Requena et al
	2006			gamme: 0.84-230		gamme: 240-4100, moy: 1600		Gammons et al
	2008							Garcia-Sanchez et al
	2011	gamme: 0.16-540, moy: 27						Santos-Francis et al
	2013	gamme: 0.5-49		gamme: 0.0001-0.034, med: 0.0021		gamme: 0.03-0.9	gamme: 0.007-0.9	Teran-Mita et al
	2013			gamme: 0.20-1.2, moy: 0.52	gamme: 4.1-43, moy: 15			Caring et al
	2015			gamme: 17-38	gamme: BDL-0.40			Pinedo-Hernandez
	2015							Diringer et al
	GLOBAL	gamme: BDL-540	gamme: BDL-160	gamme: BDL-1200	gamme: BDL-75	gamme: BDL-2,900,000	gamme: BDL-250	

### *Tendance spatiale en général*

Nous n'avons pas observé de déclin constant des concentrations en HgT et en MeHg dans le sol avec la distance des huttes de combustion, ce qui suggère que la distribution de Hg n'est pas seulement dépendante du dépôt directement atmosphérique local. Il est probable que le Hg utilisé pour traiter l'or soit rejeté dans le sol par des résidus ou déposé atmosphériquement de manière locale après avoir brûlé l'amalgame. Pour la première hypothèse, il est probable que les résidus miniers ne soient pas déposés juste à côté de la hutte. Plutôt, les résidus peuvent être déposés plus près de la rivière, ce qui pourrait conduire aux pics observés pour les concentrations de Hg à certains emplacements le long de la ligne. Pour la seconde hypothèse, il est possible que les dépôts atmosphériques de Hg à court terme [Driscoll et al., 2007] ne soient pas uniformément répartis ou prévisible, même à plusieurs kilomètres de la source d'émission. Il faut noter également que les modes de dépôt atmosphérique de Hg sont également influencés par le transport régional de Hg. D'autres sites d'orpaillage artisanal en amont pourraient influencer les concentrations observées. En outre, étant donné que les résidus de Hg sont sous la forme de Hg élémentaire et que la méthylation du Hg atmosphérique est minimale [Grigal, 2003], nous nous attendons à ce que la plupart MeHg se soit formé *in situ* après avoir été déposé ou transporté.

Chacun des quatre segments de rivières échantillonnés contenaient de grandes concentrations en HgT et MeHg. Les concentrations de méthyl mercure et le pourcentage de Hg en tant que MeHg étaient plus grands dans les sédiments de rivières, qui sont des habitats généralement bien adaptés pour les microorganismes anaérobies (vivent sans oxygène) qui produisent MeHg [Compeau et Bartha, 1985; Benoit et al., 1998; Skjellberg, 2010; Driscoll et al., 2013]. Nous nous attendons à ce que ce Hg soit délivré à la fois à partir de la source d'orpaillage artisanal locale que nous avons échantillonnée, ainsi qu'à partir de l'activité d'orpaillage artisanal en amont ou sous le vent. Comme il n'y a pas de données disponibles pour les emplacements de tous les sites d'orpaillage artisanal dans la région, il est difficile d'évaluer l'impact cumulatif potentiel des nombreuses mines d'orpaillage artisanal en cours d'activité au sein de chaque bassin hydrographique.

Des concentrations élevées en HgT et MeHg dans les sols et les sédiments ont été trouvées à Bantako, Kharahenna et Kolya, avec des concentrations plus faibles à Sabodala. Cette tendance peut résulter de la distance entre la hutte brûlante et la rivière; le premier point de la ligne à Sabodala se trouvait à 2 km de la hutte allumée. Il est possible que les résidus de Hg et les dépôts atmosphériques soient réduits à cette distance plus importante, ce qui explique les concentrations inférieures observées par rapport aux autres sites d'orpaillage artisanal. Il est également possible que la plus petite taille du bassin hydrographique réduise les apports de Hg provenant d'autres sources d'orpaillage artisanal. Les différences peuvent également être expliquées par le nombre de mineurs dans ces différents villages d'orpaillage artisanal ou par la quantité de Hg utilisée, mais ces informations sont difficiles à obtenir, car les mineurs ne divulguent pas facilement les informations concernant leurs pratiques. Néanmoins, les concentrations en HgT et MeHg observées à Sabodala étaient généralement encore plus importantes que celles du site de référence.

Du fait que le pourcentage de Hg en tant que MeHg ne soit pas différent entre les sites d'orpaillage artisanal et le site de référence et que le dépôt de MeHg soit probablement faible [Grigal, 2003], le taux de méthylation est donc comparable à tous les sites. Ce résultat suggère que les écosystèmes aquatiques et terrestres sénégalais augmentent la quantité nette de méthylation proportionnelle à la quantité de HgT. Ainsi, comme les activités minières continuent à augmenter en taille, en

augmentant simultanément l'utilisation de Hg et l'introduction de Hg dans l'environnement, il est également probable que les concentrations de MeHg continueront à augmenter dans les sols, les sédiments et l'eau. Ceci est particulièrement important dans les rivières, car les sédiments de rivière à proximité des sites d'orpaillage artisanal présentant les plus fortes concentrations en MeHg et le pourcentage de Hg en tant que MeHg et MeHg/C. Bien que nous n'ayons pas observé de différences dans les concentrations de HgT et de MeHg entre les échantillons prélevés à la saison sèche et après les premières pluies, un échantillonnage supplémentaire durant la saison des pluies serait nécessaire pour étudier les augmentations de méthylation du Hg qui pourraient survenir plus tard dans la saison une fois que les sols sont saturés en eau

### *Implications*

Les résultats de cette étude montrent que HgT et MeHg dérivés d'orpaillage artisanal sont extrêmement élevés dans les écosystèmes proches de ces activités minières, ce qui entraîne une contamination à l'échelle locale, et contribue probablement à une contamination à l'échelle régionale. En fait, pour chaque kg d'or produit, 1,1-1,5 kg de Hg est rejeté dans l'environnement [Van Straaten, 2000], à la fois via les résidus miniers (qui représentent 20-30% du Hg perdu) et par la combustion de l'amalgame (qui représentent 70 -80% du Hg perdu) [Van Straaten, 2000; Cordy et al., 2011].

Avec l'exportation d'environ 345.600.000 USD d'or par an au Sénégal principalement associés aux activités d'orpaillage artisanal [COMTRADE, 2016], et de l'or à la vente d'environ 32 USD par gramme, nous estimons que le Sénégal libère 12-16 Mg de Hg dans l'environnement chaque année. Cette valeur est un ordre de grandeur plus grand que les estimations précédentes [Telmer et Veiga, 2009] et témoigne de la pratique accrue d'orpaillage artisanal au Sénégal au cours de la dernière décennie; la production d'or a augmenté par 10 au Sénégal au cours de la dernière décennie [Reichl et al., 2017]. Ce calcul nous informe également de la quantité de Hg utilisée (probablement plus de 12 à 16 Mg de Hg) et de Hg importée (744 kg à 2010) [COMTRADE, 2016]. Étant donné les augmentations similaires des activités d'orpaillage artisanal au cours de la dernière décennie, nous nous attendons à ce que les émissions de Hg - et donc Hg entrant dans l'environnement - aient également augmenté à d'autres endroits. Cette étude montre que des concentrations élevées en HgT sont également susceptibles d'entraîner des concentrations élevées de MeHg dans les sols, les sédiments et l'eau.

Avec des concentrations élevées de MeHg dans les sols, les plantes et les animaux dans les régions d'orpaillage artisanal ont un risque accru de bioaccumulation de Hg. Les concentrations élevées en MeHg dans les sols peuvent également avoir des effets néfastes sur les humains, directement et indirectement. Tout d'abord, le Hg et MeHg dans les sols peuvent être rejetés dans les cultures et le riz [Appleton et al., 2006; Zhang et al., 2010], ainsi que dans les animaux domestiques, comme les bovins et les volailles [Chibunda et Janssen, 2009]. Lorsque ces aliments sont ingérés par les personnes dans le cadre de leur alimentation quotidienne, ils peuvent entraîner des concentrations élevées en Hg. En outre, le Hg dans les sols peut être ingéré directement par les personnes. Cela se produit par inadvertance - en tant que particules de poussière inhalées ou aliments absorbés par la poussière - et intentionnellement - en raison de la carence en éléments nutritifs; en fait, on estime que les enfants consomment 25-81 mg de sol par jour par inadvertance et 9-96 mg de sol par jour

volontairement, tandis que les adultes consomment 5-517 mg de sol par jour par inadvertance et jusqu'à 25 mg de sol par jour à dessein [Taylor et al., 2005b; Hagan et al., 2013].

Le Hg d'orpaillage artisanal est également transporté dans les écosystèmes aquatiques et peut pénétrer dans la chaîne alimentaire aquatique. La forte concentration en MeHg et le pourcentage de Hg en tant que MeHg dans les sédiments des cours d'eau, conformément aux études de Hg provenant des autres sites d'orpaillage artisanal [Compeau et Bartha, 1985; Benoit et al., 1998; Skyllberg, 2010; Driscoll et al., 2013], suggère la forte biodisponibilité du Hg chez les organismes aquatiques. En outre, de petites billes de Hg élémentaire dans les sédiments du lit de la rivière dérivés des résidus d'orpaillage artisanal peuvent devenir biodisponible; dans des expériences en microcosme, le Hg élémentaire liquide qui était introduit a été transféré et dissous en Hg élémentaire et Hg ionique, qui peut ensuite être transformé par voie microbienne en MeHg [Dominique et al. 2007; Hu et al. 2013; Balzino et al., 2015]. Méthyl mercure dans les milieux aquatiques à proximité d'orpaillage artisanal peut avoir un impact négatif sur les organismes locaux, comme en témoigne une réduction de masse corporelle des larves d'invertébrés dans les sédiments en aval d'orpaillage artisanal en Tanzanie [Chibunda et al., 2008]. Ce Hg peut également être accumulé dans la chaîne alimentaire, ce qui entraîne de fortes concentrations de Hg dans les poissons piscivores [Driscoll et al., 2007]. En fait, de fortes concentrations de Hg dans les poissons près d'orpaillage artisanal au Sénégal ont été corrélées avec de fortes concentrations en Hg dans les cheveux humains, un marqueur de l'exposition au MeHg les organismes qui présentait des concentrations de Hg qui dépassent le seuil recommandé par l'USEPA [Niane et al., 2015].

Les effets du Hg d'orpaillage artisanal sur les populations humaines peuvent être importantes. Au Sénégal, comme de nombreux autres pays pratiquant l'orpaillage artisanal, plus de 70% de la population locale est estimée à participer directement à des activités d'orpaillage artisanal, avec encore un plus grand nombre impliqué indirectement [Persaud et al., 2017]; ainsi, les effets de Hg sur la santé sont une source de préoccupation pour ces populations. Alors que la plupart des études se sont concentrées sur l'inhalation de vapeurs de Hg et l'ingestion de poissons comme les principales voies d'exposition, cette étude suggère que les voies terrestres peuvent aussi être une source importante d'exposition.

Bien que ses concentrations de MeHg dans les sols n'aient été mesurées que deux autres études sur l'orpaillage artisanal [Donkor et al. 2006; Feng et al., 2006], il est probable que des concentrations élevées similaires de MeHg seraient trouvés sur d'autres sites d'orpaillage artisanal à l'échelle mondiale. Avec des expositions à long terme aux HgT et MeHg dans les sols [Thomas et al., 2002; Veiga et Hinton, 2002], les impacts existants du Hg sur l'environnement et les humains continueront d'exister même si l'amalgamation de Hg est réduite. Par exemple, de fortes concentrations en Hg ont été mesurées dans les sols et les sédiments près des raffineries d'or abandonnées en Australie, au Canada, au Royaume-Uni et aux États-Unis (Californie, au Nevada et en Caroline du Nord) [de Lacerda et Salomons, 1998].

Les preuves scientifiques de la dissémination du Hg dans l'environnement sont la première étape pour encourager les mineurs à réduire leur utilisation du Hg dans l'orpaillage artisanal. Des travaux antérieurs sur les sites d'orpaillage artisanal en Équateur suggèrent que l'utilisation de preuves pour accroître la sensibilisation aux risques associés d'orpaillage artisanal chez les mineurs peut conduire à une action accrue de ces populations pour réduire ces risques [Adler Miserendino et al.,

2013]. En fait, l'éducation des mineurs est probablement le moyen le plus influent pour faire changer les pratiques traditionnelles des mineurs et adopter de nouvelles techniques présentant moins de risques et augmentant en même temps la quantité d'or récupérée

[Spiegel et al. 2006; Adler Miserendino et al. 2013; Clifford, 2014]. Ces changements sont particulièrement effectifs lorsque cette éducation allie les connaissances techniques et le savoir traditionnel [Spiegel et al., 2015]. Au Sénégal, de nombreux mineurs sont déjà organisés dans un groupe collectif minier; cette infrastructure pourrait fournir un moyen pour changer les pratiques des mineurs, en tant qu'organisation de mineurs à Portovelo-Zaruma, l'Equateur a révélé une méthode efficace pour réduire les risques environnementaux et professionnels associés à l'orpaillage artisanal [Velásquez-López et al., 2010]. Il est donc important d'utiliser les résultats de cette étude et d'autres études similaires, pour informer les mineurs et les communautés d'orpaillage artisanal sur le transport et le devenir du Hg qui mènent à l'exposition humaine.

Cette étude démontre que le Hg d'orpaillage artisanal au Sénégal entre dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, que cela ne se limite pas à la proximité de la hutte de brûlante, et que le Hg présente des concentrations extrêmement élevées dans tous les milieux. Il montre également que si le Hg émis est sous forme de Hg élémentaire, il est converti en forme neurotoxique et disponible aux organismes de MeHg dans l'environnement. Les concentrations élevées de MeHg que nous avons trouvé dans les sols, les sédiments et l'eau dans ce milieu aride justifient un complément d'enquête; les concentrations de MeHg sont probablement similaires ou plus importants dans d'autres pays, tels que ceux en Amérique du Sud et en Asie, où les activités d'orpaillage artisanal sont réalisées dans des conditions climatiques plus intenses et plus humides favorisant la production microbienne de MeHg. Avec des activités d'orpaillage artisanal au Sénégal, et dans le monde, qui augmente de façon spectaculaire et continuera à augmenter [Pacyna et al., 2010], il est important que nous gagnons une meilleure compréhension du transport et du devenir du HgT et MeHg dans l'environnement. Ces données peuvent ensuite être utilisées pour informer les modèles globaux du cycle du Hg [al Gustin et al. 2016; Sundseth et al. 2017] pour mieux comprendre le transport et le devenir du Hg, ainsi que pour établir une politique locale, par exemple par la création et la mise en œuvre des plans d'action nationaux - associé à la Convention Minamata - qui sont directement ciblé à des sites exposés Hg et où la transformation à la forme disponible aux organismes de MeHg est possible.

## **Remerciements**

Nous remercions M. Montesdeoca, S. Todorova, et C. Johnson pour leur aide dans la conception de l'échantillonnage; F. Danfakha, M. Beye, les dirigeants de la communauté sénégalaise, et les mineurs de l'ASGM pour leur assistance dans l'échantillonnage sur le terrain et pour leur expertise sur le site; U. Ndu et N. Rivera pour leur assistance dans la conduite d'analyses de laboratoire; et M. Simonin pour l'aide à la traduction du manuscrit en français.

## **Financement**

Le financement de ce travail a été assuré par Explorer's Club Mamont Scholar, American Association of University Women Fellowship, Syracuse University Graduate Fellowship, and NSF Graduate Research Fellowship.



## Références

- Adjei-Kyereme, Y., A. K. Donkor, A. A. Golow, P. O. Yeboah, and J. Pwamang (2015), Mercury concentrations in water and sediments in rivers impacted by artisanal gold mining in the Asutifi District, Ghana, *Res. Journal Chem. Environ. Sci.*, 3, 40–48.
- Adler Miserendino, R., B. A. Bergquist, S. E. Adler, J. R. D. Guimarães, P. S. J. Lees, W. Niquen, P. C. Velasquez-López, and M. M. Veiga (2013), Challenges to measuring, monitoring, and addressing the cumulative impacts of artisanal and small-scale gold mining in Ecuador, *Resour. Policy*, 38(4), 713–722, doi:10.1016/j.resourpol.2013.03.007.
- Appleton, J. D., T. M. Williams, N. Breward, A. Apostol, and J. Miguel (1999), Mercury contamination associated with artisanal gold mining on the island of Mindanao, the Philippines, *Sci. Total Environ.*, 228, 95–109.
- Appleton, J. D., J. M. Weeks, J. P. S. Calvez, and C. Beinhoff (2006), Impacts of mercury contaminated mining waste on soil quality, crops, bivalves, and fish in the Naboc River area, Mindanao, Philippines, *Sci. Total Environ.*, 354, 198–211, doi:10.1016/j.scitotenv.2005.01.042.
- Arifin, Y., M. Sakakibara, and K. Sera (2015), Impacts of artisanal and small-scale gold mining (ASGM) on environment and human health of Gorontalo Utara Regency, Gorontalo Province, Indonesia, *Geosciences*, 5(2), 160–176, doi:10.3390/geosciences5020160.
- Balzino, M., J. Seccatore, T. Marin, G. De Tomi, and M. M. Veiga (2015), Gold losses and mercury recovery in artisanal gold mining on the Madeira River, Brazil, *J. Clean. Prod.*, 102, 370–377, doi:10.1016/j.jclepro.2015.05.012.
- Bassot, J. (1997), Albitisations dans le paléoprotérozoïque de l'est Sénégal: Relations avec les minéralisations ferrifères de la rive gauche de la Falémé, *J. African Earth Sci.*, 25(3), 353–367.
- Benoit, J. M., C. C. Gilmour, R. P. Mason, and G. S. Riedel (1998), Behavior of Mercury in the Patuxent River Estuary, *Biogeochem.* 40, 249–265, doi:10.1023/a:1005905700864.
- Bloom, N. S., J. a. Colman, and L. Barber (1997), Artifact formation of methyl mercury during aqueous distillation and alternative techniques for the extraction of methyl mercury from environmental samples, *Fresenius. J. Anal. Chem.*, 358(3), 371–377, doi:10.1007/s002160050432.
- Boyer, K. M. (2011), Chimpanzee conservation in light of impending iron ore mining project in SE Senegal.
- Carling, G. T. et al. (2013), Particulate and dissolved trace element concentrations in three southern Ecuador rivers impacted by artisanal gold mining, *Water, Air, Soil Pollut.*, 224(2), 1415, doi:10.1007/s11270-012-1415-y.
- Chibunda, R. T., and C. R. Janssen (2009), Mercury residues in free-grazing cattle and domestic fowl from the artisanal gold mining area of Geita district, Tanzania, *Food Addit Contam Part A Chem Anal Control Expo Risk Assess*, 26(11), 1482–1487, doi:10.1080/02652030903114928.
- Chibunda, R. T., A. E. Pereka, and C. Tungaraza (2008), Effects of sediment contamination by artisanal gold mining on *Chironomus riparius* in Mabubi River, Tanzania, *Phys. Chem. Earth*, 33(8–13), 738–743, doi:10.1016/j.pce.2008.06.051.
- Clifford, M. J. (2014), Future strategies for tackling mercury pollution in the artisanal gold mining sector: Making the Minamata Convention work, *Futures*, 62, 106–112, doi:10.1016/j.futures.2014.05.001.

- Compeau, G. C., and R. Bartha (1985), Sulfate-reducing bacteria: Principal methylators of mercury in anoxic estuarine sediment, *Microbiology*, 50(2), 498–502.
- COMTRADE (2016), COMTRADE, *UN Comtrade*. Available from: <http://comtrade.org> (Accessed 1 April 2017)
- Cordy, P., M. M. Veiga, I. Salih, S. Al-Saadi, S. Console, O. Garcia, L. A. Mesa, P. C. Velásquez-López, and M. Roeser (2011), Mercury contamination from artisanal gold mining in Antioquia, Colombia: The world's highest per capita mercury pollution, *Sci. Total Environ.*, 410–411, 154–160, doi:10.1016/j.scitotenv.2011.09.006.
- DGPRES (2011), *Direction de la gestion et de la planification des ressources en eau du Senegal*.
- Diringer, S., A. Berky, W. K. Y. Pan, and H. Hsu-kim (2015), River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru, *Environ. Sci. Process. Impacts*, (0), 478–487, doi:10.1039/c4em00567h.
- Dominique, Y., B. Muresan, R. Duran, S. Richard, and A. Boudou (2007), Simulation of the chemical fate and bioavailability of liquid elemental mercury drops from gold mining in Amazonian freshwater systems, *Environ. Sci. Technol.*, 41(21), 7322–7329, doi:10.1021/es070268r.
- Donkor, A. K., J. C. Bonzongo, V. K. Nartey, and D. K. Adotey (2006), Mercury in different environmental compartments of the Pra River Basin, Ghana, *Sci. Total Environ.*, 368(1), 164–176, doi:10.1016/j.scitotenv.2005.09.046.
- Doucouré, B. (2014), Développement d'orpaillage et mutations dans les villages aurifères du sud-est du Sénégal, *Afrique et développement*, XXXIX(2), 47–67.
- Driscoll, C. T., Y.-J. Han, C. Y. Chen, D. C. Evers, K. F. Lambert, T. M. Holsen, N. C. Kamman, and R. K. Munson (2007), Mercury contamination in forest and freshwater ecosystems in the northeastern United States, *Bioscience*, 57(1), 17, doi:10.1641/B570106.
- Driscoll, C. T., R. P. Mason, H. M. Chan, D. J. Jacob, and N. Pirrone (2013), Mercury as a global pollutant: Sources, pathways, and effects, *Environ. Sci. Technol.*, 47, 4967–4983.
- ESRI (2016), ArcGIS Desktop: Release 10.4.1,
- Fall, S., D. Niyogi, and F. H. M. Semazzi (2006), Analysis of mean climate conditions in Senegal (1971–98), *Earth Interact.*, 10(5), doi:10.1175/EI158.1.
- Feng, X., Q. Dai, G. Qiu, G. Li, L. He, and D. Wang (2006), Gold mining related mercury contamination in Tongguan, Shaanxi Province, PR China, *Appl. Geochemistry*, 21(11), 1955–1968, doi:10.1016/j.apgeochem.2006.08.014.
- Grandjean, P., P. Weihe, R. F. White, F. Debes, S. Araki, K. Yokoyama, K. Murata, N. Sørensen, R. Dahl, and P. J. Jørgensen (1997), Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury, *Neurotoxicol. Teratol.*, 19(6), 417–428, doi:10.1016/S0892-0362(97)00097-4.
- Gray, J. E. (2002a), Mercury and methylmercury contamination related to artisanal gold mining, Suriname, *Geophys. Res. Lett.*, 29(23), 2105, doi:10.1029/2002GL015575.
- Gray, J. E. (2002b), Mercury and methylmercury contamination related to artisanal gold mining, Suriname, *Geophys. Res. Lett.*, 29(23), 2–5, doi:10.1029/2002GL015575.
- Grigal, D. F. (2003), Mercury sequestration in forests and peatlands : A review, *J. Environ. Qual.*, 32, 393–405.
- Gustin, M. S. et al. (2016), Importance of integration and implementation of emerging and future mercury research into the Minamata Convention, *Environ. Sci. Technol.*, 50(6), 2767–2770, doi:10.1021/acs.est.6b00573.
- Ha, E., N. Basu, S. Bose-O'Reilly, J. G. Drea, E. McSorley, M. Sakamoto, and H. M. Chan

- (2017), Current progress on understanding the impact of mercury on human health, *Environ. Res.*, 152, 419–433, doi:10.1016/j.envres.2016.06.042.
- Hagan, N., N. Robins, H. Hsu-Kim, S. Halabi, R. D. E. Gonzales, D. de B. Richter, and J. Vandenberg (2013), Residential mercury contamination in adobe brick homes in Huancavelica, Peru, *PLoS One*, 8(9), 1–7, doi:10.1371/journal.pone.0075179.
- Harada, M. (1995), Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution, *Crit. Rev. Toxicol.*, 25(1), 1–24.
- Hintelmann, H., and R. D. Evans (1997), Application of stable isotopes in environmental tracer studies - Measurement of monomethylmercury (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) by isotope dilution ICP-MS and detection of species transformation, *Fresenius. J. Anal. Chem.*, 358(3), 378–385, doi:10.1007/s002160050433.
- Hu, H. Y., H. Lin, W. Zheng, S. J. Tomanicek, a Johs, X. B. Feng, D. a Elias, L. Y. Liang, and B. H. Gu (2013), Oxidation and methylation of dissolved elemental mercury by anaerobic bacteria, *Nat. Geosci.*, 6(9), 751–754, doi:10.1038/ngeo1894.
- Imura, N., E. Sukegawa, S.-K. Pan, K. Nagao, J.-Y. Kim, T. Kwan, and T. Ukita (1971), Chemical methylation of inorganic mercury with methylcobalamin, a vitamin B12 analog, *Science* (80-. ), 172(3989), 1248–1249.
- de Lacerda, L. D., and W. Salomons (1998), *Mercury from gold and silver mining: A chemical timebomb?*, Springer, Berlin, Germany.
- Limbong, D., J. Kumampung, D. Ayhuan, T. Arai, and N. Miyazaki (2005), Mercury pollution related to artisanal gold mining in North Sulawesi Island, Indonesia, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 75(5), 989–996, doi:10.1007/s00128-005-0847-0.
- Loredo, J., J. Soto, A. Ordonex, and R. Alvarez (2009), Mercury and arsenic pollution associated to artisanal gold mining in Huanca (Ayacucho Department, Peru), *Fresenius Environ. Bull.*, 18(4), 391–398.
- Marrugo-Negrete, J., J. Pinedo-Hernández, and S. Díez (2015), Geochemistry of mercury in tropical swamps impacted by gold mining, *Chemosphere*, 134, 44–51, doi:10.1016/j.chemosphere.2015.03.012.
- Morel, F. M. M., A. M. L. Kraepiel, and M. Amyot (1998), The Chemical cycle and bioaccumulation of mercury, *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29, 543–566, doi:10.1146/annurev.ecolsys.29.1.543.
- Munson, K. M., D. Babi, and C. H. Lamborg (2014), Determination of monomethylmercury from seawater with ascorbic acid-assisted direct ethylation, *Limnol. Oceanogr. Methods*, 12(1), 1–9, doi:10.4319/lom.2014.12.1.
- Nartey, V. K., R. K. Klake, E. K. Hayford, L. K. Doamekpor, and R. K. Appoh (2011), Assessment of Mercury Pollution in Rivers and Streams around Artisanal Gold Mining Areas of the Birim North District of Ghana, *J. Environ. Prot. (Irvine,. Calif.)*, 2(9), 1227–1239, doi:10.4236/jep.2011.29141.
- Niane, B., R. Moritz, S. Guédron, P. M. Ngom, H. R. Pfeifer, I. Mall, and J. Poté (2014), Effect of recent artisanal small-scale gold mining on the contamination of surface river sediment: Case of Gambia River, Kedougou region, southeastern Senegal, *J. Geochemical Explor.*, 144, 517–527, doi:10.1016/j.gexplo.2014.03.028.
- Niane, B., S. Guédron, R. Moritz, C. Cosio, P. M. Ngom, N. Deverajan, H. R. Pfeifer, and J. Poté (2015), Human exposure to mercury in artisanal small-scale gold mining areas of Kedougou region, Senegal, as a function of occupational activity and fish consumption, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 7101–7111, doi:10.1007/s11356-014-3913-5.

- Nyanza, E. C., D. Dewey, D. S. K. Thomas, M. Davey, and S. E. Ngallaba (2014), Spatial distribution of mercury and arsenic levels in water, soil and cassava plants in a community with long history of gold mining in Tanzania, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 93(6), 716–721, doi:10.1007/s00128-014-1315-5.
- Pacyna, E. G., J. M. Pacyna, K. Sundseth, J. Munthe, K. Kindbom, S. Wilson, F. Steenhuisen, and P. Maxson (2010), Global emission of mercury to the atmosphere from anthropogenic sources in 2005 and projections to 2020, *Atmos. Environ.*, 44(20), 2487–2499, doi:10.1016/j.atmosenv.2009.06.009.
- Persaud, A. W., K. H. Telmer, M. Costa, and M.-L. Moore (2017), Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Senegal: Livelihoods, Customary Authority, and Formalization, *Soc. Nat. Resour.*, 1–14, doi:10.1080/08941920.2016.1273417.
- Pruetz, J. D., L. F. Marchant, J. Arno, and W. C. McGrew (2002), Survey of savanna chimpanzees (*Pan troglodytes verus*) in southeastern Senegal, *Am. J. Primatol.*, 58(1), 35–43, doi:10.1002/ajp.10035.
- “R Core Team” (2014), R: a language and environment for statistical computing, *R Found. Stat. Comput.*
- Rajae, M., S. Obiri, A. Green, R. Long, S. Cobbina, V. Nartey, D. Buck, E. Antwi, and N. Basu (2015), Integrated Assessment of Artisanal and Small-Scale Gold Mining in Ghana—Part 2: Natural Sciences Review, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 12(8), 8971–9011, doi:10.3390/ijerph120808971.
- Reichl, C., M. Schatz, and G. Zsak (2017), *World mining data*, Vienna.
- Santos-Francés, F., A. García-Sánchez, P. Alonso-Rajo, F. Contreras, and M. Adams (2011), Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela, *J. Environ. Manage.*, 92(4), 1268–1276, doi:10.1016/j.jenvman.2010.12.003.
- Sarangi, A., C. Madramootoo, and P. Enright (2003), Development of user interface in ArcGIS for estimation of watershed geomorphology, *Can. Soc. Eng. Agric. Food, Biol. Syst.*
- Savornin, O., K. Niang, and A. Diouf (2007), *Artisanal gold mining in the Tambacounda region of Senegal*.
- Schmidt, C. W. (2012), Quicksilver & gold: Mercury pollution from artisanal and small-scale gold mining., *Environ. Health Perspect.*, 120(11), A425–429, doi:10.1289/ehp.120-a424.
- Selin, H. (2014), Global environmental law and treaty-making on hazardous substances: The Minamata Convention and mercury abatement, *Glob. Environ. Polit.*, 14(1), doi:10.1162/GLEP.
- Skylberg, U. (2010), *Mercury biogeochemistry in soils and sediments*.
- Spiegel, S., S. Keane, S. Metcalf, and M. Veiga (2015), Implications of the Minamata convention on mercury for informal gold mining in sub-saharan africa: From global policy debates to grassroots implementation?, *Environ. Dev. Sustain.*, 17(4), 765–785, doi:10.1007/s10668-014-9574-1.
- Spiegel, S. J., O. Savornin, D. Shoko, and M. M. Veiga (2006), Mercury reduction in Munhena, Mozambique: Homemade solutions and the social context for change, *Int. J. Occup. Environ. Health*, 12(3), 215–221, doi:10.1179/oeh.2006.12.3.215.
- Van Straaten, P. (2000), Mercury contamination associated with small-scale gold mining in Tanzania and Zimbabwe, *Sci. Total Environ.*, 259, 105–113, doi:10.1016/S0048-9697(00)00553-2.
- Sundseth, K., J. Pacyna, E. Pacyna, N. Pirrone, and R. Thorne (2017), Global sources and pathways of mercury in the context of human health, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 14(1), 105,

- doi:10.3390/ijerph14010105.
- Taylor, H., J. D. Appleton, R. Lister, B. Smith, D. Chitamweba, and O. Mkumbo (2005a), Environmental assessment of mercury contamination from the Rwamagasa artisanal gold mining centre, Geita District, Tanzania, *Sci. Total Environ.*, *343*, 111–133, doi:10.1016/j.scitotenv.2004.09.042.
- Taylor, H., J. D. Appleton, R. Lister, B. Smith, D. Chitamweba, O. Mkumbo, J. F. Machiwa, A. L. Tesha, and C. Beinhoff (2005b), Environmental assessment of mercury contamination from the Rwamagasa artisanal gold mining centre, Geita District, Tanzania, *Sci. Total Environ.*, *343*(1–3), 111–133, doi:10.1016/j.scitotenv.2004.09.042.
- Telmer, K. H., and Veiga (2009), World emissions of mercury from artisanal and small scale gold mining, in *Mercury fate and transport in the global atmosphere*, edited by R. Mason and N. Pirrone, pp. 131–172, Springer.
- Terán-Mita, T. A., A. Faz, F. Salvador, J. M. Arocena, and J. A. Acosta (2013), High altitude artisanal small-scale gold mines are hot spots for mercury in soils and plants, *Environ. Pollut.*, *173*, 103–109, doi:10.1016/j.envpol.2012.10.008.
- Thomas, M. A., C. H. Conaway, D. J. Steding, M. Marvin-DiPasquale, K. E. Abu-Saba, and A. R. Flegal (2002), Mercury contamination from historic mining in water and sediment, Guadalupe River and San Francisco Bay, California, *Geochemistry Explor. Environ. Anal.*, *2*(3), 211–217, doi:10.1144/1467-787302-024.
- UNEP (2013), *Minamata Convention on Mercury*.
- USEPA (1985), *Water quality for mercury 440/5/84–026*, Washington, D.C.
- Veiga, M. M., and J. J. Hinton (2002), Abandoned artisanal gold mines in the Brazilian Amazon : A legacy of mercury pollution, *Nat. Resour. Forum*, *26*, 15–26.
- Veiga, M. M., P. A. Maxson, and L. D. Hylander (2006), Origin and consumption of mercury in small-scale gold mining, *J. Clean. Prod.*, *14*, 436–447, doi:10.1016/j.jclepro.2004.08.010.
- Velásquez-López, P. C., M. M. Veiga, and K. Hall (2010), Mercury balance in amalgamation in artisanal and small-scale gold mining: Identifying strategies for reducing environmental pollution in Portovelo-Zaruma, Ecuador, *J. Clean. Prod.*, *18*(3), 226–232, doi:10.1016/j.jclepro.2009.10.010.
- WHO (1976), *Environmental health criteria document 1: Mercury*, Geneva.
- WTO (2009), *Annex 2 Senegal: Trade policy regime*.
- Yin, R., X. Feng, J. Wang, P. Li, J. Liu, Y. Zhang, J. Chen, L. Zheng, and T. Hu (2013), Mercury speciation and mercury isotope fractionation during ore roasting process and their implication to source identification of downstream sediment in the Wanshan mercury mining area, SW China, *Chem. Geol.*, *336*, 72–79, doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2012.04.030.
- Zhang, H., X. Feng, T. Larssen, L. Shang, and P. Li (2010), Bioaccumulation of methylmercury versus inorganic mercury in rice (*Oryza sativa* L.) grain, *Environ. Sci. Technol.*, *44*(12), 4499–4504, doi:10.1021/es903565t.