

**Ébauche d'évaluation préalable**

**Cyanures**

**Environnement et Changement climatique Canada  
Santé Canada**

**février 2018**

## Synopsis

En vertu des articles 68 ou 74 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 (LCPE), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de cyanures. Dix des substances ont été déterminées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation du paragraphe 73 (1) de la LCPE ou en raison d'autres préoccupations pour la santé humaine. Leur numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS<sup>1</sup>) de ces substances, leur nom sur la Liste intérieure (LI) et leurs noms communs sont présentés dans le tableau ci-dessous.

### Cyanures déterminés d'intérêt prioritaire pour une évaluation en vertu du paragraphe 73 (1) de la LCPE

NE CAS	Nom sur la LI	Nom(s) commun(s)
74-90-8	Cyanure d'hydrogène	Acide cyanhydrique
143-33-9	Cyanure de sodium	Cyanure de sodium
506-61-6	Dicyanoargentate de potassium	Dicyanoargentate de potassium
13601-19-9	Hexacyanoferate de tétrasodium	Ferrocyanure de sodium (prussiate jaune de sodium)
13746-66-2	Hexacyanoferate de tripotassium	Ferricyanure de potassium
13943-58-3	Hexacyanoferate de tétrapotassium	Ferrocyanure de potassium
13967-50-5	Dicyanoaurate de potassium	Dicyanoaurate de potassium
14038-43-8	Bleu de Prusse	Ferrocyanure ferrique (Bleu de Prusse insoluble)
25869-00-5	Hexakis(cyano-C)ferrate(4-) d'ammonium et de fer (3+)	Ferrocyanure ferrique d'ammonium
25869-98-1	Bleu de Turnbull	Ferrocyanure ferrique de potassium (bleu de Prusse soluble)

La partie de la présente évaluation préalable portant sur l'environnement, suit une approche basée sur l'entité, centrée sur le cyanure libre (HCN et CN<sup>-</sup>) et les précurseurs de cyanure libre

<sup>1</sup> Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution, sauf si elle sert à répondre aux besoins législatifs ou si elle est nécessaire pour les rapports destinés au Gouvernement du Canada lorsque des renseignements et des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

en tant que formes d'importance écotoxicologique primaire, incluant les 10 substances susmentionnées qui avaient été identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation. Pour l'évaluation des cyanures ayant trait à l'environnement, le HCN moléculaire est considéré être l'entité préoccupante, car il devrait être l'espèce de cyanure libre dominante dans des conditions environnementales représentatives. Les précurseurs du cyanure libre pertinents pour l'évaluation écologique peuvent être classés en tant que complexes de cyanure « dissociables par un acide faible » (DAFa) ou en tant que complexes de cyanure « dissociables par un acide fort » (DAFo). Les cyanures peuvent être mesurés dans l'environnement en tant que cyanure libre ( $\text{CN}_{\text{Libre}}$ ), cyanures DAFa ( $\text{CN}_{\text{DAFa}}$ ) ou cyanure total ( $\text{CN}_T$ ), ce dernier faisant référence à la somme du  $\text{CN}_{\text{Libre}}$ , des espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de tous les autres complexes de cyanure forts (c.-à-d. le  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$ ).

La partie de la présente évaluation préalable portant sur la santé humaine est centrée sur des substances spécifiques identifiées d'intérêt prioritaire, qui peuvent être séparées en deux sous-groupes: les cyanures libres/simples (HCN et NaCN) et les complexes cyanure-métal. L'évaluation préalable portant sur la santé humaine tient compte des niveaux rapportés de HCN et de cyanure total dans les aliments et les milieux de l'environnement, ainsi que de l'exposition de la population générale aux 10 cyanures due à l'utilisation de produits disponibles pour les consommateurs.

HCN est très soluble dans l'eau et très volatil, alors que les complexes métal-cyanure sont généralement solubles dans l'eau mais considérés non volatils. Une fois rejeté dans l'air, HCN se dispersera rapidement, et il est improbable qu'il s'accumule près du point de rejet. Toutefois, HCN est considéré persistant dans l'air en raison de sa durée de vie atmosphérique estimée à environ six mois. HCN et d'autres cyanures ne sont pas considérés persistants dans l'eau, car ils peuvent se biodégrader ou subir une variété d'autres processus de transformation (p. ex. transformation en thiocyanate, complexation avec le fer). HCN et d'autres précurseurs du cyanure libre ne sont pas considérés bioaccumulatifs.

La présence de cyanure libre dans des milieux environnementaux, des aliments ou des produits peut résulter de sources naturelles ou anthropiques. Un certain nombre de cyanures sont présents naturellement dans des substances pouvant être produites dans l'environnement par des processus abiotiques (p. ex. la combustion) et par des biotes (p. ex. glycosides cyanogènes dans des plantes du genre *Brassica*). Il existe aussi de nombreuses sources ponctuelles naturelles ou anthropiques et des sources diffuses de rejet de cyanure libre dans l'air et l'eau, y compris des installations industrielles, des incendies de forêt ou d'habitation et des émissions dues aux véhicules. Des cyanures sont produits fortuitement par de nombreuses industries, dont celle de la production de fer et d'acier.

Les résultats d'une enquête réglementaire sur les 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation indiquent que 7 de ces substances ont été importées au Canada en 2011. Les cyanures importés au Canada sont utilisés par de nombreux secteurs pour une variété d'applications, y compris comme réactifs analytiques pour le placage ou la finition de surfaces ou comme intermédiaires chimiques. Le cyanure de sodium (NaCN) est le cyanure commercial le plus important, avec une quantité importée en 2011 de 10 000 000 - 50 000 000 kg. NaCN est principalement utilisé comme agent d'extraction de métaux précieux (p. ex. de l'or) et dans une

moindre mesure de métaux communs. Il peut être rejeté dans les effluents d'installations d'exploitation minière. Le ferrocyanure de tétrasodium est une autre substance d'intérêt, avec une quantité importée de 10 000 - 100 000 kg en 2011. Il est principalement utilisé comme agent antiagglomérant dans des sels de voirie. De l'acide cyanhydrique est produit fortuitement au Canada (en une quantité de 1 000 000 – 10 000 000 kg en 2011) par quelques secteurs utilisant des processus à haute température et pression, comme la production de fer et d'acier (dans des fours à coke et des hauts fourneaux dans des aciéries) qui peut conduire à des rejets de cyanures dans l'air et les eaux de surface.

L'acide cyanhydrique perturbe le métabolisme énergétique des organismes, et il est hautement毒ique pour les organismes aquatiques. Ceci est mis en évidence par la concentration estimée sans effet (CESE) de 1,7 µg/L pour l'eau douce, valeur obtenue en suivant une approche de distribution de la sensibilité des espèces basée sur des paramètres de toxicité chronique pour 12 espèces aquatiques. L'écotoxicité des complexes métal-cyanure est grandement régie par leur capacité à se dissocier et à libérer du cyanure libre.

L'évaluation de l'exposition aux cyanures dans l'environnement est centrée sur les rejets potentiels de cyanure libre par trois secteurs d'activité principaux soit l'exploitation minière des métaux, la production de fer et d'acier et l'application de sels de voirie contenant du ferrocyanure. Pour la caractérisation de l'exposition dans l'environnement, suivant leur disponibilité, des mesures de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  ont été prises en compte en plus de celles de  $\text{CN}_T$ . Environ 40 % des concentrations mesurées de cyanure total ( $\text{CN}_T$ ) dans des échantillons prélevés dans des zones recevant des effluents d'exploitation minière excédaient la CESE. Les rejets annuels moyens de cyanure par les aciéries ont été calculés à partir des quantités rapportées à un gouvernement provincial, et il a été déterminé que les rejets de deux installations pourraient conduire à un dépassement de la CESE. Finalement, il a été déterminé que les concentrations de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  dans l'environnement recevant les eaux de ruissellement d'aires de stationnement et de routes sur lesquelles des sels de voirie contenant du ferrocyanure étaient appliqués étaient suffisamment élevées pour potentiellement causer des effets nocifs chroniques sur des organismes.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, les cyanures, incluant le cyanure libre et ses précurseurs, présentent un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64 a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que les cyanures, incluant le cyanure libre et ses précurseurs, ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64 b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

Pour l'évaluation des risques pour la santé humaine, les complexes métal-cyanure ont été traités de manière qualitative. Pour les complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (NE CAS 13601-19-9, 13746-66-2 et 13943-58-3), le ferrocyanure de tétrasodium et le ferrocyanure de tétrapotassium sont des additifs alimentaires approuvés pour un nombre limité d'utilisations dans

un petit nombre de catégories d'aliments. Le ferrocyanure de tétrasodium et son décahydrate sont inscrits dans la Base de données des ingrédients de produits de santé naturels (BDIPSN) avec un rôle non médicinal en tant qu'agent antiagglomérant dans des produits de santé naturels (PSN, avec une dose jusqu'à 0,025 mg/kg pc/jour). Le ferrocyanure de tétrasodium est un ingrédient présent dans deux produits cosmétiques à application cutanée vendus au Canada. L'exposition anticipée de la population générale due aux complexes fer-cyanure à un seul atome de fer est négligeable en raison de leur faible concentration en tant qu'additif alimentaire et dans des produits, de leur faible absorption dermique et des profils d'utilisation connus de ces produits. Le risque est donc considéré faible.

Le risque est considéré faible pour les complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer (NE CAS 14038-43-8, 25869-98-1 et 25869-00-5). Ces substances ne devraient pas causer d'effets nocifs sur la santé. De plus, en raison de leur faible biodisponibilité et de leur grande stabilité, l'exposition à ces substances est minimale.

Les complexes du cyanure avec l'or ou l'argent (NE CAS 13967-50-5 et 506-61-6) ont été traités de manière qualitative, aucune exposition de la population générale n'étant attendue en raison des utilisations actuelles, et le risque est considéré faible.

Le risque est considéré faible pour le sous-groupe de cyanures libres/simples (NE CAS 74-90-8 et 143-33-9). Suite à une exposition par inhalation, les effets critiques sur la santé sont des effets sur la thyroïde. Une comparaison des niveaux dans l'air ambiant et des niveaux d'effet critique sur la santé a résulté en des marges d'exposition considérées adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Pour l'exposition par voie orale, les effets critiques étaient des effets sur le système reproducteur masculin. Une comparaison des niveaux d'exposition par voie alimentaire aux cyanures libres/simples avec les niveaux d'effet critique sur la santé a résulté en des marges d'exposition considérées adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que les 10 cyanures identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64 c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE.

## Table des matières

<b>Synopsis .....</b>	<b>i</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>1</b>
<b>2. Identité des substances et portée de l'évaluation .....</b>	<b>2</b>
<b>3. Propriétés physiques et chimiques.....</b>	<b>4</b>
<b>4. Sources et utilisations.....</b>	<b>6</b>
4.1 Sources naturelles.....	6
4.2 Sources anthropiques.....	6
4.3 Utilisations .....	8
<b>5. Rejets dans l'environnement .....</b>	<b>11</b>
<b>6. Devenir et comportement dans l'environnement.....</b>	<b>12</b>
6.1 Distribution dans l'environnement .....	12
6.2 Persistance dans l'environnement.....	15
6.3 Potentiel de bioaccumulation.....	16
<b>7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement .....</b>	<b>16</b>
7.1 Évaluation des effets sur l'environnement.....	16
7.2 Évaluation de l'exposition dans l'environnement.....	21
7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement.....	38
<b>8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine .....</b>	<b>43</b>
8.1 Évaluation de l'exposition .....	43
8.2 Évaluation des effets sur la santé.....	51
8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine.....	55
<b>9. Conclusion .....</b>	<b>59</b>
<b>Références .....</b>	<b>60</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>78</b>
Annexe A – Renseignements sur l'identité des substances .....	78
Annexe B – Tableau de toxicité aquatique .....	80
Annexe C – Estimations des expositions alimentaires.....	81

## Liste des tableaux et des figures

Tableau 3-1 – Valeurs physiques et chimiques expérimentales pour l'acide cyanhydrique (n° CAS 74-90-8) .....	5
Tableau 4-1 – Résumé des renseignements sur les importations au Canada des dix substances d'intérêt prioritaire pour une évaluation soumis lors d'une enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année 2011 (Environnement Canada 2013).....	8
Tableau 4-2 - Utilisations additionnelles au Canada des dix substances d'intérêt prioritaire pour une évaluation .....	9
Tableau 5-1 – Résumé des rejets d'acide cyanhydrique et de cyanures (ioniques), en tonnes, déclarés à l'INRP par an pour la période 2010-2015 (ECCC 2016b) .....	11

Figure 6-1 – Espèces clés de cyanure et processus de transformation (tiré de Kjeldsen 1999) .....	14
Figure 7-1 – Distribution de la sensibilité des espèces (DES) pour HCN, basée sur des paramètres d'études de toxicité chronique. L'adéquation du modèle des valeurs extrêmes aux données est illustrée sur la graphique, ainsi que l'intervalle de confiance à 95 % et le 5 <sup>ème</sup> percentile de la distribution .....	20
Tableau 7-1 – Données de surveillance des cyanures de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique (2005-2015) .....	25
Tableau 7-2 – Résumé des résultats de la surveillance pour CN <sub>T</sub> mesurée en vertu du REMM de 2003 à 2015 (ESEE 2016) .....	29
Tableau 7-3 – Étude des mesures de CN <sub>T</sub> par site (ESEE 2016) .....	29
Tableau 7-4 – Analyse spécifique du site pour CN <sub>Libre</sub> et CN <sub>DAFa</sub> et concentrations de CN <sub>T</sub> correspondantes (EMSWR 2016, ECCC 2016d) .....	31
Tableau 7-5 – CEE basées sur CN <sub>T</sub> pour le secteur du fer et de l'acier en 2012-2014 (Ontario 2016) .....	34
Tableau 7-6 - Concentrations de CN <sub>DAFa</sub> et de CN <sub>T</sub> dans les égouts pluviaux et les eaux de ruissellement au Canada .....	36
Tableau 7-7 - Quotients de risque (QR) calculés pour les eaux de surface, basés sur une CESE de 1,7 µg/L HCN pour des scénarios d'exposition dans le cas de trois secteurs d'activité .....	39
Tableau 8-1 – Exposition et risque pertinents pour les cyanures libre/simple et ME en résultant.....	56
Tableau 8-2 - Sources d'incertitude de la caractérisation des risques .....	58
Tableau A-1 – Identité des substances d'intérêt prioritaire pour une évaluation en vertu du paragraphe 73.1 de la LCPE .....	78
Tableau B-1 – Études clés sur la toxicité chronique utilisées pour le calcul de la concentration estimée sans effet (CESE) .....	80
Tableau C-1 – Estimations moyennes et au 90 <sup>ème</sup> percentile de l'exposition alimentaire au cyanure pour les consommateurs, toute personne ou uniquement les personnes se nourrissant (intervalle de confiance à 95 %). .....	81

## 1. Introduction

En vertu des articles 68 et 74 de la Loi canadienne pour la protection de l'environnement 1999 (LCPE) (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de cyanures afin de déterminer si ces substances posent ou peuvent poser un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Les évaluations de ces substances ont été basées sur l'entité ou sur la substance. Dix de ces substances ont été identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation du paragraphe 73 (1) de la LCPE (ECCC, HC [modifié en 2007]).

L'évaluation ayant trait à l'environnement est centrée sur le cyanure libre, à savoir l'anion cyanure ( $\text{CN}^-$ ) et l'acide cyanhydrique (HCN) et ses précurseurs. Étant donné que l'acide cyanhydrique devrait être l'espèce de cyanure libre dominante dans des conditions environnementales pertinentes, il est considéré comme l'entité préoccupante pour l'évaluation environnementale des cyanures. Les précurseurs du cyanure libre ont le potentiel de libérer du cyanure libre dans des conditions environnementales pertinentes (p. ex. pH, température) et suite à des processus de transformation (p. ex. dissociation, dégradation ou photolyse). Les 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation sont toutes considérées comme des précurseurs de cyanure libre d'un point de vue environnemental. Il est reconnu qu'une exposition combinée des organismes à du cyanure libre peut être due à différentes voies et à différentes sources. L'exposition au cyanure libre peut être due à des activités anthropiques mettant en jeu des cyanures, y compris la production fortuite, et aux concentrations de fond des cyanures.

Pour l'évaluation des risques pour la santé humaine, les 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont été séparées en deux sous-groupes, basés sur des différences entre leurs structures, leurs propriétés, leurs stabilités, leurs biodisponibilités, leurs sources et leurs utilisations : les cyanures libre/simple et les complexes métal-cyanure. Le sous-groupe des cyanures libre/simple comprend l'acide cyanhydrique et le sel simple NaCN. Le sous-groupe des complexes métal/cyanure comprend huit de ces complexes. Ce sous-groupe a de plus été divisé en complexes or ou argent-cyanure, en complexes fer-cyanure à un seul atome de fer et en complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer. Les données disponibles sur les cyanures libre/simple et sur les complexes métal-cyanure indiquent que les effets potentiels sur la santé et l'exposition de la population générale dus à ces deux sous-groupes peuvent être substantiellement différents. Pour la présente évaluation, nous présentons donc les caractérisations des risques, du danger et de l'exposition séparément pour ces deux sous-groupes.

La présente ébauche d'évaluation préalable tient compte de renseignements sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les risques, les utilisations et les expositions, y compris des renseignements soumis par des parties intéressées. Des données pertinentes ont été relevées jusqu'au 30 septembre 2016. Des données empiriques provenant d'études clés ainsi que certains résultats de modélisation ont été

utilisés pour tirer nos conclusions. Quand ils étaient pertinents, nous avons tenu compte des renseignements présentés dans des évaluations faites par d'autres juridictions.

La présente ébauche d'évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme de l'évaluation du risque de la LCPE travaillant à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada. Elle comprend des intrants d'autres programmes de ces ministères. Les parties sur l'environnement et sur la santé humaine de la présente évaluation ont fait l'objet d'un examen externe par des pairs et/ou de consultations. Des commentaires sur les parties techniques portant sur l'environnement ont été soumis par Andrew Jaques du Cyanide Council. Des commentaires sur les parties techniques portant sur la santé humaine ont été soumis par Lynne Haber (Department of Environmental Health, College of Medicine, University of Cincinnati), Michael Jaycock (Jaycock Associates) et Susan Griffi (Environmental Protection Agency des États-Unis). Des commentaires ont été compilés par des chercheurs du Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA) (Department of Environmental Health, College of Medicine, University of Cincinnati). Bien que des commentaires externes aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada restent responsables du contenu final et les conclusions de la présente évaluation préalable.

La présente ébauche d'évaluation préalable est centrée sur des renseignements critiques afin de déterminer si ces substances satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE. Elle repose sur un examen des renseignements scientifiques, sur une approche basée sur du poids de la preuve et sur le principe de précaution<sup>2</sup>. Nous présentons dans la présente évaluation les renseignements critiques et les éléments pris en compte à partir desquels nous avons tiré nos conclusions.

## 2. Identité des substances et portée de l'évaluation

Les cyanures renferment le groupe fonctionnel cyano (-CN) constitué d'un atome de carbone et d'un atome d'azote liés par une triple liaison. L'anion cyanure (CN<sup>-</sup>) réagit avec de nombreux éléments pour former des sels simples de formule chimique générale M(CN)<sub>x</sub>, comme par exemple le cyanure de sodium (NaCN) (Ghosh et al. 2006a). L'anion cyanure (CN<sup>-</sup>) forme aussi facilement des complexes métal-cyanure en solution avec 28 éléments, rapportés dans 68 états d'oxydation (Broderius 1973). Les complexes métal-cyanure ont pour formule chimique générale (M(CN)<sub>x</sub><sup>n-</sup>) (Ghosh et al. 2006a) et sont généralement classés comme complexes faibles ou forts suivant leurs

---

<sup>2</sup> Le fait de savoir si un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE sont satisfaits est basé sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement et/ou la santé humaine dus, sans toutefois s'y limiter, à des expositions à l'air ambiant ou intérieur, à l'eau potable, aux aliments et aux produits de consommation. Une conclusion faite dans le cadre de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation des critères de risque spécifiés dans le *Règlement sur les matières dangereuses* faisant partie du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au Travail (SIMDUT) couvrant l'utilisation, la manipulation et le stockage sur le lieu de travail, ni n'empêche une telle évaluation. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas de prendre des mesures dans le cadre d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

constantes de stabilité et leur capacité à libérer du cyanure libre. Les complexes faibles libèrent du cyanure libre dans des conditions légèrement acides (pH d'environ 4) et sont appelés cyanures « dissociables par un acide faible » (DAFa), alors que les complexes forts requièrent des conditions acides fortes pour pouvoir être dissociés et sont appelés cyanures « dissociables par un acide fort » (DAFo) (CCME 1997a, 1997c, Ghosh et al. 2006a, 2006b). Les complexes métal-cyanure peuvent aussi se lier à d'autres cations métalliques pour former des solides de type métal-métal-cyanure de formule chimique générale  $A_x[M(CN)_y]$  (A étant un métal alcalin ou alcalino-terreux) ou  $M_x[M(CN)_y]$  (M étant un métal de transition (Ghosh et al. 2006a).

Les numéros du registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS<sup>3</sup>), les noms de la Liste intérieure des substances (LIS) et les noms communs des 10 cyanures satisfaisant aux critères du paragraphe 73 (1) de la LCPE sont présentés dans le synopsis (page i). Aux fins de l'évaluation des risques posés à la santé humaine, les 10 cyanures identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont été séparés en deux sous-groupes : cyanures libre/simple (74-90-8 et 143-33-9) et complexes métal-cyanure. Ce dernier sous-groupe a lui-même été divisé en trois, complexes or ou argent-cyanure (506-61-6 et 13967-50-5), complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (13601-19-9, 13746-66-2 et 13943-58-3) et complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer (14038-43-8, 25869-00-5 et 25869-98-1).

La présente évaluation traite des voies et des sources clés d'une exposition à du cyanure libre pertinentes pour l'environnement ou la santé humaine. La présente évaluation des risques ne tient compte que des effets associés au cyanure libre (exprimé en tant que concentration de HCN) et des substances identifiées d'intérêt prioritaire. Elle ne tient pas compte d'autres éléments ou entités pouvant être présents dans certains précurseurs de cyanure libre (comme l'argent ou le fer). Ces autres éléments ou ces autres entités pourront être traités dans de futures évaluations ou peuvent déjà avoir été traités lors d'autres initiatives du PGPC.

De nombreuses substances libèrent du cyanure libre suite à une dissociation ou d'autres voies de transformation pertinentes (p.ex. hydrolytique, oxydative, photolytique ou métabolique) dans des conditions environnementales ou physiologiques pertinentes (pH et température). Ces substances sont considérées comme des précurseurs du cyanure libre. La présence de cyanure libre dans des milieux de l'environnement, des aliments ou des produits peut avoir pour origine des sources naturelles ou anthropiques.

L'évaluation préalable portant sur l'environnement est centrée sur le cyanure libre et ses précurseurs. Le potentiel des cyanures inorganiques inscrits sur la LIS, à l'exclusion

---

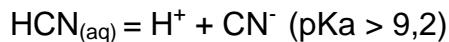
<sup>3</sup> Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society et toute utilisation ou redistribution, sauf quand cela est requis pour des exigences réglementaires et/ou pour des rapports au gouvernement du Canada quand l'information et les rapports sont requis en vertu d'une loi ou d'une politique administrative, est interdite sans autorisation écrite de l'American Chemical Society.

des polymères, à jouer un rôle de précurseur dans l'environnement a été évalué. Ces cyanures comprennent des cyanures libre/simple, des cyanures complexes (complexes métal-cyanure faibles ou forts) et des cyanogènes (ECCC 2016a). Du cyanure libre peut aussi être libéré par des glycosides cyanogènes présents naturellement dans des plantes. Étant donné que HCN devrait être l'espèce dominante dans des conditions environnementales représentatives, ce composé est considéré être l'entité préoccupante. Les cyanures d'importance commerciale au Canada ont été pris en compte en termes de leur contribution à l'exposition combinée au cyanure libre dans l'environnement. Les données de surveillance environnementale constituent le principal élément de preuve utilisé pour établir la caractérisation des risques posés par certains secteurs ou certaines activités ayant le potentiel de libérer des cyanures dans l'environnement. Une modélisation de ces rejets a aussi été réalisée quand de telles données n'étaient pas disponibles. L'interprétation des données de surveillance des cyanures tient compte des mesures du cyanure total ( $CN_T$ ), des cyanures dissociables par un acide faible ( $CN_{DAFa}$ ) et du cyanure libre ( $CN_{Libre}$ ), quand les données sur ces deux derniers paramètres sont disponibles (voir la section 7.2.1). Quand cela était possible, nous avons fait la différence entre les concentrations de fond ou de référence et les concentrations attribuables à des sources anthropiques.

L'évaluation préalable portant sur la santé humaine est séparée en deux parties portant sur deux sous-groupes, à savoir les cyanures simple/libre et les complexes métal-cyanure. Ces deux sous-groupes sont basés sur des similarités de structure, de propriété, de stabilité, de biodisponibilité, de toxicité et d'utilisation. Le sous-groupe des cyanures libre/simple comprend HCN et NaCN et le sous-groupe des complexes métal-cyanure les huit autres cyanures identifiés d'intérêt prioritaire pour la présente évaluation.

### **3. Propriétés physiques et chimiques**

Nous présentons dans le tableau 3-1 un résumé des propriétés physiques et chimiques de HCN, l'entité préoccupante d'un point de vue environnemental pour la présente évaluation, la gamme de valeurs de chaque propriété étant indiquée. HCN peut exister sous forme de gaz ou de liquide à la température ambiante (ECETOC 2007). HCN est hautement soluble dans l'eau et hautement volatil. C'est un acide faible qui se dissocie en ion cyanure (Ghosh et al. 2006a) mais, en se basant sur son  $pK_a$  de 9,2-9,36, HCN sera l'espèce dominante aux pH pertinents pour l'environnement (5-8).



Sa constante de Henry indique qu'il se volatilisera à partir de l'eau. Il ne devrait pas être présent de manière significative dans les lipides (octanol) ou dans les sols, en raison de son faible  $\log K_{oe}$  et de son  $\log K_{oc}$ . Le  $\log K_{oa}$  de HCN indique qu'il pourrait se lier dans une faible mesure à la matière particulaire atmosphérique.

**Tableau 3-1. Valeurs physiques et chimiques expérimentales pour l'acide cyanhydrique (n° CAS 74-90-8)**

Propriété	Gamme	Référence(s) clé(s)
État physique	Liquide ou gaz	OMS 2004
Point de fusion (°C)	-13,24 à -13,4	PhysProp 2013, Gail et al. 2012
Point d'ébullition (°C)	25,6 à 25,7	PhysProp 2013, Gail et al. 2012
Pression de vapeur (Pa) (à 25°C)	98 900 à 100 000	Chatwin et al. 1987, Daubert et Danner 1985
Constante de Henry (Pa·m <sup>3</sup> /mol) (à 25°C)	13,5 à 5167,6	Gaffney et al. 1987, Yoo et al. 1986
Hydrosolubilité (mg/L) (à 25°C)	1 000 000; miscible	Lide 1990, PhysProp 2013
log K <sub>oe</sub> (sans dimension)	-0,25 à 0,66	EPA 1984, Hansch et al. 1995
log K <sub>oc</sub> (sans dimension)	0,45 à 1,17	KOCWIN 2010
log K <sub>oa</sub> (sans dimension)	2,01	KOAWIN 2010
pK <sub>a</sub> (sans dimension) (à 20°C)	9,31 à 9,36	Izatt et al. 1962, AGDH 2010
pK <sub>a</sub> (sans dimension) (à 25°C)	9,21 à 9,25	Izatt et al. 1962, Dzomback et al. 2006a

Abréviations : K<sub>oe</sub> = coefficient de partage octanol-eau; K<sub>oc</sub> = coefficient de partage carbone organique-eau; K<sub>oa</sub> = coefficient de partage octanol-air; pK<sub>a</sub> = constante de dissociation acide

L'ion CN<sup>-</sup> a une forte affinité pour le fer et d'autres métaux de transition (p. ex. cobalt, or) et forme des complexes de coordination avec ces métaux, de forme tétraédrique ou octaédrique. Les complexes métal-cyanure identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont tous une masse moléculaire élevée (allant de 288,1 à 859,3 g/mol) et une pression de vapeur très basse. À l'exception du bleu de Prusse insoluble (14038-43-8), les complexes fer-cyanure ont un ou plusieurs contre-ions, alcalins (Na, K) ou ammonium (NH<sub>4</sub>), et sont considérés solubles dans l'eau (Ghosh et al. 2006a, Karyakin 2001, Lee et Huh 2012)<sup>4</sup>. Les complexes fer-cyanure identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont en commun une groupe stable hexacyanoferrate [Fe(CN)<sub>6</sub>]. Les complexes fer-cyanure à un seul atome de fer ont une forme tétraédrique et les complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer une forme octaédrique. À l'exception du complexe argent-cyanure, qui est considéré être un complexe dissociable par un acide faible, tous les autres complexes métal-cyanure identifiés d'intérêt prioritaire sont considérés être dissociables par un acide fort avec des constantes d'équilibre de formation élevées (log K à 25°C) allant de 45,61 à 126 (Ghosh et al. 2006a).

<sup>4</sup> La solubilité du ferrocyanure ferrique d'ammonium et de ferrocyanure ferrique de potassium fait référence à la facilité avec laquelle les ions ammonium et potassium coordonnés peuvent être peptisés (c.-à-d. qu'ils forment des dispersions stables de particules colloïdales) plutôt qu'à une solubilité réelle du ferrocyanure ferrique (Karyakin 2001).

## 4. Sources et utilisations

### 4.1 Sources naturelles

Un certain nombre de cyanures sont des substances naturelles pouvant être produites dans l'environnement par des processus abiotiques (p. ex. combustion) ou par des biotes. La combustion de biomasse et les feux de forêt sont une source du HCN présent dans l'atmosphère (Li et al. 2000, Simpson et al. 2011) et peuvent représenter plus de 90 % de toutes les émissions atmosphériques naturelles ou anthropiques (ECETOC 2007). Les émissions de cyanures gazeux ou particulaires dues à la combustion peuvent pénétrer dans les eaux de surface suite à un dépôt ou un ruissellement en surface (Barber et al. 2003). Parmi les autres sources naturelles potentielles, on retrouve les volcans et les éclairs (Cicerone et Zellner 1983).

Les plantes supérieures produisent de petites quantités de HCN lors de certains processus métaboliques (Lechtenberg et Nahrstedt 1999), et des glucosides cyanogènes (GC) sont connus pour être produits dans au moins 2000 espèces de plantes (Speijers 1993). De nombreux aliments comestibles contiennent naturellement des GC, qui ont le potentiel de libérer du cyanure libre. Il existe de nombreux types de GC (linamarine, amygdaline, dhurrine) et le degré avec lequel un glucoside particulier est présent varie en fonction de la plante (FSANZ 2014). Parmi les exemples d'aliments qui contiennent des GC, on retrouve les haricots de Lima, les graines des pommes, le manioc, le bambou, les amandes de fruits à noyaux (p. ex. abricot, pêche, cerise) et les graines de lin. La lixiviation et l'hydrolyse subséquente des GC de la matière végétale peuvent libérer du cyanure libre dans l'environnement (Bjarnholt et al. 2008). Des microorganismes aquatiques comme les algues vertes (*Chlorella* sp.) et, en particulier, les algues vert-bleu (*Anacystis nidulans*) peuvent produire du HCN (Gewitz et al. 1976, Pistorius et al. 1979). Une étude réalisée par le NICNAS a permis de déterminer que des cyanures peuvent être produits par d'autres microorganismes (bactéries et champignons microscopiques) ainsi que par un petit nombre d'invertébrés (p. ex. des arthropodes) (AGDH 2010).

### 4.2 Sources anthropiques

#### 4.2.1 Production et production fortuite

Pour l'année 2011, les renseignements sur la production des 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont été obtenus grâce à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012). Aux fins de cet avis, le terme « production » signifiait production ou préparation d'une substance, y compris la production fortuite d'une substance (Environnement Canada 2012).

Ces cyanures ne semblent pas être produits de manière intentionnelle au Canada à des fins commerciales (Environnement Canada 2013, ICMC 2015). Bien que non produits intentionnellement au Canada, les résultats de l'enquête indiquent qu'entre 1 000 000 et 10 000 000 kg de HCN (n° CAS 74-90-8) ont été produits fortuitement par moins de

quatre entreprises des secteurs de l'aciérie et de la production de ferroalliages (SCIAN 33111) ou d'autres secteurs de la production de produits chimiques inorganiques de base (SCIAN 325189) (Environnement Canada 2013). Des cyanures sont produits pendant la production de fer et d'acier dans des fours à coke et des hauts fourneaux dans des aciéries (Environnement Canada 2001). Le secteur des pâtes et papiers peut produire fortuitement des cyanures, mais la méthode de mesure des cyanures souffrait d'incertitudes et les quantités produites étaient inconnues (Environnement Canada 2013). La production ou l'importation de l'ion cyanure (CN<sup>-</sup>) (n° CAS 57-12-5) a aussi été rapportée soit dans un mélange ou dans un produit à une concentration inférieure à 0,1 % en poids en tant que contaminant, sous-produit ou déchet, par moins de quatre entreprises du secteur de la fusion de l'aluminium et par moins de quatre entreprises du secteur de la production du fer et de l'acier (Environnement Canada 2013). Dans le secteur de la fusion de l'aluminium, on retrouve principalement les cyanures dans les revêtements usés de cuve (RUC) des cellules électrolytiques, et ces RUC sont considérés être des déchets dangereux (Environnement Canada 2015, Freitas et al. 2016, Silveira et al. 2002).

Parmi les autres sources anthropiques documentées de cyanures, on retrouve les usines d'électroplacage (Kjeldsen 1999), la production de produits chimiques organiques ou inorganiques (Ontario 2016), la production de gaz de synthèse (p. ex. gazéification du charbon) et les usines de gaz de synthèse (Luthy et al. 1979, Kapusta et al. 2013, Broer 2015, Shifrin et al. 1996), le raffinage du pétrole (Sheu et Weng 2000), l'extraction et le traitement des sables bitumineux (Boerger et Aleksiuk 1987), l'utilisation de sels de voirie contenant des ferrocyanures (EC, SC 2001), les systèmes de traitement des eaux usées<sup>5</sup>, y compris certains systèmes recevant potentiellement des eaux usées d'aciérie qui contiennent des cyanures (HH RAP TT 2010), les sites d'enfouissement (Conestoga-Rovers and Associates 2013) et la combustion de carburant par les véhicules (Moussa et al. 2016a).

#### **4.2.2 Importation**

Les renseignements sur l'importation en 2011 des 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont aussi été obtenus grâce au même avis émis en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada 2012). Dans le tableau 4-1, nous présentons pour sept cyanures un résumé des quantités totales importées (Environnement Canada 2013). Les résultats indiquent que le cyanure de sodium (n° CAS 143-33-9) est la substance importée commercialement en quantités les plus grandes, les quantités

---

<sup>5</sup> Pour la présente évaluation, le terme « système de traitement des eaux usées » signifie un système de collecte d'eaux usées domestiques, commerciales et/ou institutionnelles et, possiblement, d'eaux usées industrielles (suite au rejet à l'égout), typiquement à des fins de traitement et de rejet futur dans l'environnement. Sauf indication contraire, le terme système de traitement des eaux usées ne fait pas de différence entre propriétaire ou exploitant du système (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, en partenariat). Les systèmes situés sur des sites d'opérations industrielles et conçus spécialement à des fins de traitement d'effluents industriels seront désignés par les termes « système de traitement des eaux usées sur place » et/ou « système industriel de traitement des eaux usées ».

importées allant de 10 000 000 à 50 000 000 kg, représentant 97 % des quantités totales importées de ces substances (en se basant sur les limites supérieures des gammes).

**Tableau 4-1. Résumé des renseignements sur les importations au Canada des 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation soumis lors d'une enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE pour l'année 2011 (Environnement Canada 2013)**

N° CAS	Nom commun	Importations totales <sup>a</sup> (kg)
74-90-8	Acide cyanhydrique	NA
143-33-9	Cyanure de sodium	10 000 000 – 50 000 000
506-61-6	Dicyanoargentate de potassium	100 - 1000
13601-19-9	Ferrocyanure de tétrasodium	10 000 – 100 000
13746-66-2	Ferricyanure de tripotassium	100 - 1000
13943-58-3	Ferrocyanure de tétrapotassium (prussiate jaune de potassium)	100 - 1000
13967-50-5	Dicyanoaurate de potassium	N/A
14038-43-8	Ferrocyanure ferrique (bleu de Prusse insoluble)	100 – 10 000
25869-00-5	Ferrocyanure ferrique d'ammonium	1000 – 10 000
25869-98-1	Ferrocyanure ferrique de potassium (bleu de Prusse soluble ou bleu de Turnbull)	N/A

Abréviations : NA = non applicable

<sup>a</sup> Ces valeurs reflètent les quantités déclarées dans les réponses à l'enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013). Voir l'enquête pour les inclusions et exclusions spécifiques (annexes 2 et 3).

D'autres renseignements sur l'importation d'un certain nombre de produits de code à dix chiffres du Système harmonisé (SH) correspondant à des cyanures ont été obtenus au moyen de données de l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC) pour 2012-2013 (ASFC 2015). Les quantités de cyanure de sodium importées (« Cyanures et oxycyanures de sodium », code du SH 2837110000) représentaient la majorité des quantités totales de cyanures importées, avec plus de 30 000 000 de kilogrammes importés en 2012 et en 2013.

### 4.3 Utilisations

Selon des renseignements commerciaux non confidentiels rapportés lors de l'enquête réalisée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada 2013), les utilisations des substances du sous-groupe des cyanures libre/simple sont limitées à des applications industrielles, dont l'extraction de l'or lors d'opérations d'extraction du minerai, l'extraction du pétrole et du gaz naturel et comme agents de séparation de solides (Environnement Canada 2013), celles des complexes métal-cyanure incluent

quant à elles des applications industrielles ainsi que des produits disponibles pour les consommateurs, y compris des inhibiteurs de la corrosion et des agents antiagglomérants, des colorants, l'extraction de pétrole et de gaz naturel, des peintures et revêtements, des produits de soins personnels<sup>6</sup> et des agents de séparation de solides (Environnement Canada 2013).

Les données de l'ASFC pour les années 2012 et 2013 (ASFC 2015) indiquent que les entreprises important des cyanures et des oxycyanures de sodium étaient principalement celles du secteur de la production et de la distribution des produits chimiques. La substance NaCN peut être utilisée pour la synthèse d'intermédiaires de produits chimiques ou pharmaceutiques, la formulation de produits chimiques, le nettoyage et le dégraissage par l'industrie de la finition des métaux, comme agent d'extraction de métaux précieux et pour l'électroplacage (Cyano 2016, DuPont 2012). L'importation de complexes de cyanures et de métaux au Canada (ASFC 2015) peut inclure l'utilisation de complexes fer-cyanure en tant qu'agents antiagglomérants dans des sels de voirie (EC, SC 2001, Exall et al. 2011). Certains complexes fer-cyanure comme le ferrocyanure de sodium ont aussi été utilisés dans des retardateurs de feux de forêt. Toutefois, leur utilisation dans des retardateurs de feux de forêt a été éliminée aux États-Unis et au Canada en raison d'inquiétudes quant à la toxicité de ces substances quand elles se dissocient et libèrent du cyanure libre dans l'environnement (communication personnelle du Centre interservices des feux de forêt du Canada en 2016, DA 2011). Dans le tableau 4-2, nous présentons des renseignements supplémentaires sur les utilisations actuelles des 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation.

**Tableau 4-2 : Utilisations additionnelles au Canada des 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation**

N° CAS	Utilisation									
	74-90-8	143-33-9	506-61-6	13967-50-5	13601-19-9	13746-66-2	13943-58-3	14038-43-8	25869-00-5	25869-98-1
Matériaux d'emballage alimentaire/additifs fortuits <sup>a</sup>	N	N	N	N	Y	N	N	Y	Y	N
Additif alimentaire <sup>a</sup>	N	N	N	N	Y <sup>e</sup>	N	Y <sup>e</sup>	N	N	N
Base de données sur les produits pharmaceutiques <sup>a</sup>	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
Base de données sur les ingrédients de produits de santé naturels <sup>a</sup>	Y <sup>f</sup>	N	N	N	Y <sup>g</sup>	N	Y <sup>f,g</sup>	Y <sup>f,g</sup>	Y <sup>g</sup>	N

<sup>6</sup> Aux fins du présent document, un produit de soins personnels est un produit généralement reconnu par le public comme un produit pour une utilisation quotidienne de nettoyage ou de toilettage. Selon la manière avec laquelle le produit est mis en vente et selon sa composition, les produits de soins personnels peuvent être classés dans trois catégories réglementaires au Canada : cosmétiques, drogues et produits de soins personnels.

N° CAS	74-90-8	143-33-9	506-61-6	13967-50-5	13601-19-9	13746-66-2	13943-58-3	14038-43-8	25869-00-5	25869-98-1
Utilisation										
Base de données sur les produits de santé naturels homologués au Canada présents en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal <sup>a</sup>	O	N	N	N	O	N	O	O	O	N
Liste des ingrédients de cosmétiques interdits ou d'usage restreint <sup>b</sup>	O	O	N	N	N	N	N	N	N	N
Déclaré présent dans des cosmétiques, basé sur des déclarations soumises en vertu du Règlement sur les cosmétiques de Santé Canada <sup>c</sup>	N	N	N	N	O	N	N	O	O	N
Formulant dans des produits antiparasitaires homologués au Canada <sup>d</sup>	N	N	N	N	O	N	N	N	N	N
Ingrédient actif dans des produits antiparasitaires homologués au Canada <sup>d</sup>	N	O	N	N	N	N	N	N	N	N

<sup>a</sup> Communication personnelle, courriels de la Direction des aliments et des produits de santé naturels de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes, datés de mars 2016; non référencé.

<sup>b</sup> Santé Canada [modifié le 14 décembre 2015]; Liste critique des ingrédients de cosmétiques : liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques; Ottawa (ON) : Santé Canada, Direction de la sécurité des produits de consommation [consultée le 28 avril 2016]; <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/cosmetiques/liste-critique-ingredients-cosmetiques-ingredients-interdits-usage-restreint/liste-critique.html>

<sup>c</sup> Communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, datés di 11 janvier 2016; non référencé.

<sup>d</sup> Communication personnelle, courriels de l'Agence de la réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada au Bureau de l'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, datés de novembre 2015; non référencé.

<sup>e</sup> Le ferrocyanure de tétrasodium (13601-19-9) et le ferrocyanure de tétrapotassium (13943-58-3) sont associés à une dose journalière acceptable de 0,025 mg/kg pc/jour.

<sup>f</sup> Rôle homéopathique

<sup>g</sup> Rôle non médicinal

Les utilisations identifiées au Canada, prises en compte pour la caractérisation de l'exposition ayant trait à la santé humaine sont mentionnées à la section 8.1. Brièvement, les expositions aux substances du sous-groupe des cyanures libre/simple ont été caractérisées pour l'air ambiant et les aliments.

## 5. Rejets dans l'environnement

Dans le cas de l'acide cyanhydrique (HCN, n° CAS 74-90-8) et des cyanures (ioniques) (NA-07)<sup>7</sup>, une déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) est obligatoire (ECCC 2016b). La catégorie des cyanures (ioniques) est définie par l'INRP de manière à inclure les sels de l'acide cyanhydrique, mais à exclure les organocyanures, les nitriles et les cyanures organométalliques (ECCC 2016c). Les résultats pour la période 2010-2014 indiquent que les rejets étaient principalement dans l'air et l'eau (tableau 5-1).

**Tableau 5-1 – Résumé des rejets d'acide cyanhydrique et de cyanures (ioniques), en tonnes, déclarés à l'INRP par an pour la période 2010-2015 (ECCC 2016b)**

Substances	Air	Eau	Sol	Catégorie « total pour tous les milieux < 1 tonne » <sup>a</sup>
Cyanures (ioniques)	1,5 – 22,5	0,6 – 2,2	$0 – 4,6 \times 10^{-2}$	0 – 1,6
Acide cyanhydrique (n° CAS 74-90-8)	0 – 117,8	$0 – 3,8 \times 10^{-3}$	0	0 – 0,16

<sup>a</sup>Fait référence aux entreprises qui ont rejeté < 1 tonne d'une substance et déclaré un rejet total combiné pour tous les milieux

Toutes les déclarations à l'INRP de rejets de cyanures (ioniques) ou d'acide cyanhydrique dans l'eau ainsi que de rejets de cyanures (ioniques) dans le sol ont été faites par le secteur de l'exploitation minière des métaux. Ce secteur était aussi responsable de la plupart des rejets de cyanures (ioniques) dans l'air (c.-à-d. 1,5-22,5 tonnes), le secteur de la distribution de composés chimiques/produits et de la gestion des déchets en déclarant quant à lui de faibles quantités ( $6 \times 10^{-4}$  –  $4,6 \times 10^{-2}$  tonne). Des rejets d'acide cyanhydrique dans l'air ont été déclarés par les raffineries de pétrole (0-75,2 tonnes), l'exploitation minière des métaux (0-42,6 tonnes) et la production de composés chimiques (0-13,3 tonnes) pour la période 2010-2015 (ECCC 2016b). Les déclarations de rejet pour la catégorie « total pour tous les milieux < 1 tonne » indiquent aussi des rejets d'acide cyanhydrique par le secteur de l'équipement électrique et de l'électronique (0-0,16 tonne) et des rejets de cyanures (ioniques) par le secteur médical, des produits de santé et vétérinaires (0-0,49 tonne), le secteur de la gestion des déchets ( $0-6,0 \times 10^{-2}$  tonne) et celui de l'exploitation de minerais de métal ( $1,6 \times 10^{-2}$  – 1,5 tonne) pour la période 2010-2015 (ECCC 2016b).

<sup>7</sup> La déclaration des rejets de ces substances à l'INRP est obligatoire si ces substances sont produites, traitées ou autrement utilisées dans une installation à une concentration supérieure à 1 % en poids (sauf pour les sous-produits et les résidus de mines) et en une quantité de 10 tonnes ou plus et où les employés travaillent 20 000 heures ou plus.

Parmi d'autres sources documentées de rejet de cyanures dans l'eau, on retrouve le rejet d'effluent par des usines de production de fer et d'acier (en particulier les aciéries) (Ontario 2016) et la fonte de la neige urbaine et le ruissellement subséquent dans les régions où du sel de voirie contenant des ferrocyanures est utilisé (Exall et al. 2011, 2013). Les rejets de HCN dus à la combustion de carburant par les véhicules sont également considérés comme une source majeure de cyanure dans l'air, représentant 90 % de la charge atmosphérique totale aux États-Unis d'après certaines estimations (Hagelstein et Mudder 1997). L'EPA des États-Unis a rapporté des émissions moyennes de HCN par les automobiles équipées de pot d'échappement catalytique (dans des conditions de fonctionnement optimales) de 1 mg/mile (0,6 mg/km, ATSDR 2006). Les données pour les flottes de véhicules plus modernes indiquent des émissions de HCN en fonctionnement au ralenti de 39 µg/min pour un démarrage à froid et de 21 µg/min pour un démarrage à chaud (Baum et. al. 2007). Des données canadiennes plus récentes sur les véhicules en service pour les années 2008-2011 indiquent des émissions moyennes de 1,4 mg/km pour HCN (Moussa et al. 2016a).

## 6. Devenir et comportement dans l'environnement

### 6.1 Distribution dans l'environnement

Le devenir des cyanures dans l'environnement est complexe et dépend de leur spéciation et d'une variété de processus ayant une influence sur leur partage entre les divers milieux. Les processus clés dans l'environnement, tels que résumés par l'AGDH (2010) et Kjeldsen (1999) (figure 6-1), comprennent :

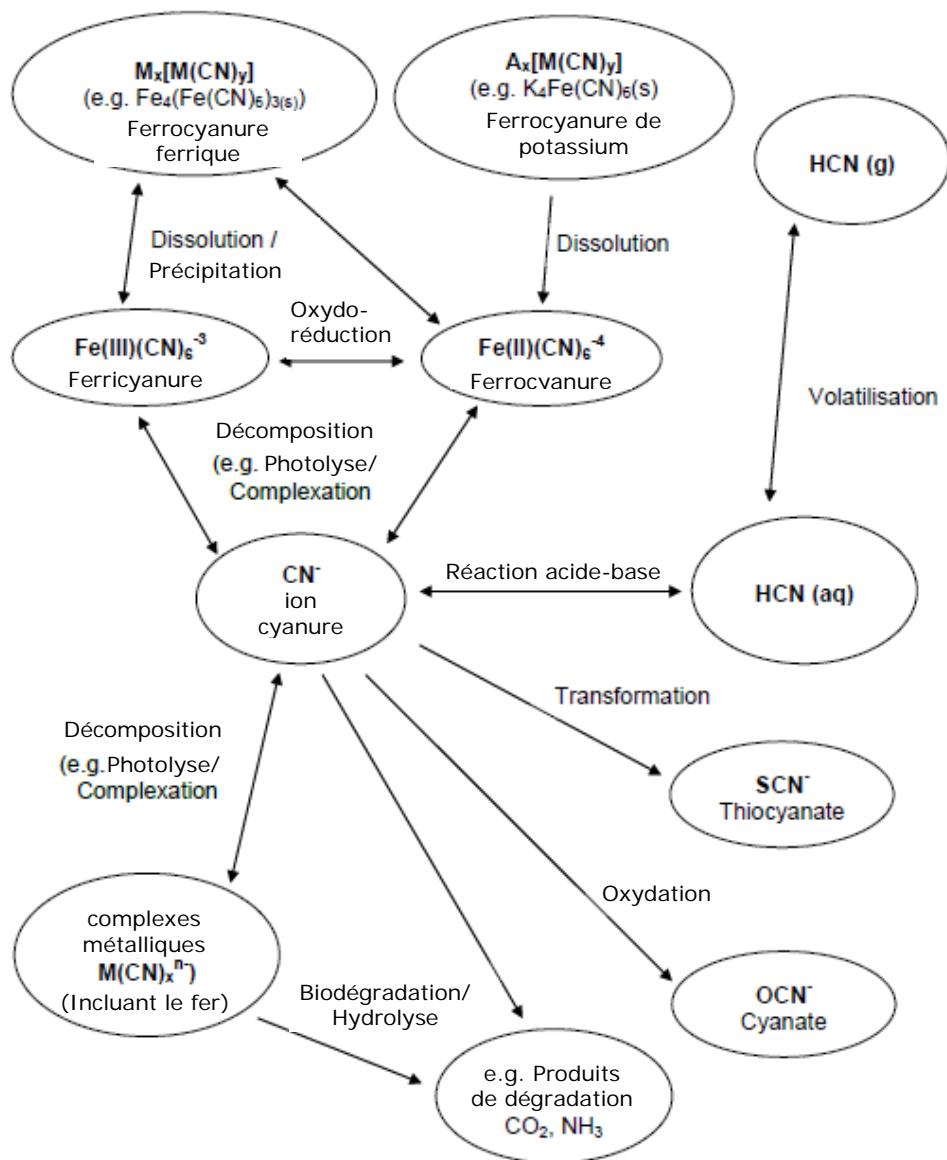
- volatilisation de HCN;
- complexation de CN<sup>-</sup> avec des métaux;
- biodégradation des cyanures;
- décomposition (p. ex. photolyse de complexes comme les ferrocyanures);
- précipitation et dissolution des sels de cyanure;
- réactions redox (p. ex. ferrocyanure transformé en ferricyanure);
- formation de thiocyanates et de complexes de thiocyanate;
- oxydation et hydrolyse de HCN.

Dans l'air, les cyanures existent principalement sous forme de HCN gazeux et, dans une moindre mesure, sous forme de particules fines (ATSDR 2006). La solubilité de HCN dans l'eau diminue de manière significative aux faibles pressions partielles (< 1 torr) de HCN et, en conséquence, l'élimination du HCN atmosphérique par les précipitations devrait être négligeable malgré sa forte solubilité dans l'eau (Cicerone et Zellner 1983). Sa densité de vapeur de 0,94 par rapport à l'air (CDC 2005) indique que HCN est plus léger que l'air et que le HCN gazeux rejeté dans la troposphère s'élèvera à partir de son point de rejet et devrait bien se disperser dans l'air (Cicerone et Zellner 1983, AGDH 2010). Les émissions de HCN par des sources ponctuelles ou diffuses seront donc rapidement diluées et transportées dans l'atmosphère (ECETOC 2007). HCN est sujet à un transport à longue distance et, en fait, est utilisé comme traceur pour suivre les panaches produits par les feux de forêt. Le transport à longue distance du HCN émis lors de la combustion de biomasse des régions allant de latitude

moyenne à l'Arctique a été fait l'objet de rapports (Rinsland et al. 2002, Viatte et al. 2015).

HCN est l'espèce dominante des cyanures libres dans l'eau dans des conditions environnementales pertinentes (section 3). HCN peut s'adsorber faiblement aux sédiments de matière particulaire, mais est fortement soluble et devrait rester en solution (Dzombak et al. 2006a). La volatilisation de HCN à partir de l'eau a été identifié comme un important processus d'élimination du cyanure libre des bassins de résidus (Botz et Mudder 2000, Simovic et Snodgrass 1985, 1989) et un comportement similaire devrait se manifester dans les eaux naturelles étant donné sa constante de Henry élevée (section 3.1). La vitesse de volatilisation du cyanure libre est plus importante aux pH bas quand HCN domine, aux températures plus élevées, avec l'agitation de la colonne d'eau et un rapport surface/volume de solution plus grand (Johnson 2015). Toutefois, l'ion cyanure ( $\text{CN}^-$ ) forme des complexes avec des métaux en solution (p. ex. cuivre, zinc, nickel ou fer) qui ne devraient pas se volatiliser à partir de la solution et, de plus, la dissociation de ces complexes métalliques est un important mécanisme limitant l'élimination naturelle du cyanure libre de l'eau par volatilisation de HCN (Simovic 1984, Simovic et Snodgrass 1985, 1989, Botz et Mudder 2000). En raison de l'ubiquité du fer dans l'environnement, les réactions de complexation du cyanure les plus importantes ont lieu généralement avec ce métal pour produire du ferricyanure ( $\text{Fe}(\text{CN})_6^{3-}$ ) ou du ferrocyanure ( $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$ ) (Johnson 2015). Bien que les complexes fer-cyanure soient hautement stables dans des conditions neutres, ils peuvent être rapidement photolysés et complètement dissociés pour libérer des ions  $\text{CN}^-$  (Broderius et Smith 1980, Exall et al. 2011, Kuhn et Young 2005, Young et al. 2006). Les demi-vies des hexacyanoferates ( $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$ ) calculées pour de l'eau désionisée et pour trois eaux naturelles à 20-21 °C exposées à une intensité lumineuse ultraviolette de 110  $\mu\text{mol}/\text{m}^2$  vont de 7,5 à 23 min (Kuhn et Young 2005). La vitesse de formation du cyanure libre était approximativement trois fois plus faible en raison de l'accumulation temporaire d'espèces intermédiaires du cyanoferrate non déterminées (Kuhn et Young 2005). Kuhn et Young (2005) ont déterminé que les vitesses de photolyse sont corrélées positivement à l'intensité de la lumière UV et aux longueurs d'onde courtes, mais inversement corrélées aux concentrations de matière organique dissoute (couleur) dans la solution. Une stagnation de l'élimination du cyanure des bassins de résidus recouverts de glace a été observée, probablement en raison d'une diminution de l'intensité lumineuse prévenant la photodissociation des complexes métal-cyanure et la volatilisation de HCN (Simovic et Snodgrass 1989, Botz et Mudder 2000). Les complexes métal-cyanure avec des métaux alcalins ou alcalino-terreux (p. ex. bleu de Prusse  $\text{Fe}_4(\text{Fe}(\text{CN})_6)_3$ ) ont souvent une faible solubilité dans l'eau et peuvent s'accumuler dans les sédiments (Jambor et al. 2009). L'anion cyanure ( $\text{CN}^-$ ) peut réagir avec les espèces soufrées (p. ex. polysulfures  $\text{S}_x\text{S}^{2-}$  ou thiosulfate  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) pour former l'espèce thiocyanate ( $\text{SCN}^-$ ) bien moins毒ique (Smith et Mudder 1991, Dzombak et al. 2006a). HCN peut aussi s'oxyder en acide isocyanique (HCNO) et en anion cyanate ( $\text{CNO}^-$ ) en présence d'un oxydant puissant comme l'ozone, le peroxyde d'hydrogène ou l'ion hypochlorite (AGDH 2010) pendant le traitement de l'eau. Toutefois, cette réaction ne devrait pas se produire dans un environnement naturel. Il est possible que

l'hydrolyse de HCN ne se produise pas dans des conditions environnementales (section 6.3) (ECETOC 2007).



**Figure 6-1 – Espèces clés de cyanure et processus de transformation (tiré de Kjeldsen 1999)**

Une étude du comportement du cyanure libre dans le sol a été réalisée par le CCME (1997a). La volatilisation de HCN et la biodégradation du cyanure libre ont été identifiés comme les deux principaux processus affectant le transport et la distribution des cyanures dans les sols. Le cyanure libre peut former des complexes avec des métaux (p. ex. le fer) qui précipitent, et de tels complexes peuvent être photolysés à la surface

du sol. Bien que l'adsorption des cyanures sur des argiles et des solides biologiques puisse avoir lieu, la vitesse n'est pas significative comparativement à celles de volatilisation et de biodégradation. Un examen du comportement des complexes fer-cyanure dans les sols par EC et SC (2001) a montré que les ferrocyanures ont une faible mobilité dans le sol en raison de la présence de soufre et de métaux de transition, qui peuvent produire des complexes modérément solubles (p. ex. du ferrocyanure ferrique connu sous le nom de bleu de Prusse). La rétention et l'immobilisation dans les sols (p. ex. adsorption sur des particules) est une voie d'atténuation majeure des complexes métal-cyanure.

## 6.2 Persistance dans l'environnement

La persistance des cyanures et leur dégradation par des processus abiotiques ou biotiques varient en fonction de l'espèce (p. ex. cyanures libres ou complexes).

Dans l'air, le temps de résidence de HCN basé uniquement sur des réactions avec des radicaux hydroxyles ( $\text{OH}^{\cdot}$ ) et la photolyse est estimé de 1 à 2,5 ans selon la concentration de OH et la vitesse de la réaction ( $K_{\text{OH}}$ ) (Cicerone et Zellner 1983, Fritz et al. 1982). Toutefois, des durées de vie plus courtes de 5,3 mois dans la troposphère et de 5,0 à 6,2 mois dans l'atmosphère au complet (Li et al. 2003, Singh et al. 2003), correspondant respectivement à des demi-vies de 3,6 et 3,5 à 4,3 moi (ECETOC 2007), ont été calculées en tenant compte de l'absorption par les océans, qui a été déterminé comme le principal puits du HCN atmosphérique (Singh et al. 2003). On pense que HCN est ensuite dégradé dans les océans, probablement par des microorganismes (Singh et al. 2003). La durée de vie troposphérique de HCN a été récemment estimée à 30-180 jours (Viatte et al. 2015). HCN peut donc être considéré persistant dans l'air.

Dans des conditions aquatiques environnementales pertinentes, les cyanures ne devraient pas être hydrolysés, car l'hydrolyse de HCN est lente dans des conditions acides et nécessite des températures élevées dans des conditions alcalines (Dzombak et al. 2006a, Smith et Mudder 1991). Le cyanure libre peut réagir avec les espèces soufrées (p. ex. polysulfures  $\text{S}_x\text{S}^{2-}$  ou thiosulfate  $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$ ) et produire des thiocyanates ( $\text{SCN}^{\cdot}$ ) (Smith et Mudder 1991, Dzombak et al. 2006a). Aucune donnée sur la biodisponibilité obtenue en utilisant des protocoles standards de l'OCDE (p. ex. OECD 301 Ready Biodegradability) n'est disponible pour HCN ou d'autres cyanures dans l'environnement aquatique. Toutefois, la biodégradation de HCN et d'autres cyanures complexes a été largement étudiée dans le cadre du traitement d'effluents industriels contenant des cyanures, puisqu'un tel traitement est souvent moins coûteux que d'autres méthodes physiques ou chimiques et plus rapide que l'atténuation naturelle (Dash et al. 2009). Une étude réalisée par Ebbs et al. (2006) a permis d'identifier de nombreuses espèces de bactéries et de champignons isolés de boues d'égout, de circuits de déchets ou du sol capables de métaboliser HCN et d'autres cyanures et, ainsi, de confirmer que le cyanure libre est biodégradable dans certaines conditions. Les facteurs affectant la biodégradation des cyanures comprennent les concentrations de cyanures, la présence de microorganismes acclimatés, la faible disponibilité de nutriments, une basse température et un pH bas ou élevé selon les microorganismes.

(Dash et al. 2009). Une forte concentration de cyanure libre est considérée être le principal facteur affectant la biodégradation dans les systèmes de traitement des eaux usées (Strotmann et Pagga 1995, Wild et al. 1994). Les mêmes facteurs limitants peuvent s'appliquer aux eaux naturelles dans lesquelles la biodégradation devrait être un processus d'élimination important (CCME 1997a). En conclusion, le cyanure libre et d'autres cyanures peuvent être dégradés dans l'eau, mais les vitesses varient en fonction des conditions environnementales et sont inconnues.

Un examen réalisé par le CCME (1997a) a permis de conclure que la biodégradation dans les sols, et en particulier dans des conditions aérobies, est un important processus d'élimination des cyanures mais, comme dans le cas de l'environnement aquatique, les vitesses sont inconnues. Les facteurs limitant les vitesses de biodégradation comprennent l'acclimatation des microorganismes, la disponibilité de l'oxygène, les concentrations de cyanure libre et la disponibilité des nutriments (p. ex. le phosphore).

### **6.3 Potentiel de bioaccumulation**

Le cyanure libre ne devrait pas être bioconcentré par les organismes aquatiques en raison de son faible  $K_{oe}$  allant de – 0,25 à 0,66 (tableau 3-1). Des facteurs de bioconcentration (FBC) empiriques entre 1,7 et 170 L/kg ont été rapportés pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée à des concentrations sous-létales de cyanures pendant 15 jours à 16 semaines (Bois et Leduc 1988, Lanno et Dixon 1996).

La bioaccumulation des cyanures dans des organismes aquatiques ou terrestres et sa bioamplification dans des réseaux trophiques n'ont pas été observées. Ceci peut être dû aux effets létaux des cyanures à haute dose et à la détoxicification rapide du cyanure en métabolites moins toxiques par la plupart des espèces à des concentrations sous-létales (Eisler 1991, ATSDR 2006, AGDH 2010).

## **7. Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement**

### **7.1 Évaluation des effets sur l'environnement**

#### **7.1.1 Mode d'action**

Le principal mode d'action toxique du cyanure libre et son principal effet nocif lors d'expositions à court terme est d'inhiber le transport cellulaire d'électrons par inhibition de la phosphorylation oxydative, causant une perturbation du métabolisme de l'énergie (AGDH 2010, Barron et al. 2015). Une fois absorbé,  $CN^-$  réagit rapidement avec la cytochrome c oxydase pour former des complexes de cyanures stables qui inhibent le transfert d'électrons dans la mitochondrie des cellules, causant une hypoxie cytotoxique ou une asphyxie cellulaire. Le manque d'oxygène disponible provoque le passage du métabolisme aérobie au métabolisme anaérobie, conduisant à la réduction des composés riches en énergie et à l'accumulation de lactate (acidose lactique) dans le circuit sanguin. La combinaison de l'hypoxie cytotoxique et de l'acidose lactique déprime le système nerveux central conduisant à un arrêt respiratoire et à la mort.

(Eisler 1991, ICMC 2015). HCN perturbe aussi les activités d'autres enzymes, dont la catalase, diverses peroxydases, la myoglobine, la nitrite réductase, la nitrate réductase et la nitrogénase (Solomonson 1981), ainsi que la CO<sub>2</sub> réductase (Eisler 1991).

HCN est très soluble dans l'eau et est facilement absorbé par les organismes aquatiques par contact avec la peau et les membranes des muqueuses (p. ex. les branchies) et absorbé dans le flux sanguin (Eisler 1991, Gensemer et al. 2006). Chez les poissons, HCN peut causer des effets sous-létaux en traversant la membrane des branchies, provoquant des perturbations biochimiques résultant en des dommages aux tissus et à des effets sur le système nerveux (Murgatroyd et al. 1998). La carpe commune exposée à des concentrations sous-létales de cyanure de sodium (100 µg/L de NaCN équivalant à environ 67 µg/L de HCN) pendant 10 ou 20 jours a exhibé une activité enzymatique moindre du foie et des lésions oxydatives irréversibles aux cellules des reins et du foie (David et Kartheek 2016). Le poisson-chat africain exposé à 50 µg/L de KCN (équivalant à 20 µg/L de HCN) pendant 4 semaines a exhibé des lésions au foie et au système reproducteur (Authman et al. 2013). De plus, les niveaux de vitellogénine (Vtg) dans le sérum, l'expression du gène de la vitellogénine (Vtg mARN) et les récepteurs des estrogènes (RE mARN) étaient diminués chez les femelles, alors que les niveaux de Vtg augmentaient dans le foie des mâles, probablement en raison de la stimulation des récepteurs des estrogènes (Authman et al. 2013). HCN peut être considéré comme un composé endocrinien actif qui imite l'action d'hormones chez le poisson. Il a été observé que HCN réduit la reproduction chez le poisson à des concentrations sous-létales de 10 µg/L pendant 12 jours, en faisant croître les niveaux de dopamine dans le cerveau des poissons qui inhibe la production de gonadotropine, affectant ainsi le développement des gonades chez les mâles et les femelles (Szabo et al. 1991).

Un examen réalisé par le CCME (1997a) a permis de déterminer que le principal effet du cyanure libre sur les plantes était relié à sa complexation avec des ions métalliques qui inhibe l'action de divers métalloenzymes. En plus de l'inhibition de la respiration aérobie, CN<sup>-</sup> élimine aussi le cuivre de la plastocyanine inhibant le transport d'électrons vers le photosystème (Berg et Krogman 1975).

La détoxicification du cyanure libre et d'autres cyanures est réalisée principalement par une enzyme bactérienne ou mitochondriale appelée rhodanèse, qui convertit HCN en thiocyanate moins毒ique et excrété dans l'urine (Solomonson 1981). La volatilisation de HCN ou excréition urinaire d'autres métabolites produits par le métabolisme oxydatif sont d'autres processus mineurs de détoxicification (Eisler 1991, AGDH 2010).

### 7.1.2 Toxicité aquatique

L'environnement aquatique est considéré comme le milieu le plus important dans le cas des cyanures en raison de la grande solubilité du cyanure libre et de ses précurseurs. Des études bibliographiques sur la toxicité aquatique des cyanures ont récemment été faites pour Environnement et Changement climatique Canada (Nautilus Environmental 2009, Aquaterra Environmental Consulting Inc. 2016) ou dans le cadre d'autres

évaluations au niveau international (AGDH 2010, ECETOC 2007). Aucune étude sur l'écotoxicité des cyanures dans les sédiments n'a pu être identifiée. Toutefois, l'exposition due aux sédiments peut être relativement faible comparativement à celle due à l'eau (Gensemer et al. 2006), et l'emphase a donc été mise sur les effets sur les organismes présents dans la colonne d'eau.

Des données sont disponibles sur la toxicité de  $\text{CN}^-$  et HCN, des sels simples (p. ex. NaCN), des complexes métalliques (p. ex. ferrocyanure de sodium  $\text{Na}_4\text{Fe}(\text{CN})_6$ ) et de quelques autres espèces de cyanure (p. ex. le chlorure de cyanogène) pour de nombreuses espèces d'algues, de plantes aquatiques, d'invertébrés et de poissons. Il a été observé que certaines espèces aquatiques (p. ex. cériodaphnia) sont aussi sensibles aux sels simples qu'aux cyanures complexes (Manar et al. 2011). Toutefois, la toxicité des complexes métal-cyanure est habituellement inférieure à celle des sels simples, qui peuvent être dissociés rapidement et complètement en cyanure libre (Gensemer et al. 2006). Par exemple, la  $\text{CE}_{50}$  aiguë à 96 h pour la villeuse irisée d'eau douce (*Villosa iris*) est respectivement supérieure à 100 et 1000 mg/L pour le ferrocyanure ferrique et le ferrocyanure de sodium, soit plusieurs ordres de grandeur supérieure à la  $\text{CE}_{50}$  à 96 h de 1,1 mg/L pour le cyanure de sodium (Pandolfo et al. 2012). De plus, Little et al. (2007) ont observé que la  $\text{CL}_{50}$  à 96 h pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) passe de 112,9 à 0,38 mg/L quand des solutions tests d'un complexe de cyanure stable, l'hexacyanocobaltate de potassium, étaient exposées à du rayonnement ultraviolet afin de provoquer la photolyse et la dissociation du complexe métal-cyanure. Le choix de paramètres de toxicité pertinents pour l'évaluation des effets des cyanures sur l'environnement a donc été fait en s'intéressant à des études réalisées avec des espèces de cyanure libre ou de sels simples de cyanure comme NaCN ou KCN, espèces que se dissocient complètement en solution pour produire du cyanure libre et dont les contre-ions ne provoquent pas d'effets nocifs.

La toxicité de HCN peut être modifiée par un certain nombre de facteurs abiotiques comme la température, le pH de l'eau ou sa teneur en oxygène (Alabaster et al. 1983, Cairns et al. 1978, Eisler 1991, Smith et Heath 1978), mais la corrélation entre les paramètres de qualité de l'eau et la toxicité de HCN n'est pas assez significative pour être incorporée systématiquement dans le calcul d'une concentration estimée sans effet (CESE) (Nautilus Environmental 2009).

Au total, 31 études sur la toxicité de HCN ou d'autres sels simples ont été examinées et ont permis d'obtenir des données précises sur la toxicité pour une espèce d'algue, cinq espèces d'amphibiens, une espèce de protozoaire, quinze espèces d'invertébrés (y compris une espèce d'unionidé) et onze espèces de poissons. Les valeurs de toxicité allaient d'une faible  $\text{CL}_{50}$  à 48 h de 1  $\mu\text{g/L}$  de HCN pour la puce d'eau commune (*Daphnia pulex*) à une importante  $\text{CL}_{50}$  à 48 h de 160 000  $\mu\text{g/L}$  de HCN pour un annélide (*Aeolosoma headleyi*) (Cairns et al. 1978). En général, les poissons semblent plus sensibles au cyanure libre (Nautilus Environmental 2009), avec une majorité de  $\text{CL}_{50}$  inférieures à 1 mg/L de HCN alors que plusieurs  $\text{CL}_{50}$  pour des invertébrés, des algues et des plantes excèdent 1 mg/L.

Des données sur la toxicité chronique ont été relevées dans 17 études portant sur trois espèces d'algue, deux espèces de plante aquatique, cinq espèces d'invertébré et six espèces de poisson. Les valeurs de toxicité (c.-à-d. CE<sub>10</sub>, CE/Cl<sub>50</sub>, CMAT, CSEO, CMEO) allaient d'une faible CSEO à 289 j pour la reproduction de 5,2 µg/L de HCN pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) à une Cl<sub>50</sub> à 32 j de 29 800 µg/L de HCN pour la myriophylle en épi (*Myriophyllum spicatum*) (Kimball et al. 1978, Stanley 1974). Les poissons sont plus sensibles à une exposition chronique à du cyanure libre que la plupart des autres organismes (Eisler 1991, AGDH 2010).

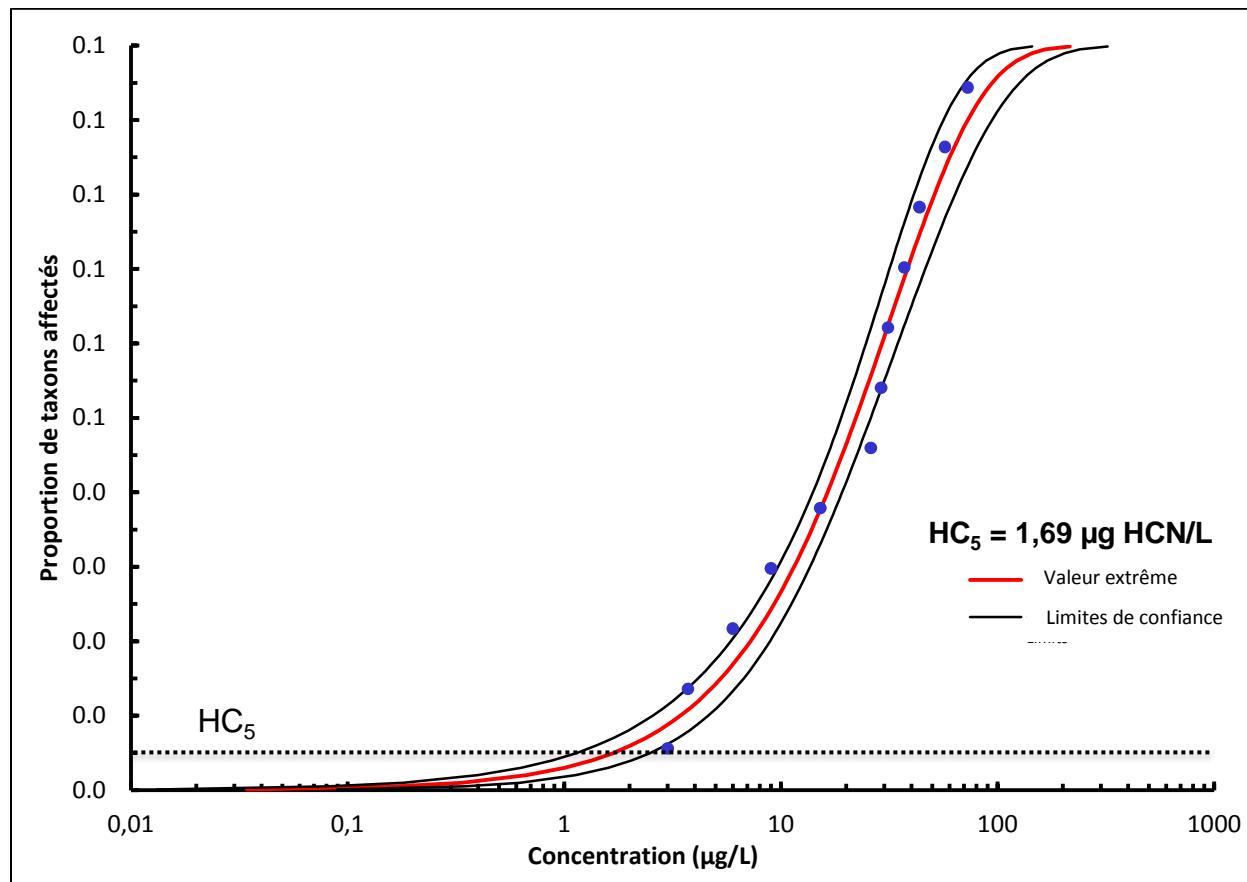
Les données sur la toxicité chronique constituent un indicateur plus sensible du potentiel d'effets nocifs dus à une exposition à long terme. En tenant compte de la persistance du cyanure libre, les données sur la toxicité chronique ont été utilisées pour calculer une valeur critique de toxicité (VCT), qui est une expression quantitative d'un effet toxique faible (p. ex. CE<sub>10</sub>) lié au paramètre de toxicité le plus sensible pour les organismes récepteurs dans le milieu étudié.

#### Calcul de la CESE pour une exposition à long terme

L'ensemble des données sur la toxicité chronique disponibles pour l'acide cyanhydrique satisfait aux exigences sur les données minimales sur les espèces stipulées par le CCME (2007), permettant ainsi le calcul d'une VCT chronique au moyen d'une distribution de la sensibilité des espèces (DSE). Des paramètres tirés d'études fiables ont été choisis en suivant le guide du CCME pour le calcul des RQE (CCME 2007). Nous avons utilisé le logiciel SSD Master v3.0 (SSD Master 2010) pour réaliser la figure 7-1). Plusieurs fonctions de distribution cumulatives (normale, logistique, valeur extrême et Gumbel) ont été adaptées aux données au moyen de méthodes de régression. L'adéquation du modèle et les hypothèses faites ont été évaluées au moyen de techniques statistiques et graphiques, et le modèle préféré a été choisi en se basant sur des considérations de qualité de l'adéquation et d'exploitation possible du modèle.

Nous avons retenus des paramètres pour la toxicité due à une exposition à long terme (chronique) tirés d'études fiables pour 12 espèces, dont une espèce de plante aquatique, trois d'algues, quatre d'invertébrés et quatre de poissons, afin d'établir la DSE pour la toxicité chronique (figure 7-1) du HCN (voir le table B-1 de l'annexe B). Les paramètres représentent un seuil de faible effet (p. ex. CE<sub>10</sub>, CMAT ou CESE) et ont été choisis en tenant compte de plusieurs critères dont la durée du test, les effets observés (p. ex. croissance, mortalité ou reproduction) et leur ampleur (p. ex. une préférence a été donnée aux valeurs fiables les plus faibles) et les types d'espèces (p. ex. espèces canadiennes ou de remplacement). Les CE<sub>10</sub> utilisées pour la DSE ont été calculées par Nautilus Environmental (2009). Lors de l'adéquation d'un modèle à la DSE, le modèle des valeurs extrêmes s'est avéré être le meilleur en ce qui concerne l'inspection visuelle, les niveaux les plus faibles de variabilité statistique (valeurs résiduelles), la distribution uniforme des valeurs résiduelles et l'ampleur la plus faible de l'intervalle de confiance. Le modèle des valeurs extrêmes conduisait à la plus basse valeur du test statistique d'Anderson-Darling ( $A^2$ ) = 0,249 (p < 0,05). La VCT est calculée en utilisant le 5<sup>ème</sup> percentile de la DSE, qui est appelée concentration dangereuse au niveau de

protection du 5<sup>ème</sup> percentile (HC<sub>5</sub>). Le HC<sub>5</sub> du graphique de la DSE est de 1,7 µg HCN/L, avec des limites inférieure et supérieure de confiance respectivement de 1,14 et 2,49 µg HCN/L.



**Figure 7-1 – Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour HCN, basée sur des paramètres d'études de toxicité chronique. L'adéquation du modèle des valeurs extrêmes aux données est illustrée sur le graphique, ainsi que l'intervalle de confiance à 95 % et le 5<sup>ème</sup> percentile de la distribution**

Le HC<sub>5</sub> de 1,7 µg HCN/L calculé pour la DSE est retenu comme VCT pour les organismes aquatiques pour le cyanure libre. Selon le CCME (2007), les recommandations pour l'exposition à long terme correspondent aux concentrations maximales devant protéger toutes les formes de vie aquatique (toutes les espèces et toutes les étapes de la vie) pendant des périodes d'exposition quelconque, et cette valeur est donc utilisée pour calculer la CESE pour les organismes aquatiques. Étant donné que le HC<sub>5</sub> est basé sur une DSE pour une exposition chronique qui couvre plusieurs espèces et taxons aucun facteur d'évaluation supplémentaire n'est nécessaire et la CESE pour les organismes aquatiques est donc de 1,7 µg HCN/L.

Cette CESE est inférieure aux recommandations pour la qualité de l'eau pour le cyanure libre du CCME et de l'EPA des États-Unis, qui sont 5 µg CN/L ou 5,2 µg HCN/L

(CCME 1997b, EPA 2016) ou à la valeur recommandée par l'ANZECC de 7 µg CN/L (ANZECC 2000), qui toutes sont basées sur un rapport aigu/chronique appliqué aux CL<sub>50</sub> à court terme à la place de paramètres chroniques. Toutefois, cette CESE est comparable à la CESE de 1,1 µg CN<sup>-</sup>/L calculée plus récemment par l'ECETOC (2007). Cette CESE est basée sur un HC<sub>5</sub> calculé avec une DES de 1,1 µg CN<sup>-</sup>/L (intervalle de confiance à 90 % allant de 0,4 à 2,3 µg/L) ou de 1,14 µg HCN/L calculé au moyen d'un ensemble de données sur la toxicité chronique d'espèces d'eau douce ou d'eau salée. Il est bon de noter qu'un HC<sub>5</sub> de 1,4 µg CN<sup>-</sup>/L (intervalle de confiance à 90 % allant de 0,4 à 2,8 µg/L) a aussi été calculé à partir de données sur des espèces uniquement d'eau douce (ECETOC 2007).

### 7.1.3 Toxicité terrestre

Les données sur l'écotoxicité du cyanure libre dans le sol sont limitées et ne concernent que les plantes et les invertébrés. Les renseignements sur la toxicité aiguë et chronique du cyanure libre pour les organismes du sol ont fait l'objet d'un examen par le CCME (1997a, 1997c) afin de calculer une recommandation pour la qualité du sol pour la protection de l'environnement et de la santé humaine.

Le calcul de la recommandation canadienne pour la qualité des sols pour le contact avec le sol (RCQSCS) est basé sur des données écotoxicologiques sur trois espèces de plantes vasculaires et une espèce d'invertébré du sol (lombric). Une valeur de 0,9 mg/kg (900 µg/kg) de HCN a été établie comme recommandation pour la qualité des sols (RQS) pour la protection de l'environnement pour une utilisation des terres à des fins agricoles ou résidentielles/de parc. Un test de toxicité des sols plus récent a été réalisé avec *E. fetida* exposé à du KCN, conduisant à une CE<sub>50</sub> et à une CE<sub>10</sub> à 14 jours de 74 et 56 µg/kg de CN<sup>-</sup> (équivalent à 76,8 et 58,2 µg/kg de HCN) respectivement (Manar et al. 2011). Cette CE<sub>10</sub> est inférieure aux deux CSEO à 14 jours de 1200 et 3000 µg/kg CN<sup>-</sup> observées pour la même espèce lors de l'élaboration de la RQS.

## 7.2 Évaluation de l'exposition dans l'environnement

### 7.2.1 Approche suivie pour la caractérisation de l'exposition

Des scénarios d'exposition ont été élaborés pour trois activités pouvant conduire au rejet de cyanure libre et de ses précurseurs dans les eaux de surface : exploitation minière de métaux, production de fer et d'acier et sels de voirie contenant du cyanure. Nous avons élaboré ces trois scénarios, car pour ces activités de grandes quantités de cyanures sont utilisées ou produites et parce que du cyanure peut être rejeté dans l'environnement aquatique lors du rejet d'effluents d'exploitation minière ou de production de fer et d'acier ou lors de l'application de produits commerciaux contenant du cyanure (p, ex, application de sels de voirie contenant du cyanure). Pour chacun de ces scénarios d'exposition, une concentration environnementale estimée (CEE) exprimée en tant qu'acide cyanhydrique moléculaire (HCN) a été calculée afin d'évaluer l'exposition des récepteurs de l'environnement dans les eaux de surface. Ces CEE consistent en des gammes de concentrations pour un ou plusieurs sites ou en des

concentrations moyennes arithmétiques ou médianes pour des sites individuels. Ces CEE ont principalement été calculées en utilisant des concentrations de cyanure mesurées. Ces concentrations apportent une preuve d'exposition des organismes au Canada due à des secteurs d'activité spécifiques. L'adéquation des concentrations mesurées dans l'environnement a été évaluée en tenant compte de facteurs comme la distance entre les sites d'échantillonnage et la source du rejet, l'année et les saisons pendant lesquelles les échantillons ont été collectés, la méthode d'analyse utilisée et le nombre de mesures disponibles. Bien qu'elles soient basées sur des concentrations mesurées, ces CEE sont dites « estimées », car les mesures faites sur des sites spécifiques pour un secteur d'activité sont utilisées pour représenter le secteur dans son ensemble. Quand des concentrations mesurées n'étaient pas disponibles, les CEE ont été calculées à partir de charges annuelles moyennes de cyanure dans l'effluent d'une installation spécifique.

Il est bon de noter que d'autres secteurs d'activité comme le raffinage du pétrole, la production de composés chimiques ou d'aluminium peuvent aussi être des sources de cyanures dans l'environnement (section 5.0). Toutefois, des analyses internes ont permis de déterminer que ces rejets potentiels seraient moins préoccupants. Par exemple, les rejets déclarés à l'INRP par le secteur du raffinage du pétrole sont principalement atmosphériques et posent moins de problème que ceux dans l'environnement aquatique en raison de la dispersion et de la diffusion dans l'atmosphère (section 6).

### 7.2.2 Surveillance environnementale

Les échantillons prélevés dans l'environnement (p. ex. dans l'eau, le sol, les sédiments ou les biotes) contiennent généralement plusieurs espèces chimiques de cyanure et les méthodes pour les analyser diffèrent en fonction de leurs propriétés, dont leur capacité de dissociation. Les mesures de cyanure libre ( $CN_{Libre}$ ) dans des échantillons de l'environnement font référence à la concentration de  $HCN/CN^-$  dans un échantillon, celles de cyanure « dissociable par un acide faible » ( $CN_{DAFa}$ ) font référence à la concentration de cyanure libre et de cyanures complexes faibles dans un échantillon et celles de cyanure total ( $CN_T$ ) à la somme du  $CN_{Libre}$ , du  $CN_{DAFa}$  et de tous les autres complexes de cyanure (p. ex. cyanure « dissociable par un acide fort »,  $CN_{DAQF0}$ ) (Ghosh et al. 2006b). Les complexes  $CN_{DAFa}$  comprennent les complexes du cyanure avec le cadmium, le zinc, l'argent, le cuivre, le nickel et le mercure qui libèrent du cyanure libre dans des conditions légèrement acides (pH d'environ 4) (CCME 1997a, Ghosh et al. 2006a, 2006b). Les complexes  $CN_{DAQF0}$  comprennent les complexes du cyanure avec l'or, le platine, le fer et le cobalt qui requièrent des conditions fortement acides pour pouvoir être dissociés (CCME 1997c, Ghosh et al. 2006a, 2006b). La fraction  $CN_{DAQF0}$  d'une mesure de cyanure peut être calculée en soustrayant la concentration de  $CN_{DAFa}$  de la concentration  $CN_T$ . Étant donné que les mesures de  $CN_T$  sont habituellement faites en acidifiant l'échantillon au moyen d'un acide fort et en l'irradiant afin de complètement dissocier les complexes forts,  $CN_T$  peut quelques fois être appelé  $CN_{DAQF0}$  par certains laboratoires, même si les mesures de  $CN_T$  comprennent le cyanure libre et les cyanures DAFa. Les méthodes d'analyse

disponibles pour chaque fraction présente dans les milieux de l'environnement ont fait l'objet d'une discussion par Ghosh et al. (2006b) et l'AGDH (2010). Un certain nombre d'espèces chimiques, dont le sulfure, le soufre, le sulfite, des oxydants comme le chlore, le thiocyanate, le thiosulfate, des aldéhydes, des acides gras, le carbonate, le nitrate et le nitrite peuvent interférer lors de l'analyse des cyanures dans l'eau (Ghosh et al 2006b, OI Analytical 2012, EPA 2007). Le sulfite, le thiocyanate, le thiosulfate et les agents oxydants peuvent causer des faux négatifs, alors que le sulfure, le nitrate et le nitrite peuvent causer des faux positifs (OI Analytical 2012). De plus, l'exposition de l'échantillon à la lumière solaire peut entraîner la photolyse des complexes métal-cyanure en solution et la perte de HCN par volatilisation conduisant à des concentrations mesurées plus basses.

Bien que la toxicité des cyanures soit régie par le cyanure libre ( $\text{CN}_{\text{Libre}}$ ), la mesure de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  uniquement conduit à une sous-estimation du potentiel de toxicité et avec la plupart des méthodes d'analyse standards, à l'exception de la méthode 9213 de l'EPA (EPA 1996), on mesure également les complexes avec des métaux faiblement liés qui se dissocient à pH 6 (p. ex. complexes zinc-cyanure) (AGDH 2010). Les mesures de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  sont donc largement utilisées pour déterminer les cyanures « biologiquement disponibles » (AGDH 2010), puisque ces mesures recouvrent le cyanure libre ( $\text{HCN}/\text{CN}^-$ ) et les complexes faibles qui peuvent se dissocier et libérer l'entité préoccupante (AGDH 2010). Par exemple, la recommandation de la Colombie-Britannique pour la qualité de l'eau pour les cyanures dans l'eau douce est basée sur  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et stipule que la concentration moyenne de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  (basée sur un minimum de 5 échantillons par semaine) pour une période de 30 jours dans des échantillons non filtrés ne devrait pas excéder 5 µg CN/L (B.C. MOE 1986). Toutefois, les mesures de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  ne tiennent pas compte des complexes du cyanure forts ( $\text{CN}_{\text{DAFO}}$ ) qui peuvent potentiellement se photodissocier et libérer du cyanure libre. Pour confirmer que la recommandation est respectée, le ministère de l'Environnement de la C.-B. recommande donc aussi de mesure  $\text{CN}_T$  (appelé  $\text{CN}_{\text{DAFO}}$  dans la recommandation). Au cas où  $\text{CN}_T$  mesurée excède la recommandation, un échantillonnage supplémentaire devrait être fait sur une base horaire et pendant un ensoleillement fort (entre 11 et 14 h), même si la recommandation pour  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  est respectée, afin de déterminer si la photolyse de complexes fer-cyanure produit des concentrations inacceptables de cyanure libre (B.C. MOE 1986).

L'interprétation des données de surveillance des cyanures devraient idéalement tenir compte des concentrations de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  afin d'évaluer plus précisément le potentiel d'effets nocifs associés aux cyanures dans l'environnement. Toutefois, la surveillance environnementale des cyanures par des organismes de réglementation ou l'industrie est le plus souvent rapportée sous forme de cyanure total ( $\text{CN}_T$ ). Bien qu'il soit noté que les mesures de  $\text{CN}_T$  puissent quelques fois surestimer le potentiel de toxicité (Redman et Santore 2012), en particulier dans des environnements où les rapports  $\text{CN}_{\text{DAFa}}/\text{CN}_{\text{DAFO}}$  sont faibles et le potentiel de photolyse négligeable, les concentrations de  $\text{CN}_T$  seront utilisées comme élément principal de preuve de la présence de cyanure dans l'environnement au Canada en raison de la plus grande disponibilité de ces données. Quand il sera possible, les concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de

$\text{CN}_{\text{Libre}}$  seront également utilisées comme éléments secondaires de preuve de la présence de cyanures dans l'environnement et de leur potentiel d'effets nocifs.

### **7.2.3 Concentrations des cyanures dans les eaux de surface au Canada**

#### **7.2.3.1 Concentrations de fond**

Des cyanures sont naturellement produits par de nombreux organismes ou autres processus abiotiques (section 4), pouvant conduire à des niveaux détectables de cyanure dans l'environnement (CCME 1997a). Toutefois, la disponibilité des données de surveillance (concentrations  $\text{CN}_{\text{Libre}}$ ,  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  ou  $\text{CN}_{\text{T}}$ ) représentatives des niveaux de fond de cyanures dans l'environnement aquatique est limitée, les cyanures ayant tendance à être mesurés à proximité de sources anthropiques (B.C. MOE 1986). Les concentrations naturelles de cyanures devraient être faibles en raison de processus d'élimination comme la volatilisation ou la biodégradation, qui peuvent prévenir l'accumulation à long terme de cyanure dans la colonne d'eau et les sédiments (B.C. MOE 1986). Néanmoins, des concentrations de  $\text{CN}_{\text{T}}$  dans des bassins hydrographiques ruraux ont été mesurées en Allemagne, fluctuant avec les saisons possiblement en raison de proliférations d'algues au printemps et de la décomposition de matière organique à l'automne et en hiver (ECETOC 2007, Krutz 1981). Dans un ruisseau naturel, les niveaux normaux de  $\text{CN}_{\text{T}}$  de 0,7-2,1 µg/L augmentaient jusqu'à un maximum de 5 µg/L au printemps et de 10 µg/L en automne (ECETOC 2007, Krutz 1981).

#### **7.2.3.2 Données provinciales de surveillance de la qualité de l'eau**

Les concentrations de cyanures dans les eaux de surface sont surveillées régulièrement dans trois provinces, l'Alberta, la Colombie-Britannique et la Saskatchewan. Les données de surveillance des cyanures pertinents dans l'eau douce de ces trois provinces pour la période 2005-2015 ont été requises de l'Alberta Environment and Parks (AEP) (communication personnelle, fichiers Excel préparés par la Water Policy Branch d'AEP pour la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement et Changement climatique Canada, datée du 2 octobre 2015; non référencé), du ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (B.C. MOE) (EMSWR 2016) et de la Saskatchewan Water Security Agency (SWSA) (communication personnelle, fichiers Excel préparés par les Environmental and Municipal Management Services de la SWSA pour la Division de l'évaluation environnementale d'Environnement et Changement climatique Canada, datée du 25 février 2016; non référencé). Les ensembles de données ont été analysés afin de définir les concentrations de cyanures dans les eaux de surface au Canada et d'identifier les sources potentielles. Des résumés statistiques ont été produits pour chaque ensemble de données, incluant le nombre total de mesures, le nombre de détection et d'autres statistiques descriptives (tableau 7-1). Pour les échantillons sans détection, nous avons assumé une concentration égale à la moitié de la limite de détection et l'avons utilisée pour les analyses statistiques.

Les concentrations médianes des ensembles de données de l'Alberta et de la Saskatchewan sur  $CN_T$  étaient basses (1 et 0,5 µg/L) et le pourcentage de mesures avec détection était inférieur à 10. Aucune source anthropique notable n'a été identifiée à proximité des sites où les concentrations les plus élevées ont été mesurées, à l'exception des zones urbaines, indiquant que certains des dépassements pourraient être le résultat de rejets par des systèmes de traitement des eaux usées, de l'utilisation de sels de voirie (pour les mesures faites en hiver et au printemps) ou d'autres sources non identifiées. Par exemple, la mesure les plus élevée de  $CN_T$  de l'ensemble de données de l'Alberta (66 µg/L) a été mesurée dans la rivière North Saskatchewan près de Pakan Bridge en avril 2011, quand des sels de voirie pourraient avoir été appliqués.

Pour la Colombie-Britannique, des données de surveillance des eaux de surface étaient disponibles pour  $CN_T$ , et  $CN_{DAFa}$  (EMSWR 2016). L'analyse statistique de deux ensembles de données semble indiquer un pourcentage de mesures avec détection et des concentrations de  $CN_{DAFa}$  et de  $CN_T$  plus élevés que ceux de l'Alberta ou de la Saskatchewan. Toutefois, un pourcentage élevé de mesures avec détection (y compris de concentrations excédant la CESE de 1,7 µg HCN/L) a été observé sur les sites de surveillance à proximité du site de l'ancienne mine Nickel Plate près de la ville de Hedley, fermée en 1998. En fait, 86 % de toutes les détections de  $CN_T$  ( $n = 3268$ ) et 53 % de celles de  $CN_{DAFa}$  ( $n = 521$ ) ont été faites dans 18 stations de surveillance situées sur le site de la mine Nickel Plate ou à proximité de ce site, dont celles des ruisseaux Cahill, Hedley, Red Top Gulch et Sunset. Ces mesures représentaient 99,2 et 92,9 % de toutes les concentrations de  $CN_T$  et de  $CN_{DAFa}$  excédant la CESE. En 2006, le ministère de l'Environnement de la C.-B. a observé que l'objectif de qualité de l'eau pour la  $CN_{DAFa}$  n'était pas atteint de manière constante dans le bassin hydrographique du ruisseau Cahill (B.C. MOE 2008). Toutefois, ce site est maintenant fermé et considéré géré, et n'est plus pris en compte pour la présente analyse. D'autres concentrations de  $CN_T$  et  $CN_{DAFa}$  ont été détectées dans des stations de surveillance situées à proximité de cinq sites d'exploitation minière (actif ou non), d'une ancienne usine de pâtes et papiers, d'un système de traitement d'eaux usées municipales et d'un site recevant des eaux de ruissellement d'une aire de stationnement. De plus, 32 % des autres concentrations de  $CN_{DAFa}$  ont été mesurées dans des stations de surveillance qui ne semblent pas situées directement à proximité de sources ponctuelles, mais dans des bassins hydrographiques où des activités anthropiques ont lieu (p. ex. exploitation minière, urbanisation, agriculture, exploitation forestière) (B.C. MOE 2017).

**Tableau 7-1 – Données de surveillance des cyanures de l'Alberta, de la Saskatchewan et de la Colombie-Britannique (2005-2015)**

Province	Alberta	Sask.	C.-B.	C.-B.
Appellation de l'ensemble de données	$CN_T$	$CN_T$	Cyanure	Cyanure (DAFa)
Paramètres	$CN_T$	$CN_T$	$CN_T$	$CN_{DAFa}$
Nombre de sites	116	48	60	81

Nombre total de mesures avec détection (% de détection)	1424 (9)	818 (6)	8486 (45)	8744 (11)
Gamme des limites de détection ( $\mu\text{g/L}$ )	2 - 10	1	0,5 - 100	0,5 - 100
Min – max ( $\mu\text{g/L}$ )	< 2 - 66	< 1 - 5	< 0,5 – 2477	< 0,5 – 2477
Moyenne arithmétique ( $\mu\text{g/L}$ )	1,28	0,56	6,8	4,1
Moyenne géométrique ( $\mu\text{g/L}$ )	1,13	0,53	2,2	1,6
Médiane ( $\mu\text{g/L}$ )	1	0,5	2,5	2,5
95 <sup>ème</sup> percentile ( $\mu\text{g/L}$ )	2,5	1	12	5

#### 7.2.4 Exploitation minière des métaux

Les renseignements sur l'importation d'un certain nombre de cyanures pour l'année 2011 indiquent que de 10 000 000 à 50 000 000 de kg de cyanure de sodium (NaCN) ont été importés au Canada pour être utilisés par le secteur de l'exploitation minière des métaux (Environnement Canada 2013). L'anion cyanure (CN<sup>-</sup>) est le principal réactif utilisé pour extraire l'or et d'autres métaux précieux du minerai de manière efficace (Johnson et al. 2002). Une fois le minerai extrait de la mine, il est traité afin de récupérer les minéraux utiles. Les principales étapes du traitement du minerai comprennent le broyage, la séparation chimique/physique et l'élimination de l'eau (Environnement Canada 2009). Des cyanures (p. ex. NaCN) peuvent être ajoutés dans le circuit de broyage ou pendant les processus de séparation du minerai mettant en jeu la flottation ou la lixiviation qui est le principal processus de récupération de l'or ou de l'argent métallique (Environnement Canada 2009). Lors du processus de lixiviation, des solutions de cyanure préparées au moyen de sels (p. ex. NaCN ou KCN) sont utilisées pour dissoudre et extraire les métaux précieux présents dans le minerai (Johnson 2015). Environ 1 à 2,5 kg de NaCN peuvent être utilisés par tonne de minerai (Wong-Chong et al. 2006b). La lixiviation est réalisée à des pH élevés (9,5 – 11) afin de réduire les pertes de cyanure libre dues à l'hydrolyse, à la réaction avec le dioxyde de carbone ou à la volatilisation de HCN (EPA 1994). Une partie des cyanures peut être réutilisée pour le traitement, mais une autre est rejetée dans les résidus et, en conséquence, les eaux usées des installations utilisant des cyanures peuvent en contenir (Environnement Canada 2009). Dans les mines qui utilisent des cyanures, on fait souvent appel à des technologies de traitement pour détruire les cyanures dans l'effluent, bien que certaines opérations s'en remettent uniquement à la dégradation naturelle des cyanures (HATCH 2014). Au Canada, les technologies courantes utilisées pour l'élimination des cyanures des déchets miniers (effluents et résidus) sont le procédé SO<sub>2</sub>-air et le procédé au peroxyde d'hydrogène. La dégradation naturelle est souvent utilisée comme étape de polissage.

Au Canada, les mines de métaux qui rejettent des effluents dans une eau quelconque avec un débit excédant 50 m<sup>3</sup>/jour sont assujetties au Règlement sur les effluents des

mines de métaux (REMM 2002) de la Loi sur les pêches. L'annexe 4 du REMM stipule des limites de concentration dans l'effluent pour certains paramètres, dont le cyanure. La concentration mensuelle moyenne maximale autorisée de cyanures dans l'effluent est de 1,0 mg/L de  $\text{CN}_T$  et les exigences d'analyse de l'effluent pour l'exploitation minière de métaux de l'annexe 3 du REMM recommandent une LD maximale de 10 $\mu\text{g}/\text{L}$  de  $\text{CN}_T$ . Les installations doivent aussi mettre en action des programmes de Surveillance des effets sur l'environnement (SEE) pour lesquels la surveillance de la qualité de l'eau doit être réalisée dans la zone d'exposition aux alentours du point de rejet de l'effluent dans l'eau, pour chaque point de rejet et pour les zones de référence connexes. Les concentrations de  $\text{CN}_T$  sont mesurées dans les zones de référence et les zones exposées quand la substance utilisée comme réactif de procédé sur le site d'exploitation.

La concentration et la disponibilité des cyanures dans les déchets de lixiviation (résidus et effluent) peuvent diminuer avec le temps en raison de modifications de la spéciation des cyanures et des voies d'élimination (p. ex. volatilisation et dégradation). Toutefois, les résidus récemment rejetés peuvent contenir des concentrations significatives de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$ . Par exemple, les concentrations moyennes de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  (19,5 mg  $\text{CN}_T/\text{kg}$  et 2,95 mg  $\text{CN}_{\text{DAFa}}/\text{kg}$ ) mesurées dans des résidus récemment rejetés dans un bassin de résidus (dans les trois mois précédents) étaient supérieures à celles (3,2 mg  $\text{CN}_T/\text{kg}$  et < 0,5 mg  $\text{CN}_{\text{DAFa}}/\text{kg}$ ) mesurées dans des résidus « âgées » rejetés il y a six à neuf ans (Zagury et al. 2004). En termes de spéciation, les espèces de cyanure présentes dans les résidus frais étaient plus solubles et disponibles que celles présentes dans d'anciens résidus. Zagury et al. (2004) ont déterminé que 45 à 53 % des cyanures présents dans des résidus frais étaient des cyanures libres, des cyanures facilement solubles et des complexes faibles à modérément forts, comparativement à 15 à 33 % dans d'anciens résidus. Des résultats similaires ont été observés dans l'effluent, où les concentrations de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  mesurées sur le site d'une opération de lixiviation en tas une semaine après la lixiviation ( $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  4,84 mg/L;  $\text{CN}_T$  6,99 mg/L) étaient bien supérieures à celles mesurées dans l'effluent huit mois après la lixiviation ( $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  0,18 mg/L;  $\text{CN}_T$  1,05 mg/L), et les espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  représentaient un plus grand pourcentage des concentrations de  $\text{CN}_T$  (Johnson et al. 2008). Avant la fermeture de la mine Nickel Plate (C.-B.), des concentrations de  $\text{CN}_T$  (2 à 7 mg/L) et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  (0,2 à 3,0 mg/L) ont été mesurées dans l'eau récupérée provenant des zones de résidus de la mine (Given et Meyer 1998), indiquant que des espèces de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  étaient présentes en solution, mais en concentrations plus faibles que celles des espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$ . Dans un autre exemple, l'échantillonnage dans un ruisseau recevant des eaux d'exfiltration contaminées par des cyanures provenant d'un bassin de résidus d'une mine d'or et d'argent et de son usine de traitement en activité, a permis de déterminer que les concentrations de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  étaient virtuellement identiques et que celles de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  représentaient en moyenne 90 % des espèces de cyanure mesurées dans le ruisseau (B.C. MOE 1986). Ces résultats suggèrent qu'en l'absence d'atténuation naturelle prolongée ou de traitement supplémentaire une partie significative des cyanures présents dans les effluents de sites en activité peut être composée d'espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  plus disponibles et plus dangereuses.

La photolyse et la dissociation de complexes métal-cyanure forts ont été observées dans l'effluent d'une ancienne mine d'or. Il a été observé que les concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  dans les échantillons collectés dans un canal à ciel ouvert recevant l'effluent d'un amas de minerai inactif augmentaient rapidement durant le jour jusqu'à 0,7 mg/L pour diminuer jusqu'à 0,2 mg/L la nuit, alors que les concentrations des complexes  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$  (p. ex.  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$ ) exhibaient un comportement inverse (Johnson et al. 2002). La vitesse de photodissociation des complexes de cyanure a été estimée à 0,9 mg CN/L/h pour une température dans la gamme 14,6-28,2 °C (Johnson et al. 2002). La conception du canal utilisé lors de cette étude, environ 0,5 mètre de largeur et quelques centimètres de profondeur, peut avoir été favorable à la dissociation des complexes métal-cyanure, la vitesse de photodissociation variant avec l'intensité solaire, la lumière, l'absorption de la lumière dans la colonne d'eau et la température (Johnson et al. 2015). En accord avec la RQE de la C.-B. pour le cyanure (B.C. MOE 1986), ces résultats suggèrent qu'il existe un cycle diurne régulier pour la spéciation des cyanures, indiquant que les espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$  mesurées dans les concentrations de  $\text{CN}_T$  peuvent être photodissociées et constituer une source de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  dans l'effluent d'une mine d'or et, possiblement, dans l'environnement récepteur. La dissociation des espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$  dans l'environnement récepteur pourrait donc conduire à des concentrations potentiellement dangereuses de HCN dans l'environnement, en particulier dans les zones où les concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  ou de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  ont déjà été mesurées.

Les concentrations de  $\text{CN}_T$  mesurées dans des échantillons d'eau de surface collectés dans des zones exposées et des zones de référence entre 2003 et 2015 et soumises à Environnement et Changement climatique Canada en vertu du REMM et du programme ESEE ont été étudiées (tableau 7-2) (ESEE 2016). Les limites de détection rapportées pour l'ensemble de données vont de  $1,0 \times 10^{-3}$  à 100 µg/L  $\text{CN}_T$  et étaient souvent supérieures à la CESE de 1,7 µg/L pour HCN. Les mesures inférieures à la limite de détection ont été retenues pour l'analyse de l'exposition, mais ont été établies à une valeur égale à la moitié de la limite de détection spécifique.

Les résultats de l'analyse indiquent généralement dans concentrations de  $\text{CN}_T$  plus élevées dans les échantillons d'eau collectés dans des zones exposées, comparativement à celles dans les zones de référence. Les concentrations de  $\text{CN}_T$  détectées excédaient la CESE plus régulièrement dans les zones exposées (39 %) comparativement à celles des zones de référence (23 %). La concentration maximale rapportée, la moyenne géométrique et la moyenne arithmétique étaient aussi supérieures à celles des zones de référence. La médiane de l'exposition et les ensembles de données de référence sont comparables, et ceci est expliqué par le nombre de non-détections transformées dont la valeur est considérée être la moitié de la limite de détection. Étant donné que les limites de détection (p. ex. 0,1 mg/L  $\text{CN}_T$ ) étaient souvent supérieures à la CESE, une non-détection ne signifie pas l'absence de cyanures dans un échantillon, et les concentrations de cyanures excédant la CESE peuvent être plus nombreuses que ce que la proportion de détections pourrait suggérer.

**Tableau 7-2 – Résumé des résultats de la surveillance pour la CN<sub>T</sub> mesurée en vertu du REMM de 2003 à 2015 (ESEE 2016)**

Paramètre	Zones exposées	Zones de référence
Nombre total de mesures (% de détection)	2501 (41 %)	2405 (23 %)
Nombre d'installations	85	84
Nombre de détections <sup>a</sup> excédant la CESE <sup>b</sup> (%) de dépassement)	970 (39 %)	553 (23 %)
Nombre d'installations dont des détections excèdent la CESE	70	64
Min – Max (µg/L)	< 1,0 x 10 <sup>-3</sup> – 926	< 1,0 x 10 <sup>-3</sup> – 420
Moyenne arithmétique (µg/L)	13,9	3,9
Moyenne géométrique (µg/L)	3,2	2,0
Médiane (µg/L) <sup>c</sup>	2,5	2,5
95 <sup>ème</sup> percentile (µg/L)	39	11,3

<sup>a</sup> Mesures excédant la limite de détection de la méthode d'analyse

<sup>b</sup> CESE chronique = 1,7 µg HCN/L

<sup>c</sup> Les valeurs médianes sont les mêmes pour les deux zones, en raison du pourcentage élevé de mesures inférieures à la limite de détection.

Nous avons analysé les données de 10 installations d'exploitation minière (c.-à-d. des mines d'or et les installations de traitement) dont plus de 50 % des détections dans les zones exposées étaient supérieures à la CESE, ainsi qu'un grand ensemble de données (tableau 7-3). Des concentrations de CN<sub>T</sub> ont été rapportées dans l'effluent de toutes les installations, confirmant leur utilisation de cyanures pour leur procédé. Les résultats confirment que les concentrations de CN<sub>T</sub> dans les zones exposées sont supérieures à celles dans les zones de référence et qu'elles pourraient être liées positivement à l'activité minière, mais pas de manière significative à d'autres sources (p. ex. feux de forêt).

**Tableau 7-3 – Étude des mesures de CN<sub>T</sub> par site (ESEE 2016)**

Site	Période d'échantillonnage	Type de zone	Taille de l'échantillon	Détection > CESE (%)	Médiane (µg/L)	Moyenne géométrique (µg/L)	Moyenne (µg/L)
1 <sup>a</sup>	2004-2015	Exposée	120	90	7	6,8	10,7
1 <sup>a</sup>	2004-2015	Référence	108	18,5	1	1,4	2,0
2	2004-2015	Exposée	47	74,5	3	3,0	3,9

Site	Période d'échantillonnage	Type de zone	Taille de l'échantillon	Détection > CESE (%)	Médiane (µg/L)	Moyenne géométrique (µg/L)	Moyenne (µg/L)
2	2004-2015	Référence	46	13	1	1,2	1,2
3	2004-2015	Exposée	35	74	4	5,0	14
3	2004-2015	Référence	34	3	1	0,9	1
4	2003-2015	Exposée	44	70	9.6	8,2	11,5
4	2003-2015	Référence	44	48	3.8	4,6	5,9
5 <sup>b</sup>	2004-2015	Exposée	13	92	313	206,9	336,7
5 <sup>b</sup>	2004-2015	Référence	16	87.5	7.9	6,7	7,5
6	2004-2015	Exposée	50	62	8.3	6,3	30,6
6	2004-2015	Référence	49	45	1	2,9	8,2
7	2009-2015	Exposée	25	92	14	15,1	32,9
7	2009-2015	Référence	26	50	5	5,8	9,5
8	2009-2015	Exposée	25	88	20	17,5	43,4
8	2009-2015	Référence	26	50	2.5	2,5	5,1
9	2005-2015	Exposée	41	78	13	10	18,0
9	2005-2015	Référence	41	46	5	4,7	6,4
10	2004-2015	Exposée	221	65	10.2	9,4	17
10	2004-2015	Référence	149	45	2.5	4,5	5,7

<sup>a</sup> Le site 1 comprend une installation de traitement et une mine qui réalisent conjointement un suivi des effets sur l'environnement, mais qui soumettent des ensembles de données distincts sur les concentrations dans l'eau au système de déclaration du REMM. Les renseignements ont été analysés conjointement.

<sup>b</sup> Le site 5 a cessé ses opérations en 2008, mais continue de rejeter un effluent dans l'environnement récepteur.

Les données sur les concentrations de CN<sub>Libre</sub> et, de préférence, de CN<sub>DAFa</sub> dans l'environnement récepteur de ces mêmes dix sites ont été extraites et analysées (tableau 7-4) afin d'éclaircir la spéciation des cyanures dans l'environnement récepteur des installations des mines de métaux. La disponibilité de données de surveillance de ces deux paramètres était généralement faible. De plus, les concentrations de CN<sub>Libre</sub> et de CN<sub>DAFa</sub> n'étaient pas systématiquement mesurées sur tous les sites d'échantillonnage utilisés pour caractériser les zones « exposées » ou de « référence » utilisées lors de la surveillance des effets sur l'environnement (sites des tableaux 7-2 et 7-3). Des données étaient quelques fois disponibles pour d'autres sites d'échantillonnage (site 1, ruisseau exposé près d'un champ). Les données présentées dans le tableau 7-4 sont constituées de statistiques déjà calculées tirées des rapports de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) (p. ex. site 6) ou de statistiques (p. ex. médiane, moyenne géométrique et moyenne arithmétique) calculées à partir de données de ces rapports (ECCC 2016d). Les valeurs inférieures à la limite de détection ont été converties en la moitié de cette limite. Des concentrations de

$\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  ont été détectées dans l'environnement récepteur de toutes les installations où des mesures ont été faites, mais les concentrations médianes sont généralement faibles puisque de nombreuses mesures sont inférieures à la limite de détection. Des concentrations de  $\text{CN}_T$  supérieures à celles de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  concentrations ont été systématiquement mesurées sur tous les sites, indiquant qu'une fraction des espèces de  $\text{CN}_T$  était constituée d'espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$ .

**Table 7-4 – Analyse spécifique du site pour  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  et  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et concentrations  $\text{CN}_T$  correspondantes (EMSWR 2016, ECCC 2016d)**

Site	Période d'échantillonnage	Type de zone	Paramètre	Taille de l'échantillon	Médiane (µg/L)	Moyenne géométrique (µg/L)	Moyenne (µg/L)
1	2011-2012	Exposée (lac)	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	5	1	1,2	1,4
1	2011-2012	Exposée (lac)	$\text{CN}_T$	6	8	7,3	7,7
1	2011-2012	Référence (lac)	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	7	1	1	1
1	2011-2012	Référence (lac)	$\text{CN}_T$	7	1	1	1
1	2008-2010	Exposée (ruisseau près du site)	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	34	-	-	2 - 4
1	2008-2010	Exposée (ruisseau près du site)	$\text{CN}_T$	52	-	-	5 - 11
1	2008-2010	Référence (ruisseau)	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	33	-	-	2 - 4
1	2008-2010	Référence (ruisseau)	$\text{CN}_T$	37	-	-	2 - 4
2	2014-2015	Exposée	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	14	1	1,4	1,6
2	2014-2015	Exposée	$\text{CN}_T$	14	2,5	2,2	2,8
2	2014-2015	Référence	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$	8	1	1	1
2	2014-2015	Référence	$\text{CN}_T$	8	1	1	1
6	2005-2012	Exposée	$\text{CN}_{\text{Libre}}$	-	1	-	4,3
6	2005-2012	Exposée	$\text{CN}_T$	-	6,2	-	20

Site	Période d'échantillonnage	Type de zone	Paramètre	Taille de l'échantillon	Médiane (µg/L)	Moyenne géométrique (µg/L)	Moyenne (µg/L)
6	2005-2012	Référence	CN <sub>Libre</sub>	-	1	-	3
6	2005-2012	Référence	CN <sub>T</sub>	-	5	-	14
6	2012-2014	Exposée	CN <sub>Libre</sub>	94	-	-	2
6	2012-2014	Exposée	CN <sub>T</sub>	94	-	-	18
6	2012-2014	Référence	CN <sub>Libre</sub>	75	-	-	2,1
6	2012-2014	Référence	CN <sub>T</sub>	75	-	-	8
7	2009-2015	Exposée	CN <sub>DAFa</sub>	12	2,5	4,5	6,7
7	2009-2015	Exposée	CN <sub>T</sub>	15	8	8,8	12
7	2009-2015	Référence	CN <sub>DAFa</sub>	9	2,5	4,6	6
7	2009-2015	Référence	CN <sub>T</sub>	13	7	5,8	8,6
8	2015	Exposée	CN <sub>DAFa</sub>	3	5	6,8	11
8	2015	Référence	CN <sub>DAFa</sub>	3	1	1,7	2,3
10 <sup>a</sup>	2012-2015	Exposée	CN <sub>DAFa</sub>	181	2,5	2,8	3
10 <sup>a</sup>	2012-2015	Référence	CN <sub>DAFa</sub>	35	2,5	2,5	2,5

<sup>a</sup> Données tirées d'EMSWR (2016) : 15 % des mesures dans la zone exposée étaient supérieures à la CESE (1,7 µg/L) et à la limite de détection.

Les données de surveillance suggèrent que le secteur de l'exploitation minière des métaux est une source de cyanures, et les concentrations de CN<sub>T</sub> étaient souvent supérieures à la CESE. Bien que la spéciation des cyanures mesurés avec CN<sub>T</sub> soit inconnue, certaines occurrences de concentrations mesurées de CN<sub>DAFa</sub> ou CN<sub>Libre</sub> ont été rapportées sur tous les sites où de telles mesures étaient réalisées. Nous ne savons pas si la présence de ces espèces dans l'environnement récepteur est due à des rejets directs dans l'effluent de la mine ou si elle est due à la photolyse de complexes stables. Bien que de nombreuses occurrences de mesures de CN<sub>DAFa</sub> ou de CN<sub>Libre</sub> aient été inférieures à la limite de détection, nous ne savons pas si la collecte des échantillons a été faite en période d'exposition solaire maximale quand, en cas de pénétration suffisante de la lumière dans le plan d'eau, la photolyse des cyanures complexes auraient pu conduire à la formation de cyanure libre. Les échantillons collectés tôt le matin ou tard l'après-midi pourraient sous-représenter la présence de ces espèces dans l'environnement.

L'existence de mesures de  $\text{CN}_T$  supérieures à la CESE et à la limite de détection dans l'ensemble des données (23 % de toutes les mesures) pour les zones de référence est rarement expliquée dans les rapports de l'ESEE. La présence de cyanures dans les échantillons de référence peut être due à des facteurs de confusion comme les rejets d'anciens sites miniers ou de zones de résidus, à des sources naturelles comme la décomposition de matière végétale ou à des feux de forêt.

### 7.2.5 Production de fer et d'acier

Du cyanure libre et d'autres espèces peuvent être présentes dans le gaz et les eaux usées rejetés par les cokeries et les hauts fourneaux des aciéries (Luzin et al. 2012, Petelin et al. 2008, Yu et al. 2016). Le coke métallurgique est préparé en chauffant du coke dans une atmosphère sans oxygène, et il est utilisé dans les hauts fourneaux pour réduire le minerai de fer en fer (EPA 2008). Des cyanures sont produits par réaction entre le carbone et l'azote dans des conditions réductrices et à haute température ( $> 1000 ^\circ\text{C}$ ), des conditions qui existent lors des opérations de cokéfaction et des hauts fourneaux (Wong-Chong et al. 2006c, Petelin et al. 2008). Des cyanures peuvent être présents dans les gaz de four à coke (GFC) et les gaz des hauts fourneaux, dans l'eau de refroidissement qui a été en contact avec les GFC, dans l'eau de lavage provenant du nettoyage des GFC afin d'en éliminer des contaminants (aussi appelée eau usée ammoniacale), ou dans l'effluent du laveur de gaz de hauts fourneaux (Wong-Chong et al. 2006b, EPA 2008). En plus du cyanure libre, parmi d'autres cyanures formés pendant les opérations des hauts fourneaux on retrouve des cyanures simples comme  $\text{KCN}$  et  $\text{NaCN}$  ou du cyanogène ( $\text{CN}_2$ ) (Luzin et al. 2012, Petelin et al. 2008), qui se dissocient rapidement dans l'eau pour former du cyanure libre. Des complexes fer-cyanure ont été identifiés dans la boue de hauts fourneaux résultant du lavage des gaz (Rennert et Mansfeldt 2002).

Des concentrations élevées de cyanures ont été rapportées dans l'effluent du laveur de gaz de hauts fourneaux et dans l'effluent de fours à coke, respectivement (probablement en tant que  $\text{CN}_T$ ) de 5,7 et 80 mg/L (Ellis et al. 1976), toutefois la spéciation n'est pas toujours spécifiée. Des concentrations de 2,1 mg/L  $\text{CN}_T$ , 0,3 mg/L de cyanures dissociables et de 0,8 mg/L de cyanures complexes ont été rapportées dans les eaux non traitées d'une installation de cokéfaction (Kelada 1989). La concentration rapportée de 0,3 mg/L de cyanures dissociables est incertaine, car par définition la somme des cyanures dissociables et des cyanures complexes devrait être égale à la concentration de  $\text{CN}_T$  et la concentration réelle des cyanures dissociables pourraient en fait être de 1,3 mg/L. Des concentrations de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  et de  $\text{CN}_T$  de 430 et 833  $\mu\text{g/L}$  ont été mesurées dans l'effluent d'un haut fourneau en Australie (Pablo et al. 1997), indiquant qu'une fraction significative des cyanures rejetés dans l'environnement ( $> 50 \%$ ) peut être la forme plus disponible  $\text{CN}_{\text{Libre}}$ . Des aciéries ont été identifiées comme sources de cyanures dans le port de Hamilton de 1997 à 2007, lors du rejet d'eaux de traitement et de refroidissement pendant la production d'acier (HH RAP TT 2010), toutefois les rejets de ces installations ont diminué de manière significative depuis 2002.

En vertu du Effluent Monitoring and Effluent Limits - Iron and Steel Manufacturing Sector Regulations (Rég. O. 214/95) (Ontario 1990), certaines installations du secteur du fer et de l'acier doivent déclarer mensuellement leurs rejets de cyanures (en tant que charges de  $\text{CN}_T$ ) dans l'environnement récepteur au ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique de l'Ontario (EAMCC ONT). Les charges de cyanures peuvent être rapportées pour « l'effluent de procédé », pour « l'eau de refroidissement non recyclée (ERNR) » ou pour « l'effluent combiné » (Ontario 2016). Des concentrations environnementales estimées (CEE), basées sur celles de  $\text{CN}_T$ , ont été calculées au moyen des concentrations annuelles moyennes calculées pour chaque circuit d'effluent en utilisant les données déclarées trimestriellement par l'industrie pour les années 2012 à 2014 (tableau 7-5) (Ontario 2016) et en appliquant un facteur de dilution de 10 pour estimer les concentrations dans l'environnement aquatique. La concentration naturelle de cyanures dans l'environnement est assumée être négligeable et aucune valeur « de fond » n'a été ajoutée aux CEE.

Les résultats indiquent que pour deux installations (sites 1 et 4) la CEE est supérieure à la CESE de 1,7 µg/L pour  $\text{CN}_{\text{Libre}}$ , en raison des rejets de leur effluent de procédé et de l'effluent combiné.

**Tableau 7-5 – CEE basées sur  $\text{CN}_T$  pour le secteur du fer et de l'acier en 2012-2014 (Ontario 2016)**

Site	Année	Charge annuelle totale (kg) <sup>a</sup>	CEE (effluent de procédé) (µg/L)	CEE (ERNR) (µg/L)	CEE (effluent combiné) (µg/L)
1	2014	2125	1,82	0,38	-
1	2013	3034	3,20	0,23	-
1	2012	2142	2,54	-	-
2	2014	352	$5,60 \times 10^{-2}$	0	0,38
2	2013	297	0,31	0	0,27
2	2012	303	0,46	-	0,27
3	2014	76	0,15	0,20	-
3	2013	158	0,26	0,28	-
3	2012	31	0,26	-	-
4	2014	924	7,74	-	3,42
4	2013	596	5,82	-	2,83
4	2012	855	8,28	-	2,19

<sup>a</sup> Charge calculée en utilisant la charge annuelle moyenne basée sur les charges mensuelles déclarées à EAMCC Ontario

## 7.2.6 Sels de voirie

Des ferrocyanures peuvent être utilisés comme antiagglomérants dans des sels de voirie afin de prévenir leur agglomération (EC, SC 2001). Les sels de voirie contenant des ferrocyanures sont appliqués comme agents de déglaçage sur des routes et des aires de stationnement dans de nombreuses provinces canadiennes (EC et SC 2001, Exall et al. 2013) à la fin de l'automne, en hiver ou au printemps. Les quatre cyanures les plus souvent utilisés comme antiagglomérant sont le ferrocyanure de tétrasodium (prussiate jaune de sodium (PJS), n° CAS 13601-19-9), le ferricyanure de sodium (n° CAS 14217-21-1), le ferrocyanure de potassium (n° CAS 13943-58-3) et le ferrocyanure ferrique (bleu de Prusse insoluble; n° CAS 14038-43-8) (EC et SC 2001, Exall et al. 2011, Levelton Consultants 2007). La teneur en PJS par kilogramme de sel de voirie a été rapportée dans la gamme de 30 à 124 mg/kg de NaCl (EC, SC 2001). Des données plus récentes indiquent une présence négligeable de PJS (négligeable à 0,045 mg PJS/kg de NaCl) dans des échantillons collectés par des administrations routières provinciales en C.-B., en Alberta et au Manitoba, mais des concentrations plus élevées allant de 17 à 102 mg PJS/kg de NaCl ont été rapportées dans des échantillons collectés en Ontario, au Québec, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve (Exall et al. 2013).

Le ferrocyanure de sodium se dissout dans l'eau et libère l'anion ferrocyanure  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$  (EC, SC 2001). Bien que l'anion ferrocyanure soit stable et peu toxique pour les organismes, en solution il peut être complètement dissocié par photolyse pour produire du cyanure libre ( $\text{HCN}/\text{CN}^-$ ) (EC, SC 2001, Exall et al. 2011). En 2012, des expériences de photolyse ont été réalisées sur trois échantillons d'eau de ruissellement de routes exposés à la lumière solaire pendant 6 heures par jour dans des conditions hivernales (p. ex. intensité lumineuse) et à des températures allant de -5 à -2 °C (Exall et al. 2013). Les résultats indiquent que l'anion ferrocyanure est rapidement converti en cyanure libre (exprimé en tant  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$ ), basé sur des demi-vies allant de 2,2 à 3,9 heures (Exall et al. 2013). Du cyanure libre peut donc être libéré dans l'environnement en raison de la présence de ferrocyanures comme antiagglomérant dans des sels de voirie utilisés pendant l'automne, l'hiver et le printemps à des fins de déglaçage des routes et d'aires de stationnement.

En 2001, l'utilisation de ferrocyanures comme agents antiagglomérants a fait l'objet d'une étude dans le cadre de l'évaluation des sels de voirie de la Liste des substances d'intérêt prioritaire (EC, SC 2001). Étant donné que les concentrations mesurées dans l'environnement étaient limitées, les concentrations de cyanure libre dans des eaux de ruissellement ont été modélisées et estimées dans la gamme de 0,0039 à 39 µg  $\text{CN}^-/\text{L}$  après 1 heure (EC, SC 2001). Cette évaluation a permis de déterminer que des espèces sensibles de microorganismes aquatiques, de plantes aquatiques, d'invertébrés aquatiques et de vertébrés aquatiques présents dans les fossés au bord des routes et dans les cours d'eau dans des zones où des sels de voirie sont utilisés

pourraient subir des effets nocifs aux niveaux d'utilisation actuels de ces sels (EC, SC 2001). Le scénario modélisé assume une dissociation incomplète de l'anion  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$  (dissociation maximale de 85 %), basée sur les résultats de Broderius et Smith (1980). Kuhn et Young (2005) lors d'une étude plus récente ont observé une dissociation complète de l'anion ferrocyanure, et une dissociation partielle de  $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$  a été jugée incohérente avec d'autres modèles de réaction photolytique par Young et al (2005).

Des concentrations de cyanures ont été mesurées aux États-Unis dans de la neige ( $\text{CN}_T$  non détecté - 270 µg/L), dans un ruisseau urbain modifié pour recevoir des eaux pluviales ( $\text{CN}_T$  non détecté – 45 µg/L) et dans des eaux de surface de quatre sites recevant les eaux de ruissellement de quatre installations de stockage de sel ( $\text{CN}_T$  non détecté - 200 µg/L;  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  non détecté – 96 µg/L) (Novotny et al. 1998, Ohno 1989).

Au Canada, des concentrations de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  ont été mesurées dans des égouts pluviaux, dans des eaux de ruissellement de routes, d'aires de stationnement ou d'installations de stockage de sel et dans des bassins de retenue d'eaux pluviales (tableau 7-6). Les concentrations mesurées de  $\text{CN}_T$  et de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  dépendent d'une variété de facteurs, dont la teneur en antiagglomérant du sel utilisé sur les routes, la limite de détection, la période entre l'application du sel de voirie et la collecte de l'échantillon et la méthode d'échantillonnage. Dans toutes les études, des concentrations significatives de  $\text{CN}_T$  ont été mesurées. La ville d'Edmonton utilise un mélange abrasif-sel à faible teneur en sel (7 %) comme produit antidérapant qui a pu contribuer aux faibles concentrations de  $\text{CN}_T$  mesurées dans ces eaux pluviales (Novotny et al. 1998).

**Tableau 7-6 - Concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_T$  dans les égouts pluviaux et les eaux de ruissellement au Canada**

Type d'échantillon (date)	Endroit (taille de l'échantillon)	$\text{CN}_T$ médiane <sup>a</sup> (gamme) (µg/L)	$\text{CN}_{\text{DAFa}}$ médiane <sup>a</sup> (gamme) (µg/L)	Référence
Décharge d'égout pluvial <sup>b</sup>	Edmonton (n=5)	3 – 7	-	Novotny et al. 1998
Eau de ruissellement d'une aire de stationnement (déglacant autre) <sup>c</sup> (2009)	Mississauga (n=21)	55 (ND – 847)	5 (ND – 444)	Exall et al. 2011
Eau de ruissellement d'aire de stationnement <sup>c</sup> (2009)	Mississauga (n=46)	45,5 (ND – 415)	5 (ND – 80)	Exall et al. 2011

Fonte nivale d'une installation de stockage de la neige <sup>d</sup> (2007-2008)	Richmond Hill (n=61)	30 (ND – 551)	10 (ND – 29)	Exall et al. 2011
Bassins de retenue d'eaux pluviales <sup>e</sup> (2008-2009)	Peterborough, Richmond Hill, Toronto (n=65)	3 (ND – 49)	3 (ND – 36)	Exall et al. 2011
Eau de ruissellement du tablier d'un pont routier (2010-2012) <sup>f</sup>	Burlington (n=24)	77 (28 – 245)	4 (ND – 17)	Exall et al. 2013
Eau de ruissellement d'une aire de stationnement (2010-2012) <sup>f</sup>	Burlington (n=34)	92 (35 – 483)	< 2 (2 – 24)	Exall et al. 2013

Abréviations : ND = non détecté

<sup>a</sup> Médiane pour Exall et al. (2011) calculée en convertissant des non détections en moitié de la limite de détection.

<sup>b</sup> Edmonton a utilisé un mélange d'abrasif-sel et de sel (teneur en sel de 7 % en poids) (Novotny et al. 1998).

<sup>c</sup> Les échantillons d'eau de ruissellement d'aire de stationnement ont été collectés lors de la première fonte nivale/ruissellement après l'application de sel (Exall et al. 2011), de novembre 2008 à avril 2009, la limite de détection étaient de 10 µg/L pour CN<sub>T</sub> et CN<sub>DAFa</sub>.

<sup>d</sup> Les échantillons d'eau de ruissellement de l'installation de stockage de la neige ont été collectés quand la fonte avait lieu, des jours ou des semaines après l'application du sel de voirie (Exall et al. 2011), de janvier 2007 à avril 2008, la limite de détection était de 20 µg/L pour CN<sub>T</sub> et CN<sub>DAFa</sub>.

<sup>e</sup> Les échantillons d'eau de bassin de retenue d'eau pluviale ont généralement été collectés au printemps et en été, des mois après l'application du sel de voirie (Exall et al. 2011), la limite de détection pour CN<sub>T</sub> et CN<sub>DAFa</sub> était de 17 µg/L et a été abaissée à 6 µg/L au cours de l'étude.

<sup>f</sup> Les échantillons d'eau de ruissellement d'aire de stationnement et de tablier de pont routier ont été collectés de décembre 2010 à avril 2011 et de décembre 2011 à avril 2012 (Exall et al. 2013).

Pour l'étude d'Exall et al. (2011), une méthode colorimétrique a été utilisée pour la mesure de CN<sub>DAFa</sub> et la limite de détection a varié 6 à 20 µg/L au cours de l'étude. Environ 40 % des échantillons d'eau de ruissellement d'aire de stationnement avaient des concentrations de CN<sub>DAFa</sub> supérieures à la limite de détection de 10 µg/L et, étant donné que ces eaux de ruissellement étaient rejetées directement dans un ruisseau adjacent, elles constituent une source de cyanure libre dans l'environnement. Le faible pourcentage des échantillons d'eau de fonte nivale (11 %) et d'eau de bassin de retenue d'eaux pluviales (6%) excédant la limite de détection de CN<sub>DAFa</sub> comparativement aux eaux de ruissellement d'aire de stationnement pourrait être expliqué par la période plus longue entre l'application du sel de voirie et l'échantillonnage (des semaines ou des mois) ou par une dilution. Une période plus longue pourrait avoir permis une plus grande photolyse de ferrocyanures et une plus grande volatilisation subséquente de HCN, conduisant à une diminution globale des mesures de CN<sub>DAFa</sub> (Exall et al. 2011).

Les concentrations médianes de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  de 4 et < 2 µg/L mesurées dans les eaux de ruissellement d'un pont routier et d'une aire de stationnement à Burlington de 2010 à 2012 (Exall et al. 2013) suggèrent des concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  plus faibles que celles qui avaient été mesurées dans les eaux de ruissellement d'une aire de stationnement à Mississauga (Exall et al. 2011). En se basant sur les concentrations de  $\text{CN}_T$  dans les eaux de ruissellement (médiane de 92 µg/L), ces auteurs suggèrent que la procédure d'échantillonnage utilisée pendant l'étude de 2010-2012 était inadéquate pour la collecte d'échantillons destinés à des analyses de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et que ceci expliquerait probablement les plus faibles concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  mesurées lors de cette étude (Exall et al. 2013).

Des résultats récents des deux études d'Exall et al. (2011, 2013) sont considérés comme des scénarios réalistes de pire cas de rejets de cyanure libre dans l'environnement dus à des eaux de ruissellement de routes sur lesquelles des sels de voirie avaient été appliqués durant l'hiver et le printemps. Des CEE dans l'environnement aquatique récepteur ont été calculées en appliquant un facteur de dilution de 10 aux concentrations de cyanure (médiane et gamme) mesurées dans les eaux de ruissellement des aires de stationnement de Mississauga et Burlington et aux concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement de routes. La concentration naturelle de cyanures est assumée être négligeable et aucune valeur de fond n'a été ajoutée aux CEE calculées.

### **7.3 Caractérisation des risques pour l'environnement**

La partie portant sur l'environnement de la présente évaluation préalable est centrée sur les cyanures et plus précisément sur le cyanure libre et l'entité préoccupante HCN ainsi que sur d'autres substances considérées être des précurseurs du cyanure libre, dont les 10 cyanures identifiés comme d'intérêt prioritaire pour une évaluation. Divers éléments de preuve ont été pris en compte et nos conclusions ont été tirées en suivant une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution, tel que requis par la LCPE. Parmi les éléments de preuve, on retrouve les résultats des calculs de quotient de risque pour des scénarios d'exposition clés, des renseignements sur le devenir, la persistance, la toxicité et les sources de cyanures dans l'environnement au Canada.

#### **7.3.1 Analyse des quotients de risque**

Nous avons réalisé pour des environnements aquatiques une analyse de quotient de risque, intégrant des concentrations mesurées et des estimations d'exposition de pire cas réaliste avec des renseignements sur la toxicité chronique, afin de déterminer s'il existe un potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les quotients de risque (QR) pour trois scénarios d'exposition décrits à la section 7.2 sont présentés dans le tableau 7-7. Les QR ont été calculés en comparant les CEE, calculées pour les secteurs de l'exploitation minière des métaux et du fer et de l'acier et pour des eaux de ruissellement (aires de stationnement et routes sur lesquelles des sels de voirie contenant du ferrocyanure ont été appliqués), aux CESE à long terme pour les

organismes aquatiques. La CESE à long terme a été utilisée pour l'analyse du quotient de risque car, dans le cas de ces trois scénarios d'exposition, les rejets devraient être soit continus (exploitation minière de métaux précieux et aciéries) soit survenir pendant plusieurs jours ou semaines et conduire à une exposition des organismes aquatiques à du cyanure libre pendant des périodes représentatives d'une exposition chronique.

Les CEE étaient basées sur des concentrations ou des charges mesurées de  $CN_T$ . Des QR calculés en utilisant des CEE basées sur des concentrations de  $CN_{DAFa}$  sont aussi présentés pour la caractérisation de l'exposition à des eaux de ruissellement d'aires de stationnement en tant qu'élément de preuve supplémentaire, puisque les concentrations de  $CN_{DAFa}$  et de  $CN_T$  avaient été mesurées simultanément dans les mêmes échantillons et peuvent être corrélées. La disponibilité de mesures de  $CN_{DAFa}$  pour le secteur de l'exploitation minière des métaux était insuffisante pour pouvoir caractériser le secteur dans sa totalité.

**Tableau 7-7 – Quotients de risques (QR) calculés pour les eaux de surface basés sur une CESE de 1,7 µg/L HCN pour des scénarios d'exposition dans le cas de trois secteurs d'activité**

Secteur	Détails	Gamme des CEE (µg/L)	Gamme des QR	CEE médiane (µg/L)	QR médian	Moyenne géométrique de la CEE (µg/L)	Moyenne géométrique du QR
Exploitation minière de métaux	Tous les sites (n=85) $CN_T$	< LD - 926	Négl. - 548	2,5	1,5	3,2	1,9
Exploitation minière de métaux	10 sites analyse spéfic. de $CN_T^a$	0,5 - 926	0,3 - 548	3 - 313	1,8 - 185	3 - 207	1,8 - 122
Fer et acier	Tous les sites (n=4) $CN_T$	-	-	Négl. - 8,28	Négl. - 4,9	-	-
Eaux de ruissellement d'aires de stationnement	3 sites $CN_T$	0,5 - 84,7	0,3 - 50,1	4,5 - 9,2	2,7 - 5,4	-	-
Eaux de ruissellement d'aires de	2 sites $CN_{DAFa}$	0,5 - 44,4	0,3 - 26,3	0,5	0,3	-	-

Secteur	Détails	Gamme des CEE (µg/L)	Gamme des QR	CEE médiane (µg/L)	QR médian	Moyenne géométrique de la CEE (µg/L)	Moyenne géométrique du QR
stationnement							
Eaux de ruissellement de routes	1 site CN <sub>T</sub>	0,3 – 24,5	0,16 – 14,5	7,7	4,5	-	-

Abréviations : Négl.= négligeable; - = ne s'applique pas

<sup>a</sup> Ces 10 sites sont inclus dans les 85 sites d'exploitation minière.

### 7.3.2 Prise en compte des éléments de preuve et des incertitudes

#### 7.3.2.1 Prise en compte des éléments de preuve

Une fois rejetés dans l'environnement aquatique, les cyanures peuvent se dissocier et libérer du cyanure libre et l'entité préoccupante toxique HCN. HCN peut, entre autres, se volatiliser, être biodégradé ou former des complexes de stabilité variable avec de nombreux métaux. HCN n'est pas persistant dans l'eau et n'est pas bioaccumulé.

Toutefois, il est hautement toxique pour les organismes aquatiques et une exposition chronique à de faibles concentrations de HCN (aussi faibles que 1,7 µg HCN/L) peut causer des effets nocifs sur des organismes aquatiques. Les concentrations mesurées de CN<sub>T</sub> comprennent les espèces de CN<sub>Libre</sub> et de CN<sub>DAFa</sub>, mais aussi des espèces de CN<sub>DAFo</sub> qui ont une toxicité plus faible que celle de HCN, et baser les CEE sur les mesures de CN<sub>T</sub> constitue donc une approche potentiellement prudente. Néanmoins, il existe de nombreuses preuves à l'effet que les espèces de CN<sub>DAFo</sub> peuvent rapidement être photodissociées dans l'environnement et constituent donc un réservoir potentiel de cyanure libre. Les rejets de cyanures dans l'environnement aquatique par certaines industries ou d'autres activités comme l'application de sels de voirie peuvent donc générer des concentrations de cyanure libre près de sources ponctuelles, qui peuvent causer des effets nocifs sur des organismes au Canada, en particulier sur les poissons.

Le secteur de l'exploitation minière des métaux, et plus précisément celui de l'exploitation minière de l'or et des métaux précieux, utilise de grandes quantités de cyanure de sodium pour la récupération des métaux. Les installations qui utilisent des cyanures pour leur procédé doivent, en vertu du REMM, déclarer à ECCC les concentrations dans leurs effluents et surveiller les concentrations de CN<sub>T</sub> dans l'environnement récepteur dans le cadre des ESEE. Les cyanures présents dans l'effluent peuvent être traités au moyen de systèmes d'atténuation passive ou active (p. ex. biodégradation ou oxydation) avant le rejet. Toutefois, les données de surveillance recueillies en vertu du REMM indiquent que la concentration de CN<sub>T</sub> est mesurée dans l'environnement récepteur de manière constante, comme le montrent les

40 % de non-détections excédant la CESE pendant la période 2003-2015, et des effets chroniques sur des organismes aquatiques peuvent se produire.

Des cyanures sont produits fortuitement par les aciéries lors des activités de cokéfaction et de fonte. Les charges de  $\text{CN}_T$  rejetées dans l'effluent par les aciéries sont déclarées mensuellement au MEAMCC de l'Ontario. Elles indiquent que les concentrations de cyanures près des points de rejet de divers circuits continus d'effluent par certaines installations peuvent excéder la CESE et causer des effets chroniques à des organismes aquatiques.

Un certain nombre de cyanures de fer, et de manière plus importante de ferrocyanures, sont utilisés comme antiagglomérants dans des produits de déglaçage appliqués sur les routes et les aires de stationnement dans plusieurs provinces au Canada. Des études récentes réalisées au Canada (Exall et al. 2011, 2013) confirment que les ferrocyanures peuvent être rapidement dissociés pour former du cyanure libre une fois les produits de déglaçage appliqués. Les CEE basées sur des concentrations de  $\text{CN}_T$  ou de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  mesurées dans les eaux de ruissellement d'aires de stationnement et de routes au Canada indiquent que cette activité peut causer des effets nocifs sur certains organismes aquatiques quand ces eaux sont rejetées directement dans des eaux de surface pendant les mois d'automne, d'hiver et de printemps. Ces résultats sont en accord avec ceux de l'évaluation de 2001 des sels de voirie basée sur des rejets modélisés. Cette évaluation a permis de déterminer qu'aux niveaux actuels d'utilisation des sels de voirie des espèces sensibles d'organismes aquatiques, de plantes aquatiques, d'invertébrés aquatiques et de vertébrés aquatiques présentes dans les fossés le long des routes ou dans des cours d'eau pourraient subir des effets nocifs potentiels (EC, SC 2001).

Les renseignements présentés indiquent que le cyanure libre et ses précurseurs ont le potentiel pour causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Il est conclu que le cyanure libre et ses précurseurs satisfont aux critères de persistance du Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE, mais pas à ceux sur la bioaccumulation.

En tenant compte de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, il existe un risque d'effets nocifs posés par le cyanure libre et ses précurseurs aux organismes et à la biodiversité, mais pas à l'intégrité plus large de l'environnement.

### 7.3.2.2 Incertitudes

La spéciation des cyanures est complexe et les espèces de cyanure exhibent des comportements différents et des propriétés différentes dans l'environnement. Un échantillonnage en temps opportun et en suivant des méthodes adéquates s'avère donc important. Les méthodes et le moment de l'échantillonnage sont particulièrement importants quand on mesure la concentration de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  en solution. À vrai dire, HCN étant volatil, il peut s'évaporer des échantillons si les méthodes de collecte ne sont pas appropriées, comme l'ont souligné Exall et al. (2013). Ceci pourrait conduire

à une sousestimation des concentrations dans l'environnement. De plus, le moment auquel on procède à la collecte est important pour la mesure de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  ou de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$ , la photolyse des espèces de  $\text{CN}_{\text{DAFo}}$ , et donc les concentrations de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  ou de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$ , sera plus importante à la mi-journée quand le rayonnement solaire est maximal. En conséquence, bien que les concentrations de  $\text{CN}_{\text{DAFa}}$  et de  $\text{CN}_{\text{Libre}}$  soient prises en compte comme éléments de preuve, les CEE sont en fin de compte basées sur des mesures de  $\text{CN}_{\text{T}}$ .

En ce qui concerne l'analyse des cyanures, les limites de détection élevées rapportées, excédant souvent la CESE à long terme pour les eaux de surface, constituent une autre source d'incertitude. Les mesures considérées comme des non-détections ont été assumées égales à la moitié de la limite de détection et, dans certains cas, ces valeurs excédaient la CESE de 1,7 µg HCN/L. Une non-détection ne signifie pas forcément que l'échantillon était complètement exempt de cyanure libre ou d'autres cyanures, et il est donc difficile de déterminer avec précision combien d'échantillons excédaient la CESE. Cette méthode traite adéquatement certaines des incertitudes liées aux non-détections.

L'ensemble de données sur la toxicité chronique (long terme) pour l'environnement aquatique convenait au calcul d'une CESE en utilisant une DSE en accord avec le protocole du CCME (CCME 2007). Toutefois, l'interprétation de certains paramètres diffère de celle du rapport de l'ECETOC (2007). Alors que dans le document de l'ECETOC (2007), les concentrations rapportées dans l'étude de Bringmann et Kuhn (1978) ont été interprétées comme étant celles de KCN, converties ensuite en concentrations de  $\text{CN}^-$ , nous les avons interprétées dans le présent document comme étant celles de  $\text{CN}^-$  et les avons corrigées en concentrations de HCN. De plus, une  $\text{CL}_{50}$  à 48 h rapportée pour *Daphnia pulex* dans l'étude de Cairns et al. (1978) était bien inférieure à d'autres valeurs rapportées pour cette espèce et considérée comme une valeur aberrante. Ces ajustements peuvent contribuer aux différences existant entre la CESE chronique calculée par l'ECETOC et celle utilisée pour la présente évaluation.

Il existe des incertitudes ayant trait aux niveaux de fond potentiels des cyanures dans les eaux de surface au Canada et au fait de savoir si les concentrations de  $\text{CN}_{\text{T}}$  fluctuent avec les saisons. Les cyanures sont généralement surveillés à proximité des sources anthropiques et les résultats pour les zones vierges sont rarement disponibles. D'après les résultats des programmes provinciaux de surveillance de la qualité de l'eau, les concentrations naturelles de cyanures dans l'environnement devraient être faibles. Toutefois, de nombreuses détections de  $\text{CN}_{\text{T}}$  dans des échantillons collectés dans des zones de référence dans le cadre de l'ESEE étaient supérieures à la CESE (23 % de toutes les mesures). Ces concentrations élevées pourraient être expliquées par des facteurs de confusion comme une contamination historique, des proliférations d'algues ou des feux de forêt ou être dues à des problèmes d'échantillonnage ou d'analyse. Par exemple, les sulfures, les nitrates et les nitrites peuvent donner des interférences positives et devraient être éliminés de l'échantillon avant l'analyse (BC MOE 1986, OI Analytical 2012).

## 8. Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Pour la partie de la présente évaluation portant sur la santé humaine, les 10 substances identifiées d'intérêt prioritaire ont été classées en deux sous-groupes : cyanures libre/simple (acide cyanhydrique, cyanure de sodium) et complexes métal-cyanure. Ce dernier sous-groupe a lui-même été divisé en trois : complexes or ou argent-cyanure (dicyanoargentate de potassium, dicyanoaurate de potassium); complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (ferrocyanure de tétrasodium, ferricyanure de tripotassium, ferrocyanure de tétrapotassium); complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer (ferrocyanure ferrique, ferrocyanure ferrique d'ammonium, ferrocyanure ferrique de potassium).

### 8.1 Évaluation de l'exposition

Dans la présente section, nous discutons des expositions potentielles aux cyanures libre/simple et à certains complexes métal-cyanure dues aux milieux de l'environnement, aux aliments et à l'utilisation de produits. Du cyanure libre et des précurseurs de ce cyanure libre sont rejetés par des sources naturelles et anthropiques dans les milieux de l'environnement. Certains cyanures sont présents dans des produits disponibles pour les consommateurs, dont des produits de santé naturels, des produits cosmétiques, des pesticides, des additifs alimentaires et des matériaux d'emballage alimentaire. Les utilisations non-RCC rapportées lors de la mise à jour de l'Inventaire de la LIS (Environnement Canada 2013) sont rapportées à la section 4.3. Il existe peu de données sur l'exposition spécifiques à certains n° CAS. Environnement et Changement climatique Canada a fait des mesures d'acide cyanhydrique (HCN, 74-90-8) dans l'air ambiant et Santé Canada a dosé le cyanure total (CN<sub>T</sub>) dans les systèmes de distribution de l'eau potable et dans le régime alimentaire des Canadiens.

Les données de biosurveillance de la NHANES aux États-Unis sur le thiocyanate (SCN), le principal métabolite du cyanure chez les humains, dans l'urine ont conduit à retenir ce composé comme biomarqueur de l'exposition aux cyanures libre/simple pour la présente évaluation (CDC 2015). Un critère important pour déterminer l'adéquation d'un biomarqueur à une évaluation des risques est la spécificité de ce biomarqueur pour le composé chimique étudié (Aylward et al. 2008, Hays et al. 2008). Suite à une évaluation plus poussée, nous avons déterminé que le SCN urinaire n'était pas un biomarqueur adéquat de l'exposition au cyanure libre, en raison des niveaux relativement élevés de SCN et/ou de précurseurs de SCN dans le régime alimentaire en Amérique du Nord (Kirman et al. en préparation).

Des estimations plus précises de l'exposition au cyanure libre, pour le sous-groupe des cyanures libres/simples, sont présentées pour les voies d'exposition pertinentes.

## **Complexes métal-cyanure – complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (ferrocyanure de tétrasodium, ferricyanure de tripotassium, ferrocyanure de tétrapotassium)**

### **Milieux de l'environnement et aliments**

Les niveaux de cyanure dans les milieux de l'environnement et dans les aliments sont typiquement rapportés en tant que cyanure total ou HCN. Il n'existe pas d'étude sur les niveaux de ferrocyanure de tétrasodium (13601-19-9), de ferricyanure de tripotassium (13746-66-2) ou de ferrocyanure de tétrapotassium (13943-58-3) mesurés dans les milieux de l'environnement au Canada. Les complexes métal-cyanure présentement étudiés ont une volatilité négligeable et ne sont donc pas présents dans la phase gazeuse. Des complexes métal-cyanure particulaires peuvent être présents dans l'air, mais les concentrations mesurées dans l'air ambiant, l'air intérieur ou la poussière domestique pertinentes pour la population générale ne sont pas disponibles.

Des complexes fer-cyanure peuvent être potentiellement présents dans l'eau potable et le sol. Quand du cyanure libre est introduit dans l'eau ou le sol, la formation de complexes fer-cyanure est favorisée en raison de l'abondance du fer dans l'environnement et de la forte affinité du fer pour l'anion cyanure (Dzombak et al. 2006a). Des quantités importantes de ferrocyanures ont été mesurées aux États-unis dans les sols entourant les sites couverts par le Superfund et d'anciennes usines à gaz où du cyanure a été rejeté (ATSDR 2006). Les sels de ferrocyanure, dont le plus prédominant est le ferrocyanure de tétrasodium, sont utilisés dans des sels de voirie au Canada comme antiagglomérants, les niveaux dans le sol et les eaux de surface peuvent donc être plus importants à proximité des routes (EC, SC 2001, Exall et al. 2011, 2013, voir la section 7.2.6). Les concentrations environnementales estimées dans le sol (CEEsol) de cyanure, assumé être libéré par la photodégradation du ferrocyanure, ont été rapportées dans le document sur l'évaluation des sels de voirie de la LSIP (EC, SC 2001). En se basant sur les hypothèses faites pour le CEESol du pire cas lors de la phase 1 de la LSIP et sur des taux d'absorption par défaut dus au sol pour un enfant de 0,5-4 ans, les absorptions de ferrocyanure de tétrasodium dues au sol devraient être minimes.

Au Canada, le ferrocyanure de tétrasodium et le ferrocyanure de tétrapotassium sont approuvés comme additifs alimentaires pour un nombre limité d'utilisations dans un petit nombre de catégories d'aliments (p. ex. sel, sel dendritique et vin), tel que stipulé dans la Liste des agents antiagglomérants autorisés et la Liste des additifs alimentaires autorisés ayant d'autres utilisations généralement acceptées, qui sont respectivement incorporées à titre de référence dans l'Autorisation de mise en marché d'additifs alimentaires comme agents antiagglomérants et dans l'Autorisation de mise en marché d'additifs alimentaires ayant d'autres utilisations acceptées, émises en vertu de la Loi sur les aliments et drogues (Canada 1985). L'exposition alimentaire au ferrocyanure de tétrapotassium (13943-58-3) due à son utilisation comme agent de collage dans le vin devrait être négligeable et, étant donné la manière avec laquelle il est utilisé, il ne devrait pas être présent dans le produit final consommé. L'exposition due à d'autres utilisations d'additif autorisées devrait être minimale (communication

personnelle, courriels de la DGPSA de SC au BERSE de SC, mars 2016; non référencé).

### **Produits disponibles pour les consommateurs**

Le ferrocyanure de tétrasodium et son décahydrate sont inscrits dans la Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels (BDIPSN) avec un rôle non médicinal pour utilisation comme agent antiagglomérant dans des produits de santé naturels (PSN), jusqu'à une dose de 0,025 mg/kg pc/jour. Le ferrocyanure de tétrasodium est inscrit dans la Base de données des produits de santé naturels homologués (BDPSNH) en tant qu'ingrédient non médicinal dans un seul PSN oral (communication personnelle, courriels de la DGPSA de SC au BERSE de SC, mars 2016; non référencé).

Au Canada, le ferrocyanure de tétrasodium est utilisé dans deux produits cosmétiques, achetable en ligne uniquement : un sel de bain avec une concentration n'excédant pas 0,10 % et une crème antiride avec une concentration de 0,0001 % (communication personnelle, courriels de la DSPC de SC au BERSE de SC, 12 avril 2017; non référencé). Aucune donnée sur l'absorption dermique des ferrocyanures n'est disponible. Toutefois, les résultats d'études d'absorption par voie orale réalisées avec des composés radiomarqués indiquent une absorption intestinale minimale (Nielsen et al. 1990a). L'absorption dermique devrait être nettement inférieure à l'absorption par voie orale si on se base sur les propriétés physico-chimiques et la masse moléculaire. Étant donné les faibles concentrations de ferrocyanure de tétrasodium dans ces produits, la faible absorption dermique anticipée de cette substance et les profils d'utilisation de ces deux produits, l'exposition de la population générale du Canada au ferrocyanure de tétrasodium due aux cosmétiques devrait être négligeable.

Le ferrocyanure de tétrapotassium est inscrit dans la BDIPSN avec un rôle non médicinal pour utilisation comme agent antiagglomérant dans des PSN, jusqu'à une dose de 0,025 mg/kg pc/jour. Toutefois, il n'est pas inscrit dans la BDPSNH comme étant présent en tant que tel dans des PSN. Le ferrocyanure de tétrapotassium, en tant que kali ferrocyanatum, est également inscrit dans la BDIPSN avec un rôle homéopathique pour utilisation comme ingrédient médicinal dans des drogues homéopathiques avec une puissance homéopathique minimale de 3X (correspondant à une concentration maximale de  $10^{-3}$ ). Il est présent en tant que tel dans un nombre limité de PSN oraux de la BDPSNH.

Nous n'avons trouvé aucune preuve d'une exposition de la population générale du Canada au ferricyanure de tripotassium due à l'utilisation de produits disponibles pour les consommateurs. Une exposition dermique au ferricyanure de tripotassium peut avoir lieu lors de l'utilisation de réducteur de Farmer pour la retouche de photographies, mais elle serait limitée aux amateurs ayant des aptitudes spécialisées et, donc, l'exposition de la population générale ne devrait pas avoir lieu.

## **Complexes métal-cyanure – complexes à plusieurs atomes de fer (ferrocyanure ferrique, ferrocyanure ferrique d'ammonium, ferrocyanure ferrique de potassium)**

### **Milieux de l'environnement et aliments**

Les niveaux de cyanure dans les milieux de l'environnement et les aliments sont typiquement rapportés en tant que cyanure total ou HCN. Il n'existe pas d'étude ayant rapporté des niveaux mesurés de ferrocyanure ferrique (14038-43-8), de ferrocyanure ferrique d'ammonium (25869-00-5) ou de ferrocyanure ferrique de potassium (25869-98-1) dans des milieux de l'environnement au Canada. Les complexes métal-cyanure présentement évalués ont une volatilité négligeable et ne sont donc pas présents dans la phase gazeuse atmosphérique. Des complexes métal-cyanure particulaires peuvent être présents dans l'air, mais les concentrations mesurées dans l'air ambiant, l'air intérieur et la poussière domestique pertinentes pour la population générale ne sont pas disponibles.

Des complexes fer-cyanure peuvent être présents dans l'eau potable et le sol. Quand du cyanure libre est introduit dans l'eau ou le sol, la formation de complexes fer-cyanure est favorisée en raison de l'abondance du fer dans l'environnement et de sa forte affinité pour l'anion cyanure (Dzombak et al. 2006a). Des quantités élevées de ferrocyanures ont été mesurées dans les sols à proximité des sites du Superfund et d'anciennes usines à gaz aux États-Unis où du cyanure avait été rejeté (ATSDR 2006). Du ferrocyanure ferrique est utilisé dans des sels de voirie au Canada, comme antiagglomérant, les niveaux dans le sol et les eaux de surface peuvent donc être plus élevés à proximité des routes sur lesquelles de tels sels sont appliqués (EC, SC 2001, Exall et al. 2011, 2013, voir la section 7.2.6).

Au Canada, il a aussi été montré que du ferrocyanure ferrique ou du ferrocyanure ferrique d'ammonium est utilisé pour certaines applications d'emballage alimentaire, pour lesquelles il n'y a pas de contact direct avec les aliments (communication personnelle, courriels de la DGAPS de SC au BERSE, datés de mars 2016; non référencé).

### **Produits disponibles pour les consommateurs**

Le ferrocyanure ferrique est inscrit dans la BDIPSN avec un rôle non médicinal pour utilisation topique comme additif colorant dans des PSN et est inscrit dans la BDPSNH comme étant présent en tant qu'ingrédient non médicinal dans un nombre limité de PSN topique homologués. Le ferrocyanure ferrique, en tant que ferrum cyanatum, est aussi inscrit dans la BDIPSN avec un rôle homéopathique pour utilisation comme ingrédient médicinal dans des drogues homéopathiques, avec une puissance minimale de 1X (correspondant à une concentration maximale de  $10^{-1}$ ). Toutefois, ce composé n'est pas inscrit en tant que tel dans des PSN homologués dans la BDPSNH. Le ferrocyanure ferrique d'ammonium est inscrit dans la BDIPSN avec un rôle non médicinal pour utilisation topique comme additif colorant et est inscrit en tant que tel dans un nombre limité de PSN topiques homologués dans la BDPSNH.

Le ferrocyanure ferrique et le ferrocyanure ferrique d'ammonium sont largement utilisés comme pigments/colorants dans des produits de soins personnels (Environnement Canada 2013, communication personnelle de la DSPC de SC au BERSE de SC, 11 janvier 2016; non référencé) et dans des peintures et revêtements (Environnement Canada 2013). Le ferrocyanure ferrique et le ferrocyanure ferrique d'ammonium ont été mentionnés dans des fiches signalétiques (FS) de produits de réparation pour automobile (matières de remplissage, mastics, durcisseurs) disponibles pour le public au Canada, à des concentrations allant de 1 à 5 % (FS 2011a, FS 2012a, 2012b, 2012c, FS 2014).

En se basant sur les profils d'utilisation de ces produits, l'exposition de la population générale au ferrocyanure ferrique ou au ferrocyanure ferrique d'ammonium devrait principalement survenir par voie dermique. Les résultats d'études d'absorption par voie orale réalisées au moyen de composés radiomarqués indiquent que l'absorption intestinale est minime, environ 0,5 %, pour ces substances (Nielsen et al. 1990a). L'absorption par voie dermique devrait être substantiellement inférieure à celle par voie orale (en se basant sur les propriétés physico-chimiques et la masse moléculaire).

Le ferrocyanure ferrique de potassium, un analogue du ferrocyanure ferrique et du ferrocyanure ferrique d'ammonium n'a été identifié dans aucun produit utilisé par la population générale du Canada. Le ferrocyanure ferrique de potassium a été identifié dans une marque de marqueur pour métaux pouvant être acheté en ligne au Canada (FS 2011b) à des fins industrielles/professionnelles. L'exposition de la population générale au ferrocyanure ferrique de potassium ne devrait pas avoir lieu.

### **Sous-groupe des complexes or/argent-cyanure (n° CAS 506-61-6 et 13967-50-5)**

Il n'existe aucune étude ayant rapporté des niveaux mesurés de dicyanoargentate de potassium (506-61-6) ou de dicyanoaurate de potassium (13967-50-5) dans des milieux de l'environnement au Canada. Ni le dicyanoargentate ni le dicyanoaurate de potassium n'a été identifié comme ingrédient dans des produits disponibles pour les consommateurs. Le dicyanoargentate et le dicyanoaurate de potassium sont largement utilisés comme réactifs d'électroplacage pour la production de revêtements d'or ou d'argent sur des bijoux, des composants électriques, des couverts, de la vaisselle et d'autres produits de consommation (Brumby et al. 2012, Kohl 2010, Renner et al. 2012, Schlesinger 2010). L'électroplacage fait intervenir un contrôle précis de la température, de la tension, du pH et de la chimie du bain afin de réduire le dicyanoargentate de potassium et le dicyanoaurate de potassium en cations ( $Ag^+$  et  $Au^+$ ) qui sont déposés sur le métal de base (p. ex. cuivre ou nickel).

### **Sous-groupe des cyanures libre/simple (n° CAS 74-90-8 et 143-33-9)**

#### **Milieux de l'environnement et aliments**

Le cyanure de sodium (NaCN, 143-33-9) est un cyanure simple qui se dissocie facilement en cyanure libre en solution aqueuse (ADGH 2010) et qui devient protoné

aux pH physiologiques ou de l'environnement pour donner du HCN (74-90-8). Le cyanure de sodium est utilisé en grandes quantités industriellement (p. ex. pour l'exploitation minière de l'or ou l'électroplacage) au Canada et, dans un degré moindre, dans certains produits antiparasitaires (voir la section 4). L'exposition des humains au NaCN peut avoir lieu sur le lieu de travail ou lors de rejets accidentels/fortuits lors de sa production, de son stockage, de son transport, de son utilisation ou de l'élimination de résidus (ADGH 2010). Les niveaux de cyanure dans l'air sont typiquement rapportés en tant que HCN et dans d'autres milieux de l'environnement et dans les aliments en tant que cyanure total (CN<sub>T</sub>)<sup>8</sup>.

### Air extérieur

De l'acide cyanhydrique est rejeté dans l'air par volatilisation directe ou suite à la combustion incomplète de substances/polymères contenant de l'azote (ATSDR 2006). Il existe de nombreuses sources ponctuelles ou diffuses de rejet de HCN dans l'air, dont les installations industrielles, les feux de forêt ou de bâtiment et les émissions des véhicules (voir la section 5). La présence de HCN a été rapportée à des altitudes troposphériques moyennes ou élevées (ATSDR 2006, LeBreton et al. 2013, Rinsland et al. 2007) et à faible altitude dans des zones suburbaines (Knighton et al. 2009) et rurales (Ambrose et al. 2012). Les concentrations urbaines dans l'air peuvent être élevées, en particulier dans des zones dominées par le trafic automobile.

Il n'existe pas de norme de qualité de l'air pour HCN au Canada. Toutefois, la province de l'Ontario a établi des critères de qualité de l'air ambiant (CQAA) qui sont de 0,008 mg/m<sup>3</sup> (environ 7 ppb) pour la moyenne sur 24 h et de 0,024 mg/m<sup>3</sup> (environ 20 ppb) pour la concentration semi-horaire au point de contact (Moussa et al 2016a). À Toronto, les concentrations moyennes (24 h) de HCN dans l'air ont excédé le CGAA pendant 3 jours d'une période de 16 jours consécutifs pendant l'été 2013 (Moussa et al. 2016a), atteignant un pic de 0,0131 mg/m<sup>3</sup> (environ 11 ppbv) une de ces journées (Moussa et al. 2016b), avec une moyenne de 0,00411 mg/m<sup>3</sup> (3,45 ppbv) pendant la période étudiée (Moussa et al. 2016a). Les concentrations de HCN dans l'air rapportées par Moussa et al. (2016a, 2016b) étaient de 1 à 2 ordres de grandeur supérieures à celles rapportées lors d'études précédentes (Knighton et al. 2009, Ambrose et al. 2012) dans lesquelles étaient rapportées des concentrations de fond dans l'air ambiant. Ces différences sont probablement dues aux différents lieux d'échantillonnage et aux difficultés de résolution de masse lors des analyses lors de l'étude de Knighton et al. (Moussa et al. 2016a, 2016b). Knighton et al. (2009) ont rapporté des concentrations de HCN dans l'air mesurées en continu pendant une période de 2 semaines près d'une

---

<sup>8</sup> Ces valeurs de « cyanure total » comprennent des contributions provenant de complexes métal-cyanure. La méthode d'analyse du cyanure total comprend l'addition d'un acide fort et un chauffage élevé pour décomposer les complexes et les convertir en cyanure libre avant la mesure. Le cyanure total comprend généralement tout le cyanure libre, tous les complexes dissociables et tous les complexes forts métal-cyanure. Les cyanates (dont le thiocyanate), les cyanogènes (dont le chlorure de cyanogène) et certains nitriles (cyanures organiques) ne sont pas inclus dans cette analyse ou cette définition (NICNAS 2010).

route dans une zone suburbaine de Boston, allant de < 0,0001 à 0,0007 mg/m<sup>3</sup> (< 0,1 à 0,6 ppbv), alors qu'Ambrose et al. (2012) ont rapporté une concentration moyenne de 0,00043 mg/m<sup>3</sup> (0,36 ppbv) de HCN dans l'air mesurée en continu à une hauteur de 24 mètres dans une région rurale du New Hampshire près d'une forêt de pins/feuillus.

### **Air intérieur**

Des concentrations de HCN dans de l'air intérieur, à Hambourg en Allemagne, n'ont été rapportées que dans une seule étude publiée (Klus et al. 1987). L'étude consistait à comparer les concentrations de HCN dans l'air intérieur de lieux où on fumait ou non. Les concentrations dans les zones sans fumage (2 maisons, 2 restaurants, 1 voiture) allaient de non détecté à 0,027 mg/m<sup>3</sup> (22,7 ppb), avec une moyenne de 0,0108 mg/m<sup>3</sup> (9,1 ppb). Toutefois, en raison des limites de cette étude et d'une manque général de données publiées sur l'air intérieur, nous avons retenu pour la caractérisation des risques pour la santé humaine de la présente évaluation la concentration moyenne de 0,0041 mg/m<sup>3</sup> rapportée par Moussa et al. (2016a).

### **Sol et eau potable**

La plupart du cyanure libre rejeté dans le sol formera des ferrocyanures en raison de la forte affinité de l'anion cyanure pour le fer et de la grande abondance du fer dans les sols (Dzombak et al. 2006a). La concentration de CN<sub>T</sub> dans l'eau potable a été mesurée dans six provinces au Canada (communication personnelle du BQAE de SC au BERSE de SC, daté du 14 octobre 2015; non référencé). Des données sur les concentrations de CN<sub>T</sub> dans l'eau potable ne sont disponibles que pour la Saskatchewan, le Québec et la Nouvelle-Écosse. Les concentrations vont de 0,001 à 0,19 mg/L, avec une concentration inférieure à la limite de détection (0,001-0,02 mg/L) dans 94,3 % des échantillons. La recommandation canadienne pour le CN<sub>T</sub> dans l'eau potable est une concentration maximale admissible (CMA) de 0,2 mg/L (Santé Canada 2014).

### **Aliments et boissons**

De nombreux aliments à base de plantes contiennent des glycosides cyanogènes naturels (GC; p. ex. linamarine, amygdaline et dhurrine), qui ont le potentiel de libérer du HCN (FSANZ 2014). Parmi les exemples d'aliments qui contiennent de tels GC, on retrouve les haricots de Lima, les graines des pommes, le manioc, le bambou, les amandes de fruits à noyau (p. ex. abricot, pêche et cerise) et les graines de lin.

Les estimations d'exposition alimentaire de la population générale du Canada au HCN total<sup>9</sup>, converties sur une base de CN total, due aux GC présents dans les aliments ont été calculées par la Direction des aliments de Santé Canada. Nous donnons dans le

---

<sup>9</sup> HCN total indiqué ici a une signification similaire à celle de CN<sub>T</sub> défini précédemment dans le présent document, car il couvre la mesure de tous les cyanures libérables présents dans l'échantillon. Dans les aliments, HCN total peut être déterminé par hydrolyse enzymatique ou par addition d'un acide dilué, chauffage pour hydrolyser les glycosides cyanogènes, suivi d'une basification pour libérer HCN/CN- (FAO/OMS 2012).

tableau D-1 de l'annexe C les absorptions alimentaires détaillées par type d'aliment et groupe d'âge/sexe. En raison du manque de données canadiennes sur les GC dans les aliments, les données ont principalement été obtenues dans la Survey of Cyanogenic Glycosides in Plant-Based Foods in Australia and New Zealand 2010-13 (FSANZ 2014). Cette enquête avait pour objectif de recenser la plupart des aliments connus pour contenir du HCN total et a donc été considérée raisonnablement exhaustive. Des données sur le HCN total dans un nombre limité d'autres aliments (p. ex. pois verts, farine de soja et isolat de protéines de soja) connus pour contenir des GC ont été tirées de la littérature scientifique (Gupta 1987, Honig et al. 1983). Quand plusieurs données étaient disponibles pour un aliment, la concentration moyenne de HCN total a été utilisée. La teneur typique en HCN total d'un aliment donné a été utilisée pour l'évaluation de l'exposition alimentaire quand plusieurs échantillons n'étaient pas disponibles. Pour les aliments identifiés comme principaux contributeurs de l'exposition alimentaire au CN, dont nous discutons plus en détail dans le paragraphe ci-après, les concentrations rapportées sont les suivantes : graines de lin (n = 5; moyenne de 127 mg HCN/kg; gamme de 91-178 mg HCN/kg); purée de pommes (n = 3; moyenne de 3,9 mg HCN/kg; gamme de 3,6-4,1 mg HCN/kg); pois verts (n = 1; 20 mg de HCN/kg).

Les données sur la consommation alimentaire tirées du cycle 2.2 de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) (Statistique Canada 2004) ont été utilisées pour estimer l'exposition alimentaire, en multipliant la concentration moyenne de HCN total de chaque aliment par la quantité consommée de cet aliment. Quand une seule valeur de HCN total était disponible pour un aliment donné, c'est cette valeur qui a été utilisée. Les estimations d'exposition alimentaire ont été exprimées sur une base de CN en utilisant le rapport des masses moléculaires de HCN (27,03 g/mol) et CN (26,01 g/mol). Pour tous les groupes d'âge/sexe, les expositions moyennes et au 90<sup>ème</sup> percentile pour « toutes les personnes » allaient respectivement de 0,00039 à 0,00379 mg/kg pc/jour et de 0,00091 à 0,01174 mg/kg pc/jour. Globalement, les graines de lin et la purée de pommes étaient les principaux contributeurs de l'exposition alimentaire totale, en représentant respectivement 42 et 22 %, pour tous les groupes d'âge/sexe combinés. Dans le cas des enfants âgés de 1 à 3 ans, la consommation de graines de lin et de purée de pommes représentait respectivement 21 et 57 % de l'exposition alimentaire au CN total. Pour les adultes mâles (19 ans et plus), le groupe d'âge/sexe auquel le paramètre correspondant de risque chronique critique pour CN s'applique, les principaux contributeurs de l'exposition alimentaire totale étaient les graines de lin et les pois verts, qui comptaient pour 24-70 % et 11-34 % respectivement selon le groupe d'âges (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de SC au BERSE de SC, 19 juillet 2016; non référencé). La dose journalière tolérable provisoire (DJTp) pour CN établie par le Comité d'experts des additifs alimentaires de la FAO/OMS est de 0,02 mg/kg pc/jour (20 µg/kg pc/jour) (FAO/OMS 2012).

### **Produits disponibles pour les consommateurs**

HCN, en tant qu'hydrocyanicum acidum, est inscrit dans la BDIPSN avec un rôle homéopathique pour utilisation comme ingrédient médicinal dans des drogues

homéopathiques, à une puissance homéopathique minimale de 8X (correspondant à une concentration maximale de  $10^{-8}$ ). Il est aussi inscrit dans la BDPSNH comme présent en tant que tel dans un nombre limité de PSN.

HCN et NaCN sont inscrits en tant qu'« acide cyanhydrique et ses sels » sur la Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques (plus couramment appelée Liste critique des ingrédients de cosmétiques), un outil administratif utilisé par Santé Canada pour communiquer aux fabricants et à d'autres que les produits cosmétiques contenant certaines substances peuvent contrevenir à l'interdiction générale stipulée à l'article 16 de la Loi sur les aliments et drogues, ou peuvent contrevenir à une ou plusieurs des dispositions du Règlement sur les cosmétiques (SC [modifié en 2015]).

## 8.2 Évaluation des effets sur la santé

**Complexes métal-cyanure (trois sous-groupes : fer-cyanure à un seul atome de fer, fer-cyanure à plusieurs atomes de fer, or/argent-cyanure)**

**Complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (n° CAS 13601-19-9, 13746-66-2 et 13943-58-3)**

Les ferrocyanures et les ferricyanures sont mal absorbés. L'absorption intestinale du ferrocyanure de tétrapotassium est d'environ 2,8 % chez le rat, la rétention corporelle globale est de 0,09 % (7 jours après l'exposition) (Nielsen et al. 1999a). Ces substances ne sont pas métabolisées et seule une très petite partie du cyanure se dissocie du complexe [constantes de dissociation de  $10^{-47}$  et  $10^{-52}$  pour les ions ferrocyanure et ferricyanure respectivement (Baars et al. 2001)]. Ces substances ne s'accumulent pas dans les tissus, la demi-vie est respectivement de 135 et 40-50 minutes chez l'humain et le chien (Epstein et Kleeman, 1956). L'élimination est > 94 % dans les fèces chez le rat (Nielsen et al. 199a).

La toxicité des substances de ce sous-groupe est faible en raison de la forte association entre le fer et le cyanure. Dans une étude non publiée citée par la FAO/OMS (1975), il n'est rapporté aucun effet lié à la substance chez le chien suite à une exposition de 13 semaines à 0, 10, 100 ou 1000 ppm (soit 0, 0,3, 3 ou 30 mg/kg pc/jour<sup>10</sup>) de ferrocyanure de tétrasodium (Morganidge 1970). Les niveaux d'effet critique précédemment publiés pour les complexes fer-cyanure à un seul atome de fer sont basés sur une exposition du rat (mâles et femelles, n = 10 par groupe) pendant 90 jours à du ferrocyanure de tétrasodium (0, 0,05, 0,5 ou 5 %), par l' International Salt Co. (Oser 1959) cité dans FAO/OMS (1975). Une augmentation du poids des reins (femelles uniquement) et des dommages tubuleux ont été observés à 0,5 % [dose minimale avec effet nocif observé (DMENO); dose sans effet nocif observé (DSENO) =

<sup>10</sup> En assumant un poids corporel de 12 kg et une consommation d'aliments de 300 g/jour (voir [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/approach/approach-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/approach/approach-eng.pdf))

0,05 %]. La DSENO de 0,05 %, équivalente à 25 mg/kg pc/jour, a été utilisée pour obtenir la dose journalière acceptable (DJA) de 0,025 mg/kg pc/jour (la base pour les facteurs d'incertitude n'est pas donnée) (FAO/OMS 1975).

### **Complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer (n° CAS 14038-43-8, 25869-98-1 et 25869-00-5)**

Les complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer sont très mal absorbés. Suite à une exposition par voie orale à 10 mg (36-40 mg/kg pc) de ferrocyanure ferrique ou de ferrocyanure ferrique de potassium chez le rat ( $n = 2-5$ ), il a été déterminé que l'absorption était de 0,21-0,49 % et que la rétention corporelle globale après 7 jours était de 0,01-0,7 % (Nielsen et al. 1990a). De même, suite à une exposition à une dose orale de 500 mg (6,2-7,1 mg/kg pc) de ferrocyanure ferrique de potassium (25869-98-1) chez l'humain ( $n = 3$ , mâles), l'absorption était de 0,25-0,42 % et la rétention corporelle globale de 0,03-0,07 % après 7 jours (Nielsen et al. 1990b). L'élimination dans les fèces est respectivement > 97 et 99 % chez le rat et l'humain. Ces substances ne sont distribuées ni métabolisées à aucun degré et elles ne s'accumulent pas dans les tissus.

Les complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer ne causent pas d'effets nocifs pour la santé chez les animaux ni chez les humains (Pearce 1994). À vrai dire, les DSENO rapportées ci-après étaient toujours les doses les plus élevées administrées/testées lors de chaque étude. Par exemple : 1) aucun effet n'a été observé jusqu'à 6000 mg/kg pc/jour pour le ferrocyanure ferrique de potassium chez des humains (agés de 16-70 ans, hommes et femmes, une enceinte) traités pour un empoisonnement au thallium [(Pai 1987, cité par Pearce 1994); 2) aucun effet n'a été observé chez des rats exposés pendant 4 semaines jusqu'à 4800 mg/kg pc/jour de ferrocyanure ferrique (Kostial et al. 1981, Beck et al. 2006); 3) aucun effet n'a été observé chez des rats exposés pendant 12 semaines à de l'eau potable contenant jusqu'à 3200 mg/kg pc/jour de ferrocyanure ferrique (Dvorak et al., 1971).

### **Complexes or/argent-cyanure (n° CAS 13967-50-5 et 506-61-6)**

La présente évaluation préalable ne traite pas de la caractérisation des effets sur la santé du dicyanoaurate de potassium ou du dicyanoargentate de potassium, car l'exposition de la population générale à ces substances ne devraient pas avoir lieu. Aucune de ces deux substances n'a été classée par des organismes internationaux en raison d'effets carcinogènes, mutagènes ou sur le développement/reproduction. Wu et al (2001) ont rapporté une dose toxique minimale (DTmin) de 0,071 mg/kg de dicyanoaurate de potassium pour un humain adulte. L'EPA (2010) a déterminé une dose de référence (DRf) pour le dicyanoargentate de potassium basée sur la dose de référence pour le cyanure libre, avec un facteur d'ajustement pour tenir compte des masses moléculaires (EPA 2010). Toutefois, étant donné le manque de données sur l'exposition de la population générale du Canada à ces substances, leurs effets sur la santé n'ont pas été étudiés de manière approfondie pour le moment.

### **Cyanures libre/simple (n° CAS 74-90-8 et 143-33-9)**

Les cyanures libre/simple sont absorbés rapidement et presque complètement par toutes les voies d'exposition. Suite à des expositions par voie orale, dermique ou par

inhalation, l'absorption se produit respectivement dans les intestins, les alvéoles pulmonaires ou la peau. Dans le cas de l'exposition par voie dermique, la légère liposolubilité de HCN lui permet de passer au travers de la peau, alors que la nature ionique de NaCN gêne légèrement l'absorption. À l'intérieur du corps, NaCN existe principalement sous forme de HCN, car il se dissocie puis devient protoné. Suite à l'absorption, HCN est rapidement et très largement distribué. Le HCN absorbé par les intestins pénètre dans la circulation par la veine porte et se rend au foie où il subit un métabolisme de premier passage. Le HCN inhalé ou absorbé par la peau évite le métabolisme de premier passage et pénètre directement dans la circulation systématique. Le métabolisme a lieu principalement par l'intermédiaire de la rhodanèse (une thiosulfate soufre transférase), qui est exprimée ubiquitamment. La catalyse par la rhodanèse produit du thiocyanate (SCN), qui représente la majorité du métabolisme du cyanure. Alors que les niveaux d'expression de la rhodanèse varient en fonction des tissus [les niveaux les plus élevés sont dans les reins, le foie, le cerveau, les poumons, les muscles et l'estomac (Aminlari et al. 2007)], l'étape limitante de cette réaction n'est pas liée à la quantité de rhodanèse dans les tissus. Elle dépend au contraire de la quantité de donneurs de soufre endogènes. Les individus ayant une déficience en soufre sont donc plus susceptibles aux effets toxiques du cyanure. Parmi les métabolites mineurs, on retrouve l'acide 2-aminothiazoline-4-carboxylique (AATC) et diverses molécules à un atome de carbone (p. ex. HCN et CO<sub>2</sub> exhalés). L'excrétion a lieu dans l'urine, et les niveaux de SCN urinaire sont proportionnels aux concentrations d'exposition (El Ghawabi et al. 1975). Ces substances ne sont pas bioaccumulées, elles sont converties en SCN dans les 3 heures, qui est excrété dans les 30 heures [rapporté dans EPA 2010].

La toxicité aiguë, due à une seule dose élevée de cyanure, cause des effets importants sur le système nerveux central (SNC), dont la dépression du SNC, des convulsions, un coma ou la mort. Ces effets surviennent car les voies métaboliques deviennent dépassées à haute dose et le cyanure non métabolisé se lie et inhibe la cytochrome C oxydase, enzyme finale de la chaîne de transport des électrons requise pour la synthèse de l'adénosine triphosphate (ATP), conduisant à une perte rapide d'énergie cellulaire puis à la mort des cellules dans des cas extrêmes (Allen et al. 2015, Hawk et al. 2016, section 7.1.1).

La toxicité chronique, due à une exposition répétée à faible dose, induit des effets sur la thyroïde et le système reproducteur mâle. Une dysfonction de la thyroïde survient car SCN inhibe complètement l'absorption de l'iode par la glande thyroïde et, en conséquence, nuit à la synthèse d'hormones thyroïdiennes. La perturbation de la synthèse d'hormones thyroïdiennes peut conduire à une hypothyroïdie, qui s'accompagne d'un goitre et de crétinisme dans des cas extrêmes (Downey et al. 2015). Le mécanisme pour la perturbation du système reproducteur mâle n'est pas connu. Toutefois, il pourrait mettre en jeu un mélange des axes endocriniens de la thyroïde et des gonades (Duarte-Guterman et al. 2014, EPA 2010).

Des expositions chroniques à du cyanure à un dosage modéré (p. ex. assez élevé pour perturber sans anéantir les voies métaboliques) ou qui surviennent en étant

accompagnées d'une carence alimentaire en soufre et/ou en iode conduisent à des neuropathies comme une neuropathie ataxique tropicale (NAT) ou une parapésie spastique tropicale (Konzo) (Cliff et al. 2015). Toutefois, de telles carences alimentaires devraient être moins pertinentes dans le contexte canadien (en raison de l'iodation du sel et des niveaux adéquats de protéines dans le régime alimentaire en Amérique du Nord).

Dans l'ensemble, la différence entre la toxicité aiguë à haute dose et la toxicité chronique à faible dose de ces substances est que la première est causée par l'inhibition de la synthèse de l'ATP par l'anion SCN, alors que la deuxième est causée par l'interférence de l'anion SCN avec l'absorption de l'iode conduisant à une malfonction de la synthèse des hormones thyroïdiennes.

Les cyanures libre/simple se sont avérés non mutagènes lors d'épreuves d'Ames (NTP 1993) et non cancérogènes (Howard et Hanzal 1955). Ils sont connus pour être tératogènes, causant un poids à la naissance moindre, des défauts congénitaux aux membres et un avortement spontané. Des études épigénétiques de ces effets ont été centrées sur des populations exposées à des niveaux élevés de cyanure dus à du manioc mal préparé ou au fumage. Des études ont été réalisées sur des animaux de laboratoire exposés à du manioc, HCN ou KCN. Ces études ont fait l'objet d'un examen approfondi par d'autres (Downey et al. 2015, EPA 2010). Quand des niveaux d'effets critiques pouvaient être identifiés lors de ces études, ils survenaient à des doses plus élevées (ou similaires) que celle du niveau d'effet critique. Par exemple, une DMENO de 20 mg/kg pc/jour, pour un poids moindre du corps, du cerveau et du cervelet et des dimensions du cervelet altérées, a été rapportée chez des rats auxquels on avait administré du KCN dans leur alimentation (Imosemi et al. 2005); une DMENO de 20 mg/kg pc/jour, pour une maturation altérée du cervelet, a été rapportée chez des rats auxquels on avait administré du KCN dans leur alimentation (Malomo et al. 2004); une DSENO et une DMENO de 0,8 et 1,2 mg/kg pc/jour, respectivement, pour des T3 accrues chez les femelles et les petits, ont été rapportées chez des chèvres auxquelles on avait administré 0, 0,4, 0,8 ou 1,2 mg/kg pc/jour de KCN par gavage (dans l'eau) (Soto-Blanco et Gorniak et al. 2004). Toutefois, en se basant sur la qualité de l'étude, une étude réalisée par le National Toxicology Program (NTP 1993, décrite ci-après) a été retenue comme étude la plus appropriée pour la caractérisation des risques posés par une exposition par voie orale à du cyanure, ce qui est cohérent avec le raisonnement décrit ailleurs (EPA 2010).

Les cyanures libre/simple ont fait l'objet d'un certain nombre d'évaluations au niveau international. Le plus récemment par l'EPA (2010), qui a évalué l'acide cyanhydrique et des sels de cyanure, et par la FAO/OMS (2012), qui a évalué divers glycosides cyanogènes (précurseurs du cyanure présent dans des aliments). Ces deux évaluations sont basées sur le même point de départ pour une exposition par voie orale à 1,9 mg/kg pc/jour, qui correspond à une diminution du poids de la queue de l'épididyme. Ce point de départ a été tiré d'une étude de 90 jours au cours de laquelle des rats (mâles et femelles, n = 10 par groupe) ont reçu 0, 30, 100 ou 300 ppm de NaCN dans l'eau potable (NTP 1993). Les diminutions du poids de la queue de l'épididyme étaient

dépendant de la dose et statistiquement significatives : 0,162 g ( $\pm 0,009$ ), 0,150 g ( $\pm 0,013$ ), 0,148 g ( $\pm 0,013$ ) et 0,141 g ( $\pm 0,009$ ). Ces doses administrées (ppm) ont été converties en doses de 0, 1,4, 4,5 et 12,5 mg/kg pc/jour, et la dose repère (DR) modélisant ces données a produit une DR et une DRL de 3,5 et 1,9 mg/kg pc/jour, respectivement [la DRL est la limite inférieure de la DR pour une fiabilité de 95 %; la réponse à la DR a été établie à 1 écart-type de la moyenne des témoins, ce qui correspond à une diminution de 7 % du poids de la queue de l'épididyme] (EPA 2010). Ces DR(L) (1,9 et 3,2 mg/kg pc/jour) sont cohérentes avec les résultats d'une étude plus récente par gavage pour laquelle on avait conclu que la toxicité pour le système reproducteur mâle chez le rat survient à 1,2 et 3,5 mg/kg pc/jour (rats exposés à 0, 0,64, 1,2 et 3,2 mg/kg pc/jour de NaCN pendant 90 jours) (Shivanoor et David 2015). Spécifiquement, des changements significatifs du poids des testicules et de la prostate, du compte de spermatozoïdes et de leur mobilité, des niveaux de testostérone et de l'hormone lutéinisante ont été observés à 1,2 mg/kg pc/jour et, de plus, des anomalies des spermatozoïdes et des changements significatifs des niveaux d'hormone folliculostimulante ont été observés à 3,2 mg/kg pc/jour.

L'évaluation la plus récente d'une exposition par inhalation à de l'acide cyanhydrique et des sels de cyanure (NaCN) a été réalisée par l'EPA (2010). Le point de départ de 2,5 mg/m<sup>3</sup> correspond à un grossissement de la thyroïde et à une absorption de l'iode altérée. Ce point de départ a été tiré d'une étude au cours de laquelle des employés (n = 36) de trois usines avaient été exposés à du HCN dans l'air aux niveaux suivants pendant 5-15 ans : 10,4 ppm ( $\pm 10,9$ ), 8,1 ppm ( $\pm 8,2$ ) ou 6,4 ppm ( $\pm 6,9$ ) (ppm moyen dans des échantillons d'air, n = 12,  $\pm$  É.-T. (El Ghawabi et al. 1975). La DMENO (6,4 ppm) a été convertie en 7,07 mg/m<sup>3</sup> puis, pour tenir compte de la nature professionnelle de l'exposition, ramenée à une valeur finale de 2,5 mg/m<sup>3</sup>. Cette valeur est confirmée par une étude plus récente au cours de laquelle on a observé des niveaux de thyroxine plus bas suite à une exposition par inhalation de travailleurs traitant du manioc (n = 39) (Dhas et al. 2011).

Le cyanure de sodium a déjà fait l'objet d'une évaluation au Canada. Le Bureau de la qualité de l'air et de l'eau (BQAE) a publié une recommandation pour l'eau potable de 0,2 mg/L, basée sur la DSENO de 10,8 mg/kg pc/jour rapportée dans une étude de toxicité de deux ans de Howard et Hanzal (1955, Santé Canada 1979). En 2006, l'Agence de la réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a réévalué le cyanure de sodium (Santé Canada 2006), en tenant compte de renseignements tirés de l'EPA Reregistration Eligibility Decision (EPA 1994). Dans le cadre de cette réévaluation, l'ARLA a proposé des mesures supplémentaires de réduction des risques pour mieux protéger les manipulateurs et les spectateurs.

### 8.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

**Complexes métal-cyanure (trois sous-groupes : complexes fer-cyanure à un seul atome de fer, complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer et complexes or/argent-cyanure)**

### **Complexes fer-cyanure à un seul atome de fer (n° CAS 13601-19-9, 13746-66-2 et 13943-58-3)**

L'exposition de la population générale du Canada aux ferrocyanures ou aux ferricyanures due aux milieux de l'environnement, aux aliments ou à l'utilisation de produits disponibles pour les consommateurs devrait avoir lieu par les voies orale et dermique. En ce qui concerne la voie orale, le ferrocyanure de tétrasodium et le ferrocyanure de tétrapotassium peuvent être utilisés dans des aliments, tel que stipulé dans la Liste des agents antiagglomérants autorisés et dans la Liste des additifs alimentaires autorisés ayant d'autres utilisations généralement acceptées, qui sont incorporées à titre de référence respectivement dans l'Autorisation de mise en marché d'additifs alimentaires comme agents antiagglomérants et dans l'Autorisation de mise en marché d'additifs alimentaires ayant d'autres utilisations acceptées, émises en vertu de la Loi sur les aliments et drogues (Canada 1985). L'exposition due à l'utilisation de ferrocyanure de tétrasodium en tant qu'ingrédient non médicinal dans des PSN oraux ne devrait pas excéder la DJA de 0,025 mg/kg pc/jour. En ce qui concerne la voie dermique, on retrouve du ferrocyanure de tétrasodium dans des crèmes/lotions/hydratants pour le corps. Étant donné que le cyanure est fortement lié au fer dans ces complexes, ces complexes sont très stables et ont une faible biodisponibilité. L'exposition à ces substances n'est donc pas associée à un risque d'effets toxiques du cyanure. Des données limitées indiquent une faible absorption dermique et des utilisations intermittentes de tels produits (p. ex. sels de bain et crèmes antirides). De plus, l'utilisation de ces substances est autorisée dans des aliments. Aucun risque pour la santé humaine n'est donc prévu.

### **Complexes fer-cyanure à plusieurs atomes de fer (n° CAS 14038-43-8, 25869-98-1 et 25869-00-5)**

L'exposition de la population générale du Canada aux ferrocyanures ferriques due à l'utilisation de produits devrait pouvoir avoir lieu par toutes les voies d'exposition. Toutefois, en raison de leur faible biodisponibilité et de leur stabilité élevée, il n'existe pas d'effet nocif avéré des substances de ce sous-groupe. De plus, ces substances ont été utilisées pour traiter des empoisonnements au césum ou au thallium radioactif chez les humains et les animaux sans causer d'effets nocifs. Compte tenu de ces considérations, aucun risque pour la santé humaine n'est attendu.

### **Complexes or/argent-cyanure (n° CAS 13967-50-5 et 506-61-6)**

Aucune exposition de la population générale du Canada à du dicyanoaurate de potassium ou à du dicyanoargentate de potassium ne devrait avoir lieu. Le risque pour la santé humaine est donc faible.

### **Cyanures libre/simple (n° CAS 74-90-8 et 143-33-9)**

Les marges d'exposition (ME) pour ce groupe sont présentées dans le tableau 8-1.

### **Tableau 8-1 – Exposition et risque pertinents pour les cyanures libre/simple et ME en résultant**

Scénario d'exposition	Concentration d'exposition (moyenne)	Niveau d'effet critique	Paramètre de risque critique	ME
<b>Exposition par voie orale</b>				
Enfants (1-3 ans; masculins et féminins; « toute personne ») <sup>a</sup>	0,00379 mg/kg pc/jour <sup>a</sup>	1,9 mg/kg pc/jour (DRL) <sup>b</sup>	Poids moindre de la queue de l'épididyme <sup>b</sup>	501
Adultes masculins (19-30 ans; « toute personne ») <sup>a</sup>	0,00062 mg/kg pc/jour <sup>a</sup>	1,9 mg/kg pc/jour (DRL) <sup>b</sup>	Poids moindre de la queue de l'épididyme <sup>b</sup>	3065
<b>Exposition par inhalation</b>				
Concentration moyenne dans l'air au centre-ville de Toronto, près d'une route principale <sup>c</sup>	0,00411 mg/m <sup>3</sup> <sup>c</sup>	2,5 mg/m <sup>3</sup> (DMENO) <sup>d</sup>	Grossissement de la glande thyroïde et absorption de l'iode altérée <sup>d</sup>	608

Abréviations : DMENO = dose minimale avec effet nocif observé; ME = marge d'exposition

<sup>a</sup> Estimations d'absorption raffinées obtenues de la Direction des aliments de Santé Canada (juillet 2016); caractérisation des risques basée sur deux groupes d'âge/sexe : 1) groupe des enfants avec l'exposition estimée la plus élevée; 2) groupe des adultes âge/sexe le plus représentatif de la sous-population la plus pertinente pour le paramètre critique de risque (effets sur le système reproducteur masculin).

<sup>b</sup> NTP 1993, EPA 2010

<sup>c</sup> Moussa et al. 2016; moyenne de 16 journées de semaine consécutives

<sup>d</sup> El Ghawabi 1975, EPA 2010

Les ME pour l'exposition par voie orale ont été calculées pour les enfants et les adultes au moyen des estimations d'exposition obtenues de la Direction des aliments (Annexe C), qui a identifié comme principaux aliments les graines de lin et la purée de pommes dans le cas des enfants de 1-3 ans et les graines de lin et les pois verts dans le cas des adultes (19 ans et plus). En se basant sur les paramètres prudents utilisés pour estimer l'exposition de la population générale, les ME calculées sont considérées adéquates pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Toutefois, il existe certains groupes qui pourraient potentiellement être soumis à une forte exposition (Annexe C).

Une ME pour l'exposition par inhalation a été calculée pour la population générale en utilisant des concentrations mesurées dans l'air ambiant rapportées dans une étude réalisée par Environnement et Changement climatique Canada (Moussa et al. 2016a), qui a identifié les émissions des véhicules comme la principale source dans l'air. En se basant sur les paramètres prudents utilisés pour estimer l'exposition de la population générale, la ME calculée est considérée adéquate pour tenir compte des incertitudes des bases de données sur les effets sur la santé et l'exposition. Ceci indique que les 10 cyanures identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ont un faible potentiel d'effets nocifs sur la population générale du Canada.

### 8.3.1 Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les sources d'incertitude clés sont présentées dans le tableau 8-2 ci-après.

**Tableau 8-2 - Sources d'incertitude de la caractérisation des risques**

Source d'incertitude clé	Impact <sup>a</sup>
<b>Complexes métal-cyanure</b>	
Exposition	
Les données sur l'occurrence dans l'environnement ont été produites en utilisant la méthode du « cyanure total », qui comprend de nombreuses molécules contenant du cyanure et assume une biodisponibilité de 100 %.	+
Il n'existe pas de données sur l'absorption dermique pour aucun des complexes métal-cyanure. Les données sur l'absorption dermique ont donc été assumées identiques à celles sur l'absorption par voie orale dérivées de manière empirique.	+
Risque	
Les niveaux d'effet critique précédemment publiés pour les complexes fer-cyanure à un seul atome de fer sont basés sur des études de toxicité subchroniques non publiées.	+/-
Il n'existe pas d'étude sur la toxicité chronique d'aucun des complexes métal-cyanure.	+/-
Le ferrocyanure ferrique d'ammonium (25869-00-5) n'a fait l'objet d'aucune évaluation au niveau international. Il n'est donc associé à aucun niveau d'effet critique précédemment publié.	+/-
<b>Cyanures libre/simple</b>	
Exposition	
Il existe un manque de données sur l'occurrence du HCN dans les aliments au Canada. Les valeurs utilisées pour calculer des absorptions alimentaires de HCN ont donc presque exclusivement été tirées de FSANZ (2014).	+/-
Les absorptions de cyanures libre/simple par voie alimentaire ont été générées en utilisant les données d'occurrence du « cyanure total », qui comprennent le cyanure libre libérable provenant de nombreuses molécules contenant du cyanure, et en assumant une libération de 100 % et une biodisponibilité dans le corps humain.	+
Il existe une variabilité spatiotemporelle élevée des concentrations de HCN dans l'air en raison de sa grande mobilité atmosphérique. Le niveau d'exposition à HCN par inhalation diminue donc avec la distance aux sources d'émission.	+
Risque	
Il n'existe aucune étude sur la toxicité chronique pour l'exposition par voie orale avec des animaux.	+/-
Il n'existe aucune étude sur la toxicité subchronique pour l'exposition	+/-

Source d'incertitude clé	Impact <sup>a</sup>
par inhalation avec des animaux.	
Les paramètres thyroïdiens n'ont pas été pris en compte lors de l'étude de 90 jours du National Toxicology Program (NTP 1993) sur l'exposition par voie orale avec des rats.	+/-
Les paramètres du système reproducteur masculin n'ont pas été pris en compte lors de l'étude sur la toxicité chronique pour les humains utilisée pour l'exposition par inhalation (El Ghawabi et al. 1975), l'étude était centrée sur la glande thyroïde et l'absorption de l'iode. De plus, il n'existait pas de corrélation temporelle entre la durée d'exposition et le degré de grossissement de la thyroïde.	+/-

<sup>a</sup> « + » augmente probablement la prudence de l'évaluation; « - » diminue probablement la prudence de l'évaluation; « +/- » impact sur l'évaluation inconnu.

## 9. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, les cyanures, incluant le cyanure libre et ses précurseurs présentent un risque d'effets nocifs sur les organismes, mais pas sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs satisfont aux critères énoncés à l'alinéa 64 a) de la LCPE, car ils pénètrent ou peuvent pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64 b) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière des renseignements contenus dans la présente ébauche d'évaluation préalable, il est proposé de conclure que les 10 cyanures identifiés d'intérêt prioritaire pour une évaluation ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64 c) de la LCPE, car ils ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs satisfont à un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il est proposé de conclure que le cyanure libre et ses précurseurs répondent aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le Règlement sur la persistance et la bioaccumulation de la LCPE.

## Références

[AGDH] ministère de la Santé de l'Australie; 2010; Sodium Cyanide; Sydney (AU): Department of Health, National Industrial Chemicals Notification and Assessment Scheme (NICNAS); Priority Existing Chemical (PEC) Assessment Report No. 31; <http://www.nicnas.gov.au/chemical-information/pec-assessments>

Alabaster J.S., Shurben D.G. et Mallet M.J.; 1983; The acute lethal toxicity of mixtures of cyanide and ammonia to smolts of salmon, *Salmo salar* L. at low concentrations of dissolved oxygen; *Journal Fish Biology*, 22, p. 215.

Allen A.R., Booker L. et Rockwood G.A.; 2015; Chapter 1: Acute Cyanide Toxicity; dans Hall A.H., Isom G.E. et Rockwood G.A. éditeurs; *Toxicology of cyanides and cyanogens: Experimental, applied and clinical aspects*. 1; West Sussex, R.-U. : Wiley Blackwell, p. 1.

Ambrose J.L., Zhou Y., Haase K., Mayne H.R., Talbot R. et Sive B.C.; 2012; A gas chromatographic instrument for measurement of hydrogen cyanide in the lower atmosphere; *Atmospheric Measurement Techniques*, 5, p. 1229-1240.

Aminlari M., Malekhusseini A., Akrami F. et Ebrahimnejad H.; 2007; Cyanide-metabolizing enzyme rhodanese in human tissues: Comparison with domestic animals; *Comp. Clin. Pathol.*, 16(1), p. 47-51.

[ANZECC] Conseil australien et néo-zélandais de l'Environnement et de la Conservation; 2000; Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water quality, Paper No 4, Volume 1, The Guidelines, Chapter 1-7.

Aquaterra Environmental Consulting Inc.; 2016; Review of Cyanide Studies and Completion of RSS; dossier n° EC2016-01; rapport préparé pour Environnement Canada, Division de l'évaluation environnementale, Direction des sciences et technologies.

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry; 2006; Toxicological Profile for Cyanide; Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services; <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=72&tid=19>

Authman M.M.N., Abbas W.T., Abumourad I.M.K. et Kenawy A.M.; 2013; Effects of illegal cyanide fishing on vetellogenin in the freshwater African catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822); *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 91, p. 61.

Ayoola O.P., Ebersole K., Omotade O.O., Tayo B.O., Brieger W.R., Salami K., Dugas L.R., Cooper R.S. et Luke A.; 2009; Relative height and weight among children and adolescents of rural southwestern Nigeria; *Annals of Human Biology*, 36(4), p. 388-99.

[B.C. MOE] ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; 1986; Water Quality Criteria for Cyanide, Technical Appendix; Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria (C.-B.).

[B.C. MOE] ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; 2008; Water Quality in British Columbia, Objectives Attainment in 2006; Water and Air Monitoring and Reporting Section, Environmental Quality Branch, Ministry of Environment.

[B.C. MOE] ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique; 2017; Water Quality; State of Water Quality Reports for some BC Locations; Environmental Protection Division, Ministry of the Environment; disponible à l'adresse suivante : <http://www.env.gov.bc.ca/wat/wq/quality/sowq.html#top>

[B.C. MOEP] ministère de l'Environnement et des Parcs de la Colombie-Britannique; 1986; Finlay-Omineca Area, Upper Finlay Sub-Basin Water Quality Assessment and Objectives, Technical Appendix; B. Kangasniemi, Resource Quality Section, Water Management Branch, Victoria (C.-B.).

Baars A.J., Theelen R.M.C., Janssen P.J.C.M., Heese J.M., van Apeldoorn M.E., Meijerink M.C.M., Verdam L. et Zeilmaker M.J.; 2001; Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels; Payas-Bas : Institut national de santé publique et de l'environnement (RIVM); rapport n° 711701025.

Barber T.R., Lutes C.C., Doorn M.R.J., Fuchsman P.C., Timmenga H.J. et Crouch R.L.; 2003; Aquatic ecological risks due to cyanide releases from biomass burning; *Chemosphere*, 50, p. 343.

Barron M.G., Lilavois C.R. et Martin T.M.; 2015; MOAtox: A comprehensive mode of action and acute aquatic toxicity database for predictive model development; *Aquatic toxicology*, 161, p. 102.

Baum M.M., Moss J.A., Pastel S.H. et Poskrebyshev G.A.; 2007; Hydrogen cyanide exhaust emissions from in-use motor vehicles; *Environmental Science & Technology*, 41, p. 857-862.

Beck B.D., Seeley M., Ghosh R.S., Drivas P.J. et Shifrin N.S.; 2006; Chapter 16: Human Health Risk Assessment of Cyanide in Water and Soil; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006b, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management; Boca Raton (FL) : Taylor & Francis Group

Berg S.P. et Krogmann D.W.; 1975; Mechanism of KCN Inhibition of Photosystem I; *The Journal of Biological Chemistry*, 250(23), p. 8957-8962.

Bjarnholt N., Laegdsmand M., Hansen H.C.B., Jacobsen Ohm Moller B.L.; 2008; Leaching of cyanogenic glucosides and cyanide from white clover green manure; *Chemosphere*, 72, p. 897.

Boerger H. et Aleksiuk M.; 1987; Natural detoxification and colonization of oil sands tailings water in experimental pits; Chapter IV, Effects of oil and chemical dispersants to freshwater organisms and communities, p 379, dans Vandermeulen J.H. et Hrudey S.E., 1987, Oil in Freshwater, Chemistry, biology, countermeasure technology, Pergamon Press.

Bois Y. et Leduc G.; 1988; Investigations on the toxicokinetics of cyanide in juvenile rainbow trout (*Salmo gairdneri*); *Can. Tech. Rep. Fish Aquat. Sci.*, 1607, p. 110-111.

Botz M.M. et Mudder T.I.; 2000; Modeling of natural cyanide attenuation in tailings impoundments; *Minerals & Metallurgical Processing*, vol. 17, n° 4, p. 228

Bringmann G. et Kuhn R.; 1978; Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms microcystic (*Diplocystis*) *Aeruginosa* and *Scenedesmus Quadricauda*; dans Symposium: Experimental use of algal cultures in Limnology, 26-28 octobre 1976, Sandefjord, Norvège; Internationale Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie, Mittellungen (n° 21).

Bringmann G. et Kuhn R.; 1980; Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test; *Water Research*, 14, p. 231.

Broderius S.J.; 1973; Determination of molecular hydrocyanic acid in water and studies of the chemistry and toxicity to fish of metal-cyanide complexes; thèse de doctorat, Université d'état de l'Oregon, Corvallis, É.-U. [cité dans ECETOC 2007]

Broderius S.J., Smith Jr L.L. et Lind D.T.; 1977; Relative toxicity of free cyanide and dissolved sulfide forms to the fathead minnow (Pimephales promelas); Journal of Fisheries Research Board of Canada, 34, p. 2323.

Broderius S.J. et Smith Jr L.L.; 1980; Direct photolysis of hexacyanoferrate complexes; Proposed applications to the aquatic environment; département d'entomologie, des pêches et de la faune, Université du Minnesota, St. Paul, Minnesota; Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Environmental Protection Agency des États-Unis; EPA-600/3-80-003.

Broer K.M., Johnston P.A., Haag A. et Brown R.C.; 2015; Resolving inconsistencies in measurements of hydrogen cyanide in syngas; Fuel, 140, p. 97.

Brumby A., Braumann P., Zimmermann K., Van Den Broeck F., Vandeveldé T., Goia D., Renner H., Schlamp G., Zimmermann K., Weise W., Tews P., Dermann K., Knodler A., Schroder K.-H., Kempf B., Luschow A., Kartrin P. et Schiele R.; 2012; Silver, Silver Compounds and Silver Alloys; dans Ullmanns Encyclopedia of Industrial Chemistry, volume 33; Weinheim, Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, p. 15-94.

Cairns J.J., Buikema A.L.J., Heath A.G. et Parker B.C.; 1978; Effects of temperature on aquatic organism sensitivity to selected chemicals; Virginia Water Resources Research Center Rep 106.

Canada; 1978; Règlement sur les aliments et drogues, C.R.C., ch.870;  
[http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C\\_ch\\_870/index.html](http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/C.R.C.%2C_ch_870/index.html)

Canada; 1999; Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999, L.C. 1999, ch.33; Gazette du Canada Partie III, vol. 22, n° 3; <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/lois/C-15.31/>

Canada, ministère de l'Environnement; 2012; Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure; Gazette du Canada, Partie I, vol. 146, n° 48, supplément; <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2012/2012-12-01/pdf/g1-14648.pdf>

[ASFC] Agence des services frontaliers du Canada ; 2015; renseignements collectés sur l'importation de biens correspondant aux codes SH 2837110000, SH 2837190000, SH 2837190010, SH 2837190020, SH 2837190090 et SH 2837200000; renseignements confidentiels.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1997a; Recommandation canadienne pour la qualité des sols – cyanure libre (effets environnementaux); document scientifique; Bureau national des recommandations et des normes, Environnement Canada.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1997b; La qualité des eaux : protection de la vie aquatique, Paramètre 1: Inorganique, Cyanure; disponible à l'adresse suivante : <http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html?lang=fr&factsheet=73>

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 1997c; recommandation canadienne pour la qualité des sols pour la protection de la santé environnementale et humaine, cyanure (libre).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2007; Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique 2007; dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 2007.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement; 2016; Guide sur la caractérisation environnementale des sites dans le cadre de l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine; volume 4, Méthodes d'analyse, PN 1558, ISBN 978-1-77202-033-5 PDF.

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention; 2005; NIOSH Emergency Response Card Hydrogen Cyanide; Department of Health and Human Services des États-Unis [cité dans AGDH 2010].

[CDC] Centers for Disease Control and Prevention; 2015; Fourth National Report on Human Exposure to Environmental Chemicals - Updated Tables; février 2015; Department of Health and Human Services des États-Unis, Atlanta (GA): CDC, Division of Laboratory Sciences [consulté le 2 août 2016]; [www.cdc.gov/biomonitoring/pdf/fourthreport\\_updatedtables\\_feb2015.pdf](http://www.cdc.gov/biomonitoring/pdf/fourthreport_updatedtables_feb2015.pdf)

Chatwin T.D., Trepanowski J. et Wadsworth M.E.; 1987; Attenuation of cyanide in soils; Phase I report; Resource Recovery and Conservation Company and the University of Utah [cité dans AGDH 2010].

Cicerone R.J. et Zellner R.; 1983; The atmospheric chemistry of hydrogen cyanide (HCN); Journal of Geophysical Research, 88(C15), p. 10689.

Cliff J., Nzwalo H. et Muquingue H.; 2015; Chapter 7: Cyanide in the production of long-term adverse health effects in humans; dans Hall A.H., Isom G.E. et Rockwood G.A. éditeurs, Toxicology of cyanides and cyanogens: Experimental, applied and clinical aspects, 1; West Sussex (R.-U.) : Wiley Blackwell, p. 98.

Conestoga-Rovers and Associates; 2013; Landfill Monitoring Data – Correlation, Trends, and Perspectives; rapport n° 9; rapport non publié préparé pour Environnement Canada, 435 p.

[ConsExpo] Modèle pour l'exposition des consommateurs [Internet]; 2006; version 4.1; Bilthoven (P.-B.) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [Institut national pour la santé publique et l'environnement] [consulté en novembre 2014]; disponible à l'adresse suivante : [www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840](http://www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840)

Cyanco; 2016; site Web de Cyanco; <http://www.cyanco.com/products/>

Dash R.R., Gaur A. et Balomajumder C.; 2009; Cyanide in industrial wastewaters and its removal: a review on biotreatment; Journal of Hazardous Materials, 163, p. 2009.

Daubert T.E. et Danner R.P.; 1985; Data compilation tables of properties of pure compounds; New York Design Institute for Physical Property Data (U.S.) and American Institute of Chemical Engineers.

David M. et Kartheek R.M.; 2016; In vivo studies on hepato-renal impairments in freshwater fish *Cyprinus carpio* following exposure to sublethal concentrations of sodium cyanide; Environmental Science and Pollution Research, 23, p. 722.

De Moura F.F., Moursi M., Lubowa A., Ha B., Boy E., Oguntona B., Sanusi R.A. et Maziya-Dixon B.; 2015; Cassava Intake and Vitamin A Status among Women and Preschool Children in Akwa-Ibom, Nigeria; PLOS One; <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0129436>

Dhas P.K., Chitra P., Jayakumar S. et Mary A.R.; 2011; Study of the effects of hydrogen cyanide exposure in Cassava workers; Indian J. Occup. Environ. Med., 15(3), p. 133-136.

Downey J.D., Basi K.A., DeFreytas M.R. et Rockwood G.A.; 2015; Chapter 2: Chronic Cyanide Exposure; dans Hall A.D., Isom G.E. et Rockwood G.A. éditeurs, Toxicology of cyanides and cyanogens: Experimental, applied and clinical aspects. 1; West Sussex (R.-U.) : Wiley Blackwell, p. 21.

Duarte-Guterman P., Navarro-Martin L. et Trudeau V.L.; 2014; Mechanisms of crosstalk between endocrine systems: regulation of sex steroid hormone synthesis and action by thyroid hormones; *Gen. Comp. Endocrinol.*, 20, p. 369-85.

DuPont; 2012; Product Safety Summary Sheet Sodium Cyanide.

Dvorak P., Gunther M., Zorn U. et Catsch A.; 1971; Metabolisches Verhalten von kolloidalem Ferrihexacyanoferrat(II); *Naunyn-Schmiedeberg's Archives of Pharmacology*, 269(1), p. 48.

Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Young T.C.; 2006a; Chapter 5: Physical-chemical properties and reactivity of cyanide in water and soil; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, *Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management*. Boca Raton (FL) : Taylor & Francis Group.

Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong GéMé, éditeurs; 2006b; *Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management*. Boca Raton, FL: Taylor & Francis Group.

Ebbs S.D., Wong-Chong G.M., Bond B.S., Bushey J.T. et Neuhaser E.F.; 2006; Chapter 6: Biological transformation of cyanide in water and soil; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, *Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management*. Boca Raton (FL) : Taylor & Francis Group.

[ECCC 2016a] Environnement et Changement climatique Canada; 2016; Document à l'appui : Free cyanide precursors relevant to the ecological screening assessment; Gatineau (QC) : ECCC, Renseignements pour l'ébauche d'évaluation préalable des cyanures; disponible à l'adresse suivante : [ec.substances.ec@canada.ca](mailto:ec.substances.ec@canada.ca)

[ECCC 2016b] Environnement et Changement climatique Canada; 2016; Inventaire national des rejets de polluants (INRP) [base de données sur l'Internet]; Gatineau (QC), consultée en septembre 2016, révisée par le groupe de l'INRP en janvier 2017, Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 (LCPE 1999); disponible à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/outils-ressources-donnees/acces.html>

[ECCC2016c] Environnement et Changement climatique Canada; 2016; Guide de déclaration aux fins de l'Inventaire des rejets de polluants, 2016 et 2017; Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 (LCPE 1999); disponible à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/publications/guide.html>

[ECCC2016d] Environnement et Changement climatique Canada; 2016; rapports confidentiels non publiés soumis à Environnement et Changement climatique Canada en vertu de l'Étude sur le suivi des effets sur l'environnement (ESEE) du Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM); Gatineau (QC) : Environnement et Changement climatique Canada,

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada; 2001; Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation pour les sels de voirie; Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 (LCPE 1999); Ottawa (ON) : gouvernement du Canada [consulté le 25 juillet 2016]; <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/sante-environnement-milieu-travail/rapports-publications/contaminants-environnementaux/loi-canadienne-protection-environnement-1999-liste-substances-interet-prioritaire-rapport-evaluation-sels-voirie.html>

[ECETOC] Centre européen pour l'écotoxicologie et la toxicologie des produits chimiques; 2007; JACC Report No. 53: Cyanides of Hydrogen, Sodium and Potassium, and Acetone Cyanohydrin (CAS No. 74-90-8, 143-33-9, 151-50-8 and 75-86-5), volume I et volume II, ISSN-0773-6339-53, Bruxelles.

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; c2007-2015; Registered substances database; search results for CAS RN [74-90-8]; Helsinki (FI) : ECHA [mise à jour le 29 novembre 2016; consultée le 1<sup>er</sup> février 2017]; <http://echa.europa.eu/substance-information/-/substanceinfo/100.000.747>

[ECOTOX] Base de données sur l'écotoxicologie; 2000; ver. 4; Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development; National Health and Environmental Effects Research Laboratory; Mid-Continent Ecology Division [mise à jour le 22 septembre 2016; consultée le 22 septembre 2016]; <http://cfpub.epa.gov/ecotox>

[ESEE] Étude de suivi des effets sur l'environnement; 2016; Gatineau (QC): Environnement et Changement climatique Canada [consultée le 26 juillet 2016]; <https://www.riss-sitdr.ec.gc.ca/RISS/Global/Index.aspx> [accès restreint]; Measured concentrations of total cyanides in exposed and reference waterbodies collected under the Metal Mining Effluent Regulations from 2005-2015.

Eisler; 1991; Cyanide hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a Synoptic Review; Biological Report 85, Contaminant Hazard Reviews Report 23; Fish and Wildlife Service des États-Unis, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel (Maryland) 20708.

El Ghawabi S.H., Gaafar M.A., El-Saharti A.A., Ahmed S.H., Malash K.K. et Fares R.; 1975; Chronic cyanide exposure: a clinical, radioisotope and laboratory study; Br. J. Ind. Med., 32(3), p. 215-219.

Ellis J., Rowley P.G. et Wheway R.T.; 1976; Detoxification of seawater used for gas scrubbing in the steel industry; Water Research, vol. 10, p. 253.

[EMSWR] Environmental Monitoring System Web Reporting; 2016; Victoria (C.-B.): ministère de l'Environnement et des Stratégies pour le changement climatique de la Colombie-Britannique [consulté le 12 janvier 2016]; <http://www.env.gov.bc.ca/emsrw/> [enregistrement requis]; recherche pour tous les paramètres applicables au cyanure aux fins des sources d'eaux de surface de types 1 et 2, de 2005 à 2015.

Environnement Canada; 1995; Toxicity testing of national contaminated sites remediation program priority substances for the development of soil quality criteria for contaminated sites; Division des recommandations, Direction de l'interprétation et de l'évaluation, Service de conservation des écosystèmes; non publié [cité dans CCME 1997].

Environnement Canada; 2001; Code de pratiques écologiques pour les aciéries intégrées; Division des minéraux et des métaux, Service de protection de l'environnement, Première édition, SPE 1/MM/7; disponible à l'adresse suivante : <https://www.canada.ca/content/dam/eccc/migration/main/lcpe-cepa/documents/codes/ai-ism/ai-ism-fra.pdf>

Environnement Canada; 2009; Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux; Section des mines, Division mines et traitement, Direction des secteurs publics et des ressources, Direction générale de l'intendance environnementale; disponible à l'adresse suivante : <https://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf>

Environnement Canada; 2012; Phase 2 de la mise à jour de l'inventaire de la Liste intérieure : Guide d'orientation pour répondre à l'Avis concernant certaines substances de la Liste intérieure (l'avis), publié le 1<sup>er</sup> décembre 2012 dans la Partie I de la Gazette du Canada; <http://www.ec.gc.ca/ees-ees/default.asp?lang=Fr&n=66FA57D0-1>

Environnement Canada; 2013; Données collectées lors de la mise à jour de l'inventaire de la LIS en vertu de l'article 71 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1999 : Avis concernant certaines

substances de la Liste intérieure; Données préparées par : Environnement Canada, Santé Canada; Programme des substances existantes.

Environnement Canada; 2015; Inventaire national des rejets de polluants : Guide d'estimation des émissions pour les producteurs d'aluminium; Gatineau (QC) : Environnement Canada [consulté en juillet 2017]; <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/inventaire-national-rejets-polluants/publications/guide-estimation-emissions-producteurs-aluminium.html>

Epstein F.H. et Kleeman C.R.; 1956; Fate and distribution of Fe59 labelled ferrocyanide in humans and dogs; *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.*, 93(2), p. 228-233.

Erb N., Zinsmeister H.D. et Nahrstedt A.; 1981; The cyanogenic glycosides of triticum, secale and sorghum; *Plant Medica*, 1, p. 84 [cité dans Jones 1998].

Commission européenne; 2008; Potassium Thiocyanate; Draft Assessment Report (DAR), version publique; disponible à l'adresse suivante : <http://dar.efsa.europa.eu/dar-web/provision>

Exall K., Rochfort Q. et Marsalek J.; 2011; Measurement of cyanide in urban snowmelt and runoff; *Water Quality Research Journal of Canada*, 46.2, p. 137.

Exall K., Rochfort Q. et McFadyen R.; 2013; Studies of cyanide species in runoff and road salt samples in Ontario, 2010-12: rapport final; Direction générale des sciences et technologies aquatiques, Environnement Canada, Burlington, Ontario.

[FAO/OMS] Organisation pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la santé; 1975; WHO Food Additive Series 6: Toxicological evaluation of some food colours, enzymes, flavour enhancers, thickening agents, and certain food additives; The Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), Genève : Organisation mondiale de la santé, rapport n° 6.

[FAO/OMS] Organisation pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la santé; 2006; Benefits and Potential Risks of the Lactoperoxidase system of Raw Milk Preservation; Report of an FAO/WHO Technical Meeting FAO Headquarters, Rome, Italy, 28 November - 2 December, 2005; disponible à l'adresse suivante : <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/009/a0729e/a0729e00.pdf>

[FAO/OMS] Organisation pour l'alimentation et l'agriculture/Organisation mondiale de la santé; 2012; Cyanogenic Glycosides (addendum). Safety Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants / Prepared by the Seventy-fourth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA), WHO Food Additive Series 65; disponible à l'adresse suivante : [http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44813/1/9789241660655\\_eng.pdf#page=178](http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44813/1/9789241660655_eng.pdf#page=178)

Freitas A.S., Cunha I.M.F., Andrade-Vieira L.F. et Techio V.H.; 2016; Effect of SPL (Spent Pot Liner) and its main components on root growth, mitotic activity and phosphorylation of Histone H3 in *Lactuca sativa* L.; *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 124, p. 426.

Fritz B., Lorenz K., Steinert W. et Zellner R.; 1982; *Proceedings of the 2nd European Symposium on the Physico-Chemical behavior of atmospheric pollutants*, 1981; D. Riedel Publishing Co., Dordrecht Pays-Bas), p. 192 [cité dans ECETOC 2007].

[FSANZ] Normes alimentaires de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande; 2014; Survey of Cyanogenic Glycosides in Plant-Based Foods in Australia and New Zealand 2010-2013 [consulté le 8 août 2016]; <http://www.foodstandards.gov.au/science/surveillance/Documents/FINAL%20report%20on%20survey%20of%20cyanogenic%20glycosides%20in%20plant-based%20foods.pdf>

Gaffney J.S., Streit G.E., Spall W.D. et Hall J.H.; 1987; Beyond acid rain. Do soluble oxidants and organic toxins interact with SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> to increase ecosystem effects?; Environmental Science and Technology, 21(6), p. 519 [cité dans HSDB 1983-].

Gail E., Gos S., Kulzer R., Lorosch J., Rubo A., Sauer M., Kellens R., Reddy J., Steir N. et Hasenpusch W.; 2012; Cyano Compounds, Inorganic, Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.

Gensemer R.W., DeForest D.K., Stenhouse A.J., Higgins C.J. et Cardwell R.D.; 2006; Chapter 14: Aquatic toxicity of cyanide; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006b, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management, Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Gewitz H.S., Pistorius E.K., Voss H. et Vennesland B.; 1976; Cyanide formation in preparations from Chlorella vulgaris Beijerinck: Effect of sonication and amygdalin addition; Plant (Berl.), 131, p. 145.

Ghosh R.S., Dzombak D.A. et Wong-Chong G.M.; 2006a; Chapter 2: Physical and chemical forms of cyanide; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006b, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management, Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Ghosh R.S., Dzombak D.A., Drop S.M. et Zheng A.; 2006b; Chapter 7: Analysis of cyanide in water; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006b, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management, Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Given B. et Meyer S.; 1998; Biological treatment of tailings solution at the Nickel Plate Mine; Proceedings of the 22<sup>nd</sup> Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Penticton, BC, 1998, The Technical and Research Committee on Reclamation.

Gschwendtner S., Mansfeldt T., Kublik S., Touliaru E., Buegger F. et Schloter M.; 2016; Long-term ferrocyanide application via deicing salts promotes the establishment of Actinomycetales assimilating ferrocyanide-derived carbon in soil; Applied Microbiology, Microbial Biotechnology, 9, p. 502.

Gupta Y.P.; 1987; Anti-nutritional and toxic factors in food legumes: a review; Plant Foods for Human Nutrition, 37, p. 201-228.

Hagelstein K. et Mudder T.; 1997; The ecotoxicological properties of cyanide; dans Proceedings of the Short Course on Management of Cyanide in Mining, Australian Centre for Minesite Rehabilitation Research (ACMRR), Perth, Western Australia, April, 1997 [cité dans AGDH 2010].

Hansch C., Leo A. et Hoekman D.; 1995; Exploring QSAR: hydrophobic, electronic, and steric constants; Washington (DC): American Chemical Society, 348 p.

HATCH; 2014; Study to identify BATEA for the management and control of effluent quality from mines; MEND Report 3.50.1; rapport pour le Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM), financé par l'Association minière du Canada (AMC) et le NEDEM.

Hawk M.A., Ritchie G.D., Henderson K.A., Knostman K.A., Roche B.M., Ma Z.J., Matthews C.M., Sabourin C.L., Wakayama E.J. et Sabourin P.J.; 2016; Neurobehavioral and Cardiovascular Effects of Potassium Cyanide Administered Orally to Mice; Int. J. Toxicol.

Santé Canada; 1979; Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Guide technique - cyanure; Ottawa (ON) : Bureau de la qualité de de l'eau et de l'air.

Santé Canada; 2006; Réévaluation du cyanure de sodium; Ottawa (ON) : Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Santé Canada; 2014; Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada – Tableau sommaire; Ottawa (ON) : Direction de la santé des milieux, Bureau de la qualité de l'eau et de l'air.

Santé Canada; [modifié le 14 décembre 2015]; Liste critique des ingrédients de cosmétiques : Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques; Ottawa (ON) : Direction de la sécurité des produits de consommation [consultée le 4 août 2016]; <https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/securite-produits-consommation/cosmetiques/liste-critique-ingredients-cosmetiques-ingredients-interdits-usage-restrait/liste-critique.html>

[HH RAP TT] Hamilton Harbour RAP Technical Team; 2010; Contaminant loadings and concentrations to Hamilton Harbour: 2003-2007 Update; Remedial Action Plan for Hamilton Harbour.

Honig D.H., Hockridge M.E., Gould R.M. et Rackis J.J.; 1983; Determination of Cyanide in Soybeans and Soybean Products; *Journal of Agricultural Food Chemistry*, 31, p. 272-275.

Howard J.W. et Hanzal R.F.; 1955; Pesticide toxicity: Chronic toxicity for rats of food treated with hydrogen cyanide; *J. Agric. Food Chem.*, 3(4), p. 325-329.

[ICMC] Code international de gestion du cyanure; 2015; Directory of Signatory Companies [mise à jour de juillet 2015; consultée le 1<sup>er</sup> août 2016]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.cyanidecode.org/nous-vous-invitons-%C3%A0-d%C3%A9couvrir-liigc>

Imosemi I.O., Malomo A.O., Oladejo O.W., Osuagwu F.C., Ekpo O.E., Akang E.E. et Shokunbi M.T.; 2005; Gross morphological studies on the effect of cyanide on the developing cerebellum of Wistar rat (*Rattus norvegicus*); *African Journal of Medical Science*, 34(1), p. 59–63 [cité dans EPA 2010].

[IPCS] Programme international sur la sécurité des substances chimiques de l'OMS; 2009; IPCS Evaluation of Antidotes for Poisoning by Metals and Metalloids: Prussian Blue.

Izatt R.M., Christensen J.J., Pack R.J.M. et Bench R.; 1962; Thermodynamics of metal-cyanide coordination. 1. pKa,  $\Delta H^\circ$  and  $\Delta S^\circ$  values as function of temperature and hydrocyanic acid dissociation in aqueous solution; *Inorganic Chemistry*, 1, p. 828 [cité dans ECETOC 2007].

Jambor J.L., Martin A.J. et Gerits J.; 2009; The post-depositional accumulation of metal-rich cyanide phases in submerged tailings deposits; *Applied Geochemistry*, 24(12), p. 2256.

Johnson C.A., Leinz R.W., Grimes D.J. et Rye R.O.; 2002; Photochemical changes in cyanide speciation in drainage from a precious metal ore heap; *Environmental Science and Technology*, 36, p. 840.

Johnson C.A., Grimes D.J., Leinz R.W. et Rye R.O.; 2008; Cyanide speciation at four gold leach operations undergoing remediation; *Environmental Science and Technologies*, 42, p. 1038.

Johnson C.A.; 2015; The fate of cyanide in leach wastes at gold mines: An environmental perspective; *Applied Geochemistry*, 57, p. 194.

Jones D.A.; 1998; Why are so many food plants cyanogenic?; *Phytochemistry*, 47(2), p. 155.

Kapusta K., Stanczyk K., Wiatowski M. et Checko J.; 2013; Environmental aspects of a field-scale underground coal gasification trial in a shallow coal seam at the experimental mine Barbara in Poland; *Fuel*, 113, p. 196.

Karyakin A.A.; 2001; Prussian blue and its analogues: Electrochemistry and analytical applications; *Electroanalysis*, 13(10), p. 813-819.

Kelada N.P.; 1989; Automated direct measurements of total cyanide species and thiocyanate, and their distribution in wastewater and sludge; *Journal WPCF*, 61(3), p. 350.

Kimball G.L., Smith L.L. et Broderius S.J.; 1978; Chronic toxicity of hydrogen cyanide to the bluegill; *Trans. Am. Fish Soc.*, 107, p. 341-345.

Kjeldsen P.; 1999; Behaviour of cyanides in soil and groundwater: a review; *Water, air and soil pollution*, 115, p. 279.

Klus H., Begutter H., Ball M. et Introp I.; 1987; Environmental tobacco smoke in real life situations; dans Proceedings of the 4<sup>th</sup> International Conference on Indoor Air Quality and Climate, 1987, Berlin (Allemagne) : ISIAQ.

Knighton W.B., Fortner E.C., Midey A.J., Viggiano A.A., Herndon S.C., Wood E.C. et Kolb C.E.; 2009; HCN detection with a proton transfer reaction mass spectrometer; *International Journal of Mass Spectrometry*, 283(1-3), p. 112-121.

[KOAWIN] Octanol-Air Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]; 2010; ver. 1.10; Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation; <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suitetm-estimation-program-interface>

[KOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]; 2010; ver. 2.00; Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation; <http://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suitetm-estimation-program-interface>

Kohl P.A.; 2010; Electrodeposition of gold; dans Schlesinger M. et Paunovich M. éditeurs, *Modern electroplating*, 5<sup>th</sup> ed., Hoboken (NJ): John Wiley & Sons, Inc. p. 115-130.

Kostial K., Kargacin B., Rabar I., Blanusa M., Maljkovic T., Matkovic V., Ciganovic M., Simonovic I. et Bunarevic A.; 1981; Simultaneous reduction of radioactive strontium, caesium and iodine retention by single treatment in rats; *Sci. Total Environ.*, 22(1), p. 1-10.

Koenst W.M., Smith Jr L.L. et Broderius S.J.; 1977; Effect of chronic exposure of brook trout to sublethal concentrations of hydrogen cyanide; *Environtal Science and Technology*, 11, p. 883-887.

Kovacs T.G. et Leduc G.; 1982; Sublethal toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*) at different temperatures; *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39, p 1389.

Kuhn D.D. et Young T.C.; 2005; Photolytic degradation of hexacyanoferrate (II) in aqueous media: the determination of the degradation kinetics; *Chemosphere*, 60, p. 1222.

Krutz H.; 1981; Different origins of cyanide concentration in small rivers; dans Vennesland B., Conn E.E., Knowles C.J., Wesley J. et Wissing F., *Cyanide in biology*, Chapter 31; Academic Press, London, R.-U., p. 479 [cité dans ECETOC 2007].

Lanno R.P. et Dixon D.G.; 1996; The Comparative Chronic Toxicity of Thiocyanate and Cyanide to Rainbow Trout; *Aquat. Toxicol.*, 36(3-4), p. 177-187.

Le Breton M., Bacak A., Muller J.B.A., O'Shea S.J., Xiao P., Ashfold M.N.R., Cooke M.C., Batt R., Shallcross D.E., Oram D.E., Forster G., Bauguitte S.J.-B. et Percival C.J.; 2013; Airborne hydrogen cyanide measurements using a chemical ionisation mass spectrometer for the plume identification of biomass burning forest fires; *Atmospheric Chemistry and Physics*, 13(18), p. 9217-9232.

Lechtenberg M. et Nahrstedt A.; 1999; Chapter 5: Naturally occurring glycosides; dans *Cyanogenic Glycosides*, Ikan R. éditeur, John Wiley & Sons, Chichester, R.-U. [cité dans Wong-Chong et al. 2006a].

Lee S.-H. et Huh Y.-D.; 2012; Preferential evolution of Prussian blue's morphology from cube to hexapod; *Bulletin of the Korean Chemical Society*, 33(3), p. 1078-1080.

Lee S., Na E., Cho Y., Koopman B. et Bitton G.; 1997; Short-term toxicity test based on an algal uptake by Ceriodaphnia dubia; *Water Environmental Research*, 69, p. 1207.

Levelton Consultants; 2007; Guidelines for the selection of snow and ice control materials to mitigate environmental impacts; National Cooperative Highway Research Program, NCHRP Report 577, Transportation Research Board, Washington, DC, 152 p. [cité dans Exall et al. 2011].

Li. Q, Jacob D.J., Bey I., Yantosca R.M., Zhao Y., Kondo Y., Notholt; 2000; Atmospheric hydrogen cyanide (HCN): Biomass Burning Source, Ocean Sink?; *Geophysical Research Letters*, 27(3), p. 357.

Li. Q, Jacob D.J., Yantosca R.M., Heald C.L., Singh H.B., Koike M., Zhao Y., Sachse G.W. et Streets D.G.; 2003; A global three-dimensional model analysis of the atmospheric budgets of HCN and CH<sub>3</sub>CN: Constraints from aircraft and ground measurements; *Journal of geophysical research*, 108(D21), p. 8827.

Lide D.R. éditeur; 1990; CRC handbook of chemistry and physics; 72<sup>ème</sup> édition, Boca Raton (FL), CRC Press [cité dans ATSDR 2006].

Lind D.T., Smith Jr L.L. et Broderius S.J.; 1977; Chronic effects of hydrogen cyanide on the fathead minnow; *Journal WPCF*, p. 262.

Little E.E., Calfee R.D., Theodorakos P., Brown Z.A., Johnson C.A.; 2007; Toxicity of cobalt-complexed cyanide to *Oncorhynchus mykiss*, *Daphnia magna* and *Ceriodaphnia dubia*; *Environmental Science and Pollution Research*, 14(4), p. 333.

[BDPSNH] Base de données sur les produits de santé naturels homologués; [modifiée le 10 août 2016]; Ottawa (ON) : Santé Canada [consultée le 20 juillet 2016]; <https://health-products.canada.ca/lnhpdbdpsnh/switchlocale.do?lang=fr&url=t.search.recherche>

Luthy R.G., Bruce S.G., Walters R.W. et Nakles D.V.; 1979; Cyanide and thiocyanate in coal gasification wastewaters; *Journal of Water Pollution Control Federation*, 51(9), p. 2267; disponible à l'adresse suivante : <http://www.jstor.org/stable/25040414>

Luzin Y.P., Kazyuta V.I., Mozharenko N.M. et Zen'kovich A.L.; 2012; Removal of cyanides from blast-furnace gas and wastewater; *Steel in translation*, 42(7), p. 606.

Malomo A.O., Imosemi IO., Osuagwu F.C., Oladejo O.W., Akang E.E. et Shokunbi M.T.; 2004; Histomorphometric studies on the effect of cyanide consumption of the developing cerebellum of wistar rat (*Rattus Novergicus*); *West African Journal of Medicine*, 23(4), p. 323-8 [cité dans EPA 2010].

Manar R., Bonnard M., Rast C., Veber A.M. et Vasseur P.; 2011; Ecotoxicity of cyanide complexes in industrially contaminated soils; *Journal of Hazardous Materials*, 197, p. 369-377.

Mansfeldt T.; 2001; Cyanide in paper de-inking sludge used as a soil amendment; Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 164, p. 637.

McGeachy S.M. et Leduc G.; 1988; The influence of season and exercise on the lethal toxicity of cyanide to rainbow trout (*Salmo gairdneri*); Archives of Environmental Contaminant Toxicology, 17, p. 313.

Morganidge K.; 1970; FDRL Report No. 91015 soumis par International Salt Co. Inc.

Moussa S.G., Leithead A., Shao-Meng L., Chan T.W., Wentzell J.J.B., Stroud C., Zhang J., Lee P., Lu G., Brook J.R., Hayden K., Narayan J. et Liggio J.; 2016a; Emissions of hydrogen cyanide from on-road gasoline and diesel vehicles; Atmospheric Environment, 131, p. 185-195.

Moussa S.G., Leithead A., Shao-Meng L., Chan T.W., Wentzell J.J.B., Stroud C., Zhang J., Lee P., Lu G., Brook J.R., Hayden K., Narayan J. et Liggio J.; 2016b; Emissions of hydrogen cyanide from on-road gasoline and diesel vehicles; Atmospheric Environment, 131, Supplementary Information.

[FS] Fiche signalétique; 2011a; Bondo Dynatron Putty-Cote; London, Ontario (Canada): 3M Canada Company.

[FS] Fiche signalétique; 2011b; Nissen Low-Chloride Metal Marker - Green. Glenside (PA): J.P. Nissen Co.

[FS] Fiche signalétique; 2012a; Marine blister and repair filler; London, Ontario (Canada): 3M Canada Company.

[FS] Fiche signalétique; 2012b; Bondo lightweight body filler; London, Ontario (Canada): 3M Canada Company.

[FS] Fiche signalétique; 2012c; Bondo dynatron ultimate filler; London, Ontario (Canada): 3M Canada Company.

[FS] Fiche signalétique; 2014; Blue cream hardener; London, Ontario (Canada): 3M Canada Company.

Murgatroyd C., Whitehouse P., Comber S., Whitworth A. et Macarenhas R.; 1998; Proposed Environmental Quality Standards for Cyanide in Water; R&D Technical Report 41 by WRC, Medmenham, Marlow, Buckinghamshire, R.-U.; Environment Agency, Almondsbury, Bristol, Royaume-Uni [cité dans ECETOC 2007].

Nautilus Environmental; 2009; Summary of ecotoxicity data for the purpose of developing a species sensitivity distribution (SSD) for cyanide and its compounds, Final Report; rapport interne soumis à Environnement Canada.

[NCI] National Chemical Inventories [base de données sur un CD-ROM]; 2012; Issue 2; Columbus (OH): American Chemical Society, Chemical Abstracts Service [15 juillet 2016]; <http://www.cas.org/products/other-cas-products/nci-on-cd>

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels; [modifiée le 18 avril 2016]; Ottawa (ON) : Santé Canada [consultée le 20 juillet 2016]; <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhpids-bdipsn/search-rechercheReq.do?url=&lang=fra>

Nielsen P., Dresow B., Fischer R. et Heinrich H.C.; 1990a; Bioavailability of iron and cyanide from 59Fe- and 14C-labelled hexacyanoferates(II) in rats; Z. Naturforsch. C., 45(6), p. 681-90.

Nielsen P., Dresow B., Fischer R. et Heinrich H.C.; 1990b; Bioavailability of iron and cyanide from oral potassium ferric hexacyanoferrate(II) in humans; *Arch. Toxicol.*, 64(5), p. 420-422.

Novotny V., Muehring D., Zitomer D.H., Smith D.W. et Facey R.; 1998; Cyanide and metal pollution by urban snowmelt: impact of deicing compounds; *Water Science and Technology*, 38(10), p. 223.

[NTP] National Toxicology Program; 1993; NTP technical report on toxicity studies of sodium cyanide (CAS No. 143-33-9) administered in drinking water to F344/N rats and B6C3F1 mice; Public Health Service, U.S. Department of Health and Human Services, Report No.:NTP TR 37.

[OEHHA] Office of Environmental Health Hazard Assessment – California; 1999; Appendix D.3 Chronic RELs and toxicity summaries using the previous version of the Hot Spots Risk Assessment guidelines; <http://oehha.ca.gov/media/downloads/crnr/appendixd3final.pdf>

Ohno T.; 1989; Determination of levels of free cyanide in surface and ground waters affected by MDOT salt storage facilities; *Tech. Rep. 86C*, Main Dep. Transportation, Tech. Servi. Div., Augusta [cité dans Paschka et al. 1999].

OI Analytical; 2012; Cyanide analysis guide, OI Analytical; disponible à l'adresse suivante : <http://www.oico.com/documentlibrary/2968broc.pdf>

Onabolu A.O., Oluwole O.S., Bokanga M. et Rosling H.; 2001; Ecological variation of intake of cassava food and dietary cyanide load in Nigerian communities; *Public Health Nutr.*, 4(4), p. 871-6.

Ontario; 1990; Environmental Protection Act: O. Reg. 214/95 : Effluent Monitoring and Effluent Limits – Iron and Steel Manufacturing Sector; R.S.O. 1990, c. E.19; <https://www.ontario.ca/laws/regulation/950214>

Ontario; 2016; Rejets d'effluents industriels; disponible à l'adresse suivante : <https://www.ontario.ca/fr/donnees/rejets-deffluents-industriels>

Oseid D.M. et Smith Jr L.L.; 1979; The effects of hydrogen cyanide on *Asellus communis* and *Gammarus pseudolimnaeus* and changes in their competitive response when exposed simultaneously; *Bull. Environm. Contam. Toxicol.*, 21, p .439.

Oser B.L.; 1959; rapport non publié pour le Food & Drugs Research Lab. Inc., soumis par International Salt Co. Inc.

Pablo F., Buckney R.T. et Lim R.P.; 1997; Toxicity of cyanide, iron-cyanide complexes and a blast furnace effluent to larvae of the doughboy scallop, *Chlamys asperrimus*; *Bulletin of Environmental Contaminant Toxicology*, 58, p. 93.

Pai V.; 1987; Acute thallium poisoning. Prussian blue therapy in 9 cases; *West Indian Med. J.*, 36(4), p. 256-258.

Pandolfo T.J., Cope W.G., Young G.B. et Jones J.W.; 2012; Acute effects of road salts and associated cyanide compounds on the early life stages of the unionid mussel *Villosa iris*; *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(8), p. 1801.

Paschka M.G., Ghosh R.S. et Dzombak D.A.; 1999; Potential water-quality effects from iron cyanide anticaking agents in road salt; *Water Environment Research*, 71(6).

Patil Y.B. et Paknikar K.M.; 2000; Biodesulfurization of silver-cyanide from electroplating industry wastewater; Letters in Applied Microbiology, 30, p. 33.

Pearce J.; 1994; Studies of any toxicological effects of Prussian blue compounds in mammals--a review; Food Chem. Toxicol., 32(6), p. 577-582.

Petelin A.L., Yusfin Y.S. et Travyanov A.Y.; 2008; Possibility of cyanide formation in blast furnaces; Steel in Translation, 38(1), p. 5-6.

[PhysProp] Interactive PhysProp Database [base de données]; c2013; Syracuse (NY): SRC, Inc. [mise à jour en 2013; consultée le 26 juillet 2016]; <http://www.srcinc.com/what-we-do/environmental/scientific-databases.html>.

Pistorius E.K., Jetschmann K., Voss H. et Vennsland B.; 1979; The dark respiration of *Anacystis nidulans*. Production of HCN from histidine and oxidation of basic amino acids; Biochem. Biophys. Acta, 585, p. 630-642.

Redman A. et Santore R.; 2012; Bioavailability of cyanide and metal-cyanide mixtures to aquatic life; Environmental Toxicology and Chemistry, 31(8), p. 1774.

Renner H., Schlamp G., Hollmann D., Martin Luschow H., Tews P., Rothaut J., Dermann K., Knodler A., Hecht C., Schlott M., Drieselmann R., Peter C. et Schiele R.; 2012; Gold, gold alloys, and gold compounds; dans Ullmanns Encyclopedia of Industrial Chemistry, Volume 17; Weinheim, Allemagne : Wiley-VCH Verlag GmbH & Co KGaA, p. 93-143.

Rennert T. et Mansfeldt T.; 2002; Sorption and desorption of iron-cyanide complexes in deposited blast furnace sludge; Water Research, 36, p. 4877.

Rinsland C.P., Jones N., Connor B.J., Wood S.W. et Goldman A.; 2002; Multiyear infrared solar spectroscopic measurements of HCN, CO, C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>, and C<sub>2</sub>H<sub>2</sub> tropospheric columns above Lauder, New Zealand (45S Latitude); Journal of Geophysical Research, 107(D14), p. 1-12.

Rinsland C.P., Goldman A., Hannigan J.W., Wood S.W., Chiou L.S. et Mahieu E.; 2007; Long-term trends of tropospheric carbon monoxide and hydrogen cyanide from analysis of high resolution infrared solar spectra; Journal of Quantitative Spectroscopy & Radiative Transfer, 104, p. 40-51.

Rippon G.D., Le Gras C.A., Hyne R.V. et Cusbert P.J.; 1992; Toxic effects of cyanide on aquatic animals of the Alligator Rivers Region; Technical Memorandum 39, Supervising Scientist for the Alligator Rivers Region, Australian Government Publishing Service, Canberra 10 p.

Rubo A., Dickmann A. et Gos S.; 2000; Laboratory simulation of HCN emissions from tailings ponds; Tailings and Mine Waste, 00, p. 307.

Schimmel S.C.; 1981; Final report on toxicity of cyanide to sheepshead minnow early life stages; EPA, Narragansett, Rhode Island, États-Unis [cité dans ECETOX 2000].

Schlesinger M.; 2010; Electroless and Electrodeposition of Silver; dans Schlesinger M. et Paunovich M. éditeurs, Modern electroplating, 5<sup>ème</sup> édition, Hoboken (NJ): John Wiley & Sons Inc., p. 131-138.

Sheu S.H. et Weng H.S.; 2000; Determination of free cyanide in sour water at fluid catalytic cracking (FCC) plants; International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 78(2), p. 107.

Shifrin N.S., Beck B.D., Gauthier T.D., Chapnick S.D. et Goodman G.; 1996; Chemistry, toxicology, and human health risk of cyanide compounds in soils at former manufactured gas plant sites; *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 23(2), p. 106-116.

Shivanoor S.M. et David M.; 2015; Subchronic cyanide toxicity on male reproductive system of albino rat; *Toxicol. Res.*, 4(1), p. 57-64.

Sidenko N.V., Cooper M.A., Sherriff B.L. et Jamieson H.E.; 2009; Formation and stability of  $(\text{Na},\text{K})_2\text{Zn}_3[\text{Fe}(\text{CN})_6]_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$  in gold heap-leachate mine-waste; *The Canadian Mineralogist*, 47(3), p. 525.

Silveira B.I., Dantas A.E., Blasquez J.E. et Santos R.K.P.; 2002; Characterization of inorganic fraction of spent potliners : evaluation of the cyanides and fluorides content; *Journal of Hazardous Materials*, B89, p. 177.

Simovic L.; 1984; Kinetics of natural degradation of cyanide from gold mill effluents; thèse de maîtrise en génie de l'Université McMaster.

Simovic L. et Snodgrass W.J.; 1985; Natural removal of cyanide in gold milling effluents – evaluation of removal kinetics; *Water Pollution Research Journal of Canada*, 20(2), p. 120.

Simovic L. et Snodgrass W.J.; 1989; Tailings pond design for cyanide control at gold mills using natural degradation; dans *Gold mining effluent seminar proceedings*, 15-16 février 1989 Vancouver (C.-B.), 24 mars 1989, Mississauga (Ontario).

Simpson I.J., Akagi S.K., Barletta B., Blake N.J., Choi Y., Diskin G.S., Fried A., Fuelberg H.E., Meinardi S., Rowland F.S., Vay S.A., Weinheimer A.J., Wennberg P.O., Wiebring P., Wisthaler A., Yank M., Yokelson R.J. et Blake D.R.; 2011; Boreal forest fire emissions in fresh Canadian smoke plumes:  $\text{C}_1\text{-C}_{10}$  volatile organic compounds (VOCs),  $\text{CO}_2$ , CO,  $\text{NO}_2$ , NO, HCN and  $\text{CH}_3\text{CN}$ ; *Atmospheric Chemistry and Physics*, 11, p. 6445.

Singh H.B., Salas L., Herlitz D., Kolyer R., Czech E., Viezee W., Li Q., Jacob D.J., Blake D., Sachse G., Harward C.N., Fuelberg H., Kiley C.M., Zhao Y. et Kondo Y.; 2003; In situ measurements of HCN and  $\text{CH}_3\text{CN}$  over the Pacific Ocean: Sources, sinks and budgets; *Journal of geophysical research*, 108(D20), p. 8795.

Smith A.; 1994; The geochemistry of cyanide in mill tailings, Chapter 11; dans *Mineralogical Association of Canada, Short course handbook on environmental geochemistry of sulfide mine-wastes*, Waterloo (Ontario), mai 1994, J.L. Jambor et D.W. Blowes éditeurs.

Smith A. et Mudder T.; 1991; The chemistry and treatment of cyanidation wastes; *Mining Journal Books*, Ltd, London 1991 [cité dans Dzombak et al. 2006c].

Smith M.J. et Heath A.G.; 1978; Acute toxicity of copper, chromate, zinc and cyanide to freshwater fish: Effect of different temperatures; *Bulletin of Environmental Contaminants Toxicology*, 22, p. 113.

Solbe J.F.D., Cooper V.A., Willis C.A. et Mallet M.J.; 1985; Effects of pollutants in freshwaters on European non-salmonid fish I: non-metals; *Journal of Fish Biology*, 27(Suppl. A), p. 197.

Solomonson L.P.; 1981; Cyanide as a Metabolic Inhibitor; dans Vennesland B., Conn E.E., Knowles C.J., Westley J. et Wissing F. éditeurs, *Cyanide in Biology*, Academic Press, New York, p. 11-28 [cité dans Eisler 1991].

Soto-Blanco B. et Gorniak S.L.; 2004; Prenatal toxicity of cyanide in goats--a model for teratological studies in ruminants; *Theriogenology*, 62(6), p. 1012–1026 [cité dans EPA 2010].

Speijers G.; 1993; Cyanogenic Glycosides, first draft; WHO Food Additives Series 30; Institut pour la protection de la santé publique et de l'environnement, Laboratoire de toxicologie, Bilthoven (Pays-Bas); disponible à l'adresse suivante : <http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v30je18.htm>

[SSD Master] Determination of Hazardous Concentrations with Species Sensitivity Distributions [modèle numérique]; 2010; version 2; Ottawa (ON) : Intrinsikscience.

Stanley R.A.; 1974; Toxicity of heavy metals and salts to Eurasian watermilfoil (*Myriophyllum spicatum* L.); *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2(4), p. 331.

Statistique Canada; 2004; Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes - Nutrition (ESCC); Renseignements détaillés pour 2004 (cycle 2.2); Ottawa (ON) : Statistique Canada.

Strotmann U.J. et Pagga U.; 1996; A growth inhibition test with sewage bacteria – results of an international ring test 1995; *Chemosphere*, 32(5), p. 921.

Szabo A., Ruby S.M., Rogan F. et Amit Z.; 1991; Changes in Brain Dopamine Levels, Oocyte Growth and Spermatogenesis in Rainbow Trout, *Oncorhynchus Mykiss*, Following Sub-lethal Cyanide Exposure; *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 21, p. 152-157.

[U.S. DA] ministère de l'Agriculture des États-Unis (USDA); 2011; Draft Environmental Impact Statement: Aerial Application of Fire Retardant. Forest Service; United States Department of Agriculture, Fire and Aviation Management, Washington (DC).

[EPA] US Environmental Protection Agency des États-Unis; 1981; Exposure and risk assessment for cyanide; Washington, DC: Office of Water, EPA440485008. PB85220572 [cite dans ATSDR 2006].

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 1984; Health effects assessment for cyanide; Washington (DC): U.S. Environmental Protection Agency; EPA540186011 [cité dans ATSDR 2006].

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 1994; Reregistration Eligibility Decision (RED) Sodium Cyanide, List C, Case 3086.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 1994; Technical Resource Document: Extraction and beneficiation of ores and minerals, Volume 2, Gold; Washington (DC): Office of solid waste, Special waste Branch.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 1996. Method 9213: Potentiometric determination of cyanide in aqueous samples and distillates with ion-selective electrode; <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-9213-potentiometric-determination-cyanide-aqueous-samples-and>

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2007; Solutions to analytical chemistry problems with clean water act methods; Analytical Methods Staff, Engineering and Analysis division, Office of Science Technology Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 821-R-07-002.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2008; Emission Factor Documentation for AP-42, Section 1.2 Coke Production, Final Report; U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air quality Planning and standards.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2010; Integrated Risk Information System (IRIS) Toxicological Review of Hydrogen Cyanide and Cyanide Salts; Washington (DC), Report No.:EPA/63/R-08/016F.

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2016; National Recommended Water Quality Criteria – Aquatic Life Criteria Table; <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-aquatic-life-criteria-table>

Viatte C., Strong K., Hannigan J., Nussbaumer E., Emmons L.K., Conway S., Paton-Walsh C., Hartley J., Benmergui J. et Lin J.; 2015; Identifying fire plumes in the Arctic with tropospheric FTIR measurements and transport models; *Atmospheric Chemistry and Physics*, 15, p. 2227.

Wego Chemical Group; 2016; Wego Chemical Group website; <http://www.wegochem.com/>

[OMS] Organisation mondiale de la santé; 2004; Concise International Chemical Assessment Document 61: Hydrogen Cyanide and Cyanides, Human Health Aspects; International Programme on Chemical Safety and Inter-Organization Programme for the sound Management of Chemicals; Programme des Nations Unies pour l'environnement (UNEP), Organisation internationale du travail (OIT) et Organisation mondiale de la santé (OMS); <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad61.htm>

Wild S.R., Rudd T. et Neller A.; 1994; Fate and effects of cyanide during wastewater treatment processes; *The Science of the Total Environment*, 156, p. 93.

Wilson P.J. et Wells J.H.; 1950; Coal, Coke and Coal Chemicals; McGraw-Hill, New York [cité dans Wong-Chong et al. 2006b].

Wong-Chong G.M. et Caruso S.C.; 1976; An evaluation of the treatment and control technology recommended for blast furnace (iron) wastewater; Carnegie Mellon Research Institute report to American Institute of Iron and Steel, Pittsburgh (PA) 1976 [cité dans Wong-Chong et al. 2006b].

Wong-Chong G., Ghosh R.S., Bushey J.T., Ebbs S.D. et Neuhauser E.F.; 2006a; Chapter 3: Natural Sources of Cyanide; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management. Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Wong-Chong G.M., Nakles D.V. et Dzombak D.A.; 2006b; Chapter 26: Management of cyanide in industrial process wastewater; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management. Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Wong-Chong G.M., Nakles D.V. et Luthy R.G.; 2006c; Chapter 4: Manufacture and the use of cyanide; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management. Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Wu M.L., Tsai W.J., Ger J., Deng J.F., Tsay S.H. et Yang M.H.; 2001; Cholestatic hepatitis caused by acute gold potassium cyanide poisoning; *J. Toxicol. Clin. Toxicol.*; 39(7); p. 739-743.

Yoo K.P., Lee S.Y. et Lee W.H.; 1986; Ionization and Henry's law constants for volatile, weak electrolyte water pollutants; *Korean Journal of Chemical Engineering*. 3, p. 67 [cité dans ATSDR 2006].

Young T.C., Zhao X. et Theis T.L.; 2006; Chapter 9: Fate and Transport of Anthropogenic Cyanide in Surface Water; dans Dzombak D.A., Ghosh R.S. et Wong-Chong G. éditeurs, 2006, Cyanide in Water and Soil: Chemistry, Risk, and Management. Boca Raton (FL): Taylor & Francis Group.

Yu X., Xu R., Wei C. et Wu H.; 2016; Removal of cyanide compounds from coking wastewater by ferrous sulfate: improvement of biodegradability; Journal of hazardous materials, 302, p. 468.

Zagury G.J., Oudjehani K. et Deschenes L.; 2004; Characterization and availability of cyanide in solid mine tailings from gold extraction plants; Science of the Total Environment, 320, p. 211.

## Annexes

### Annexe A – Renseignements sur l'identité des substances

**Tableau A-1 – Identité des substances identifiées d'intérêt prioritaire pour une évaluation en vertu du paragraphe 73.1 de la LCPE**

<b>N° CAS</b>	<b>Nom sur la LIS</b>	<b>Nom commun<sup>b</sup></b>	<b>Formule molécul.</b>	<b>Masse moléc. (g/mol)</b>	<b>Sous-groupe</b>
74-90-8 <sup>a</sup>	Cyanure d'hydrogène	Acide cyanhydrique	HCN	27,03	Cyanures simple/libre
143-33-9	Cyanure de sodium	Cyanure de sodium	NaCN	49,01	Cyanures simple/libre
506-61-6	Dicyanoargentate de potassium	Dicyanoargentate de potassium	KAg(CN) <sub>2</sub>	199,00	Complexes métal-cyanure, or ou argent
13967-50-5	Dicyanoaurate de potassium	Dicyanoaurate de potassium	KAu(CN) <sub>2</sub>	288,1	Complexes métal-cyanure, or ou argent
13601-19-9	Hexacyanoferate de tétrasodium	Ferrocyanure de sodium (prussiate jaune de sodium)	Na <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	303,91	Complexes métal-cyanure à un seul atome de fer
13746-66-2	Hexacyanoferate de tripotassium	Ferricyanure de potassium	K <sub>3</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	329,25	Complexes métal-cyanure à un seul atome de fer
13943-58-3	Hexacyanoferate de tétrapotassium	Ferrocyanure de potassium	K <sub>4</sub> Fe(CN) <sub>6</sub>	368,35	Complexes métal-cyanure à un seul atome de fer
14038-43-8	Bleu de Prusse	Ferrocyanure ferrique (Bleu de Prusse insoluble)	Fe <sub>4</sub> [Fe(CN) <sub>6</sub> ] <sub>3</sub>	859,3	Complexes métal-cyanure à plusieurs atomes de fer
25869-00-5	Hexakis(cyano-C)ferrate(4-) d'ammonium et de fer (3+)	Ferrocyanure ferrique d'ammonium	Fe(CN) <sub>6</sub> Fe(NH <sub>4</sub> )	291,88	Complexes métal-cyanure à plusieurs atomes de fer

N° CAS	Nom sur la LIS	Nom commun <sup>b</sup>	Formule molécul.	Masse moléc. (g/mol)	Sous-groupe
25869-98-1	Bleu de Turnbull	Ferrocyanure ferrique de potassium (bleu de Prusse soluble)	Fe(CN) <sub>6</sub> FeK	306,90	Complexes métal-cyanure à plusieurs atomes de fer

<sup>a</sup> Le n° CAS 74-90-8 fait référence à l'acide cyanhydrique gazeux et à l'acide cyanhydrique aqueux (HSDB 1983-2016a).

<sup>b</sup> Une liste d'autres composés chimiques (p. ex. noms commerciaux) est disponible auprès du National Chemical Inventories (NCI 2016).

## Annexe B – Tableau de toxicité aquatique

Tableau B-1 – Études clés sur la toxicité aquatique chronique utilisées pour le calcul de la concentration estimée sans effet chronique (CESE)

Type d'organisme	Organisme testé	Paramètre (effet)	Valeur ( $\mu\text{g}$ de HCN/L)	Référence
Poisson	Tête-de-boule (Pimephales promelas)	CE <sub>10</sub> à 256 j (reproduction nombre d'œufs par individu)	3	Lind et al. 1977
Plante aquatique	Lenticule (Lemna gibba)	CE <sub>10</sub> à 7 j (inhibition de la croissance)	3,72	ECHA c2007-2015
Invertébré	Cladocère (Moinodaphnia macleayi)	CSENO à 5 j (reproduction)	6	Rippon et al. 1992
Poisson	Truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss)	CE <sub>10</sub> à 20 j (croissance à 12°C)	9	Kovacs et Leduc 1982
Invertébré	Amphipode (Gammarus pseudolimnaeus)	CMAT à 83 j (reproduction)	15,2	Oseid 1979
Poisson	Omble de fontaine (Salvelinus fontinalis)	CE <sub>10</sub> à 90 j (croissance)	26	Koenst et al. 1977
Invertébré	Cloporte commun (Asellus communis)	CSENO à 112 j (croissance)	29	Oseid 1979
Algue	Scenedesmus quadricauda	CSENO à 8 j (population)	31,16	Bringmann et Kuhn 1980
Poisson	Cyprinodon (Cyprinodon variegatus)	CMAT à 28 j (croissance)	37,1	ECOTOX 2000; Schimmel 1981
Invertébré	Ceriodaphnia dubia	CE <sub>10</sub> à 7 j (reproduction)	43,6	Manar et al. 2011
Algue	Pseudokirchneriella subcapitata	CE <sub>10</sub> à 72 h (croissance)	57,1	Manar et al. 2011
Algue	Algue vert-bleu (Microcystis aeruginosa)	CSENO à 8 j (population)	72,7	Bringmann et Kuhn 1978

## Annexe C – Estimations des expositions alimentaires

**Tableau C-1 - Estimations moyennes et au 90ème percentile de l'exposition alimentaire au cyanure pour les consommateurs, toute personne ou uniquement les personnes se nourrissant (intervalle de confiance à 95 %)**

Groupe par âge-sexe	Nombre de répondants consommant des aliments contenant de l'acide cyanhydrique	Exposition totale au cyanure – Absorptions inhabituelles (µg/kg pc/jour)			
		Toutes les personnes		Uniquement les personnes consommant	
		moyenne	p90	moyenne	p90
<b>1 à 3 ans</b>	1409 / 2110 (67%)	3.79 (3.20, 4.55)	11.74E (7.21, 16.42)	6.00 (5.17, 7.06)	18.98 (16.52, 21.40)
<b>4 à 8 ans</b>	2118 / 3058 (69%)	1.52 (1.34, 1.72)	3.49 (2.94, 4.09)	2.20 (1.95, 2.47)	5.29 (3.94, 6.70)
<b>9 à 13 ans M</b>	1275 / 2004 (64%)	0.70 (0.63, 0.79)	1.51 (1.36, 1.76)	1.11 (1.01, 1.21)	2.47 (1.80, 3.10)
<b>14 à 18 ans M</b>	1201 / 2230 (54%)	0.44 (0.38, 0.52)	0.91 (0.75, 1.15)	0.82 (0.70, 0.96)	1.71 (1.38, 2.34)
<b>19 à 30 ans M</b>	744 / 1766 (42%)	0.62 (0.45, 0.79)	1.43E (1.06, 2.05)	1.47 (1.15, 1.80)	4.25E (2.62, 6.11)
<b>31 à 50 ans M</b>	973 / 2527 (39%)	0.59E (0.41, 0.84)	1.15 (0.94, 1.56)	1.54E (1.10, 2.22)	2.85 (2.51, 4.03)
<b>51 à 70 ans M</b>	873 / 2477 (35%)	1.00 (0.82, 1.21)	2.60 (2.06, 2.93)	2.81 (2.38, 3.32)	6.46 (4.67, 7.86)
<b>71 ans et + M</b>	520 / 1472 (35%)	1.22 (0.93, 1.54)	3.03E (2.25, 4.44)	3.58 (2.77, 4.43)	8.34E (6.05, 12.67)
<b>9 à 13 ans F</b>	1229 / 1880 (65%)	0.77 (0.65, 0.90)	1.30 (1.03, 1.62)	1.17 (0.99, 1.37)	2.40E (1.57, 4.87)
<b>14 à 18 ans F</b>	1241 / 2194 (57%)	0.52 (0.45, 0.59)	1.26 (1.07, 1.49)	0.93 (0.82, 1.05)	2.07 (1.62, 2.37)
<b>19 à 30 ans F</b>	910 / 1952 (47%)	0.39 (0.34, 0.44)	1.13 (0.93, 1.38)	0.81 (0.74, 0.88)	1.67 (1.45, 1.97)
<b>31 à 50 ans F</b>	1054 / 2608 (40%)	0.85 (0.64, 1.13)	1.76E (1.14, 2.56)	2.21 (1.66, 2.83)	3.96 (3.32, 5.65)
<b>51 à 70 ans F</b>	1194 / 3062 (39%)	1.56 (1.23, 1.88)	3.57 (2.90, 3.96)	3.96 (3.19, 4.72)	9.83E (6.26, 13.41)
<b>71 ans et + F</b>	913 / 2527 (36%)	1.28 (1.02, 1.62)	2.85E (2.21, 4.43)	3.61 (2.93, 4.47)	12.32 (7.68, 14.83)

E – Les estimations suivies de la lettre 'E' ont une variabilité d'échantillonnage élevée (coefficients de variation de 16,6 à 33,3%) et devraient être interprétées avec prudence.