

Ébauche des recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement

Éléments des terres rares : *cérium, lanthane, néodyme et yttrium*

*Loi canadienne sur la protection de
l'environnement (1999)*

Environnement et Changement climatique
Canada

Mai 2026



Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (RFQE) sont les seuils recommandés de substances chimiques visant à répondre aux priorités et aux exigences des programmes fédéraux. Les Recommandations peuvent être élaborées pour un grand nombre de milieux environnementaux et divisées en recommandations préventives ou d'assainissement. Les RFQE préventives, souvent établies pour la qualité de l'eau et des sédiments, et les tissus biologiques, fournissent des seuils de qualité acceptable pour l'environnement ambiant. Les RFQE d'assainissement, souvent déterminées pour la qualité du sol et de l'eau souterraine, sont des valeurs d'assainissement qui protègent les fonctions de l'environnement et qui sont utilisées pour évaluer et gérer les contaminants dans des sites contaminés. Quel que soit le milieu dans lequel les valeurs recommandées sont établies, elles reposent sur les effets toxicologiques, c'est-à-dire les dangers de certaines substances ou de certains groupes de substances.

Les Recommandations peuvent servir à exercer plusieurs fonctions. Elles peuvent, par exemple :

- contribuer à prévenir la pollution en établissant les valeurs cibles d'une qualité environnementale acceptable;
- contribuer à évaluer l'importance des concentrations des substances chimiques actuellement présentes dans l'environnement (c'est-à-dire la surveillance);
- servir de seuil pour l'assainissement des sites contaminés;
- servir de mesure de rendement pour les activités de gestion des risques.

L'élaboration des Recommandations incombe au ministre fédéral de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (GC, 1999). L'objectif est d'élaborer des RFQE complémentaires à l'évaluation et à la gestion des risques des substances chimiques désignées prioritaires dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), ou à d'autres initiatives fédérales. Le recours aux RFQE est facultatif, sauf s'il est requis dans un permis ou dans tout autre outil de réglementation.

Lorsque les données le permettent, les Recommandations sont établies d'après le protocole d'élaboration des recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME), lorsque le fédéral a besoin de nouvelles recommandations ou de mises à jour, mais aussi lorsque les recommandations du CCME pour certaines substances chimiques n'ont pas encore été élaborées ou que leur mise à jour n'est pas attendue dans un avenir proche. Pour de plus amples renseignements sur les RFQE, veuillez consulter le site suivant : [Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement \(RFQE\)](#).

La présente fiche d'information décrit les Recommandations concernant la présence de certains éléments des terres rares (ETR), soit le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium, dans l'eau douce et les sédiments (tableau 1). Il n'y a aucune RFQE ni recommandation du CCME relativement à ces éléments. Les RFQE pour la qualité de l'eau sont conformes aux méthodes du CCME et satisfont aux exigences minimales du CCME en matière de données en ce qui concerne les approches de type A ou de type B2 (CCME, 2007) (voir la section Recommandations fédérales pour la qualité des eaux pour plus de détails). Les recommandations pour la qualité de l'eau marine ont été examinées. Cependant, il n'y avait pas suffisamment de données pour satisfaire aux exigences minimales du CCME en matière de données (voir la section Exposition par l'eau marine). Les Recommandations pour la qualité des sédiments sont conformes au protocole du CCME (CCME, 1995) dans toute la mesure possible. Toutefois, les Recommandations n'ont pas entièrement satisfait aux exigences minimales en matière de données et de nombre d'études recensées. En ce qui concerne l'élaboration de RFQE, le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium ont été retenus parce qu'il y a suffisamment de données toxicologiques disponibles, qu'ils ont été désignés prioritaires pour une collecte de données dans le cadre du PGPC et qu'ils figurent sur la liste des minéraux critiques du Canada. Les recommandations pour la qualité de l'environnement relatives aux ETR sont nécessaires à l'évaluation d'impact environnemental et au développement d'une industrie des ETR durable sur le plan environnemental au Canada.

Tableau 1. Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement relatives aux éléments des terres rares (ETR)^{a,b}

Élément	Valeur de référence dans l'eau douce, à court terme (µg/L)	Recommandation dans l'eau douce, à long terme (µg/L)	Valeur recommandée à l'interface des sédiments et de l'eau douce (mg/kg p.s.)
Cérium	81 (total) ^d	1,6 (dissous) ^e	25

Lanthane	160 (total) ^d	2,4 (dissous) ^e	27
Néodyme	23 (dissous) ^e	1,1 (dissous) ^e	29
Yttrium	22 (dissous) ^e	1,9 (dissous) ^e	24

^a Ces recommandations ne s'appliquent pas aux nanoparticules.

^b Les valeurs recommandées finales sont arrondies à deux chiffres significatifs.

^c Données normalisées à 1 % de carbone organique (CO). Il faut normaliser les données de surveillance à 1 % de CO pour déterminer si la valeur recommandée est dépassée.

^d S'applique à la concentration totale de la substance.

^e S'applique à la concentration de la substance dissoute.

Identité des substances

Les lanthanides sont un groupe de 15 éléments consécutifs dans le tableau périodique, allant du lanthane au lutécium. Ils sont chimiquement similaires et, avec le scandium et l'yttrium, ils constituent le groupe des ETR (González et coll., 2014). Les ETR sont des métaux généralement mous, malléables et ductiles (RNCAN, 2016). Ce sont généralement de bons conducteurs et ils peuvent posséder des propriétés magnétiques uniques (RNCAN, 2016). Parmi les ETR, le cérium et le lanthane sont les plus abondants. Les Recommandations élaborées pour le cérium (Ce; masse molaire de 140,116 g/mol; numéro au registre du Chemical Abstracts Service [n° CAS] 7440-45-1), le lanthane (La; masse molaire de 138,905 g/mol; n° CAS 7439-91-0), le néodyme (Nd; masse molaire de 144,24 g/mol; n° CAS 7440-00-8) et l'yttrium (Y; masse molaire de 88,905 g/mol; n° CAS 7440-65-5) (PubChem, 2024) sont fondées sur les données disponibles et les priorités établies.

Les ETR coexistent dans de nombreux gisements de minéraux (GC, 2014). Le terme « rares » ne renvoie pas à l'abondance relative des ETR dans la croûte terrestre, mais plutôt au fait que les ETR ne sont pas concentrés dans les gisements de minéraux purs, comme d'autres éléments (González et coll., 2014). Les ETR sont rarement présents en concentrations suffisamment élevées pour être économiquement exploitables. Au contraire, ils se trouvent en présence d'autres éléments et sont difficiles à séparer en vue de l'extraction (GC, 2014). Les ETR sont divisés en deux catégories en fonction de leur numéro atomique : légers (du lanthane au gadolinium) et lourds (du terbium au lutécium) (Gosen et coll., 2014; RNCAN, 2016). Le rayon ionique de chaque élément diminue, des ETR légers aux ETR lourds (Wells et Wells, 2012).

Les gisements des minéraux les plus communs contenant des ETR comprennent la monazite, la bastnaésite et le xénotime (RNCAN, 2016). Ces minéraux sont fortement attirés à la fois par l'oxygène et le phosphate (Brown et coll., 1990, comme mentionné dans RNCAN, 2016) et se trouvent généralement dans des composés sous forme de cations trivalents dans des oxydes, des phosphates, des carbonates et des silicates (Hedrick, 2002).

Sources et utilisations

Les ETR sont devenus essentiels dans la haute technologie et les technologies propres, et leur utilisation anthropique croissante a conduit au rejet d'ETR et à leur détection dans tous les milieux environnementaux. Cependant, leurs effets sur les écosystèmes, le cas échéant, sont plus ou moins connus (Lachaux et coll., 2022b). Comme les ETR ne sont pas présents en gisements de minéraux concentrés, l'extraction des ETR produit de grandes quantités (> 90 %) de matériaux excédentaires et inutilisés (Reisman et coll., 2013).

Les ETR ont suscité l'attention ces dernières années, en raison de la demande de plus en plus grande pour ces éléments, ainsi que des préoccupations géopolitiques. La Chine est le plus grand producteur d'ETR, sa production représentant 70 % de la production mondiale annuelle, tandis que la majeure partie du reste de cette production provient des États-Unis (14 %), de l'Australie (6 %), du Myanmar (4 %) et de la Thaïlande (2 %) (RNCAN, 2024). La Chine aurait produit 210 000 tonnes (t) en 2022, tandis que la production dans le reste du monde était de 91 000 t (RNCAN, 2024). Le Canada possède certaines des plus grandes réserves mondiales connues d'ETR, estimées à plus de 15 millions de tonnes d'oxydes de terres rares en 2023 (RNCAN, 2024). Le premier projet de démonstration en exploitation minière d'ETR au Canada a commencé en juin 2021, à la mine de Nechalacho, près de Yellowknife, et plusieurs projets de prospection avancée sont en cours au Canada. Un grand nombre de ces projets sont réalisés dans le nord du Québec, dans les Territoires du Nord-Ouest et dans la région du Cercle de feu de l'Ontario.

Les ETR étaient par le passé utilisés pour fabriquer des catalyseurs de craquage fluide et polir le verre. Toutefois, ils sont désormais devenus incontournables dans les économies canadienne et mondiale en raison de leur présence essentielle dans les

technologies nouvelles et propres (RNCAN, 2016). Au vu de leurs caractéristiques uniques, il n'existe pas de substitut simple dans la plupart des applications (GC, 2014). Parmi les technologies nécessitant des ETR figurent les véhicules hybrides, les éoliennes, les batteries rechargeables, les téléphones portables, les ordinateurs, les écrans à cristaux liquides, les systèmes radars et les convertisseurs catalytiques (RNCAN, 2016). Le lanthane est particulièrement utilisé dans l'éclairage au carbone (éclairage en studio et projection), le verre optique, les lentilles de caméra, la fonte nodulaire, la céramique, l'électronique, les cristaux photoniques, les alliages métalliques, les fours à haute température et le refroidissement magnétique. Il est également utilisé comme catalyseur dans le raffinage pétrolier (RNCAN, 2016). Le lanthane est également un composant du Phoslock, un produit à base d'argile modifiée au lanthane qui est utilisé au Canada pour réduire la prolifération de cyanobactéries dans les lacs (Nürnberg, 2017). De plus, le cérium et le lanthane sont des composants du mischmétal, qui est utilisé, par exemple, dans la fabrication des « pierres à briquet » des allume-cigarettes ainsi que dans le polissage du verre et la technologie des piles à combustible. Les autres usages particuliers du cérium sont compris dans les lampes à arc, des applications métallurgiques et nucléaires, l'imputrescibilisation, les manchons à incandescence, les fours autonettoyants, les piles photoélectriques et des applications médicales, ainsi que comme catalyseur dans le raffinage du pétrole (RNCAN, 2016). Le néodyme est principalement utilisé dans les aimants permanents destinés aux véhicules hybrides, les aérogénérateurs et les aimants des dispositifs médicaux et des lecteurs de disques. Il est aussi un composant du mischmétal, du verre au didyme, de colorants pour le verre et l'émail, des aimants dans les jouets et certains appareils portatifs ou électroniques, et sert aux travaux d'astronomie, au raffinage du pétrole et de catalyseur pour caoutchouc (RNCAN, 2016). L'yttrium, le cérium et le lanthane sont employés dans les phosphores des éclairages fluorescents (Tan et coll., 2015) et comme agents de coloration et de décoloration du verre (De Lima, 2016). L'yttrium est en outre utilisé dans les filtres d'hyperfréquence, les sons acoustiques, les diamants synthétiques, les systèmes au laser, en médecine, ainsi que dans l'industrie du verre et de la céramique, la production d'acier inoxydable et les technologies des piles à combustible (RNCAN, 2016).

Concentrations ambiantes

Le Bureau national des recommandations et des normes d'Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) a compilé tous les ensembles de données établies sur la surveillance de la qualité de l'eau, relatives au cérium, au lanthane, au néodyme et à l'yttrium, des provinces et des territoires, ainsi que les données provenant d'études non publiées. Les concentrations totales et dissoutes ont été recensées dans la base des Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme (DNMQELT) (ECCC, 2022), le système de surveillance environnementale de la Colombie-Britannique (gouvernement de la Colombie-Britannique, 2022), les données de la Commission géologique de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022) et la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MELCC, 2022). Les concentrations de cérium, de lanthane, de néodyme et d'yttrium dans les eaux de surfaces du Canada, qui étaient disponibles jusqu'en décembre 2021, sont présentées en synthèse dans les tableaux 2a à 2d. Il convient de noter que les concentrations présentées ici sont destinées à une orientation plus générale en raison de la variabilité intrinsèque entre les programmes de surveillance.

Lorsque les concentrations dans les eaux de surface étaient regroupées par province, les concentrations médianes de cérium variaient de 0,009 à 0,20 µg/L (dissous) et de 0,023 à 3,05 µg/L (total); celles du lanthane de 0,01 à 0,35 µg/L (dissous) et de 0,06 à 1,29 µg/L (total); celles de l'yttrium de 0,03 à 0,096 µg/L (dissous) et de 0,08 à 1,07 µg/L (total). Dans l'ensemble des sites au Canada (tableaux 2a et 2b), les concentrations minimales et maximales de cérium étaient de 0,001 et 44,5 µg/L (dissous, n = 5 653) et de 0,001 et 182 µg/L (total, n = 17 775), tandis que pour le lanthane, ces valeurs étaient de 0,001 et 21,6 µg/L (dissous, n = 8 311) et de 0,001 et 79 µg/L (total, n = 24 654). Pour l'yttrium, les valeurs minimales et maximales étaient de 0,001 et 40 µg/L (dissous, n = 6 073) et de 0,001 et 90 µg/L (total, n = 17 957) (tableau 2d).

Les données de surveillance du néodyme n'ont été trouvées qu'au Québec et en Ontario (tableau 2c). Les données de l'Ontario provenaient exclusivement de la région du lac McFaulds, également connue sous le nom de « Cercle de feu ». Au Québec, les concentrations dissoutes variaient de 0,009 à 0,92 µg/L, la concentration médiane étant de 0,2 µg/L, tandis que les concentrations totales variaient de 0,007 à 7,7 µg/L, la concentration médiane étant de 0,67 µg/L. En Ontario, aucune concentration dissoute n'a été trouvée, mais les concentrations totales variaient de 0,002 à 0,077 µg/L, la concentration médiane étant de 0,013 µg/L.

Les données des tableaux 2a à 2d montrent que les concentrations médianes dissoutes sont 2 à 42 fois inférieures aux concentrations totales (moyenne de 9,6). Par conséquent, ces données révèlent que les formes non dissoutes ou particulières de ces ETR sont, en moyenne, dix fois plus concentrées que les formes dissoutes.

Tableau 2a. Concentrations de cérium (µg/L) dans les eaux de surface du Canada

Lieu	Années	Sites (échantillons) ^a	Médiane ^a	Min ^a	Max ^a	Sites (échantillons) ^b	Médiane ^b	Min ^b	Max ^b
AB	2002-2019	16 (762)	0,041	0,001	2,35	16 (781)	0,584	0,001	104
BC	2001-2021	23 (2563)	0,009	0,001	4,49	49 (10 747)	0,090	0,001	49,6
MB	2014-2019	4 (378)	0,073	0,011	3,45	4 (377)	3,050	0,094	32,3
NL	2003-2019	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	74 (1429)	0,353	0,001	11,6
NT	2002-2019	30 (1098)	0,038	0,001	44,50	30 (1260)	0,265	0,001	182
ON	2011-2013	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	1323 (1323)	0,023	0,002	0,32
SK	2014-2019	7 (337)	0,034	0,001	1,14	7 (337)	0,513	0,001	25,4
YT	2002-2019	1 (28)	0,023	0,005	0,32	11 (1041)	0,118	0,002	22,8
QC	2016-2019	177 (487)	0,204	0,007	1,07	116 (480)	0,884	0,003	19,0

Les données de l'Alberta, du Manitoba, de Terre-Neuve, des Territoires du Nord-Ouest, de la Saskatchewan et du Yukon proviennent de la base des Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme (DNMQELT) (ECCC, 2022).

Les données de la Colombie-Britannique proviennent du système de surveillance environnementale de la Colombie-Britannique (gouvernement de la Colombie-Britannique, 2022).

Les données de l'Ontario proviennent de la Commission géologique de l'Ontario, qui relève du ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et des Mines de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022).

Les données du Québec ont été agrégées et proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MELCC, 2022) et de données sur les cours d'eau non publiées, fournies par Marc Amyot, de l'Université de Montréal; communication personnelle.

Les noms des provinces et des territoires ont été abrégés en leur code international ISO.

^a Dissous (µg/L)

^b Total (µg/L)

N/D = non disponible

Tableau 3b. Concentrations de lanthane (µg/L) dans les eaux de surface du Canada

Lieu	Années	Sites (échantillons) ^a	Médiane ^a	Min ^a	Max ^a	Sites (échantillons) ^b	Médiane ^b	Min ^b	Max ^b
AB	2002-2019	16 (2133)	0,012	0,001	2,12	16 (2134)	0,119	0,002	67,5
BC	2000-2022	33 (2651)	0,010	0,001	2,09	70 (12 037)	0,060	0,001	20,0
MB	2003-2019	4 (890)	0,038	0,006	1,72	4 (891)	1,290	0,008	30,6
NL	2003-2019	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	74 (4260)	0,216	0,001	20,0
NS	2017-2019	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	21 (44)	0,070	0,030	0,44
NT	2002-2019	30 (1098)	0,033	0,001	21,60	30 (1325)	0,143	0,001	79,0
ON	2011-2013	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	1323 (1323)	0,012	0,001	0,19
SK	2003-2019	7 (1025)	0,018	0,001	1,70	7 (1029)	0,232	0,001	19,5
YT	2000-2019	1 (28)	0,023	0,005	0,32	11 (1457)	0,076	0,003	11,6
QC	2016-2019	177 (486)	0,353	0,011	2,130	18 (154)	1,274	0,006	11,0

Les données de l'Alberta, du Manitoba, de Terre-Neuve, des Territoires du Nord-Ouest, de la Saskatchewan et du Yukon proviennent de la base des Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme (DNMQELT) (ECCC, 2022).

Les données de la Colombie-Britannique proviennent du système de surveillance environnementale de la Colombie-Britannique (gouvernement de la Colombie-Britannique, 2022).

Les données de l'Ontario proviennent de la Commission géologique de l'Ontario, qui relève du ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et des Mines de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022).

Les données du Québec ont été agrégées et proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MELCC, 2022) et de données sur les cours d'eau non publiées, fournies par Marc Amyot, de l'Université de Montréal; communication personnelle.

Les noms des provinces et des territoires ont été abrégés en leur code international ISO.

^a Dissous (µg/L)

^b Total (µg/L)

N/D = non disponible

Tableau 4c. Concentrations de néodyme (µg/L) dans les eaux de surface du Canada

Lieu	Années	Sites (échantillons) ^a	Médiane ^a	Min ^a	Max ^a	Sites (échantillons) ^b	Médiane ^b	Min ^b	Max ^b
ON	2011-2013	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	1323 (1323)	0,013	0,002	0,077
QC	2016-2019	177 (486)	0,200	0,009	0,924	18 (154)	0,671	0,007	7,70

Les données de l'Ontario proviennent de la Commission géologique de l'Ontario, qui relève du ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et des Mines de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022). Les données du Québec ont été agrégées et proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MELCC, 2022) et de données sur les cours d'eau non publiées, fournies par Marc Amyot, de l'Université de Montréal; communication personnelle.

Les noms des provinces et territoires ont été abrégés en leur code international ISO.

a Dissous (µg/L)

b Total (µg/L)

N/D = non disponible

Tableau 5d. Concentrations d'yttrium (µg/L) dans les eaux de surface du Canada

Lieu	Années	Sites (échantillons) ^a	Médiane ^a	Min ^a	Max ^a	Sites (échantillons) ^b	Médiane ^b	Min ^b	Max ^b
AB	2002-2019	16 (761)	0,049	0,001	1,03	16 (785)	0,280	0,009	48,5
BC	2004-2022	45 (2985)	0,030	0,001	40	84 (11 190)	0,086	0,001	90,0
MB	2014-2019	4 (378)	0,071	0,024	1,31	4 (377)	1,070	0,061	12,4
NL	2014-2019	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	74 (1420)	0,181	0,022	3,41
NT	2002-2019	30 (1098)	0,044	0,001	9,30	30 (1325)	0,172	0,004	64,8
ON	2011-2013	N/D (N/D)	N/D	N/D	N/D	1323 (1323)	0,011	0,002	0,06
SK	2014-2019	7 (337)	0,057	0,003	0,34	7 (337)	0,242	0,003	10,1
YT	2002-2019	1 (28)	0,042	0,019	0,17	11 (1046)	0,089	0,006	17,0
QC	2016-2019	177 (486)	0,096	0,010	0,419	18 (154)	0,295	0,009	3,00

Les données de l'Alberta, du Manitoba, de Terre-Neuve, des Territoires du Nord-Ouest, de la Saskatchewan et du Yukon proviennent de la base des Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme (DNMQLT) (ECCC, 2022).

Les données de la Colombie-Britannique proviennent du système de surveillance environnementale de la Colombie-Britannique (gouvernement de la Colombie-Britannique, 2022).

Les données de l'Ontario proviennent de la Commission géologique de l'Ontario, qui relève du ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et des Mines de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022).

Les données du Québec sont agrégées et proviennent de la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) (MELCC, 2022) et de données sur les cours d'eau non publiées, fournies par Marc Amyot, de l'Université de Montréal; communication personnelle.

Les noms des provinces et territoires ont été abrégés en leur code international ISO.

a Dissous (µg/L)

b Total (µg/L)

N/D = non disponible

MacMillan et coll. (2019) ont signalé d'importantes variations régionales dans les concentrations d'ETR dans les eaux de surface (> 200 fois) et les sédiments lacustres (10 fois), en grande partie en raison de différences dans la géologie de la roche-mère et les conditions environnementales. Les concentrations d'ETR dans les eaux de surface augmentaient avec l'augmentation des concentrations d'ETR dans les sédiments et diminuaient avec la profondeur des lacs, ce qui semble indiquer que les sédiments, d'où des ETR sont mobilisés vers la colonne d'eau, sont une source de ces ETR (MacMillan et coll., 2019).

MacMillan et coll. (2019) ont indiqué la somme des concentrations de lanthanides et d'yttrium dans les sédiments lacustres de divers écosystèmes dans l'est du Canada. Comme les lacs échantillonnés étaient situés dans des régions vierges de toute exploitation ou extraction d'ETR, ils étaient considérés comme non contaminés. La somme des concentrations variait de 141,1 à 463,5 µg/g en poids sec (p.s.) dans les lacs subarctiques, de 90,2 à 352,1 µg/g p.s. dans les lacs de la toundra arctique, de 41,7

à 92,2 µg/g p.s. dans les lacs de désert polaire et de 72,5 à 281,4 µg/g p.s. dans les lacs tempérés. Les concentrations d'yttrium, à elles seules, variaient de 9,1 à 30,5 µg/g p.s. dans les lacs subarctiques, de 8,6 à 47,4 µg/g p.s. dans les lacs de la toundra arctique, de 5,5 à 11,0 µg/g p.s. dans les lacs de désert polaire et de 12,2 à 29,8 µg/g p.s. dans les lacs tempérés (les concentrations de chaque autre ETR n'étaient pas indiquées) (MacMillan et coll., 2019). Marginson et coll. (2023) ont examiné les concentrations dans les sédiments de milieux arctiques non perturbés et ont trouvé une concentration moyenne de Σ ETR de 716,29 nmol/g p.s. et une plage variant de 161,8 à 1 126 nmol/g p.s. Ces résultats étaient semblables à ceux d'autres études menées dans des lieux éloignés et non perturbés (Amyot et coll., 2017; MacMillan et coll., 2019). Les concentrations de Σ ETR dans les sédiments prélevés dans le nord du Québec, dans une zone géologique non perturbée et riche en ETR, variaient de 71,3 à 184,9 µg/g p.s. (Romero-Freire et coll., 2018), ce qui est comparable à la plage de 22,2 à 155 µg/g p.s. observée au Nunavik, au Québec (Marginson et coll., 2023).

Les concentrations d'ETR dans les sédiments (tamisés avant l'analyse) de lacs profonds (> 15 cm de profondeur) et peu profonds (< 15 cm de profondeur), prélevés en Ontario entre 2011 et 2013, sont présentées en synthèse dans le tableau 3. Les concentrations médianes de cérium, de lanthane, de néodyme et d'yttrium dans les sédiments des lacs peu profonds étaient de 9,45 µg/g p.s., de 4,78 µg/g p.s., de 4,22 µg/g p.s. et de 2,11 µg/g p.s., respectivement, tandis que les concentrations médianes dans les sédiments des lacs profonds étaient plus élevées : 17 µg/g p.s. pour le cérium, 8 µg/g p.s. pour le lanthane, 5,28 µg/g p.s. pour le néodyme et 2,62 µg/g p.s. pour l'yttrium.

Tableau 6. Concentrations de cérium, de lanthane, de néodyme et d'yttrium dans les sédiments de lacs de la région du lac McFaulds, en Ontario

Élément	Profondeur des sédiments	Sites/échantillons	Médiane (µg/g p.s.)	Min (µg/g p.s.)	Max (µg/g p.s.)
Cérium	Peu profond	1 304	9,45	0,95	59,6
Cérium	Profond	1 274	17,00	1,50	110
Lanthane	Peu profond	1 304	4,78	0,40	26,3
Lanthane	Profond	1 274	8,00	0,50	51,0
Néodyme	Peu profond	1 304	4,22	0,61	22,8
Néodyme	Profond	1 274	5,28	0,30	38,0
Yttrium	Peu profond	1 304	2,11	0,39	9,68
Yttrium	Profond	1 274	2,62	0,36	21,3

Les données proviennent de la Commission géologique de l'Ontario, qui relève du ministère de l'Énergie, du Développement du Nord et des Mines de l'Ontario (Handley et Dyer, 2022).

Mode d'action

Joonas et coll. (2017) ont déclaré que, bien que les informations sur le mode d'action de chaque ETR puissent être limitées pour certains éléments, les ETR forment un groupe homogène sur le plan physicochimique et leurs modes d'action toxiques semblent être similaires. Les ETR causent une toxicité par l'intermédiaire d'un stress oxydatif, créant des espèces réactives de l'oxygène, des dommages aux cellules et des modifications aux voies métaboliques et à l'équilibre des réactions d'oxydoréduction (Banaee et coll., 2025). Sneller et coll. (2000) ont résumé de manière générale les mécanismes d'action toxique des ETR, notamment : i) la compétition entre les ions calcium, magnésium et lanthane, causant une altération de l'intégrité osseuse et une perturbation de la signalisation cellulaire; ii) le remplacement des ions calcium et magnésium; iii) des réactions avec des protéines dans lesquelles les ions calcium et magnésium ne participent généralement pas; iv) la substitution d'autres éléments; v) la peroxydation lipidique causée par les cycles d'oxydoréduction des ETR qui peuvent exister dans plusieurs états d'oxydation; vi) une carence en phosphate causée par la précipitation du phosphate dans les ETR. Ces mécanismes résumés par Sneller et coll. (2000) ont été observés pour plusieurs ETR chez divers organismes (aquatiques et terrestres), y compris les micro-organismes, les nématodes, les crustacés, les insectes, les mammifères et les végétaux.

Des renseignements précis ont été trouvés concernant le mode d'action de chaque ETR, en particulier pour le lanthane. Le rayon ionique du lanthane est semblable à celui du calcium (Ca^{2+}), ce qui peut provoquer le déplacement ou le remplacement du calcium dans diverses fonctions cellulaires (Das et coll., 1988; Barry et Meehan, 2000; Gonzalez et coll., 2014; Egler et coll., 2023). Le lanthane peut réagir avec des composants tissulaires et compétitionner pour les sites de liaison actifs, ce qui peut

entraîner des interactions avec des systèmes biologiques dépendants du calcium et provoquer une toxicité ou une altération de leurs fonctions (Das et coll., 1988; Barry et Meehan, 2000; Egler et coll., 2023). Dans des préparations in vitro de mitochondries du foie de rats, des formes ioniques du lanthane et de l'yttrium (La^{3+} et Y^{3+}) pourraient inhiber le transport du calcium (Ca) (Korotkov et coll., 2014). L'interaction avec les mitochondries explique la toxicité de l'yttrium pour *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* et *Oncorhynchus mykiss* et révèle un large éventail de stratégies de manipulations intracellulaires (Cardon et coll., 2019). Dans des essais de toxicité du lanthane sur les algues, la formation de phosphate non soluble a pu diminuer la quantité de phosphore libre disponible et causer des effets nocifs par inanition plutôt qu'à cause de la toxicité du lanthane (Gonzalez et coll., 2015). De même, un lien entre l'inhibition de la croissance des algues et l'absorption du phosphate présent dans le milieu d'essai a été dégagé par Joonas et coll. (2017) lors d'expériences avec le lanthane et le cérium.

L'absorption d'ETR chez les organismes aquatiques peut se faire par l'absorption d'eau ou l'ingestion de nourriture contaminée. Concernant l'absorption d'ETR présents dans l'eau, les ETR peuvent être absorbés avec l'eau par échange d'ions et ainsi remplacer des ions tels que ceux du calcium ou du magnésium dans les tissus de l'organisme, ou diffuser à travers les membranes cellulaires (Banae et coll., 2025). Les ETR peuvent entrer dans les poissons par les branchies, puis être récupérés par des transporteurs d'ions. Chez d'autres organismes, les ETR peuvent être absorbés par la peau ou adsorbés à l'exosquelette (Banae et coll., 2025).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Comme beaucoup de métaux, la spéciation des ETR dans les eaux naturelles est complexe et régie par de nombreux facteurs. Elderfield et coll. (1990) ont d'abord proposé de conclure que les ETR se fractionnent en trois formes principales : particules non solubles, colloïdes organiques et inorganiques, et ions dissous. Toutes ces formes réunies représentent ensemble la fraction « totale » ou « non filtrée » ($> 0,45 \mu\text{M}$), et les formes colloïdales et dissoutes représentent ensemble la fraction « dissoute » ou « filtrée » ($< 0,45 \mu\text{M}$) (Byrne et Sholkovitz, 1996). Les formes colloïdales sont plus volumineuses que les formes dissoutes, et peuvent être récupérées à l'aide de filtres de taille variant entre 0,22 et $0,45 \mu\text{M}$.

La présence de surfaces colloïdales et de ligands régit en grande partie les concentrations relatives des fractions d'ETR (Sholkovitz, 1992). Les ETR liés à des colloïdes semblent être la principale fraction présente dans l'eau douce (Elderfield et coll., 1990; Byrne et Sholkovitz, 1996) et représentent un facteur clé dans le devenir et le transport des ETR (Sholkovitz, 1992). Les ETR s'adsorbent facilement à la grande surface des colloïdes contenant du fer (Fe), et dans l'eau douce, les ETR légers montrent une affinité plus grande pour les colloïdes contenant du Fe que les ETR lourds, qui restent généralement sous forme d'ions dissous (Elderfield et coll., 1990; Pokrovsky et Schott, 2002; Tang et Johannesson, 2003). Concernant les ETR légers et les ETR lourds, la présence de ligands représente également un facteur clé pour déterminer leur fractionnement. Les ETR forment des complexes forts avec des ligands organiques et inorganiques, comme les nitrates, les chlorures, les sulfates, les carbonates, les phosphates et les hydroxydes, les trois derniers étant très peu solubles dans l'eau (Liu et Byrne, 1997; Wells et Wells, 2012). Par conséquent, en général, les ETR précipitent en solution lorsqu'ils sont liés à des carbonates, à des phosphates ou à des hydroxydes, demeurant ainsi dans la fraction « totale », ce qui limite fortement leur biodisponibilité en milieu aquatique (Tang et Johannesson, 2003; Gonzalez et coll., 2014). Cette tendance à se lier de manière compétitive aux ETR et à réduire leur biodisponibilité dans l'environnement s'exprime le plus par la dureté (sous forme de Ca^{2+} , de Mg^{2+} et de carbonates) (Barry et Meehan, 2000; Cardon et coll., 2019; RNCAN, 2021b), l'alcalinité (sous forme de carbonates) (Moermond et coll., 2001; ministère de la Santé du gouvernement australien, 2014), le pH (sous forme d'ions H^+) (Sholkovitz, 1992; Moermond et coll., 2001; Bouchaud et coll., 2012; El-Akl et coll., 2015) et la matière organique dissoute (sous forme d'acides divers) (Tang et Johannesson, 2003; Marang et coll., 2008; Lachaux et coll., 2022a; Zilber et coll., 2024).

Contrairement au milieu d'eau douce, où de nombreux facteurs caractérisent la spéciation des ETR, dans le milieu marin, le devenir et le comportement des ETR sont largement régis par l'abondance des carbonates présents (Henderson, 1984; Cantrell et Byrne, 1987; Byrne et Sholkovitz, 1996). En général, les océans sont riches en ETR lourds (Elderfield et coll., 1988; Piepgras et Jacobsen, 1992; Piarulli et coll., 2021), ce qui semble être en raison de la stabilité de ces éléments sous forme dissoute, par rapport aux ETR légers, qui forment plus facilement des complexes avec les carbonates (Yang et Haley, 2016; Sutorius et coll., 2022). La répartition latérale et verticale des ETR varie grandement dans l'eau de mer. À grande échelle, la répartition verticale des ETR est touchée par le processus de fixation des métaux, ce qui fait que les ETR se déposent sous forme de particules non solubles et sont séquestrés par les sédiments (Piarulli et coll., 2021). Par conséquent, dans les milieux marins, on constate généralement une augmentation de la concentration des ETR à de plus grandes profondeurs (Elderfield et coll., 1988; Piepgras et Jacobsen, 1992; Piarulli et coll., 2021).

Dans les systèmes aquatiques, les ETR sont généralement à l'état trivalent. Cependant, le cérium peut aussi être présent sous forme oxydée, sous forme de Ce^{4+} (Elderfield et coll., 1988; Railsback, 2012). L'oxydation du cérium fait de cet ETR un cas d'exception notable concernant son comportement. Dans les milieux d'eau douce et marins, Ce^{4+} forme un complexe non soluble, le complexe CeO_2 , ce qui entraîne une diminution plus importante de sa concentration dans la colonne d'eau que dans le cas des autres ETR (Elderfield et coll., 1988; De Baar et coll., 1991; Weltje et coll., 2002b). La formation de ce complexe varie fortement en fonction du pH, les valeurs de pH élevées favorisant une plus grande concentration de CeO_2 (Elderfield et coll., 1990).

En raison de leur affinité pour les surfaces des particules, les ETR sont principalement liés aux sédiments ou aux particules en suspension dans la colonne d'eau (MacMillan et coll., 2017). La composition des sédiments a une incidence sur la biodisponibilité des ETR pour les organismes aquatiques, la granulométrie et la teneur en matières organiques des sédiments, qui sont des facteurs ayant un effet sur la libération et la mobilité des ETR dans la colonne d'eau (Banaee et coll., 2025). En ce qui concerne l'yttrium, le lanthane, le cérium et le néodyme, les coefficients de partage sédiment-eau ($\log K_{p(séd/e)}$), établis en laboratoire et sur le terrain, étaient respectivement de 5,18 et 6,04, 5,52 et 6,37, 5,78 et 6,31, et 5,67 et 6,27 (Stronkhorst et Yland, 1998; mentionné dans Sneller et coll., 2000), montrant l'affinité relativement élevée des ETR avec les sédiments (Sneller et coll., 2000).

Il a été montré que la concentration des ETR dans les échantillons du biote de l'Arctique canadien diminue avec la position de l'organisme dans le réseau trophique, ce qui indique un potentiel faible de bioamplification (MacMillan et coll., 2017). La concentration moyenne géométrique (MG) de Σ ETR dans les tissus chez les espèces résidentes variait de 0,013 à 103 nmol/g p.s. et la concentration MG la plus élevée a été mesurée dans le biote à la base de la chaîne trophique, surtout chez le lichen et la mousse (42 ± 81 nmol/g p.s.), les invertébrés marins (oursins $17 \pm 7,6$ nmol/g p.s., moules bleues $38 \pm 5,9$ nmol/g p.s.) et les invertébrés d'eau douce (invertébrés benthiques 33 ± 85 nmol/g p.s., zooplancton 103 ± 484 nmol/g p.s.) (MacMillan et coll., 2017). Des résultats similaires ont été observés dans les réseaux trophiques des lacs tempérés, où les concentrations d'ETR dans les tissus diminuaient avec la position de l'organisme dans le réseau trophique, ce qui indique que les ETR sont soumis à une dilution trophique (Amyot et coll. 2017). D'autres données probantes de cette biodilution proviennent de Dang et coll. (2023), qui ont rapporté un enrichissement plus faible en ETR dans le zooplancton (lanthane = $11,6 \pm 8,3$ mg/kg) que dans le phytoplancton (lanthane = $26,4 \pm 4,8$ mg/kg). Dans des lacs canadiens éloignés de toute activité minière, Amyot et coll. (2017) ont constaté que la concentration de l'ensemble des ETR et celle de chaque ETR étaient fortement corrélées dans différents composants du réseau trophique et que la médiane des facteurs de bioaccumulation était de 1,3 L/kg en poids humide (p.h.), 3,7 L/kg p.h., 4,0 L/kg p.h. et 4,4 L/kg p.h. dans les muscles des poissons, le zooplancton, les invertébrés prédateurs et les invertébrés non prédateurs, respectivement.

Toxicité aquatique

L'état actuel des données sur la toxicité des ETR a réalisé des progrès importants depuis 2014, depuis que les membres du Réseau canadien des éléments des terres rares (RCETR) ont noté que les données sur les effets toxiques des ETR étaient limitées et que des travaux supplémentaires étaient nécessaires pour élaborer des méthodes de lutte sécuritaire contre les résidus d'ETR (GC, 2014). En se fondant sur les recommandations du RCETR, Ressources naturelles Canada (RNCAN) a mis en place un programme pluriannuel visant à combler les lacunes dans les données sur les ETR, y compris les lacunes dans les données d'écotoxicité. Les initiatives du RNCAN ont permis de satisfaire aux exigences minimales en matière de données de toxicité pour élaborer les recommandations de type A du CCME pour la qualité de l'eau douce relative à une exposition à long terme au cérium, au lanthane, au néodyme et à l'yttrium. Les données sur la toxicité de l'eau dans les présentes recommandations étaient à jour en juillet 2024.

Comme les ETR précipitent généralement en solution dans les essais de toxicité, les études commandées par RNCAN ont été menées en eaux douces afin de maintenir une solubilité relativement élevée lors de ces essais. Toutefois, la solubilité restait une préoccupation. Les critères d'évaluation étaient fondés sur les concentrations des formes dissoutes mesurées au début de l'essai (au temps 0). Dans le cas présent, où les concentrations dans le milieu peuvent diminuer grandement pendant la période précédant le renouvellement suivant, la concentration réelle d'exposition sera surestimée (et donc la toxicité sera sous-estimée). Autrement dit, cette approche ne représente pas la véritable concentration d'exposition. Une meilleure approche serait de déterminer la concentration moyenne au début et à la fin des renouvellements ou de calculer statistiquement la concentration moyenne géométrique si les concentrations d'essai diminuent de façon exponentielle. L'influence de divers facteurs sur la solubilité des ETR dans les essais de toxicité a été évaluée par RNCAN, notamment avec les récipients utilisés dans les essais, l'ajout de nourriture et les organismes d'essai, ainsi que la prise en compte de la spéciation des ETR dans les essais de toxicité et le calcul des moyennes pondérées dans le temps des concentrations d'exposition (RNCAN, 2021b). Les facteurs de correction

pondérés dans le temps, obtenus par comparaison des concentrations moyennes aux concentrations de l'exposition initiale, ont été calculés pour certaines espèces et certains éléments, et varient de 0,09 à 0,71 (RNCAN, 2021b). En raison de différences entre les essais, et, comme les espèces et éléments n'étaient pas tous disponibles, aucun facteur de correction n'a été appliqué à l'ensemble de données actuel sur les ETR. Cependant, une mise en application pourrait être envisagée à l'avenir à mesure que la science évoluera.

La toxicité des ETR en milieu aquatique peut varier en fonction de plusieurs facteurs, comme la dureté, l'alcalinité, le pH, la matière organique dissoute et la présence de divers ligands. Ces facteurs de modification de la toxicité (FMT) touchent principalement la biodisponibilité des ETR par compétition pour la liaison, éliminant ainsi les ETR de la solution et assurant un effet protecteur à l'organisme d'essai. L'augmentation de la dureté et de l'alcalinité de l'eau réduit la toxicité des ETR dans plusieurs taxons grâce à la formation de complexes des ETR avec les ions carbonate et Ca^{2+} (Barry et Meehan, 2000; Borgmann et coll., 2005; Kang et coll., 2022; EGLE, 2024; Zhang et coll., 2024). L'augmentation du pH (de pH 5 à 9,5) réduit la toxicité des ETR grâce à la formation de complexes des ETR avec les ions OH^- et carbonate, comme l'ont observé Kang et coll. (2022) et Zhang et coll. (2024). L'augmentation de la matière organique dissoute peut également réduire la toxicité des ETR chez les invertébrés grâce à la formation de complexes ETR-matière organique dissoute (Vukov et coll., 2016; Lachaux et coll., 2022a; Zhang et coll., 2024). Inversement, la matière organique dissoute peut favoriser l'accumulation d'ETR dans les algues en raison de ses effets sur la perméabilité des membranes cellulaires des algues, ce qui entraîne une toxicité plus importante qu'attendu (Zilber et coll., 2024). Bien que les exigences minimales relatives aux données de toxicité pour l'élaboration des recommandations soient satisfaites, il n'y avait pas suffisamment de données pour normaliser les critères de toxicité des ETR en fonction des paramètres de la qualité de l'eau. À mesure que la science évoluera, les effets des FMT dans la modulation des réponses à la toxicité pourraient être pris en compte pour l'interprétation et l'application des Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQ des eaux) au cas par cas (par site).

Les essais de toxicité du phosphore (souvent sous forme de phosphate, K_2HPO_4) sur les algues et d'autres végétaux représentent un défi considérable compte tenu de la présence nécessaire de cet élément dans le milieu de croissance et de sa capacité à précipiter les ETR pendant l'exposition, lors des essais (Barry et Meehan, 2000; Lüring et Tolman, 2010; Joonas et coll., 2017). Par conséquent, lorsque le phosphate est ajouté dans un milieu de croissance pour les algues ou d'autres végétaux, l'inhibition de la croissance observée pourrait très bien être due à l'épuisement du phosphate (par la formation de complexes avec les autres ETR) plutôt qu'à la toxicité des ETR directement. Il est possible d'éliminer cet effet confondant en utilisant une espèce riche en phosphore (*Chlorella fusca*) qui peut pousser sans phosphore (Aharchaou et coll., 2020) ou en ajoutant du phosphore organique (comme le β -glycérophosphate) au milieu de croissance, qui fournit du phosphore aux organismes sans causer de précipitation (RNCAN, 2021a). Par exemple, Aharchaou et coll. (2020) ont constaté que, dans des solutions d'essai à pH 5,5 sans formation de précipité, les seuils de toxicité associés au lanthane et au cérium étaient de 10 à 1 000 fois plus faibles que ceux indiqués dans des études antérieures et ont proposé plusieurs facteurs probables comme : i) aucune espèce riche en phosphore non soluble ne s'est pas formée dans le milieu d'exposition; ii) la présence d'espèces chimiques protectrices (par exemple, le calcium) en différentes concentrations, dans diverses études; iii) les différences marquées dans la sensibilité des espèces. Pour les RFQ des eaux, seules les études de toxicité menées sur des algues et d'autres végétaux employant comme source soit une espèce riche en phosphore, soit du phosphore organique, ont été jugées acceptables pour l'élaboration des recommandations.

Malgré certains progrès réalisés dans l'élucidation des effets toxiques des ETR, des lacunes subsistent dans nos connaissances sur la toxicité relative de chaque fraction (fraction totale, colloïdale et complètement dissoute) chez les organismes aquatiques (Zhang et coll., 2024). Quelques études sur les invertébrés semblent indiquer que la fraction particulaire, ou totale, pourraient provoquer des effets toxiques. Toutefois, les auteurs n'ont pas réussi à distinguer les effets des fractions dissoutes (fractions complètement dissoute et colloïdale) (Stauber et Binet, 2000; Blinova et coll., 2018). D'autres études ont montré que les complexes d'ETR, qui sont vraisemblablement présents sous forme de colloïdes, pourraient être responsables des effets toxiques. Cependant, ces études ont été, jusqu'à présent, limitées uniquement aux modèles végétaux (*Lemna minor*) (Weltje et coll., 2002a; RNCAN, 2021b; Sharma et coll., 2024) et d'algues (*Chlamydomonas reinhardtii*) (Crémazy et coll., 2013; Yang et coll., 2014; Zhao et Wilkinson, 2015). Une grande partie des données actuellement disponibles pointe vers la forme dissoute et, dans certains cas, la forme ions libres, qui est probablement la meilleure représentation des formes biodisponibles pour les organismes aquatiques (Herrmann et coll., 2016; Vukov et coll., 2016; Aharchaou et coll., 2020; Banee et coll., 2025). Par conséquent, lorsque les données le permettaient, les recommandations étaient fondées sur les concentrations de la forme dissoute, afin de mieux représenter la forme biodisponible. Les chercheurs continuent de réaliser des progrès dans la compréhension de l'effet de la biodisponibilité et du fractionnement des espèces sur la toxicité des ETR pour les organismes aquatiques.

Actuellement, il n'existe aucun consensus quant à la toxicité relative des ETR, sur le plan de leurs propriétés atomiques (Vignati et coll., 2024). Une toxicité similaire a été observée dans la série d'études sur la toxicité des ETR pour les algues et les invertébrés (révision par Blinova et coll., 2020), ce qui est conforme aux conclusions de Lachaux et coll. (2022b), selon lesquelles le néodyme, le gadolinium et l'yttrium présentent une toxicité homogène pour *Daphnia magna*. D'autre part, Gonzales et coll. (2014) ont fait valoir que des facteurs, tels que la composition des solutions d'essai, ainsi que les critères et les espèces des essais, sont trop incohérents pour permettre de vérifier avec certitude la présence ou l'absence d'uniformité. Dans l'ensemble, davantage de recherches sont nécessaires pour confirmer si la toxicité des ETR est comparable dans un large éventail d'organismes et de conditions d'essai, en fonction de leurs similitudes chimiques.

Recommandations fédérales pour la qualité des eaux

ECCC a réalisé une revue approfondie des études recensées sur la toxicité aquatique suivant le protocole du CCME (2007) pour la qualité des données et a rempli le formulaire d'évaluation pour un sommaire de rigueur d'étude (SRE) pour chaque étude. Les déterminants des essais d'acceptabilité comprennent la consignation de la durée de l'exposition et des résultats des témoins ainsi que l'application d'indicateurs biologiques convenables et d'analyses statistiques appropriées. En raison de la propension des ETR à précipiter en solution, on a cherché à savoir, plus particulièrement, si les concentrations étaient mesurées tout au long de l'essai et si elles variaient, si du phosphate était utilisé dans les essais de toxicité pour les algues et les végétaux et si des procédures normalisées étaient suivies, ainsi qu'à connaître le type et la durée de l'essai. En ce qui concerne les expositions chroniques en milieu aquatique, les concentrations nominales (non mesurées) n'ont été prises en compte que lorsque les concentrations d'essai étaient estimées dans le milieu renouvelé en raison des problèmes de solubilité et de précipitation. Les données ont été considérées comme acceptables (qualité des données primaires ou secondaires) ou inacceptables pour l'établissement des recommandations (voir les annexes A et D). Les données n'ont pas été prises en compte pour les mélanges ou les nanoparticules d'ETR, car leurs modes d'action et leur toxicité peuvent différer. Bien que les nanomatériaux contenant des ETR pouvant être présents dans les milieux environnementaux ou dans des produits ne soient pas explicitement pris en compte, les concentrations mesurées dans l'environnement pourraient en partie comprendre des ETR de ces sources. Les études de toxicité jugées inutiles pour l'établissement des recommandations, ou qui étaient inaccessibles, sont énumérées à l'annexe L.

Les Recommandations fédérales pour la qualité des eaux (RFQ des eaux) sont de préférence élaborées selon le protocole du CCME (2007). La méthode d'élaboration privilégiée¹ est une approche de type A (distribution de la sensibilité des espèces [DSE]), suivie d'une approche de type B (application d'un facteur de sécurité) (CCME, 2007). En résumé, les recommandations de type A à long terme du CCME exigent des données de toxicité chronique acceptables obtenues chez au moins trois espèces de poissons (dont une espèce de salmonidé et une espèce n'appartenant pas aux salmonidés), trois espèces d'invertébrés (un crustacé planctonique et deux autres espèces aquatiques ou semi-aquatiques) et au moins une espèce de plante vasculaire ou d'algue (deux autres plantes non ciblées sont requises si les plantes sont parmi les espèces les plus sensibles). Les indicateurs de toxicité pour les amphibiens sont souhaitables, mais pas essentiels. Les RFQ des eaux à long terme pour le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium répondaient toutes aux exigences minimales du CCME en matière de données pour une approche de type A pour une exposition en eau douce. Pour une exposition aiguë, l'approche de type A du CCME nécessite des données de toxicité aiguë acceptables obtenues chez trois espèces de poissons (dont une espèce de salmonidé et une espèce n'appartenant pas aux salmonidés) et trois invertébrés (dont un crustacé planctonique). Les données sur les espèces d'algues et d'amphibiens sont souhaitables, mais pas obligatoires. Les valeurs de référence pour une exposition à court terme en eau douce au cérium et au lanthane répondaient aux exigences minimales du CCME en matière de données pour élaborer les recommandations de type A. Les valeurs de référence pour une exposition à court terme en eau douce au néodyme et à l'yttrium ne répondaient pas aux exigences du CCME pour l'approche de type A. Cependant, elles répondaient aux exigences minimales du CCME en matière de données pour l'établissement d'une recommandation suivant l'approche de type B2, soit d'avoir au

Le CCME (2007) propose deux approches pour élaborer des recommandations pour la qualité de l'environnement – volet des eaux, selon la disponibilité et la qualité des données disponibles. L'approche privilégiée consiste à faire appel à la distribution statistique de toutes les données acceptables pour élaborer les recommandations de type A. La seconde approche, pour élaborer les recommandations de type B, repose sur l'extrapolation des indicateurs de toxicité acceptables les plus faibles. Pour de plus amples détails sur les exigences minimales du CCME en matière de données pour l'établissement des recommandations, voir le document du CCME de 2007 (CCME, 2007).

moins des données de toxicité aiguë acceptables obtenues chez deux espèces de poissons (une espèce de salmonidé et une espèce n'appartenant pas aux salmonidés) et deux espèces d'invertébrés, dont un crustacé planctonique.

Pour les valeurs de référence à court terme, les ensembles de données sur la toxicité aiguë comprenant les indicateurs CL_{50} acceptables, ou des équivalents, ont été utilisés (CCME, 2007). Afin d'élaborer des recommandations pour une exposition à long terme en eau douce selon le protocole du CCME (2007), les indicateurs les plus privilégiés ont été sélectionnés parmi les données acceptables sur la toxicité chronique. Certains indicateurs de l'ensemble de données proviennent des résultats du modèle CETIS (Comprehensive Environmental Toxicity Information System) présentés en annexes des rapports de RNCAN. L'éventail de données de toxicité utilisées pour élaborer les recommandations relatives à chaque ETR est présenté en synthèse dans les sections pertinentes ci-dessous. Dans l'ensemble, les données de toxicité ont montré que la toxicité relative de ces ETR variait selon les groupes taxonomiques exposés et que la sensibilité des espèces n'était pas uniforme. Les espèces comprises dans l'établissement des recommandations étaient des espèces résidentes du Canada ou étaient jugées comme étant des substituts appropriés (voir l'annexe I).

La toxicité aquatique associée à une exposition à l'eau de mer a également été prise en compte. Toutefois, les données étaient peu nombreuses. La toxicité de chacun des divers ETR pour les organismes marins comprend des effets nocifs pour le développement, des lésions cellulaires et tissulaires, du stress oxydatif et une neurotoxicité (Piarulli et coll., 2021). Les données acceptables, propres au lanthane, au cérium, au néodyme et à l'yttrium, sont présentées en synthèse dans la section Exposition à l'eau de mer. Cependant, les données étaient insuffisantes pour l'établissement des recommandations.

Distribution de la sensibilité des espèces

Les « ssdtools » (version 2.2.0) du logiciel R (R, version 4.4.2) et l'application conviviale « shinyssdtools » (version 0.3.5; Thorley et Schwarz, 2018; Dalgarno, 2021) correspondante ont été utilisés pour établir la DSE pondérée modèle pour le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium. Le logiciel permet d'ajuster les données au moyen de plusieurs fonctions de distribution cumulatives (log normal, log logistique, gamma, log Gumbel, Weibull, mélange log normal), à l'aide de l'estimation de vraisemblance maximale, comme la méthode de régression. Une concentration dangereuse pondérée modèle à 5 % (CD_5) a été établie à l'aide du critère d'information d'Akaike corrigé pour une petite taille d'échantillon (AICc; Burnham et Anderson, 2004). La CD_5 est ensuite utilisée comme concentration de référence à court terme ou comme valeur recommandée à long terme. Pour de plus amples détails sur l'approche, veuillez consulter Thorley et Schwarz (2018) et Fox et coll. (2021). Le scénario R complet et les résultats de l'ajustement du modèle sont présentés aux annexes J et K, respectivement.

Cérium

Valeur de référence à court terme

Les données de toxicité aiguë acceptables concernant le cérium, pouvant répondre aux exigences minimales du CCME en matière de données, ont été trouvées, afin d'établir la valeur de référence à court terme d'une exposition en eau douce, suivant l'approche de type A (CCME, 2007). L'ensemble de données comprenait celles obtenues pour trois espèces de poissons et trois espèces d'invertébrés, l'espèce la plus sensible étant *Oncorhynchus mykiss* (CL_{50} : 130 $\mu\text{g Ce/L}$, à 96 h) et la moins sensible, *Hyaella azteca* (CL_{50} : 11 200 $\mu\text{g Ce/L}$, à 96 h). L'indicateur de toxicité pour *O. mykiss* est tiré du dossier d'enregistrement REACH pour le cérium, comme indiqué dans la base de données sur les produits chimiques de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA) et, bien que le formulaire de SRE ait été rempli au complet à l'aide des renseignements accessibles dans les données d'entrée et qu'il ait été jugé acceptable, le rapport original n'était pas disponible pour vérification. Il existe donc une certaine incertitude liée à cet indicateur. Cependant, cet indicateur a été pris en compte, car il répondait aux exigences minimales du CCME en matière de données pour un indicateur de toxicité chez un salmonidé et constituait l'indicateur le plus sensible de l'ensemble de données de toxicité aiguë pour le cérium. L'ensemble de données de toxicité aiguë et la DSE pour le cérium sont présentés dans le tableau 4 et la figure 1, respectivement. La concentration de référence à court terme établie d'après la CD_5 de la DSE à la toxicité aiguë est de 81 $\mu\text{g Ce/L}$. L'ensemble de données de toxicité aiguë disponible comprenait des indicateurs pour les concentrations des fractions dissoutes et totales, car il n'était pas possible de satisfaire aux exigences minimales en matière de données en se fondant uniquement sur une fraction. Par conséquent, la valeur de référence à court terme s'applique aux concentrations du cérium total mesurées dans des échantillons prélevés dans l'eau, et il est plutôt prudent de prendre en compte les indicateurs déterminés pour la fraction dissoute de l'ensemble de données.

Tableau 7. Données de toxicité aiguë en eau douce pour établir la valeur de référence à court terme pour le cérium

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg Ce/L)	Type de concentration	Source
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CL ₅₀ à 96 h	130	Mesurée ^a	ECHA, 2011
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CL ₅₀ à 48 h	244,59	Totale	Galdiero et coll., 2019
Invertébré	<i>Hydra attenuata</i>	Hydre	CE ₅₀ à 96 h (changements morphologiques /mortalité)	1 797	Dissoute	Gonzales et coll., 2015
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Poisson-zèbre	CL ₅₀ à 96 h	1 849,53	Dissoute	Kang et coll., 2022
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ à 96 h	3 490	Totale	EGLE, 2024
Invertébré	<i>Hyaella azteca</i>	Amphipode	CL ₅₀ à 96 h	11 200	Totale	EGLE, 2024

^a La fraction (totale ou dissoute) dont la concentration est mesurée n'est pas précisée, dans la source de données.
 Abréviations : h = heure; CE = concentration entraînant un effet; CL = concentration létale

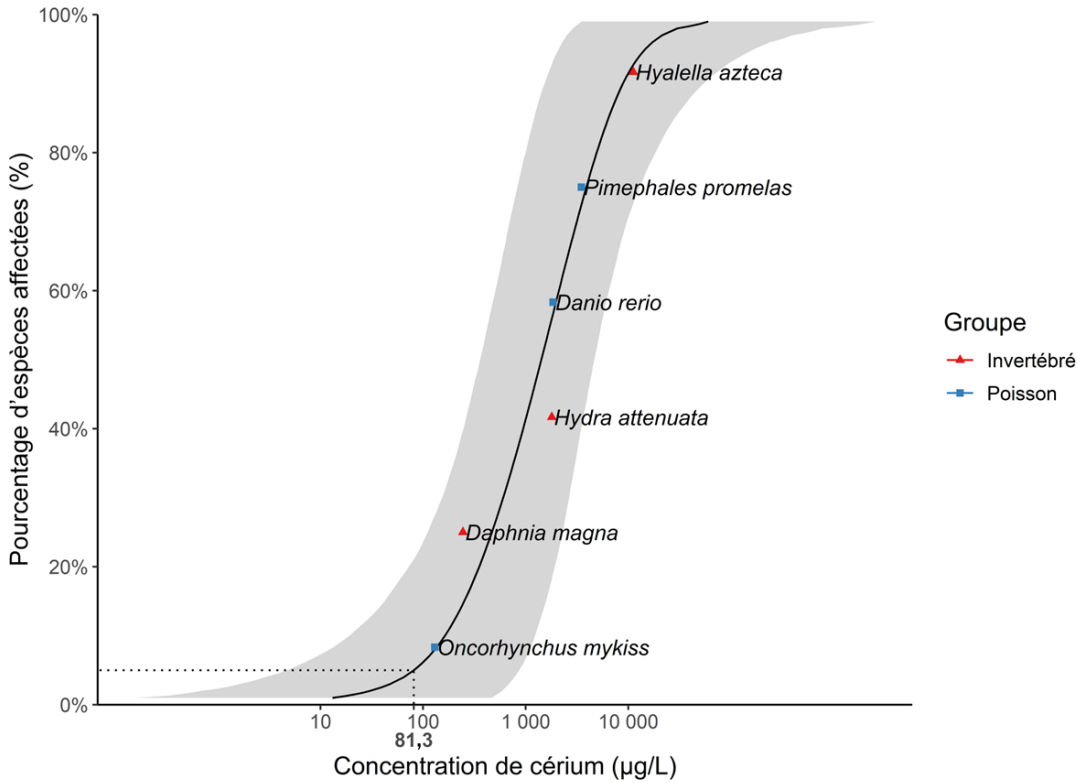


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité aiguë du cérium dans l'eau douce. La CD₅ (en pointillés) est de 81 µg Ce/L (valeur arrondie à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance

Recommandation à long terme

Des données de toxicité chronique acceptables concernant le cérium, pouvant répondre aux exigences minimales du CCME en matière de données, ont été trouvées, pour l'établissement de la recommandation à long terme relative à une exposition en eau douce suivant l'approche de type A (CCME, 2007). L'ensemble de données de toxicité chronique pour le cérium comprenait des données d'exposition sans effet ou à effet faible chez 17 espèces, dont trois espèces de poissons, neuf espèces d'invertébrés et cinq espèces de plantes ou d'algues (tableau 5). *Ceriodaphnia dubia* s'est révélée être l'espèce la plus sensible (CI₁₀ sur 7 jours : 2,3 µg Ce/L), tandis que *Spirodela polyrhiza* a été la moins sensible (CI₁₀ sur 10 jours : 1 945 µg Ce/L). L'ensemble de données et la DSE pour une exposition chronique au cérium sont présentés dans le tableau 5 et la figure 2, respectivement. La RFQ des eaux à long terme, déterminée à l'aide de la CD₅ de la DSE chronique, est de 1,6 µg Ce/L. Les recommandations à long terme s'appliquent aux concentrations de cérium dissous, car la majeure partie de l'ensemble de données représentait la fraction dissoute. Comme l'analyse de la sensibilité a montré que d'exclure les valeurs nominales des indicateurs de l'ensemble de données entraînait un effet minime sur la valeur recommandée, les indicateurs ont été conservés pour que toutes les espèces soient représentées.

Tableau 8. Données sur la toxicité chronique en eau douce pour établir la recommandation à long terme pour le cérium

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg Ce/L)	Type de concentration	Source
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Puce d'eau	CI ₁₀ 7 j (reproduction)	2,32	Dissoute	RNCan, 2018
Invertébré	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Grande lymnée	CE ₁₀ 28 j (succès de l'éclosion des embryons)	2,7	Nominale	Casey et coll., 2019
Algue ou plante	<i>Chlorella vulgaris</i>	Algues vertes	CI ₁₀ 72 h (production cellulaire)	3,85	Dissoute	RNCan, 2021a
Algue/Plante	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algues vertes	CI ₁₀ 72 h (production cellulaire)	5,50	Dissoute	RNCan, 2021a
Poisson	<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	CI ₁₀ 28 j (longueur)	6,66	Dissoute	RNCan, 2021a
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CI ₁₀ 7 j stade larvaire (biomasse)	15,7	Dissoute	RNCan, 2017
Invertébré	<i>Heterocypris incongruens</i>	Ostracode	CE ₁₀ 6 j (inhibition de la croissance)	16	Dissoute	Gonzales et coll., 2015
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	CI ₁₀ 35 j (poids sec)	17,4	Dissoute	RNCan, 2018
Invertébré	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₁₀ 14 j (poids sec)	20,4	Dissoute	RNCan, 2018
Algue ou plante	<i>Chlorella fusca</i>	Algues vertes	CE ₂₀ 5 j (croissance)	56,05	Totale dissoute ^a	Aharchaou et coll., 2020
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CMAT 21 j (reproduction)	71,34	Nominale	Ma et coll., 2016
Invertébré	<i>Brachionus calyciflorus</i>	Rotifère	CE ₁₀ 48 h (reproduction)	93	Dissoute	Gonzales et coll., 2015
Algue ou plante	<i>Lemna minor</i>	Lentille d'eau	CI ₁₀ 7 j (poids sec)	134,97	Nominale	RNCan, 2021a
Invertébré	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₁₀ 10 j (poids sec)	490	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Neocloeon triangulifer</i>	Éphémère	CI ₁₀ 14 j (poids sec)	1 020	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Sphaerium sp.</i>	Sphaerie	CL ₁₀ 28 j	1 345	Dissoute	RNCan, 2019b
Algue ou plante	<i>Spirodela polyrhiza</i>	Spirodèle à plusieurs racines	CI ₁₀ 10 j (rendement des frondes)	1 945	Nominale	Carpenter et coll., 2019

^a Les échantillons ont été passés à travers deux filtres superposés à pores de 2 µm.

Abréviations : j = jours; CE = concentration entraînant un effet; h = heure; CI : concentration inhibitrice; CL= concentration létale; CMAT = concentration maximale acceptable de toxiques

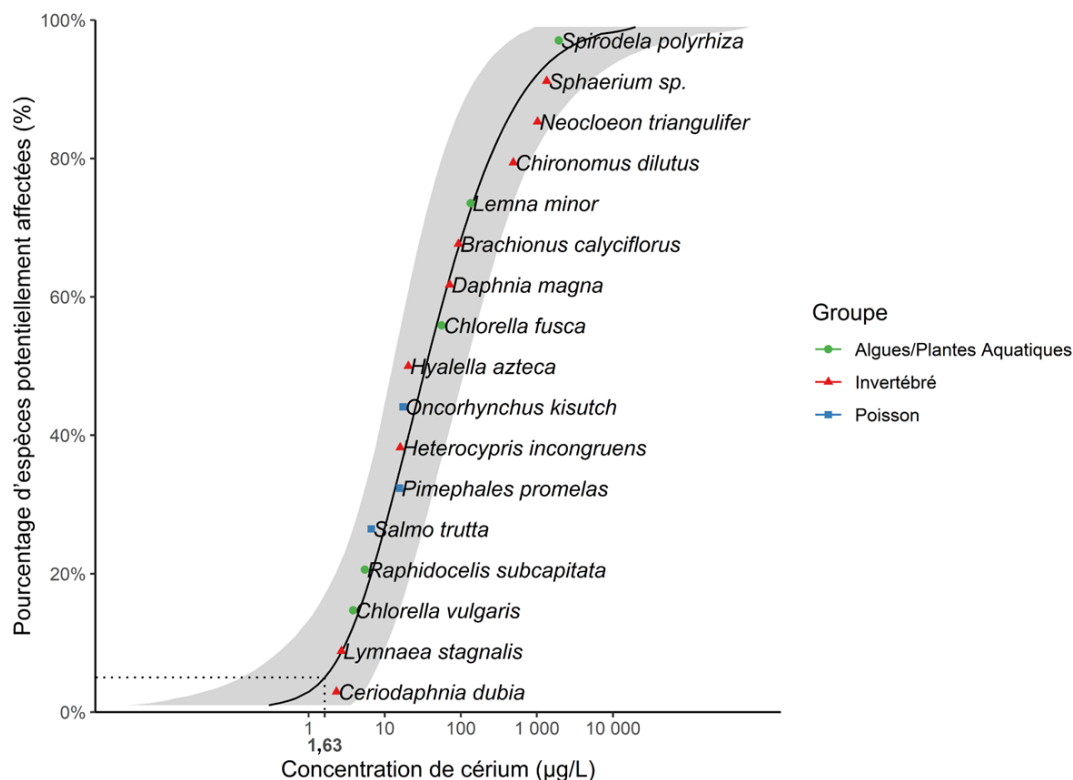


Figure 2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du cérium dans l'eau douce. La CD₅ (en pointillé) est de 1,6 µg Ce/L (arrondi à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance

Lanthane

Valeur de référence à court terme

L'ensemble de données de toxicité aiguë acceptable pour le lanthane répondait aux exigences minimales du CCME en matière de données pour une exposition à court terme en eau douce suivant l'approche de type A (CCME, 2007). L'ensemble de données de toxicité aiguë comprenait des CL₅₀ ou des indicateurs équivalents pour neuf espèces, dont quatre espèces de poissons et cinq espèces d'invertébrés. L'espèce la plus sensible était *Hydra attenuata* (CL₅₀ : 210 µg La/L sur 96 h), tandis que la moins sensible était *Tetrahymena shanghaiensis* (CI₅₀ : 277,810 µg La/L sur 24 h). L'indicateur de toxicité chez *O. mykiss* a été tiré du dossier d'enregistrement REACH pour le lanthane, comme indiqué dans la base de données des produits chimiques de l'ECHA, et, bien qu'un formulaire de SRE ait été rempli au complet à l'aide des renseignements accessibles dans les données d'entrée et qu'il ait été jugé acceptable, le rapport original n'était pas disponible pour vérification. Il existe donc une certaine incertitude liée à cet indicateur. Cependant, l'indicateur a été pris en compte dans l'ensemble de données pour répondre aux exigences minimales en matière de données pour une espèce de salmonidé et parce qu'il s'agissait du deuxième indicateur le plus sensible. L'ensemble de données et la courbe de la DSE aiguë pour le lanthane sont présentés dans le tableau 6 et la figure 3, respectivement. La CD₅ et la valeur de référence à court terme pour le lanthane, dans l'eau douce, est de 160 µg La/L. L'ensemble de données de toxicité aiguë comprenait à la fois les concentrations dissoutes et totales, car il n'était pas

possible de satisfaire aux exigences minimales en matière de données fondées uniquement sur une fraction. Par conséquent, la valeur de référence à court terme s'applique aux concentrations de lanthane total mesurées dans des échantillons prélevés dans l'eau, et il est plutôt prudent de prendre en compte les indicateurs déterminés pour la fraction dissoute de l'ensemble de données.

Tableau 9. Données sur la toxicité aiguë en eau douce pour établir la valeur de référence à court terme pour le lanthane

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet ($\mu\text{g La/L}$)	Type de concentration (fraction)	Source
Invertébré	<i>Hydra attenuata</i>	Hydre	CL ₅₀ à 96 h	210	Nominale	Blaise et coll., 2018
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CL ₅₀ à 96 h	420	Dissoute	ECHA, 2014
Poisson	<i>Gobiocypris rarus</i>	Vairon rare	CL ₅₀ à 96 h	1 920	Nominale	Hua et coll., 2017
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Poisson-zèbre	CL ₅₀ à 96 h	2 194,70	Dissoute	Kang et coll., 2022
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CL ₅₀ à 48 h	3 200	Dissoute	Shu et coll., 2023
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CL ₅₀ à 96 h	3 610	Totale	EGLE, 2024
Invertébré	<i>Daphnia similis</i>	Puce d'eau	CE ₅₀ à 48 h (immobilité)	14 840 (moyenne géométrique)	Totale	Egler et coll., 2023
Invertébré	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CL ₅₀ à 96 h	18 900	Totale	EGLE, 2024
Invertébré	<i>Tetrahymena shanghaiensis</i>	Protozoaire cilié	CI ₅₀ à 24 h (nombre de cellules)	277 810	Nominale	Wang et coll., 2000

Abréviations : CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CI = concentration inhibitrice, CL = concentration létale

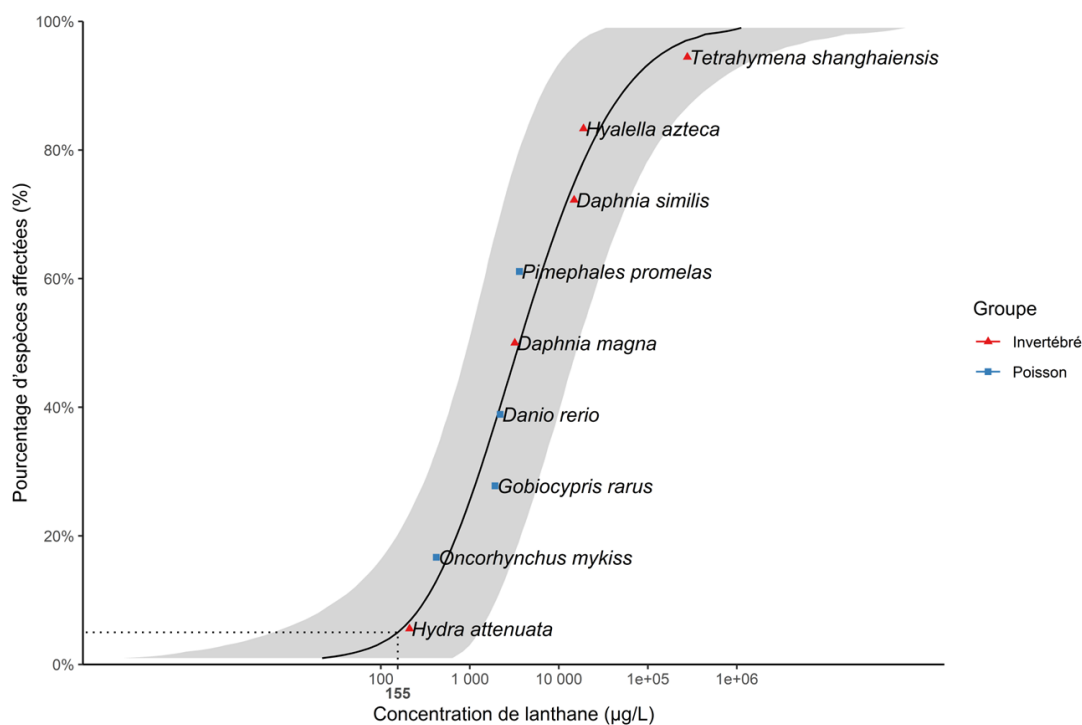


Figure 3. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité aiguë du lanthane dans l'eau douce. La CD_5 (en pointillé) est de 160 $\mu\text{g La/L}$ (arrondie à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance.

Recommandation à long terme

L'ensemble de données de toxicité chronique acceptable pour le lanthane répondait aux exigences minimales du CCME en matière de données pour l'établissement d'une recommandation à long terme pour une exposition en eau douce suivant l'approche de type A (CCME, 2007). Les données de toxicité chez 13 espèces (trois espèces de poissons, six espèces d'invertébrés et quatre espèces végétales) ont été sélectionnées pour l'élaboration de recommandations pour le lanthane (tableau 7). L'espèce végétale *Chlorella vulgaris* (CI₁₀ de 3,59 µg La/L à 72 h) et l'espèce d'invertébré *Neocloeon triangulifer* (CI₁₀ 14 jours : 1 040 µg La/L) étaient, respectivement, l'espèce la plus sensible et la moins sensible. La CD₅ établie à partir de la DSE (figure 4) représente la recommandation à long terme pour une exposition en eau douce au lanthane, et est de 2,4 µg La/L. Comme l'ensemble de données de toxicité chronique pour le lanthane était principalement composé de concentrations dissoutes, les recommandations à long terme s'appliquent aux concentrations dissoutes de lanthane mesurées dans des échantillons d'eau. Comme l'analyse de la sensibilité a montré que d'exclure la valeur nominale de l'indicateur chez *L. minor* de l'ensemble de données entraînait un effet minime sur la valeur recommandée, l'indicateur a été conservé pour que toutes les espèces soient représentées.

Tableau 10. Données sur la toxicité chronique en eau douce pour établir la recommandation à long terme pour le lanthane

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg La/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Algue/Plante	<i>Chlorella vulgaris</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	3,59	Dissoute	RNCan, 2021a
Poisson	<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	CI ₁₀ - 28 j (poids sec)	7,24	Dissoute	RNCan, 2017
Algue/Plante	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	9,57	Dissoute	RNCan, 2021a
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Puce d'eau	CI ₁₀ - 7 j (reproduction)	9,79	Dissoute	RNCan, 2018
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CI ₁₀ - 7 j (biomasse)	19,8	Dissoute	RNCan, 2017
Algue/Plante	<i>Chlorella fusca</i>	Algues vertes	CE ₂₀ - 5 j (croissance)	31,95	Totale dissoute ^a	Aharchaoui et coll., 2020
Invertébré	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₁₀ - 14 j (poids sec)	71,7	Dissoute	RNCan, 2018
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CMAT - 21 j (longueur de l'organisme/taille moyenne des portées)	80,11	Dissoute	Shu et coll., 2023
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	CE ₁₀ - 35 j (survie)	206,5	Dissoute	RNCan, 2018
Invertébré	<i>Sphaerium sp.</i>	Sphaerie	CI ₁₀ - 28 j (poids sec)	360	Dissoute	RNCan, 2019b
Algue/Plante	<i>Lemna minor</i>	Lentille d'eau	CI ₁₀ - 7 j (poids sec)	538,78	Nominale	RNCan, 2021a
Invertébré	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₁₀ - 10 j (poids sec)	750	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Neocloeon triangulifer</i>	Éphémère	CI ₁₀ - 14 j (poids sec)	1 040	Dissoute	RNCan, 2019b

^a Les échantillons ont été filtrés à travers deux filtres superposés de 2µm.

Abréviations : j = jours, CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CI = concentration inhibitrice, CMAT = concentration maximale acceptable de toxiques

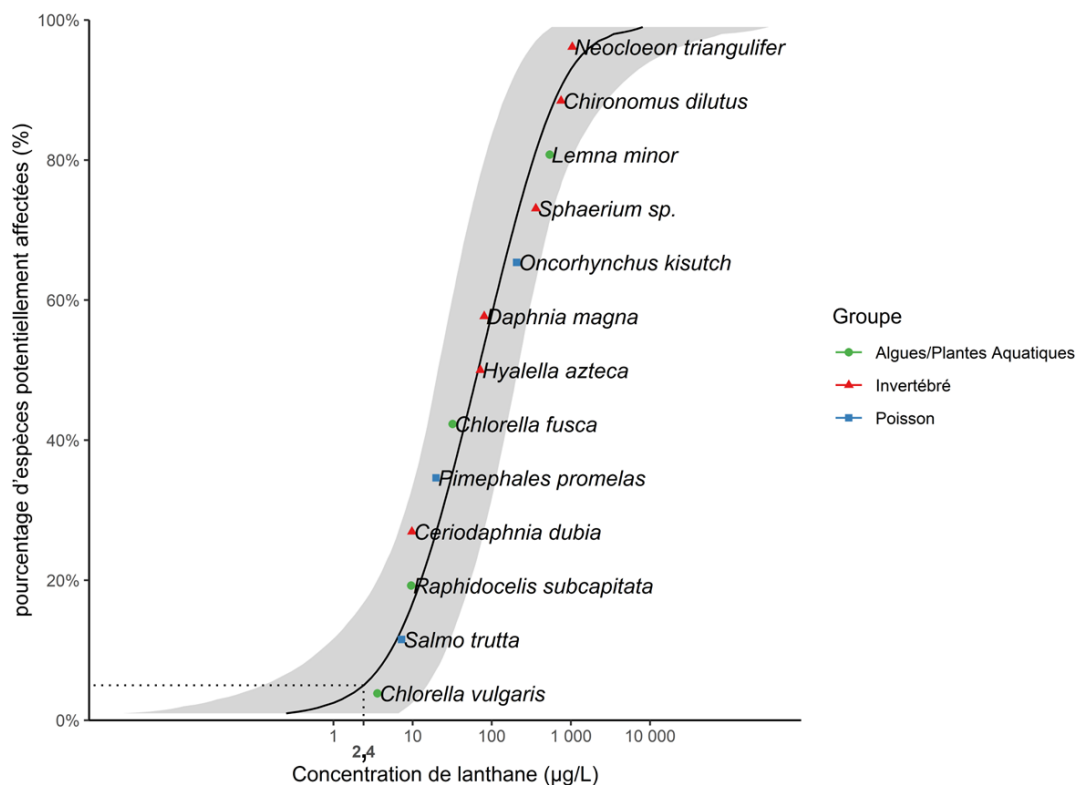


Figure 4. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du lanthane dans l'eau douce. La CD_{50} (en pointillé) est de 2,4 $\mu\text{g La/L}$ (arrondie à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance

Néodyme

Valeur de référence à court terme

Les exigences minimales du CCME en matière de données ont été satisfaites suivant l'approche de type B2 (CCME, 2007) pour l'exposition aiguë au néodyme en eau douce, comprenant des CL_{50} ou des indicateurs équivalents acceptables, chez deux espèces de poissons et cinq espèces d'invertébrés. Le tableau 8 présente la CL_{50} ou l'indicateur équivalent le plus sensible pour chaque espèce de l'ensemble de données acceptables sur la toxicité aiguë. L'indicateur de toxicité pour *O. mykiss* est une valeur sans limite pour laquelle aucun effet n'a été observé à la concentration la plus élevée de l'étude. Comme l'indicateur n'a pas été directement utilisé pour établir la valeur recommandée selon l'approche de type B2 et, comme l'étude a montré que l'espèce n'était pas sensible aux concentrations d'essai, l'indicateur a été jugé acceptable pour répondre aux exigences minimales en matière de données. L'indicateur le plus faible était une CE_{50} sur 48 h de 227,2 $\mu\text{g Nd/L}$ établie d'après la mortalité chez *Daphnia pulex*. Conformément au protocole du CCME, la CL_{50} ou l'indicateur équivalent le plus sensible d'une étude d'exposition aiguë est l'étude critique à laquelle un facteur de sécurité de 10 est appliqué dans l'établissement des recommandations d'exposition à court terme de l'approche de type B2. Le facteur de sécurité de 10 prend en compte les différences de sensibilité à un produit chimique en raison des différences d'une espèce à l'autre, dans les conditions d'exposition et les paramètres d'essai, ainsi que d'un manque de données toxicologiques (CCME, 2007). Par conséquent, la valeur de référence à court terme pour une exposition au néodyme en eau douce est de 23 $\mu\text{g Nd/L}$. Puisque l'indicateur critique a été établi pour la fraction dissoute, les valeurs de référence à court terme pour le néodyme s'appliquent donc aux concentrations dissoutes.

Tableau 11. Données sur la toxicité aiguë en eau douce pour établir la valeur de référence à court terme pour le néodyme

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg Nd/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Invertébré	<i>Daphnia pulex</i>	Puce d'eau	CE ₅₀ à 48 h (mortalité)	227,2	Dissoute	King et coll., 2005
Invertébré	<i>Hydra attenuata</i>	Hydre	CL ₅₀ à 96 h	310	Nominale	Blaise et coll., 2018
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CE ₅₀ à 48 h (immobilité)	332	Dissoute	Do, 2024
Invertébré	<i>Daphnia similis</i>	Puce d'eau	CE ₅₀ à 48 h (immobilité)	9 190	Totale	Egler et coll., 2023
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Poisson-zèbre	CL ₅₀ à 96 h	55 580	Mesurée ^a	Lora-Benitez et coll., 2024
Invertébré	<i>Caenorhabditis elegans</i>	Nématode	CL ₅₀ à 48 h	57 503	Nominale	Xu et coll., 2017
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CL ₅₀ à 96 h	> 40 000	Nominale	Dubé et coll., 2019

^a Le type de concentration mesurée, totale ou dissoute, n'est pas précisé dans la source de données.

Abréviations : CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CL = concentration létale

Recommandation à long terme

L'ensemble de données sur la toxicité chronique acceptable pour le néodyme répondait aux exigences minimales suivant l'approche de type A (CCME, 2007). Les données de toxicité pour 13 espèces, dont trois espèces de poissons, six espèces d'invertébrés et quatre espèces de plantes et d'algues, ont été sélectionnées pour établir les recommandations pour le néodyme (tableau 9). *Lymnaea stagnalis* était l'espèce la plus sensible (CE₁₀ 28 jours : 1,6 µg Nd/L), tandis que *Spirodela polyrrhiza* était l'espèce la moins sensible (CI₁₀ 10 jours : 6 965 µg Nd/L). La CD₅ de la DSE chronique (figure 5) représente la recommandation à long terme pour le néodyme et est de 1,1 µg Nd/L. Comme l'ensemble de données sur la toxicité chronique du néodyme comprenait principalement des concentrations dissoutes, les recommandations à long terme s'appliquent aux concentrations dissoutes de néodyme mesurées dans des échantillons prélevés dans l'eau. Comme l'analyse de la sensibilité a montré que d'exclure la valeur nominale des indicateurs de l'ensemble de données entraînait une augmentation de la valeur recommandée, les indicateurs ont été conservés par prudence et pour que toutes les espèces soient représentées.

Tableau 12. Données sur la toxicité chronique en eau douce pour établir la recommandation à long terme pour le néodyme

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg Nd/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Invertébré	<i>Lymnaea stagnalis</i>	Grande lymnée	CE ₁₀ 28 j (succès de l'éclosion des embryons)	1,6	Nominale	Casey et coll., 2019
Algue/Plante	<i>Chlorella vulgaris</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	2,49	Dissoute	RNCAN, 2021a
Algue/Plante	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	8,22	Dissoute	RNCAN, 2021a
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Puce d'eau	CI ₁₀ - 7 j (reproduction)	20,77	Dissoute	RNCAN, 2018
Poisson	<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	CI ₁₀ - 28 j (poids sec)	21,13	Dissoute	RNCAN, 2017
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CI ₁₀ - 7 j stade larvaire (biomasse)	27,93	Dissoute	RNCAN, 2017
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	CI ₁₀ - 35 j (poids sec)	291,1	Dissoute	RNCAN, 2018

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet ($\mu\text{g Nd/L}$)	Type de concentration (fraction)	Source
Invertébré	<i>Hyaella azteca</i>	Amphipode	CI ₁₀ - 14 j (poids sec)	306,9	Dissoute	RNCan, 2018
Algue/Plante	<i>Lemna minor</i>	Lentille d'eau	CI ₁₀ - 7 j (nombre de frondes)	669,61	Nominale	RNCan, 2021a
Invertébré	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₁₀ - 10 j (poids sec)	680	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Sphaerium sp.</i>	Sphaerie	CL ₁₀ - 28 j	710	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Neocloeon triangulifer</i>	Éphémère	CI ₁₀ - 14 j (poids sec)	1 050	Dissoute	RNCan, 2019b
Algue/Plante	<i>Spirodela polyrhiza</i>	Spirodèle à plusieurs racines	CI ₁₀ - 10 j (rendement en nombre de frondes)	6 965	Nominale	Carpenter et coll., 2019

Abréviations : j = jours, CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CI = concentration inhibitrice, CL = concentration létale

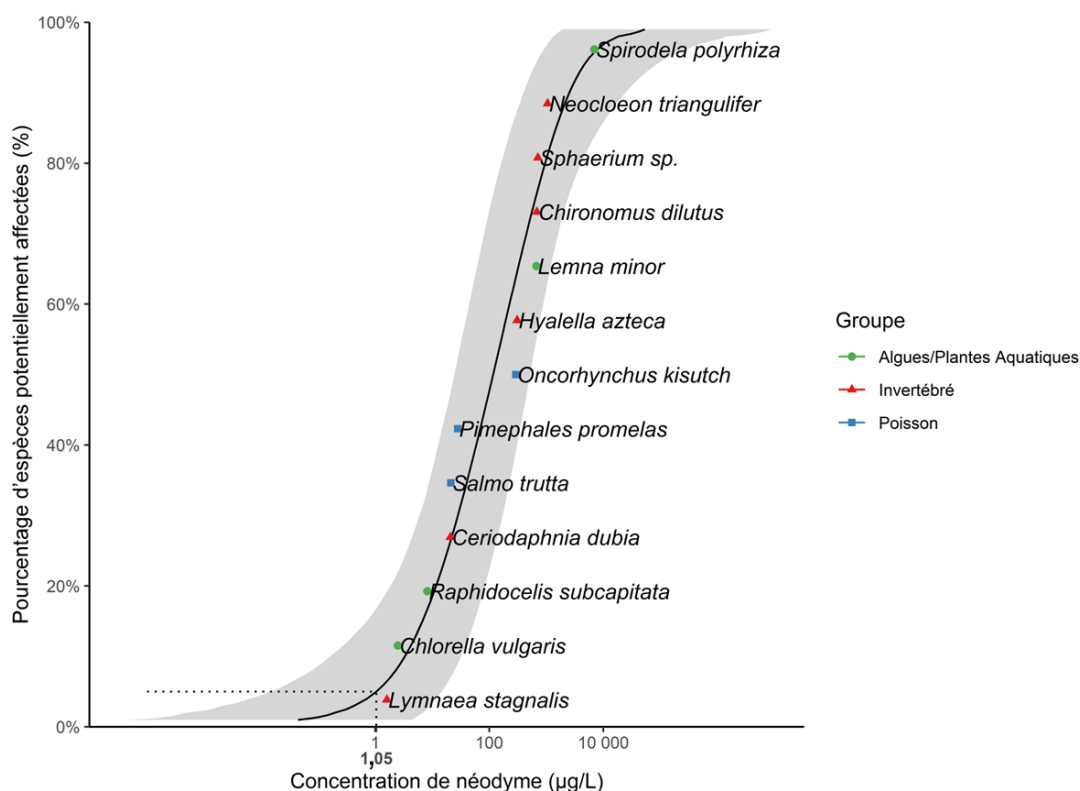


Figure 5. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique du néodyme dans l'eau douce. La CD_{50} (en pointillé) est de 1,1 $\mu\text{g Nd/L}$ (arrondie à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance

Yttrium

Valeur de référence à court terme

Les exigences minimales du CCME en matière de données ont été satisfaites suivant l'approche de type B2 (CCME, 2007), pour une exposition aiguë à l'yttrium en eau douce, chez deux espèces de poissons et trois espèces d'invertébrés. Le tableau 10 présente la CL₅₀ ou l'indicateur équivalent le plus sensible pour chaque espèce de l'ensemble de données acceptables sur la toxicité aiguë. L'indicateur le plus faible était une CE₅₀ sur 48 h de 217 µg Y/L établi d'après l'immobilité du *Daphnia magna*. Conformément au protocole du CCME, la CL₅₀ ou l'indicateur équivalent le plus sensible d'une étude d'exposition aiguë vient de l'étude critique à laquelle un facteur de sécurité de 10 est appliqué pour déterminer les valeurs de référence à court terme par l'approche de type B2. Le facteur de sécurité de 10 prend en compte les différences de sensibilité à un produit chimique en raison des différences d'une espèce à l'autre, dans les conditions d'exposition et les paramètres d'essai, ainsi que d'un manque de données toxicologiques (CCME, 2007). Par conséquent, la valeur de référence à court terme pour une exposition à l'yttrium dans l'eau douce est de 22 µg Y/L. Puisque l'indicateur critique a été établi pour la fraction dissoute, les valeurs de référence à court terme pour l'yttrium s'appliquent aux concentrations dissoutes.

Tableau 13. Données sur la toxicité aiguë en eau douce pour établir la valeur de référence à court terme pour l'yttrium

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (µg Y/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CE ₅₀ à 48 h (immobilité)	217	Dissoute	Shah, 2022
Invertébré	<i>Hydra attenuata</i>	Hydre	CL ₅₀ à 96 h	220	Nominale	Blaise et coll., 2018
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CL ₅₀ à 96 h	700	Nominale	Dubé et coll., 2019
Poisson	<i>Danio rerio</i>	Poisson-zèbre	CL ₅₀ à 96 h	45 610	Mesurée ^a	Lora-Benitez et coll., 2024
Invertébré	<i>Tetrahymena shanghaiensis</i>	Protozoaire cilié	CI ₅₀ à 24 h (nombre de cellules)	73 791	Nominale	Wang et coll., 2000

^a Le type de concentration mesurée, totale ou dissoute, n'est pas précisé dans la source de données.

Abréviations : CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CI = concentration inhibitrice, CL = concentration létale

Recommandation à long terme

Les exigences minimales du CCME en matière de données pour l'établissement d'une recommandation à long terme concernant l'yttrium, et suivant l'approche de type A, ont été satisfaites (CCME, 2007). L'ensemble de données de la DSE pour l'yttrium (tableau 11) contenait 12 indicateurs de toxicité pour quatre espèces de poissons, cinq espèces d'invertébrés et trois espèces de plantes ou d'algues. *Chlorella vulgaris* était l'espèce la plus sensible (CI₁₀ de 2,685 µg Y/L à 72 h), tandis que *Chironomus dilutus* était la moins sensible (CI₁₀ 10 jours de 830 µg Y/L). La CD₅ de la DSE chronique (figure 6) représente la recommandation à long terme pour l'yttrium et est de 1,9 µg Y/L. Comme l'ensemble des données sur la toxicité chronique de l'yttrium comprenait principalement des indicateurs pour les concentrations dissoutes, les recommandations à long terme s'appliquent aux fractions dissoutes d'yttrium mesurées dans des échantillons prélevés dans l'eau. Il n'est pas précisé si l'indicateur de toxicité pour *C. dubia* l'est pour la fraction dissoute ou totale. Cependant, dans une autre étude, la valeur de l'indicateur était plus faible que celle des concentrations dissoutes chez la même espèce et a donc été retenue par prudence. Comme l'analyse de la sensibilité, dans laquelle la valeur nominale de l'indicateur chez *L. minor* a été exclue, n'a montré qu'un effet minime sur la valeur recommandée, cet indicateur a été conservé pour que toutes les espèces soient représentées.

Tableau 14. Données sur la toxicité chronique en eau douce pour établir la recommandation à long terme pour l'yttrium

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Valeurs de référence	Concentration entraînant un effet (µg Y/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Algue/Plante	<i>Chlorella vulgaris</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	2,69	Dissoute	RNCan, 2021a

Groupe	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Valeurs de référence	Concentration entraînant un effet (µg Y/L)	Type de concentration (fraction)	Source
Algue/Plante	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Algues vertes	CI ₁₀ à 72 h (production cellulaire)	5,67	Dissoute	RNCan, 2021a
Invertébré	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Puce d'eau	CI ₁₀ - 7 j (mortalité/reproduction)	6,7	Mesurée ^a	Okamoto et coll., 2021
Poisson	<i>Pimephales promelas</i>	Tête-de-boule	CI ₁₀ - 7 j stade larvaire (biomasse)	12,9	Dissoute	RNCan, 2017
Invertébré	<i>Daphnia magna</i>	Daphnie	CE ₁₀ - 21 j (croissance)	19,80 (moyenne géométrique)	Dissoute	Do, 2024
Invertébré	<i>Hyaella azteca</i>	Amphipode	CE ₁₀ - 14 j (poids sec)	25,98	Dissoute	RNCan, 2018
Poisson	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	CMAT - 28 j (poids humide)	53,33	Dissoute	Cardon et coll., 2019
Poisson	<i>Salmo trutta</i>	Truite brune	CI ₁₀ - 28 j (poids sec)	90,88	Dissoute	RNCan, 2017
Algue/Plante	<i>Lemna minor</i>	Lentille d'eau	CI ₁₀ - 7 j (poids sec)	226,13	Nominale	RNCan, 2021a
Poisson	<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Saumon coho	CI ₁₀ - 35 j (longueur)	291,1	Dissoute	RNCan, 2018
Invertébré	<i>Neocloeon triangulifer</i>	Éphémère	CI ₁₀ - 14 j (poids sec)	690	Dissoute	RNCan, 2019b
Invertébré	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₁₀ - 10 j (poids sec)	830	Dissoute	RNCan, 2019b

^a Le type de concentration mesurée, totale ou dissoute, n'est pas précisé dans la source de données.

Abréviations : j = jours, CE = concentration entraînant un effet, h = heure, CI = concentration inhibitrice, CMAT = concentration maximale acceptable de toxiques

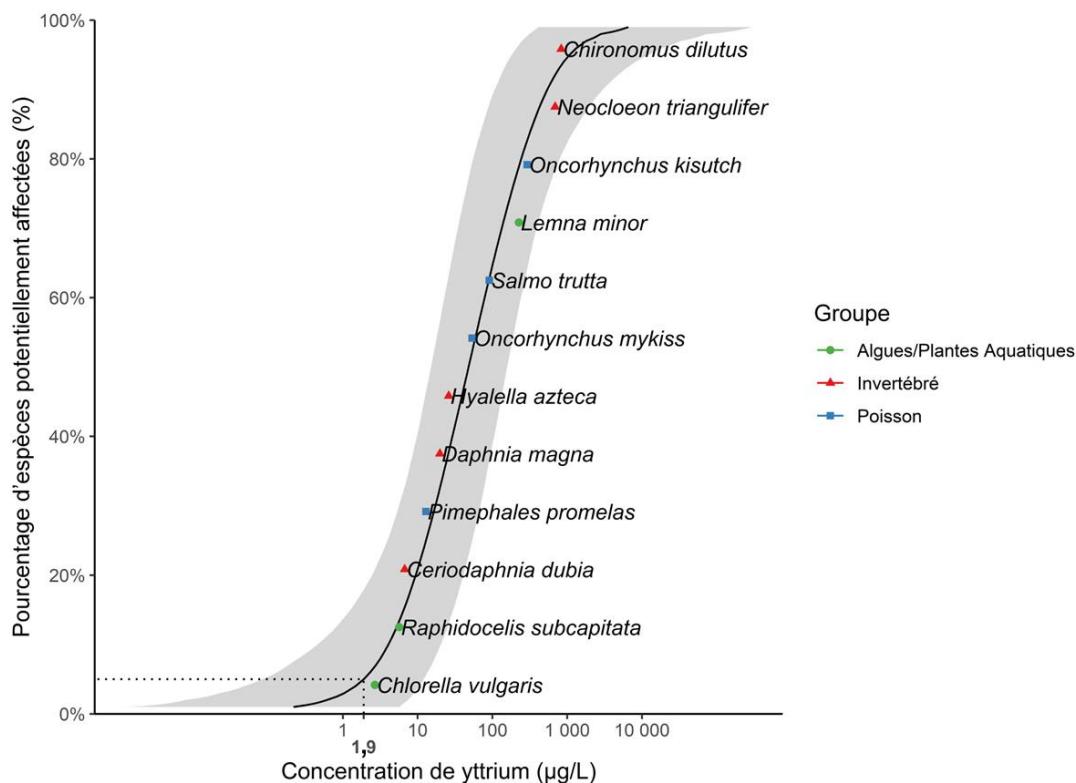


Figure 6. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) pour la toxicité chronique de l'yttrium dans l'eau douce. La CD_5 (en pointillé) est de 1,9 µg Y/L (arrondie à deux chiffres significatifs) et la zone ombragée représente les intervalles de confiance

Évaluation du caractère protecteur

Pour déterminer si les RFQ des eaux à long terme pour les ETR sont suffisamment protectrices et respectent le principe directeur du CCME (CCME, 2007), une évaluation du caractère protecteur a été réalisée à l'aide des résultats d'études de toxicité aquatique acceptables (c'est-à-dire que toutes les données acceptables sur la toxicité aiguë et chronique, lorsque les organismes ont été exposés à l'ETR dans l'eau [voir les annexes A et D], ont été comparées aux valeurs recommandées à long terme). Tout effet toxique observé à des concentrations inférieures aux RFQ des eaux des ETR d'une exposition chronique a été examiné afin de déterminer si la disposition de protection s'appliquait (CCME, 2007). Veuillez noter que seules les données produites en laboratoire ont été utilisées dans cette évaluation. L'évaluation du caractère protecteur des recommandations à l'aide des données recueillies dans des écosystèmes naturels dépasse la portée du présent document. Aucune valeur des indicateurs, dans l'ensemble de données acceptables sur la toxicité aiguë et chronique des ETR dans l'eau, n'était inférieure aux valeurs recommandées à long terme pour le lanthane, le néodyme ou l'yttrium. Pour le cérium, seule une valeur de l'indicateur pour *Daphnia magna* était inférieure à sa recommandation à long terme (CE_{50} de 0,91 µg Ce^{3+} /L à 48 h, établie d'après l'immobilité, comparée à la recommandation qui est de 1,6 µg Ce/L pour la forme dissoute). Cependant, comme la valeur de cet indicateur a été établie d'après la concentration en ions libres du cérium et calculée à l'aide de modèles, elle ne peut pas être directement comparée aux concentrations dissoutes ou totales mesurées. La concentration mesurée dissoute qui est associée à cette même CE_{50} établie dans les mêmes études et conditions d'essai était bien supérieure à la valeur recommandée. De plus, il y avait 145 autres indicateurs acceptables pour *Daphnia magna* dans les ensembles de données de toxicité aiguë et chronique du cérium, établis d'après les concentrations d'ions dissous, totaux et libres qui étaient toutes supérieures à la recommandation à long terme (dont 140 indicateurs qui étaient également des CE_{50} établies d'après l'immobilité). Selon l'examen global des données disponibles, les RFQ des eaux à long terme pour le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium sont conformes au

principe directeur du CCME et visent donc à protéger toutes les formes de vie aquatique en eau douce pendant des périodes d'exposition indéfinies.

Exposition à l'eau de mer

Les exigences minimales en matière de données n'ont été satisfaites pour aucune approche visant à établir des recommandations sur la toxicité aiguë ou chronique dans l'eau, en milieu marin, pour le cérium, le lanthane, le néodyme ou l'yttrium (voir les annexes A et D). Aucune donnée de toxicité marine acceptable n'a été trouvée pour le cérium. Les données pour le milieu marin, acceptables pour le lanthane, étaient limitées à une CE₅₀ nominale de 2 153 µg La/L sur 72 h pour les effets sur le développement chez *Arbacia lixula* (Trifuoggi et coll., 2017). Pour le néodyme, les données acceptables comprenaient une concentration minimale avec effet observé (CMEO) à 72 h (144 µg Nd/L nominale), une CE₅₀ (216 µg Nd/L nominale) établie d'après les effets sur le développement chez *A. lixula* (Trifuoggi et coll., 2017) et une CE₅₀ nominale de 46 660 µg Nd/L à 48 h établie d'après l'immobilité chez *Artemia salina* (Bergsten-Torralba et coll., 2020). Les données en milieu marin qui sont acceptables pour l'yttrium étaient limitées à une CMEO à 72 h (89 µg Y/L nominale) et à une CE₅₀ (356 µg Y/L nominale) établie d'après les effets sur le développement chez *A. lixula* (Trifuoggi et coll., 2017). Il ne convient pas d'appliquer les recommandations relatives aux ETR dans l'eau douce aux milieux marins ou estuariens, à cause de l'incertitude quant à la toxicité relative des ETR dans l'eau douce par rapport à l'eau salée.

Toxicité des sédiments

Des essais effectués avec des sédiments prélevés dans une région du Québec, naturellement riches en ETR légers, ont révélé que les propriétés physicochimiques des sédiments sont des facteurs importants de la disponibilité et de la toxicité des ETR. Une corrélation positive a été dégagée entre les ETR totaux et la granulométrie fine, la saturation en bases, la teneur en Fe, en Al et en carbonate (c'est-à-dire une plus grande disponibilité et toxicité observées), tandis qu'une corrélation négative a été dégagée avec le sable, le limon grossier, le carbone organique et le pouvoir d'échange cationique (c'est-à-dire une disponibilité et une toxicité plus faibles observées) (Romero-Freire et coll., 2018). D'autres essais réalisés avec des sédiments naturellement riches en ETR, provenant d'une éventuelle région minière dans le nord du Québec (dont la concentration ΣETR est de 118 mg/kg p.s.) ont montré une diminution de l'activité locomotrice et une détérioration de l'osmorégulation aux expositions aiguës, ainsi que des effets sur la reproduction aux expositions chroniques de l'amphipode *Gammarus fossarum* (Mehennaoui et coll., 2024). Les données issues d'études sur les sédiments naturellement riches en ETR n'ont pas été jugées appropriées pour l'établissement des recommandations, en raison de la présence concomitante de plusieurs ETR.

Des données de toxicité pour les organismes vivant dans les sédiments provenant d'essais sur la toxicité des ETR dans des sédiments qui en sont riches, ont été trouvées pour plusieurs espèces et ont montré des effets nocifs pour la survie et la croissance de certaines espèces de plantes et d'invertébrés benthiques (voir les annexes E et H). Des données provenant d'essais de toxicité en laboratoire menés sur des sédiments riches d'un seul ETR ont été prises en compte pour établir des recommandations pour la qualité des sédiments. Les données de toxicité dans les sédiments dans cette fiche d'information étaient à jour en juillet 2024. La plupart des données recensées sur la toxicité dans les sédiments proviennent d'études commandées par RNCAN.

Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments

Les Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments (RFQSe) ont pour but de protéger le biote vivant dans les sédiments. Les Recommandations s'appliquent à des périodes d'exposition indéfinies à des sédiments et précisent la concentration présente dans la masse des sédiments (en poids sec) qui ne devrait pas entraîner d'effets nocifs. Comme il est probable que les ETR se lient aux particules sédimentaires (Weltje et coll., 2002b; Hermann et coll., 2016), les recommandations pour la qualité des sédiments relatives aux ETR sont d'autant plus pertinentes.

Les recommandations pour la qualité des sédiments peuvent être établies selon deux approches (CCME, 1995) : i) celle du National Status and Trends Program (NSTP) ou ii) l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage (TTSD). Comme les données sur les sédiments étaient insuffisantes pour la première approche, cette approche du NSTP n'a pas été retenue. Concernant l'approche des TTSD, les indicateurs d'effets faibles sont privilégiés pour l'établissement de recommandations suivant le protocole du CCME (1995). Plus précisément, il faut quatre études (dont deux doivent être des essais du cycle de vie

partiel ou complet) menées chez deux espèces ou plus d'invertébrés nord-américains vivant dans les sédiments (dont un arthropode et un crustacé). Pour l'approche des TTSD, les exigences minimales en matière de données n'ont pas été rigoureusement respectées, car seules deux études ont été recensées pour chaque élément, au lieu des quatre études requises (voir l'ensemble de données complet sur la toxicité des sédiments dans les annexes E et H).

RNCan (2019a) a commandé des essais sur la toxicité du cérium, du lanthane, du néodyme et de l'yttrium dans des sédiments riches en ETR chez la larve de moucheron d'eau douce (*Chironomus dilutus*) et un amphipode (*Hyalella azteca*), suivant les méthodes normalisées pour les essais de toxicité sur les sédiments d'Environnement Canada (1997, 2017). Aucun effet nocif n'a été observé chez *C. dilutus*, tandis qu'une diminution de la survie a été constatée pour *H. azteca*, les CL₅₀ étant de 342 mg Ce/kg p.s., de 375 mg La/kg p.s., de plus de 391 mg Nd/kg p.s. et de 243 mg Y/kg p.s. (voir les annexes E et H). La croissance de *H. azteca* a également été ralentie aux concentrations les plus élevées de ces ETR, ce qui a donné des CI₂₀ de 211 mg Ce/kg p.s., de 225 mg La/kg p.s., de 323 mg Nd/kg p.s. et de 206 mg Y/kg p.s. (tableau 12, annexes E à H). Ces résultats de toxicité des sédiments concordent avec ceux des essais de toxicité aquatique où *C. dilutus* s'est avéré moins sensible aux ETR que *H. azteca* (RNCan 2018, 2019a, b). Les données de toxicité des sédiments tirées de revues à comité de lecture ont été recensées parmi les données disponibles. Les données concernant le macrophyte aquatique *Myriophyllum aquaticum* ont montré une sensibilité inférieure à celle d'*H. azteca* (CMEQ 10 jours : 500 mg/kg p.s. pour le lanthane [tableau 12]; concentration sans effet observé [CSEO] > 500 mg/kg p.s. pour le cérium et le néodyme [annexes E à G]). Pour l'établissement des RFQSe, les CI₂₀ et les CE₂₀ ont été sélectionnées comme indicateurs à privilégier pour représenter un degré d'effet faible, conformément au protocole d'essai sur la vie aquatique du CCME (CCME, 2007). Pour de plus amples renseignements sur l'indicateur d'effet faible privilégié pour chaque espèce et élément, veuillez consulter le tableau 12, et pour l'ensemble de données complet sur la toxicité des sédiments, les annexes E à H.

Tableau 15. Indicateurs de toxicité des sédiments pour les organismes exposés au cérium, au lanthane, au néodyme et à l'yttrium, ainsi que leur recommandation respective pour la qualité des sédiments (RFQSe)

Élément	Nom latin de l'espèce	Nom commun de l'espèce	Indicateur	Concentration entraînant un effet (mg/kg p.s.) ^a	Concentration entraînant un effet, ajustée avec le carbone organique (mg/kg p.s.) ^b	Source	RFQSe (mg/kg p.s.) ^c
Cérium	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₂₀ - 14 j (croissance)	211	248	RNCan, 2019a	25
Cérium	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₂₀ - 10 j (croissance)	> 857	> 1 008	RNCan, 2019a	-
Lathane	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₂₀ - 14 j (croissance)	225	265	RNCan, 2019a	27
Lathane	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Myriophylle aquatique	CMEQ - 10 j (croissance)	500 ^d	N.D.	Gjata et coll., 2024	-
Lathane	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₂₀ - 10 j (croissance)	> 844	> 993	RNCan, 2019a	-
Néodyme	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₂₀ - 14 j (survie)	244	287	RNCan, 2019a	29
Néodyme	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₂₀ - 10 j (croissance)	> 391	> 460	RNCan, 2019a	-
Yttrium	<i>Hyalella azteca</i>	Amphipode	CI ₂₀ - 14 j (croissance)	206	242	RNCan, 2019a	24
Yttrium	<i>Chironomus dilutus</i>	Moucheron	CI ₂₀ - 10 j (croissance)	> 536	> 631	RNCan, 2019a	-

^a Essais effectués avec 0,85 % de carbone organique dans les sédiments, sauf indication contraire.

^b Concentration ajustée à 1 % de carbone organique dans les sédiments.

^c Les recommandations finales sont arrondies à deux chiffres significatifs.

^d Pourcentage de carbone organique dans les sédiments non indiqué dans l'étude.

Abréviations : CI = concentration inhibitrice, CMEQ = concentration minimale avec effet observé, N.D. = non disponible, « - » = non applicable

Les valeurs de toxicité ont été normalisées à 1 % de carbone organique dans les sédiments, car les RFQSe sont généralement élaborées pour des sédiments de 1 % de carbone organique afin de fournir une valeur de référence prudente à laquelle comparer les données de surveillance. Un facteur de sécurité de 10 a été appliqué aux CI₂₀ normalisées en carbone organique afin

d'obtenir des recommandations pour la qualité des sédiments de 25, 27, 29 et 24 mg/kg p.s. pour le cérium, le lanthane, le néodyme et l'yttrium (tableau 12). Le facteur de sécurité de 10 a été choisi pour l'extrapolation du laboratoire au terrain et en raison des limites de l'ensemble de données (c'est-à-dire que quatre études de toxicité n'étaient pas disponibles selon les exigences minimales en matière de données; CCME, 1995). Les RFQSe s'appliquent uniquement aux sédiments d'eau douce. Pour la comparaison avec les RFQSe, les données de surveillance devraient donc être normalisées à 1 % de carbone organique pour voir si la recommandation est dépassée ou non.

Autres considérations

Les recommandations fédérales pour la qualité des eaux, relatives aux ETR, qui s'appliquent aux concentrations dissoutes, doivent être comparées aux données de surveillance pour les échantillons dissous. Si les utilisateurs des recommandations n'ont que les concentrations totales pour leur site, il est recommandé de comparer d'abord leur concentration totale à la recommandation des ETR dissous, puis, en cas de dépassement, de prélever des échantillons dans le plan d'eau concerné pour les concentrations dissoutes. Les recommandations relatives aux ETR applicables aux concentrations totales (c'est-à-dire les valeurs de référence à court terme pour le cérium et le lanthane) doivent, elles, être comparées aux données de surveillance fondées sur les concentrations totales.

Comme les ETR sont des éléments naturellement présents dans l'environnement, il est possible de prendre en considération les concentrations de fond naturelles des sites qui dépassent les recommandations. Il peut y avoir des cas où les concentrations de fond naturelles dépassent la recommandation sans effet apparent sur les organismes aquatiques (par exemple, si la substance n'est pas présente sous une forme biodisponible). Dans ces situations, il peut être nécessaire de modifier les recommandations pour la qualité des eaux afin de tenir compte des conditions du site. Le CCME (2003) fournit des conseils sur deux méthodes permettant d'établir des objectifs propres au site en matière de qualité de l'eau, qui peuvent être : 1) légèrement supérieurs à la concentration de fond naturelle, ou 2) à la limite supérieure des concentrations de fond naturelles. Pour déterminer la concentration de fond naturelle, il est recommandé d'effectuer des recherches dans les documents du passé sur les concentrations élevées d'ETR présentant les utilisations antérieures des terres (c'est-à-dire avant et après toute activité humaine), ainsi qu'une analyse des tendances des concentrations des ETR. Un vaste ensemble de données sur les paramètres des eaux sur plusieurs années consécutives, pour chaque site, est nécessaire pour estimer les concentrations de fond naturelles.

Finalement, Jreije et coll. (2022) ont constaté que d'utiliser différents types de filtres membranaires, même si tous avaient des pores de 0,45 µm, affectait grandement le taux de récupération du cérium total et dissous dans les solutions préparées en laboratoire, ainsi que pour les fractions des échantillons prélevés dans l'eau de pluie et de cours d'eau. Bien que la recherche soit toujours en cours, le type de filtre semble être une considération importante lorsqu'on étudie les ETR et il devra être pris en compte dans de futures études afin de mieux tenir compte des possibles facteurs de confusion.

Bibliographie

- Aharchaou, I., Beaubien, C., Campbell, P.G.C., and Fortin, C. 2020. Lanthanum and cerium toxicity to the freshwater green alga *Chlorella fusca*: applicability of the biotic ligand model. *Environmental Toxicology and Chemistry* **39**(5): 996–1005. (Disponible en anglais seulement).
- Amyot, M., Clayden, M.G., MacMillan, G.A., Perron, T., and Arscott-Gauvin, A. 2017. Fate and trophic transfer of rare earth elements in temperate lake food webs. *Environ. Sci. Technol.* **51**(11): 6009–6017. American Chemical Society (ACS). (Disponible en anglais seulement).
- Australian Government Department of Health. 2014. [Phoslock](#). Existing Chemical Secondary Notification Assessment Report, GPO Box 58, Sydney NSW 2001 AUSTRALIA. (Disponible en anglais seulement).
- Banaee, M., Mossotto, C., Maganza, A., Azizi, R., Prearo, M., Pastorino, P., and Faggio, C. 2025. Rare earth elements on aquatic organisms: toxicity, detoxification, and ecological implications. *Emerging Contaminants* **11**(1): 100457. (Disponible en anglais seulement).
- Barry, M.J., and Meehan, B.J. 2000. The acute and chronic toxicity of lanthanum to *Daphnia carinata*. *Chemosphere* **41**(10): 1669–1674. (Disponible en anglais seulement).
- Bergsten-Torralba, L.R., Magalhães, D.P., Giese, E.C., Nascimento, C.R.S., Pinho, J.V.A., and Buss, D.F. 2020. Toxicity of three rare earth elements, and their combinations to algae, microcrustaceans, and fungi. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **201**: 110795. (Disponible en anglais seulement).
- Blaise, C., Gagné, F., Harwood, M., Quinn, B., and Hanana, H. 2018. Ecotoxicity responses of the freshwater cnidarian *Hydra attenuata* to 11 rare earth elements. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **163**: 486–491. (Disponible en anglais seulement).
- Blinova, I., Lukjanova, A., Muna, M., Vija, H., and Kahru, A. 2018. Evaluation of the potential hazard of lanthanides to freshwater microcrustaceans. *Science of The Total Environment* **642**: 1100–1107. (Disponible en anglais seulement).
- Blinova, I., Muna, M., Heinlaan, M., Lukjanova, A., and Kahru, A. 2020. Potential hazard of lanthanides and lanthanide-based nanoparticles to aquatic ecosystems: data gaps, challenges and future research needs derived from bibliometric analysis. *Nanomaterials* **10**(2): 328. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. (Disponible en anglais seulement).

- Borgmann, U., Couillard, Y., Doyle, P., and Dixon, D.G. 2005. Toxicity of sixty-three metals and metalloids to *Hyalella azteca* at two levels of water hardness. *Environmental Toxicology and Chemistry* **24**(3): 641–652. (Disponible en anglais seulement).
- Bouchaud, B., Balmain, J., Bonnet, G., and Pedraza, F. 2012. pH-distribution of cerium species in aqueous systems. *Journal of Rare Earths* (6): 559–562. (Disponible en anglais seulement).
- Brown, P.H., Rathjen, A.H., Graham, R.D., and Tribe, D.E. 1990. Chapter 92: Rare earth elements in biological systems. *In Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths*. Elsevier. pp. 423–452. (Disponible en anglais seulement).
- Burnham, K.P., and Anderson, D.R. (Editors). 2002. Model selection and multimodel inference. *In* 2 ed. Springer, New York, NY. (Disponible en anglais seulement).
- Byrne, R.H., and Sholkovitz, E.R. 1996. Chapter 158: Marine chemistry and geochemistry of the lanthanides. *In Handbook on the Physics and Chemistry of Rare Earths*. Elsevier. pp. 497–593. (Disponible en anglais seulement).
- Cardon, P.-Y., Triffault-Bouchet, G., Caron, A., Rosabal, M., Fortin, C., and Amyot, M. 2019. Toxicity and subcellular fractionation of yttrium in three freshwater organisms: *Daphnia magna*, *Chironomus riparius*, and *Oncorhynchus mykiss*. *ACS Omega* **4**(9): 13747–13755. American Chemical Society. (Disponible en anglais seulement).
- Carpenter, D., C. Boutin, K.A. Docking and C. Casey. 2019. Experiment 6: Effects of REEs (Nd, Ce) on the floating aquatic plant *Spirodela polyrrhiza* and on the submerged aquatic plant *Myriophyllum spicatum*. [Document inédit]. *In* CMP Final Progress Report: Rare Earth Elements (REEs) & Platinum Group Elements (PGEs): Study on aquatic and terrestrial plants and invertebrate, Project lead: C. Boutin and D. Carpenter. Science & Technology Branch, Environment and Climate Change Canada. (Disponible en anglais seulement).
- Casey, C., A. Tremblay, C. Boutin and D. Carpenter. 2019. Experiment 7: Effects of REEs (Nd, Ce) on the aquatic invertebrate *Lymnaea stagnalis* using eggs, egg masses and juvenile snails – establishing a correction/extrapolation factor. [Document inédit]. *In* CMP Final Progress Report: Rare Earth Elements (REEs) & Platinum Group Elements (PGEs): Study on aquatic and terrestrial plants and invertebrate, Project lead: C. Boutin and D. Carpenter. Science & Technology Branch, Environment and Climate Change Canada. (Disponible en anglais seulement).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1995. [Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique](#). CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, secrétariat technique du groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité de l'eau, Ottawa. Reproduit dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg (Manitoba).
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. [Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique](#). CCME, Winnipeg (Manitoba).
- Crémazy, A., Campbell, P.G.C., and Fortin, C. 2013. The biotic ligand model can successfully predict the uptake of a trivalent ion by a unicellular alga below pH 6.50 but not above: possible role of hydroxo-species. *Environ. Sci. Technol.* **47**(5): 2408–2415. American Chemical Society. (Disponible en anglais seulement).
- Dalgarno, S. 2021. shinyssdtools: A web application for fitting Species Sensitivity Distributions (SSDs). *JOSS* **6**(57): 2848. (Disponible en anglais seulement).
- Dang, D.H., Wang, W., Winkler, G., and Chatzis, A. 2023. Rare earth element uptake mechanisms in plankton in the Estuary and Gulf of St. Lawrence. *Sci Total Environ* **860**: 160394. (Disponible en anglais seulement).
- Das, T., Sharma, A., and Talukder, G. 1988. Effects of lanthanum in cellular systems. *Biol Trace Elem Res* **18**(1): 201–228. (Disponible en anglais seulement).
- De Baar, H., Schijf, J., and Byrne, R. 1991. Solution chemistry of the rare earth elements in seawater. *Eur. J. Solid State Inorg. Chem* **28**. (Disponible en anglais seulement).
- De Lima, I.B. 2016. Chapter 19 - Rare earths industry and eco-management: a critical review of recycling and substitutes. *In Rare Earths Industry*. Edited by I.B. De Lima and W. Leal Filho. Elsevier, Boston. pp. 293–304. (Disponible en anglais seulement).
- Do, C.V.-K. 2024. [Effect of rare earth element mixtures on *Daphnia magna*](#). Master of Science in Integrative Biology, Wilfred Laurier University, 75 University Ave W, Waterloo, ON N2L 3C5. (Disponible en anglais seulement).
- Dubé, M., Auclair, J., Hanana, H., Turcotte, P., Gagnon, C., and Gagné, F. 2019. Gene expression changes and toxicity of selected rare earth elements in rainbow trout juveniles. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* **223**: 88–95. (Disponible en anglais seulement).
- [ECCC] Environnement et Changement climatique Canada. 2022. [Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme](#). Série, Catalogue de données d' ECCC [consulté le 24 mai 2022].
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2011. [Cerium trinitrate](#). ECHA CHEM [consulté le 10 February 2025]. (Disponible en anglais seulement).
- [ECHA] European Chemicals Agency. 2014. [Lanthanum trinitrate](#). ECHA CHEM [consulté le 10 February 2025]. (Disponible en anglais seulement).
- [EGLE] Michigan Department of Environment, Great Lakes, and Energy. 2024. Acute toxicity testing of lanthanum and cerium on *Hyalella azteca* and *Pimephales promelas*. [Document inédit]. Final Report, Water Resources Division, Constitution Hall 525 West Allegan Lansing, Michigan 48909. (Disponible en anglais seulement).
- Egler, S.G., Roldão, T.M., Santos, G.O., Heidelmann, G.P., Giese, E.C., Correia, F.V., and Saggiaro, E.M. 2023. Acute toxicity of single and combined rare earth element exposures towards *Daphnia similis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **251**: 114538. (Disponible en anglais seulement).
- El-Akl, P., Smith, S., and Wilkinson, K.J. 2015. Linking the chemical speciation of cerium to its bioavailability in water for a freshwater alga. *Environmental Toxicology and Chemistry* **34**(8): 1711–1719. (Disponible en anglais seulement).

- Elderfield, H., Upstill-Goddard, R., and Sholkovitz, E.R. 1990. The rare earth elements in rivers, estuaries, and coastal seas and their significance to the composition of ocean waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **54**(4): 971–991. (Disponible en anglais seulement).
- Elderfield, H., Whitfield, M., Burton, J.D., Bacon, M.P., and Liss, P.S. 1988. The oceanic chemistry of the rare-earth elements [and discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences* **325**(1583): 105–126. Royal Society. (Disponible en anglais seulement).
- Environnement Canada. 1997. [Méthode d'essai biologique : essai de survie et de croissance des larves dulcicoles de chironomes \(*Chironomus tentans* ou *Chironomus riparius*\) dans les sédiments](#). SPE 1/RM/32. Décembre 1997. Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Centre de technologie environnementale, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).
- Environnement et Changement climatique Canada. 2017. [Méthode d'essai biologique : Essai de survie, de croissance et de reproduction de l'amphipode dulcicole *hyalella azteca* dans les sédiments et l'eau](#). SPE 1/RM/33, troisième édition, septembre 2017. Unité de l'élaboration et de l'application des méthodes, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement et Changement climatique Canada, Ottawa (Ontario).
- Fox, D. r., van Dam, R. a., Fisher, R., Batley, G. e., Tillmanns, A. r., Thorley, J., Schwarz, C. j., Spry, D. j., and McTavish, K. 2021. Recent developments in species sensitivity distribution modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry* **40**(2): 293–308. (Disponible en anglais seulement).
- Galdiero, E., Carotenuto, R., Siciliano, A., Libralato, G., Race, M., Lofrano, G., Fabbicino, M., and Guida, M. 2019. Cerium and erbium effects on *Daphnia magna* generations: a multiple endpoints approach. *Environmental Pollution* **254**: 112985. (Disponible en anglais seulement).
- Gjata, I., van Drimmelen, C.K.E., Tommasi, F., Paciolla, C., and Heise, S. 2024. Impact of rare earth elements in sediments on the growth and photosynthetic efficiency of the benthic plant *Myriophyllum aquaticum*. *J Soils Sediments*. (Disponible en anglais seulement).
- Gonzalez, V., Vignati, D.A.L., Leyval, C., and Giamberini, L. 2014. Environmental fate and ecotoxicity of lanthanides: are they a uniform group beyond chemistry? *Environment International* **71**: 148–157. (Disponible en anglais seulement).
- González, V., Vignati, D.A.L., Pons, M.-N., Montarges-Pelletier, E., Bojic, C., and Giamberini, L. 2015. Lanthanide ecotoxicity: first attempt to measure environmental risk for aquatic organisms. *Environmental Pollution* **199**: 139–147. (Disponible en anglais seulement).
- Gosen, B.S.V., Verplanck, P.L., Long, K.R., Gambogi, J., and Li, R.R.S. 2014. [The rare-earth elements: vital to modern technologies and lifestyles](#). In Fact Sheet. U.S. Geological Survey. (Disponible en anglais seulement).
- Gouvernement de Colombie-Britannique. 2022. [B.C. Environmental Monitoring System Results](#). Open Government [consulté le 24 mai 2022]. (Disponible en anglais seulement).
- [GC] Gouvernement du Canada. 1999. [Loi canadienne sur la protection de l'environnement \(1999\)](#). L.C., 1999, ch. 33, *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. Publié par le ministre de la Justice, gouvernement du Canada.
- [GC] Gouvernement du Canada. 2014. [L'industrie des éléments de terres rares – Résumé des témoignages](#), Chambre des communes Canada, Comité permanent des ressources naturelles.
- Handley, L.A., and Dyer, R.D. 2018. [GeologyOntario](#). McFaulds Lake (“Ring of Fire”) Area Lake Sediment and Water Geochemistry, Northern Ontario. Ontario Geological Survey. (Disponible en anglais seulement).
- Hedrick, J.B. 2002. [Rare earths](#). U.S. Geological Survey Minerals Yearbook. (Disponible en anglais seulement).
- Henderson, P. (Editor). 1984. Rare earth element geochemistry. Elsevier, Amsterdam; New York. (Disponible en anglais seulement).
- Herrmann, H., Nolde, J., Berger, S., and Heise, S. 2016. Aquatic ecotoxicity of lanthanum – a review and an attempt to derive water and sediment quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **124**: 213–238. (Disponible en anglais seulement).
- Hua, D., Wang, J., Yu, D., and Liu, J. 2017. Lanthanum exerts acute toxicity and histopathological changes in gill and liver tissue of rare minnow (*Gobiocypris rarus*). *Ecotoxicology* **26**(9): 1207–1215. (Disponible en anglais seulement).
- Joonas, E., Aruoja, V., Olli, K., Syvertsen-Wiig, G., Vija, H., and Kahru, A. 2017. Potency of (doped) rare earth oxide particles and their constituent metals to inhibit algal growth and induce direct toxic effects. *Science of The Total Environment* **593–594**: 478–486. (Disponible en anglais seulement).
- Jreije, I., Hadioui, M., and Wilkinson, K.J. 2022. Sample preparation for the analysis of nanoparticles in natural waters by single particle ICP-MS. *Talanta* **238**: 123060. (Disponible en anglais seulement).
- Kang, S., Guo, C., Ma, C., Mu, H., Liu, Z., and Sun, L. 2022. Assessment of the biotoxicity of lanthanides (La, Ce, Gd, and Ho) on zebrafish (*Danio rerio*) in different water environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **246**: 114169. (Disponible en anglais seulement).
- King, M., Schwartz, M., and McGeer, J. 2005. Acute toxicity of rare earth metals using *Daphnia pulex*. [Document inédit]. Division Report, CANMET Mining and Mineral Sciences Laboratories. (Disponible en anglais seulement).
- Korotkov, S., Konovalova, S., Emelyanova, L., and Brailovskaya, I. 2014. Y3 +, La3 +, and some bivalent metals inhibited the opening of the Tl+-induced permeability transition pore in Ca2 +-loaded rat liver mitochondria. *Journal of Inorganic Biochemistry* **141**: 1–9. (Disponible en anglais seulement).
- Lachaux, N., Catrouillet, C., Marsac, R., Poirier, L., Pain-Devin, S., Gross, E.M., and Giamberini, L. 2022a. Implications of speciation on rare earth element toxicity: A focus on organic matter influence in *Daphnia magna* standard test. *Environmental Pollution* **307**: 119554. (Disponible en anglais seulement).
- Lachaux, N., Cossu-Leguille, C., Poirier, L., Gross, E.M., and Giamberini, L. 2022b. Integrated environmental risk assessment of rare earth elements mixture on aquatic ecosystems. *Front. Environ. Sci.* **10**. Frontiers. (Disponible en anglais seulement).
- Liu, X., and Byrne, R.H. 1997. Rare earth and yttrium phosphate solubilities in aqueous solution. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **61**(8): 1625–1633. (Disponible en anglais seulement).
- Lora-Benitez, A.J., Molina-López, A.M., Mora-Medina, R., Aguilar-Herrera, J.E., Ayala-Soldado, N., and Moyano-Salvago, R. 2024. Evaluation of acute toxicity of neodymium and yttrium in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Front. Environ. Sci.* **12**. Frontiers. (Disponible en anglais seulement).

- Lürling, M., and Tolman, Y. 2010. Effects of lanthanum and lanthanum-modified clay on growth, survival and reproduction of *Daphnia magna*. *Water Research* **44**(1): 309–319. (Disponible en anglais seulement).
- Ma, Y., Wang, J., Peng, C., Ding, Y., He, X., Zhang, P., Li, N., Lan, T., Wang, D., Zhang, Z., Sun, F., Liao, H., and Zhang, Z. 2016. Toxicity of cerium and thorium on *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **134**: 226–232. (Disponible en anglais seulement).
- MacMillan, G.A., Chételat, J., Heath, J.P., Mickpegak, R., and Amyot, M. 2017. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic. *Environ. Sci.: Processes Impacts* **19**(10): 1336–1345. The Royal Society of Chemistry. (Disponible en anglais seulement).
- MacMillan, G.A., Clayden, M.G., Chételat, J., Richardson, M.C., Ponton, D.E., Perron, T., and Amyot, M. 2019. Environmental drivers of rare earth element bioaccumulation in freshwater zooplankton. *Environ. Sci. Technol.* **53**(3): 1650–1660. American Chemical Society. (Disponible en anglais seulement).
- Marang, L., Reiller, P.E., Eidner, S., Kumke, M.U., and Benedetti, M.F. 2008. Combining spectroscopic and potentiometric approaches to characterize competitive binding to humic substances. *Environ. Sci. Technol.* **42**(14): 5094–5098. American Chemical Society. (Disponible en anglais seulement).
- Marginson, H., MacMillan, G.A., Grant, E., Gérin-Lajoie, J., and Amyot, M. 2023. Rare earth element bioaccumulation and cerium anomalies in biota from the Eastern Canadian subarctic (Nunavik). *Science of The Total Environment* **879**: 163024. (Disponible en anglais seulement).
- Mehennaoui, K., Felten, V., Caillet, C., and Giamberini, L. 2024. Acute and chronic toxicity of rare earth elements-enriched sediments from a prospective mining area: effects on life history traits, behavioural and physiological responses of *Gammarus fossarum* (Crustacea Amphipoda). *Chemosphere* **364**: 143117. (Disponible en anglais seulement).
- [MELCC] Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. 2022. [Banque de données sur la qualité du milieu aquatique \(BQMA\)](#). Direction générale du suivi de l'état de l'environnement [consulté le 24 mai 2022].
- Moermond, C.T.A., Tijink, J., van Wezel, A.P., and Koelmans, A.A. 2001. Distribution, speciation, and bioavailability of lanthanides in the Rhine-Meuse estuary, The Netherlands. *Environmental Toxicology and Chemistry* **20**(9): 1916–1926. (Disponible en anglais seulement).
- [Nürnberg, G.K. 2017. Attempted management of cyanobacteria by Phoslock (lanthanum-modified clay) in Canadian lakes: water quality results and predictions. *Lake and Reservoir Management* **33**(2): 163–170. Taylor & Francis. (Disponible en anglais seulement).
- Okamoto, A., Masunaga, S., and Tatarazako, N. 2021. Chronic toxicity of 50 metals to *Ceriodaphnia dubia*. *J of Applied Toxicology* **41**(3): 375–386. (Disponible en anglais seulement).
- Piarulli, S., Hansen, B.H., Ciesielski, T., Zocher, A.-L., Malzahn, A., Olsvik, P.A., Sonne, C., Nordtug, T., Jenssen, B.M., Booth, A.M., and Farkas, J. 2021. Sources, distribution and effects of rare earth elements in the marine environment: current knowledge and research gaps. *Environmental Pollution* **291**: 118230. (Disponible en anglais seulement).
- Piepgas, D.J., and Jacobsen, S.B. 1992. The behavior of rare earth elements in seawater: precise determination of variations in the North Pacific water column. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **56**(5): 1851–1862. (Disponible en anglais seulement).
- Pokrovsky, O.S., and Schott, J. 2002. Iron colloids/organic matter associated transport of major and trace elements in small boreal rivers and their estuaries (NW Russia). *Chemical Geology* **190**(1): 141–179. (Disponible en anglais seulement).
- PubChem. 2024. [Chemistry database](#). [Consulté le 28 juin 2024]. (Disponible en anglais seulement).
- Railsback, B. 2012. [An Earth scientist's periodic table of the elements and their ions](#). Department of Geology, University of Georgia [consulté le 4 March 2025]. (Disponible en anglais seulement).
- Reisman, D., Weber, R., McKernan, J., and Northeim, C. 2013. [Rare earth elements: a review of production, processing, recycling, and associated environmental issues](#). EPA, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, DC. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2016. Literature review of potential ecotoxicological effects arising from rare earth element (REE) processing. [Document inédit]. Rapport préparé par Golder Associates Ltd. for Natural Resources Canada, 555 Booth Street, Ottawa, Ontario. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2017. Toxicity of rare earth elements to early life stages of fish: Lanthanum, neodymium, cerium and yttrium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 23 juin 2017. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2018. Toxicity of rare earth elements to *Ceriodaphnia dubia*, *Hyalella azteca* and *Oncorhynchus kisutch*: Lanthanum, neodymium, cerium and yttrium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 11 mai 2018. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2019a. Toxicity of rare earth elements in sediment exposure to *Hyalella azteca* and *Chironomus dilutus*: Lanthanum, neodymium, yttrium and cerium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 25 novembre 2019. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2019b. Toxicity of rare earth elements to *Chironomus dilutus*, *Neocloeon triangulifer* and *Sphaerium* sp.: Lanthanum, neodymium, yttrium and cerium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 28 novembre 2019. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2021a. Toxicity of rare earth elements to plants, algae and brown trout: results of toxicity tests with lanthanum, neodymium, yttrium and cerium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Natural Resources Canada, Ottawa, ON. 17 février 2021. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2021b. The fate of rare earth elements in aquatic toxicity tests. Solubility, speciation and bioaccumulation of lanthanum, neodymium, yttrium and cerium. [Document inédit]. Rapport final préparé par Nautilus Environmental, Burnaby BC for Ressources naturelles Canada, Ottawa, ON. 22 juillet 2021. (Disponible en anglais seulement).
- [RNCAN] Ressources naturelles Canada. 2024. [Faits sur les éléments des terres rares](#). [Consulté le 10 mars 2025].

- Romero-Freire, A., Minguez, L., Pelletier, M., Cayer, A., Caillet, C., Devin, S., Gross, E.M., Guérol, F., Pain-Devin, S., Vignati, D.A.L., and Giamberini, L. 2018. Assessment of baseline ecotoxicity of sediments from a prospective mining area enriched in light rare earth elements. *Science of The Total Environment* **612**: 831–839. (Disponible en anglais seulement).
- Shah, R. 2022. [Toxicity of the technology critical elements germanium and yttrium to *Daphnia magna* and *Hyalella azteca* and the influence of toxicity modifying factors](#). Master of Science (MSc), Wilfrid Laurier University, Waterloo, ON. (Disponible en anglais seulement).
- Sharma, P., Jha, A.B., and Dubey, R.S. 2024. Addressing lanthanum toxicity in plants: sources, uptake, accumulation, and mitigation strategies. *Science of The Total Environment* **929**: 172560. (Disponible en anglais seulement).
- Sholkovitz, E.R. 1992. Chemical evolution of rare earth elements: fractionation between colloidal and solution phases of filtered river water. *Earth and Planetary Science Letters* **114**(1): 77–84. (Disponible en anglais seulement).
- Shu, J., Chen, W., Wang, Z., Jiang, D., Xiao, Y., and Li, Z. 2023. Two-phase effects of environmentally relevant lanthanum on life-history traits of *Daphnia magna* and transgenerational bioenergetic profiles: implications for nutritional and environmental consequences. *Aquatic Toxicology* **255**: 106380. (Disponible en anglais seulement).
- Sneller, F.E.C., Kalf, D.F., Weltje, L., and Van Wezel, A.P. 2000. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for rare earth elements (REEs). RIVM Report, National Institute of Public Health and the Environment, 3720 BA Bilthoven, The Netherlands. (Non disponible en français).
- Stauber, J.L., and Binet, M.T. 2000. Canning River Phoslock field trial - Ecotoxicity testing final report. [Document inédit]. Center for Advanced Analytical Chemistry (CSIRO). (Disponible en anglais seulement).
- Stronkhorst, J., and E.M.L. Yland. 1998. De biologische beschikbaarheid van zeldzame aardmetalen in Nieuwe Maas-sediment voor de Slijkgarnaal *Coropium volutator*. RIKZ-werkdocument AB-98. 103x. (Disponible en néerlandais seulement).
- Sutorius, M., Mori, C., Greskowiak, J., Boettcher, L., Bunse, C., Dittmar, T., Dlugosch, L., Hintz, N.H., Simon, M., Striebel, M., and Pahnke, K. 2022. Rare earth element behaviour in seawater under the influence of organic matter cycling during a phytoplankton spring bloom – a mesocosm study. *Front. Mar. Sci.* **9**. Frontiers. (Disponible en anglais seulement).
- Tan, Q., Li, J., and Zeng, X. 2015. Rare earth elements recovery from waste fluorescent lamps: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **45**(7): 749–776. Taylor & Francis. (Disponible en anglais seulement).
- Tang, J., and Johannesson, K.H. 2003. Speciation of rare earth elements in natural terrestrial waters: assessing the role of dissolved organic matter from the modeling approach. *Geochimica et Cosmochimica Acta* **67**(13): 2321–2339. (Disponible en anglais seulement).
- Thorley, J., and Schwarz, C. 2018. ssdtools: an R package to fit species sensitivity distributions. *Journal of Open Source Software* **3**(31): 1082. (Disponible en anglais seulement).
- Trifuoggi, M., Pagano, G., Guida, M., Palumbo, A., Siciliano, A., Gravina, M., Lyons, D.M., Burić, P., Levak, M., Thomas, P.J., Giarra, A., and Oral, R. 2017. Comparative toxicity of seven rare earth elements in sea urchin early life stages. *Environ Sci Pollut Res* **24**(25): 20803–20810. (Disponible en anglais seulement).
- Vignati, D.A.L., Martin, L.A., Poirier, L., Zalouk-Vernoux, A., Fouque, C., Bojic, C., Hissler, C., and Cossu-Leguille, C. 2024. Ecotoxicity of lanthanides to *Daphnia magna*: insights from elemental behavior and speciation in a standardized test medium. *Peer Community Journal* **4**. (Disponible en anglais seulement).
- Vukov, O., Smith, D.S., and McGeer, J.C. 2016. Acute dysprosium toxicity to *Daphnia pulex* and *Hyalella azteca* and development of the biotic ligand approach. *Aquatic Toxicology* **170**: 142–151. (Disponible en anglais seulement).
- Wang, Y., Zhang, M., and Wang, X. 2000. Population growth responses of *Tetrahymena shanghaiensis* in exposure to rare earth elements. *BTER* **75**(1–3): 265–275. Springer Science and Business Media LLC. (Disponible en anglais seulement).
- Wells, W.H., and Wells, V.L. 2012. The lanthanides, rare earth elements. In *Patty's Toxicology*. John Wiley & Sons, Ltd. pp. 817–840. (Disponible en anglais seulement).
- Weltje, L., Brouwer, A.H., Verburg, T.G., Wolterbeek, H.Th., and de Goeij, J.J.M. 2002a. Accumulation and elimination of lanthanum by duckweed (*Lemna minor* L.) as influenced by organism growth and lanthanum sorption to glass. *Environmental Toxicology and Chemistry* **21**(7): 1483–1489. (Disponible en anglais seulement).
- Weltje, L., Heidenreich, H., Zhu, W., Wolterbeek, H.Th., Korhammer, S., de Goeij, J.J.M., and Markert, B. 2002b. Lanthanide concentrations in freshwater plants and molluscs, related to those in surface water, pore water and sediment. a case study in The Netherlands. *Science of The Total Environment* **286**(1): 191–214. (Disponible en anglais seulement).
- Xu, T., Zhang, M., Hu, J., Li, Z., Wu, T., Bao, J., Wu, S., Lei, L., and He, D. 2017. Behavioral deficits and neural damage of *Caenorhabditis elegans* induced by three rare earth elements. *Chemosphere* **181**: 55–62. (Disponible en anglais seulement).
- Yang, G., Tan, Q., Zhu, L., and Wilkinson, K.J. 2014. The role of complexation and competition in the biouptake of europium by a unicellular alga. *Environmental Toxicology and Chemistry* **33**(11): 2609–2615. (Disponible en anglais seulement).
- Yang, J., and Haley, B. 2016. The profile of the rare earth elements in the Canada Basin, Arctic Ocean. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems* **17**(8): 3241–3253. (Disponible en anglais seulement).
- Zhang, K., Zhang, R., Liu, S., Li, Y., Guo, G., Li, H., and Shao, S. 2024. Acute toxicity of cerium to neonatal *Daphnia magna*: responses of antioxidant systems, influence of environmental factors and development of a biotic ligand model. *Science of The Total Environment* **917**: 170441. (Disponible en anglais seulement).
- Zhao, C.-M., and Wilkinson, K.J. 2015. Biotic ligand model does not predict the bioavailability of rare earth elements in the presence of organic ligands. *Environ. Sci. Technol.* **49**(4): 2207–2214. American Chemical Society. (Disponible en anglais seulement).
- Zilber, L., Parlanti, E., and Fortin, C. 2024. Impact of organic matter of different origins on lanthanum speciation, bioavailability and toxicity toward a green alga. *Front. Environ. Chem.* **5**. Frontiers. (Disponible en anglais seulement).

Liste des acronymes et des abréviations

ACL – affichage à cristaux liquides
AICc – Akaike corrigé pour une petite taille d'échantillon
BQMA - Banque de données sur la Qualité du Milieu Aquatique
CCME – Conseil canadien des ministres de l'environnement
CD₅ – concentration dangereuse au 5^e percentile
CETIS – Comprehensive Environmental Toxicity Information System PGPC – Plan de gestion des produits chimiques
CE_x – concentration entraînant un effet à x % d'une espèce testée
CI_x – concentration entraînant une inhibition à x % chez les espèces d'essai
CL_x – concentration létale à x % d'une espèce testée
CMAT – concentration maximale acceptable de toxiques (moyenne géométrique de la CSEO et de la CMEQ)
CMEQ – concentration minimale avec effet observé
CO – carbone organique
CSEO – concentration sans effet observé
DNMQLT - Données nationales de monitoring de la qualité de l'eau à long terme
DSE – distribution de la sensibilité des espèces
ECCC – Environnement et Changement climatique Canada
ECHA – Agence européenne des produits chimiques
ETR – éléments de terres rares
ETR légers – éléments de terres rares légers
ETR lourds – éléments de terres rares lourds
ETSE – Essai de toxicité avec des sédiments enrichis
FBA – facteur de bioaccumulation
FBC – facteur de bioconcentration
FMT – facteur modifiant la toxicité
GC – Gouvernement du Canada
LCPE – Loi canadienne sur la protection de l'environnement
Log K_p(séd/eau) – coefficient de partage sédiments-eau
MEDE – Métaux dans l'environnement
MELCC - Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MG – moyenne géométrique
MOD – matière organique dissoute
n° CAS – numéro au registre du Chemical Abstracts Service
NSTP – National Status and Trends Program
p.h. – poids humide
p.s. – poids sec
RCETR – Réseau canadien des éléments des terres rares
RFQE – Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement
RFQ des eaux – Recommandations fédérales pour la qualité des eaux
RFQSe – Recommandations fédérales pour la qualité des sédiments
REACH - Registration, Evaluation, Authorisation, and Restriction of Chemicals
RNCan – Ressources Naturelles Canada
SRE – sommaire rigoureux d'étude
SSE CB – Système de surveillance environnementale de la Colombie-Britannique