



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Évaluation

Groupe des acides et des bases

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Avril 2024

N° de cat. : En84-379/2024F-PDF
ISBN : 978-0-660-71401-1

À moins d'avis contraire, il est interdit de reproduire le contenu de cette publication, en totalité ou en partie, à des fins de diffusion commerciale sans avoir obtenu au préalable la permission écrite de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Si vous souhaitez obtenir du gouvernement du Canada les droits de reproduction du contenu à des fins commerciales, veuillez demander l'affranchissement du droit d'auteur de la Couronne en communiquant avec :

Environnement et Changement climatique Canada
Centre de renseignements à la population
Édifice Place Vincent Massey
351 boulevard Saint-Joseph
Gatineau (Québec) K1A 0H3
Téléphone : 819-938-3860
Ligne sans frais : 1-800-668-6767 (au Canada seulement)
Courriel : enviroinfo@ec.gc.ca

Photo page couverture : © Environnement et Changement climatique Canada

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre
de l'Environnement et du Changement climatique, 2024

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 68 de la *Loi canadienne pour la protection de l'environnement (1999)* (LCPE), le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont procédé à une évaluation de 22 substances désignées collectivement sous le nom de « groupe des acides et des bases » dans la présente évaluation. Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS¹), le nom sur la Liste intérieure (LI) et le nom commun figurent dans le tableau ci-dessous.

Substances du groupe des acides et des bases

Sous-groupe	NE CAS	Nom sur la LI (formule moléculaire)	Nom commun
Ammoniac	5470-11-1 ^{a, b}	Chlorure d'hydroxylammonium (ClH ₄ NO)	Chlorure d'hydroxylammonium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7681-52-9 ^b	Hypochlorite de sodium (NaClO)	Hypochlorite de sodium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7775-09-9 ^b	Chlorate de sodium (NaClO ₃)	Chlorate de sodium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7778-54-3 ^b	Hypochlorite de calcium (CaCl ₂ O ₂)	Dihypochlorite de calcium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7782-50-5 ^b	Chlore (Cl ₂)	Chlore
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	10049-04-4 ^b	Dioxyde de chlore (ClO ₂)	Dioxydo-λ ⁵ -chloranyl

¹ 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 ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

Sous-groupe	NE CAS	Nom sur la LI (formule moléculaire)	Nom commun
Hydrogène et hydroxydes	1310-58-3	Hydroxyde de potassium (KOH)	Hydroxyde de potassium
Hydrogène et hydroxydes	1310-73-2	Hydroxyde de sodium (NaOH)	Hydroxyde de sodium
Hydrogène et hydroxydes	1312-76-1	Acide silicique, sel de potassium (K ₂ SiO ₃)	Hydroxy(oxo)silanolate de potassium
Hydrogène et hydroxydes	1344-09-8	Acide silicique, sel de sodium (HNaSiO ₃)	Hydroxy(oxo)silanolate de sodium
Hydrogène et hydroxydes	7647-01-0	Chlorure d'hydrogène (HCl)	Chlorure d'hydrogène
Hydrogène et hydroxydes	7664-93-9	Acide sulfurique (H ₂ SO ₄)	Acide sulfurique
Hydrogène et hydroxydes	12136-45-7	Oxyde de dipotassium (K ₂ O)	Oxyde de dipotassium
Nitrates et nitrites	7631-99-4	Nitrate de sodium (NaNO ₃)	Nitrate de sodium
Nitrates et nitrites	7632-00-0	Nitrite de sodium (NaNO ₂)	Nitrite de sodium
Nitrates et nitrites	7697-37-2	Acide nitrique (HNO ₃)	Acide nitrique
Nitrates et nitrites	7757-79-1	Nitrate de potassium (KNO ₃)	Nitrate de potassium
Nitrates et nitrites	10124-37-5	Nitrate de calcium (Ca(NO ₃) ₂)	Dinitrate de calcium
Phosphates	1314-56-3	Pentaoxyde de diphosphore (P ₂ O ₅)	1,3-dioxodiphosphoxane-1,3-diium-1,3-diolate
Phosphates	7664-38-2	Acide orthophosphorique (H ₃ PO ₄)	Acide phosphorique
Sulfites	7631-90-5	Hydrogénosulfite de sodium (HNaSO ₃)	Hydrogénosulfite de sodium
Sulfites	7681-57-4	Disulfite de disodium (Na ₂ O ₅ S ₂)	Oxyde d'oxydosulfanesulfonate et de disodium

^a Cette substance a été jugée d'intérêt prioritaire par le biais d'autres mécanismes.

^b Ces substances n'ont été examinées que sur le plan de la santé humaine dans cette évaluation.

Sept substances du groupe des acides et des bases – chlore, chlorure d'hydrogène, acide sulfurique, nitrate de sodium, nitrate de potassium, nitrate de calcium et acide nitrique – sont réputées être naturellement présentes dans l'environnement. Bien que les 15 autres substances dans ce groupe ne soient pas réputées exister à l'état naturel,

la plupart de leurs produits de dissociation dans l'eau sont omniprésents et naturellement présents dans les milieux aquatiques.

Au Canada, les 22 substances sont généralement utilisées comme additifs pour les peintures et les revêtements; intermédiaires; nutriments pour les plantes; régulateurs de procédés; agents pour les réactions d'oxydoréduction; inhibiteurs de corrosion, agents anti-incrustants, de placage et de traitement de surface, de remplissage, de nettoyage, de désinfection, de blanchiment et de raffinage du pétrole. Certaines de ces substances peuvent également se trouver dans des pesticides, des médicaments, y compris des produits de santé naturels (PSN), des cosmétiques, des colorants ou des explosifs, ou être utilisées comme additifs alimentaires ou comme composants dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire.

Les 22 substances réagissent et se transforment facilement dans les solutions aqueuses. Aux fins de la présente évaluation, elles ont été classées en six sous-groupes en fonction de leurs principaux produits de dissociation dans l'eau : 1) ammoniac, 2) chlore libre disponible, chlorates et chlorites (CLDCC), 3) sulfites, 4) hydrogène et hydroxydes, 5) phosphates et 6) nitrates et nitrites.

D'après les propriétés physico-chimiques, le devenir et le comportement dans l'environnement ainsi que les utilisations déclarées, il est considéré que les six substances des sous-groupes de l'ammoniac et du CLDCC ont déjà été traitées du point de vue de leurs risques pour l'environnement dans les rapports d'évaluation de la *Liste des substances prioritaires* suivants : *Ammoniac dans le milieu aquatique, Effluents des usines de pâte blanchie, Eaux usées chlorées et Chloramines inorganiques*. Compte tenu de ces évaluations antérieures et des activités réglementaires en cours, ces six substances n'ont pas fait l'objet d'un examen plus approfondi d'un point de vue écologique dans la présente évaluation. Par contre, aucune conclusion n'avait été établie relativement au potentiel d'effets nocifs pour la santé humaine. Par conséquent, la présente évaluation examine ces substances uniquement sur le plan de la santé humaine.

Les risques pour l'environnement des 16 autres substances du groupe des acides et des bases ont été caractérisés à l'aide d'une approche qualitative ou quantitative. Le profil d'exposition et la caractérisation des dangers ont été basés sur des rapports nationaux et internationaux ainsi que sur des publications scientifiques. Les données canadiennes sur l'importation, la fabrication et le rejet que les installations industrielles déclarent ont également été analysées pour aider à caractériser le potentiel d'exposition au Canada.

Le potentiel de danger pour l'environnement des substances du sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes, du sous-groupe des phosphates ainsi que d'une substance du sous-groupe des nitrates et des nitrites (acide nitrique) est associé à des changements du pH de l'eau, plutôt qu'à des effets toxiques directs. Les renseignements recueillis sur le pH des effluents des systèmes de traitement des eaux usées municipales, principale source d'exposition environnementale potentielle à ces

substances, indiquent que le pH est conforme aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada pour l'eau douce (pH 6,5 à pH 9). Par conséquent, il existe un faible potentiel d'effets nocifs de ces substances sur l'environnement par l'ajustement du pH dans le milieu récepteur. Les quatre autres substances du sous-groupe des nitrates et des nitrites et du sous-groupe des sulfites ne devraient pas causer d'effets nocifs sur l'environnement, d'après la caractérisation du potentiel de danger et d'exposition.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation, 16 des substances du groupe des acides et des bases présentent un faible risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que ces 16 substances ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas 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, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

En ce qui concerne la santé humaine, le chlorure d'hydroxylammonium a été évalué dans le cadre de l'évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée. Selon cette approche, l'exposition de la population générale au chlorure d'hydroxylammonium a été considérée comme négligeable et cette substance est donc jugée peu préoccupante pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

Trois sous-groupes (sulfites; hydrogène et hydroxydes; phosphates) ont été pris en compte dans le *Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine*. Cette approche est utilisée pour désigner les substances présentant une faible toxicité intrinsèque à doses répétées. Pour déterminer si les effets d'une substance sur la santé humaine sont limités ou peu probables, cette approche fondée sur les dangers tient compte de plusieurs paramètres, dont les effets observés dans les études de toxicité chez les animaux et l'humain et les voies d'exposition pertinentes de la substance. Compte tenu des résultats présentés dans ce document sur l'approche, les 11 substances sont jugées peu préoccupantes pour la santé humaine. Trois substances du sous-groupe du CLDCC, également évaluées selon l'approche, sont jugées peu préoccupantes pour la santé humaine en raison de leur faible potentiel de danger pour la santé humaine.

Pour le chlore, une comparaison des niveaux estimés d'exposition à l'air extérieur et des niveaux d'effet critique permet d'établir des marges d'exposition adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les ensembles de données sur les effets sur la santé et l'exposition; ces niveaux ne sont donc pas considérés comme étant préoccupants pour la santé humaine.

Les Canadiens peuvent être exposés au dioxyde de chlore par l'intermédiaire de milieux environnementaux, comme l'eau potable et l'air, ainsi que par les produits offerts aux consommateurs, notamment les médicaments en vente libre et les produits désodorisants. Une comparaison des niveaux estimés d'exposition à l'air extérieur et à des produits offerts aux consommateurs ainsi que des niveaux d'effet critique causant

des effets respiratoires et neurodéveloppementaux permet d'établir des marges d'exposition adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les ensembles de données sur les effets sur la santé et l'exposition; ces niveaux ne sont donc pas considérés comme étant préoccupants pour la santé humaine.

L'exposition au chlorate de sodium peut provenir de l'eau potable, des cosmétiques et des produits de nettoyage. Une comparaison des niveaux estimés d'exposition de la population générale et des niveaux d'effet critique causant des effets thyroïdiens permet d'établir des marges d'exposition adéquates pour tenir compte des incertitudes dans les ensembles de données sur l'exposition et les effets sur la santé; ces niveaux ne sont donc pas considérés comme étant préoccupants pour la santé humaine.

Les doses journalières admissibles (DJA) calculées par l'Autorité européenne de sécurité des aliments ont été utilisées comme doses de référence pour la caractérisation des risques posés par les substances du sous-groupe des nitrates et des nitrites. Les nitrates et les nitrites se rencontrent à l'état naturel dans les milieux environnementaux, sont des additifs alimentaires autorisés, peuvent être utilisés comme composants dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire ou comme composants d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des aliments, et peuvent également être présents dans des produits offerts aux consommateurs tels que les cosmétiques, les produits de nettoyage et les PSN. La comparaison entre les estimations de l'exposition et les DJA n'a révélé aucun dépassement; les niveaux d'exposition aux nitrates et aux nitrites sont donc considérés comme présentant un faible risque pour la santé humaine.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a pris en considération les sous-groupes de la population canadienne qui pourraient, en raison d'une plus grande vulnérabilité ou exposition, être plus à risque de subir des effets nocifs pour la santé.

À la lumière de tous les renseignements contenus dans la présente évaluation, il est conclu que les 22 substances du groupe des acides et des bases ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles 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.

Environnement et Changement climatique Canada a déjà examiné six des 22 substances du groupe des acides et des bases (chlorure d'hydroxylammonium, hypochlorite de sodium, chlorate de sodium, dihypochlorite de calcium, chlore et dioxydo-λ5-chloranyl) dans le cadre du Programme d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire; toutefois, aucune conclusion n'a été établie relativement au potentiel de danger pour la santé humaine. Comme ces substances n'ont pas été réévaluées d'un point de vue écologique, la conclusion pour ces six substances est limitée aux critères de l'alinéa 64c) de la LCPE.

Il est donc conclu que 16 des substances du groupe des acides et des bases (hydrogénosulfite de sodium; oxyde d'oxydosulfanesulfonate et de disodium; hydroxyde

de potassium; hydroxyde de sodium; hydroxy(oxo)silanolate de potassium; hydroxy(oxo)silanolate de sodium; chlorure d'hydrogène; acide sulfurique; oxyde de dipotassium; 1,3-dioxodiphosphoxane-1,3-diolate; acide phosphorique; nitrate de sodium; nitrite de sodium; acide nitrique; nitrate de potassium; dinitrate de calcium) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. En outre, il est conclu que les six autres substances du groupe des acides et des bases (chlorure d'hydroxylammonium, hypochlorite de sodium, chlorate de sodium, dihypochlorite de calcium, chlore et dioxydo- λ 5-chloranyl) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE.

Table des matières

Sommaire.....	iii
1. Introduction	1
2. Identité des substances.....	4
3. Sous-groupe de l'ammoniac	6
3.1 Sources et utilisations	6
3.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	6
3.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	7
3.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	7
4. Sous-groupe du chlore libre disponible, des chlorates et des chlorites	8
4.1 Sources et utilisations	8
4.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	12
4.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	14
4.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	14
5. Sous-groupe des sulfites	31
5.1 Sources et utilisations	31
5.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	32
5.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	33
5.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	33
6. Sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes	34
6.1 Sources et utilisations	34
6.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	35
6.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	36
6.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	37
7. Sous-groupe des phosphates	37
7.1 Sources et utilisations	37
7.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	38
7.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	39
7.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	39
8. Sous-groupe des nitrates et des nitrites.....	40
8.1 Sources et utilisations	40
8.2 Devenir et comportement dans l'environnement.....	42
8.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement.....	43
8.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine.....	46
9. Incertitudes.....	60
9.1 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement.....	60
9.2 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	61
Conclusion.....	61
Références.....	63
Annexe A. Substances et approches utilisées dans la présente évaluation	80
Annexe B. Propriétés physiques et chimiques	84
Annexe C. Résultats de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine pour l'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium	86

Annexe D. Estimations de l'apport provenant des milieux environnementaux et des aliments pour le sous-groupe des nitrates et des nitrites.....	88
Annexe E. Estimations de l'apport découlant de l'utilisation de produits	92
Annexe F. Résumé des scénarios d'exposition locale pour le sous-groupe des nitrates et des nitrites	99

Liste des tableaux

Table 2-1. Substance identities	4
Table 4-1 Estimated exposures to chlorine dioxide from environmental media and products available to consumers	23
Table 4-2. Estimated exposure to sodium chlorate from the use of products	26
Table 4-3 Relevant exposure and hazard values for determination of risk for chlorine .	27
Table 4-4. Relevant exposure and hazard values for chlorine dioxide, as well as margins of exposure, for determination of risk.....	29
Table 4-5 Relevant exposure and hazard values for sodium chlorate, as well as margins of exposure, for determination of risk	30
Table 8-4. Estimated exposures to nitrate and nitrite from the use of products available to consumers	56
Table 8-6. Relevant exposure and hazard values for nitrate and nitrite for determination of risk	Error! Bookmark not defined.
Table 10-7. Sources of uncertainty in the risk characterization	61
Table A-1. List of substances and approaches used in this screening assessment.....	80
Table A-2. Summary of hazard findings for the 13 substances addressed using the low human health hazard potential approach	83
Table B-1. Physicochemical properties of the 22 substances in the Acids and Bases Group	84
Table C-1. Hazard summary for sodium hypochlorite (CAS RN 7681-52-9) and calcium hypochlorite (CAS RN 7778-54-3).....	86
Table D-1. Mean and 90th percentile dietary exposure estimates to nitrate.....	89
Table D-2. Mean and 90th percentile dietary exposure estimates to nitrite.....	90
Table D-3. Derivation of estimated NO ₃ soil concentrations from residual nitrogen levels in agricultural soil.....	90
Table D-4. Estimates of daily intake of nitrate from environmental media (µg/kg bw/day)	91
Table D-5. Estimates of daily intake of nitrite from food additive use and drinking water (µg/kg bw/day).....	92
Table E-1. Sentinel exposure scenario parameter assumptions	92
Table E-2. Relative bioavailable fraction for dermal exposure for chlorine dioxide	98

1. Introduction

Conformément à l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) [Canada, 1999], le ministre de l'Environnement et le ministre de la Santé ont procédé à une évaluation préalable de 22 des 24 substances désignées collectivement sous le nom de « groupe des acides et des bases » pour déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Ces 22 substances ont été jugées d'intérêt prioritaire pour une évaluation, car elles satisfont aux critères de catégorisation ou ont été considérées comme prioritaires au moyen d'autres mécanismes (ECCC, SC, modifié en 2017).

Les deux autres substances (NE CAS² 18917-89-0, disalicylate de magnésium; NE CAS 68442-82-0, calcium, complexes de diméthylhexanoate et de carbonate), traitées dans le *Document sur l'approche scientifique lié à la classification du risque écologique des substances organiques* (ECCC, 2016a) et selon la méthode utilisée dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC et SC, 2018a), ont été jugées comme peu préoccupantes pour la santé humaine et l'environnement. Elles ne font donc pas l'objet d'un examen plus approfondi dans le présent rapport. Les décisions concernant ces substances sont décrites dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC, SC, 2018a).

Les 22 substances examinées ici réagissent et se transforment rapidement dans les solutions aqueuses. Aux fins de la présente évaluation, elles ont été classées en six sous-groupes en fonction de leurs principaux produits de dissociation dans l'eau : 1) ammoniac, 2) chlore libre disponible, chlorates et chlorites (CLDCC), 3) sulfites, 4) hydrogène et hydroxydes, 5) phosphates et 6) nitrates et nitrites.

D'après les propriétés physico-chimiques, le devenir et le comportement dans l'environnement ainsi que les utilisations déclarées, il est considéré que les six substances des sous-groupes de l'ammoniac et du CLDCC sont déjà traitées dans la portée écologique d'évaluations antérieures et d'activités réglementaires en cours. Ces substances ne font donc pas l'objet d'un examen plus approfondi d'un point de vue écologique dans la présente évaluation. Par conséquent, la présente évaluation de ces substances est axée sur la santé humaine.

Les risques pour l'environnement des 16 autres substances du groupe des acides et des bases ont été caractérisés à l'aide d'une approche qualitative ou quantitative. Le profil d'exposition et la caractérisation des dangers ont été basés sur des rapports

² 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 ou des rapports sont exigés par la loi ou une politique administrative, est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society.

nationaux et internationaux ainsi que sur des publications scientifiques. Les données canadiennes sur l'importation, la fabrication et le rejet ont également été analysées pour aider à caractériser le potentiel d'exposition au Canada. Les éléments de preuve indirects, qui comprennent les mesures réglementaires existantes et la classification des caractéristiques des dangers ou du devenir réalisée par d'autres organismes, ont également été pris en compte lorsqu'ils étaient disponibles. L'exposition résultant de l'utilisation de ces substances dans les engrais et les pesticides ne relève pas de la portée de la présente évaluation et est réglementée par la *Loi sur les produits antiparasitaires* (Canada, 2002) et la *Loi sur les engrais* (Canada, 1985). Le présent rapport porte sur les effets écotoxiques directs des substances du groupe des acides et des bases. Bien que certaines substances du groupe (p. ex. phosphates et nitrates) soient des nutriments pour les producteurs primaires et d'autres microorganismes et qu'elles puissent stimuler la croissance de la biomasse dans certains milieux aquatiques, l'eutrophisation et ses effets secondaires associés sur l'environnement (p. ex. appauvrissement en oxygène) ne sont pas visés dans la portée de cette évaluation. L'eutrophisation est un phénomène complexe qui peut se produire même dans des eaux non polluées (CCME, 2004). Un examen détaillé des nutriments et de leurs impacts sur l'environnement du Canada a été documenté précédemment par Chambers et coll. (2001). Plusieurs initiatives ont étudié l'excès de nutriments dans les eaux douces (Environnement Canada, 2007; Environnement Canada, 2013b; ECCC, 2017a,b; Gouvernement du Canada, modifié en 2017; Gouvernement du Canada, modifié en 2021).

Les risques posés par ces substances pour la santé humaine ont été caractérisés à l'aide de trois approches. Le sous-groupe de l'ammoniac (contenant une substance) a été traité à l'aide de la méthode utilisée dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC, SC, 2018a). Trois sous-groupes (sulfites, hydrogène et hydroxyde, phosphates), comprenant 13 substances, ont été traités à l'aide de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (Santé Canada, modifié en 2017). Les deux autres sous-groupes (CLDCC; nitrates et nitrites), qui contiennent huit substances, ont été évalués à la fois par l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine et des approches quantitatives.

Certaines des substances du groupe des acides et des bases ont été examinées par des organisations nationales et internationales. Les nitrates et les nitrites ont été évalués par le programme des monographies du Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), l'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA), l'Environmental Protection Agency des États-Unis (EPA), le département de la Santé et des Services sociaux des États-Unis, le Comité scientifique de l'alimentation humaine (CSAH) de la Commission européenne (CE), l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), le Comité mixte d'experts des additifs alimentaires (JECFA) de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)/OMS, l'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE) et le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) [CIRC, 2010; EFSA, 2017a, 2017b; U.S. EPA,

révisé en 1991; ATSDR, 2017; CSAH, 1997; OMS, 2011; Santé Canada, 2013; JECFA, 2003; OCDE, 2005, 2008b; CCME, 2012]. Les nitrates et les nitrites ont également été évalués par le programme sur la qualité de l'eau potable de Santé Canada (Santé Canada, 2013). Le sous-groupe des CLDCC a été évalué par l'Union européenne (UE), la CE, l'OCDE, l'EPA des États-Unis, l'OMS, Environnement et Changement climatique Canada, le Bureau de la qualité de l'eau et de l'air de Santé Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (ME ON) [U.S. EPA, 2006a, 2006b; UE, 2007a, 2007b, 2009; OMS, 2016; Santé Canada, 2008a, 2009; OCDE, 2004a, 2006b; CE, SC, 1991, 1993, 2001b; ME ON, 2007a]. Ces évaluations ont orienté l'évaluation des risques pour l'environnement et la santé humaine présentée dans ce rapport.

La présente évaluation comprend l'examen des données sur les propriétés chimiques, le devenir dans l'environnement, les dangers, les utilisations et les expositions, et d'autres renseignements présentés par les intervenants. Les données pertinentes ont été colligées jusqu'en mai 2022. Les données empiriques provenant d'études clés ainsi que les résultats de la modélisation ont été utilisés pour arriver aux conclusions. Lorsqu'ils étaient pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres instances ont été pris en compte.

La présente évaluation a été préparée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Santé Canada et à Environnement et Changement climatique Canada et comprend des observations tirées d'autres programmes régis par ces ministères. Les parties de la présente ébauche d'évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'un examen externe. Les commentaires sur les parties techniques concernant l'environnement ont été formulés par Geoff Granville (GCGranville Consulting Corp). Les commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus du D^r Joseph Caruso (Wayne State University, États-Unis), de la D^{re} Judy LaKind (University of Maryland School of Medicine, États-Unis) et du D^r Shahid Parvez (Indiana University Fairbanks School of Public Health, États-Unis). Le volet santé de cette évaluation est fondé sur l'approche appliquée dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC, SC, 2018a) et l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (ECCC, SC, 2018b), qui ont chacune fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. En outre, l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine a fait l'objet d'un examen externe par des pairs. L'ébauche de la présente évaluation (publiée le 4 décembre 2021) a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Bien que des commentaires de l'extérieur aient été pris en compte, Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada demeurent responsables du contenu final et des conclusions de la présente évaluation.

Les évaluations reposent sur des données essentielles permettant de déterminer si les substances satisfont aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE au moyen d'un examen des renseignements scientifiques, dont des informations, lorsqu'elles existent, sur les sous-populations pouvant présenter une sensibilité ou une exposition accrue, les

environnements vulnérables et les effets cumulatifs³, et de l'intégration d'une approche fondée sur le poids de la preuve et le principe de prudence⁴. Dans la présente évaluation, on expose les renseignements essentiels et les éléments sur lesquels reposent les conclusions formulées.

2. Identité des substances

Le sous-groupe, le NE CAS, le nom sur la *Liste intérieure* (LI), la formule moléculaire et le nom commun des 22 substances du groupe des acides et des bases sont présentés dans le tableau 2-1.

Tableau 2-1. Identités des substances

Sous-groupe	NE CAS	Nom sur la LI (formule moléculaire)	Nom commun
Ammoniac	5470-11-1	Chlorure d'hydroxylammonium (ClH ₄ NO)	Chlorure d'hydroxylammonium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7681-52-9	Hypochlorite de sodium (NaClO)	Hypochlorite de sodium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7775-09-9	Chlorate de sodium (NaClO ₃)	Chlorate de sodium
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7778-54-3	Hypochlorite de calcium (CaCl ₂ O ₂)	Dihypochlorite de calcium

³ La prise en compte des effets cumulatifs sous le régime de la LCPE peut faire intervenir une analyse, la caractérisation et possiblement la quantification des risques combinés pour la santé ou l'environnement découlant d'une exposition à de multiples produits chimiques.

⁴ La détermination de la conformité à l'un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE repose sur l'évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits offerts aux consommateurs. Une conclusion faite aux termes de la LCPE n'est pas pertinente pour une évaluation en fonction des critères de danger prévus dans le *Règlement sur les produits dangereux*, qui fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail (SIMDUT) et vise les produits dangereux destinés à être utilisés au travail. De même, une conclusion basée sur les critères de l'article 64 de la LCPE n'empêche pas la prise de mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

Sous-groupe	NE CAS	Nom sur la LI (formule moléculaire)	Nom commun
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7782-50-5	Chlore (Cl ₂)	Chlore
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	10049-04-4	Dioxyde de chlore (ClO ₂)	Dioxydo-λ ⁵ -chloranyl
Hydrogène et hydroxydes	1310-58-3	Hydroxyde de potassium (KOH)	Hydroxyde de potassium
Hydrogène et hydroxydes	1310-73-2	Hydroxyde de sodium (NaOH)	Hydroxyde de sodium
Hydrogène et hydroxydes	1312-76-1	Acide silicique, sel de potassium (K ₂ SiO ₃)	Hydroxy(oxo)silanolate de potassium
Hydrogène et hydroxydes	1344-09-8	Acide silicique, sel de sodium (HNaSiO ₃)	Hydroxy(oxo)silanolate de sodium
Hydrogène et hydroxydes	7647-01-0	Chlorure d'hydrogène (HCl)	Chlorure d'hydrogène
Hydrogène et hydroxydes	7664-93-9	Acide sulfurique (H ₂ SO ₄)	Acide sulfurique
Hydrogène et hydroxydes	12136-45-7	Oxyde de dipotassium (K ₂ O)	Oxyde de dipotassium
Nitrates et nitrites	7631-99-4	Nitrate de sodium (NaNO ₃)	Nitrate de sodium
Nitrates et nitrites	7632-00-0	Nitrite de sodium (NaNO ₂)	Nitrite de sodium
Nitrates et nitrites	7697-37-2	Acide nitrique (HNO ₃)	Acide nitrique
Nitrates et nitrites	7757-79-1	Nitrate de potassium (KNO ₃)	Nitrate de potassium
Nitrates et nitrites	10124-37-5	Nitrate de calcium (Ca(NO ₃) ₂)	Dinitrate de calcium
Phosphates	1314-56-3	Pentaoxyde de diphosphore (P ₂ O ₅)	Anhydride phosphorique
Phosphates	7664-38-2	Acide orthophosphorique (H ₃ PO ₄)	Acide phosphorique
Sulfites	7631-90-5	Hydrogénosulfite de sodium (HNaSO ₃)	Bisulfite de sodium
Sulfites	7681-57-4	Disulfite de disodium (Na ₂ O ₅ S ₂)	Métabisulfite de sodium

3. Sous-groupe de l'ammoniac

3.1 Sources et utilisations

Chlorure d'hydroxylammonium

Le chlorure d'hydroxylammonium n'est pas réputé exister à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2008, les entreprises canadiennes ont importé moins d'une tonne de chlorure d'hydroxylammonium (Environnement Canada, 2009; ECCC, SC, 2023). Il n'y a pas eu fabrication en une quantité supérieure au seuil de déclaration de 100 kg. Selon les codes déclarés du Système de classification des industries de l'Amérique du Nord, ces organisations appartenaient aux secteurs de la fabrication de produits chimiques et des services de recherche et développement scientifiques. D'après les déclarations, la substance a été utilisée à des fins de distribution et de laboratoire⁵. Les sources et les utilisations entraînant une exposition de la population générale à cette substance n'ont pas fait l'objet d'une caractérisation plus poussée puisqu'il a été déterminé précédemment que l'exposition de la population générale à cette substance était faible (ECCC, SC, 2018a).

3.2 Devenir et comportement dans l'environnement

Les renseignements sur le devenir et le comportement du chlorure d'hydroxylammonium ont été principalement obtenus par une approche dite « de lecture croisée » à partir de renseignements sur un analogue, l'hydrogénosulfate d'hydroxylammonium, présentés dans l'ensemble de données de dépistage (SIDS) (OCDE, 2008a).

D'après la pression de vapeur négligeable de l'hydrogénosulfate d'hydroxylammonium (tableau B-1, annexe B), le chlorure d'hydroxylammonium ne devrait pas se répartir dans l'air à partir des milieux aquatiques et terrestres.

Dans les solutions aqueuses, on s'attend à ce que le chlorure d'hydroxylammonium se dissolve (tableau B-1, annexe B) et se dissocie complètement pour finalement générer de l'ammoniac (NH_3) et de l'azote (N_2) (OCDE, 2008a). L'ammoniac est très hydrosoluble. Dans les eaux de surface, l'ammoniac existe généralement en équilibre avec l'ammonium (NH_4^+), sa forme ionisée et moins toxique (EC, SC, 2001a; CCME, 2010). L'espèce prédominante à l'équilibre dépend du pH et de la température de la solution; dans les solutions plus alcalines, la formation d'ammoniac est favorisée.

⁵ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2009) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

Étant donné sa dissociation complète dans l'eau et son très faible potentiel d'adsorption sur la matière organique (OCDE, 2008a), le chlorure d'hydroxylammonium ne devrait pas persister dans l'eau et le sol.

3.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

On s'attend à ce que le chlorure d'hydroxylammonium se dissocie complètement dans l'eau pour générer finalement de l'ammoniac. Les risques écologiques potentiels de l'ammoniac ont été caractérisés dans un rapport d'évaluation antérieur intitulé *Ammoniac dans le milieu aquatique* (EC, SC, 2001a). Cette évaluation a examiné l'impact écologique de l'ammoniac non ionisé (NH₃) et de l'ammoniac ionisé (NH₄⁺; également connu sous le nom d'ammonium) dans l'environnement et a conclu que l'ammoniac dans le milieu aquatique est susceptible de causer des effets nocifs sur l'environnement. Étant donné qu'aucune autre source d'exposition préoccupante n'a été relevée, le chlorure d'hydroxylammonium ne fera pas l'objet d'une évaluation plus poussée du point de vue de ses risques pour l'environnement pour le moment et sera visé par les mesures de gestion des risques qui sont élaborées ou en voie d'élaboration pour l'ammoniac dissous dans l'eau (Canada, ministère de l'Environnement, 2004; Environnement Canada, 2002).

3.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Le chlorure d'hydroxylammonium a été examiné dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC, SC, 2018a), laquelle a servi à déterminer si certaines substances devaient faire l'objet d'une évaluation plus approfondie en raison du potentiel d'exposition directe et indirecte de la population générale. Le potentiel d'exposition directe a été évalué d'après des considérations telles que la preuve de la présence de la substance dans un produit utilisé par la population générale. Le potentiel d'exposition indirecte a été adopté à partir de l'approche générale du document *Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances* (Santé Canada, 2016). Selon l'évaluation des expositions directes et indirectes réalisée dans l'*Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée* (ECCC, SC, 2018a), l'exposition de la population générale au chlorure d'hydroxylammonium a été jugée négligeable, et cette substance est donc considérée comme peu préoccupante pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

4. Sous-groupe du chlore libre disponible, des chlorates et des chlorites

4.1 Sources et utilisations

Hypochlorite de sodium

L'hypochlorite de sodium n'est pas réputé exister à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2011, les entreprises du secteur de la fabrication de produits chimiques de base et du secteur de la fabrication de savons, de produits de nettoyage et de produits de toilette ont importé et fabriqué entre 10 000 tonnes et 100 000 tonnes d'hypochlorite de sodium (Environnement Canada, 2013a). Treize autres secteurs, dont celui des usines de pâtes, papiers et cartons, ont déclaré dans l'enquête moins de 10 000 tonnes (chacun) d'hypochlorite de sodium (ECCC, SC, 2021). Selon les déclarations, cette substance a été utilisée comme agent de blanchiment, auxiliaire de traitement, agent oxydant ou réducteur, biocide, agent de traitement de l'eau, additif de peinture et de revêtement, intermédiaire, produit multifonctionnel (plus d'un code déclaré), et pour d'autres utilisations déclarées confidentielles⁶ (ECCC, SC, 2021). Étant donné que l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine est utilisée pour évaluer cette substance, une caractérisation plus poussée des sources et des utilisations entraînant une exposition de la population générale n'a pas été entreprise.

Hypochlorite de calcium

L'hypochlorite de calcium n'est pas réputé exister à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2011, entre 10 tonnes et 100 tonnes d'hypochlorite de calcium ont été importées au Canada par les secteurs suivants : fabricants d'autres produits chimiques; grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles) [Environnement Canada, 2013a]. Les principales utilisations déclarées étaient le blanchiment et les usages multifonctionnels, notamment les réactions d'oxydoréduction et la lutte antiparasitaire⁷. Étant donné que l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé

⁶ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

⁷ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

humaine est utilisée pour évaluer cette substance, une caractérisation plus poussée des sources et des utilisations entraînant une exposition de la population générale n'a pas été entreprise.

Chlore

Le chlore est une substance qui existe à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE pour l'année de déclaration 2011, entre 10 000 tonnes et 100 000 tonnes et entre 1 000 tonnes et 10 000 tonnes de chlore ont été fabriquées et importées, respectivement. Les secteurs déclarants comprenaient les fabricants de produits chimiques de base; les usines de pâtes, papiers et cartons; les fabricants de résines, de caoutchouc synthétique et de fibres et de filaments artificiels et synthétiques (Environnement Canada, 2013a). Les fabricants de produits chimiques de base ont déclaré des codes de fonction associés à des applications industrielles (p. ex. extraction et raffinage des métaux), à des usages multifonctionnels (p. ex. synthèse chimique, oxydation, plastification et traitement) et à une production fortuite (p. ex. en tant que sous-produit, impureté ou contaminant)⁸.

Entre 2012 et 2020, les rejets de chlore (à l'exclusion des déversements) déclarés à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) se retrouvaient principalement dans le milieu atmosphérique, les rejets annuels variant de 156 tonnes à 376 tonnes (INRP, 2012-2020). Les principaux secteurs ayant déclaré des rejets directs de chlore dans l'eau étaient les usines de pâte chimique (772 tonnes au total), le secteur de l'extraction de pétrole et de gaz (208 tonnes au total) et les installations de traitement des eaux usées (98 tonnes au total) [ECCC, SC, 2023; INRP, 2012-2020].

On peut trouver du chlore dans les médicaments, y compris les produits de santé naturels (PSN), en tant qu'additif alimentaire autorisé, en tant que composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire et en tant que composant dans les additifs indirects⁹ utilisés dans les établissements de transformation des aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 3 mai 2018; sans référence; courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 22 janvier 2019; sans référence;

⁸ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et sont disponibles dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

⁹ Bien qu'ils ne soient pas définis dans la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD), les additifs indirects peuvent être considérés, à des fins administratives, comme des substances utilisées dans les usines de transformation des aliments et susceptibles de devenir des résidus adventices.

communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 mai 2018; sans référence). Le chlore figure sur la *Liste critique des ingrédients de cosmétiques* en tant qu'ingrédient dont l'usage est interdit dans les cosmétiques (Santé Canada, modifié en 2018).

Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore n'est pas réputé exister à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2011, les entreprises canadiennes des secteurs de la fabrication de produits chimiques et des pâtes et papiers ont déclaré avoir fabriqué entre 1 000 tonnes et 10 000 tonnes et entre 100 000 tonnes et 1 000 000 tonnes¹⁰ de dioxyde de chlore, respectivement (Environnement Canada, 2013a). Les rejets de dioxyde de chlore se retrouvaient principalement dans le milieu atmosphérique, selon les déclarations à l'INRP entre 2012 et 2020 (INRP, 2012-2020; ECCC, SC, 2023). Les rejets annuels de dioxyde de chlore dans l'air variaient de 235 à 407 tonnes. Une usine de pâtes et papiers a déclaré avoir rejeté moins d'une tonne au total dans l'eau entre 2012 et 2020 (ECCC, SC, 2023). Le dioxyde de chlore est principalement utilisé comme agent de blanchiment dans le secteur des pâtes et papiers. La substance est un additif alimentaire autorisé, peut être utilisée composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire et comme composant d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des aliments, comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans les médicaments en vente libre, y compris les désinfectants et les gouttes ophtalmologiques hydratantes, ainsi que dans d'autres produits désodorisants (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 juin 2018; sans référence; communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 8 mars 2019; sans référence; communication personnelle, courriels de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 et 20 mars 2019; sans référence; SDS, 2013).

Chlorate de sodium

Le chlorate de sodium n'est pas réputé exister à l'état naturel. Le chlorate de sodium n'a pas été inclus dans une enquête menée conformément à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE. Les données recueillies auprès de l'Agence des services

¹⁰ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

frontaliers du Canada (ASFC) font état d'une moyenne de 1 000 à 10 000 tonnes de chlorate de sodium importées annuellement au Canada entre 2010 et 2013 (ASFC, 2016). Les entreprises des secteurs de la fabrication de produits chimiques de base et des grossistes de produits chimiques ont importé 98 % de cette quantité. Selon des données tirées de la base de données sur le commerce international canadien de marchandises (CIMC) (CIMC, 1997-), environ 1 291 tonnes de chlorate de sodium ont été importées au Canada en 2020. En 2018, le Canada était le plus grand producteur mondial de chlorate de sodium, suivi par les États-Unis. (CEH, 2018). Bommaraju et O'Brien (2015) indiquent que plus de 95 % du chlorate de sodium produit dans le monde est utilisé pour générer du dioxyde de chlore pour le blanchiment de pâtes. En 2002, environ 99 % du chlorate de sodium produit en Amérique du Nord, soit environ 600 000 tonnes au Canada, a été utilisé par le secteur des pâtes et papiers pour produire du dioxyde de chlore pour le blanchiment de la pâte (Mendiratta et Duncan, 2003).

Le chlorate de sodium peut être utilisé comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire, comme composant d'un additif accessoire dans les établissements de transformation des aliments, comme agent technologique alimentaire¹¹, comme ingrédient actif dans les pesticides ou comme ingrédient non médicinal dans les médicaments en vente libre tels que les désinfectants (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 mai 2018; sans référence; communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 3 mai 2018; sans référence). D'après des déclarations faites à Santé Canada, on peut trouver la substance dans un nombre limité de cosmétiques (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 17 avril 2018; sans référence).

¹¹ L'expression « agent technologique alimentaire » n'est pas définie dans la *Loi sur les aliments et drogues* (LAD) du Canada, mais elle désigne une substance utilisée pour produire un effet technique au cours de la fabrication, de la transformation ou de la distribution d'un aliment lorsque cette utilisation ne modifie pas les caractéristiques intrinsèques de l'aliment et n'entraîne la présence d'aucun résidu ou entraîne seulement la présence de résidus négligeables de la substance ou de ses sous-produits dans ou sur l'aliment fini. Comme pour les autres substances utilisées dans la fabrication, la transformation et la distribution de denrées alimentaires, l'utilisation d'agents technologiques alimentaires ne doit pas enfreindre les dispositions de sécurité énoncées à l'article 4 de la LAD.

4.2 Devenir et comportement dans l'environnement

Chlore, dihypochlorite de calcium et hypochlorite de sodium

Le devenir et le comportement dans l'environnement du chlore, du dihypochlorite de calcium et de l'hypochlorite de sodium ont été examinés dans plusieurs rapports (OCDE, 2004a; UE, 2007a, 2007b; ATSDR, 2010).

Le chlore est un gaz dont la pression de vapeur est d'environ 5 085 mmHg à 20 °C (ECHA, 2007; UE, 2007a) et la demi-vie atmosphérique varie de quelques minutes à plusieurs heures selon l'heure de la journée (UE, 2007a; ATSDR, 2010). Ces valeurs donnent à penser que le chlore ne persistera probablement pas dans l'air en raison de la photolyse. L'hypochlorite de calcium existe sous forme de poudre et a une pression de vapeur négligeable à la température ambiante (OCDE, 2004a), tandis que l'hypochlorite de sodium existe généralement sous forme de solution aqueuse et a une pression de vapeur de 13 à 15 mmHg à 20 °C (UE, 2007b). D'après ces renseignements, l'hypochlorite de calcium ne devrait pas se répartir dans l'air, tandis que les solutions d'hypochlorite de sodium peuvent être semi-volatiles à la température ambiante.

Le chlore, l'hypochlorite de calcium et l'hypochlorite de sodium ne devraient pas se bioaccumuler dans les organismes étant donné qu'ils sont très réactifs dans l'eau et ne peuvent donc pas être absorbés par les organismes (OCDE, 2004a; UE, 2007a, 2007b; ATSDR, 2010). Ces trois substances réagissent rapidement avec l'eau pour donner du chlore libre disponible (CLD), aussi appelé « chlore résiduel libre » (CRL) [EC, SC, 1993, 2001b; CCME, 1999; OCDE, 2004a; UE, 2007a, 2007b; ATSDR, 2010].

Le CLD désigne le chlore gazeux dissous (Cl_2), l'acide hypochloreux (HClO) et l'ion hypochlorite (ClO^-) en solution. Avec le chlore résiduel combiné (CRC), qui est constitué de chloramines organiques et inorganiques, le CLD et le CRC sont collectivement appelés « chlore résiduel total (CRT) » (EC, SC, 1993, 2001b; CCME, 1999; OCDE, 2004a; ATSDR, 2010). Dans l'eau, les trois espèces de CLD coexistent en équilibre (OMS, 2003). Toutefois, la forme prédominante de CLD dépend du pH de la solution : l'ion hypochlorite domine à un pH supérieur à environ 7,5, tandis que l'acide hypochloreux est la principale forme à un pH inférieur à 7,5. Le chlore moléculaire, quant à lui, est la principale espèce dans les solutions très acides (EC, SC, 1993; OCDE, 2004a; UE, 2007b). En présence d'azote organique ou inorganique, le CLD réagit pour générer du CRC. Parmi les autres sous-produits susceptibles d'être formés par différentes réactions avec le CLD figurent les trihalométhanes, les bromoamines et les bromochloramines (EC, SC, 1993; CCME, 1999; UE, 2007a, 2007b). Le taux de dégradation du chlore réactif entretient une corrélation positive avec la température, le pH, l'intensité lumineuse, la teneur en carbone organique et la teneur en azote organique de l'eau, toutes des variables propres au site (CCME, 1999). Les chloramines inorganiques et le CLD ne sont pas considérés comme persistants dans l'eau, bien que les premières aient une demi-vie plus longue dans les eaux de surface, allant de 1 minute à 23 jours selon les conditions environnementales propres au site

(EC, SC, 2001b). Lors d'essais statiques où 0,2 à 1,0 mg/L de chlore disponible a été ajouté dans l'eau, la demi-vie du CLD observée en présence d'eaux d'égout brutes était de 140 minutes (Olivieri et coll., 1986). L'UE (2007a, 2007b) a rapporté une demi-vie de moins de 120 minutes pour l'acide hypochloreux et l'ion hypochlorite dans des milieux d'essai aqueux propres, où l'on a observé que la réduction et la photolyse étaient des processus de dégradation importants. L'acide hypochloreux ne devrait pas se volatiliser de l'eau étant donné son faible coefficient de partage air-eau de 4×10^{-5} (UE, 2007b).

Dioxyde de chlore et chlorate de sodium

Le devenir et le comportement du dioxyde de chlore, du chlorate de sodium et de leurs produits de dissociation ont été examinés par de multiples organisations, dont le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique (BC MOE, 2002), l'Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2004), le ministère de l'Environnement de l'Ontario (ME ON, 2007a), Santé Canada (2008a, 2008b), l'Organisation mondiale de la Santé (OMS, 2016) et l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2016).

Le dioxyde de chlore est un gaz dont la pression de vapeur est d'environ 760 mmHg à 20 °C (HSDB, 1983c; ATSDR, 2004; ME ON, 2007a) et dont la durée de vie atmosphérique (c.-à-d., le temps nécessaire pour réduire la concentration de la substance à 1/e ou 37 % de sa valeur d'origine) est estimée à moins d'une minute sous la lumière du soleil (ME ON, 2007a). Ces valeurs donnent à penser que le dioxyde de chlore ne persistera pas dans l'air en raison de la photolyse. La pression de vapeur du chlorate de sodium est négligeable à la température ambiante (Santé Canada, 2008b; U.S. EPA, 2016) et, par conséquent, il ne se répartira pas dans l'air.

Selon l'ATSDR (2004) et l'OMS (2016), le dioxyde de chlore est stable dans l'eau neutre pure s'il est stocké dans un récipient hermétiquement fermé et protégé de la lumière du soleil. Dans les solutions alcalines, jusqu'à 70 % du dioxyde de chlore s'hydrolyse pour former des ions chlorites, tandis que la fraction restante se transforme en ions chlorates (ATSDR, 2004; Santé Canada, 2008a; OMS, 2016). La demi-vie du dioxyde de chlore dans l'eau (à une teneur de 5 à 10 mg/L dans une solution basique) varie de 20 à 180 minutes (ATSDR, 2004). En tant qu'oxydant puissant, le dioxyde de chlore peut réagir rapidement avec d'autres substances (p. ex. le fer, le manganèse, le cuivre et les sulfures) en solution pour produire des composés comme des oxydes, des hydroxydes et des sulfates insolubles (ATSDR, 2004). Toutefois, contrairement au chlore, le dioxyde de chlore ne forme pas de trihalométhanes (BC MOE, 2002; ATSDR, 2004; U.S. EPA, 2016). Le chlorate de sodium se dissout et se dissocie rapidement dans l'eau pour libérer des ions sodium et chlorates (Santé Canada, 2008b; U.S. EPA, 2016). Compte tenu de leur forte réactivité, le dioxyde de chlore et le chlorate de sodium ne devraient pas se bioaccumuler (ATSDR, 2004; U.S. EPA, 2016); cette hypothèse est confirmée par leurs faibles coefficients de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$) de -3,22 et de -7,18, respectivement (Santé Canada, 2008a).

Les ions chlorates et chlorites sont des sous-produits de la désinfection bien connus du dioxyde de chlore. Il est important de noter que le dioxyde de chlore et l'ion chlorite peuvent réagir avec le CLD pour former l'ion chlorate (BC MOE, 2002; Santé Canada, 2008a). Selon Santé Canada (2008a) et l'OMS (2016), l'ion chlorate est très persistant dans l'eau. Bien que l'ion chlorite ait une faible capacité d'adsorption sur des particules, il réagit avec certains métaux, dont le fer et le manganèse (ATSDR, 2004). Des rapports ont également montré que les ions chlorates et chlorites subissent une réduction microbienne dans les milieux anaérobies, comme les eaux souterraines, les sols et les sédiments anoxiques (ATSDR, 2004; U.S. EPA, 2006a).

4.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

D'après les propriétés physico-chimiques, le devenir et le comportement dans l'environnement et les utilisations signalées du chlore, du dioxyde de chlore, de l'hypochlorite de sodium, du chlorate de sodium et de l'hypochlorite de calcium, il est considéré que ces substances ont déjà été caractérisées dans les rapports d'évaluation antérieurs suivants : *Effluents des usines de pâte blanchie* (EC, SC, 1991), *Eaux usées chlorées* (EC, SC, 1993) et *Chloramines inorganiques* (EC, SC, 2001b). Ces évaluations ont examiné l'impact environnemental des substances contenant du chlore lorsqu'elles sont utilisées pour la désinfection, la lutte contre l'encrassement biologique et le blanchiment de la pâte. Ces évaluations ont constaté que les effluents des usines de pâte blanchie, les eaux usées chlorées et les chloramines inorganiques sont susceptibles de causer des effets nocifs sur l'environnement.

Étant donné que d'autres sources d'exposition préoccupantes n'ont pas été trouvées, ces substances ne feront pas l'objet d'une évaluation plus poussée du point de vue de leurs risques pour l'environnement pour le moment et seront visées par les mesures de gestion du risque qui sont élaborées ou en voie d'élaboration pour les effluents des usines de pâte blanchie, les eaux usées chlorées et les chloramines inorganiques (Environnement Canada, 2002; Environnement Canada, 2012).

4.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

4.4.1 Évaluation des effets sur la santé

Chlore libre disponible (hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium, chlore)

L'exposition par voie orale à l'hypochlorite de calcium et à l'hypochlorite de sodium est considérée comme peu préoccupante pour la santé humaine selon l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (annexe C; Santé Canada, modifié en 2017).

Les études évaluant la toxicité par voie orale du chlore dans l'eau sont considérées comme équivalentes aux études évaluant la toxicité par voie orale de l'acide hypochloreux et/ou de l'ion hypochlorite (UE, 2007a; Santé Canada, 2009). Par conséquent, l'exposition par voie orale au chlore est considérée comme peu préoccupante pour la santé humaine, d'après les résultats de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine dans le cas de l'hypochlorite de calcium et l'hypochlorite de sodium. En outre, le programme sur la qualité de l'eau potable de Santé Canada n'a pas considéré comme nécessaire d'établir une recommandation pour le chlore dans l'eau potable, compte tenu de sa faible toxicité aux concentrations décelées dans l'eau potable traitée (Santé Canada, 2009). Comme le chlore est sous forme gazeuse à la température et à la pression ambiantes, l'exposition se fait principalement par inhalation (UE, 2007a). Étant donné les renseignements présentés ci-dessus, cette section se concentrera uniquement sur les effets du chlore sur la santé par inhalation. L'UE et l'EPA des États-Unis ont examiné le chlore (UE, 2007a, 2017; U.S. EPA, 1999). Ces évaluations ont servi à orienter l'évaluation des effets du chlore sur la santé par inhalation. Une revue de la littérature a été effectuée pour la période de janvier 2016 à mai 2019, laquelle englobe l'année précédant l'évaluation la plus récente du chlore. Les résultats de cette revue n'ont pas d'incidence sur la caractérisation des dangers par inhalation réalisée dans les évaluations précédentes (c.-à-d. qu'ils ne laissent pas entrevoir des critères d'effet critique différents ou de points de départ plus faibles).

Modèles toxicocinétiques

En cas d'inhalation, le chlore gazeux réagit avec les matériaux de surface et les tissus des voies respiratoires. Le chlore est un agent oxydant puissant et, par conséquent, il perturbe les protéines cellulaires à son contact (UE, 2007a). Le chlore gazeux est modérément soluble dans le fluide de la muqueuse épithéliale des poumons, ce qui entraîne la génération de CLD (UE, 2007a).

Effets aigus sur la santé

Dans une étude d'exposition au chlore gazeux par inhalation chez le rat, la concentration létale médiane (CL₅₀) sur 60 minutes était de 448 ppm (1,3 mg/L) [Zwart et Woutersen, 1988]. L'inhalation de chlore gazeux à des concentrations supérieures à 1 000 ppm (3 000 mg/m³) peut être mortelle chez l'humain après environ 10 minutes d'exposition (UE, 2007a).

Parmi les symptômes d'une exposition aiguë au chlore chez l'humain figurent nausées, vomissements avec syncope et coma, convulsions et cyanose. Les symptômes apparaissent dans les 10 minutes suivant l'exposition et le dysfonctionnement disparaît dans un délai de 1 à 3 mois (UE, 2007a). L'exposition à de fortes concentrations de chlore peut également entraîner de l'asthme induit par irritation (White et Martin, 2010). La cause la plus fréquente de décès par exposition au chlore chez l'humain est l'œdème pulmonaire. Les autres causes de décès liées à une exposition aiguë à de

fortes concentrations de chlore gazeux sont notamment la bronchoconstriction, le choc, l'arrêt respiratoire immédiat et les complications cardiaques (UE, 2007a).

Effets sur la santé de doses répétées

Aucun effet général n'a été observé dans les études à doses répétées par inhalation chez le rat, la souris ou le singe jusqu'à 9 ppm (27 mg/m³) [UE, 2007a]. Les effets sont localisés dans les voies respiratoires supérieures à des concentrations inférieures à 9 ppm (27 mg/m³), et leur incidence ou leur gravité augmentent avec la concentration de chlore (UE, 2007a).

L'exposition répétée à de faibles concentrations de chlore par inhalation chez l'humain ne devrait pas entraîner d'autres effets que l'irritation (UE, 2007a). Une étude d'exposition volontaire de 3 jours chez l'humain n'a montré aucun effet à 0,5 ppm (1,5 mg/m³) [Schins et coll., 2000], soit la concentration sans effet nocif observé (CSENO), équivalente à 1,5 mg/m³, rapportée dans une étude d'un an par inhalation chez le singe (Klonne et coll., 1987).

Des études de cancérogénicité par inhalation ont été réalisées chez le rat et la souris. Toutefois, les tests de génotoxicité, généralement réalisés en milieu aqueux, ont été testés avec des solutions d'hypochlorite de sodium (UE, 2007a, 2007b). Les évaluations de l'UE (2007a) et de Santé Canada (2009) ont déterminé que le chlore n'est pas génotoxique. Le chlore ne devrait pas être cancérogène par inhalation (UE, 2007a, 2007b; Wolf et coll., 1995). Il n'existe pas de données connues sur la toxicité du chlore par inhalation pour le développement ou la reproduction (UE, 2007a).

Dioxyde de chlore (NE CAS 10049-04-4)

Plusieurs organisations et instances ont examiné le dioxyde de chlore et/ou les chlorites (ATSDR, 2004; OMS, 2002, 2016; ME ON, 2007a; U.S. EPA, 2006a; CIRC, 1991; Santé Canada, 2008a). Leurs évaluations ont servi à rédiger la section sur les effets sur la santé du présent rapport. Une revue de la littérature a été effectuée pour la période de janvier 2015 à mai 2019, laquelle englobe l'année précédant l'évaluation la plus récente du dioxyde de chlore et des chlorites. D'autres renseignements ont été trouvés dans la littérature scientifique récente, ce qui a permis de sélectionner un point de départ additionnel pour la toxicité aiguë par inhalation, laquelle n'avait pas été déterminée dans les évaluations internationales existantes.

Le dioxyde de chlore, assez instable, est rapidement réduit en chlorite en cas d'ingestion. Par conséquent, Santé Canada (2008a) a établi une recommandation pour l'eau potable en ce qui a trait aux chlorites et au chlorates, mais pas pour le dioxyde de chlore. Dans l'eau, le dioxyde de chlore forme des chlorites à environ 70 %, et des chlorates, à environ 30 % (section 4.2). En outre, il existe une interconversion entre le dioxyde de chlore et les chlorites, tant dans l'eau que dans l'intestin humain (ATSDR, 2004; OCDE, 2006b). Par conséquent, dans l'évaluation actuelle, les études axées sur les chlorites sont utilisées pour évaluer la toxicité orale du dioxyde de chlore.

La toxicité par inhalation sera évaluée à l'aide des renseignements sur la toxicité du dioxyde de chlore lui-même.

Modèles toxicocinétiques

Lors de l'ingestion, le dioxyde de chlore et les chlorites sont rapidement absorbés dans la circulation générale depuis le tractus gastro-intestinal et largement distribués dans l'organisme, les concentrations les plus élevées se trouvant dans le plasma (OMS, 2016; U.S. EPA, 2006d; ATSDR, 2004; Santé Canada, 2008a). Les concentrations plasmatiques maximales sont atteintes après une heure dans le cas du dioxyde de chlore et après deux heures dans le cas des chlorites (Santé Canada, 2008a; Abdel-Rahman et coll., 1982). L'absorption cutanée du dioxyde de chlore devrait être faible (Scatina et coll., 1983, 1984; UE, 2007a). Dans l'organisme, le dioxyde de chlore est transformé en ions chlorures, en chlorites et, dans une moindre mesure, en chlorates. Les chlorites et les chlorates se dissocient tous les deux en ions chlorures. Le dioxyde de chlore et les chlorites sont principalement excrétés dans l'urine (30 et 40 % de la dose administrée, respectivement), et de plus petites quantités sont excrétées dans les matières fécales (OMS, 2016; U.S. EPA, 2006d; ATSDR, 2004; Santé Canada, 2008a). La demi-vie du dioxyde de chlore est de 44 heures (Santé Canada, 2008a; Abdel-Rahman et coll., 1982, 1984).

Effets aigus sur la santé

La toxicité aiguë par voie orale du dioxyde de chlore chez les animaux de laboratoire est faible, avec une dose létale médiane (DL₅₀) supérieure à 10 000 mg/kg chez la souris. Les chlorites présentent une toxicité aiguë élevée chez le rat, avec des valeurs de DL₅₀ de 79 à 133 mg/kg pour l'exposition aiguë (ATSDR, 2004). Les symptômes d'une exposition humaine aiguë au dioxyde de chlore chez l'humain se traduisent généralement par une irritation des yeux, du nez et des voies respiratoires, et peuvent également inclure douleurs thoraciques, toux, saignements de nez et expectorations. Une exposition à court terme à des concentrations élevées de dioxyde de chlore peut entraîner un œdème pulmonaire (ME ON, 2007a).

Effets sur la santé de doses répétées

Une neurotoxicité après administration par voie orale de dioxyde de chlore et de chlorite de sodium a été observée lors d'études de toxicité sur le plan du développement chez le rat. Dans une étude sur la reproduction sur deux générations (Gill et coll., 2000), des concentrations de 0, 35, 70 ou 300 ppm de chlorite de sodium ont été administrées à des rats (générations F₀ et F₁) par l'intermédiaire de leur eau potable. Des effets neurocomportementaux (diminution de l'amplitude du sursaut auditif, diminution du poids du cerveau et diminution de l'activité exploratoire) ont été observés chez les générations F₁ et F₂ à 70 et à 300 ppm. Une dose sans effet nocif observé (DSENO) de 2,9 mg/kg p.c./jour a été établie (Gill et coll., 2000). L'OMS (2016) et Santé Canada (2008a) ont utilisé cette étude pour dériver des valeurs recommandées pour les chlorites dans l'eau potable (0,7 et 1 mg/L, respectivement). En outre, une étude de

toxicité sur le plan du développement chez des rats auxquels on a administré du dioxyde de chlore par l'intermédiaire de l'eau potable a montré une diminution des activités locomotrices chez les petits sevrés à la dose de 14 mg/kg p.c./jour (Orme et coll., 1985). Aucun effet n'a été observé à 3 mg/kg p.c./jour.

Une étude subchronique par inhalation a exposé des rats à des vapeurs de dioxyde de chlore (5 heures/jour, 5 jours/semaine) à une teneur de 1 ppm (2,8 mg/m³) pendant 2 mois. Les rats exposés au dioxyde de chlore ont subi des effets respiratoires tels qu'un œdème péribronchiolaire et une congestion vasculaire dans les poumons (Paulet et Desbrousses, 1972). La concentration minimale avec effet nocif observé (CMENO) a été établie à 1 ppm (2,8 mg/m³). Cette CMENO a été utilisée pour dériver les critères de qualité de l'air de l'Ontario pour le dioxyde de chlore (ME ON, 2007a) et la concentration de référence (CR) de l'EPA des États-Unis pour le dioxyde de chlore. Dans l'évaluation actuelle, on a converti cette CR en une concentration d'exposition continue en ajustant le nombre d'heures par jour (5/24) ainsi que le nombre de jours par semaine (5/7) au cours desquels les animaux ont été exposés au dioxyde de chlore. La concentration atmosphérique continue résultante pour la CMENO a été calculée comme étant de 0,42 mg/m³.

Dans une étude sur l'inhalation à court terme, des rats ont été exposés à 0, 5, 10 ou 15 ppm de dioxyde de chlore gazeux (15 minutes d'exposition, 3 ou 4 fois par jour) pendant 1 mois. Les rats exposés à des concentrations de dioxyde de chlore supérieures à 5 ppm (14 mg/m³) ont présenté une inflammation nasale, bronchique et alvéolaire. La CSENO a été établie à 5 ppm (14 mg/m³) [Paulet et Desbrousses, 1974].

Selon les données probantes actuellement disponibles, le dioxyde de chlore n'est pas mutagène. Des résultats tant positifs que négatifs ont été rapportés dans des essais *in vitro* (bactériens) [OMS, 2016; Santé Canada, 2008a; U.S. EPA, 2006a; ME ON, 2007a]. Les données provenant d'études *in vivo* sur des mammifères (test du micronoyau chez la souris, test de l'aberration chromosomique dans la moelle osseuse et test des anomalies de la tête des spermatozoïdes chez la souris) indiquent que le dioxyde de chlore n'est pas mutagène (Santé Canada, 2008a; ME ON, 2007a).

La cancérogénicité du dioxyde de chlore n'a pas été déterminée, car les données n'étaient pas adéquates pour l'évaluation de la cancérogénicité chez l'humain et les animaux (Santé Canada, 2008a).

Chlorate de sodium (NE CAS 7775-09-9)

Plusieurs organisations internationales ont examiné le chlorate de sodium (U.S. EPA, 2006b; OCDE, 2006a; OMS, 2016; JECFA, 2008;). Le chlorate de sodium a également été examiné par Santé Canada (Santé Canada, 2008a et 2008b). Ces évaluations ont servi à rédiger la section sur les effets sur la santé du présent rapport. Une revue de la littérature a été effectuée pour la période de janvier 2015 à mai 2019, laquelle englobe l'année précédant l'évaluation la plus récente du chlorate de sodium. Les renseignements recueillis dans le cadre de cette revue n'ont pas d'incidence sur la

caractérisation des risques réalisée dans les évaluations précédentes (c.-à-d. qu'ils ne laissent pas entrevoir de critères d'effet critique différents ou de points de départ plus faibles).

Modèles toxicocinétiques

Lors de l'ingestion, le chlorate est rapidement absorbé dans la circulation générale depuis le tractus gastro-intestinal et largement distribué dans tout le corps, les concentrations les plus élevées se trouvant dans le plasma (OMS, 2016; U.S. EPA, 2006d; ATSDR, 2004; Santé Canada, 2008a). Les concentrations plasmatiques maximales de chlorate sont atteintes après une heure (Santé Canada, 2008a; Abdel-Rahman et coll., 1982). L'absorption cutanée du chlorate devrait être faible (Scatina et coll., 1983, 1984; UE, 2007a). Dans l'organisme, le chlorate se dissocie en ions chlorures. Le chlorate est principalement excrété par l'urine (38 % de la dose administrée), de plus petites quantités étant excrétées dans les matières fécales (OMS, 2016; U.S. EPA, 2006d; ATSDR, 2004; Santé Canada, 2008a). Le chlorate a une demi-vie biphasique de 6 et de 36,5 heures (Santé Canada, 2008a; Abdel-Rahman et coll., 1982, 1984).

Effets aigus sur la santé

La toxicité aiguë par voie orale du chlorate de sodium chez les animaux de laboratoire est faible, avec une DL₅₀ supérieure à 5 000 mg/kg chez le rat (U.S. EPA, 2006b). Les rapports d'incidents montrent que l'ingestion de doses toxiques de chlorate de sodium produit chez l'humain gastrite, hémolyse, méthémoglobinémie, hémoglobinurie, néphrite toxique tardive et insuffisance rénale aiguë (U.S. EPA, 2006b). Les doses supérieures à 100 mg/kg sont généralement fatales chez l'humain (U.S. EPA, 2006b).

Effets sur la santé de doses répétées

Chez les rats, l'exposition subchronique et chronique au chlorate de sodium inhibe de manière compétitive l'absorption de l'iodure par les cellules folliculaires de la thyroïde, ce qui entraîne une diminution du taux sérique des hormones thyroïdiennes triiodothyronine et thyroxine et une augmentation de la thyroïdostimuline (U.S. EPA, 2006c; OCDE, 2006a; OMS, 2016). Par conséquent, l'exposition au chlorate de sodium peut entraîner des modifications de l'histologie des cellules folliculaires de la thyroïde, comme l'appauvrissement en colloïdes, l'hypertrophie et une hyperplasie grave (OMS, 2016). En outre, une étude de cancérogénicité de deux ans a montré que l'exposition à 2 000 mg/L de chlorate de sodium dans l'eau potable provoque des tumeurs de la thyroïde chez les rongeurs (NTP, 2005). Si l'on se fie à la nature des observations histopathologiques, le mécanisme d'action pour l'induction de tumeurs thyroïdiennes par le chlorate de sodium est probablement attribuable à une perturbation de l'homéostasie des hormones thyroïdiennes (JECFA, 2008), comme il est décrit ci-dessus. Cette hypothèse concorde avec les conclusions de l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b), qui a considéré le chlorate de sodium comme probablement non

cancérogène pour l'humain à des doses qui ne modifient pas l'homéostasie des hormones thyroïdiennes.

L'EPA des États-Unis, l'OMS et le JECFA ont tous dérivé des valeurs recommandées basées sur le critère d'effet le plus sensible d'une étude de cancérogénicité de deux ans (c.-à-d. l'hypertrophie des cellules folliculaires de la glande thyroïde chez les rats mâles) dans laquelle du chlorate de sodium a été ajouté à l'eau potable (NTP, 2005). Aucune dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) n'a pu être déterminée, car une augmentation de l'hypertrophie des cellules folliculaires de la glande thyroïde s'est produite à toutes les doses testées. L'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b) a dérivé une dose de référence chronique basée sur la limite inférieure de la dose repère (BMDL) de 0,9 mg/kg p.c./jour (NTP, 2005). Le JECFA (2008) a établi une DJA de 0 à 0,01 mg/kg p.c./jour en utilisant une BMDL de 1,1 mg/kg p.c./jour, et l'OMS (2016) a basé sa recommandation pour l'eau potable (de 0,3 mg/L) sur la DJA dérivée par le JECFA.

Le chlorate de sodium a donné des résultats négatifs dans la plupart des tests de mutation génétique bactérienne et dans plusieurs tests cytogénétiques (test de l'hypoxanthine phosphoribosyl transférase dans les ovaires de hamsters chinois, test du micronoyau, test d'aberrations chromosomiques, test des anomalies de la tête des spermatozoïdes de souris) [U.S. EPA, 2006b; JECFA, 2008]. Toutefois, des ruptures de brins d'ADN et une réticulation de protéines d'ADN par la production d'espèces réactives de l'oxygène ont été observées chez les rats auxquels on a administré du chlorate de sodium (Ali et coll., 2017a, 2017b).

Santé Canada (2008a) a fondé sa recommandation pour les chlorates dans l'eau potable (concentration maximale acceptable de 1 mg/L) sur une étude à doses répétées de 90 jours chez le rat (McCauley et coll., 1995). Une DSENO de 30 mg/kg p.c./jour, fondée sur l'appauvrissement en colloïdes de la glande thyroïde à la dose supérieure suivante de 100 mg/kg p.c./jour, a servi à calculer la valeur de recommandation (Santé Canada, 2008a).

Aucun effet neurotoxique n'a été observé dans les études d'exposition aiguë et subchronique dans le cas du chlorate de sodium (U.S. EPA, 2006b). Il n'y avait aucun renseignement sur la toxicité du chlorate par inhalation ou par voie cutanée (U.S. EPA, 2006b).

4.4.2 Évaluation de l'exposition

Chlore libre disponible (hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium, chlore)

Dans l'eau, le chlore forme un équilibre avec l'ion hypochlorite et l'acide hypochloreux, et l'exposition à ces substances par voie orale est jugée peu préoccupante pour la santé humaine (voir la section *Effets sur la santé*, annexe C). D'après ses propriétés physico-chimiques, l'ion hypochlorite ne se volatilise pas depuis les solutions, et l'acide

hypochloreux présente une très faible volatilité (UE, 2007b). Par conséquent, seule l'exposition au chlore par inhalation sera traitée dans le paragraphe suivant.

Le chlore gazeux (Cl_2) n'existe pas à l'état naturel; en revanche, l'ion chlorure (Cl^-) se trouve dans de nombreux sels présents à l'état naturel (Santé Canada, 2009). Les Canadiens peuvent être exposés au chlore gazeux par les rejets atmosphériques des installations industrielles. De 2012 à 2016, les rejets atmosphériques annuels de chlore ont atteint 338 tonnes (ECCC, SC, 2021). Le chlore gazeux est volatil et sensible à la photolyse; la demi-vie estimée est de l'ordre de quelques minutes à plusieurs heures selon l'heure de la journée (voir section 4.2, ATSDR, 2010; UE, 2007a). Les études de suivi peuvent mesurer une combinaison de chlore et d'acide hypochloreux ou le chlore seul, selon les techniques d'analyse utilisées. Il n'existe pas de données de suivi canadiennes pour le chlore gazeux. Les concentrations de chlore gazeux aux États-Unis variaient de $2,6 \times 10^{-6}$ à $2,9 \times 10^{-3} \mu\text{g}/\text{m}^3$, selon les mesures effectuées par Faxon et ses collègues (2015). Des études de suivi plus vieilles ont signalé des concentrations plus élevées de chlore ($0,03$ à $0,43 \mu\text{g}/\text{m}^3$) et d'acide hypochloreux ($< 0,08$ à $0,73 \mu\text{g}/\text{m}^3$) dans les sites côtiers (UE, 2007a). Une concentration médiane d'ions chlorures de $0,0331 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a été mesurée dans des échantillons prélevés dans 96 sites des États-Unis entre 2010 et 2019 (CASTNET, modifié en 2016). Toutefois, il convient de noter que l'ion chlorure a de nombreuses sources naturelles, notamment l'eau de mer, si bien que les concentrations mesurées sont une combinaison de sources naturelles et artificielles.

Le chlore est utilisé dans divers secteurs industriels. Aucun produit de consommation contenant du chlore susceptible d'entraîner une exposition par inhalation chez la population générale n'a été relevé.

Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore n'existe pas à l'état naturel, mais l'exposition de la population générale est possible en raison des rejets industriels et de l'utilisation de la substance comme désinfectant. Le dioxyde de chlore est principalement utilisé comme agent de blanchiment par l'industrie des pâtes et papiers, et la majorité des rejets de dioxyde de chlore dans l'air proviennent des installations de pâtes et papiers (Environnement Canada, 2013a; INRP, 2012-2020). Entre 2012 et 2020, les rejets annuels de dioxyde de chlore dans l'air par des installations au Canada ont atteint 376 tonnes (ECCC, SC, 2021). Le dioxyde de chlore est très réactif, et l'on estime que sa durée de vie dans l'atmosphère varie de quelques secondes à une heure, car il se dégrade rapidement en oxygène et en chlore sous l'effet de la lumière du soleil (OMS, 2002; ME ON, 2007a; ATSDR, 2010). En l'absence de soleil, la durée de vie peut aller jusqu'à 40 à 80 heures (ECCC, SC, 2021). En général, le dioxyde de chlore n'existe que dans le voisinage immédiat de l'endroit où il est produit ou utilisé, bien que des concentrations moyennes de $0,2$ à $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sur des périodes de 30 minutes aient été mesurées dans l'air au-delà de la clôture des exploitations de blanchiment de pâtes de bois en Ontario (ME ON, 2007a). La plupart de ces mesures de 30 minutes des concentrations atmosphériques au-delà de la clôture étaient inférieures à $1,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Le dioxyde de chlore est utilisé comme désinfectant dans les usines de traitement de l'eau potable, en remplacement du chlore. Dans l'eau, le dioxyde de chlore se dissocie facilement en ions chlorites et chlorates. Santé Canada a évalué les effets du dioxyde de chlore, des chlorites et des chlorates dans l'eau potable (Santé Canada, 2008a). Il a été déterminé qu'une valeur recommandée pour le dioxyde de chlore n'était pas nécessaire en raison de sa dissociation rapide en chlorites et en chlorates. Toutefois, une dose d'alimentation maximale de 1,2 mg/L est toujours recommandée pour s'assurer que les concentrations de dioxyde de chlore ou de ses sous-produits n'atteignent pas une concentration préoccupante pour les Canadiens. Les concentrations maximales acceptables (CMA) de chlorites et de chlorates sont de 1 mg/L dans les deux cas, et sont considérées comme suffisantes pour protéger contre une exposition excessive au dioxyde de chlore. Les concentrations moyennes dans une usine de traitement de l'eau au Québec variaient de 0,29 à 0,45 mg/L dans le cas des chlorites et de 0,12 à 0,22 mg/L dans celui des chlorates; les deux fourchettes sont inférieures à la CMA de 1 mg/L. Les concentrations moyennes de dioxyde de chlore étaient beaucoup plus faibles, soit de 0,03 à 0,09 mg/L (Santé Canada, 2008a).

Au Canada, le dioxyde de chlore est un additif alimentaire autorisé comme agent de blanchiment dans un nombre limité d'aliments, comme l'indique la *Liste des agents autorisés de blanchiment, de maturation, ou pour conditionner les pâtes*, incorporée par renvoi dans l'autorisation de mise en marché associée délivrée en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues*. Il s'agit également d'un composant de certaines formulations d'agents technologiques alimentaires utilisées comme traitement antimicrobien. En raison de la fonction technique du dioxyde de chlore dans les aliments, les concentrations de cette substance dans ou sur les aliments diminuent rapidement sous l'effet des réactions chimiques, et l'on s'attend à ce que les résidus qui restent sur les aliments à la suite de l'utilisation comme additif alimentaire ou comme agent technologique soient faibles (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 24 mars 2019; sans référence). Le dioxyde de chlore peut être utilisé comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire et comme composant d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des aliments, d'une manière qui empêche tout contact direct avec les aliments. Par conséquent, on ne s'attend pas à une exposition alimentaire découlant de ces utilisations (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 25 mars 2019; sans référence).

Le dioxyde de chlore est également présent dans un nombre limité de produits offerts aux consommateurs. Il est présent comme ingrédient non médicinal dans un médicament en vente libre, c'est-à-dire des gouttes ophtalmologiques hydratantes, à une concentration de 0,05 mg/ml (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 8 mars 2019; sans référence; communication personnelle, courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de

Santé Canada, 20 mars 2019; sans référence). La concentration absorbée estimée figure dans le tableau 4-1.

Le dioxyde de chlore est également utilisé dans les produits désodorisants pour éliminer les odeurs indésirables, par exemple pour éliminer l'odeur humaine pendant la chasse. Un produit à pulvériser destiné à cet usage contenait 1 % de dioxyde de chlore (SDS, 2013). Bien que l'on puisse s'attendre à une exposition par voie cutanée et par inhalation lors de l'utilisation de ce produit, l'inhalation est la voie d'exposition prédominante étant donné la pression de vapeur élevée et la faible biodisponibilité relative du dioxyde de chlore par voie cutanée. Une fraction biodisponible relative de 0,001 a été établie d'après deux études qui ont examiné la pharmacocinétique du dioxyde de chlore par voie orale et cutanée (Scatina et coll., 1983, 1984) [voir l'annexe E, tableau E-2, pour plus de détails]. Compte tenu de la faible biodisponibilité par voie orale et cutanée, une évaluation quantitative a été réalisée uniquement pour la voie d'inhalation. Le modèle de rejet instantané de ConsExpo a été utilisé pour estimer l'exposition (ConsExpo Web, modifié en 2019), et une concentration moyenne pondérée dans le temps (MPT) a été calculée. La masse rejetée a été estimée en fonction de la quantité de produit nécessaire pour couvrir la tête et les mains (environ 1 g; U.S. EPA, 2012) et a donné lieu à une concentration atmosphérique estimée de 0,015 mg/m³. Il est possible de subir une exposition supplémentaire par inhalation après l'application à cause de l'évaporation du dioxyde de chlore depuis la surface de la peau. Toutefois, le modèle de rejet instantané suppose que la quantité totale appliquée peut immédiatement être inhalée. Par conséquent, l'évaluation de l'exposition a été jugée suffisamment prudente pour tenir compte de toute exposition supplémentaire potentielle par inhalation après l'application. Les détails sont fournis dans l'annexe E, et les estimations de l'exposition sont présentées dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 Estimations de l'exposition au dioxyde de chlore présent dans l'air ambiant et les produits offerts aux consommateurs.

Scénario d'exposition (durée)	Groupe d'âge ^a	Voie d'exposition	Concentration dans l'air (mg/m ³)	Exposition générale (mg/kg p.c./j)
Air ambiant (quotidien) ^b	S.O. ^c	Inhalation	0,00035	S.O.
Gouttes ophtalmologiques hydratantes (quotidien) ^d	Adulte	Oculaire	S.O.	5,41 × 10 ⁻⁵
Aérosol de chasse (par événement) ^e	Adulte	Inhalation	0,015	S.O.

Abréviation : S.O. = sans objet.

^a Les estimations de l'exposition ont été calculées pour tous les groupes d'âge pertinents et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la surface de la peau (Santé Canada, modifié en 2022). À moins d'indication contraire, le groupe d'âge ayant l'exposition estimée la plus élevée en fonction de la quantité de produit et de la fréquence d'utilisation est présenté.

^b La MPT a été calculée en fonction d'une concentration moyenne de 0,017 mg/m³ sur 30 minutes, ajustée à une exposition continue de 24 heures.

^c Les groupes d'âge ne s'appliquent pas aux concentrations dans l'air.

^d On a supposé qu'un consommateur appliquerait 4 gouttes par utilisation (2 gouttes par œil), jusqu'à deux fois par jour (avis personnel; ECCC, SC, 2019). La taille de la goutte était basée sur la capacité maximale du sac conjonctival de 10 µl (Farkouh et coll., 2016).

^e La MPT a été dérivée pour une concentration moyenne par événement de 0,9 mg/m³ sur 5 minutes, ajustée à une MPT de 5 heures pour tenir compte de la durée de l'étude.

Chlorate de sodium

Il n'y avait aucune donnée sur les rejets de chlorate de sodium dans l'environnement. Toutefois, selon les estimations, jusqu'à 95 % du chlorate de sodium produit dans le monde est utilisé pour la production de dioxyde de chlore. Par conséquent, les rejets industriels de chlorate de sodium dans l'environnement devraient être faibles.

La population générale peut être exposée aux ions chlorates dans l'eau en raison de l'utilisation du dioxyde de chlore comme désinfectant de l'eau potable. Les détails concernant l'exposition au chlorate provenant de l'eau potable sont décrits ci-dessus, dans l'évaluation de l'exposition au dioxyde de chlore.

Le chlorate de sodium peut être utilisé comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire et comme composant d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des aliments. Toutefois, le potentiel de contact direct avec les aliments étant nul, aucune exposition alimentaire n'est attendue.

D'après des déclarations faites à Santé Canada, le chlorate de sodium se trouve dans un nombre limité de cosmétiques, à des concentrations de 0,3 % à 1 % (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 17 avril 2018; sans référence). L'exposition par voie cutanée aux cosmétiques a été estimée d'après l'utilisation d'un liquide de bain moussant pour tous les âges. Les estimations d'exposition les plus élevées ont été trouvées chez les adolescents (14 à 18 ans; voir le tableau 4-2).

On trouve le chlorate de sodium comme ingrédient non médicinal dans un produit désinfectant à une concentration de 0,43 % (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau de l'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 25 janvier 2019; sans référence). Ce produit de nettoyage est une solution concentrée, utilisée principalement à des fins de blanchiment, mais qui peut également servir à désinfecter ou à assainir presque toutes les surfaces de la maison. Compte tenu de la forte probabilité de modes d'usage multiples, l'exposition a été estimée selon trois scénarios sentinelles censés être représentatifs des expositions les plus élevées ou les plus fréquentes : le nettoyage d'un comptoir de cuisine, le lavage de la lessive à la main et le nettoyage d'un plancher. Des estimations de l'exposition au produit non dilué pendant le mélange et de l'exposition à la concentration diluée pendant l'application ont été calculées pour chaque scénario. L'exposition a été estimée à l'aide du modèle ConsExpo (ConsExpo Web, modifié en 2019) et des *Residential Standard Operating Procedures* de l'EPA des

États-Unis (U.S. EPA, 2012). Les détails sur les modèles et les données utilisés sont présentés à l'annexe E.

Dans le premier scénario, l'estimation de l'exposition liée à l'assainissement ou à la désinfection d'un comptoir de cuisine reposait sur l'hypothèse selon laquelle un consommateur pouvait préparer une solution « prête à l'emploi » dans une bouteille munie d'un pulvérisateur à gâchette. Il est présumé que l'exposition par voie cutanée se produit par éclaboussures lors du versement direct du produit non dilué dans une bouteille munie d'un pulvérisateur à gâchette. L'exposition par inhalation lors du versement devrait être négligeable, car le chlorate de sodium est une substance non volatile. Une fois que la solution de pulvérisation diluée est préparée (c.-à-d. que de l'eau est ajoutée au produit concentré), l'exposition par inhalation et par voie cutanée à la concentration diluée est estimée pendant la pulvérisation du comptoir. Bien que le chlorate de sodium ne soit pas volatil, on suppose que l'utilisation d'une bouteille munie d'un pulvérisateur à gâchette pourrait générer des particules d'aérosol respirables et ainsi entraîner une exposition par inhalation. L'exposition cutanée se produit également lors de l'essuyage du comptoir.

Dans le second scénario, l'estimation de l'exposition découlant du lavage de la lessive à la main dans une solution diluée d'eau de Javel portait sur la voie cutanée (mains et avant-bras). L'exposition par voie cutanée a été estimée en deux parties : les éclaboussures lors du versement de la solution concentrée et l'exposition à la solution diluée lors du lavage. On suppose que le versement consiste à utiliser un bouchon pour mesurer la solution concentrée avant de la mélanger dans la grande cuve. L'exposition par voie cutanée a également été estimée pendant l'étendage du linge, ce qui suppose qu'une quantité résiduelle de solution reste sur la lessive.

Dans le dernier scénario, l'exposition lors du nettoyage d'un plancher a été utilisée pour estimer l'exposition causée lors du nettoyage de grandes surfaces ainsi que l'exposition des enfants après l'application. L'exposition par voie cutanée de l'utilisateur a été estimée en deux parties : les éclaboussures lors du versement direct de la solution concentrée ainsi que l'exposition à la solution diluée lors du nettoyage du plancher. L'exposition par voie cutanée et le contact main-bouche ont été estimés après l'application pour un enfant rampant sur le sol. Une étude sur l'exposition lors du lavage à la vadrouille réalisée pour l'EPA des États-Unis a montré que, pour les substances à faible pression de vapeur ($< 10^{-4}$ mmHg) et les scénarios à faible potentiel de formation d'aérosols (comme le nettoyage d'un plancher), l'exposition par inhalation surveillée était très faible ($< 0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Par conséquent, bien que l'exposition par inhalation soit possible lors d'activités de nettoyage comme le lavage à la vadrouille, l'exposition par inhalation devrait être limitée, et ce scénario devrait assurer la protection contre toute exposition potentielle par inhalation lors du nettoyage d'un plancher.

Le tableau 4-2 présente la concentration atmosphérique et l'exposition résultant de l'utilisation de produits contenant du chlorate de sodium dans les scénarios sentinelles. Parmi les scénarios sentinelles, l'exposition des adultes était la plus élevée lors du nettoyage des planchers. Les expositions au cours d'autres scénarios de nettoyage,

comme le nettoyage des murs, des évier, des douches, des toilettes, etc., devraient être inférieures aux scénarios sentinelles présentés.

L'exposition au chlorate de sodium provenant de produits offerts aux consommateurs a été évaluée en fonction des voies d'exposition pertinentes, à savoir par voie orale, par inhalation et par voie cutanée. L'absorption par inhalation et par voie orale a été présumée à 100 %, tandis que les données connues ont été utilisées pour la voie cutanée afin de présenter des estimations plus précises de l'exposition générale. D'après une étude d'absorption cutanée *in vitro* (ECHA, 2007a), l'absorption cutanée (y compris les résidus de la couche cornée) du chlorate de sodium varie de 0,5 % à 1,9 % chez l'humain à partir d'une charge cutanée de 0,15 mg/cm² à 5 mg/cm². Il existe une relation inverse entre la charge cutanée et le pourcentage absorbé. Étant donné que la charge cutanée dans les scénarios décrits ci-dessous (tableau 4-2) est beaucoup plus faible que la plus petite quantité utilisée dans l'étude, il a été jugé approprié d'utiliser les valeurs d'absorption mesurées de 0,5 % à 1,9 % pour soutenir un pourcentage d'absorption par défaut plus élevé. Une valeur de 10 % d'absorption cutanée a été retenue pour le chlorate de sodium.

Tableau 4-2. Estimations de l'exposition au chlorate de sodium découlant de l'utilisation de produits

Scénario de produit ^a (durée)	Groupe d'âge ^b	Voie d'exposition	Exposition générale (mg/kg p.c. ^c)
Nettoyage des comptoirs de cuisine (quotidien)	Adulte	Cutanée et inhalation	0,00314
Lavage de la lessive à la main (par événement – 1/semaine)	Adulte	Cutanée	0,0043
Nettoyage des planchers (par événement – 3/semaine)	Adulte	Cutanée	0,00409
Ramper sur les planchers – exposition après application (quotidienne)	Tout-petit (1 an)	Cutanée et orale	0,0027
Bain moussant (par événement – 2 à 3/semaine)	Adolescent (14 à 18 ans)	Cutanée	0,0004

Abréviation : S.O. = sans objet.

^a Les estimations de l'exposition par voie cutanée ont été ajustées en fonction d'une absorption cutanée de 10 %.

^b Les estimations de l'exposition ont été calculées pour tous les groupes d'âge pertinents et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la surface de la peau (Santé Canada, modifié en 2022). À moins d'indication contraire, le groupe d'âge ayant l'exposition estimée la plus élevée en fonction de la quantité de produit et de la fréquence d'utilisation est présenté.

^c L'exposition dans les scénarios « quotidiens » est estimée en mg/kg p.c./jour; l'exposition dans les scénarios « par événement » est estimée en mg/kg p.c./événement.

4.4.3 Caractérisation des risques

Chlore libre disponible (hypochlorite de sodium, hypochlorite de calcium, chlore)

L'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium ont été évalués à l'aide de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (annexe C; Santé Canada, modifié en 2017). Les renseignements existants, y compris les conclusions d'organisations internationales, indiquent que l'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium ne sont ni cancérigènes, ni mutagènes, ni toxiques sur le plan de la reproduction et du développement. Aucun effet néfaste n'a été observé dans les études à doses répétées jusqu'à 14,4 mg/kg p.c./jour par voie orale. Ainsi, aucune estimation quantitative de l'exposition n'a été faite, et le risque pour la santé humaine est considéré comme faible dans le cas des deux substances.

Les études évaluant la toxicité par voie orale du chlore dans l'eau sont considérées comme équivalentes aux études évaluant la toxicité par voie orale de l'acide hypochloreux et/ou de l'ion hypochlorite (UE, 2007a; Santé Canada, 2009). Par conséquent, aucune estimation de l'exposition par voie orale au chlore n'a été quantifiée, et le risque pour la santé humaine par cette voie est considéré comme faible. La population générale peut être exposée au chlore par inhalation. Les effets potentiels sur la santé de l'exposition au chlore ont été déterminés pour la voie d'exposition par inhalation. Aucune irritation n'a été observée lors d'une étude d'exposition volontaire de 3 jours chez l'humain après une exposition à 1,5 mg/m³ (Schins et coll., 2000). Ce résultat est appuyé par une CSENO de 1,5 mg/m³ rapportée dans une étude par inhalation d'un an chez le singe (Klonne et coll., 1987), d'après l'irritation respiratoire au niveau de dose suivant (3,9 mg/m³).

Les rejets de chlore dans l'air provenant de procédés industriels pourraient entraîner une exposition par inhalation chez les Canadiens. Les données mesurées aux États-Unis donnent à penser que le chlore gazeux peut être présent dans la plage de 2,6 × 10⁻⁵ à 0,43 µg/m³. On ne s'attend pas à trouver du chlore dans d'autres milieux environnementaux, et aucun produit de consommation contenant du chlore susceptible d'entraîner une exposition par inhalation n'a été relevé. La caractérisation des risques du chlore a été réalisée d'après la comparaison entre la plus haute concentration atmosphérique mesurée (0,43 µg/m³) et l'effet critique sur la santé indiqué ci-dessus (et présenté dans le tableau 4-3).

Tableau 4-3. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger du chlore pour la détermination des risques

Scénario (durée)	Exposition (mg/m ³)	Effet critique sur la santé	Niveau d'effet (mg/m ³)	ME
Air ambiant (quotidien)	0,00043	Irritation des voies respiratoires	1,5	3 488

Abréviation : ME = marge d'exposition.

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs.

Les marges d'exposition (ME) ont été jugées adéquates pour tenir compte de toute incertitude des ensembles de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore a été examiné par l'OMS (2016), Santé Canada (2008a) et l'EPA des États-Unis (2006a). Le dioxyde de chlore se décompose dans l'organisme en chlorites et, dans une moindre mesure, en chlorates lors de l'ingestion; par conséquent, le critère d'effet sur la santé de l'exposition par voie orale est basé sur les renseignements relatifs aux chlorites. Des effets neurocomportementaux ont été observés dans une étude sur la reproduction sur deux générations de rats exposés au chlorite de sodium (Gill et coll., 2000). D'après les résultats de cette étude, la DSENO par voie orale a été établie à 2,9 mg/kg p.c./jour. Toutes les organisations internationales énumérées ci-dessus ont utilisé cette DSENO pour calculer des valeurs recommandées pour l'eau potable ou pour la caractérisation des risques; cette DSENO a été sélectionnée pour la caractérisation des risques dans la présente évaluation.

Pour l'exposition continue au dioxyde de chlore présent dans l'air ambiant, une CMENO de 2,8 mg/m³ a été sélectionnée à partir d'une étude subchronique par inhalation, qui a rapporté un œdème péribronchiolaire et une congestion vasculaire dans les poumons de rats exposés au dioxyde de chlore. Cette valeur a été convertie en une concentration d'exposition continue de 0,42 mg/m³. Le critère d'effet pour l'exposition intermittente par inhalation au dioxyde de chlore est de 14 mg/m³, d'après l'absence d'effets respiratoires chez des rats exposés à cette concentration pendant 15 minutes, 2 ou 4 fois par jour pendant 1 mois (Paulet et Desbrousses, 1974).

Il a été jugé approprié de comparer les concentrations dans l'air plutôt que les estimations de l'exposition générale, car les effets attribuables à l'inhalation de dioxyde de chlore sont principalement localisés à la voie d'exposition.

La principale voie d'exposition au dioxyde de chlore pour les Canadiens est l'eau potable étant donné son utilisation comme désinfectant. Cette source d'exposition a été étudiée dans le cadre du programme sur la qualité de l'eau potable de Santé Canada et devrait présenter un faible risque pour la santé humaine (Santé Canada, 2008a).

Les rejets de dioxyde de chlore dans l'air provenant de procédés industriels pourraient entraîner une exposition par inhalation chez les Canadiens. Bien que le dioxyde de chlore soit très volatil et se dégrade sous l'effet de la lumière du soleil, il a été mesuré à proximité des installations industrielles qui le rejettent. Les mesures variaient de 0,2 µg/m³ à 17 µg/m³ au-delà de la clôture des exploitations de blanchiment de la pâte de bois en Ontario, et la majorité des mesures étaient inférieures à 1 µg/m³ (ME ON, 2007a). La plage supérieure des concentrations atmosphériques mesurées a

été choisie pour représenter la concentration de dioxyde de chlore dans l'air à laquelle la population générale peut être exposée.

Les Canadiens peuvent être exposés au dioxyde de chlore par l'intermédiaire de produits offerts aux consommateurs. L'exposition au dioxyde de chlore peut survenir lors de l'utilisation de produits comme des gouttes ophtalmologiques hydratantes ou des produits désodorisants. La valeur de l'exposition à la pulvérisation désodorisante est considérée comme prudente puisque l'application a généralement lieu à l'extérieur et que la substance devrait se dissiper plus rapidement que ce que laissent entrevoir les estimations; de plus, les conditions environnementales telles que la circulation d'air et la lumière du soleil ne sont pas prises en compte dans le modèle. Les estimations de l'exposition, les effets sur la santé et les ME sont présentés dans le tableau 4-4.

Tableau 4-4. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger du dioxyde de chlore, et ME résultantes, pour la détermination des risques

Scénario (durée)	Estimation de l'exposition	Critère d'effet critique sur la santé ^a	Niveau d'effet critique	ME
Air ambiant (quotidien)	0,00035 mg/m ³	Effets respiratoires (CMENO)	0,42 mg/m ³	1 200
Exposition ophtalmique par des gouttes ophtalmologiques hydratantes (quotidien)	5,41 × 10 ⁻⁵ mg/kg p.c./jour	Effets sur le développement neurologique par voie orale (DSENO)	2,9 mg/kg p.c./jour	53 604
Exposition par inhalation d'un aérosol de chasse (par événement)	0,015 mg/m ³ (MPT) ^b	Effets respiratoires (CSENO)	14 mg/m ³	933

Abréviation : ME = marge d'exposition.

^a Les critères d'effet de l'inhalation ont été choisis en fonction de la fréquence d'exposition (exposition chronique = étude d'exposition continue par inhalation [Paulet et Desbrousses, 1972]; exposition par événement = étude d'exposition intermittente par inhalation [Paulet et Desbrousses, 1974]).

^b La concentration MPT a été calculée pour 5 heures en fonction d'une concentration moyenne de 0,9 mg/m³ sur un temps d'exposition de 5 minutes (MPT [mg/m³] = concentration moyenne par événement [mg/m³] * temps d'exposition [heure]/5 heures).

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs.

Les ME sont jugées adéquates pour tenir compte de toute incertitude des ensembles de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

Chlorate de sodium

Le chlorate de sodium a été examiné par l'OMS (2016), le JECFA (2008), l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b) et Santé Canada (2008a, 2008b). L'OMS (2016), le JECFA (2008) et l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b) ont choisi une étude de cancérogénicité de deux ans sur des rats mâles pour calculer le point de départ associé à l'exposition chronique (NTP, 2005). En particulier, l'hypertrophie des cellules folliculaires de la glande thyroïde a été sélectionnée comme le critère d'effet le plus sensible. Toutes les doses administrées ont provoqué un effet; par conséquent, la modélisation de la dose de référence a été utilisée pour calculer un niveau d'effet. Une BMDL de 0,9 mg/kg p.c./jour calculée par l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b) a été choisie pour la caractérisation des risques chroniques posés par le chlorate de sodium. Dans le cas des expositions intermittentes au chlorate de sodium (c.-à-d. moins d'un événement par semaine), une étude subchronique a été jugée plus appropriée pour la caractérisation du risque qu'une étude chronique, car l'on s'attend à ce que le chlorate de sodium puisse être éliminé de l'organisme entre les événements d'exposition. Santé Canada (2008a) et l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2006b) ont choisi une DSENO de 30 mg/kg p.c./jour tirée d'une étude à doses répétées de 90 jours dans l'eau potable chez le rat, en se fondant sur l'appauvrissement en colloïdes de la glande thyroïde à la dose supérieure suivante de 100 mg/kg p.c./jour (McCauley et coll., 1995). Cette étude a été sélectionnée pour la caractérisation des risques associés à l'exposition subchronique au chlorate de sodium.

Les Canadiens pourraient être exposés au chlorate de sodium par l'intermédiaire de produits offerts aux consommateurs et de l'eau potable. Les concentrations mesurées dans l'eau potable étaient inférieures à la CMA de Santé Canada (2008a) ainsi qu'aux recommandations de l'OMS pour l'eau potable. Le chlorate de sodium présent dans l'eau potable est donc considéré comme présentant un faible risque pour les Canadiens. L'exposition au chlorate de sodium peut provenir d'eau de Javel utilisée comme désinfectant et de cosmétiques. Les désinfectants à base d'eau de Javel concentrée peuvent être utilisés de diverses manières, et les scénarios sentinelles présentés ci-dessous devraient assurer une protection contre l'exposition provenant d'autres scénarios de nettoyage. L'exposition au chlorate de sodium peut également découler de l'utilisation de cosmétiques tels que les produits de bain moussant. Les estimations d'exposition, les effets sur la santé et les ME sont présentés dans le tableau 4-5.

Tableau 4-5. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger du chlorate de sodium, et ME résultantes, pour la détermination des risques

Scénario d'exposition (durée) ^a	Exposition (mg/kg p.c./jour)	Critère d'effet critique sur la santé ^b	Niveau d'effet critique (mg/kg p.c./jour)	ME
Exposition par voie cutanée et par inhalation lors du nettoyage d'un comptoir de la cuisine (quotidien)	0,0031	Effets sur la thyroïde (BMDL)	0,9	290

Scénario d'exposition (durée) ^a	Exposition (mg/kg p.c./jour)	Critère d'effet critique sur la santé ^b	Niveau d'effet critique (mg/kg p.c./jour)	ME
Exposition cutanée découlant du lavage de la lessive à la main (par événement)	0,0043	Effets sur la thyroïde (DSENO)	30	6 977
Exposition par voie cutanée découlant du nettoyage d'un plancher (quotidien)	0,0018	Effets sur la thyroïde (BMDL)	0,9	500
Exposition par voie cutanée et orale après application lors du nettoyage d'un plancher (quotidien)	0,0027	Effets sur la thyroïde (BMDL)	0,9	333
Exposition par voie cutanée découlant d'un bain moussant (quotidien)	0,0002	Effets sur la thyroïde (BMDL)	0,9	4 500

Abréviation : ME = marge d'exposition.

^a Une valeur d'absorption cutanée de 10 % a été appliquée aux scénarios entraînant une exposition par voie cutanée au chlorate de sodium.

^b Les critères d'effet ont été choisis en fonction de la fréquence d'exposition (fréquence supérieure à 1/semaine = étude de cancérogénicité de 2 ans; fréquence inférieure ou égale à 1/semaine = étude subchronique de 90 jours)

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs.

Ces ME sont jugées adéquates pour tenir compte de toute incertitude des ensembles de données sur l'exposition et les effets sur la santé.

5. Sous-groupe des sulfites

5.1 Sources et utilisations

Disulfite de sodium et hydrogénosulfite de sodium

Le disulfite de sodium et l'hydrogénosulfite de sodium n'existent pas à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2011, la fabrication et/ou l'importation de 1 000 à 10 000 tonnes de disulfite de sodium et de 1 000 à 10 000 tonnes d'hydrogénosulfite de sodium ont été rapportées au Canada (Environnement Canada, 2013a). Les principaux secteurs qui ont importé et fabriqué ces deux substances sont les suivants : fabrication de produits chimiques de base, grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles), et fabrication d'autres produits chimiques. Ces substances étaient principalement

utilisées pour la régulation des réactions d'oxydoréduction, le traitement photographique, les travaux de laboratoire et des usages multifonctionnels (p. ex. régulation des procédés, nettoyage et dégraissage, amélioration des peintures et des revêtements)¹².

5.2 Devenir et comportement dans l'environnement

Les données sur le devenir et le comportement de l'hydrogénosulfite de sodium sont limitées. Ainsi, les renseignements relatifs à l'hydrogénosulfite de sodium ont été obtenus par une approche de lecture croisée des évaluations de l'OCDE (2001a, 2008c) et du National Institute of Chemical Safety (NICS, 2014) réalisées sur les substances analogues disulfite de sodium et sulfite de sodium.

Compte tenu de leur pression de vapeur négligeable, le disulfite de sodium et l'hydrogénosulfite de sodium ne devraient pas se volatiliser dans l'atmosphère (OCDE, 2001a, 2008c; NICS, 2014).

Le disulfite de sodium réagit avec l'eau pour produire de l'hydrogénosulfite de sodium et du dioxyde de soufre, qui se dissocient tous deux pour former des ions hydrogénosulfites (HSO_3^-) et sulfites (SO_3^{2-}) par la suite. Étant donné que le disulfite de sodium et l'hydrogénosulfite de sodium devraient se dissocier complètement dans l'eau, ils ne devraient pas persister dans l'eau, les sols et les sédiments (OCDE, 2001a, 2008c; NICS, 2014). Selon l'OCDE (2001a; 2008c) et le NICS (2014), le disulfite de sodium ne se bioaccumule pas, ce qui donne à penser qu'il en sera de même pour l'hydrogénosulfite de sodium.

L'ion sulfite prédomine dans les solutions légèrement basiques, tandis que l'ion hydrogénosulfite est la forme prédominante dans les solutions légèrement acides et le dioxyde de soufre est la forme principale dans les solutions très acides (Halevy et coll., 2007; Jarvis 2014). Dans l'eau désionisée et l'eau de pluie, les sulfites sont oxydés en sulfates, et la demi-vie des sulfites est d'environ 77 heures et 10 heures, respectivement (Tsunogai 1971; OCDE, 2008c). Les ions sulfites présents dans les eaux de surface sont oxydés par catalyse en ions sulfates en présence d'oxygène ou de microbes (OCDE, 2008c). En présence de certains cations métalliques (p. ex. fer, calcium, magnésium, manganèse, cuivre), la vitesse d'oxydation est considérablement accélérée (Tsunogai, 1971; OCDE, 2008c). L'adsorption des ions sulfites et bisulfites sur des particules de sol ou de sédiments n'a pas été observée (NICS, 2014).

¹² Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

5.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Un rapport a fait état d'une concentration estimée sans effet (CESE) du disulfite de sodium de 1 mg/L (NICS, 2014); cette CESE est basée sur la concentration à long terme sans effet observé (10 mg/L) pour *Daphnia magna* ainsi que sur un facteur d'évaluation de 10. La CESE de l'ion sulfite, dérivée de la même étude, a été établie à 0,84 mg/L (NICS, 2014). Selon Tsunogai (1971) et l'OCDE (2008c), l'ion sulfite a une courte durée de vie dans l'environnement, notamment en présence de métaux. Les résultats de diverses études écotoxicologiques ont également montré que l'ion sulfite induit la mortalité chez les poissons et les invertébrés aquatiques en réduisant le pH et la disponibilité de l'oxygène dans les milieux aqueux (Ryon et coll., 2002; Basu et Dorner, 2010; NICS, 2014).

Comme il est décrit à la section 5.1 du présent rapport, le disulfite de sodium et l'hydrogénosulfite de sodium sont principalement utilisés comme substances de laboratoire et agents pour les réactions d'oxydoréduction par des entreprises de fabrication et de distribution de produits chimiques. Ces utilisations entraîneraient la transformation de la substance en une forme moins réactive. Il est peu probable que ces substances soient rejetées en quantités importantes directement dans l'environnement. Un excès de sulfites dans les effluents d'eaux usées pourrait entraîner une baisse de la disponibilité de l'oxygène. Toutefois, divers règlements sur les effluents fixent des limites pour assurer une réponse appropriée à la demande en oxygène (Canada, 2012).

Compte tenu de l'instabilité dans l'environnement et de l'écotoxicité relativement faible du disulfite de sodium et de l'hydrogénosulfite de sodium, ces substances devraient avoir un faible potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. L'OCDE (2008c) et le NICS (2014) ont également estimé que le sulfite de sodium (un analogue) et le disulfite de sodium étaient peu préoccupants pour l'environnement.

5.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Les deux substances du sous-groupe des sulfites ont été examinées à l'aide de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (annexe A; Santé Canada, modifié en 2017). Les détails concernant les données et les considérations relatives aux substances du sous-groupe des sulfites sont présentés dans le *Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine* (Santé Canada, modifié en 2017). L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs. Compte tenu de ces résultats, le disulfite de sodium et l'hydrogénosulfite de sodium ont été jugés peu préoccupants pour la santé humaine.

6. Sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes

6.1 Sources et utilisations

Oxyde de potassium; acide silicique, sel de sodium; acide silicique, sel de potassium

L'acide silicique, sel de potassium, et l'acide silicique, sel de sodium, sont des composés naturels, mais l'oxyde de dipotassium n'est pas réputé exister à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2011, entre 100 et 1 000 tonnes d'oxyde de dipotassium, entre 100 000 et 1 000 000 tonnes d'acide silicique, sel de sodium, et entre 10 000 et 100 000 tonnes d'acide silicique, sel de potassium, ont été fabriquées et importées au Canada (Environnement Canada, 2013a). Les principaux secteurs d'importation et de fabrication de ces trois substances étaient les suivants : fabrication de produits chimiques de base; fabrication d'autres produits chimiques; grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles); fabrication de savons, de produits de nettoyage et de produits de toilette; fabrication de produits du pétrole et du charbon; fabrication de peintures, de revêtements et d'adhésifs; autres secteurs non divulgués. L'oxyde de dipotassium, l'acide silicique, sel de sodium, et l'acide silicique, sel de potassium, étaient principalement utilisés dans des procédés industriels, comme inhibiteurs de corrosion, agents anti-incrustants et absorbants¹³ (Environnement Canada, 2013a).

Chlorure d'hydrogène et acide sulfurique

Le chlorure d'hydrogène et l'acide sulfurique sont des composés naturels. Ils peuvent être présents dans les gaz volcaniques à diverses concentrations selon l'emplacement et la composition du volcan (HSDB, 1983a-, 1983b-, 1983f-). Le chlorure d'hydrogène est également un composant majeur des sucs gastriques des organismes (HSDB, 1983a-), tandis que l'acide sulfurique est également produit par oxydation par certains microbes bactériens (HSDB, 1983f-). Selon les données de l'ASFC (2016), les importations annuelles moyennes de chlorure d'hydrogène et d'acide sulfurique au Canada entre les années 2010 et 2013 étaient comprises entre 10 000 tonnes et 100 000 tonnes (pour chaque substance). Trois secteurs ont représenté 95 % des importations totales déclarées de chlorure d'hydrogène au Canada : fabrication de savons, de produits de nettoyage et de produits de toilette; fabrication de produits chimiques de base; grossistes de produits chimiques (ASFC, 2016). Selon les renseignements tirés de la base de données sur le CIMC (CIMC, 1997-), 30 228 tonnes de chlorure d'hydrogène et 87 980 tonnes d'acide sulfurique ont été importées au Canada en 2020. Dans le cas

¹³ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

de l'acide sulfurique, environ 92 % de la quantité totale déclarée dans la base de données de l'ASFC (2016) a été importée par trois secteurs : grossistes-distributeurs de produits pétroliers; extraction de pétrole et de gaz; grossistes de produits chimiques. Ces deux acides forts sont largement utilisés dans diverses applications, notamment la production et le raffinage du pétrole, le détartrage, le traitement des minerais, le nettoyage industriel, l'ajustement du pH et la fabrication d'engrais, de produits chimiques, d'explosifs et de batteries (HSDB, 1983a-, 1983f-). L'acide sulfurique peut également être utilisé dans le secteur de l'électricité pour le traitement de l'eau d'appoint dans les centrales électriques où la production de vapeur est nécessaire pour générer de l'électricité (communication personnelle, courriel de la Section de la gestion du risque d'Environnement et Changement climatique Canada à la Division de l'évaluation écologique d'Environnement et Changement climatique Canada, 7 avril 2020).

Hydroxyde de potassium et hydroxyde de sodium

L'hydroxyde de potassium et l'hydroxyde de sodium n'existent pas à l'état naturel. En moyenne, entre 10 000 tonnes et 100 000 tonnes d'hydroxyde de potassium solide et aqueux ont été importées annuellement au Canada entre 2010 et 2013, tandis qu'entre 100 000 tonnes et 1 000 000 tonnes d'hydroxyde de sodium solide et aqueux l'ont été au cours de la même période (ASFC, 2016). En 2020, 15 469 tonnes et 420 598 tonnes d'hydroxyde de potassium et d'hydroxyde de sodium, respectivement, ont été importées au Canada (CIMC, 1997-). Les grossistes de produits chimiques et les fabricants de pesticides, d'engrais et de produits chimiques de base représentaient collectivement 92 % du total des importations d'hydroxyde de potassium au Canada de 2010 à 2013 (ASFC, 2016). Au cours de cette période de trois ans, 90 % des quantités totales d'hydroxyde de sodium déclarées dans la base de données de l'ASFC ont été importées collectivement par les secteurs suivants : fabricants de produits chimiques de base; grossistes de produits chimiques; usines de pâtes, papiers et cartons (ASFC, 2016). En tant que bases fortes, l'hydroxyde de potassium et l'hydroxyde de sodium sont utilisés à de nombreuses fins, comme le nettoyage, le blanchiment, l'ajustement du pH et la fabrication de produits chimiques, d'engrais et de pesticides (HSDB, 1983m-, 1983n-).

6.2 Devenir et comportement dans l'environnement

Le devenir et le comportement de l'oxyde de dipotassium, de l'acide silicique, sel de sodium, de l'acide silicique, sel de potassium, du chlorure d'hydrogène, de l'acide sulfurique, de l'hydroxyde de potassium et de l'hydroxyde de sodium sont abordés dans des rapports publiés par l'OCDE (2001b, 2001c, 2002a, 2002b, 2004b), l'initiative Human and Environmental Risk Assessment (HERA, 2005), l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2007) et d'autres organismes (ATSDR, 1998; Bibliothèque du Parlement, 1998; ME ON, 2007c). Des renseignements sur le devenir de l'oxyde de dipotassium ont également été tirés de la base de données des substances homologuées de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA, 2007-).

L'acide chlorhydrique, la forme aqueuse du chlorure d'hydrogène gazeux, est très volatil, sa pression de vapeur s'élevant à environ 32 000 mmHg à 35 000 mmHg (entre 20 °C et 25 °C) [OCDE, 2002a; ECHA, 2007-]. Dans l'atmosphère, le chlorure d'hydrogène réagit avec les radicaux hydroxyles pour former des radicaux libres de chlore, la demi-vie estimée pour cette réaction étant de 11 jours (OCDE, 2002a). Toutefois, cette réaction de radicaux libres ne se produit pas en présence d'humidité en raison de la forte solubilité de la substance dans l'eau. L'acide sulfurique a une pression de vapeur inférieure à 10^{-3} mmHg entre 20 °C et 25 °C (OCDE, 2001c.; tableau B-1, annexe B) et les particules d'acide sulfurique ont une demi-vie troposphérique moyenne de 3,5 à 10 jours (ME ON, 2007c). Le chlorure d'hydrogène et l'acide sulfurique peuvent être éliminés de l'air par des dépôts secs et humides (Reuss et Johnson, 1986; OCDE, 2001c, 2002a), et l'acide sulfurique est un composant majeur des précipitations acides (ATSDR, 1998; Bibliothèque du Parlement, 1998; OCDE, 2001c; ME ON, 2007c). Néanmoins, le chlorure d'hydrogène et l'acide sulfurique peuvent persister dans l'air pendant des jours. Étant donné que l'hydroxyde de potassium, l'hydroxyde de sodium, l'oxyde de dipotassium, l'acide silicique, sel de potassium, et l'acide silicique, sel de sodium, ont tous une pression de vapeur négligeable, ils ne devraient pas se répartir dans l'air et ne sont donc pas préoccupants dans le milieu atmosphérique (OCDE, 2001b, 2002b, 2004b; HERA, 2005; ECHA, 2007-).

Les substances du sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes se dissocient facilement dans l'eau pour former des ions hydrogène, hydroxydes, sulfates, chlorures, potassium ou sodium (OCDE, 2001b, 2001c, 2002a, 2002b; ECHA, 2007-). Les formes anhydres de l'acide silicique, sel de sodium, et de l'acide silicique, sel de potassium, se dissolvent lentement dans des conditions ambiantes, tandis que les solutions, y compris celles séchées par pulvérisation, sont miscibles à l'eau et libèrent des cations sodium ou potassium, des anions hydroxydes et des acides siliciques (OCDE, 2004b; HERA, 2005; U.S. EPA, 2007). Ces produits de dissociation sont omniprésents dans l'environnement, et certains (p. ex. les ions sodium, potassium, sulfates et chlorures) sont même considérés comme étant les principaux ions dans l'eau douce en raison de leur abondance (Gorham, 1961). Étant donné que les substances de ce sous-groupe se transforment facilement dans l'eau, elles ne devraient ni persister dans les milieux aquatiques et terrestres ni se bioaccumuler dans les organismes.

6.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Les données déclarées à l'INRP entre 2012 et 2020 montrent que les rejets dans les eaux de surface de chlorure d'hydrogène provenaient des usines de papier (sauf de papier journal) et d'autres installations de production d'électricité, alors que les rejets d'acide sulfurique provenaient des installations de fabrication de produits carnés, de production d'électricité et de fabrication de produits chimiques. Bien que les rejets d'acide sulfurique dans l'air (2 749 tonnes à 7 128 tonnes) puissent susciter des inquiétudes quant aux précipitations acides, ces quantités sont négligeables par rapport aux rejets dans l'air des précurseurs de l'acide sulfurique (c.-à-d. le dioxyde de soufre, qui figure à l'annexe 1 de la LCPE) [ECCC, SC, 2023; INRP, 2012-2020].

Selon l'OCDE (2001b, 2001c, 2002a, 2002b, 2004b), l'initiative HERA (HERA, 2005), l'EPA des États-Unis (U.S. EPA, 2007) et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (ME ON, 2007c), le principal danger sur le plan écotoxicologique des sept substances du sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes est attribuable au changement de pH du milieu plutôt qu'aux effets directs de ces substances. Le pH des effluents des systèmes de traitement des eaux usées municipales canadiennes a été étudié dans le cadre de l'enquête nationale sur les stations d'épuration des eaux usées de 2000 (CWWA, 2001). Toutes les installations ont déclaré des niveaux de pH conformes aux Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (RQEC) pour l'eau douce (pH = 6,5 à 9) [CCME, 1987a]. De plus, le pH annuel moyen dans certains systèmes de traitement des eaux usées au Canada (de 2010 à 2019) est de 7,35, le pH le plus faible mesuré étant de 6,32, et le pH le plus élevé mesuré, de 8,73 (communication personnelle, courriel de l'Unité des sciences des eaux usées d'Environnement et Changement climatique Canada à la Division de l'évaluation écologique d'Environnement et Changement climatique Canada, 7 janvier 2020).

La plupart des utilisations déclarées de ces substances devraient entraîner le rejet de ces substances dans les systèmes de traitement des eaux usées. Compte tenu des niveaux de pH habituels des effluents d'eaux usées finaux, le potentiel d'effets nocifs sur l'environnement des sept substances du sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes devrait être faible au Canada.

6.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Les sept substances du sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes ont été examinées à l'aide de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (annexe A, tableau A-2; Santé Canada, modifié en 2017). Les détails concernant les données et les considérations relatives au sous-groupe de l'hydrogène et des hydroxydes sont présentés dans le *Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine* (Santé Canada, modifié en 2017). L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs. Compte tenu de ces résultats, ces sept substances ont été jugées peu préoccupantes pour la santé humaine.

7. Sous-groupe des phosphates

7.1 Sources et utilisations

Acide orthophosphorique et pentaoxyde de diphosphore

L'acide orthophosphorique et le pentaoxyde de diphosphore ne sont pas présents à l'état naturel. D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2011, entre 100 000 et 1 000 000 tonnes d'acide orthophosphorique ont été fabriquées et

importées au Canada, tandis que de 100 à 1 000 tonnes de pentaoxyde de diphosphore ont été importées la même année (Environnement Canada, 2013a). Les principaux secteurs déclarant les deux substances sont les suivants : fabricants de pesticides, d'engrais et d'autres produits chimiques agricoles; fabricants de produits chimiques de base; grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles); fabricants de peintures, de revêtements et d'adhésifs. L'acide orthophosphorique et le pentaoxyde de diphosphore sont utilisés principalement pour améliorer des produits agricoles, des produits intermédiaires et des peintures et revêtements ainsi qu'à d'autres fins (régulateurs de procédés, agents de nettoyage et de dégraissage, inhibiteurs de corrosion et agents anti-incrustants, agents d'activation de surface, adhésifs et scellants)¹⁴.

7.2 Devenir et comportement dans l'environnement

Les données concernant le devenir et le comportement de l'acide orthophosphorique ainsi que du pentaoxyde de diphosphore sont limitées.

Dans l'atmosphère, l'acide orthophosphorique peut se retrouver dans les particules d'aérosol et les gouttelettes d'eau malgré sa faible pression de vapeur (0,03 mmHg à 20 °C; tableau B-1, annexe B). La demi-vie troposphérique moyenne estimée des particules étant de 3,5 à 10 jours (ME ON, 2007b), l'acide orthophosphorique peut donc être considéré comme persistant dans l'air. Toutefois, selon Krassován et coll. (2015), le milieu atmosphérique ne joue pas un rôle important dans le cycle biogéochimique du phosphore puisque les émissions des composés gazeux associés sont faibles.

Dans l'eau, le pentaoxyde de diphosphore s'hydrolyse rapidement pour former de l'acide orthophosphorique (ECHA, 2007-). L'acide orthophosphorique est un acide tribasique, dans lequel le premier ion hydrogène est fortement ionisant, le deuxième est modérément faible et le troisième est très faible ($pK_{a1} = 2,15$, $pK_{a2} = 7,09$, $pK_{a3} = 12,32$) [OCDE, 2009].

Le phosphore existe dans les milieux aquatiques sous trois formes : le phosphore inorganique, le phosphore organique particulaire et le phosphore organique dissous (CCME, 2004). Les phosphates ont une grande capacité d'adsorption sur les sols et les sédiments, en particulier ceux qui ont une forte teneur en oxydes de fer et en carbonate de calcium; ils sont donc peu mobiles en milieux terrestres et aquatiques (CCME, 2004; ME ON, 2007b; Rivett et coll., 2008). Selon Ator et coll. (2011), les concentrations de phosphore total (PT) sont plus élevées dans les eaux de surface qui s'écoulent de zones à précipitations fréquentes et à sols mal drainés. Ces conditions favorisent l'érosion des sols et réduisent le potentiel d'infiltration, augmentant ainsi les

¹⁴ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

concentrations de phosphates dans les eaux de surface par l'intermédiaire du ruissellement (Ator et coll., 2011). Dans les eaux à faible turbidité, comme les lacs et les zones humides, le dépôt de sédiments est un processus important qui élimine les phosphates de la colonne d'eau (Blevins, 2004). Toutefois, Blevins (2004) note que les changements de température, de pH, de turbidité, de teneur en oxygène et de saturation des sédiments peuvent tous remobiliser les phosphates.

7.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Entre 2012 et 2020, les rejets annuels de PT déclarés à l'INRP se sont retrouvés principalement dans les eaux de surface, avec une plage de 5 214 à 5 813 tonnes (INRP, 2022). Les quantités de rejets dans le sol et l'air étaient secondaires comparativement à celles dans les eaux de surface. Les usines de pâte chimique, les usines de papier et de papier journal et les systèmes de traitement des eaux usées étaient les principaux secteurs rejetant directement du PT dans les eaux de surface (ECCC, SC, 2023; INRP, 2022). Les rejets de PT provenant de sources telles que les activités agricoles et les fosses septiques ne sont pas déclarés à l'INRP.

Selon le ME ON (2007b) et l'OCDE (2009), l'écotoxicité de l'acide orthophosphorique et du pentaoxyde de diphosphore est liée aux effets du pH. Toutefois, il a été démontré que le pH des systèmes de traitement des eaux usées municipaux se situe dans les limites des RQEC pour l'eau douce (pH = 6,5 à 9) [CCME, 1987a; voir la section 6.3 pour de plus amples renseignements]. En outre, ces deux substances se dissocient dans l'eau pour libérer des ions phosphates, qui sont des macronutriments essentiels pour les processus métaboliques des organismes vivants (Brinch-Pedersen et coll., 2002; CCME, 2004). L'ion phosphate présente un faible danger direct pour les organismes aquatiques (CCME, 2004). Les effets indirects du phosphore (p. ex. eutrophisation) n'entrent pas dans le cadre de la présente évaluation et ont été examinés ailleurs (Environnement Canada, 2007, 2013b; ECCC, 2017a, 2017b; Gouvernement du Canada, modifié en 2017; Gouvernement du Canada, modifié en 2021).

Compte tenu du faible potentiel d'induction d'effets liés au pH, l'acide orthophosphorique et le pentaoxyde de diphosphore devraient présenter un faible potentiel d'effets nocifs sur l'environnement au Canada. L'OCDE (2009) a également conclu que d'autres travaux écologiques sur l'acide orthophosphorique ne sont pas prioritaires, notamment parce que cette substance présente un faible danger.

7.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Les deux substances du sous-groupe des phosphates ont été examinées à l'aide de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (annexe A, tableau A-2; Santé Canada, modifié en 2017). Les détails concernant les données et les considérations relatives au sous-groupe des phosphates sont présentés dans le *Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine* (Santé Canada, modifié en 2017).

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs. Compte tenu de ces résultats, ces deux substances ont été jugées peu préoccupantes pour la santé humaine.

8. Sous-groupe des nitrates et des nitrites

8.1 Sources et utilisations

Acide nitrique, nitrate de calcium, nitrate de potassium et nitrate de sodium

L'acide nitrique, le nitrate de calcium, le nitrate de potassium et le nitrate de sodium sont des composés naturels. On trouve le nitrate de sodium et le nitrate de calcium dans des grottes ou des gisements de minerai de certaines régions du monde (Broughton, 1971; Duncan, 1997; Urbansky et coll., 2000). Les oxydes d'azote provenant de la foudre et de sources biogènes peuvent former de l'acide nitrique dans les vapeurs atmosphériques (Lazrus et Gandrud, 1974; Schumann et Huntrieser, 2007; Stewart et coll., 2008). D'après les renseignements présentés en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, pour l'année de déclaration 2011, entre 100 000 tonnes et 1 000 000 tonnes d'acide nitrique, de nitrate de calcium et de nitrate de sodium ont été fabriquées et importées au Canada, la plus grande partie étant attribuée à l'acide nitrique¹⁵ (Environnement Canada, 2013a). Selon les quantités déclarées à l'ASFC, les importations annuelles moyennes de nitrate de potassium étaient de 1 000 tonnes à 10 000 tonnes entre 2010 et 2013 (ASFC, 2015). Les plus grandes quantités utilisées ont été déclarées principalement par les secteurs suivants : fabricants de pesticides, d'engrais et d'autres produits chimiques agricoles; fabricants d'autres produits chimiques; extracteurs de pétrole et de gaz; constructeurs de bâtiments non résidentiels; grossistes-marchands de produits chimiques et de produits analogues (sauf agricoles); fabricants de produits chimiques de base; fabricants de peintures, de revêtements et d'adhésifs (ASFC, 2015; Environnement Canada, 2013). Selon les données tirées de la base de données sur le CIMC, 13 712 tonnes de nitrate de potassium et environ 21 359 tonnes de nitrates métalliques (code SH 283429) ont été importées au Canada en 2020 (CIMC, 1997-). Selon les déclarations, l'acide nitrique, le nitrate de calcium et le nitrate de sodium sont utilisés principalement à des fins agricoles (autres que les pesticides), de régulation des procédés et des réactions d'oxydoréduction ainsi qu'à des fins intermédiaires

¹⁵ Les valeurs représentent les quantités déclarées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a) et se trouvent dans le document d'appui (ECCC, SC, 2021). Veuillez consulter les paramètres de l'enquête pour en connaître les inclusions et exclusions particulières (annexes 2 et 3).

(Environnement Canada, 2013a), tandis que le nitrate de potassium est utilisé pour la fabrication d'engrais et d'explosifs (HSDB, 1983k-; RNCAN, modifié en 2019).

L'acide nitrique, le nitrate de calcium, le nitrate de potassium et le nitrate de sodium sont des additifs alimentaires autorisés et peuvent être utilisés comme composants dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire ou comme composants d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 mai 2018; sans référence). Le nitrate de sodium, le nitrate de potassium et l'acide nitrique pourraient se trouver comme ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans des médicaments, y compris les PSN (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 3 mai 2018; sans référence; courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 22 janvier 2019; sans référence). D'après des déclarations faites à Santé Canada, le nitrate de sodium et le nitrate de potassium peuvent également se retrouver dans les cosmétiques (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 17 avril 2018; sans référence). Parmi les autres produits offerts aux consommateurs contenant du nitrate de sodium figurent les produits de nettoyage, les engrais pour pelouse et les adhésifs et scellants. L'acide nitrique, le nitrate de calcium, le nitrate de potassium et le nitrate de sodium peuvent également être utilisés dans les pesticides (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 5 avril 2018; sans référence).

Nitrite de sodium

On ne sait pas si le nitrite de sodium existe à l'état naturel. Toutefois, l'ion nitrite est omniprésent dans l'environnement. Entre 2010 et 2013, des importations annuelles moyennes de 1 000 tonnes à 10 000 tonnes de nitrite de sodium ont été déclarées à l'ASFC (2015). Selon les données obtenues de la base de données sur le CIMC (1997-), environ 5 650 tonnes de « Code HS 283410 – Nitrites métalliques », ce qui comprend le nitrite de sodium, ont été importées au Canada en 2017. Entre 2010 et 2013, les grossistes de produits chimiques, de machinerie, d'équipement et de fournitures ont représenté environ 94 % du total de nitrite de sodium importé (ASFC, 2015). Le nitrite de sodium est principalement utilisé pour la conservation des aliments, la fabrication de produits chimiques et l'inhibition de la corrosion (HSDB, 1983j-; ACIA, modifié en 2018).

Le nitrite de sodium est un additif alimentaire autorisé et peut être utilisé comme composant dans la fabrication de matériaux d'emballage alimentaire ou comme composant d'additifs accessoires dans les établissements de transformation des

aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 9 mai 2018; sans référence). Le nitrite de sodium peut être utilisé dans les pesticides et comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans les médicaments, y compris les PSN (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 5 avril 2018; sans référence; courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 3 mai 2018; sans référence; courriel de la Direction des produits de santé naturels et sans ordonnance de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 22 janvier 2019; sans référence). Le nitrite de sodium peut également se trouver dans d'autres produits offerts aux consommateurs, comme les produits de nettoyage, les peintures et/ou les apprêts ainsi que les produits d'entretien automobile (produit d'étanchéité, produits de refroidissement du moteur et de nettoyage des pneus).

8.2 Devenir et comportement dans l'environnement

De nombreux rapports (U.S. EPA, 1991; OCDE, 2005, 2007, 2008b; OMS, 2011; CCME, 2012; Santé Canada, 2013; ATSDR, 2017) ont examiné le devenir et le comportement des cinq substances du sous-groupe des nitrates et nitrites, y compris leurs principaux produits de dissociation dans l'eau, c'est-à-dire les ions nitrates et nitrites.

Dans l'atmosphère, les oxydes d'azote peuvent réagir avec la vapeur d'eau ou des radicaux hydroxyles pour former de l'acide nitrique (pression de vapeur de 47 mmHg et solubilité dans l'eau supérieure à 500 g/L à 20 °C; tableau B-1, annexe B), qui peut être éliminé par des dépôts secs et humides (CCME, 2012; OMS, 2011). Le nitrite de sodium, le nitrate de sodium, le nitrate de potassium et le nitrate de calcium ont tous une pression de vapeur négligeable (OCDE, 2005, 2007; tableau B-1, annexe B); ils ne devraient donc pas se disperser dans l'atmosphère.

Dans l'eau, le nitrite de sodium se dissocie rapidement pour libérer des ions sodium et nitrites (OCDE, 2005), tandis que l'acide nitrique, le nitrate de sodium, le nitrate de potassium et le nitrate de calcium se dissolvent et libèrent des ions nitrates et des cations métalliques (OCDE, 2007; ATSDR, 2017). Le nitrite de sodium, l'acide nitrique, le nitrate de potassium, le nitrate de sodium et le nitrate de calcium ne devraient pas se bioaccumuler étant donné qu'ils se dissocient facilement en ions dans les solutions aqueuses (OCDE, 2005, 2007, 2008b).

Les nitrites sont la forme réduite et moins stable des nitrates; ces derniers sont donc généralement plus répandus dans l'environnement (Chambers et coll., 2001; OMS, 2011; CCME, 2012; ATSDR, 2017). Dans l'environnement, les nitrites peuvent être transformés en nitrates par nitrification microbienne. Par la suite, les microbes peuvent transformer les nitrates en azote gazeux par dénitrification en milieux anaérobies, comme les sols gorgés d'eau. Dans la plupart des milieux intérieurs et

côtiers, la dénitrification entraîne des pertes nettes de nitrates par rapport aux gains obtenus par la fixation de l'azote (CCME, 2012). En milieux terrestres, l'adsorption des nitrates sur les sols et les sédiments est peu probable, à moins que les matériaux n'aient une capacité d'échange d'anions considérable; ces types de sols et de sédiments sont rares dans les régions non tropicales. À la lumière de ces constats, la lixiviation des eaux souterraines et de ruissellement est considérée comme un processus de transport important des ions nitrates dans les écosystèmes du Canada (CCME, 2012). Le CCME (2012) note également que les processus de devenir des nitrates et des nitrites sont largement régis par le pH, la température et la disponibilité de l'oxygène. L'accumulation d'ions nitrates et nitrites a été observée chez certains poissons et certaines plantes (Margiocco et coll., 1983; OCDE, 2008b; CCME, 2012; ATSDR, 2017).

8.3 Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

8.3.1 Évaluation des effets sur l'environnement

Alors que les effets écotoxiques de l'acide nitrique sont principalement liés au pH, les effets des quatre autres substances (nitrite de sodium, nitrate de sodium, nitrate de calcium et nitrate de potassium) du sous-groupe sont principalement attribués à leurs produits de dissociation : l'ion nitrite (NO_2^-) ou l'ion nitrate (NO_3^-) (OCDE, 2005, 2008b; ATSDR, 2017). Pour l'ion nitrate, le CCME (2012) a établi une valeur recommandée à long terme pour l'eau douce de 13 mg NO_3^-/L (3 mg $\text{NO}_3^- - \text{N}/\text{L}$) en se fondant sur la distribution de la sensibilité des espèces pour les paramètres à effet faible et à effet nul des poissons, des amphibiens et des invertébrés. Pour l'ion nitrite, le CCME a établi une valeur recommandée à long terme pour l'eau douce de 0,197 mg NO_2^-/L à partir de données sur l'exposition chronique des poissons (CCME, 1987). L'ion nitrite est considérablement plus dangereux que l'ion nitrate, bien qu'il soit moins stable (et donc moins répandu) dans l'environnement que ce dernier (OMS, 2011; CCME, 2012; Santé Canada, 2013; ATSDR, 2017). Selon le CCME (2012), les plantes aquatiques en milieux aérobies dépendent de l'ion nitrate, qui est leur principale source d'azote. La toxicité directe des ions nitrates et des ions nitrites pour les organismes aquatiques a été examinée dans le cadre de la présente évaluation. Les effets indirects de l'azote (p. ex. eutrophisation) n'entrent pas dans le cadre de la présente évaluation et ont été examinés ailleurs (Environnement Canada, 2013b; ECCC, 2017a, 2017b; Gouvernement du Canada, modifié en 2021).

8.3.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les concentrations environnementales estimées (CEE) pour l'acide nitrique, le nitrate de calcium, le nitrate de potassium et le nitrate de sodium ont été calculées à l'aide des concentrations moyennes annuelles d'ions nitrates déclarées à l'INRP (de 2016 à 2020), en ajoutant un facteur de dilution de 10 pour tenir compte de la dilution des effluents dans le milieu récepteur. Pendant cette période, les principaux secteurs ayant déclaré des rejets directs d'ions nitrates, d'après les concentrations moyennes annuelles dans les effluents, étaient les suivants : systèmes de traitement des eaux

usées, extraction de minerais métalliques, emballage alimentaire (INRP, 2022). La CEE pour les ions nitrates variait de 0,27 µg/L à 37 669 µg/L. Il n'est pas possible de déterminer si les installations qui déclarent des concentrations élevées de rejets d'ions nitrates utilisent activement les substances examinées dans la présente évaluation ou si d'autres sources ont contribué aux concentrations d'ions. Par exemple, le CCME (2012) note que le ruissellement provenant de sources agricoles (p. ex. terres cultivées et parcs d'engraissement) et urbaines (p. ex. pelouses, décharges, gaz d'échappement des véhicules et débordements des égouts pluviaux) est la plus grande source d'apport de nitrates dans les eaux de surface. Cette tendance a également été observée dans les eaux souterraines et de surface en Angleterre (Rivett et coll., 2008) et aux États-Unis (Puckett et coll., 2011). Le CCME (2012) note également que toutes les formes d'ammoniac ou d'ammonium inorganique présentes dans les eaux de surface peuvent se transformer en nitrates par nitrification et contribuer ainsi aux concentrations globales de nitrates dans les eaux de surface. Par conséquent, l'analyse préliminaire de l'exposition a été affinée pour porter uniquement sur les concentrations de nitrate résultant de possibles rejets directs d'acide nitrique, de nitrate de calcium, de nitrate de potassium et de nitrate de sodium.

Pour les estimations de l'exposition des organismes aquatiques aux nitrates produits lors du rejet de nitrate de sodium et de nitrate de calcium, les CEE ont été calculées à l'aide des données présentées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE (Environnement Canada, 2013a). Pour le nitrate de potassium, les CEE ont été calculées à l'aide des quantités importées en 2020 de marchandises portant le code SH du CIMC pour le nitrate de potassium (CIMC, 1997-). Un scénario d'exposition près du point de rejet, semblable à ceux utilisés dans les approches d'examen préalable rapide (EC, SC, 2013, 2014; ECCC, SC, 2016) a été utilisé pour calculer les CEE; ce scénario est décrit en détail à l'annexe F.

Les CEE pour les ions nitrates variaient de 0,003 µg/L à 11 400 µg/L (pour le nitrate de sodium), de 3,64 µg/L à 12 208 µg/L (pour le nitrate de calcium) et de 0,002 µg/L à 1 979 µg/L (pour le nitrate de potassium).

Dans le cas de l'acide nitrique, les CEE ont été calculées à partir des données fournies en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE et des quantités de rejets déclarées à l'INRP. Entre 2012 et 2020, 200 tonnes d'acide nitrique ont été rejetées dans le milieu aquatique (ECCC, SC, 2021; INRP, 2022). De plus, 155 tonnes d'acide nitrique ont été rejetées dans le milieu atmosphérique entre 2012 et 2020 (ECCC, SC, 2021; INRP, 2022). La CEE la plus élevée d'ions nitrates calculée à partir des quantités rejetées d'acide nitrique dans l'eau était de 3 800 µg/L. Les CEE pour les ions nitrates calculées à partir des quantités d'acide nitrique présentées en réponse à une enquête menée conformément à l'article 71 de la LCPE, selon l'équation présentée à l'annexe F, variaient de 0,99 µg/L à 13 930 µg/L.

Pour le nitrite de sodium, entre 2012 et 2020, deux installations, l'une dans le secteur de la construction automobile et l'autre dans le secteur de la sidérurgie et de la fabrication de ferro-alliages, ont déclaré des rejets directs de nitrite de sodium dans les

eaux de surface (4,9 tonnes et 94,4 tonnes, respectivement) [INRP, 2022]. Les CEE ont été déterminées d'après les quantités de rejets dans l'eau rapportées, le débit des effluents du système de traitement des eaux usées de l'installation et l'hypothèse selon laquelle le système fonctionne toute l'année. On a supposé un taux d'élimination des eaux usées de 0 %, ce qui peut être une hypothèse prudente étant donné que les nitrites peuvent s'oxyder rapidement (Chambers et coll., 2001). La CEE du nitrite de sodium (ajustée pour refléter la concentration d'ions nitrites) pour la première installation était comprise entre 0,001 mg NO₂⁻/L et 0,004 mg NO₂⁻/L, et celle de la seconde installation, entre 0,07 mg NO₂⁻/L et 0,12 mg NO₂⁻/L.

8.3.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

Les CEE dans le milieu aquatique pour le nitrate de calcium, le nitrate de sodium et le nitrate de potassium étaient inférieures à la CESE des ions nitrates (CEE maximale de 11 400 µg NO₃⁻/L par rapport à la CESE de 13 000 µg NO₃⁻/L). Dans deux cas, les CEE calculées pour l'acide nitrique dépassaient la CESE des ions nitrates, le quotient de risque maximal étant de 3,8. Toutefois, les estimations comportent des incertitudes en raison du manque de renseignements propres à chaque installation. Étant donné que les scénarios d'exposition utilisent des hypothèses générales qui sont probablement prudentes et étant donné que le devenir environnemental complexe des ions nitrates peut réduire l'exposition aquatique dans l'environnement, il est peu probable que le rejet d'ions nitrates provenant de l'acide nitrique cause des effets nocifs sur l'environnement. De plus, la toxicité aquatique de l'acide nitrique peut dépendre du pH. Étant donné que le pH actuel des effluents des systèmes de traitement des eaux usées se situe dans les limites des RQEP pour l'eau douce (pH = 6,5 à 9; voir section 6.3 pour plus de renseignements) ou s'en rapproche, le potentiel d'effets nocifs de cette substance sur l'environnement causés par le pH est considéré comme faible. Bien que les rejets d'acide nitrique dans le milieu atmosphérique (155 tonnes) puissent susciter des inquiétudes à cause des précipitations acides, ils sont négligeables par rapport aux rejets de précurseurs de l'acide nitrique dans l'air (au total, des rejets atmosphériques de 589 818 tonnes d'oxydes d'azote ont été déclarés en 2017) [INRP, 2012-2016]. Les oxydes d'azote (monoxyde d'azote et dioxyde d'azote) figurent à l'annexe 1 de la LCPE et font l'objet d'une gestion des risques.

Pour le nitrite de sodium, la plus forte CEE calculée de nitrites (0,115 mg NO₂⁻/L) est inférieure à la valeur recommandée pour la toxicité chronique, soit 0,197 mg NO₂⁻/L (CCME, 1987b), ce qui indique que cette substance présente un faible potentiel d'effets nocifs sur le milieu aquatique.

D'après la caractérisation du danger et de l'exposition, il est peu probable que les cinq substances du sous-groupe des nitrates et des nitrites causent des effets nocifs sur l'environnement au Canada.

8.4 Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

8.4.1 Évaluation des effets sur la santé

Les nitrates et les nitrites sont en interconversion dans l'organisme sous l'effet de réactions d'oxydoréduction; il est donc difficile d'évaluer leurs effets sur la santé humaine de manière isolée. Comme les cations (sodium, potassium et calcium) sont censés entrer dans les processus homéostatiques normaux, l'évaluation des effets sur la santé est axée sur les ions nitrates et nitrites, lesquels devraient déterminer la toxicité des substances.

Plusieurs organisations internationales ont examiné les nitrates et les nitrites (JECFA 1996, 2003; CIRC, 2010; U.S. EPA, révisé en 1991, 2018; OMS, 2016; EFSA, 2008, 2017a, 2017b; ATSDR, 2017). Les nitrates et les nitrites ont également été examinés par Santé Canada (2013). Ces évaluations ont servi à rédiger la section sur les effets sur la santé du présent rapport. Une revue de la littérature a été effectuée pour la période de 2016 à mai 2019, laquelle englobe l'année précédant l'évaluation la plus récente des nitrates et des nitrites. Les résultats de cette revue n'ont pas d'incidence sur la caractérisation des risques réalisée dans les évaluations précédentes (c.-à-d. qu'ils ne laissent pas entrevoir de critères d'effet critique différents ou de points de départ plus faibles).

Modèles toxicocinétiques

Les nitrates et les nitrites qui passent dans l'intestin grêle sont rapidement et presque complètement absorbés dans la circulation générale, et la biodisponibilité est d'au moins 92 %. Moins de 2 % de l'apport alimentaire en nitrates atteint l'iléon terminal (Santé Canada, 2013; OMS, 2016). Les concentrations plasmatiques maximales de nitrates et de nitrites sont atteintes 40 à 60 minutes après la consommation d'un régime riche en nitrates (Pannala et coll., 2003), ce qui laisse croire à une absorption rapide dans la circulation générale. Il a été démontré que l'absorption cutanée des nitrites ne se produit pas dans les formulations de produits à pH neutre ou basique. Toutefois, les solutions de nitrites acidifiés peuvent pénétrer la barrière cutanée et entrer dans la circulation générale (Opländer et coll., 2012).

Une fois absorbés, les nitrates et les nitrites sont rapidement distribués dans les tissus. Dans la circulation générale, les nitrites peuvent être réoxydés par l'hémoglobine par une réaction couplée qui produit des nitrates et de la méthémoglobine (Santé Canada, 2013; OMS, 2016; EFSA, 2017b; ATSDR, 2017). Les nitrates et les nitrites sont produits de manière endogène, principalement par la réduction de la L-arginine en oxyde nitrique. L'oxyde nitrique est rapidement oxydé en nitrites en présence d'oxygène et de céruloplasmine (ATSDR, 2017).

En outre, les nitrates plasmatiques transportés sélectivement vers les glandes salivaires par le symporteur sodium-iodure (Santé Canada, 2013; OMS, 2016; EFSA, 2017b; ATSDR, 2017). Par conséquent, les nitrates se retrouvent à des concentrations élevées

dans la salive (EFSA, 2017b). Ce symporteur est également actif dans les glandes mammaires, ce qui entraîne la distribution de nitrates dans le lait maternel (Santé Canada, 2013; OMS, 2016).

La plus grande partie des nitrates plasmatiques est excrétée sous la même forme dans l'urine (60 % à 75 %) [Santé Canada, 2013; OMS, 2016; EFSA, 2017b; ATSDR, 2017]. La quantité de nitrites excrétée dans l'urine est sensiblement négligeable (0,02 %), car la quasi-totalité est oxydée en nitrates par l'hémoglobine dans le sang (OMS, 2016; EFSA, 2017a, 2017b). Une partie des nitrates est excrétée dans le lait maternel et la transpiration, et des quantités négligeables sont excrétées dans les matières fécales (< 1 %) [Santé Canada, 2013; ATSDR, 2017]. La demi-vie biologique des nitrates et des nitrites plasmatiques est de 5 à 6 heures et de 20 à 30 minutes, respectivement (ATSDR, 2017), ce qui donne à penser que les nitrates et les nitrites sont éliminés de la circulation générale en moins de 48 heures.

Effets aigus sur la santé

La toxicité aiguë par voie orale des nitrates chez les animaux de laboratoire est généralement faible, avec une DL₅₀ supérieure à 3 100 mg/kg p.c./jour. Les nitrites présentent une toxicité aiguë élevée chez les animaux de laboratoire, avec une DL₅₀ de 120 mg/kg p.c./jour (Santé Canada, 2013).

Pour les nitrates, la dose létale pour l'humain par voie orale varie de 67 à 833 mg/kg p.c. Pour les nitrites, elle est estimée à 33 à 250 mg/kg p.c. Les doses inférieures s'appliquent aux enfants, aux personnes âgées et aux personnes présentant un déficit en nicotinamide adénine dinucléotide hydrogéné-cytochrome b5-méthémoglobine réductase (Santé Canada, 2013).

Effets sur la santé de doses répétées

La recommandation pour la qualité de l'eau potable visant les nitrates (CMA de 45 mg/L) a été établie à moins de 45 mg/L (5,9 mg/kg p.c./jour) par Santé Canada (2013), d'après l'absence d'effets néfastes sur la santé (effets sur la méthémoglobinémie et la thyroïde). Bien qu'aucune étude clé unique n'ait été utilisée pour déterminer la valeur de la recommandation, une approche fondée sur le poids de la preuve a été utilisée sur la base des résultats d'études épidémiologiques. La CMA protège les nourrissons nourris au biberon, sous-population considérée comme la plus sensible.

La recommandation pour la qualité de l'eau potable de Santé Canada (2013) visant les nitrites (CMA = 3 mg/L = 0,39 mg/kg p.c./jour) était basée sur la CMA de 45 mg/L des nitrates (c.-à-d. en convertissant la concentration de 45 mg/L des nitrates en concentration molaire correspondante pour les nitrites et en multipliant par un facteur de 0,1 pour tenir compte de la conversion estimée des nitrates en nitrites). L'OMS (2016) a également établi une recommandation pour les nitrites dans l'eau potable en utilisant une approche conforme à celle de Santé Canada (2013).

La DJA établie par l'EFSA (2017a) pour les nitrites est basée sur une étude de 14 semaines à doses répétées dans l'eau potable chez le rat (NTP, 2001). L'augmentation de la méthémoglobine a été choisie comme l'effet le plus représentatif d'une exposition aux nitrites. Aucune DMENO n'a pu être déterminée, car l'augmentation des concentrations de méthémoglobine s'est produite à toutes les doses testées. La BMDL pour l'augmentation de la méthémoglobine déterminée à partir de ces données était de 9,63 mg de nitrite de sodium/kg p.c./jour. La DJA résultante était de 0,07 mg de nitrites/kg p.c./jour. La réponse de référence de 5 % a été retenue (avec des ajustements pour tenir compte de la variation au sein du groupe) [EFSA, 2017a]. Les concentrations de fond de méthémoglobine se situent généralement entre 1 et 3 % de la concentration totale d'hémoglobine dans le sang (Goldsmith et coll., 1975), et une méthémoglobinémie clinique apparaît généralement à des concentrations de méthémoglobine supérieure à 10 % de l'hémoglobine totale (ATSDR, 2017). Une augmentation de 5 % de la concentration de méthémoglobine par rapport à la concentration de base est considérée comme peu significative sur le plan clinique, et donc cette BMDL est considérée comme prudente.

Une gamme de DJA pour les nitrates a été calculée en utilisant la DJA des nitrites (0,07 mg/kg p.c./jour) et le taux de conversion globale des nitrates en nitrites dans la bouche (1 % à 9 %) [EFSA, 2017a]. Il en résulte une plage estimée de 1,05 à 9,4 mg/kg p.c./jour pour les nitrates. La DJA précédente établie par le Comité scientifique pour l'alimentation humaine (CSAH, 1997) et le JECFA (2003) [c.-à-d. 3,7 mg/kg p.c./jour] se situe dans la plage calculée par l'EFSA (2017b). Par conséquent, l'EFSA a conservé la DJA de 3,7 mg/kg p.c./jour pour les nitrates. Il convient de noter que, même si les DJA du JECFA (2003) pour les nitrites et les nitrates avaient les mêmes valeurs numériques que celles de l'EFSA, elles étaient fondées sur des effets non cancérogènes sur le cœur et les poumons dans une étude de deux ans chez le rat.

Les DJA élaborées par l'EFSA (2017a, 2017b) pour les nitrites (0,07 mg/kg p.c./jour) et les nitrates (3,7 mg/kg p.c./jour) sont plus prudentes que les CMA générées par Santé Canada (2013). Par conséquent, les DJA de l'EFSA ont été choisies comme valeurs recommandées appropriées pour la caractérisation des risques de l'exposition aux nitrites et aux nitrates.

À des niveaux d'exposition plus élevés, des études menées chez des humains exposés aux nitrates dans l'eau potable à des concentrations supérieures à 50 mg/L montrent une augmentation du volume de la thyroïde et des taux de thyroperoxydase ainsi qu'une hausse de l'incidence du goitre (Santé Canada, 2013; OMS, 2016). Chez le rat, l'exposition à des concentrations de nitrate de sodium de 50 mg/L (équivalent à 36,45 mg/L sous forme d'ion nitrate) et plus pendant 30 semaines a fait augmenter le poids de la thyroïde. Le CIRC (2010) a évalué la cancérogénicité des nitrates et des nitrites ingérés chez l'humain. Les nitrates ou les nitrites ingérés dans des conditions entraînant la nitrosation endogène sont probablement cancérogènes pour l'humain (groupe 2A). Les associations les plus fortes entre l'absorption de nitrites et le cancer ont été répertoriées chez les personnes ayant un apport élevé en nitrites et une faible

consommation de vitamine C, combinaison qui favorise la formation endogène de composés *N*-nitroso (CIRC, 2010).

Santé Canada (2013) a conclu qu'il n'y a pas d'indication claire de cancérogénicité attribuable aux nitrates ou aux nitrites chez l'humain. L'OMS (2016) soutient cette conclusion. Santé Canada (2013) a quantifié le risque de cancer dans des conditions de nitrosation endogène des nitrates ingérés. L'estimation du risque excédentaire de cancer à vie attribuable à la formation endogène de *N*-nitrosodiméthylamine (NDMA), composé *N*-nitroso, a été basée sur l'exposition aux nitrates dans l'eau potable à une concentration équivalente à la CMA (45 mg/L = 5,9 mg/kg p.c./jour). Le risque excédentaire de cancer à vie a été estimé à $6,5 \times 10^{-6}$, ce qui se situe dans la plage de risque considérée par Santé Canada comme acceptable pour la population générale (1×10^{-6} à 1×10^{-5}). L'EFSA (2017a) a appliqué le modèle de Santé Canada (2013) pour estimer la quantité de formation endogène de NDMA en utilisant les DJA des nitrites (0,07 mg/kg p.c./jour) et des nitrates (3,7 mg/kg p.c./jour). L'EFSA (2017a) a calculé des ME de $4,2 \times 10^5$ et de $3,2 \times 10^4$ pour les nitrites et les nitrates, respectivement, lesquelles sont supérieures à celles considérées comme peu préoccupantes par l'EFSA pour les substances génotoxiques et cancérogènes (c.-à-d. ME de 10 000). Globalement, il a été conclu que les nitrates et les nitrites ne sont pas génotoxiques (EFSA, 2017a; EFSA, 2017b; Santé Canada, 2013; OMS, 2016). Toutefois, il existe des preuves de génotoxicité si les nitrates et les nitrites sont coadministrés avec des composés nitrosables (Santé Canada, 2013; OMS, 2016).

Santé Canada (2013) et l'OMS (2016) ont conclu que la toxicité des nitrates et des nitrites ne suscite aucune inquiétude pour la reproduction et le développement (NTP, 1990, 2001; Globus et Samuel, 1978; Shimada, 1989). Il n'y avait aucun renseignement sur la toxicité des nitrates ou des nitrites par voie cutanée ou par inhalation (Santé Canada, 2013; ATSDR, 2017).

8.4.2 Évaluation de l'exposition

Quatre substances (nitrate de sodium, acide nitrique, nitrate de potassium et nitrate de calcium) sont évaluées sur la base de l'ion nitrate, et la cinquième substance (nitrite de sodium), sur la base de l'ion nitrite. Les cations de ces cinq substances ne sont pas censés jouer un rôle dans les effets globaux sur la santé. Par conséquent, l'évaluation de l'exposition est axée sur les anions nitrates et nitrites.

Milieus naturels et aliments

Les nitrates et les nitrites sont tous deux omniprésents dans l'environnement. Les nitrites sont moins courants en raison de leur instabilité dans des conditions pertinentes sur le plan environnemental. Les nitrates sont produits par oxydation de l'azote par les microorganismes présents dans les plantes, le sol et l'eau. Les nitrates et les nitrites proviennent également de sources anthropiques comme le ruissellement agricole, le traitement des eaux usées et les rejets de procédés industriels (Santé Canada, 2013).

Alimentation

Les nitrates et les nitrites sont présents naturellement dans une grande variété d'aliments; les légumes sont cités comme étant les principales sources de nitrates dans l'alimentation en raison de leur potentiel d'accumulation de nitrates (Gangolli, 1994; EFSA, 2017b). Les légumes-feuilles verts contiennent notamment des teneurs élevées en nitrates, bien que celles-ci varient grandement selon le type de légume, la source et les conditions de transport, de stockage et de transformation (EFSA, 2017b). Les nitrites sont présents dans les légumes et d'autres aliments en quantités plus faibles que les nitrates. Toutefois, la conversion endogène par le métabolisme des nitrates alimentaires est une source importante de nitrites chez l'humain (EFSA, 2008). D'après les taux de sécrétion des nitrates (20 % à 25 %) dans la salive et de la plage de taux de conversion des nitrates en nitrites dans la bouche (5 % à 36 %), l'EFSA a estimé que la plage de conversion globale des nitrates en nitrites dans les aliments se situait entre 1 % et 9 % (EFSA, 2017b).

Les sels de potassium et de sodium des nitrates et des nitrites sont des additifs alimentaires autorisés comme agents de conservation dans une variété d'aliments, comme l'indique la *Liste des agents de conservation autorisés*, incorporée par renvoi dans l'autorisation de mise en marché associée délivrée en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 24 mars 2019; sans référence). L'ajout d'un minimum de 100 ppm de nitrates ou de nitrites est requis dans les aliments « saumurés » vendus au Canada (ACIA, modifié en 2018).

Au Canada, l'exposition alimentaire aux nitrates et aux nitrites a été estimée en fonction de la présence naturelle de ces substances dans les aliments et de leurs utilisations autorisées comme additifs alimentaires. L'exposition aux nitrates et aux nitrites découlant de leur présence naturelle dans les aliments a été estimée en multipliant le taux de consommation obtenu à partir de l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) de divers groupes d'aliments par la quantité de nitrates et de nitrites mesurée dans ces aliments. La plupart des données sur les concentrations dans les aliments provenaient de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (EAT, 2000-2001), lorsqu'elles étaient disponibles (pour en savoir plus, voir l'annexe D). L'exposition alimentaire aux nitrates et aux nitrites découlant de leurs utilisations autorisées comme additifs alimentaires a été estimée en considérant les catégories d'aliments autorisées à contenir ces agents de conservation au Canada. Les nourrissons âgés de moins de 6 mois n'étaient pas considérés comme des consommateurs d'aliments contenant des nitrates ou des nitrites en tant qu'additifs alimentaires autorisés. Les estimations de l'apport moyen provenant de l'utilisation d'additifs alimentaires autorisés variaient de 0,02 mg/kg p.c./jour à 0,06 mg/kg p.c./jour pour les nitrates et de 0,01 mg/kg p.c./jour à 0,05 mg/kg p.c./jour pour les nitrites (tableaux D-1 et D-2, annexe D). La conversion endogène des nitrates en nitrites dans l'organisme contribue également de manière significative à l'exposition totale aux nitrites. La part des nitrites qui provient de la conversion des nitrates alimentaires a été

calculée en supposant une conversion des nitrates en nitrites dans la salive de 9 % (limite supérieure de la plage estimée par l'EFSA). On a additionné ce chiffre à l'estimation de l'exposition alimentaire directe aux nitrites pour estimer l'exposition alimentaire totale aux nitrites.

Eau potable

Les sources les plus courantes de nitrates et de nitrites dans l'eau sont à la fois naturelles et anthropiques : activités agricoles, traitement des eaux usées, rejets industriels et contamination par des déchets animaux ou humains. Les concentrations de nitrates et de nitrites provenant des stations de traitement de l'eau potable au Canada ont été mesurées dans le cadre d'une enquête nationale entre 2009 et 2010; 130 échantillons d'eau traitée et d'eau brute ont été analysés. Des nitrates ont été détectés dans 42 % des échantillons d'eau potable traitée, et la moyenne était de 3,8 mg/L, et le maximum, de 20 mg/L. Des nitrites ont été détectés dans seulement 7 % des échantillons d'eau potable traitée, avec une moyenne de 0,05 mg/L et un maximum de 0,3 mg/L. En général, les concentrations de nitrates dans l'eau de puits sont plus élevées que dans les réserves d'eaux de surface en raison de l'absorption minimale par les plantes et du manque de carbone organique nécessaire à la dénitrification (Santé Canada, 2013). Des études individuelles et des programmes de suivi ont mesuré les concentrations de nitrates dans l'eau de puits au Canada (Santé Canada, 2013). Au Manitoba, 12,5 % des échantillons d'eau de puits brute ont dépassé la CMA (de 2002 à 2008), comparativement à 1,2 % des échantillons d'eaux de surface. Toutefois, aucun des échantillons n'a dépassé la CMA au cours des années suivantes (de 2009 à 2011). En Colombie-Britannique, 60 % des échantillons d'eau de puits de la vallée du Fraser dépassaient la CMA dans une étude réalisée en 1972 (Santé Canada, 2013). Dans une étude plus récente réalisée en 2005 en Colombie-Britannique, seulement 10 des 25 puits contenaient des teneurs en nitrates supérieures à la CMA (Santé Canada, 2013). Les puits peu profonds et les puits situés dans des zones agricoles sont particulièrement susceptibles d'être contaminés par les nitrates (Santé Canada, 2013). Les données recueillies dans les autres provinces et territoires entre 2000 et 2009 indiquent que les nitrates n'ont pas été détectés à des concentrations supérieures à 3,2 mg/L (Santé Canada, 2013). Étant donné que les concentrations des nitrates dans l'eau de puits ne dépassent la CMA que dans quelques provinces et que les concentrations ont diminué dans les études récentes, les concentrations moyennes de nitrates et de nitrites dans les échantillons d'eau potable traitée au Canada ont été utilisées pour déterminer les estimations de l'apport quotidien de la population générale. Les estimations de l'apport variaient de 67 à 319 µg/kg p.c./jour pour les nitrates et de 1 à 4 µg/kg p.c./jour pour les nitrites (tableaux D-4 et D-5, annexe D). L'apport le plus élevé se trouvait dans les groupes d'âge de 6 à 11 mois, et le plus faible, chez les adultes (19 ans et plus).

Sol et poussière

Les nitrates et les nitrites présents dans le sol constituent une source de nourriture azotée pour les plantes et les microorganismes. Il n'y a pas de données sur la mesure

des nitrates dans le sol. Toutefois, les teneurs résiduelles en azote dans les terres agricoles ont été estimées de 1981 à 2006, tous les 5 ans, sur la base des apports et des pertes d'azote (Drury et coll., 2011). Les quantités variaient de 2,8 à 63,3 kg N/ha dans les différentes écozones du Canada, tandis que les teneurs nettes en azote résiduel au Canada ont augmenté de 9,3 kg N/ha en 1981 à 25 kg N/ha en 2001, puis ont légèrement diminué, pour s'établir à 17,8 kg N/ha en 2006. Après la récolte, la plus grande partie de l'azote résiduel se trouve sous forme de nitrates, avec un peu d'ammoniac et des traces de nitrites (Drury et coll., 2011). On a supposé, de façon prudente, que la totalité de l'azote présent dans le sol pouvait se trouver sous forme de nitrates, et une concentration de nitrates de 35 mg/kg a été calculée en fonction des teneurs résiduelles en azote (tableau D-3, annexe D). En l'absence de mesures des nitrates dans la poussière, la concentration estimée de nitrates dans le sol a été utilisée comme substitut de la concentration dans la poussière.

L'apport combiné de nitrates provenant du sol et de la poussière en utilisant la concentration estimée de 35 mg/kg a donné lieu à des estimations d'exposition variant de 0,002 à 0,14 µg/kg p.c./jour pour tous les groupes d'âge (tableau D-4, annexe D). Les estimations les plus élevées se trouvaient dans le groupe d'âge d'un an, et les plus faibles, chez les adultes. Les estimations étaient plus élevées chez les tout-petits et les jeunes enfants à cause du contact main-bouche et de l'ingestion accidentelle de sol et/ou de poussière. Cette estimation est considérée comme prudente, car elle suppose que 100 % de l'azote résiduel est présent sous forme de nitrates et que les terres agricoles ne sont probablement pas la principale source d'exposition de la population générale. En outre, les terres agricoles reçoivent chaque année de l'azote ajouté sous forme d'engrais et, par conséquent, la concentration estimée provenant de ces terres sera supérieure à la concentration de fond naturelle. Étant donné que l'azote résiduel sous forme de nitrites se trouverait seulement à l'état de trace, l'apport de nitrites depuis le sol ou la poussière devrait être minime.

Air

Les composés contenant de l'azote présents dans l'air proviennent principalement des rejets anthropiques. Les nitrates atmosphériques peuvent se déposer sur les eaux de surface ou le sol, d'où ils migrent vers les eaux de surface (Santé Canada, 2013). Les rejets annuels dans l'air de certains composés contenant de l'azote (ion nitrate, nitrite de sodium et acide nitrique) variaient de moins de 1 tonne à 21 tonnes (ECCC, SC, 2021). Les concentrations de nitrates dans l'air sont généralement inférieures à 1 µg/m³, comme cela a été mesuré au Canada, aux Pays-Bas et dans un archipel du Pacifique. La concentration atmosphérique annuelle moyenne mesurée dans 50 endroits au Canada était de 0,88 µg/m³ (Santé Canada, 2013). Les mesures des nitrates atmosphériques aux États-Unis sont similaires, avec une concentration moyenne inférieure à 1 µg/m³ (CASTNET, modifié en 2016). La concentration atmosphérique annuelle moyenne de 0,88 µg/m³ a été utilisée pour estimer l'exposition des Canadiens aux nitrates présents dans l'air. L'exposition aux nitrates provenant de l'air variait de 0,18 à 0,64 µg/kg p.c./jour, et la plus forte exposition se trouvait dans le

groupe d'âge d'un an, et la plus faible, chez les adultes (19 ans et +) [tableau D-4, annexe D]. Il n'y avait pas de données sur la mesure de nitrites dans l'air.

Dans l'ensemble

L'apport combiné de nitrates et de nitrites provenant des aliments et des milieux environnementaux (sol, poussière, air et eau potable) pour la population générale âgée de 6 mois et plus variait de 0,1 à 0,35 mg/kg p.c./jour pour les nitrates et de 0,01 à 0,05 mg/kg p.c./jour pour les nitrites. Le groupe d'âge le plus exposé était celui des nourrissons de 6 à 11 mois pour les nitrates et celui des enfants de 2 à 3 ans pour les nitrites (tableaux D-4 et D-5, annexe D).

Les concentrations naturelles de nitrates et de nitrites dans les aliments représentent plus de 92 % de l'apport quotidien total provenant des milieux environnementaux et des aliments chez les Canadiens âgés de plus de 6 mois, et plus de 97 % chez les Canadiens âgés de plus d'un an. La contribution de l'utilisation des nitrates et des nitrites en tant qu'additifs alimentaires autorisés était inférieure à 2 % de l'apport alimentaire total de la population générale âgée de 6 mois et plus, de sorte que leur utilisation en tant qu'additifs alimentaires autorisés est considérée comme mineure par rapport à la présence naturelle de ces substances dans les aliments. La conversion endogène des nitrates en nitrites dans l'organisme contribue également de manière significative à l'exposition totale aux nitrites. Comparativement à l'apport de nitrites provenant des aliments et de l'eau potable, l'apport provenant d'autres milieux environnementaux (sol, poussière, air et eau potable) a très peu contribué à l'apport quotidien total de nitrites (moins de 1 % pour tous les groupes d'âge).

Les nitrates et les nitrites alimentaires sont reconnus pour entraîner la formation de composés *N*-nitroso potentiellement cancérigènes tels que les *N*-nitrosamines et les *N*-nitrosamides, par des réactions avec les amines se trouvant dans les aliments dans des conditions très particulières. La formation de nitrosamines peut être accrue par l'application de chaleur aux produits de la viande contenant des nitrates et des nitrites. Une augmentation des nitrosamines a été observée dans les produits de la viande contenant des nitrites chauffés à plus de 130 °C, comme dans le bacon cuit par friture (Honikel, 2008). Il a également été proposé que la formation endogène de composés *N*-nitroso se produisait chez l'humain après la consommation de nitrates (Vermeer et coll., 1998). La conversion des nitrites en *N*-nitroso est très complexe et dépend de nombreux facteurs comme la concentration de nitrites, la quantité et la nature chimique des amines secondaires présentes, l'acidité du milieu, et la température et le temps de cuisson. En raison des conditions particulières requises pour la conversion des nitrites en *N*-nitroso, nombre de ces facteurs sont des facteurs atténuants qui se combinent pour limiter la formation de composés *N*-nitroso. En outre, la gamme d'amines se trouvant dans les aliments entraîne la formation potentielle d'une variété de composés *N*-nitroso, lesquels présentent une cancérogénicité très variable et ne partagent pas tous les mêmes propriétés toxiques (EFSA, 2017a). L'utilisation de certains agents de conservation comme additifs alimentaires tels que l'acide ascorbique et l'acide

érythorbique¹⁶ est autorisée au Canada conjointement avec des sels de nitrate et de nitrite pour aider à prévenir les réactions des nitrites menant à la génération de nitrosamines. Il a été démontré que l'ascorbate entre en compétition avec les amines d'origine alimentaire pour réagir avec les nitrites présents (Mirvish, 1972) et que l'ascorbate et l'érythorbate réduisent efficacement la formation de composés *N*-nitroso (Rywotycki, 2002; Herrmann, 2015; EFSA, 2017a). L'EFSA a également conclu que, lorsque des nitrates sont consommés dans le cadre d'un régime normal contenant des légumes, d'autres substances bioactives également consommées, comme la vitamine C (acide ascorbique), peuvent réduire de moitié la quantité de nitrosamines formée (EFSA, 2008).

Produits offerts aux consommateurs

L'exposition aux nitrates et aux nitrites par l'utilisation de produits offerts aux consommateurs peut se produire par voie orale, par inhalation ou par voie cutanée; l'absorption dans la circulation générale par voie cutanée dépend fortement du pH de la formulation du produit.

Une étude utilisant des liniments libérant des nitrites à pH neutre et acidifiés sur des biopsies de peau humaine a démontré que l'absorption cutanée des nitrites dépend du pH du produit ou de la formulation appliqué sur la peau (Opländer et coll., 2012). L'application cutanée de liniments acidifiés contenant des nitrites (pH de 5,5) a entraîné la pénétration transépidermique de nitrites dans les greffes de peau, contrairement à celle de liniments contenant des nitrites à pH neutre (Opländer et coll., 2012). Une explication possible de ces résultats est que les produits acidifiés contenant des nitrites entraînent la protonation des nitrites en acide nitreux (pKa de 3,37). L'acide nitreux peut facilement traverser la barrière cutanée et entrer dans la circulation générale, car il n'est pas chargé, contrairement aux nitrites. Dans les produits neutres ou basiques, les nitrites ne sont pas protonés et sont chargés négativement, ce qui ne se prête pas à une absorption cutanée. Ce concept s'applique probablement aux nitrates, qui sont également chargés négativement à un pH neutre ou basique. Toutefois, le pH du produit contenant des nitrates devrait être nettement plus acide pour permettre une absorption cutanée (pKa de -1,4). De nombreux produits pouvant entraîner une exposition cutanée accidentelle, comme les peintures, les produits de nettoyage et les produits d'entretien automobile, sont neutres ou légèrement basiques. Par conséquent, aucune exposition générale n'est attendue d'une exposition cutanée à ces produits contenant des nitrates ou des nitrites. Pour les produits dont le pH de la formulation est inconnu ou dont la membrane cutanée peut être perturbée, une estimation de l'exposition cutanée a été calculée. Cela suppose que la pénétration cutanée peut être

¹⁶ Au Canada, l'acide ascorbique, l'ascorbate de calcium, l'ascorbate de sodium, l'acide érythorbique (acide iso-ascorbique) et l'érythorbate de sodium (iso-ascorbate de sodium) peuvent être utilisés comme agents de conservation à une concentration conforme aux bonnes pratiques industrielles dans les mêmes conserves de viande et sous-produits de viande que les nitrates et les nitrites. Voir la [*Liste des agents de conservation autorisés*](#).

possible dans une formulation légèrement acide (pH ~ 3 ou moins) ou lorsque la membrane cutanée est perturbée.

Les nitrates et les nitrites sont présents dans des produits offerts aux consommateurs, comme les cosmétiques, les produits de nettoyage et les PSN. Aux fins de la présente évaluation, les produits qui ont entraîné les niveaux d'exposition les plus élevés ont été sélectionnés comme scénarios sentinelles et sont considérés comme représentatifs des produits typiques susceptibles d'entraîner une exposition directe aux nitrates et aux nitrites.

Selon les déclarations faites à Santé Canada conformément au *Règlement sur les cosmétiques*, le nitrate de sodium et le nitrate de potassium se retrouvent dans plusieurs cosmétiques, notamment les produits pour le bain, les shampooings/revitalisants, les produits capillaires, le maquillage, les dentifrices non fluorés, les agents de blanchiment des dents, les rince-bouche, les hydratants et les produits de massage (communication personnelle, courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation et des produits dangereux de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 17 avril 2018; sans référence). Les produits présentant un risque d'exposition par voie orale aux nitrates (c.-à-d. les dentifrices, les agents de blanchiment des dents et les rince-bouche) ont une concentration de nitrates de 0,2 % à 4,4 %. L'exposition par voie orale aux nitrates provenant des dentifrices a été choisie comme scénario sentinelle et se traduit par un apport quotidien allant de 0,1 mg/kg p.c./jour chez les adultes à 1,5 mg/kg p.c./jour chez les tout-petits (2 à 3 ans). Les estimations sont présentées dans le tableau 8-4 et devraient couvrir l'exposition provenant d'autres cosmétiques susceptibles d'entraîner une exposition par voie orale (p. ex. agents de blanchiment des dents, rince-bouche).

Les nitrates sont présents comme ingrédients non médicinaux dans plusieurs PSN topiques, ophtalmiques, dentaires et oraux sous forme de nitrate de potassium, de nitrate de sodium ou d'acide nitrique (BDPSNH, modifié en 2021). L'exposition aux PSN contenant des nitrates pris par voie orale a été estimée; ces nitrates, considérés comme étant des ingrédients non médicinaux dans ces produits, peuvent être des additifs colorants ou des agents de conservation antimicrobiens (BDIPSN, modifié en 2021). Un scénario a été élaboré en utilisant un PSN oral pour la santé cardiovasculaire, dont l'utilisation est limitée à 12 semaines. D'après l'étiquette du produit, on suppose qu'un adulte peut prendre ce produit deux fois par jour pendant un maximum de 12 semaines (130 mg de nitrates par gélule). Un deuxième scénario a été établi pour les produits contenant des nitrates sans restriction de durée. Un PSN administré par voie orale destiné à aider à maintenir une pression artérielle saine a été sélectionné pour le scénario d'exposition chronique. Selon les instructions de l'étiquette, on suppose qu'un adulte peut prendre ce produit jusqu'à six fois par jour sans restriction de durée (30 mg de nitrate par gélule). Les estimations de l'apport provenant de l'utilisation de PSN par voie orale sont présentées ci-dessous (tableau 8-4). Un scénario d'exposition aiguë par voie cutanée a également été établi pour l'exposition aux nitrates lors de l'utilisation d'un applicateur caustique pour l'élimination des verrues. Dans ce scénario, la pénétration cutanée peut être possible en raison de la fonction du produit (cautérisation

de la peau ou élimination du tissu de granulation ou des verrues), qui perturbe la membrane cutanée et peut entraîner une exposition générale. Afin d'activer le produit, l'applicateur est humidifié avec de l'eau, puis utilisé sur la peau. On estime que le volume d'eau utilisé à l'extrémité de l'applicateur est semblable au volume d'eau produit par un flacon de gouttes ophtalmiques (0,0634 ml par goutte) [German et coll., 1999]. L'exposition estimée est de 9,7 mg de nitrates par application. Les estimations de l'apport normalisées en fonction du poids corporel des nourrissons et des adultes sont présentées dans une plage ci-dessous (tableau 8-4).

Les nitrites sont présents en tant qu'ingrédients non médicinaux dans les PSN administrés par voie orale sous forme de nitrite de sodium (BDPSNH, modifié en 2021). Toutefois, aucune concentration n'était donnée.

Les nitrites sont également présents dans les produits désinfectants en tant qu'ingrédients non médicinaux à une concentration maximale de 0,379 % (communication personnelle, courriel de la Direction des produits thérapeutiques de Santé Canada au Bureau d'évaluation du risque des substances existantes de Santé Canada, 15 janvier 2019; sans référence). L'exposition par inhalation aux nitrites a été estimée à l'aide du programme de modélisation ConsExpo (ConsExpo Web, modifié en 2019). Le modèle d'exposition à l'aérosol (vaporisation) a été utilisé pour estimer l'exposition aux gouttelettes de pulvérisation lors de l'application du produit. On suppose que l'utilisateur pulvérise un comptoir de cuisine et reste dans la zone pendant une heure. Les résultats des estimations de l'exposition sont indiqués au tableau 8-4.

Tableau 8-4. Estimation de l'exposition aux nitrates et aux nitrites résultant de l'utilisation de produits offerts aux consommateurs

Substance	Scénario – produit (durée)	Groupe d'âge ^a	Voie d'exposition	Exposition générale (mg/kg p.c. ^b)
Nitrates	Dentifrice (chronique)	Enfant (2 à 3 ans)	Orale	1,5
Nitrates	PSN pour administration orale à court terme (par événement)	Adulte (19 ans et +)	Orale	3,5
Nitrates	PSN pour administration orale à long terme (chronique)	Adulte (19 ans et +)	Orale	2,5
Nitrates	Applicateur caustique (par événement) ^c	Adulte (19 ans et +); nourrisson (0 à 5 mois)	Cutanée (lésions)	0,13 – 1,54
Nitrites	Nettoyage des comptoirs de cuisine (chronique)	Adulte (19 ans et +)	Inhalation	0,000096

^a Les estimations de l'exposition ont été calculées pour tous les groupes d'âge pertinents et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la surface de la peau (Santé Canada, modifié en 2022). À moins d'indication contraire, le groupe d'âge ayant l'exposition estimée la plus élevée en fonction de la quantité de produit et de la fréquence d'utilisation est présenté.

^b L'exposition pour les scénarios « quotidiens » est estimée en mg/kg p.c./jour; l'exposition pour les scénarios « par événement » est estimée en mg/kg p.c./événement.

^c Comme ce produit peut endommager la couche protectrice de la peau, l'absorption par voie cutanée présumée était de 100 %.

Les autres produits offerts aux consommateurs qui contiennent des nitrites sont les dégraissants, les nettoyants pour vinyle, les peintures et apprêts, les produits d'étanchéité, les liquides de refroidissement pour moteur et les produits de nettoyage des pneus. Une exposition générale ne devrait pas résulter de l'utilisation de ces produits en raison de l'absence de pénétration cutanée et de la non-volatilité des nitrites.

8.4.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Les nitrates et les nitrites ont été évalués par l'EFSA (2017a, 2017b). L'EFSA a basé ses DJA sur les résultats d'une étude de 14 semaines à doses répétées dans l'eau potable chez le rat (NTP, 2001). Les DJA dérivées de cette étude, basées sur une augmentation de la méthémoglobine, étaient de 0,07 mg/kg p.c./jour pour les nitrites et de 3,7 mg/kg p.c./jour pour les nitrates. Les DJA sont plus prudentes que les CMA des nitrates et des nitrites dans l'eau potable calculées par Santé Canada (2013) d'après l'absence d'effets néfastes sur la santé dans les études d'exposition à des concentrations de 5,9 mg/kg p.c./jour chez l'humain. Étant donné que la CMA de Santé Canada (2013) protège spécifiquement la population la plus sensible des nourrissons nourris au biberon, Santé Canada considère également que les DJA calculées par l'EFSA protègent cette population. Par conséquent, bien que prudentes par nature, les DJA de 0,07 mg/kg p.c./jour pour les nitrites et de 3,7 mg/kg p.c./jour pour les nitrates ont été retenues pour la caractérisation des risques liés aux nitrites et aux nitrates.

L'exposition aux nitrates et aux nitrites dans l'environnement provient presque entièrement de leur présence naturelle dans les aliments et l'eau potable, soit plus de 99 % de l'apport total. Les concentrations dans l'eau potable traitée se sont avérées inférieures aux CMA des nitrates et des nitrites, bien que les concentrations puissent être plus élevées dans les domiciles alimentés par de l'eau de puits. Santé Canada recommande aux propriétaires de puits de faire analyser leur eau pour y mesurer les concentrations de nitrates et de nitrites (Santé Canada, 2013). Dans tous les groupes d'âge au-delà de 6 mois, l'alimentation représentait plus de 92 % de l'apport total. Bien que des nitrates et des nitrites soient ajoutés aux aliments en tant qu'additifs alimentaires autorisés, cette utilisation représente moins de 2 % de l'apport total d'origine alimentaire. La présence naturelle de nitrates et de nitrites dans les aliments contribue de manière beaucoup plus importante à l'apport total.

Plusieurs facteurs expliquent pourquoi la comparaison avec les DJA n'a pas été jugée appropriée pour déterminer la présence naturelle dans les aliments. La teneur en nitrates et en nitrites des légumes varie considérablement et, lorsqu'associés à la

recommandation d'un régime varié composé de nombreux aliments différents¹⁷, ces facteurs contribuent à atténuer la probabilité d'une exposition excessive aux nitrates et aux nitrites. En outre, la concentration de nitrates naturellement présents ou ajoutés aux aliments diminue avec le temps en raison de l'activité des bactéries réductrices des nitrates ou de l'instabilité et de la réactivité chimiques. Par exemple, il a été démontré que la cuisson des légumes réduit considérablement les concentrations de nitrates et de nitrites (EFSA, 2008, 2017b). À la hausse de la concentration de nitrites dans les aliments à la suite de la conversion des nitrates s'ajoute la diminution des concentrations dans les aliments au fil du temps, à mesure que les nitrites sont consommés par des réactions avec divers composants des aliments tels que la myoglobine, l'ascorbate et les acides aminés (Sen et Baddoo, 1997). L'apport estimé provenant de l'utilisation d'additifs alimentaires autorisés est inférieur à l'apport provenant de la présence naturelle et est également inférieur aux DJA calculées par l'EFSA (2017a, 2017b) et à la CMA calculée par Santé Canada (2013).

L'exposition aux nitrates provenant des milieux environnementaux (air, poussière, sol et eau potable) et de leur utilisation en tant qu'additifs alimentaires autorisés est bien inférieure aux concentrations de fond dans les aliments, allant de moins de 0,001 à 0,35 mg/kg p.c./jour. Si l'on exclut l'exposition attribuable à la présence naturelle de nitrites dans les aliments, on s'attend à ce que l'exposition aux nitrites provienne principalement de leur utilisation comme additifs alimentaires autorisés et de l'eau potable. L'apport depuis l'air, le sol et la poussière est considéré comme minime. Les points de départ choisis pour la caractérisation des risques sont les DJA, qui tiennent compte de facteurs de sécurité. Le risque est déterminé en fonction du fait que les valeurs d'exposition dépassent ou non les DJA. L'exposition aux nitrates ou aux nitrites provenant de leur utilisation comme additifs alimentaires autorisés et des milieux environnementaux ne dépasse pas les DJA (tableau 8-6). L'exposition peut également provenir de produits offerts aux consommateurs. Les scénarios sentinelles présentés à la section 8.2 comprennent l'exposition aux dentifrices, aux PSN administrés par voie orale et cutanée et aux désinfectants aérosols.

Tableau 8-5. Valeurs pertinentes d'exposition et de danger des nitrates et des nitrites pour la détermination des risques

Substance	Scénario d'exposition (durée)	Exposition générale (mg/kg p.c./j)	Critère d'effet critique sur la santé	Dose journalière admissible (mg/kg p.c./jour)	Dépassement (O/N)
Nitrates	Exposition attribuable à l'utilisation d'additifs	0,35	Augmentation des taux de méthémoglobine	3,7	Non

¹⁷ Le *Guide alimentaire canadien* recommande de consommer chaque jour une variété de légumes dans le cadre d'une alimentation variée.

	alimentaires, à l'air, au sol, à la poussière et à l'eau potable (chronique)		à cause des nitrites		
Nitrates	Exposition par voie orale par les dentifrices (chronique)	1,5	Augmentation des taux de méthémoglobine à cause des nitrites	3,7	Non
Nitrates	Exposition par voie orale par les PSN (par événement à chronique)	2,5 – 3,5	Augmentation des taux de méthémoglobine à cause des nitrites	3,7	Non
Nitrates	Exposition par voie cutanée par l'applicateur caustique (par événement)	0,13 – 1,54	Augmentation des taux de méthémoglobine à cause des nitrites	3,7	Non
Nitrites	Exposition attribuable à l'utilisation d'additifs alimentaires et à l'eau potable (chronique)	0,052	Augmentation des taux de méthémoglobine	0,07	Non
Nitrites	Exposition par inhalation lors du nettoyage d'un comptoir de cuisine (chronique)	0,0000096	Augmentation des taux de méthémoglobine	0,07	Non

L'évaluation des effets sur la santé humaine a tenu compte des groupes de personnes au sein de la population canadienne qui, en raison d'une sensibilité ou d'une exposition accrue, pourraient présenter une vulnérabilité accrue aux effets nocifs.

Les estimations de l'exposition des scénarios sentinelles ne dépassent pas les DJA des nitrates ou des nitrites et sont donc jugées peu préoccupantes pour la santé humaine aux niveaux d'exposition actuels.

Formation de composés N-nitroso

Sur la base des résultats des évaluations de l'EFSA (2017a, 2017b) et de Santé Canada (2013), des différents facteurs d'atténuation qui limitent la formation de *N*-nitroso et de la prise en compte de la génération possible d'une gamme de composés *N*-nitroso, dont seuls certains ont une cancérogénicité connue, il est conclu que la formation de composés *N*-nitroso issus de la conversion des nitrates et des nitrites dans

les aliments à la suite de leur utilisation comme additifs alimentaires autorisés est peu préoccupante pour la santé humaine. Cette conclusion est corroborée par les données de l'Étude canadienne sur l'alimentation totale (Santé Canada, 2017), qui montrent que les concentrations de nitrosamines dans les aliments préparés tels qu'ils seront consommés sont faibles; l'exposition alimentaire est donc faible également.

9. Incertitudes

9.1 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les renseignements provenant des enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE et les données de l'INRP utilisées dans le présent rapport d'évaluation présentent diverses limites. Il y avait des données d'enquête pour 15 des 22 substances du groupe des acides et des bases. En l'absence de concentrations mesurées dans l'environnement, des hypothèses sont formulées afin d'examiner le rejet potentiel dans l'environnement, tandis que des données d'autres sources comme l'ASFC, la base de données sur le CIMC et la Hazardous Substances Data Bank (HSDB) sont obtenues. De même, les données de l'INRP de la période de 2012 à 2020 portent sur seulement six des 16 substances analysées dans la présente évaluation, si bien que l'ampleur, la fréquence et les sources des rejets des autres substances sont incertaines. Bien que les déversements et les rejets accidentels puissent avoir des effets écologiques néfastes dans le milieu immédiat et environnant, ces types de rejets n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation étant donné leur faible fréquence probable. En outre, certaines de ces substances (acide nitrique, chlore, dioxyde de chlore et chlorate de sodium) sont visées par le *Règlement sur les urgences environnementales* (Canada, 2019), lequel vise à réduire la fréquence et la gravité des rejets accidentels de substances dangereuses dans l'environnement.

Les données sur le devenir et le comportement dans l'environnement et l'écotoxicité étaient limitées pour le chlorure d'hydroxylammonium, l'hydrogénosulfite de sodium, le pentaoxyde de diphosphore et l'acide orthophosphorique. Lorsque cela était possible et nécessaire, une approche de lecture croisée fondée sur des substances analogues a été mise en œuvre pour repérer les renseignements manquants.

La portée de l'évaluation se limite à 16 substances du groupe des acides et des bases (substances indiquées au tableau 2.1, à l'exclusion des six substances des sous-groupes de l'ammoniac et des CLDCC). L'évaluation du risque écologique a tenu compte des rejets des principaux produits de dissociation dans l'eau de ces 16 substances (c.-à-d. sulfites, hydrogène et hydroxydes, phosphates, nitrates et nitrites). Les contributions d'autres substances à ces produits de dissociation n'ont pas été prises en compte dans la présente évaluation et pourraient nécessiter une attention particulière. En particulier, selon une analyse préliminaire, les rejets de nitrates, déterminés en fonction du groupement, étaient supérieurs aux niveaux préoccupants (c.-à-d. que la CEE maximale calculée pour les ions nitrates à partir des données sur les rejets déclarés à l'INRP [37 669 µg/L] est supérieure à la CESE).

L'évaluation des effets sur l'environnement des substances du groupe des acides et des bases a été limitée à leurs effets toxiques directs. Bien que certaines substances du groupe soient des nutriments qui peuvent stimuler la croissance de la biomasse dans les écosystèmes aquatiques (p. ex. les phosphates et les nitrates), l'eutrophisation et ses effets secondaires associés sur l'environnement (p. ex. l'appauvrissement en oxygène) n'entrent pas dans la portée de la présente évaluation. Les rejets de ces substances peuvent être pertinents pour les évaluations de l'eutrophisation dans l'environnement du Canada, comme l'ont déjà fait Chambers et coll. (2001).

9.2 Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

Les principales sources d'incertitude sont présentées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 9-1. Sources des incertitudes dans la caractérisation des risques

Principale source d'incertitude	Incidence
L'apport de nitrates provenant du sol et de la poussière a été déterminé d'après l'hypothèse voulant que 100 % de l'azote mesuré se trouve sous forme de nitrates et que la biodisponibilité soit de 100 %.	+
Il n'existe pas de données de suivi ni de données sur les rejets de chlorate de sodium dans l'air.	+/-
Il n'existe pas d'études de toxicité aiguë, subchronique ou chronique de l'exposition par inhalation ou par voie cutanée au chlorate de sodium.	+/-
Il n'existe pas d'études sur le cancer permettant de caractériser le potentiel cancérigène du dioxyde de chlore.	+/-

+ = incertitude avec potentiel de surestimation de l'exposition/du risque; – = incertitude avec potentiel de sous-estimation de l'exposition/du risque; +/- = potentiel inconnu de surestimation ou de sous-estimation du risque.

Conclusion

Six des 22 substances du groupe des acides et des bases (chlorure d'hydroxylammonium, hypochlorite de sodium, chlorate de sodium, hypochlorite de calcium, chlore et dioxyde de chlore) ont déjà été examinées par Environnement et Changement climatique Canada dans le cadre du Programme d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire; toutefois, aucune conclusion n'a été établie relativement au potentiel de danger pour la santé humaine. Comme ces substances n'ont pas été réévaluées sur le plan écologique, la conclusion pour ces six substances est fondée uniquement sur les critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE.

Compte tenu de tous les éléments de preuves contenus dans la présente évaluation, 16 des substances du groupe des acides et des bases présentent un faible risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il est conclu que ces 16 substances ne satisfont pas aux critères énoncés aux alinéas 64a) ou b) de la LCPE, car elles ne pénètrent pas 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, ou à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie.

À la lumière de tous les renseignements contenus dans la présente évaluation, il est conclu que les 22 substances du groupe des acides et des bases ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE, car elles 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 donc conclu que 16 des substances du groupe des acides et des bases (hydrogénosulfite de sodium; disulfite de sodium; hydroxyde de potassium; hydroxyde de sodium; acide silicique, sel de potassium; acide silicique, sel de sodium; chlorure d'hydrogène; acide sulfurique; oxyde de dipotassium; pentaoxyde de diphosphore; acide orthophosphorique; nitrate de sodium; nitrite de sodium; acide nitrique; nitrate de potassium; nitrate de calcium) ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. En outre, il est conclu que les six autres substances du groupe des acides et des bases (chlorure d'hydroxylammonium, hypochlorite de sodium, chlorate de sodium, hypochlorite de calcium, chlore et dioxyde de chlore) ne satisfont pas aux critères énoncés à l'alinéa 64c) de la LCPE.

Références

- Abdel-Rahman MS, Couri D, Bull RJ. 1982. Metabolism and pharmacokinetics of alternate drinking water disinfectants. *Environ Health Perspect.* 46:19-23. [Disponible en anglais seulement]
- Abdel-Rahman MS, Couri D, Bull RJ. 1984. The kinetics and chlorite and chlorate in the rat. *J Am Coll Toxicol.* 3(4): 261-267. [Disponible en anglais seulement]
- [ACIA] Agence canadienne d'inspection des aliments. [Modifié le 13 juin 2018]. Recommandations de contrôles préventifs pour l'utilisation de nitrites dans le saumurage de produits de viande. Ottawa (Ont), gouvernement du Canada. [Consulté le 21 février 2019].
- Ali SN, Ahmad MK, Mahmood R. 2017a. Sodium chlorate, a herbicide and major water disinfectant byproduct, generates reactive oxygen species and induces oxidative damage in human erythrocytes. *Environ Sci Pollut Rest Int.* 24(2):1898-1909. [Disponible en anglais seulement]
- Ali SN, Ansari FA, Khan AA, Mahmood R. 2017b. Sodium chlorate, a major water disinfection byproduct, alters brush border enzymes, carbohydrate metabolism and impairs antioxidant system of Wistar rat intestine. *Environ Toxicol.* 32(5) 1607-1616. [Disponible en anglais seulement]
- [AMG Medical] A.M.G. Medical Inc. 1997-2021. MedPro Applicateurs caustiques flexibles, 15,2 cm (118-395). [PDF] [Consulté en mai 2021].
- [ASFC] Agence des services frontaliers du Canada. 2015. Information gathered on the import of commodities corresponding to the codes HS 2834100010, 2834210000. Données confidentielles. [Disponible en anglais seulement]
- [ASFC] Agence des services frontaliers du Canada. 2016. Information gathered on the import of commodities corresponding to the HS codes 2829110000, 2815120000, 2815110000, 2815200020, 2806100000, 2807000000, and 2815200010. Données confidentielles. [Disponible en anglais seulement]
- Atkins PW. 1983. Chimie physique. 4^e édition. Paris, Technique et Documentation-Lavoisier.
- Ator SW, Brakebill JW, Blomquist JD. 2011. Sources, fate, and transport of nitrogen and phosphorus in the Chesapeake Bay watershed: An empirical model [PDF]. Reston (VA): U.S. Geological Survey. [Consulté le 5 mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 1998. Toxicological profile for sulfur trioxide and sulfuric acid [PDF]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. [Consulté le 3 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]
- [ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2004. Toxicological profile for chlorine dioxide and chlorite [PDF]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. [Consulté le 25 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2010. Toxicological profile for chlorine [PDF]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. [Consulté le 25 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[ATSDR] Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2017. Toxicological profile for nitrate and nitrite [PDF]. Atlanta (GA): U.S. Department of Health and Human Services. [Consulté le 5 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Basu OD, Dorner SM. 2010. Potential aquatic health impacts of selected dechlorination chemicals. *Water Qual Res J Can.* 45(3):353-363. [Disponible en anglais seulement]

[BC MOE] British Columbia Ministry of Environment. 2002. Ambient Water Quality Guidelines for Chlorate – Technical Background Report [PDF]. Victoria (BC) : ministère de l'Environnement de la C.-B.. [Consulté le 30 juin 2021]. [Disponible en anglais seulement]

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données]. [Modifié le 15 janvier 2021]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consultée le 30 avril 2021].

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données]. [Modifié le 8 avril 2021]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consultée le 30 avril 2021].

Bibliothèque du Parlement. 1998. Les pluies acides. [PDF] Ottawa (Ont.), bibliothèque du Parlement, Parlement du Canada. [Consulté le 3 avril 2019].

Blevins DW. 2004. Hydrology and cycling of nitrogen and phosphorus in Little Bean Marsh: A remnant riparian wetland along the Missouri River in Platte County, Missouri [PDF]. Reston (VA): U.S. Geological Survey. [Consulté le 5 mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Bommaraju TV, O'Brien TF. 2015. Brine Electrolysis. Grand Island (NY): The Electrochemical Society. [Consulté le 15 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Brinch-Pedersen, H., Sørensen, L.D. and Holm, P.B., 2002. Engineering crop plants: getting a handle on phosphate. *Trends in plant science.* 7(3):118-125. [Disponible en anglais seulement]

Broughton PL. 1971. Origin and distribution of mineral species in limestone caves. *Can J Earth Sci.* 5(1): 36-43. [Disponible en anglais seulement]

Canada. 1985. Loi sur les engrais, 1985. L.R.C. 1985, ch. F-10.

Canada. 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L.C. 1999, ch. 33.

Canada. 2002. Loi sur les produits antiparasitaires, 2002. L.C. 2002, ch. 28.

Canada. 2012. Loi sur les pêches, 1985 : Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées. C.P. 2012-942, 29 juin 2012, DORS/2012-139.

Canada. 2019. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur les urgences environnementales. C.P. 2019-96, 23 février 2019, DORS/2019-51.

Canada, ministère de l'Environnement. 2004. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Ligne directrice sur le rejet de l'ammoniac dissous dans l'eau se trouvant dans les effluents d'eaux usées [PDF]. *Gazette du Canada*, Partie I, vol. 138, n° 49, p. 3489-3497

[CASTNET] Clean Air Status and Trends Network. (Modifié en décembre 2016). Base de données de l'U.S. EPA. [Consulté le 24 avril 2019] [Disponible en anglais seulement]

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1987a. Tableau récapitulatif sur les nitrites. [Consulté le 10 octobre 2019]

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1987b. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux – protection de la vie aquatique. Ottawa (Ont.), CCME. [Consulté le 6 mars 2019].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Composés chlorés réactifs [PDF]. Winnipeg (Man.), CCME. [Consulté le 26 février 2019].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2004. Recommandations canadiennes pour la protection de la vie aquatique – le phosphore : cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux hydrographiques [PDF]. Winnipeg (Man.), CCME. [Consulté le 26 février 2019].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2010. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la vie aquatique – ammoniac [PDF]. Winnipeg (Man.), CCME. [Consulté le 26 février 2019].

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2012. Scientific criteria document for the development of the Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Nitrate ion [PDF]. Winnipeg (MB): CCME. [Consulté le 26 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[CEH] Chemical Economics Handbook. 2018. Sodium Chlorate. Schlag S, Funada C, Gao A, Davis S. IHS Markit. [Consulté le 28 janvier 2020]. [Accès restreint]. [Disponible en anglais seulement]

Chambers P.A., M. Guy, E.S. Roberts, M.N. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Hull (Qué.), Agriculture et Agro-Alimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Santé Canada et Ressources naturelles Canada. 271 p.

[CIMC] L'application Web sur le commerce international de marchandises du Canada. 1997-. Ottawa (Ont.), Statistique Canada. [Consultée le 13 avril 2023].

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 1991. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Chlorinated Drinking-water; Chlorination By-

products; Some Other Halogenated Compounds; Cobalt and Cobalt Compounds. IARC Monogr *Carcinog Risks Hum.* No. 52. [Disponible en anglais seulement]

[CIRC] Centre international de recherche sur le cancer. 2010. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - Ingested nitrate and nitrite, and cyanobacterial peptide toxins. IARC Monogr *Carcinog Risks Hum.* No. 94. [Disponible en anglais seulement]

[ConsExpo Web] Consumer Exposure Web Model. [Modifié le 13 février 2019]. Bilthoven (Pays-Bas): Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. [Institut national pour la santé publique et l'environnement]. [Disponible en anglais seulement]

[CSAH] Comité scientifique pour l'alimentation humaine. 1997. Food – science and techniques. Reports of the Scientific Committee for Food (Thirty-eight series). Nitrates and nitrites (opinion expressed on 22 September 1990). Bruxelles (BE). [Disponible en anglais seulement]

[CWWA] Canadian Water and Wastewater Association. 14 juin 2001. National Survey of Wastewater Treatment Plants. Rapport final. Ottawa (Ont.), Environnement Canada. [Disponible en anglais seulement]

Drury CF, Yang JY, De Jong R. 2011. Tendances de l'azote résiduel dans le sol pour les terres agricoles du Canada, de 1981 à 2006. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 15. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ont.).

Duncan SM. 1997. Examining early nineteenth century saltpeter caves: an archaeological perspective. *J Caves Karst Stud.* 59(2):91-94. [Disponible en anglais seulement]

[EAT] Étude canadienne sur l'alimentation totale. 2000–2001. Ottawa et St. John's. Concentrations de nitrites et de nitrates dans les aliments composites. Division de la recherche sur les aliments, Bureau d'innocuité des produits chimiques, Direction des aliments. Ottawa (Ont.). [Consulté en 2019].

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 1991. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Effluents des usines de pâte blanchie [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 25 février 2019].

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 1993. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Eaux usées chlorées. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 25 février 2019]. (

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2001a. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Ammoniac dans le milieu aquatique. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 27 mars 2019].

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2001b. Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation : Chloramines inorganiques [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 27 mars 2019].

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2013. Examen préalable rapide des substances peu préoccupantes pour l'environnement – Résultats de l'évaluation préalable. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[EC, SC] Environnement Canada, Santé Canada. 2014. Examen préalable rapide des substances de la phase un de la mise à jour de l'inventaire de la *Liste intérieure* – Résultats de l'évaluation préalable finale. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. [Modifié le 24 juillet 2013]. Effluents des usines de pâte blanchie. Gatineau (Qué.), ECCC. [Consulté le 11 avril 2019].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016a. Document sur l'approche scientifique : classification du risque écologique des substances organiques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2016b. Guide de déclaration à l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP) Gatineau (Qué.), gouvernement du Canada. [Consulté le 14 mars 2019].

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada et le ministère de l'Environnement et de l'Action en matière de changement climatique. 2017a. Plan d'action Canada-Ontario pour le lac Érié. Ontario. [Consulté le 27 juillet 2021]

[ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2017b. Lake of the woods water sustainability foundation. [Consulté le 27 juillet 2021] [Disponible en anglais seulement]

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2016. Examen préalable rapide des substances identifiées à la Phase 2 de la mise à jour de la *Liste intérieure des substances* : Résultats de l'évaluation préalable. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [Modifié le 12 mars 2017]. Catégorisation de substances chimiques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 2 octobre 2017].

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2018a. Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée. [PDF] Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2018b. Évaluation préalable substances jugées comme étant peu préoccupantes au moyen de l'approche de la Classification du risque écologique des substances organiques et de l'approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT). Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2019. Ébauche d'évaluation préalable : acide [(phosphonométhyl)imino]bis[éthane-2,1-

diylnitrolobis(méthylène)]tétrakisphosphonique. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 18 août 2020]

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. 2023. Supporting documentation: Sources and uses data relevant to the screening assessment of Acids and Bases. Gatineau (Qué.), ECCC. Information à l'appui de l'évaluation préalable pour les acides et les bases. Disponible sur demande à : eccc.substances.eccc@canada.ca. [Disponible en anglais seulement]

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2007-. ECHA. Helsinki (Finlande),. [Consulté le 4 mai 2018].

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques. 2007a. Registered Dossier – Potassium chlorate. [Consulté en février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2008. Nitrate in vegetables - Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain. *EFSA Journal*. 689:1-79. [Disponible en anglais seulement]

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2017a. Re-evaluation of potassium nitrite (E 249) and sodium nitrite (E 250) as food additives. *EFSA Journal*. 15(6):4786, 157 p. [Disponible en anglais seulement]

[EFSA] Autorité européenne de sécurité des aliments. 2017b. Re-evaluation of sodium nitrate (E 251) and potassium nitrate (E 252) as food additives. *EFSA Journal*. 15(6):4787, 123 p. [Disponible en anglais seulement]

Environnement Canada. 2002. Planification de la prévention de la pollution pour l'ammoniac, les chloramines inorganiques et les effluents d'eaux usées chlorées dans les effluents d'eaux usées municipales : document de travail. [PDF] Gatineau (Qué.), Environnement Canada.

Environnement Canada. 2007. Guide technique des pâtes et papiers : critères et directives pour l'eutrophisation prononcée. Bureau national des études de suivi des effets sur l'environnement, Institut national de recherche sur les eaux, Gatineau (Qué.), Canada.

Environnement Canada. 2009. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure. Données préparées par Environnement Canada et Santé Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2012. Rapport de rendement : planification de la prévention de la pollution pour le chlore dans les effluents des eaux usées. [PDF] Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada.

Environnement Canada. 2013a. Données de la Mise à jour de l'inventaire de la LIS recueillies 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 et Santé Canada; Programme des substances existantes.

Environnement Canada. 2013b. [Aperçu - Initiative du bassin du lac Winnipeg \[PDF\]](#). Ottawa (Ont.). [Consulté le 27 juillet 2021]

Farkouh A, Frigo P et Czejka M. 2016. Systemic side effects of eye drops: a pharmacokinetic perspective. *Clin Ophthalmol*. 10:2433-2441. [Disponible en anglais seulement]

Faxon C, Bean J, Hildebrandt Ruiz L. 2015. Inland Concentrations of Cl₂ and ClNO₂ in Southeast Texas Suggest Chlorine Chemistry Significantly Contributes to Atmospheric Reactivity. *Atmosphere*. 6:1487-1506. [Disponible en anglais seulement]

Ficheux AS, Wesolek N, Chevillotte G, Roudot AC. 2015. Consumption of cosmetic products by the French population. First part: Frequency data. *Food and Chemical Toxicology*. 78:159-169. [Disponible en anglais seulement]

Ficheux AS, Chevillotte G, Wesolek N, Morisset T, Dornic N, Bernard A, Bertho A, Romanet A, Leroy L, Mercat AC, Creusot T, Simon E, Roudot AC. 2016. Consumption of cosmetic products by the French population second part: Amount data. *Food and Chemical Toxicology*. 90: 130-141. [Disponible en anglais seulement]

Gangolli SD, van den Brandt PA, Feron VJ, Janzowsky C, Koeman JH, Speijers GJA, Spiegelhalder B, Walker R, Wishnok JS. 1994. Nitrate, nitrite and N-nitroso compounds. *Eur J Pharmacol*. 292:1-38. [Disponible en anglais seulement]

German EJ, Hurst MA, Wood D. 1999. Reliability of drop size from multi-dose eye drop bottles: is it cause for concern? *Eye*. 13:93-100. [Disponible en anglais seulement]

Gill MT, Swanson MS, Murphy SR, Bailey GP. 2000. Two-generation reproduction and developmental neurotoxicity study with sodium chlorite in the rat. *J Appl Toxicol*. 20(4):291-303. [Disponible en anglais seulement]

Globus M, Samuel D. 1978. Effect of maternally administered sodium nitrite on hepatic erythropoiesis in fetal CD-1 mice. *Teratology*. 18(3):367-378. [Disponible en anglais seulement]

Goldsmith JR, Rokaw SN, Shearer LA. 1975. Distributions of Percentage Methaemoglobin in Several Population Groups in California. *International Journal of Epidemiology*. 4(3):207-212. [Disponible en anglais seulement]

Gorham E. 1961. Factors influencing supply of major ions to inland waters, with special reference to the atmosphere. *Geol Soc Am Bull*. 72(6):795-840. [Disponible en anglais seulement]

Gouvernement du Canada. [Modifié le 13 février 2017]. [Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs : éléments nutritifs](#). [Consulté le 27 juillet 2021]

Gouvernement du Canada. [Modifié le 26 mars 2021]. Rapport annuel de 2019 à 2020 sur la Loi sur les ressources en eau du Canada : chapitre 7. [Consulté le 28 juillet 2021]

Halevy I, Zuber MT, Schrag DP. 2007. A sulfur dioxide climate feedback on early Mars. *Science*. 318(5858):1903-1907. [Disponible en anglais seulement]

[HERA] Human and Environmental Risk Assessment. 2005. Soluble silicates (draft) [PDF]. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Herrmann SS, Granby K, Duedahl-Olesen L. 2015. Formation and mitigation of *N*-nitrosamines in nitrite preserved cooked sausages. *Food Chem*. 174:516-526. [Disponible en anglais seulement]

Honikel KO. 2008. The use and control of nitrate and nitrite for the processing of meat products. *Meat Science*. 78:68-76. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983a- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 19 octobre 2015; consulté le 10 janvier 2019]. Hydrogen chloride; CAS RN 7647-01-0. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983b- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 25 octobre 2016; consulté le 10 janvier 2019]. Chlorine; CAS RN 7782-50-5. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983c- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 28 novembre 2018; consulté le 10 janvier 2019]. Chlorine dioxide; CAS RN 10049-04-4. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983d- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 30 juin 2014; consulté le 10 janvier 2019]. Calcium hypochlorite; CAS RN 7778-54-3. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983e- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 5 mars 2003; consulté le 10 janvier 2019]. Sodium hypochlorite; CAS RN 7681-52-9. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983f- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 25 octobre 2016; consulté le 10 janvier 2019]. Sulfuric acid; CAS RN 7664-93-9. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983g- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 13 février 2002; consulté le 10 janvier 2019]. Potassium polysilicate; CAS RN 1312-76-1. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983h- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 11 octobre 2007; consulté le 10 janvier 2019]. Sodium silicate; CAS RN 1344-09-8. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983i- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 8 novembre 2002; consulté le 10 janvier 2019]. Phosphorus pentoxide; CAS RN 1314-56-3. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983j- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 4 juin 2007; consulté le 10 janvier 2019]. Sodium nitrite; CAS RN 7632-00-0. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983k- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 4 juin 2007; consulté le 10 janvier 2019]. Potassium nitrate; CAS RN 7757-79-1. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983l- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 4 juin 2007; consulté le 10 janvier 2019]. Sodium nitrate; CAS RN 7631-99-4. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983m- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 26 avril 2012; consulté le 21 février 2019]. Sodium hydroxide; CAS RN 1310-73-2. [Disponible en anglais seulement]

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank. 1983n- . Bethesda (MD): National Library of Medicine (US). [Révisé le 19 octobre 2015; consulté le 10 janvier 2019]. Potassium hydroxide; CAS RN 1310-58-3. [Disponible en anglais seulement]

[INRP] Inventaire national des rejets de polluants [base de données]. 2022. Gatineau (Qué.), gouvernement du Canada. [Consulté le 9 mai 2022]. Données complètes.

Jarvis B. 2014. Cider (Cyder; Hard Cider). Encyclopedia of Food Microbiology. Vol. 1. Elsevier Ltd, *Academic Press*. p. 437-443. [Disponible en anglais seulement]

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 1996. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants in food prepared by the forty-fourth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Genève (CH). [Disponible en anglais seulement]

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2003. Intake assessment Nitrate and Nitrite. WHO Food Additive Series 50, Genève (CH). [Disponible en anglais seulement]

[JECFA] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. 2008. Safety evaluation of certain food additives and contaminants. WHO Food Additive Series 59, Genève (CH). [Disponible en anglais seulement]

Klonne DR, Ulrich CE, Riley MG, Hamm TE, Morgan KT, Barrow CS. 1987. One-year inhalation toxicity study of chlorine in rhesus monkeys (*Macaca mulatta*). *Fundam Appl Toxicol*. 9(3):557-572. [Disponible en anglais seulement]

Krassován K, Kertész Z, Imre K, Gelencsér A. 2015. Indirect evidence for the presence of secondary phosphorus in continental fine aerosol. *Aerosol Air Qual Res.* 15:38-45 [Disponible en anglais seulement]

Lazrus AL, Gandrud BW. 1974. Distribution of stratospheric nitric acid vapor. *J Atmos Sci.* 31(4):1102-1108. [Disponible en anglais seulement]

Margiocco C, Arillo A, Mensi P, Schenone G. 1983. Nitrite bioaccumulation in *Salmo gairdneri* Rich. and hematological consequences. *Aquat Toxicol.* 3(3):261-270. [Disponible en anglais seulement]

McCauley PT, Robinson M, Daniel FB, Olsen GR. 1995. The effects of subchronic chlorate exposure in Sprague-Dawley rats. *Drug and Chemical Toxicology.* 18(2-3):185-199. [Disponible en anglais seulement]

[ME ON] Ontario Ministry of the Environment. 2007a. Ontario air standards for chlorine dioxide [PDF]. Toronto (Ont.), ME ON. [Consulté le 25 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[ME ON] Ontario Ministry of the Environment. 2007b. Ontario air standards for phosphoric acid [PDF]. Toronto (Ont.), ME ON. [Consulté le 3 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[ME ON] Ontario Ministry of the Environment. 2007c. Ontario air standards for sulphuric acid [PDF]. Toronto (Ont.), ME ON. [Consulté le 3 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Mendiratta SK, Duncan BL. 2003. Chloric Acid and Chlorates. Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology. Vol. 6. New York: Wiley. p. 103-120. [Disponible en anglais seulement]

Mirvish S, Wallcave L, Egan M, Shubik P. 1972. Ascorbate-nitrite reaction: possible means of blocking the formation of carcinogenic N-nitroso compounds. *Science.* 177:65-67. [Disponible en anglais seulement]

[NICS] National Institute of Chemical Safety. 2014. Disodium disulphite. Substance evaluation report [PDF]. Budapest (Hungary): National Institute of Chemical Safety. [Consulté le 1er mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[NTP] National Toxicology Program (U.S.A.). 1990. Final report on the reproductive toxicity of sodium nitrite (CAS No. 7632-00-0). Research Triangle Park (NC): U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. [Disponible en anglais seulement]

[NTP] National Toxicology Program (U.S.A.). 1992. Toxicology and Carcinogenesis Studies of Chlorinated Water (CAS Nos. 7782-50-5 and 7681-52-9) and Chloraminated Water (CAS No. 10599-90-3) (Deionized and Charcoal-Filtered) in F344/N Rats and B6C3F1 Mice (Drinking Water Studies). [PDF] Research Triangle Park (NC): U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. [Disponible en anglais seulement]

[NTP] National Toxicology Program (U.S.A.). 2001. Toxicology and Carcinogenesis Studies of Sodium Nitrite in F344/N Rats and B6C3F1 Mice. [PDF] Research Triangle Park (NC): U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. [Disponible en anglais seulement]

[NTP] National Toxicology Program (U.S.A.). 2005. Toxicology and carcinogenesis studies of sodium chlorate (CAS No. 7775-09-9) in F344/N rats and B6C3F1 mice (drinking water studies). Research Triangle Park (NC): U.S. Department of Health and Human Services, National Toxicology Program. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2001a. Disodium disulphite. SIDS initial assessment report for SIAM 13 [PDF]. UNEP Publications. [Consulté le 2 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2001b. Potassium hydroxide. SIDS initial assessment report for SIAM 13 [PDF]. Berne (CH): UNEP Publications. [Consulté le 2 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2001c. Sulfuric acid. SIDS initial assessment report for SIAM 11 [PDF]. Orlando (FL) : UNEP Publications. [Consulté le 2 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2002a. Hydrogen chloride. SIDS initial assessment report for SIAM 15 [PDF]. Boston (USA) : UNEP Publications. [Consulté le 2 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2002b. Sodium hydroxide. SIDS initial assessment report for SIAM 15 [PDF]. Paris (FR) : UNEP Publications. [Consulté le 2 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004a. Calcium hypochlorite. SIDS initial assessment report for SIAM 18 [PDF]. Paris (FR) : UNEP Publications. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004b. Soluble silicates. SIDS initial assessment report for SIAM 18 [PDF]. Paris (FR) : UNEP Publications. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2005. Sodium nitrite. SIDS initial assessment profile for SIAM 20 [PDF]. Paris (FR) : OECD. [Consulté le 5 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2006a. SIDS Initial Assessment Report for SIAM 22: sodium chlorate: CAS No. 7775-09-9. Paris (FR). [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2006b. SIDS Initial Assessment Report: Category Sodium Chlorite and Chlorine Dioxide: CAS No. 7758-19-2 and 7758-19-2. Jeju (SK). [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2007. Sodium nitrate, potassium nitrate, potassium sodium nitrate, ammonium nitrate, calcium nitrate fertilizer,

calcium ammonium nitrate (CAN), nitrogen solutions (UAN). SIDS initial assessment profile for SIAM 25 [PDF]. Paris (FR): OECD. [Consulté le 5 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2008a. Bis(hydroxylammonium)sulphate. SIDS initial assessment profile for SIAM 27 [PDF]. Paris (FR): OECD. [Consulté le 1^{er} mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2008b. Nitric acid. SIDS initial assessment profile for SIAM 26 [PDF]. Paris (FR) : OECD. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2008c. Sodium sulfite. SIDS initial assessment profile for SIAM 26 [PDF]. Paris (FR) : OECD. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2009. Phosphoric acid. SIDS initial assessment report [PDF]. [Consulté le 4 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

Olivieri VP, Snead MC, Krusé CW, Kawata K. 1986. Stability and effectiveness of chlorine disinfectants in water distribution systems. *Environ Health Perspect.* 69:15-29. [Disponible en anglais seulement]

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2002. Concise International Chemical Assessment Document 37 [PDF]. Chlorine Dioxide (Gas). Genève (CH). ISBN 9241530375. [Disponible en anglais seulement]

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2003. Chlorine in Drinking-water: Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality [PDF]. Genève (CH) : OMS. [Consulté le 13 mai 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2011. Nitrate and nitrite in drinking water [PDF]. Genève (CH) : OMS. [Consulté le 5 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2016. Chlorine dioxide, chlorite and chlorate in drinking-water [PDF]. Genève (CH) : OMS. [Consulté le 17 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[OMS] Organisation mondiale de la Santé. 2019. GEMS/Food Contaminants database, Global Environment Monitoring System - Food Contamination Monitoring and Assessment Programme. [Disponible en anglais seulement]

Opländer C, Römer A, Paunel-Görgülü A, Fritsch T, van Faassen EE, Mürtz M, Bozkurt A, Grieb G, Fuchs P, Pallua N, Suschek CV. 2012. Dermal application of nitric oxide in vivo: kinetics, biological responses, and therapeutic potential in humans. *Clin Pharmacol Ther.* 91(6):1074-1082. [Disponible en anglais seulement]

Orme J, Taylor DH, Laurie RD, Bull RJ. 1985. Effects of chlorine dioxide on thyroid function in neonatal rats. *J Toxicol Environ Health.* 15(2):312-322. [Disponible en anglais seulement]

Pannala AS, Mani AR, Spencer JPE, Skinner V, Richard Bruckdorfer K, Moore KP, Rice-Evans CA. 2003. The effect of dietary nitrate on salivary, plasma, and urinary nitrate metabolism in humans. *Free Radic Biol Med.* 34(5):576-584. [Disponible en anglais seulement]

Paulet G, Desbrousses S. 1972. On the toxicology of chlorine dioxide. *Archives des Maladies Professionnelles et de Médecine du Travail.* 33:59-61. [Disponible en anglais seulement]

Paulet G, Desbrousses S. 1974. Action of a discontinuous exposure to chlorine dioxide (ClO₂) on the rat. *Archives des Maladies Professionnelles et de Médecine du Travail.* 35:797-804. [Disponible en anglais seulement]

Reuss JO, Johnson DW. 1986. Acid deposition and the acidification of soils and waters. Vol 59 of Ecological Studies. New York (NY): Springer-Verlag. 119 p. [Disponible en anglais seulement]

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu [Institut national pour la santé publique et l'environnement]. 2006. Pest Control Products Fact Sheet: to assess the risks for the consumer: updated version for ConsExpo 4 [PDF]. Bilthoven (NL): RIVM. Report No. : 320005002/2006. [Consulté le 6 avril 2020]. [Disponible en anglais seulement]

[RNCan] Ressources naturelles Canada. [Modifié le 1^{er} février 2019]. Règlement sur les explosifs – Composants d'explosif limités. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 21 février 2019].

Ryon MG, Stewart AJ, Kszos LA, Phipps TL. 2002. Impacts on streams from the use of sulfur-based compounds for dechlorinating industrial effluents. *Water Air Soil Pollut.* 136(1-4):255-268. [Disponible en anglais seulement]

Rywotycki R. 2002. The effect of selected functional additives and heat treatment on nitrosamine content in pasteurized pork ham. *Meat Science.* 60:335-339. [Disponible en anglais seulement]

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada [Disponible en anglais seulement]

Santé Canada. 2008a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Le chlorite et le chlorate [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 15 février 2019].

Santé Canada. 2008b. Projet de décision de réévaluation – Chlorate de sodium et chlorite de sodium [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 15 février 2019].

Santé Canada. 2009. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Le chlore [PDF]. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 11 janvier 2019].

Santé Canada. 2013. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – Le nitrate et le nitrite. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 11 janvier 2019].

Santé Canada. 2016. Approche fondée sur le seuil de préoccupation toxicologique (SPT) pour certaines substances. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 11 janvier 2019].

Santé Canada. 2017. Enquête sur les N-nitrosamines sur le marché canadien – année 2017 [base de données]. Le réseau canadien d'information entre laboratoires (RCIL). [Consulté en mai 2021].

Santé Canada. [Modifié le 27 décembre 2017]. Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté en février 2019].

Santé Canada. 2018a. Draft backgrounder document of default values for breast milk and formula intake. Rapport inédit. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Disponible en anglais seulement]

Santé Canada. [Modifié le 14 juin 2018]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques – Liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 5 février 2019].

Santé Canada. [Modifié en 2022]. Facteurs d'exposition utilisés dans les évaluations des risques pour la santé humaine au Canada. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [Consulté le 21 mars 2023]

Scatina J, Abdel-Rahman MS, Gerges SE, Alliger H. 1983. Pharmacokinetics of Alcide[®], a Germicidal Compound in Rat. *J Appl Toxicol*. 3(3):150-153. [Disponible en anglais seulement]

Scatina J, Abdel-Rahman MS, Gerges SE, Khan YM, Gona O. 1984. Pharmacodynamics of Alcide, a New Antimicrobial Compound, in Rat and Rabbit. *Fundamental and Applied Toxicology*. 4:479-484. [Disponible en anglais seulement]

Schins RPF, Emmen H, Hoogendijk L, Borm PJA. 2000. Nasal inflammatory and respiratory parameters in human volunteers during and after repeated exposure to chlorine. *Eur Respir J*. 16:626-632. [Disponible en anglais seulement]

Schumann U, Huntrieser H. 2007. The global lightning-induced nitrogen oxides source. *Atmos Chem Phys*. 7(14):3823-3907. [Disponible en anglais seulement]

[SDS] Safety Data Sheet. 2013. N-O-DOR[®] Liquid Odor Oxidizer Part A Concentrate and Activator Solution Part B. Orangeburg (SC): Atsko Inc. [Disponible en anglais seulement]

Sen NP, Baddoo PA. 1997. Trends in the Levels of Residual Nitrite in Canadian Cured Meat Products over the Past 25 Years. *J. Agri. Food Chem*. 45:4714-4718. [Disponible en anglais seulement]

Shimada T. 1989. Lack of teratogenic and mutagenic effects of nitrite on mouse foetuses. *Arch Environ Health*. 44(1):59-63. [Disponible en anglais seulement]

Statistique Canada. 2004. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) – Cycle 2.2 : nutrition. Fichiers de partage. Ottawa (Ont.). Canada. Estimations générées à l'aide de SAS 9.3 [GRID] à SAS EG 5.1.

Statistique Canada. 2015. Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) 2015 Fichiers de partage. Ottawa (Ont.). Canada. Estimations générées à l'aide de SAS 9.3 [GRID] à SAS EG 5.1.

Stewart DJ, Taylor CM, Reeves CE, McQuaid JB. 2008. Biogenic nitrogen oxide emissions from soils: impact on NO_x and ozone over west Africa during AMMA (African Monsoon Multidisciplinary Analysis): observational study. *Atmos Chem Phys*. 8(9):2285-2297. [Disponible en anglais seulement]

Strittholt CA, McMillan DA, He T, Baker RA, Barker ML 2016. A randomized clinical study to assess ingestion of dentrifice by children. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 75:66-71. [Disponible en anglais seulement]

Tsunogai S. 1971. Oxidation rate of sulfite in water and its bearing on the origin of sulfate in meteoric precipitation. *Geochem J*. 5(4):175-185. [Disponible en anglais seulement]

Urbansky ET, Brown SK, Magnuson ML, Kelty CA. 2000. Perchlorate levels in samples of sodium nitrate fertilizer derived from Chilean caliche. *Environ Pollut*. 112(2001):299-302. [Disponible en anglais seulement]

[UE] Commission européenne. 2007a. European Union Risk Assessment Report: Chlorine. Rome (ITL): Commission européenne. [Consulté le 29 mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[UE] Commission européenne. 2007b. European Union Risk Assessment Report: Sodium Hypochlorite. Rome (ITL): Commission européenne. [Consulté le 29 mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[UE] Union européenne. 2009. Sodium hypochlorite : Summary Risk Assessment Report. Rome (ITL): Union européenne. [Consulté le 29 mars 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[UE] Union européenne. 2017. Active chlorine released from sodium hypochlorite [PDF]. Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 1991. Reregistration Eligibility Document: Inorganic nitrate/nitrite (sodium and potassium nitrates) (Case 4052) [PDF]. Washington (DC): U.S. EPA, Office of Pesticide Programs. [Consulté le 5 avril 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. Révisé en 1991. Integrated Risk Information System (IRIS) Chemical Assessment Summary Nitrate; CAS RN 14797-55-8. [PDF] U.S. EPA, National Center for Environmental Assessment. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 1999. Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorine Gas. [PDF] U.S. EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006a. Reregistration Eligibility Decision (RED) for Chlorine Dioxide and Sodium Chlorite, Case No. 4023. [PDF] U.S. EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006b. Reregistration Eligibility Decision Document (RED) for Inorganic chlorates. [PDF] U.S. EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006c. Révisé Inorganic Chlorates. HED Chapter of the Reregistration Eligibility Decision Document (RED). U.S. EPA, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2006d. Chlorine Dioxide Final Risk Assessment. U.S. EPA, Office of Pesticide Programs. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Potassium silicate [PDF]. U.S. EPA Office of Pesticide Programs. [Consulté le 22 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2012. Standard operating procedure for residential exposure and risk assessment of pesticides. [Consulté le 9 mai 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2016. Six-Year Review 3 Technical Support Document for Chlorate [PDF]. U.S. EPA Office of Water. [Consulté le 15 février 2019]. [Disponible en anglais seulement]

[U.S. EPA] United States Environmental Protection Agency. 2018. 2018 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables. [PDF] U.S. EPA, Office of Water. [Modifié en mars 2018]. [Disponible en anglais seulement]

Vermeer ITM, Pachen DMFA, Dallinga JW, Kleinjans JCS, van Maanen JMS. 1998. Volatile N-nitrosamine formation after intake of nitrate at the ADI level in combination with an amine-rich diet. *Environ. Health Perspect.* 106(8):459-463. [Disponible en anglais seulement]

White CW, Martin JG. 2010. Chlorine gas inhalation: human clinical evidence of toxicity and experience in animal models. *Proc Am Thorac Soc.* 7(4):257-263. [Disponible en anglais seulement]

Wolf DC, Morgan KT, Gross EA, Barrow C, Moss OR, James RA, Popp JA. 1995. Two-year inhalation exposure of female and male B6C3F1 mice and F344 rats to chlorine gas induces lesions confined to the nose. *Fundamental and Applied Toxicology*. 24:111-131. [Disponible en anglais seulement]

Zwart A, Woutersen RA. 1988. Acute inhalation toxicity of chlorine in rats and mice: Time-concentration-mortality relationships and effects on respiration. *J Hazard Mater*. 19:195-208. [Disponible en anglais seulement]

Annexe A. Substances et approches utilisées dans la présente évaluation

Tableau A-1. Liste des substances et des approches utilisées dans la présente évaluation

Sous-groupe de substances	NE CAS	Nom commun	Approche écologique	Approche pour la santé humaine
Ammoniac	5470-11-1 ^a	Chlorure d'hydroxylammonium	S.O. ^b	Évaluation préalable rapide des substances pour lesquelles l'exposition de la population générale est limitée
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7775-09-9	Chlorate de sodium	S.O. ^b	Quantitative
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	10049-04-4	Dioxyde de chlore	S.O. ^b	Quantitative
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7681-52-9	Hypochlorite de sodium	S.O. ^b	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7778-54-3	Dihypochlorite de calcium	S.O. ^b	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7782-50-5	Chlore	S.O. ^b	Quantitative

Sous-groupe de substances	NE CAS	Nom commun	Approche écologique	Approche pour la santé humaine
Sulfites	7631-90-5	Hydrogénosulfite de sodium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Sulfites	7681-57-4	Oxyde de oxydosulfanesulfonate et de disodium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	1310-58-3	Hydroxyde de potassium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	1310-73-2	Hydroxyde de sodium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	1312-76-1	Hydroxy(oxo)silanolate de potassium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	1344-09-8	Hydroxy(oxo)silanolate de sodium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	7647-01-0	Chlorure d'hydrogène	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	7664-93-9	Acide sulfurique	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine

Sous-groupe de substances	NE CAS	Nom commun	Approche écologique	Approche pour la santé humaine
Hydrogène et hydroxydes	12136-45-7	Oxyde de dipotassium	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Phosphates	1314-56-3	1,3-dioxodiphosphoxane-1,3-diium-1,3-diolate	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Phosphates	7664-38-2	Acide phosphorique	Qualitative	Faible potentiel de danger pour la santé humaine
Nitrates et nitrites	7631-99-4	Nitrate de sodium	Quantitative	Quantitative
Nitrates et nitrites	7632-00-0	Nitrite de sodium	Quantitative	Quantitative
Nitrates et nitrites	7697-37-2	Acide nitrique	Qualitative	Quantitative
Nitrates et nitrites	7757-79-1	Nitrate de potassium	Quantitative	Quantitative
Nitrates et nitrites	10124-37-5	Dinitrate de calcium	Quantitative	Quantitative

Abréviation : S.O. = sans objet.

^a Ne satisfait pas aux critères de catégorisation énoncés dans ECCC, SC (modifié en 2017); a été considéré comme prioritaire au moyen d'autres mécanismes.

^b Il est considéré que ces substances ont déjà été traitées du point de vue de leurs risques pour l'environnement dans les rapports d'évaluation de la Liste des substances prioritaires.

Les substances suivantes ont été évaluées selon l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine (tableau A-2). Pour onze substances, les détails et les études utilisés pour appuyer ces décisions sont disponibles dans le *Document sur l'approche scientifique concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine* (Santé Canada, modifié en 2017). Pour l'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium, ces détails se trouvent à l'annexe C.

Tableau A-2. Résumé des conclusions sur les des 13 substances traitées selon l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine

NE CAS	Nom commun	CMR^a	Point de décision 1 : La substance cause-t-elle des effets sur la santé jusqu'à la dose limite (1 000 mg/kg p.c./jour)?	Point de décision 2 : La substance cause-t-elle des effets graves entre 100 et 1 000 mg/kg p.c./jour?
7681-52-9	Hypochlorite de sodium	Non	Non	Non
7778-54-3	Dihypochlorite de calcium	Non	Non	Non
7631-90-5	Hydrogénosulfite de sodium	Non	Non	Non
7681-57-4	Oxyde de oxydosulfanesulfonate et de disodium	Non	Non	Non
1310-58-3	Hydroxyde de potassium	Non	Non	Non
1310-73-2	Hydroxyde de sodium	Non	Non	Non
1312-76-1	Hydroxy(oxo)silanolate de potassium	Non	Non	Non
1344-09-8	Hydroxy(oxo)silanolate de sodium	Non	Non	Non
7647-01-0	Chlorure d'hydrogène	Non	Non	Non
7664-93-9	Acide sulfurique	Non	Non	Non
12136-45-7	Oxyde de dipotassium	Non	Non	Non
1314-56-3	1,3-dioxodiphosphoxane-1,3-diium-1,3-diolate	Non	Non	Non
7664-38-2	Acide phosphorique	Non	Non	Non

Abréviations : CMR : cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction

^aD'après les classifications établies par d'autres organisations nationales ou internationales en ce qui concerne la cancérigénicité, la génotoxicité, la toxicité pour le développement ou la toxicité pour la reproduction pour la voie d'exposition orale, laquelle est considérée comme la plus pertinente pour l'exposition de la population générale.

Annexe B. Propriétés physiques et chimiques

Tableau B-1. Valeurs expérimentales des propriétés physiques et chimiques des 22 substances du groupe des acides et des bases

Sous-groupe	NE CAS	Nom commun (formule moléculaire)	pK _a	Hydrosolubilité (g/L)	Pression de vapeur (mm Hg)
Ammoniac	5470-11-1	Chlorure d'hydroxylammonium (ClH ₄ NO)	S.O.	340 ^b	2 × 10 ⁻⁵ (à 20 °C) ^b
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7775-09-9	Chlorate de sodium (NaClO ₃)	S.O.	696-736 (à 20 °C) ^b	S.O.
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	10049-04-4	Dioxyde de chlore	S.O.	3,01 (à 25 °C) ^c	758 (à 20 °C) ^c
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7778-54-3	Hypochlorite de calcium (CaCl ₂ O ₂)	S.O.	210 (à 25 °C) ^d	S.O.
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7681-52-9	Hypochlorite de sodium (NaClO)	S.O.	293 (à 0 °C) ^e	13-15 (à 20 °C) ^m
Chlore libre disponible, chlorates et chlorites	7782-50-5	Chlore (Cl ₂)	S.O.	9,78 (à 10 °C) ^b	5 085 (à 20 °C) ^b
Sulfites	7681-57-4	Oxyde de oxydosulfanesulfonate et de disodium (Na ₂ O ₅ S ₂)	S.O.	667 (à 25 °C) ^b	S.O.
Sulfites	7631-90-5	Hydrogénosulfite de sodium (HNaO ₃ S)	S.O.	724 (à 20 °C) ^b	S.O.
Hydrogène et hydroxydes	7664-93-9	Acide sulfurique (H ₂ SO ₄)	-2 ^a (pK _{a1}); 1,92 ^a (pK _{a2})	Miscible ^f	5 × 10 ⁻⁵ (à 25 °C) ^f
Hydrogène et hydroxydes	7647-01-0	Chlorure d'hydrogène (HCl)	-7 ^a	724,7 (à 20 °C) ^b	34 652 (à 25 °C) ^b

Sous-groupe	NE CAS	Nom commun (formule moléculaire)	pK _a	Hydrosolubilité (g/L)	Pression de vapeur (mm Hg)
Hydrogène et hydroxydes	1310-58-3	Hydroxyde de potassium (KOH)	Base forte (~14)	1 000 (à 25 °C) ^b	S.O.
Hydrogène et hydroxydes	1310-73-2	Hydroxyde de sodium (NaOH)	Base forte (~14)	1 000 (à 25 °C) ^b	S.O.
Hydrogène et hydroxydes	12136-45-7	Oxyde de dipotassium (K ₂ O)	Base forte (~14)	1 000 (à 25 °C) ^b	S.O.
Hydrogène et hydroxydes	1312-76-1	Hydroxy(oxo)silanolate de potassium (HKO ₃ Si)	9,9-12 (à 30 °C) ^b	Légèrement soluble ⁹ ; se dissout lentement (solide anhydre) ^b ; se dissout rapidement (solutions séchées par pulvérisation) ^b ; miscible (solutions) ^b ; 336 (à 25 °C) ⁿ	S.O.
Hydrogène et hydroxydes	1344-09-8	Hydroxy(oxo)silanolate de sodium (HNaO ₃ Si)	9,9-12 (à 30 °C) ^b	Légèrement soluble ⁹ ; se dissout lentement (solide anhydre) ^b ; se dissout rapidement (solutions séchées par pulvérisation) ^b ; miscible (solutions) ^b	S.O.
Phosphates	7664-38-2	Acide phosphorique (H ₃ PO ₄)	2,12 ^a (pK _{a1}); 7,21 ^a (pK _{a2}); 12,67 ^a (pK _{a3});	1 000 (à 20 °C) ^b	0,03 (à 20 °C) ^b

Sous-groupe	NE CAS	Nom commun (formule moléculaire)	pK _a	Hydrosolubilité (g/L)	Pression de vapeur (mm Hg)
Phosphates	1314-56-3	1,3-dioxodiphosphoxane-1,3-diium-1,3-diolate (P ₂ O ₅)	S.O.	Réagit avec l'eau pour former de l'acide phosphorique ⁱ	S.O.
Nitrates et nitrites	7632-00-0	Nitrite de sodium (NaNO ₂)	S.O.	848 (à 25 °C) ^j	S.O.
Nitrates et nitrites	7757-79-1	Nitrate de potassium (KNO ₃)	S.O.	383 (à 25 °C) ^k	S.O.
Nitrates et nitrites	7697-37-2	Acide nitrique (HNO ₃)	-1,38-0 ^b	> 500 (à 20 °C) ^b	47 (à 20 °C) ^b
Nitrates et nitrites	7631-99-4	Nitrate de sodium (NaNO ₃)	S.O.	912 (à 25 °C) ^l	S.O.
Nitrates et nitrites	10124-37-5	Nitrate de calcium (Ca(NO ₃) ₂)	S.O.	> 100 ^b	S.O.

Abréviations : S.O. = sans objet.

^aAtkins (1978); ^bECHA (2007-); ^cHSDB (1983 c-); ^dHSDB (1983d-); ^eHSDB (1983e-); ^fHSDB (1983f-); ^gHSDB (1983g-); ^hHSDB (1983h-); ⁱHSDB (1983i-); ^jHSDB (1983j-); ^kHSDB (1983k-); ^lHSDB (1983l-); ^mUE (2007b); ⁿU.S. EPA (2007).

Annexe C. Résultats de l'approche concernant les substances présentant un faible danger pour la santé humaine pour l'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium

L'absorption par voie orale devrait être la principale voie d'exposition à l'hypochlorite de sodium (NE CAS 7681-52-9) et à l'hypochlorite de calcium (NE CAS 7778-54-3) au sein de la population générale canadienne. Les sels de sodium et de calcium de l'acide hypochloreux sont évalués en tant que groupe parce que les deux substances se dissocient en acide hypochloreux dans l'eau. L'acide hypochloreux ne peut pas être testé jusqu'à une dose limite de 1 000 mg/kg p.c./jour en raison de l'aversion pour le goût à des concentrations élevées dans l'eau potable. Le programme sur la qualité de l'eau potable de Santé Canada n'a pas considéré comme nécessaire d'établir une recommandation pour le chlore dans l'eau potable, compte tenu de sa faible toxicité aux concentrations décelées dans l'eau potable traitée (Santé Canada, 2009). Sur la base des renseignements disponibles et des conclusions des organisations internationales, l'acide hypochloreux n'est ni cancérigène, ni mutagène, ni toxique pour la reproduction et le développement. Dans des études à doses répétées, aucun effet grave n'a été observé jusqu'à 14,4 mg/kg p.c./jour (NTP, 1992). Par conséquent, l'acide hypochloreux est considéré comme peu préoccupant pour la santé humaine selon une approche fondée sur les dangers (Santé Canada, 2009; NTP, 1992).

Tableau C-1. Résumé des dangers liés à l'hypochlorite de sodium (NE CAS 7681-52-9) et à l'hypochlorite de calcium (NE CAS 7778-54-3)

Principale voie d'exposition humaine	Orale
Justification du regroupement	L'hypochlorite de sodium et l'hypochlorite de calcium sont évalués en tant que groupe parce que les deux substances génèrent de l'acide hypochloreux dans l'eau (Santé Canada, 2009).
Cancérogénicité	Négatif. Santé Canada (2009) a classé le chlore, sous forme d'ion hypochlorite ou d'acide hypochloreux, comme peu susceptible d'être cancérogène pour l'humain.
Mutagénicité	Les tests de mutagénicité ont donné des résultats tant positifs que négatifs (UE, 2007b; Santé Canada, 2009). Santé Canada (2009) a conclu qu'en raison des résultats des tests de mutagénicité l'hypochlorite de sodium n'est pas considéré comme génotoxique.
Toxicité pour la reproduction et le développement	Négatif. Rien ne permet de penser que l'hypochlorite de sodium présenterait des effets néfastes sur le développement ou la fertilité (Santé Canada, 2009).
Toxicité à doses répétées	Aucun effet général n'a été observé jusqu'à 14,4 mg/kg p.c./jour par voie orale dans une étude à doses répétées de deux ans chez le rat (NTP, 1992). La diminution du poids corporel après le traitement avec les plus fortes doses a été attribuée à un effet secondaire lié à une faible consommation d'eau, très probablement en raison d'une aversion pour le goût de l'eau potable lorsque les concentrations d'acide hypochloreux sont élevées (Santé Canada, 2009).

Annexe D. Estimations de l'apport provenant des milieux environnementaux et des aliments pour le sous-groupe des nitrates et des nitrites

Pour chaque catégorie d'aliments et de boissons pour laquelle des données ont été rapportées dans l'EAT (2000-2001), la concentration la plus élevée a été appliquée par prudence pour représenter la catégorie entière. En l'absence de données canadiennes, les concentrations de nitrates et de nitrites dans les aliments rapportées dans les évaluations de l'EFSA (EFSA, 2008, EFSA, 2017a, EFSA, 2017b), dans la base de données GEMS/Food (OMS, 2019) ou soumises par les États-Unis au Comité du Codex sur les additifs alimentaires ont été prises en compte. Dans ces cas, pour chaque catégorie d'aliments et de boissons, la concentration la plus élevée rapportée par les États-Unis a été utilisée lorsqu'elle était disponible ou, dans le cas contraire, la concentration du 95^e centile rapportée par l'EFSA ou dans la base de données GEMS/Food a été appliquée de manière prudente pour représenter l'ensemble de la catégorie d'aliments.

La consommation alimentaire a été fondée sur l'absorption quotidienne individuelle d'aliments au sein de toute la population déclarée par les répondants à l'Enquête sur la santé dans les collectivités canadiennes (ESCC) de 2004 pour les enfants de 6 à 11 mois¹⁸ et à l'ESCC de 2015 pour tous les autres groupes d'âge (Statistique Canada, 2004, 2015). Aucun des nourrissons visés par l'ESCC n'a consommé d'aliments pouvant contenir des sels de nitrate ou de nitrite utilisés en tant qu'additifs alimentaires.

¹⁸ L'ESCC de 2015 ne visait pas les enfants de moins d'un an.

Tableau D-1. Estimations de l'exposition alimentaire aux nitrates – moyenne et 90^e centile

Groupe d'âge (hommes et femmes)	Exposition alimentaire moyenne de toutes les sources (mg/kg p.c./jour)	90^e centile de l'exposition alimentaire de toutes les sources (mg/kg p.c./jour)	Exposition alimentaire moyenne résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires (mg/kg p.c./jour)	90^e centile de l'exposition alimentaire résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires (mg/kg p.c./jour)	Contribution des additifs alimentaires à l'exposition moyenne de toutes les sources (%)
0 à < 6 mois, nourri au lait maternel	0,79	0,94	0,00	0,00	0
0 à < 6 mois, nourri avec une préparation	0,79	1,24	0,00	0,00	0
6 mois à 1 an	4,08	11,23	0,03	0,04	0,65
1 à 3 ans	7,63	15,15	0,06	0,12	0,81
4 à 8 ans	6,49	16,76	0,06	0,15	0,90
9 à 13 ans	3,90	9,60	0,04	0,11	0,96
14 à 18 ans	2,97	7,33	0,02	0,07	0,82
19 ans et +	3,46	8,88	0,02	0,04	0,48

Tableau D-2. Estimations de l'exposition alimentaire aux nitrites – moyenne et 90^e centile

Groupe d'âge (hommes et femmes)	Exposition alimentaire moyenne de toutes les sources (mg/kg p.c./jour)	90 ^e centile de l'exposition alimentaire de toutes les sources (mg/kg p.c./jour)	Exposition alimentaire résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires (mg/kg p.c./jour)	90 ^e centile de l'exposition alimentaire résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires (mg/kg p.c./jour)	Contribution des additifs alimentaires à l'exposition moyenne de toutes les sources (%)
0 à < 6 mois, nourri au lait maternel	0,02	0,24	0,00	0,00	0,0
0 à < 6 mois, nourri avec une préparation	0,34	0,53	0,00	0,00	0,00
6 mois à 1 an	1,27	3,90	0,02	0,05	1,73
1 à 3 ans	4,69	12,64	0,05	0,12	1,11
4 à 8 ans	4,34	11,83	0,04	0,11	0,95
9 à 13 ans	2,47	6,47	0,03	0,07	1,07
14 à 18 ans	1,83	4,70	0,02	0,05	1,01
19 ans et +	2,32	5,96	0,01	0,03	0,52

Tableau D-3. Détermination des concentrations estimées de NO₃ dans le sol à partir de la quantité d'azote résiduel dans les sols agricoles

Quantité d'azote résiduel (kg N/ha) ^a	Densité (g/cm ³)	Bande de terre (cm)	Concentration d'azote résiduel (mg N/kg)	Conversion de la masse moléculaire	Concentration estimée de NO ₃ dans le sol (mg/kg) ^b
17,8	1,5	15	7,9	$\frac{62,0049 \frac{g}{mol} NO_3}{14 \frac{g}{mol} N}$	35,037

^a Quantité d'azote résiduel d'après Drury et coll. (2011).

^b La concentration a été estimée à l'aide de l'équation suivante : quantité d'azote résiduel (kg N/ha) * ha/10 000 m² * m²/10 000 cm² * densité (g/cm³) * bande de terre (cm) * 1 000 000 mg/kg * 1 000 g/kg * conversion de la masse moléculaire.

Tableau D-4. Estimations de l'apport quotidien de nitrates provenant des milieux environnementaux et des aliments ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./jour}$)

Groupe d'âge	Utilisation d'additifs alimentaires ^a	Air ^b	Eau potable ^c	Terre et poussière ^{d,e}	Apport combiné ^f
0 à 5 mois ^g (nourri au lait maternel ^h)	0	0,52	S.O.	0,12	0,64
0 à 5 mois (nourri avec une préparation ⁱ)	0	0,52	S.O.	0,12	0,64
6 à 11 mois ^j	30	0,52	319	0,13	350
1 an ^k	60	0,64	124	0,14	185
2 à 3 ans ^l	60	0,54	109	0,06	170
4 à 8 ans ^m	60	0,43	88	0,05	148
9 à 13 ans ⁿ	40	0,29	67	0,03	107
14 à 18 ans ^o	20	0,23	67	0,002	87
19 ans ^p et +	20	0,18	79	0,002	99

Abréviations : S.O. = sans objet.

- ^a L'apport est égal à l'exposition alimentaire moyenne résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires pour tous les groupes d'âge du tableau D-1.
- ^b L'apport a été estimé d'après une concentration de 0,88 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'air ambiant (Santé Canada, 2013). Il a été présumé que l'air ambiant était représentatif de l'exposition à l'air intérieur puisque rien n'indique qu'il existe d'autres sources de nitrates dans les environnements intérieurs (Santé Canada, 1998).
- ^c L'apport a été estimé d'après une concentration de 3,8 mg/L dans l'eau potable traitée (Santé Canada, 2013).
- ^d L'apport du sol a été estimé d'après une concentration de 35 mg/kg calculée à partir des quantités d'azote résiduel au Canada (tableau D-3, annexe D).
- ^e L'apport de la poussière a été estimé d'après la concentration dans le sol comme substitut, car les concentrations dans la poussière n'ont pas été établies dans la littérature scientifique.
- ^f L'apport combiné ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./jour}$) représente l'apport provenant de l'utilisation d'additifs alimentaires, de l'air, de l'eau potable, du sol et de la poussière.
- ^g Il est présumé que le nourrisson pèse 6,3 kg, respire 3,7 m^3 d'air par jour et ingère 21,6 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022). Il est présumé qu'aucune ingestion de sol n'a lieu sur la base des pratiques courantes des personnes qui s'occupent des nourrissons.
- ^h Il est présumé que le nourrisson allaité exclusivement consomme 0,744 L de lait maternel par jour (Santé Canada, 2018) et que le lait maternel constitue la seule source alimentaire.
- ⁱ Il est présumé que le nourrisson nourri avec une préparation exclusivement consomme 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada, 2018), laquelle est utilisée pour reconstituer la préparation. Pour plus de renseignements, veuillez consulter la note de bas de page sur l'eau potable.
- ^j Il est présumé que l'enfant pèse 9,1 kg, respire 5,4 m^3 d'air par jour, boit 0,764 L d'eau par jour, et ingère 7,3 mg de sol par jour et 27,0 mg de poussière par jour (Santé Canada, 2017 [modifié en 2022]).
- ^k Il est présumé que l'enfant pèse 11,0 kg, respire 8,0 m^3 d'air par jour, boit 0,36 L d'eau par jour, et ingère 8,8 mg de sol par jour et 35,0 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).
- ^l Il est présumé que l'enfant pèse 15 kg, respire 9,2 m^3 d'air par jour, boit 0,43 L d'eau par jour, et ingère 6,2 mg de sol par jour et 21,4 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).
- ^m Il est présumé que l'enfant pèse 23 kg, respire 11,1 m^3 d'air par jour, boit 0,53 L d'eau par jour, et ingère 8,7 mg de sol par jour et 24,4 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).
- ⁿ Il est présumé que l'enfant pèse 42 kg, respire 13,9 m^3 d'air par jour, boit 0,74 L d'eau par jour, et ingère 6,9 mg de sol par jour et 23,8 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).
- ^o Il est présumé que l'adolescent pèse 62 kg, respire 15,9 m^3 d'air par jour, boit 1,09 L d'eau par jour, et ingère 1,4 mg de sol par jour et 2,1 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).
- ^p Il est présumé que l'adulte pèse 74 kg, respire 15,1 m^3 d'air par jour, boit 1,53 L d'eau par jour, et ingère 1,6 mg de sol par jour et 2,6 mg de poussière par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

Tableau D-5. Estimations de l'apport quotidien de nitrites provenant des aliments et de l'eau potable ($\mu\text{g}/\text{kg p.c./jour}$)

Groupe d'âge	Utilisation d'additifs alimentaires ^a	Eau potable ^b	Apport combiné
0 à 5 mois ^c (nourri au lait maternel ^d)	0	S.O.	0
0 à 5 mois ^c (nourri avec une préparation ^e)	0	S.O.	0
6 à 11 mois ^f	20	4	24
1 an ^g	50	2	52
2 à 3 ans ^h	50	1	51
4 à 8 ans ⁱ	40	1	41
9 à 13 ans ^j	30	1	31
14 à 18 ans ^k	20	1	21
19 ans ^l et +	10	1	11

Abréviations : S.O. = sans objet.

^a L'apport est égal à l'exposition alimentaire moyenne résultant de l'utilisation d'additifs alimentaires pour tous les groupes d'âge du tableau D-2.

^b L'apport a été estimé d'après une concentration de 0,05 mg/L dans l'eau potable traitée (Santé Canada, 2013).

^c Il est présumé que le nourrisson pèse 6,3 kg (Santé Canada, 2015).

^d Il est présumé que le nourrisson allaité exclusivement consomme 0,744 L de lait maternel par jour (Santé Canada, 2018) et que le lait maternel constitue la seule source alimentaire.

^e Il est présumé que le nourrisson nourri avec une préparation exclusivement boit 0,826 L d'eau par jour (Santé Canada, 2018), laquelle est utilisée pour reconstituer la préparation.

^f Il est présumé que le nourrisson pèse 9,1 kg et boit 0,764 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

^g Il est présumé que l'enfant pèse 11,0 kg et boit 0,36 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

^h Il est présumé que l'enfant pèse 15 kg et boit 0,43 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

ⁱ Il est présumé que l'enfant pèse 23 kg et boit 0,53 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

^j Il est présumé que l'enfant pèse 42 kg et boit 0,74 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

^k Il est présumé que l'adolescent pèse 62 kg et boit 1,09 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

^l Il est présumé que l'adulte pèse 74 kg et boit 1,53 L d'eau par jour (Santé Canada, modifié en 2022).

Annexe E. Estimations de l'apport découlant de l'utilisation de produits

Des scénarios d'exposition sentinelle ont servi à estimer l'exposition aux substances du groupe des acides et des bases découlant de l'utilisation de produits. Les hypothèses de chaque scénario sont résumées dans le tableau E-1. Les estimations de l'exposition sont fondées sur ConsExpo Web et les paramètres par défaut du modèle, à moins d'indication contraire (ConsExpo Web, modifié le 13 février 2019). Les estimations de l'exposition ont été calculées pour tous les groupes d'âge pertinents et intègrent des paramètres physiologiques propres à l'âge, comme le poids corporel et la surface de la peau (Santé Canada [modifié en 2022]). À moins d'indication contraire, le groupe d'âge ayant l'exposition estimée la plus élevée en fonction de la quantité de produit et de la fréquence d'utilisation est présenté. Les estimations sont basées sur le poids (74 kg) d'un adulte, à moins d'indication contraire (Santé Canada, modifié en 2022). Le tableau E-2 résume le calcul de la fraction biodisponible relative du dioxyde de chlore.

Tableau E-1. Hypothèses des paramètres des scénarios d'exposition sentinelles

Scénario d'exposition	Hypothèses
<p>Substance : chlorate de sodium</p> <p>Exposition par voie cutanée et par inhalation lors du nettoyage d'un comptoir de cuisine (chronique)</p> <p>Référence : fiche de renseignements sur les produits de nettoyage : nettoyant en aérosol tout usage (ConsExpo Web, modifié en 2019)</p>	<p>Fréquence : 365 jours/année</p> <p><u>Cutanée pendant le versement</u> Modèle : contact direct avec le produit Charge : application instantanée Concentration non diluée : 0,43 % Quantité de produit (g) : 0,53 Fraction d'absorption : 0,1</p> <p><u>Inhalation pendant la pulvérisation</u> Modèle : exposition à une pulvérisation Mode de libération : pulvérisation (produit non volatil) Durée de pulvérisation (min) : 0,23 Durée d'exposition (min) : 60 Concentration diluée : 0,014 % (0,43 % de chlorate de sodium dans 120 ml de produit dilué dans 3,8 L d'eau) Volume de la pièce (m³) : 15 Hauteur de la pièce (m) : 2,5 Taux de ventilation (/h) : 2,5 Taux d'inhalation (m³/jour) : 15.1 (Santé Canada, modifié en 2022) Taux de production massique (g/s) : 1,6 Fraction en suspension dans l'air : 0,006 Masse volumique non volatile (g/cm³) : 1 Seuil d'inhalation (µm) : 10 Type de répartition du diamètre des aérosols : log-normal Diamètre médian (µm) : 2,4 Coefficient de variation : 0,37 Diamètre maximal (µm) : 50 Fraction d'absorption : 1</p> <p><u>Cutanée pendant la pulvérisation</u> Modèle : contact direct avec le produit Surface exposée (cm²) : 225 Charge : taux constant Concentration diluée : 0,014 % (0,43 % de chlorate de sodium dans 120 ml de produit dilué dans 3,8 L d'eau) Taux de contact (mg/min) : 46 Durée du rejet (min) : 0,46 Fraction d'absorption : 0,1</p> <p><u>Cutanée pendant l'essuyage</u> Modèle : contact direct avec le produit Charge : application instantanée Surface exposée (cm²) : 225 Concentration diluée : 0,014 % (0,43 % de chlorate de sodium dans 120 ml de produit dilué dans 3,8 L d'eau) Quantité de produit (g) : 0,31 Fraction d'absorption : 0,1</p>

Scénario d'exposition	Hypothèses
	<p>Exposition combinée totale (mg/kg p.c./jour) = inhalation lors de la pulvérisation (mg/kg p.c./jour) + cutanée lors du versement (mg/kg p.c./jour) + cutanée lors de la pulvérisation (mg/kg p.c./jour) + cutanée lors de l'essuyage (mg/kg p.c./jour)</p> <p>Remarque : Même s'il s'agit d'un produit concentré, on suppose qu'un consommateur pourrait créer une solution diluée prête à l'emploi dans une bouteille munie d'un pulvérisateur à gâchette. Par conséquent, l'exposition lors du versement du produit concentré dans une telle bouteille est également estimée.</p>
<p>Substance : chlorate de sodium</p> <p>Exposition par voie cutanée lors du lavage de la lessive à la main (par événement)</p> <p>Référence : fiche de renseignements sur le nettoyage et le lavage : détergents pour le lavage à la main (ConsExpo Web, modifié en 2019)</p>	<p>Fréquence : 1/semaine</p> <p><u>Inhalation</u> : La pression de vapeur est négligeable à la température ambiante. Par conséquent, le produit est considéré comme non volatil.</p> <p><u>Cutanée</u> Concentration non diluée : 0,43 % Quantité de produit pendant le versement (g) : 0,53 (versement avec le bouchon) Quantité de produit pendant le lavage (g) : 0,154 (basé sur une concentration de produit dilué de 7 g/L [renseignements sur l'étiquette] * 22 ml en contact avec la peau [ConsExpo Web, modifié en 2019]) Quantité de produit pendant la suspension (g) : 0,063 (basé sur une concentration de produit dilué de 7 g/L [renseignement sur l'étiquette] * 9 ml en contact avec la peau [ConsExpo Web, modifié 2019]) Fraction d'absorption : 0,1</p> <p>Exposition totale (mg/kg p.c./jour) = exposition pendant le versement (mg/kg p.c./jour) + exposition pendant le lavage (mg/kg p.c./jour) + exposition pendant la suspension (mg/kg p.c./jour)</p>
<p>Substance : chlorate de sodium</p> <p>Exposition par voie cutanée lors du nettoyage d'un plancher (chronique)</p> <p>Référence : fiche de renseignements sur les produits de nettoyage : produits pour planchers, tapis</p>	<p><u>Inhalation</u> : La pression de vapeur est négligeable à la température ambiante. Par conséquent, le produit est considéré comme non volatil.</p> <p><u>Cutanée</u> Fréquence : 161/année Concentration non diluée : 0,43 % Quantité de produit pendant le versement (g) : 0,01 (versement direct) Quantité de produit pendant le nettoyage (g) : 0,69 (basé sur une concentration de produit dilué de 31,5 g/L)</p>

Scénario d'exposition	Hypothèses
et meubles (ConsExpo Web, modifié en 2019)	<p>[renseignements sur l'étiquette] * 22 ml en contact avec la peau [ConsExpo Web, modifié en 2019] Fraction d'absorption : 0,1 Exposition totale (mg/kg p.c./jour) = exposition pendant le versement (mg/kg p.c./jour) + exposition pendant le nettoyage (mg/kg p.c./jour)</p>
<p>Substance : chlorate de sodium</p> <p>Exposition par voie cutanée et orale après le nettoyage d'un plancher (chronique)</p> <p>Référence : U.S. EPA (2012)</p>	<p><u>Cutanée</u> $Exposition (mg/kg p.c./jour) = [résidus déposés (mg/cm^2) * fraction disponible pour le transfert (%)] * coefficient de transfert (cm^2/h) * temps d'exposition (h) * fraction d'absorption cutanée / poids corporel (kg)$</p> <p>Résidus déposés (mg/cm²) : 0,00054 (en supposant 0,04 L de solution/m³ de plancher * 31,5 g/L de produit * fraction du poids [0,0043] * 1 000 mg/g * 1 m²/10 000 cm²) Fraction disponible pour le transfert : 0,08 Coefficient de transfert (cm²/h) : 1 927 (basé sur le coefficient de transfert d'un adulte [6 800 cm²/h] ajusté pour la surface corporelle d'un enfant de 1 an [5 300 cm²/18 700 cm² = 0,28]) (surface corporelle d'un enfant de 1 an) (Santé Canada, modifié en 2022) Temps d'exposition (h) : 2 Fraction d'absorption : 0,1 Poids corporel (kg) : 11 (basé sur le poids corporel par défaut de SC pour un enfant de 1 an) (Santé Canada, modifié en 2022)</p> <p><u>Orale (de la main à la bouche)</u> $Dose = résidus sur les mains (mg/cm^2) * (fraction portée à la bouche * SAh [cm^2]) * (ET (h/j) * N Recharge (N/h)) * (1 - [1 - SE]^(Fréq [h]/N Recharge [N/h])) / p.c. (kg)$</p> <p>Résidus sur les mains (mg/cm²) : 0,000084 (basé sur la fraction de l'ingrédient actif sur les mains par rapport à la surface totale des résidus [0,15] * exposition cutanée [0,16 mg] (d'après ci-dessus)/surface d'une main [150 cm²] * 2) Fraction portée à la bouche : 0,13 (fraction portée à la bouche par événement) Surface de la main (cm²) : 150 (Santé Canada, modifié en 2022) Temps d'exposition (h/j) : 2 Nombre de recharges (/h) : 4 Facteur d'extraction de la salive : 0,48 Fréquence des événements de main à la bouche (/h) : 20 Poids corporel (kg) : 11 (basé sur un enfant de 1 an) (Santé Canada, modifié en 2022)</p>

Scénario d'exposition	Hypothèses
	Exposition combinée totale = exposition par voie cutanée (mg/kg p.c./j) + exposition par voie orale main-bouche (mg/kg p.c./j)
Substance : chlorate de sodium Exposition par voie cutanée dans un bain moussant (chronique)	Fraction de concentration : 0,01 Quantité de produit (g) : 27 (Ficheux et coll., 2016) Fréquence (/jour) : 0,38 (Ficheux et coll., 2015) Facteur de rétention : 0,001 Facteur d'absorption cutanée : 0,1 Poids corporel (kg) : 62 (jeunes de 14 à 18 ans) (Santé Canada, modifié en 2022)
Substance : dioxyde de chlore Exposition oculaire par des gouttes ophtalmologiques hydratantes (chronique) Références : ECCC, SC (2019); Farkouh et coll. (2016)	$\text{Exposition (mg/kg p.c./j)} = \text{volume de gouttes (ml/goutte)} * \text{concentration (mg/ml)} * \text{fréquence (gouttes/jour)} * \text{facteur de rétention/poids corporel (kg)}$ Fréquence (gouttes/jour) : jusqu'à 8 (2 par œil, 2 fois par jour) (basé sur un jugement professionnel; ECCC, SC, 2019) Concentration (mg/ml) : 0,05 Volume (ml/goutte) : 0,01 (basé sur la capacité maximale du sac conjonctival de 10 µl [(Farkouh et coll., 2016)]) Facteur de rétention : 1 Poids corporel (kg) : 74 (Santé Canada, modifié en 2022)
Substance : dioxyde de chlore Exposition par inhalation d'un aérosol de chasse (par événement) Référence : ConsExpo Web, (modifié en février 2019)	<u>Cutanée</u> : en raison de la grande volatilité de la substance et de sa faible biodisponibilité relative par voie orale et cutanée, il a été déterminé que l'inhalation était la principale voie d'exposition <u>Inhalation</u> Modèle : exposition à une pulvérisation Mode de libération : libération instantanée Durée d'exposition (min) : 5 (basé sur un jugement professionnel) Masse libérée (g) : 1,102 [Charge cutanée (mg/cm ²) * Surface (cm ²)] Charge cutanée (mg/cm ²) : 0,53 (estimé à partir de RIVM 2006; U.S. EPA, 2012) Surface (cm ²) : 2 080 (tête et mains) (Santé Canada, modifié en 2022) Fraction du poids de la substance : 0,01 (1 % de dioxyde de chlore) Volume de la pièce (m ³) : 10 (présumé en fonction de la proximité immédiate) Taux de ventilation (/h) : 5 (un taux de ventilation supérieur est présumé en fonction de la pulvérisation à l'extérieur) Taux d'inhalation (m ³ /jour) : 15.1 (Santé Canada, modifié en 2022) <u>Moyenne pondérée dans le temps*</u> Concentration moyenne par événement (mg/m ³) : 0,9 Temps d'exposition (h) : 0,083

Scénario d'exposition	Hypothèses
	<p>Durée d'exposition (h) : 5 Concentration ajustée (mg/m³) : 0,015</p> <p>*Une moyenne pondérée dans le temps (MPT) a été calculée sur la base de : concentration ajustée (mg/m³) = [concentration moyenne lors de l'événement (mg/m³) * temps d'exposition (h)]/durée d'exposition (h)</p>
<p>Substance : nitrates</p> <p>Exposition par voie orale à un dentifrice non fluoré (chronique)</p>	<p>Fraction de la concentration : 0,036 (ion nitrate; basé sur 6 % de nitrate de potassium)</p> <p>Quantité de produit (mg/application) : 210 (pour un enfant âgé de 2 à 3 ans; Strittholt et coll., 2016)</p> <p>Fréquence (/jour) : 2,9 (pour un enfant âgé de 2 à 3 ans; Ficheux et coll., 2015)</p> <p>Fraction de l'absorption par voie orale : 1</p> <p>Poids corporel (kg) : 15 (enfant âgé de 2 à 3 ans; Santé Canada, modifié en 2022)</p>
<p>Substance : nitrates</p> <p>Exposition par voie orale par un produit de santé naturel (chronique)</p>	<p>Quantité de nitrates (mg/capsule) : 30 à 130</p> <p>Fréquence (/jour) : 2 à 6</p> <p>Fraction de l'absorption : 1</p> <p>Poids corporel (kg) : 74 (Santé Canada, modifié en 2022)</p>
<p>Substance : nitrates</p> <p>Exposition par voie cutanée à l'applicateur caustique (par événement)</p>	<p><i>Exposition (mg/kg p.c./j) = volume (ml) * densité (g/ml) * fraction pondérale de l'ion nitrate * facteur de conversion (1 000 mg/1 g) * fréquence (/jour) * fraction de l'absorption par voie cutanée/poids corporel (kg)</i></p> <p>Fraction pondérale : 0,153 (ion nitrate) [masse moléculaire de l'ion nitrate (62 g/mol)/masse moléculaire du nitrate de potassium (101,1 g/mol) × concentration de nitrate de potassium dans le produit (0,25)]</p> <p>Concentration de nitrate de potassium dans le produit : 25 % (AMGMedical 1997-2021)</p> <p>Volume (ml) : 0,0634 (on a supposé que l'eau utilisée pour humidifier l'embout avait un volume semblable à celui des gouttes oculaires; German et coll. (1999))</p> <p>Densité (g/ml) : 1 (densité de l'eau)</p> <p>Fréquence : 1 (AMGMedical, 1997-2021)</p> <p>Fraction de l'absorption : 1</p> <p>Poids corporel (kg) : 74 (Santé Canada, modifié en 2022)</p>

Scénario d'exposition	Hypothèses
<p>Substance : nitrites</p> <p>Exposition par inhalation par l'intermédiaire d'un nettoyant aérosol (chronique)</p> <p>Référence : fiche de renseignements sur les produits de nettoyage : nettoyant en aérosol tout usage (ConsExpo Web, modifié en 2019)</p>	<p><u>Inhalation pendant la pulvérisation</u></p> <p>Modèle : Exposition à une pulvérisation</p> <p>Mode de libération : pulvérisation (produit non volatil)</p> <p>Durée de pulvérisation (min) : 0,23</p> <p>Durée d'exposition (min) : 60</p> <p>Concentration de la substance : 0,379 % (nitrite de sodium)</p> <p>Volume de la pièce (m³) : 15</p> <p>Hauteur de la pièce (m) : 2,5</p> <p>Taux de ventilation (/h) : 2,5</p> <p>Taux d'inhalation (m³/jour) : 15.1 (Santé Canada, modifié en 2022)</p> <p>Taux de production massique (g/s) : 1,6</p> <p>Fraction en suspension dans l'air : 0,006</p> <p>Masse volumique non volatile (g/cm³) : 1</p> <p>Seuil d'inhalation (µm) : 10</p> <p>Type de répartition du diamètre des aérosols : log-normal</p> <p>Diamètre médian (µm) : 2,4</p> <p>Coefficient de variation : 0,37</p> <p>Diamètre maximal (µm) : 50</p> <p>Fraction d'absorption : 1</p>

Tableau E-2. Fraction biodisponible relative lors de l'exposition par voie cutanée au dioxyde de chlore

Équation	Paramètres
<p>D'après les documents d'orientation de l'OCDE (2010, 2011) :</p> $F = \frac{SSC_D}{SSC_O} * \frac{Dose_O}{Dose_D}$	<p>Où :</p> <p>F = fraction biodisponible relative</p> <p>SSC_c = surface sous la courbe pour l'étude par voie cutanée (66 µg/ml*h)</p> <p>SSC_o = aire sous la courbe pour l'étude par voie orale (gavage) (27,981 µg/ml*h)</p> <p>Dose_o = dose administrée dans l'étude par voie orale (0,05 µCi)</p> <p>Dose_c = dose administrée dans l'étude par voie cutanée (0,1 µCi)</p> <p>Les paramètres pour le calcul de la SSC et les doses ont été tirés de l'étude par voie orale (gavage) de Scatina et coll. (1983) et de l'étude par voie cutanée de Scatina et coll. (1984).</p>

Annexe F. Résumé des scénarios d'exposition locale pour le sous-groupe des nitrates et des nitrites

Les rejets de la substance (nitrate de sodium, acide nitrique, nitrate de calcium, nitrate de potassium ou nitrite de sodium) dans le milieu aquatique à partir d'une source ponctuelle industrielle ont été utilisés pour calculer les concentrations environnementales estimées (CEE) prudentes, comme le montre l'équation ci-dessous. Les paramètres utilisés dans ce scénario d'exposition sont décrits dans le tableau F-1 ci-dessous. Les valeurs par défaut indiquées dans le tableau F-1 ont été remplacées par des données propres à la substance et au déclarant lorsqu'elles étaient connues.

$$\text{CEE } (\mu\text{g/L}) = [\text{Qté (kg/an)} \times \text{Teneur en nitrates ou en nitrites (fraction)} \times \text{Rejet (fraction)} \times (1 - \text{Retrait des EU [fraction]}) \times (10^9 \text{ } (\mu\text{g/kg)})] / [\text{Durée (jours/an)} \times (\text{débit des eaux usées [L/jour]} \times \text{FD [sans unité]})]$$

Lorsque les CEE étaient considérées comme trop prudentes, les valeurs par défaut ont été ajustées, notamment par la détermination du débit des eaux usées des systèmes municipaux de traitement des eaux usées concernés, l'ajustement des rejets en fonction de la capacité de l'installation et la division des quantités entre plusieurs grands sites pour une seule entreprise.

Pour les quantités de rejets tirées de l'Inventaire national des rejets de polluants (INRP), le numérateur de l'équation ci-dessus est remplacé par la quantité annuelle déclarée comme étant rejetée.

Tableau F-1. Paramètres utilisés dans les calculs de la CEE à partir des données présentées en réponse à des enquêtes menées conformément à l'article 71 de la LCPE et de la base de données de l'INRP

Abréviation	Description de l'abréviation	Valeur par défaut	Unités	Remarques
Qté	Quantité maximale de substance utilisée dans une installation	Quantité tirée de l'enquête menée conformément à l'article 71 ou des volumes de rejets de l'INRP	kg/an	Propre à la substance
Teneur en nitrates ou en nitrites	Fraction massique de nitrates ou de nitrites	0,98 (acide nitrique), 0,73 (nitrate de sodium), 0,38 (nitrate de calcium), 0,61 (nitrate de potassium), 0,67 (nitrite de sodium)	fraction	La fraction massique a été calculée par division de la masse du nitrate ou du nitrite par la masse de la substance
Rejet	Rejet de la substance pendant sa	0,02 (faible), 0,25 (moyen), 1 (élevé)	fraction	Déterminé par jugement professionnel en fonction de

	fabrication ou son utilisation			l'utilisation et des codes du SCIAN
Retrait des EU	Efficacité de retrait par les systèmes de traitement des eaux usées (STEU)	0	fraction	Valeur prudente
Durée	Durée de rejet de la substance	150	jours/an	Utilisation variable ou discontinuée de la substance sur un an
Débit des eaux usées	Débit du STEU	3 456 000	L/jour	10 ^e centile des débits des STEU municipaux du Canada
FD	Dilution des eaux usées dans les eaux réceptrices	10	sans unité	