Environnement et Changement climatique Canada | Environment and Climate Change Canada

Plan d’action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF)

Module 6: Évaluation des risques écotoxicologiques pour les amphibiens sur les sites contaminés fédéraux

Version 1.0

Préparé par Environnement et changement climatique Canada

4 décembre 2019

Canada

AVERTISSEMENT

Sa Majesté n'est pas tenue responsable de l'exactitude ni de l'exhaustivité du contenu des renseignements reproduits. Sa Majesté sera en tout temps indemnisée et dégagée de toute responsabilité à l'égard de toute réclamation qui pourrait découler de la négligence ou d'une autre erreur dans l'utilisation de l'information comprise dans la présente publication ou le présent document.

Les renseignements fournis dans le présent document ne constituent pas un avis juridique; l'application des présentes lignes directrices ne garantit pas nécessairement le respect des exigences fédérales, provinciales ou réglementaires de tout autre ordre. En cas de divergence entre le contenu du présent document et les lois du Parlement, surtout la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) ou la Loi sur les pêches, ainsi que les règlements y afférents, les lois du Parlement et les règlements connexes ont préséance. Nonobstant toute exigence autre ou ayant trait à la délivrance de permis, il faut savoir que les dépôts, l'exécution et la mainlevée des travaux ou activités doivent respecter tous les lois et règlements fédéraux applicables.

Citation standard: Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF). 2019. Module 6: Évaluation des risques éco-toxicologiques pour les amphibiens sur les sites contaminés fédéraux. Version 1.0, Décembre, 2019. Ottawa: Majesté la Reine du chef du Canada. ISBN 978-0-660-33977-1

Cat. No.: En14-92/6-2020F-PDF
ISBN: 978-0-660-33977-1

Sauf indication contraire, vous ne pouvez pas reproduire, en tout ou en partie, les documents de cette publication à des fins de redistribution commerciale sans l'autorisation écrite préalable de l'administrateur du droit d'auteur d'Environnement et Changement climatique Canada. Pour obtenir l'autorisation de reproduire des documents du gouvernement du Canada à des fins commerciales, demandez l'autorisation de copyright de la Couronne en communiquant avec:

Environnement et changement climatique Canada
Centre de renseignements du public
7th Floor, Fontaine Building
200 Sacré-Coeur Boulevard
Gatineau QC K1A 0H3
Bureau: 819-997-2800
Toll Free: 1-800-668-6767 (in Canada only)
courriel: ec.enviroinfo.ec@canada.ca

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement, 2019.

Also available in English.

Table des matières

Liste des tableaux iv
Liste des figures v
Acronymes vi
Glossary vii
1 Contexte 1
1.1 Portée du module 1
1.2 Classification des amphibiens 2
1.3 Biologie des amphibiens 4
2 Les amphibiens comme récepteurs préoccupants 7
2.1 Déterminer si les amphibiens sont des récepteurs préoccupants 7
3 Évaluation des effets sur les amphibiens 18
3.1 Information toxicologique indirecte (tirée des publications) 19
3.1.1 Création de profils concentration-réponse 19
3.1.2 Utilisation des profils concentration-réponse tirés de multiples études 26
3.1.3 Raffinage des profils concentration-réponse 27
3.1.4 Utilisation des estimations ponctuelles de publications comme éléments de preuve dans l'ÉRÉ 35
3.2 Information biologique indirecte 36
3.3 Études toxicologiques propres au site 37
3.3.1 Études toxicologiques en laboratoire 37
3.3.2 Études toxicologiques in situ 46
3.4 Études biologiques propres au site 47
3.4.1 Méthodes générales – Études sur le terrain portant sur les amphibiens 47
3.4.2 Étude de cas : rivière Housatonic 51
4 Conclusion 53
Références 54

Liste des tableaux

Tableau 1 Principaux stades de développement des amphibiens. *5*

Tableau 2 Liste de sources d'information sur les amphibiens de certaines provinces. Dans le cas des provinces qui n'avaient pas d'information disponible propre aux amphibiens, consulter les ressources nationales et mondiales. *10*

Tableau 3 Exigences en termes d'habitat général pour chaque famille d'amphibiens (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012). *13*

Tableau 4 Voie d'exposition générale pour les grenouilles et crapauds se reproduisant dans des plans d'eau. (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012). *16*

Tableau 5 Exigences relatives à la qualité des données prises en compte dans le présent module (CCME 2007). *28*

Tableau 6 Description du classement des études toxicologiques. *30*

Tableau 7 Protocoles normalisés pour l'analyse toxicologique d'amphibiens exposés à de l'eau contaminée. *40*

Tableau 8 Protocoles normalisés pour des analyses toxicologiques d'amphibiens exposés à des sédiments contaminés. *42*

Tableau 9 Études scientifiques publiées qui ont évalué la toxicité des sols contaminés pour des amphibiens. *43*

Tableau 10 Exemples de méthodes in situ portant sur les amphibiens (enceintes et mésocosme). *44*

Tableau 11 Méthodes générales des études sur le terrain portant sur les amphibiens. *48*

Tableau 12 Études biologiques utilisées dans le cadre de l'ÉRÉ de la rivière Housatonic afin de déterminer le succès de reproduction des amphibiens dans les mares printanières (US EPA 2003). *52*

Liste des figures

Figure 1 Classification des amphibiens au Canada (RÉCCAR 2010) 3

Figure 2 Les stades du cycle biologique des amphibiens qui se reproduisent en milieu aquatique (Murphy et coll. 2000). 4

Figure 3 Arbre décisionnel permettant de déterminer si les amphibiens doivent être inclus comme récepteurs préoccupants dans une évaluation des risques spécifique à un site. 8

Figure 4 Le processus général à suivre pour créer des profils concentration-réponse basés sur de multiples études. 20

Figure 5 Normaliser des concentrations chimiques (mg/L).....22

Figure 6 Normaliser des niveaux de réponse 23

Figure 7 Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le cadmium dans l'eau, montrant les paramètres de CE. Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs surviennent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin. 25

Figure 8 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium dans l'eau en rapport avec la qualité des données, le nombre d'études pour chaque cote figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin. 30

Figure 9 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium dans l'eau selon le stade de vie, le nombre d'études pour les différents stades de vie figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin. 32

Figure 10 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium (dans l'eau) selon la durée de l'exposition, le nombre des études pour chaque durée d'exposition figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin. 33

Figure 11 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium (dans l'eau) pour les embryons, selon l'espèce et la durée de l'exposition. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin. 34

Acronymes

ASTM	American Society for Testing and Materials
CALA	Canadian Association for Laboratory Accreditation
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
BPC	Biphényles polychlorés
CE_x	Concentration effective
CI_x	Concentration inhibitrice
CL_x	Concentration létale
COSEPAC	Comité sur la situation des espèces en péril au Canada
CP	Contaminant préoccupant
DELT	Difformités, érosions, lésions et tumeurs
DMENO	Dose minimale avec effets nocifs observés
DSENO	Dose sans effet nocif observé
ECCC	Environnement et Changement climatique Canada
EPA	Environmental Protection Agency (des États-Unis; US EPA)
ÉRÉ	Évaluation des risques écotoxicologiques
FETAX	« Frog Embryo Teratogenesis Assay *Xenopus* » (Essai de tératogenèse sur embryons de grenouilles *Xenopus*)
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
PASCF	Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
QD	Quotient de danger
SHC	Société d'herpétologie du Canada
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
VTR	Valeur toxicologique de référence

Glossary

Aigu – Bien que la définition de la toxicité aiguë, par opposition à la toxicité chronique, varie considérablement selon l'administration, aux fins du présent document, la toxicité aiguë est définie comme étant liée à une courte période de temps nécessaire pour provoquer une réaction environnementale négative. Lorsqu'il est question d'essais toxicologiques, ce terme s'applique aux essais effectués pendant une brève période, généralement moins de 10 % de la durée de la vie d'un organisme. Il convient toutefois de signaler que des essais de courte durée peuvent être qualifiés de chroniques plutôt qu'aigus s'ils sont effectués pendant une période sensible du cycle de vie.

Ampleur de l'effet – Ampleur absolue ou relative de la réponse d'un paramètre de mesure à un stresseur.

Biais – Tendance à la distorsion systématique de l'interprétation de résultats. Dans les ÉRÉ, un biais prend deux formes principales. Dans le cadre de la conception de l'étude et de l'interprétation des résultats, il revêt un sens péjoratif reflétant le manque d'impartialité d'un professionnel qui l'empêche d'examiner objectivement un problème ou une situation donnés. En statistique, il s'agit d'une erreur systématique entraînant la surévaluation ou la sous-évaluation de la valeur réelle d'un paramètre. Dans les deux cas, les biais introduisent des erreurs systématiques dans les estimations du risque.

Bioaccumulation – Processus par lequel un organisme absorbent une substance à un taux plus rapide que la perte par catabolisme et excrétion, causant une augmentation de la quantité de la substance dans les tissus de l'organisme. La bioaccumulation se produit lorsque la concentration d'un contaminant préoccupant dans un organisme dépasse la concentration mesurée dans le milieu environnant.

Chronique – Bien que la définition de chronique varie considérablement selon l'administration, aux fins du présent document, la toxicité chronique réfère à une longue durée. Dans le contexte des essais de toxicité, ce terme s'applique aux essais auxquels sont soumis des organismes pendant une partie importante de leur vie, par exemple, pendant plus de 10 % du cycle de vie d'un organisme, ou encore au cours d'un stade de vie où les organismes sont particulièrement sensibles.

Concentration effective – La concentration à laquelle un certain pourcentage d'individus testés subit un effet dichotomique prédéfini. Par exemple, si une étude signale une CE_{50} pour la malformation à X mg / L de plomb, cela signifie que 50% des individus testés exposés à X mg / L de plomb présentaient une forme de malformation.

Concentration inhibitrice – Une concentration à laquelle un pourcentage défini de détérioration est occasionné suite à une exposition. Par exemple, si une CI_{50} pour la croissance est indiquée en X mg/L de mercure, cela signifierait que la croissance a été altérée de 50% (en moyenne par rapport aux témoins) dans les organismes testés lorsque les individus étaient exposés à X mg/L de mercure.

Concentration létale (CL) : Une concentration à laquelle un pourcentage de mortalité défini est occasionné suite à une exposition. Par exemple, si la CL_{50} est déterminé à X mg/L, on estime que X mg/L de cadmium serait létal pour 50% des organismes d'essai.

Concentration-réponse – Relation entre une mesure des effets et l'exposition (mesurée en concentration) pour une gamme de concentrations d'exposition.

Contaminants préoccupants – Contaminants que l'on a choisi d'évaluer dans le cadre de l'ÉRÉ, dont le choix repose généralement sur un énoncé complet du problème.

Dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) – Plus petite quantité ou concentration d'un agent, déterminée par des expériences ou des observations, à l'origine d'une modification de la morphologie, de la capacité fonctionnelle, de la croissance, du développement ou de la durée de vie d'un organisme, d'un système ou d'une (sous-) population. Les méthodes d'évaluation de la DMENO varient, mais elles appliquent souvent le critère de signification statistique.

Dose sans effet nocif observé (DSENO) – Degré d'exposition auquel ne se manifeste aucune hausse statistiquement ou biologiquement significative de la fréquence ou de la gravité d'effets nocifs chez les organismes ou la population exposés en comparaison d'un groupe témoin approprié. Certains effets peuvent s'observer à ce degré d'exposition, mais on ne considère pas qu'ils soient nocifs. Les méthodes d'évaluation de la DSENO varient, mais elles appliquent souvent le critère de la signification statistique.

Élément de preuve – Toute correspondance entre des mesures de l'exposition et des effets qui éclaire l'évaluation d'un paramètre d'évaluation précis. Le plus souvent, les éléments de preuve englobent un ou plusieurs paramètres de mesure. Lorsque l'élément de preuve est basé sur la mesure d'un effet (p. ex., essai de toxicité), la mesure de l'exposition qui est appariée peut-être quantitative (p. ex., concentrations de contaminant) ou catégorielle (p. ex., « exposé » par opposition à « condition de référence »).

Estimation ponctuelle – Valeur numérique unique servant à la représentation de l'état d'une variable aléatoire. Elle comprime tous les éléments de variabilité et d'incertitude relative à un paramètre ou à une variable (ou n'en tient pas compte). La concentration létale à 50 % (CL_{50}) chez les organismes analysés constitue une estimation ponctuelle d'usage courant.

Évaluation de l'exposition – Composante d'une évaluation du risque, pour tout élément de preuve, qui quantifie le degré à partir duquel un organisme est exposé à un stresseur.

Évaluation des effets – Composante d'une évaluation du risque pour tout élément de preuve, qui caractérise la nature des effets associés à chaque contaminant dans des conditions d'exposition données qui sont pertinentes pour chaque récepteur préoccupant.

Évaluation du risque écotoxicologique (ÉRÉ) – Processus d'évaluation des effets nocifs potentiels sur des organismes, des populations ou des communautés autres que les humains, en réponse à un stress d'origine humaine. L'ÉRÉ s'appuie sur un cadre structuré, une analyse ou une modélisation pour estimer l'effet des actions anthropiques sur les organismes, les populations ou les communautés présents dans l'environnement et comprendre l'importance de ces effets au regard des incertitudes relevées dans chacun des volets de l'étude.

Gradient – type de protocole expérimental qui prévoit des traitements dans une plage de degrés d'exposition variant de faible à élevée ou dans une plage de distance (p. ex., proche à éloigné).

Incertitude – L’incertitude se prête à diverses interprétations dont les nuances sont subtiles dans beaucoup de domaines scientifiques. En général, ce terme désigne une connaissance imparfaite d’un paramètre, d’un processus ou d’une condition donnés. Lorsqu’il est question de l’évaluation du risque, l’incertitude désigne une connaissance limitée qui rend impossible une description exacte d’une situation existante ou d’un résultat futur. L’incertitude se présente sous différentes formes, notamment l’incertitude des mesures, les variations aléatoires, les incertitudes théoriques et l’absence de connaissances.

Ligne directrice – Valeur réglementaire recommandée pour l’évaluation préalable de données environnementales, comme la concentration de résidus dans les tissus ou les concentrations dans les milieux abiotiques. Les lignes directrices diffèrent généralement des normes en ce sens qu’elles n’imposent pas d’exigences législatives ni de responsabilité formelle. Les Recommandations canadiennes pour la qualité de l’environnement sont des lignes directrices de qualité fondées sur des données scientifiques et reconnus à l’échelle nationale. L’expression est aussi appliquée à la description des pratiques techniques recommandées en vue d’assurer l’uniformité entre les professionnels, mais qui ne constituent pas des exigences proprement dites.

Milieu humide – Terres saturées en eau suffisamment longtemps pour favoriser la formation de sols altérés par l'eau, la croissance d'une végétation tolérante à l'eau et une activité biologique adaptée à un environnement humide. Le Système de classification des terres humides du Canada regroupe les terres humides en cinq catégories :

Bogs: zones humides couvertes de tourbe (aussi appelées tourbières) plus élevée par rapport à la nappe phréatique avoisinante et approvisionné en eau par les précipitations, ce qui se traduit par un manque général d'éléments nutritifs. La végétation comprend des mousses de sphaigne, des arbustes éricacés et des épinettes noires.

Fens: tourbières caractérisées par une nappe phréatique élevée, sous l’influence de la fluctuation de cette dernière, avec un drainage interne très lent par infiltration et riche en minéraux dissous. La végétation comprend des épinettes noires, des mélèzes, des carexet diverses mousses.

Marais: zones humides périodiquement inondées par des eaux stagnantes ou à faible débit. Généralement riches en nutriments, zones de sols minéraux. La végétation comprend des roseaux, des joncs ou des carex, mais aucune végétation ligneuse.

Marécages: zones humides où des eaux stagnantes ou à faible débit sont présentes de façon saisonnière ou persistante pendant de longues périodes. L'eau peut également être présente sous forme d'écoulement d'eau souterraine sous la surface. La végétation, qui croît dans un sol riche et organique, comprend des forêts de conifères ou de feuillus, ou de grands fourrés d'arbustes.

Eaux peu profondes: zones humides qui sont des masses d'eau stagnante relativement petites (étangs ou bourbiers). La profondeur de l'eau est inférieure à 2 m au milieu de l'été. Les eaux de surface sont exemptes de végétation émergente, mais peuvent contenir des macrophytes aquatiques flottants, enracinés.

Paramètre d'évaluation – Expression claire d'une valeur environnementale à protéger. Un paramètre d'évaluation doit inclure une entité (généralement un récepteur ou groupe de récepteurs – c.-à-d. un « élément » à protéger) et une propriété précise (un attribut) du récepteur en question. Par exemple, si l'entité est une communauté de poissons, les attributs considérés pourraient inclure le nombre d'espèces, la structure trophique, etc. Un paramètre d'évaluation peut aussi comporter une composante spatiale et temporelle bien définie.

Paramètre de mesure – Paramètre permettant de mesurer ou de décrire l'exposition d'un récepteur préoccupant, ou un effet sur celui-ci. L'expression désigne aussi un changement d'attribut d'un paramètre d'évaluation (ou de son substitut) en réponse à un stresseur auquel le récepteur est exposé. Par exemple, la longueur peut être un paramètre de mesure pour le paramètre d'évaluation « Croissance ».

Poids de la preuve – Procédure systématique appliquée au regroupement ou à la synthèse d'un certain nombre de types différents de données ayant pour objectif de parvenir à une conclusion ou à une explication unique d'une caractérisation environnementale. Le poids de la preuve compte parmi les instruments utilisés à l'étape de la caractérisation du risque de l'ÉRÉ.

Quotient de danger (QD) – Rapport numérique d'une concentration estimée dans l'environnement ou d'une autre mesure de l'exposition sur la valeur de référence pour la réponse. La valeur de référence pour la réponse est généralement une valeur qui devrait assurer la protection du récepteur préoccupant. Un QD inférieur à un (1,0) indique un potentiel négligeable de dommages; les valeurs supérieures à un indique la possibilité d'une réponse novice, ce qui peut justifier une évaluation plus précise ou exacte des risques pour atténuer l'incertitude, une approche d'assainissement, ou encore, une approche de gestion du risque.

Récepteur préoccupant de substitution – Récepteur préoccupant de substitution représentatif d'un type de récepteur (p. ex., une musaraigne peut servir de récepteur préoccupant de substitution aux mammifères insectivores). Il est possible d'utiliser plus d'un récepteur préoccupant de substitution pour représenter un type de récepteur donné.

Récepteur préoccupant – Dans une ÉRÉ, cette expression désigne tout organisme autre que les humains, toute espèce, toute population, toute communauté, ou encore tout habitat ou tout écosystème susceptible d'être exposé à des contaminants préoccupants et dont il est question dans l'ÉRÉ. Quand un organisme est considéré comme un récepteur préoccupant, cela ne signifie pas nécessairement que l'exposition à un contaminant préoccupant lui est nuisible, mais plutôt qu'il existe une voie d'exposition et que celle-ci pourrait avoir des effets nuisibles sur l'organisme en question.

Référence (condition de) – Endroit, regroupement d'endroits ou traitement expérimental conçu pour refléter les conditions chimiques et physiques ambiantes d'un milieu ou d'un endroit contaminé, en l'absence des stresseurs préoccupants dont il est question dans l'évaluation du risque. Par exemple, dans une étude portant sur la contamination du sol, il est préférable de choisir des conditions de référence représentatives du climat, du substrat et des facteurs de l'habitat du site en question, mais aucune contamination supplémentaire par rapport aux conditions de fond. Le terme est employé, dans certains cas, dans un contexte de changements des conditions de fond locales (c.-à-d. lorsque les conditions locales autour d'un site ne correspondent plus à l'état d'origine en raison de sources de contaminants

non ponctuelles). Dans d'autres cas, ce terme désigne l'état d'origine en l'absence d'une contamination propre au site et de sources de contaminants non ponctuelles.

Seuil – Ligne de séparation (en unités de concentration ou de dose d'exposition) entre une zone de réponse potentielle et une zone de réponse négligeable. On peut estimer les seuils de manière théorique, au moyen de données ou par une combinaison des deux approches. Dans la nature, les seuils sont rarement précis ou statistiques à cause des variations entre organisme et des facteurs influant les réponses. Par conséquence, ils expriment généralement la meilleure estimation de ce qu'il faut pour protéger la majeure partie d'une population. Souvent, une marge de sécurité est intégrée à la valeur attribuée au seuils.

Témoin – Volet d'une expérience scientifique contrôlée, menée dans le but de déterminer l'effet d'une variable unique d'intérêt sur un système donné, qui sert à minimiser l'influence imprévue d'autres variables sur le même système. Les témoins négatifs confirment que la procédure n'est pas à l'origine d'un effet auquel on ne s'attendait pas et permettent de diminuer l'incidence des faux positifs. Le verbe contrôler dans les protocoles expérimentaux désigne les manipulations dans un traitement visant à atténuer les effets confondants attribuable à des variables externes.

Teneur naturelle – Conditions représentant des concentrations naturelles dans l'environnement qui reflètent principalement la variation géologique locale et qui ne subissent pas l'influence de l'activité humaine.

Toxicité – Réponse physiologique ou biologique induite par des substances chimiques nuisant à la santé d'un organisme.

Toxicologie – Domaine scientifique étudiant la relation entre les substances préoccupantes pour l'environnement et les réponses provoquées chez des organismes.

Valeur toxicologique de référence (VTR) – Concentration ou dose d'exposition qui ne devrait pas avoir d'effet inacceptable chez des récepteurs exposés au contaminant potentiellement préoccupant. Une VTR constitue un type particulier de *seuil*, tel que défini ci-dessus.

Voies d'exposition – Voies par lesquelles un récepteur préoccupant est exposé à un contaminant préoccupant dans des milieux environnementaux (p. ex., sol, eau, air et sédiments). Les voies d'exposition incluent, par exemple, l'ingestion et l'inhalation.

1 Contexte

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) vise à aider les ministères, les organismes fédéraux et les sociétés d'État consolidées à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement, ainsi que les responsabilités financières associées aux sites contaminés fédéraux. Dans le cadre du PASCF, les évaluations des risques écotoxicologiques (ÉRÉ) sont utilisées couramment comme outil de gestion de site pour les sites contaminés fédéraux. Le PASCF crée, pour les ÉRÉ, des documents d'orientation qui s'ajoutent à ceux du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME 1996, 1997) déjà existant. Les documents d'orientation sur l'ÉRÉ du PASCF regroupent un document d'orientation principal détaillé sur les ÉRÉ (PASCF 2012a) et plusieurs modules d'orientation technique particuliers incluant celui-ci :

- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 1 : Sélection et interprétation des essais de toxicité (Module 1, PASCF 2010a);
- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site (Module 2, PASCF 2010b);
- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 3 : Uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques (Module 3, PASCF 2012 b);
- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 4 : Évaluation de causalité. Déterminer les causes de dégradation des sites contaminés : les effets observés sont-ils dus à l'exposition aux produits chimiques présents sur le site ou sont-ils plutôt causés par d'autres agents de stress? (Module 4, PASCF 2013a);
- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 5 : Définir les conditions de fond et utiliser les concentrations de fond (Module 5, PASCF À paraître);
- Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique – Module 7 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) par défaut propres à la faune recommandées pour l'utilisation aux sites du PASCF (Module 7, PASCF À paraître).

1.1 Portée du module

La possibilité d'effets nocifs de l'exposition d'amphibiens à des contaminants anthropiques attire plus l'attention depuis quelques années à cause des diminutions mondiales des populations d'amphibiens (Houlahan *et coll.* 2000; Sparling *et coll.* 2000; Stuart *et coll.* 2005; UICN 2014). Même si l'on a publié des études écotoxicologiques détaillées sur des amphibiens (p. ex., Sparling *et coll.* 2000, 2010), l'évaluation du risque pour les amphibiens qui se trouvent sur les sites contaminés demeure difficile et les documents d'orientation technique sont limités. Le présent document du PASCF est un module d'orientation technique de l'ÉRÉ qui fournit de l'information pour aider les professionnels de l'évaluation des risques à évaluer les risques aux amphibiens sur les sites fédéraux tout en identifiant les incertitudes qui peuvent être associées à une ÉRÉ sur les amphibiens.

Au Canada, le PASCF oriente l'évaluation du risque écotoxicologique et préconise l'application d'une stratégie intégrée basée sur le poids de la preuve afin d'évaluer le risque que les contaminants représentent pour tous les récepteurs, y compris les amphibiens. Il est possible d'évaluer le risque aux sites contaminés fédéraux en utilisant une ou plusieurs des quatre catégories suivantes d'éléments de preuve :

1) éléments de preuve toxicologiques indirects (p. ex., données sur la toxicité tirées des publications);
2) éléments de preuve biologiques indirects (p. ex., études biologiques sur le terrain décrites dans des publications scientifiques);
3) éléments de preuve toxicologiques propres au site (p. ex., des protocoles standard pour les essais de toxicité sur les amphibiens en laboratoire);
4) éléments de preuve biologiques propres au site (p. ex., études sur le terrain au site d'intérêt).

Le présent module d'orientation vise principalement à fournir des lignes directrices pratiques qui sont propres aux amphibiens pour appliquer chacune de ces quatre catégories d'éléments de preuve et rendre l'information biologique et écotoxicologique sur les amphibiens plus accessible pour les professionnels de l'évaluation des risques.

Les sections 1.2 et 1.3 fournissent de l'information générale sur la classification des amphibiens et leur biologie. Le chapitre 2 indique quand il faut inclure les amphibiens dans une évaluation du risque écotoxicologique. Le chapitre 3 présente des renseignements détaillés sur la méthode qu'il est possible d'utiliser pour évaluer les effets sur les amphibiens dans le contexte d'une évaluation des risques. Ce document comprend également des diagrammes conceptuels pour les espèces d'amphibiens au Canada et des profils de concentration-réponse pour plusieurs contaminants (cadmium, plomb, mercure inorganique et zinc), ceux-ci sont tous disponibles en annexe.

1.2 Classification des amphibiens

Sur le plan taxonomique, les amphibiens appartiennent à la classe des Amphibia. Les grenouilles et les crapauds (*Anura*), ainsi que les salamandres (*Caudata*) constituent plus de 95 % de toutes les espèces d'amphibiens au monde (Hillman *et coll.* 2009; McDiarmid et Mitchell 2000). Les autres espèces d'amphibiens sont les céciliens (*Gymnophiona*), organismes ressemblant à des vers, qui n'habitent que les régions tropicales (Hillman *et coll.* 2009). Il n'en sera donc plus question dans le présent module.

Le Canada héberge actuellement 25 espèces de grenouilles et de crapauds et 25 espèces de salamandres (Fisher *et coll.* 2007; RÉCCAR 2010). La figure 1 présente la taxonomie des amphibiens au Canada selon le Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles (RÉCCAR 2010). L'annexe A présente des voies d'exposition et des informations sur les milieux d'exposition spécifiques à chaque famille d'amphibiens.

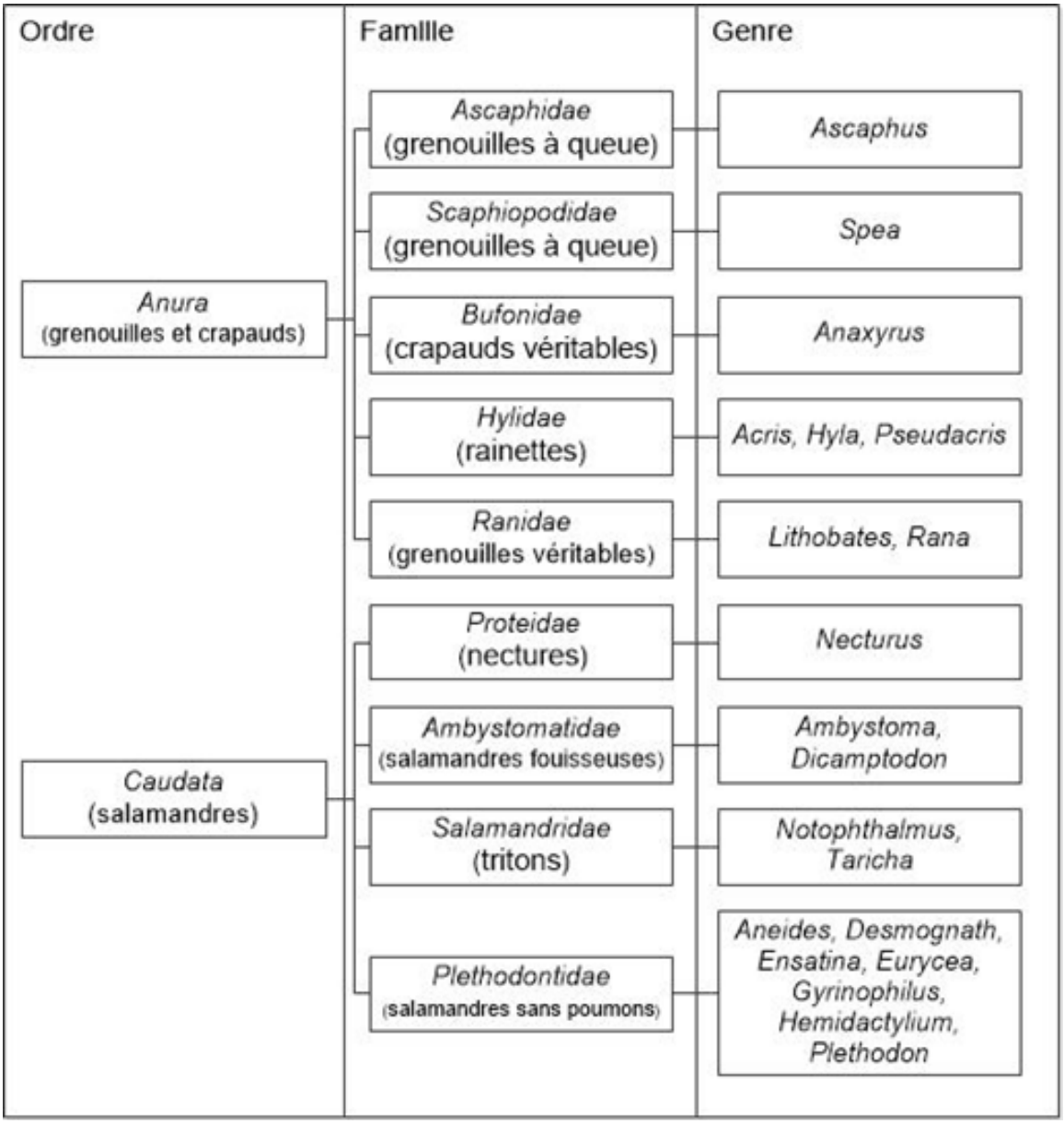
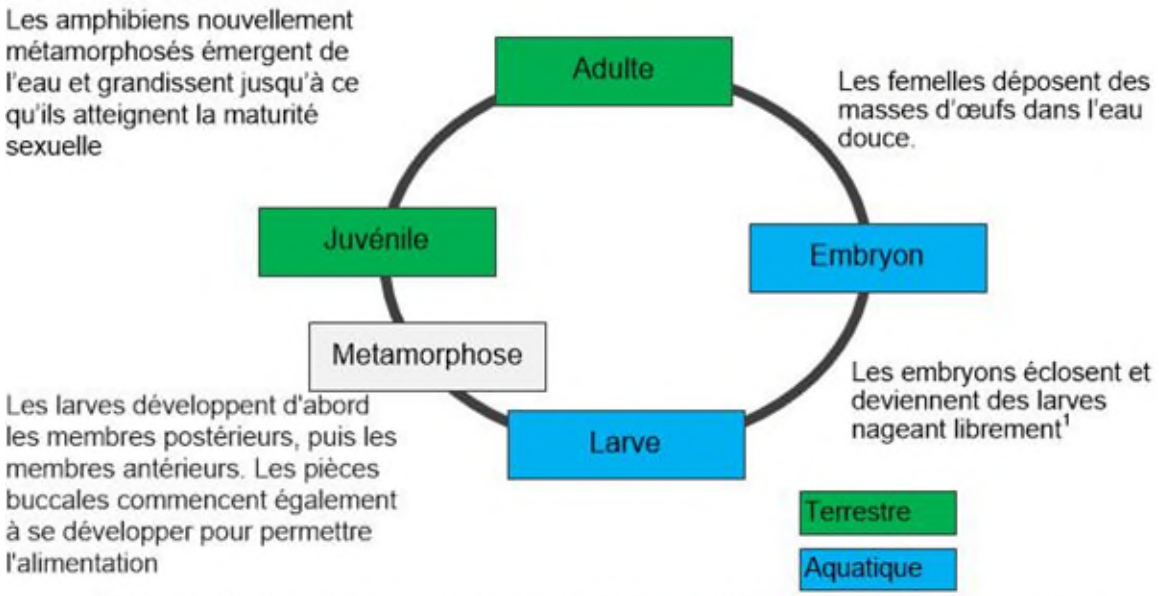


Figure 1 Classification des amphibiens au Canada (RÉCCAR 2010)

1.3 Biologie des amphibiens

Les amphibiens ont un cycle de vie complexe biphasique qui implique une transition d'un organisme aquatique vers un terrestre (figure 2). Les grenouilles, les crapauds et les salamandres subissent des transformations physiologiques et morphologiques complexes qui leur permettent cette transition. Les grenouilles et les crapauds (Anoures) connaissent peut-être la transition la plus complexe alors qu'ils subissent des modifications importantes dans leur façon de respirer (de branchies externes aux branchies internes puis aux poumons) et de se nourrir (d'organismes filtreurs au stade de la larve à prédateurs après la métamor-phose).

Une description plus détaillée de la transition chez les grenouilles et les crapauds (Gosner, 1960) et chez les salamandres (Harrison, 1969) est fournie au tableau 1. La figure 2 présente une description sommaire du stade de développement des amphibiens qui se reproduisent en milieu aquatique.



[1] Certaines espèces d'amphibiens (p. ex., les membres des Plethodontidae) éclosent à l'état adulte miniature (Wake et Hanken 1996). Ces espèces ont été observées en Ontario et au Québec (SHC 2012) Some amphibian species (e.g., members of the *Plethodontidae*) hatch as miniature adults (Wake and Hanken 1996). These species have been observed in Ontario and Quebec (CHS 2012).

Figure 2 Les stades du cycle biologique des amphibiens qui se reproduisent en milieu aquatique (Murphy *et coll.* 2000).

Tableau 1 Principaux stades de développement des amphibiens.

Clé standard des stades de vie pour les grenouilles et les crapauds (Gosner 1960)	**Clé standard des stades de vie larvaires pour les salamandres (Harrison 1969)**
Les stades 1 à 19 de Gosner décrivent les stades de vie embryonnaire, depuis la fertilisation de l'œuf jusqu'au premier battement cardiaque.	Les stades 1 à 29 de Harrison décrivent les stades de vie embryonnaire précoces, de la fertilisation de l'œuf au développement de la tête et du cerveau, ainsi que du bourgeon de la queue.
Les stades 20 à 25 de Gosner couvrent les stades de l'éclosion pour atteindre le point culminant au stade 25 lorsque la larve devient un têtard actif qui se nourrit.	Les stades 30 à 35 de Harrison incluent le renforcissement et l'élongagion progressif du corp. Le cœur commence à battre lentement entre les stades 34 et 35.
Les stades 26 à 41 de Gosner sont les stades larvaires qui couvrent la période la plus longue de développement du juvénile, période marquée par l'apparition des pattes arrières et d'un long intestin lové adapté à la digestion de matières végétales.	Les stades 36 à 40 de Harrison correspondent au début de la différenciation des parties antérieures du tronc, le foie et le pancréas se forment sous le cœur. Les équilibreurs sont allongés et les membres antérieurs se développent vers une forme de pagaie.
Les stades 42 à 46 de Gosner décrivent la métamorphose qui comporte le développement des pattes avant, la résorption de la queue, une réduction de la taille de l'intestin et des altérations des pièces buccales au moment où l'animal devient carnivore. À la fin du stade 46 de Gosner, les grenouilles et les crapauds ont leur forme adulte même s'il leur reste encore à en atteindre la taille.	Les stades 41 à 46 de Harrison couvrent le développement de la bouche et des membres antérieurs. Le système digestif est développé et l'alimentation commence au stade 46. À la fin du stade 46 de Harrison, les larves peuvent commencer à s'alimenter. La clé des stades de Harrison ne couvre pas la métamorphose.

Il est possible de classer généralement la majorité des grenouilles, des crapauds et des salamandres au Canada en deux catégories selon qu'ils se reproduisent dans des plans d'eau ou des cours d'eau. Ceux qui se reproduisent dans des plans d'eau fixent leurs œufs à la végétation submergée ou les pondent au fond du plan d'eau ou à la surface de l'eau; les étangs peuvent être permanents ou temporaires. Ceux qui se reproduisent dans des cours d'eau fixent leurs œufs sous des billots de bois et des pierres. La grenouille léopard *(Lithobates pipiens*, anciennement *Rana pipiens)* est un exemple de grenouille qui se reproduit dans un plan d'eau et est indigène du Canada. La grenouille-à-queue *(Ascaphus truei)* est un exemple d'espèce qui se reproduit dans les cours d'eau. Dans le

cas des espèces qui se reproduisent dans des plans d'eau, plusieurs espèces se reproduisent souvent dans le même habitat. Par exemple, la grenouille à pattes rouges du Nord *(Rana aurora)*, la rainette du Pacifique *(Pseudacris regilla)*, la salamandre à longs doigts *(Ambystoma macrodactylum)* et la salamandre foncée *(Ambystoma gracile)* représentent un assemblage d'espèces courant en Colombie-Britannique. Les larves grandissent ensemble, mais l'habitat préférentiel des adultes se chevauche moins.

Les embryons de grenouille et de crapaud éclosent en trois à quatre jours environ et sont relativement immobiles pendant un à deux jours après l'éclosion. Les embryons de salamandres prennent plus de temps à éclore, car elles sont plus développées et leur morphologie ressemble davantage à celle de l'adulte au moment de l'éclosion. Après l'éclossion, les grenouilles, les crapauds et les salamandres commencent à développer les pièces buccales qui leur permettent de commencer à se nourrir (Duellman et Trueb, 1994). La plupart des larves de grenouilles et de crapauds sont herbivores tandis que la plupart des larves de salamandres sont carnivores. Les grenouilles et les crapauds subissent des changements dramatiques de leur système digestif au cours de la métamorphose, car les larves passent d'une alimentation par filtration (principalement à manger des algues et de la matière végétale en décomposi-tion) à la prédation (Henry, 2000). Les salamandres ne subissent pas une transition aussi extrême et restent carnivores. La transformation complète de la larve peut prendre de plusieurs semaines à quelques années selon l'espèce (Fisher et coll. 2007). Les espèces qui grandissent dans des étangs éphémères, comme beaucoup d'espèces de rainettes, doivent émerger avant que leur habitat natal ne sèche, tandis que certaines espèces qui grandissent dans les cours d'eau (p. ex., grenouilles à queue) n'atteignent pas la maturité d'adulte avant deux ans (Fisher et coll. 2007).

Les amphibiens nouvellement métamorphosés, aussi appelés juvéniles, consacrent la majeure partie de leurs ressources et de leur énergie à la croissance jusqu'à ce qu'ils atteignent la maturité sexuelle. Les juvéniles et les adultes sont considérés comme des amphibiens terrestres même si beaucoup d'espèces passent beaucoup de temps dans des environnements d'eau douce ou près de ceux-ci (figure 2).

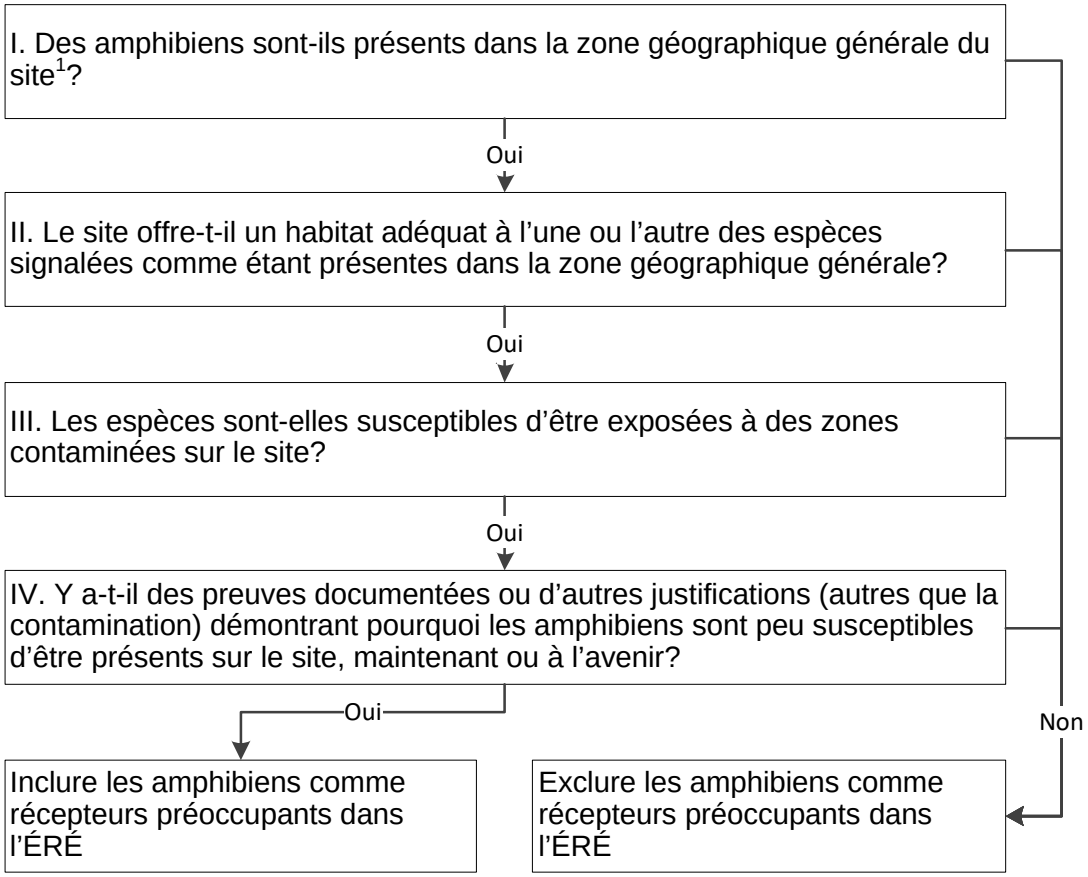
Certaines espèces de salamandres, y compris plusieurs qui sont indigènes au Canada, ont un cycle de vie appelé néoténie. Le necturne tacheté (*Necturus maculosus*), la salamandre géante de Cope (*Dicamptodon copei*) et la salamandre foncée (*Ambystoma gracile*) sont des exemples d'espèces néoténiques présentes au Canada. Leur cycle biologique ne correspond pas à la figure 2, car ils ne quittent jamais le milieu aquatique. Elles parviennent à la maturité reproductrice tout en gardant la morphologie externe de la larve (c.-à-d., branchies). Les larves passent du stade juvénile à celui d'adulte sans quitter leur plan d'eau natal.

2 Les amphibiens comme récepteurs préoccupants

Les amphibiens habitent toutes sortes d'habitats aquatiques et terrestres, y compris ceux que l'on trouve couramment sur des sites contaminés fédéraux. Dans le document d'orientation sur l'évaluation des risques écotoxicologiques du PASCF (ÉRÉ), on affirme qu'il faut considérer tous les récepteurs, y compris les amphibiens, comme des récepteurs préoccupants possibles. Le document d'orientation ajoute que les professionnels de l'ÉRÉ doivent justifier pourquoi il inclut certains types particuliers de récepteurs dans une ÉRÉ, ou les exclut. Un récepteur préoccupant se définit comme étant « tout organisme autre que les humains, toute espèce, toute population, toute communauté, ou encore tout habitat ou tout écosystème susceptible d'être exposé à des contaminants préoccupants » (PASCF 2012a). Si des amphibiens sont présents sur un site ou sont susceptibles de l'être à l'avenir, il faut donc les inclure parmi les récepteurs préoccupants, sauf s'il est évident qu'ils ne sont pas exposés à la contamination. Les professionnels de l'ÉRÉ doivent aussi se demander si les amphibiens ont été extirpés du site, auquel cas ils y étaient présents dans le passé et pourraient éventuellement y revenir.

2.1 Déterminer si les amphibiens sont des récepteurs préoccupants

L'arbre décisionnel qui suit (figure 3) peut servir à déterminer s'il faut inclure ou non les amphibiens comme récepteurs préoccupants dans l'évaluation de risque écotoxicologique. D'autres indications et ressources permettant de répondre aux questions posées dans l'arbre décisionnel suivent la figure 3.



[1] S'il n'y a pas de plan d'eau sur le site, mais il y a un habitat boisé humide de feuillus ou de conifères avec une abondance de billots de bois en décomposition et de cavité dans la matière ligneuse, il est possible que des espèces d'amphibiens entièrement terrestres soient présentes sur le site ou à proximité de celui-ci. Dans ce cas, répondre « oui » à la question I

Figure 3 Arbre décisionnel permettant de déterminer si les amphibiens doivent être inclus comme récepteurs préoccupants dans une évaluation des risques spécifique à un site.

I. Des amphibiens sont-ils présents dans la zone géographique générale du site?

Le tableau 2 présente des sources d'information générale sur les amphibiens. Les sources comprennent des informations sur la distribution géographique générale des amphibiens. Il est préférable d'utiliser des ressources provinciales parce que la résolution spatiale de l'identification et de la distribution des espèces est habituellement plus détaillée.

Il est recommandé d'identifier les amphibiens au niveau de l'espèce si leur présence est probable au site. Repérer les noms scientifiques des espèces (qui est constitué du genre et de l'espèce) dans les ressources mentionnées au tableau 2. Le genre aidera à répondre à la question II.

Exemple de la façon de consigner l'information :

I. Présence d'amphibiens?	Nom de l'espèce	II. Habitat	III. Milieu contaminé?	IV. Autres constatations
Oui	Lithobates			

Tableau 2 **Liste de sources d'information sur les amphibiens de certaines provinces. Dans le cas des provinces qui n'avaient pas d'information disponible propre aux amphibiens, consulter les ressources nationales et mondiales.**

Secteur	Distribution	Observa-tion	Habitat	Alimen-tation	Reproduction	Référence	Sites Web
Alberta	●	S.O.	●	●	●	Russell et Bauer 1993	S.O.
	S.O.	S.O.	●	●	●	AEP 2014	S.O.
Colombie-Britannique	●	S.O.	●	●	●	BCMOE 2015	http://www.env.gov.bc.ca/wld/frogwatch/whoswho
	S.O.	●	●	●	●	E-Fauna BC 2015	http://ibis.geog.ubc.ca/biodiversity/efauna/
	●	S.O.	●	●	●	Matsuda et coll. 2006	S.O.
	●	●	●	S.O.	●	Corkran et Thoms 1996	S.O.
Île-du-Prince-Edouard	S.O.	●	S.O.	S.O.	S.O.	PEI Nature Tracker 2018	http://www.peinaturetracker.ca/filter/reptiles-and-amphibian
Labrador	●	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	Terre-Neuve Labrador 2018	https://www.flr.gov.nl.ca/wildlife/all_species/amphibians.html
Manitoba	●	●	●	●	●	Nature North 2018	http://naturenorth.com/Herps/Manitoba_Herps_Atlas.html
Nouveau-Brunswick	●	S.O.	●	●	●	Gorham 1970	S.O.
Nouvelle-Écosse	●	S.O.	S.O.	●	S.O.	Nova Scotia Museum 2015	http://novascotia.ca/museum/amphibians/en/frogs/
Ontario	S.O.	●	S.O.	S.O.	S.O.	Ontario Nature 2015	http://www.ontarioinsects.org/herpatlas/herp_online.html
	●	S.O.	●	●	●	MacCulloch 2002	S.O.
Québec	●	●	●	N.A	S.O.	AARQ 2019	http://www.atlasamphibiensreptiles.qc.ca/
	S.O.	●	S.O.	S.O.	S.O.	Bider et Matte 1996	S.O.

Secteur	Distribution	Observa-tion	Habitat	Alimen-tation	Reproduction	Référence	Sites Web
Saskatchewan	S.O.	S.O.	●	S.O.	S.O.	Saskatchewan Fish and Wildlife Branch 2014a, 2014b	http://www.environment.gov.sk.ca/adx/aspx/adxGetMedia.aspx?DocID=df579dc1-5ed4-43fa-ba4d-7d4ef60b5fc4
Territoires du Nord-Ouest	●	S.O.	●	●	●	Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest 2018	https://www.enr.gov.nt.ca/en/services/amphibians-and-reptiles
Yukon	●	S.O.	●	S.O.	S.O.	Gouvernement du Yukon 2019	http://www.env.gov.yk.ca/animals-habitat/amphibians.php
Canada	●	S.O.	●	S.O.	●	AttentionNature 2019	https://www.naturewatch.ca/frogwatch/fr/
	●	S.O.	●	●	●	COSEPAC 2014	https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/sar/index/default_f.cfm
	●	S.O.	●	●	●	SCH 2012	http://canadianherpetology.ca/species/index.html
	●	S.O.	●	●	●	Fisher et coll. 2007	S.O.
	●	S.O.	●	S.O.	●	Cook 1984	S.O.
	●	S.O.	●	S.O.	S.O.	Conant et Collins 1998	S.O.
Monde	●	S.O.	●	●	●	UICN 2014	http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians

● = Il existe de l’information.

S.O = Sans Objet

II. Le site offre-t-il un habitat adéquat à l'une ou l'autre des espèces signalées comme étant présentes dans la zone géographique générale ?

Le tableau 3 présente les exigences en habitat typiques à chaque famille. Les renseignements peuvent servir à déterminer l'habitat nécessaire aux espèces identifiées dans le secteur géographique général. Les milieux humides peuvent être décrits à l'aide du système de nomenclature du Système de classification des terres humides du Canada (Warner et Rubec, 1997).

Il est aussi important de revoire les références fournies au tableau 2 pour obtenir des informations spécifiques à chaque espèce.

Exemple de la façon de consigner l'information : (suite)

I. Présence d'amphibiens?	Nom de l'espèce	II. Habitat	III. Milieu contaminé?	IV. Autres constatations
Oui	Lithobates pipiens	Oui, il existe une mare convenable sur le site contaminé ou à proximité		

Tableau 3 Exigences en termes d'habitat général pour chaque famille d'amphibiens (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012).

Famille	Genre	Embryon	Larve	Adulte
Ambystomatidae (salamandres fouisseuses)	Ambystoma, Dicamptodon	Végétation au fond et sur les bords d'étangs comportant des zones riveraines adéquates.	Demeure dans l'eau	Forêts, parcs, prairies, prairies subalpines et semi-déserts. Les adultes néoténiques demeurent dans les plans d'eau permanents.
Ascaphidae (grenouilles à queue)	Ascaphus	Sous des roches dans des cours d'eau froids de montagne, à courant rapides, à gradient élevé et en zones boisées.	Demeure dans les cours d'eau et hiverne sous des roches ou dans le substrat de cours d'eau.	Zones boisées entourant le cours d'eau de reproduction. Peut hiverner dans le substrat de cours d'eau.
Bufonidae (crapauds véritables)	Anaxyrus	Mares calmes temporaires ou permanentes peu profondes comportant une végétation aquatique ou émergente.	Demeure dans les mares.	Migre des mares de reproduction vers les prairies, les forêts, les pelouses et les jardins. Passe la majorité de son temps sous terre.
Hylidae (rainettes)	Acris, Hyla, Pseudacris	Végétation au fond et sur les bords de mares comportant des zones riveraines adéquates.	Demeure dans les mares.	La plupart vivent dans des arbres, mais certains vivent dans les prairies (*Pseudacris*) et le long de plans d'eau (*Acris*).
Plethodontidae (Salamandres sans poumons)	Aneides, Desmognath, Ensatina, Euryce, Gyrinophilus, Hemidactylium, Plethodon	Eurycea et Gyrinophilus : Eau *Ensatina*, *Aneides* et *Plethodon* : bois pourrit ou autres habitats humides. *Desmognathus* : près de l'eau *Hemidatylium :* mousse humide de tourbières.	Certaines espèces demeurent dans l'eau et d'autres se développent et émergent dans des habitats terrestres.	Sous terre dans des zones boisées. *Ensatina*, *Aneides* et *Plethodon* n'ont pas de stade larvaire et deviennent directement adultes. *Gyrinophilus* et *Dicamptodon* peuvent demeurer des espèces aquatiques à l'âge adulte.
Proteidae (nectures)	Necturus	Sous des roches des plans ou cours d'eau permanents qui ne gèlent pas jusqu'au fond.	Demeure dans l'eau.	Demeure dans l'eau.

Famille	Genre	Embryon	Larve	Adulte
Ranidae (grenouilles véritables)	Lithobates, Rana	Végétation au fond et sur les bords de mares comportant des zones riveraines adéquates.	Demeure dans les mares.	Sur la rive de plans d'eau permanents ou éphémères ou à proximité. Cependant, certaines espèces de grenouilles de cette famille (ex., la grenouille léopard, la grenouille des bois) ont une vaste aire d'alimentation en été après la reproduction et peuvent être retrouvées à de grandes distances de la zone de reproduction.
Salamandridae (tritons)[1]	Notophthalmus, Taricha	Végétation ou billots au fond de marais dans des zones boisées.	Demeure dans l'eau	Juvénile-terrestre[1] : Sous des billots, des écorces et d'autres débris forestiers à proximité de l'eau. Adulte : Retourne dans les eaux de reproduction.
Scaphiopodidae (crapauds à couteaux)	Spea	Mares peu profondes temporaires ou permanentes en milieux humides entourées de prairies semi-arides.	Demeure dans l'eau et se développe rapidement.	Prairies semi-arides comportant du sol meuble. Passe de longues périodes sous terre.

III. Les tritons sont presque entièrement aquatiques sauf pendant une période du stade juvénile lorsqu'ils sont entièrement terrestres. Ce stade biologique appelé « juvénile-terrestre » dure environ deux ans (Fisher et coll. 2007). Les espèces sont-elles susceptibles d'être exposées à des milieux contaminés sur le site?

Il importe de déterminer les milieux d'exposition contaminés (p. ex., aliments), ce qui permet de cerner les voies d'exposition possibles. Le tableau 4 présente la liste des voies d'exposition générales dans le cas des grenouilles et des crapauds qui se reproduisent en plan d'eau. L'annexe A présente des schémas conceptuels détaillés des voies d'exposition pour toutes les familles d'amphibiens indigènes, y compris les variétés qui se reproduisent en cours d'eau. Il convient de signaler que l'exposition via le transfert maternel est pertinente dans le cas des sites contaminés contenant des substances bioaccumulatives. Hopkins et coll. (2006) ont signalé que les *Gastrophryne carolinensis* femelles peuvent transférer à leurs embryons jusqu'à 70 % de leur charge corporelle de contaminants.

Lorsqu'on détermine les voies d'exposition des espèces d'amphibiens, la différenciation des voies majeures et mineures peut aider les professionnels de l'ÉRÉ à déterminer le stade de vie à évaluer en priorité. Par exemple, si l'eau est contaminée et s'il s'agit d'une voie d'exposition majeure dans le cas du stade larvaire mais mineure dans celui d'autres stades, l'évaluation du risque doit alors se concentrer sur le stade larvaire. Le PASCF reconnaît qu'il n'est pas possible d'évaluer toutes les voies d'exposition au moyen des ressources actuellement disponibles. Toutefois, les professionnels de l'ÉRÉ devraient reconnaître toutes les voies d'exposition et décrire comme sources d'incertitude dans l'ÉRÉ celles qu'il est impossible d'évaluer.

Aux fins du présent module d'orientation, les principales voies d'exposition causent une exposition importante aux contaminants. Les voies mineures entraînent une exposition limitée. Par exemple, l'exposition aux contaminants par contact direct avec de l'eau contaminée est considérée comme une voie majeure pour les stades aquatiques embryonnaire et larvaire, mais comme une voie d'exposition mineure seulement au stade adulte parce que les adultes passent la majeure partie de leur temps en milieu terrestre.

Exemple de la façon de consigner l'information : (suite)

I. Présence d'amphibiens?	Nom de l'espèce	II. Habitat	III. Milieu contaminé?	IV. Autres constatations
Oui	Lithobates pipiens	Oui, il existe une mare convenable sur le site contaminé ou à proximité	Les sédiments et l'eau sont contaminés, mais le sol et les autres milieux énumérés au tableau 4 ne le sont pas.	

Tableau 4 Voie d'exposition générale pour les grenouilles et crapauds se reproduisant dans des plans d'eau. (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryon-naire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	○
	Respiration[2]	—	●	○
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	●	●	○
	Respiration[2]	—	●	○
	Ingestion accidentelle	—	●	○
Sol	Contact direct	—	—	●
	Ingestion accidentelle	—	—	○
Air	Contact direct[1]	—	○	●
	Respiration[2]	—	○	●
Aliments aquatiques	Ingestion d'algues/ végétaux aquatiques	—	●	—
	Ingestion petits poissons, amphibiens et invertébrés	—	○	●
Aliments terrestres	Ingestion d'invertébrés	—	—	●
	Ingestion de petits mammifères	—	—	●

● = Voie majeure ○ = Voie mineure — = N'est pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration par voie cutanée.

[2] La respiration comprend la respiration par les poumons ou les branchies.

IV. Y a-t-il des preuves documentées ou d'autres justifications (autres que la contamination) démontrant pourquoi les amphibiens sont peu susceptibles d'être présents sur le site, maintenant ou à l'avenir ?

Si la contamination peut avoir une incidence sur des espèces d'amphibiens du secteur géographique, il faut les inclure dans l'évaluation du risque écotoxicologique sauf si les professionnels de l'ÉRÉ peuvent démontrer qu'il ***n'y a pas*** d'amphibiens sur le site et qu'il est peu probable qu'il y en aura à l'avenir (pour des raisons autres que la contamination). Les professionnels de l'ÉRÉ devront fournir un argumentaire solide pour exclure des amphibiens. Des inventaires détaillés au site à des moments appropriés de l'année peuvent s'imposer pour bien répondre à cette question. L'équipe de l'ÉRÉ devrait comporter un biologiste ayant de l'expérience en biologie des amphibiens et des techniques d'inventaire sur le terrain.

Les ressources énumérées dans le tableau 2 peuvent fournir des renseignements qui aideront à répondre à cette question concernant l'absence possible d'espèces d'amphibiens sur le site ou à proximité de celui-ci. S'il existe, sur le site contaminé ou à proximité, des habitats convenables qui pourraient abriter des espèces d'amphibiens, le professionnel de l'ÉRÉ doit faire preuve de prudence lorsqu'il s'agit de conclure que d'autres facteurs locaux suffisent pour exclure la présence d'amphibiens.

Exemple de la façon de consigner l'information : (suite)

I. Présence d'amphibiens?	Nom de l'espèce	II. Habitat	III. Milieu contaminé?	IV. Autres constatations
Oui	Lithobates pipiens	Oui, il existe une mare convenable sur le site contaminé ou à proximité	Les sédiments et l'eau sont contaminés, mais le sol et les autres milieux énumérés au tableau 4 ne le sont pas.	Des habitats aquatiques contiennent des espèces de poissons avec lesquelles les amphibiens ne peuvent coexister. Un inventaire de terrain a confirmé l'absence de

3 Évaluation des effets sur les amphibiens

Le document d'orientation sur l'ÉRÉ du PASCF (PASCF 2012a) met l'accent sur une stratégie cadre d'évaluation du risque basée sur le poids de la preuve. Cette stratégie consiste à utiliser des éléments de preuve différents pour déterminer si des récepteurs risquent ou non d'être exposés à des contaminants sur des sites contaminés fédéraux. Chaque élément de preuve aide à déterminer si un récepteur éprouve actuellement ou éprouvera à l'avenir un effet découlant de l'exposition à des contaminants. Idéalement, les différentes sources de données utilisées dans une évaluation du risque basée sur le poids de la preuve comprennent différentes méthodes d'évaluation des effets. Le document d'orientation sur l'ÉRÉ du PASCF (PASCF 2012a) décrit quatre catégories générales de méthodes d'évaluation des effets :

- information toxicologique indirecte (tirée des publications);
- information biologique indirecte (tirée des publications);
- études toxicologiques propres au site;
- études biologiques propres au site.

Lorsqu'on utilise de nombreux éléments de preuve, les conclusions d'une ÉRÉ seront solides et les incertitudes diminueront, en particulier si ces éléments de preuve comprennent des mesures d'évaluation des effets provenant des quatre catégories et les résultats d'éléments de preuve individuels convergent. Il n'est pas toujours possible d'évaluer le risque pour tous les récepteurs en utilisant plusieurs éléments de preuve issus des quatre catégories. Certains éléments de preuve conviennent plus que d'autres : tout dépend des récepteurs en cause, du site, de la disponibilité d'information pertinente et du type de contamination. Le document d'orientation sur l'ÉRÉ (PASCF 2012a) aborde en détail les avantages et les inconvénients associés aux éléments de preuve des quatre catégories générales.

Les sections qui suivent présentent de l'information sur la façon d'évaluer le risque pour les amphibiens suivant les méthodes prévues dans les quatre catégories d'évaluation des effets énumérées ci-dessus. Dans le présent document, une stratégie hiérarchique et graduelle est recommandée pour l'utilisation de ces quatre catégories en commençant par un examen de l'information toxicologique disponible dans la littérature. Les profiles de concentration–réponse peuvent également être utilisés suivant une approche similaire, lorsque l'information est disponible.

À noter que ce module n'aborde pas le sujet de l'ampleur de l'effet servant à déterminer l'existence ou l'absence d'un risque. Ce sujet est plutôt abordé dans le document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique (PASCF 2012a).

3.1 Information toxicologique indirecte (tirée des publications)

L'information toxicologique indirecte réfère aux données tirées d'études publiées (PASCF 2012a). Ces études peuvent constituer une source de données pertinentes pour élaborer des profils concentration-réponse illustrant les effets d'une plage de concentrations d'un contaminant donné. Cette section traite de la façon d'établir et d'utiliser des profils concentration-réponse dans le cas de données écotoxicologiques sur les amphibiens. La section 3.1.1 décrit comment compiler des données tirées de multiples études afin de créer des profils concentration-réponse. Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent utiliser toutes les données disponibles (section 3.1.2) ou préciser le profil en fonction de paramètres propres au site et des exigences relatives à la qualité des données afin d'améliorer sa pertinence (section 3.1.3). Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent aussi adapter un modèle statistique aux données, le cas échéant. Ce module n'aborde pas l'évaluation statistique des données, mais le module 2 sur l'ÉRÉ fournit de l'information à ce sujet (PASCF 2010b).

Un moyen efficace d'estimer les effets consiste à comparer les concentrations propres au site aux profils concentration-réponse produits par les résultats tirés de nombreuses études toxicologiques pertinentes publiées (PASCF 2010b, 2012a). Même lorsque les données toxicologiques sont limitées, on peut combiner toutes les données disponibles pour produire des profils de concentration-réponse permettant de procéder à une évaluation plus détaillée (PASCF 2010b).

3.1.1 Création de profils concentration-réponse

Pour créer des profils concentration-réponse, il faut réunir des études publiées et consigner des données pertinentes d'une façon uniforme. La figure 4 décrit la façon générale de procéder basée sur des conseils fournis dans CCME (2007), Dillon et coll. (2010), Hill et coll. (2013) et PASCF (2010b). En procédant de cette façon, on a créé des exemples de profils concentration-réponse pour quatre métaux (cadmium, plomb, mercure et zinc) dans le cadre du présent module d'orientation (annexe B). Ces profils résument les données toxicologiques disponibles pour l'exposition d'amphibiens aux quatre métaux contenus dans l'eau et les sédiments. On trouve aussi de l'information limitée sur l'exposition d'amphibiens à des contaminants contenus dans le sol. Idéalement, on établira un profil concentration-réponse pour tous les contaminants pertinents dans le cadre de l'ÉRÉ. On peut aussi utiliser les profils présentés dans le présent module et les mettre à jour à l'aide des données les plus récentes.

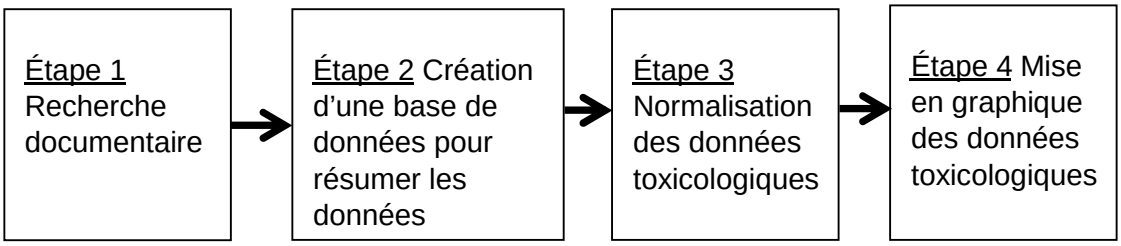


Figure 4 Le processus général à suivre pour créer des profils concentration-réponse basés sur de multiples études.

3.1.1.1 Étape 1 : Recherche documentaire

Une recherche de données toxicologiques publiées doit commencer dans les bases de données et les compilations de données existantes. Avant d'utiliser des données mentionnées dans ces compilations, il faut vérifier les sources originales dans la mesure du possible afin de s'assurer que les données ont été interprétées comme il se doit (PASCF 2010b). En plus de consulter les compilations de données publiées, les professionnels de l'ÉRÉ doivent effectuer une recherche générale pour trouver les études publiées les plus à jour.

Principales sources secondaires : La liste ci-dessous contient les principales bases de données et sources de compilation de données écotoxicologiques sur les amphibiens. Ces sources contiennent principalement des estimations ponctuelles de la toxicité pour les amphibiens (p. ex., CL_{50}, CE_{50}, DSENO et DMENO) tirées de nombreuses études individuelles[1]

1. Bleiler, J., D. Pillard, D. Barclift, A. Hawkins et J. Speicher. 2004. Development of a standardized approach for assessing potential risks to amphibians exposed to sediment and hydric soils. Technical Report TR-2245-ENV, prepared for Naval Facilities Engineering Service Center (NAVFAC), Port Hueneme, CA. Westford (MA): ENSR International.

[1] On a consulté les études originales, tirées de citations contenues dans ces rapports récapitulatifs et d'autres ouvrages publiés récemment, pour compiler des données de concentration-réponse aux fins d'établissement des profils concentration-réponse tirés de multiples études qui figurent à l'annexe B. Si les ouvrages publiés ne contenaient pas de données de concentration-réponse détaillées (c.-à-d. que seules des estimations ponctuelles étaient publiées), les auteurs ont été contactés pour obtenir les ensembles de données de concentration-réponse complets.

2. Linder, G., et G. Grillitsch. 2000. Ecotoxicology of Metals. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling, D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 325-459. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.
3. Pauli, B.D., J.A. Perrault et S.L. Money. 2000. RATL : Base de données bibliographique sur la toxicologie liée aux reptiles et aux amphibiens. Série de rapports techniques nº 357. Service canadien de la faune, Administration centrale, Hull (Québec), Canada.
4. Schuytema, G.S., et A.V. Nebeker. 1996. Amphibian toxicity data for critères de qualité chemicals. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research Development, Corvallis OR. US EPA/600/R-96/124
5. US EPA. 2015. ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 4.0. Disponible à : http:/www.epa.gov/ecotox/.

3.1.1.2 Étape 2 : Création d'une base de données pour résumer les données

On peut regrouper dans une base de données tous les renseignements pertinents tirés d'études toxicologiques (p. ex., espèces, stades de vie, durée de l'exposition). Il faut s'assurer que l'information est consignée dans la base de données de façon uniforme. La base de données utilisée pour créer les profils concentration-réponse fournis à l'annexe B inclut les catégories suivantes :

- Espèce (nom scientifique)
- Stade de vie
- Durée de l'exposition
- Concentration (formulée ou mesurée)
- Réponse au traitement (niveau d'effet)
- Réponse des témoins
- Paramètre de mesure
- Réponse normalisée
- Contaminant (forme chimique)
- Facteurs modificateurs (p. ex., température, pH, dureté de l'eau)
- Références

Il faut consigner séparément les données toxicologiques sur la concentration effective (CE) et la concentration inhibitrice (CI). La CE mesure le pourcentage des individus analysés qui subissent un certain effet, et est utilisé pour un effet dichotomique, tandis que la CI indique dans quelle mesure une concentration peut inhiber certaines activités biologiques chez les individus analysés suite à une exposition.

3.1.1.3 Étape 3 : Normalisation des données toxicologiques

Pour comparer des données tirées de différentes études, il faut normaliser les concentrations de contaminants et les niveaux d'effet. Les données contenues dans les profils concentration-réponse figurant à l'annexe B ont été normalisées au moyen de la méthode recommandée par Dillon et coll. (2010) et Hill et coll. (2013), décrite ci-dessous.

- **Normalisation des concentrations chimiques (mg/L)**: La concentration chimique désigne la concentration originale de la substance chimique ajoutée au milieu d'exposition. Le processus général est présenté à la figure 5. Idéalement, on consigne la concentration de la forme la plus simple du contaminant. Par exemple, on peut convertir les composés métalliques tels que, Pb $(CH_3COO)_2$, dans leur forme élémentaire, Pb^{2+} parce que c'est le plomb qui cause probablement les effets nocifs[1] plutôt que les autres éléments du composé analysé.

Par exemple, 10 mg/L d'acétate de plomb utilisés dans des essais toxicologiques par Kamimura et Tanimura (1986) peuvent être convertis en plomb élémentaire de la façon suivante :

[Acétate de plomb] : 10 mg/L
Masse molaire du Pb : 207,2 g/mole
Masse molaire de l'acétate de plomb (Pb $(CH_3COO)_2$) : 325,29 g/mole

$[Pb^{2+}]$ = (207,2 g/mole ÷ 325,29 g/mole) x 10 mg/L = 6,37 mg/L

Figure 5 Normaliser des concentrations chimiques (mg/L)

- **Normalisation des niveaux de réponse :** On peut consigner les réponses sous forme de valeurs de CE ou de CI. Le processus général est présenté à la figure 6. Il faut normaliser les deux types de réponses en fonction du témoin afin que les niveaux d'effet représentent les réponses attribuables directement au contaminant analysé et non celles qui sont causées par des activités qui n'ont rien à voir avec l'exposition à des substances chimiques (c.-à-d. élevage des animaux). Si l'effet signalé a déjà été normalisé, on peut consigner les données directement dans la base de données. Si les résultats signalés dans l'étude ne sont pas normalisés, il faut normaliser les niveaux de réponse en utilisant les réponses des témoins de l'étude.

[1] Les concentrations de métaux figurant à l'annexe B représentent leur forme élémentaire.

Groupe exposé : Groupe exposé au contaminant.
Groupe témoin : Groupe non exposé au contaminant.
Niveau de réponse (%) = réponse du groupe exposé ÷ réponse du groupe témoin

Exemple de normalisation d'une CE (tiré de Hill et coll. 2013) :

Traitement = taux de survie de 80 %
Témoin = taux de survie de 95 %
Réponse normalisée (%) = 0,80 % ÷ 0,95% x 100 = 84,2 % de survie

Exemple de normalisation d'une CI (Manson et O'Flaherty, 1978) :

Traitement : 48 mm (longueur moyenne des larves);
Témoin : 57,1 mm (longueur moyenne des larves);
Réponse normalisée = (57,1 mm – 48 mm) ÷ 57,1 mm x 100 = 15,9 % (diminution de la longueur des sujets dans le groupe exposé)

Figure 6 Normaliser des niveaux de réponse

3.1.1.4 Étape 4 : Mise en graphique des données toxicologiques

On peut produire une représentation graphique de toutes les données toxicologiques disponibles pour montrer les effets à différentes concentrations d'exposition. La figure 7 présente un exemple de profils concentration-réponse basés sur de multiples études dans le cas d'amphibiens exposés au cadmium dans l'eau. L'annexe B contient des profils concentration-réponse semblables pour quatre contaminants (cadmium, plomb, mercure et zinc) dans l'eau et les sédiments. Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent utiliser directement ces profils (section 3.1.2) ou les peaufiner (section 3.1.3), le cas échéant. On peut aussi appliquer des analyses et des modèles statistiques à l'ensemble de données. Le module 2 de l'ÉRÉ (PASCF 2012b) présente de l'information sur les méthodes statistiques.

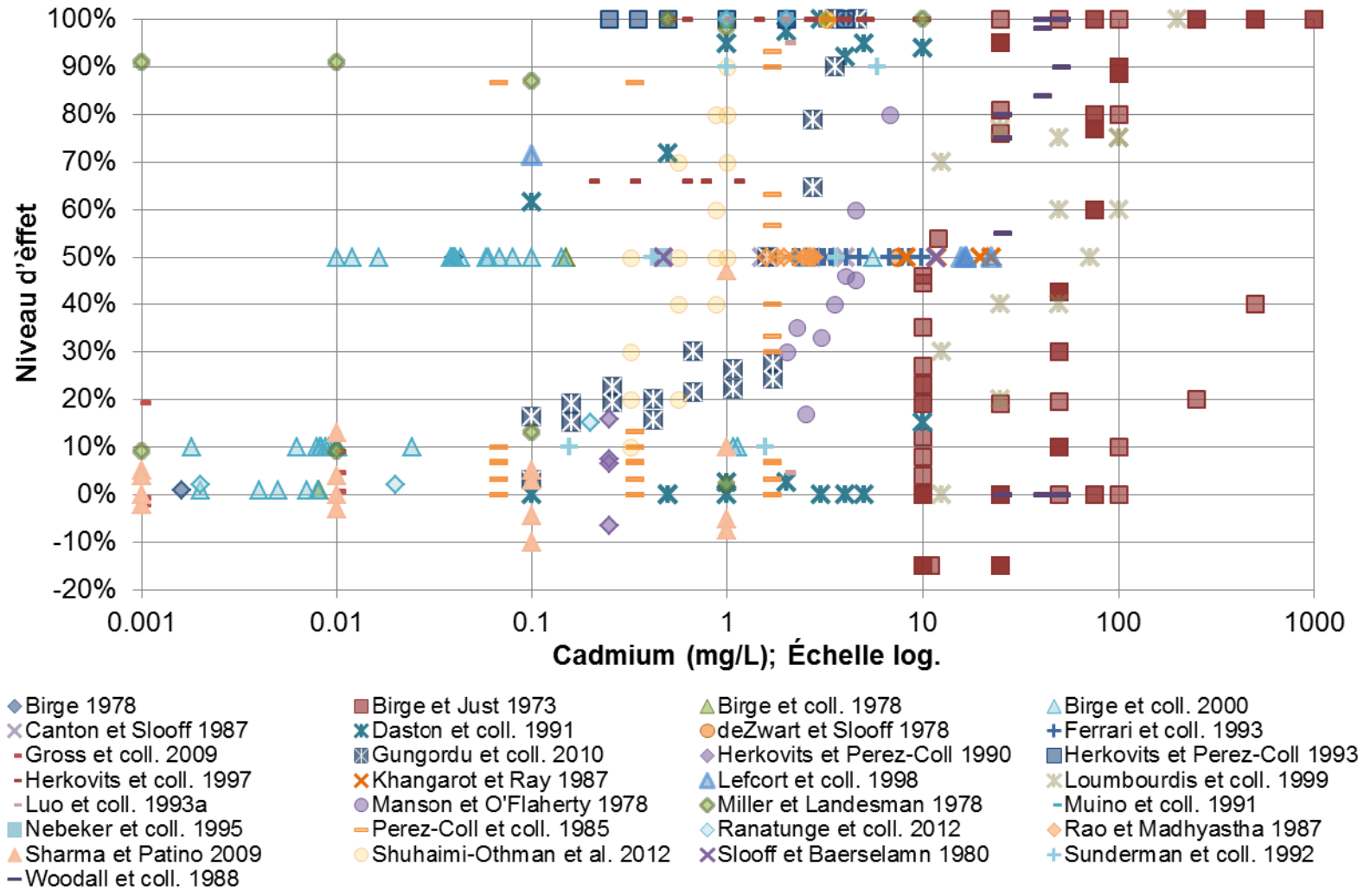


Figure 7 **Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le cadmium dans l'eau, montrant les paramètres de CE. Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs surviennent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin.**

3.1.2 Utilisation des profils concentration-réponse tirés de multiples études

Les profils concentration-réponse tirés de multiples études visent à aider les professionnels de l'ÉRÉ à déterminer les effets nocifs possibles sur les amphibiens propres au site. Les profils couvrent beaucoup de valeurs toxicologiques tirées des publications disponibles pour les amphibiens, mais les données disponibles ayant trait aux amphibiens sont beaucoup plus rares que dans le cas d'autres récepteurs (p. ex., invertébrés et poissons). Les études toxicologiques pour les amphibiens portent principalement sur la toxicité causée par l'exposition à de l'eau contaminée. Les études portant sur l'exposition à des sédiments et des sols contaminés sont limitées. Ces données limitées peuvent constituer une importante source d'incertitude dans le cadre des ÉRÉ portant sur les amphibiens.

Les professionnels des ÉRÉ peuvent évaluer les effets possibles des contaminants présents au site en comparant les concentrations sur le site aux profils concentration-réponse tirés de multiples études[1,2]. Si les concentrations d'exposition sont plus élevées que le niveau d'effet correspondant aux objectifs de protection établi pour les amphibiens du site (ex. : niveau d'effet <10 % pour les espèces en péril) dans les profils concentration-réponse, il est possible que les effets sur les amphibienssoient inacceptables.

Il existe alors deux possibilités pour la gestion du site :

1. nettoyer la contamination pour la ramener à des niveaux qui assurent une protection générale (p. ex., recommandations sur la qualité de l'eau et des sédiments de la juridiction compétente), ou
2. procéder à une ÉRÉ plus détaillée afin de démontrer qu'une protection propre au site est fournie aux amphibiens, en suivant les approches suivantes :
    a. *Adapter les données concentration-réponse aux conditions propres au site* – par exemple, si une espèce ou un stade de vie donnés ne n'est pas pertinent pour un site donné, les données sur les effets de l'espèce ou du stade de vie en cause peuvent ne pas être considérées.
    b. *Procéder à une évaluation du risque basée sur le poids de la preuve* – Évaluer le risque pour les amphibiens en utilisant des éléments de preuve supplémentaires comme des études toxicologiques propre au site ou des études biologiques indirectes.

---

[1] Ce module ne vise pas à définir l'ampleur de l'effet qui indiquent la présence d'un risque acceptable ou inacceptable puisqu'une analyse minutieuse des seuils critiques d'effet dépasse la portée du module. L'ampleur de l'effet devrait être déterminée en prenant en considération, entre autres, la présence possible d'espèces en péril.

[2] L'annexe C compare les recommandations de plusieurs juridictions aux profils concentration-réponse tirés de multiples études.

La plupart des renseignements toxicologiques publiés ont été obtenus dans des conditions de laboratoire contrôlées, ce qui ne peut représenter pleinement les conditions dynamiques que l'on trouve à des sites contaminés. Par exemple, des facteurs modificateurs propres au site (p. ex., dureté de l'eau, alcalinité, pH et carbone organique dissous) jouent souvent un rôle de premier plan lorsqu'il s'agit de déterminer la biodisponibilité de métaux en situation d'exposition en milieu aqueux. Des facteurs liés à l'élevage des animaux et la disponibilité d'espèces d'amphibiens pour les essais peuvent aussi limiter les études toxicologiques (p. ex., l'éclairage peut affecter la physiologie et les comportements). On peut réduire ces sources d'incertitude en utilisant de multiples éléments de preuve, dans la mesure du possible.

3.1.3 Raffinage des profils concentration-réponse

Les profils concentration-réponse tirés de multiples études peuvent constituer le meilleur point de départ lorsqu'il s'agit de déterminer si des contaminants ont des effets nocifs sur les amphibiens. Si les concentrations de contaminants au site se situent à l'intérieur de l'interval des effets rapportés, il est difficile de tirer des conclusions définitives sur le risque en se basant directement sur les profils. Afin de réduire la variabilité, le professionnel de l'ÉRÉ peut décider de raffiner le profil concentration-réponse en tenant compte de la qualité des études et des paramètres propres au site. Si les données toxicologiques disponibles sont suffisantes, les données devraient être filtrées afin d'accroître la pertinence des renseignements toxicologiques pour le site (PASCF 2010b).

Par exemple, les profils concentration-réponse fournis à l'annexe B représentent toutes les données toxicologiques publiées disponibles dans le cas du cadmium, du mercure, du plomb et du zinc. On peut raffiner ces profils en filtrant la base de données complète (disponible sur demande auprès du PASCF; voir les coordonnées à la fin de ce document) en fonction des paramètres d'étude particuliers et de la qualité des données.

3.1.3.1 Qualité des données

On recommande de procéder à une évaluation critique de la conception des études et de la qualité des données lors du raffinage des profils concentration-réponse. En se fondant sur la qualité des données, les professionnels de l'ÉRÉ peuvent déterminer s'il faut exclure une étude du profil concentration-réponse ou s'il faut lui accorder plus ou moins de poids par rapport à d'autres études. Le CCME établit des exigences relatives à la qualité des données qui sont appliquées dans l'établissement des recommandations (p. ex., le protocole de 2007 du CCME pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique). Les exigences relatives à la qualité des données décrites dans la présente section sont inspirées de la démarche du CCME (tableau 5). Les études peuvent être classées en fonction du nombre d'exigences relatives à la qualité des données auxquelles elles satisfont (tableau 6) : les études cotées 1 répondent au nombre le plus important d'exigences et celles qui sont cotées 4 répondent

au moins grand nombre d'entre elles[1]. La figure 8 présente les profils concentration-réponse pour le cadmium, les données étant regroupées en fonction des cotes des études. L'annexe B présente des profils semblables pour d'autres contaminants. Il importe de signaler que les études cotées 1 ou 2 peuvent répondre à davantage d'exigences relatives à la qualité des données tout en s'avérant moins pertinentes (p. ex., espèces analysées non présentes sur le site). Les professionnels de l'ÉRÉ doivent tenir compte à la fois de la qualité des données et de leur pertinence lorsqu'ils choisissent les données toxicologiques à utiliser dans une ÉRÉ. Les sections qui suivent traitent de la pertinence des données.

Tableau 5 Exigences relatives à la qualité des données prises en compte dans le présent module (CCME 2007).

Exigences relatives à la qualité des données	**Description**
Plan d'étude approprié	Les études toxicologiques publiées devraient décrire la méthode utilisée, de préférence en mentionnant un des protocoles existants d'essai toxicologique sur des amphibiens (voir la section 3.3). Dans les cas où un protocole existant d'essai toxicologique a été utilisé, on a supposé que l'étude était conçue de façon appropriée. Les études utilisant d'autres méthodes ont été évaluées individuellement de façon à déterminer si leur conception se défendait sur le plan scientifique.
Reproductibilité	Les études devraient inclure la réplication de chaque traitement dans la mesure du possible (et éviter la pseudo-réplication). Les réplications devraient produire des résultats semblables pour tout traitement donné.
Analyse des données	Les études publiées devraient, selon la conception de l'étude, inclure l'analyse statistique des résultats (p. ex., test d'hypothèse, valeurs *p*, etc.). Si une étude inclut une analyse statistique appropriée, les critères relatifs à la qualité des données à cet égard sont considérés comme satisfaits.
Facteurs modificateurs	Les études doivent indiquer les facteurs modificateurs (p. ex., dureté de l'eau, oxygène dissous, température). Il se peut que certaines études signalent plus de facteurs modificateurs que d'autres, mais cela peut ne pas avoir d'effet sur la cote de l'étude considérée.

[1] Les études toxicologiques publiées utilisées pour établir les profils concentration-réponse tirés de multiples études à l'annexe B ont été évaluées au moyen de méthodes inspirées du protocole du CCME pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux pour la protection de la vie aquatique (CCME 2007). L'annexe D présente l'évaluation de la qualité des données pour chaque étude utilisée dans les profils concentration-réponse tirés de multiples études.

Exigences relatives à la qualité des données	Description
Utilisation de témoin et réponse des témoins	Les études toxicologiques publiées devraient utiliser des témoins au cours de l'expérience pour déterminer si la méthode d'analyse cause des effets susceptibles de n'avoir aucun lien avec le contaminant analysé. Il faudrait tenir compte des réponses acceptables des témoins pour les comparer à celles des traitements. Les divers protocoles d'analyse des amphibiens mentionnés dans le présent module utilisent une plage de critères d'acceptabilité des témoins qui varie de ≥ 80 % à 90 % (pour le taux de survie). Un témoin qui répond à ces critères est jugé acceptable (essai réussi), ce qui indique que la procédure d'analyse même ne cause pas d'effet non relié. Lorsque les traitements produisent de meilleurs résultats que les témoins (p. ex., la survie des témoins est moindre que celle des spécimens exposés au traitement), il se peut qu'il faille considérer que l'essai est un échec et rejeter les résultats. Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent aussi évaluer les éléments de l'étude indiquant une cause. Par exemple, il peut y avoir des preuves d'hormèse, c.-à-d. que le traitement produit un meilleur résultat que le témoin à de faibles concentrations parce que les organismes exposés s'adaptent à un stress modéré. Il est alors justifié d'inclure l'étude dans le profil.

Tableau 6 Description du classement des études toxicologiques.

Cote	Description
1	Ces études répondent à toutes les exigences relatives à la qualité des données. Ces analyses toxicologiques se défendent sur le plan scientifique. Les professionnels de l'ÉRÉ pourraient vouloir accorder plus de poids à ces études qu'à d'autres.
2	Ces études répondent à la majorité des exigences relatives à la qualité des données. Les professionnels de l'ÉRÉ pourraient vouloir accorder plus de poids à ces études qu'à d'autres.
3	Ces études répondent à une partie des exigences relatives à la qualité des données. Les professionnels de l'ÉRÉ pourraient vouloir accorder moins de poids à ces études qu'à celles qui sont cotées 1 et 2. Si toutes les études sont cotées 3 ou plus, les professionnels de l'ÉRÉ devraient envisager d'inclure d'autres éléments de preuve.
4	Les études de cette catégorie comportent une incertitude importante au niveau de la conception de l'étude, de l'analyse des données, etc., et ne répondent pas à la plupart des exigences relatives à la qualité des données. Il est recommandé d'accorder un poids moindre à ces études ou de les exclure. Si toutes les études sont cotées 4, les professionnels de l'ÉRÉ devraient envisager d'inclure d'autres éléments de preuve.

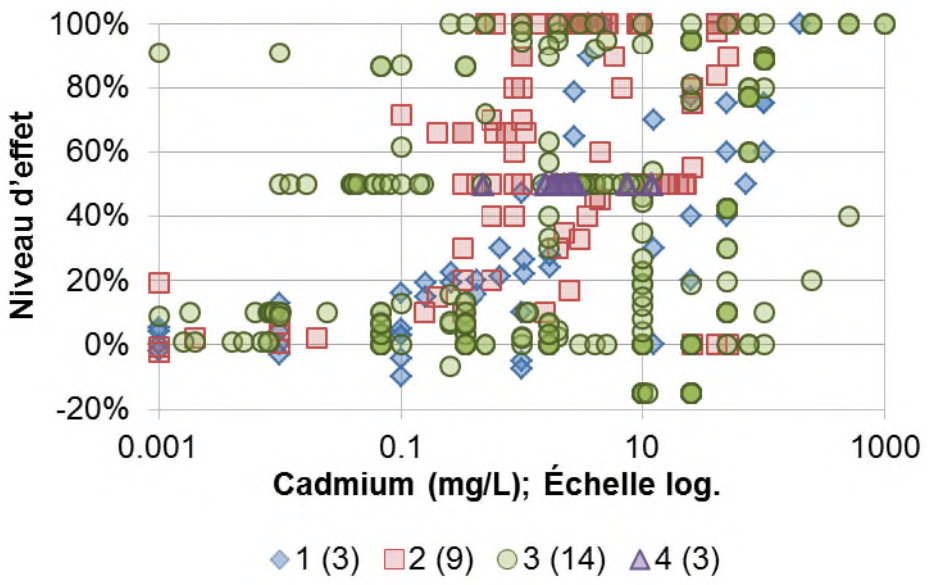


Figure 8 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium dans l'eau en rapport avec la qualité des données, le nombre d'études pour chaque cote figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin.

3.1.3.2 Facteurs modificateurs

Des facteurs modificateurs, comme la dureté de l'eau et le pH, peuvent avoir un effet sur la biodisponibilité des contaminants ou sur le niveau d'effet. Il faut tenir compte des facteurs modificateurs quand on veut rafiner les profils concentration-réponse tirés de multiples études. Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent choisir des études comportant des facteurs modificateurs qui s'appliquent davantage aux conditions du site. L'annexe D et les documents d'orientation sur l'ÉRÉ du PASCF contiennent d'autres renseignements sur les facteurs modificateurs (PASCF 2012a).

3.1.3.3 Stade de vie

Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent chercher à déterminer si l'utilisation de l'habitat à un site contaminé est limitée à certains stades du cycle vital, en se fondant sur les modèles conceptuels de l'exposition fournis à l'annexe A ou sur une étude du site. Si le milieu contaminé sert uniquement au cours de certains stades du cycle vital, on peut filtrer la base de données en conséquence. Par exemple, si un étang sert à la reproduction seulement, on peut exclure des profils les données toxicologiques sur les amphibiens adultes. Il se peut toutefois que ce niveau de détail ne soit pas disponible pour beaucoup de sites fédéraux. Il faut alors évaluer le risque pour les amphibiens de manière globale et pour tous les stades de vie.

Il importe de tenir compte de ce facteur parce que différents stades de vie ont tendance à présenter des niveaux variables de sensibilité aux contaminants. La figure 9 présente un exemple de profil concentration-réponse tiré de multiples études filtrées en fonction du stade de vie[1]. En général, les stades embryonnaire et larvaire semblent plus vulnérables aux contaminants que le stade adulte. Toutefois, cette affirmation repose sur des renseignements toxicologiques limités pour les amphibiens adultes disponibles dans les publications. Il y a encore moins de renseignements toxicologiques disponibles pour le stade de la métamorphose. Il y a là une lacune dans les données, qui constitue une source d'incertitude dans une ÉRÉ portant sur les amphibiens.

[1] L'annexe E contient des graphiques semblables pour d'autres contaminants.

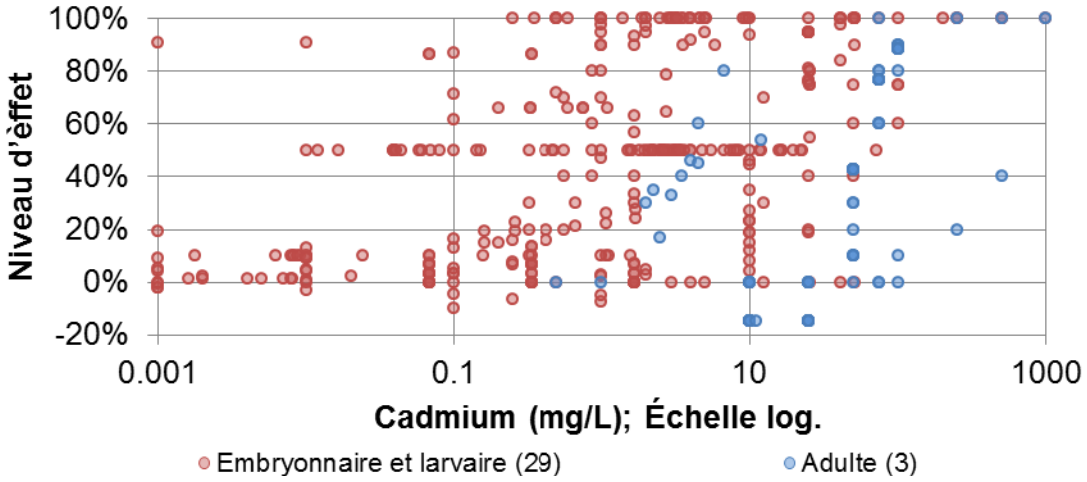


Figure 9 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium dans l'eau selon le stade de vie, le nombre d'études pour les différents stades de vie figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin.

3.1.3.4 Durée de l'exposition

Des expositions de plus longue durée sont souvent plus pertinentes pour les scénarios de sites contaminés puisque la durée de l'exposition aux sites contaminés est habituellement plus longue que celle qu'on utilise en laboratoire. La plupart des données d'analyse toxicologiques sur les amphibiens proviennent toutefois d'expériences portant sur des expositions de courte durée ou aiguës parce que les analyses d'exposition chronique coûtent plus cher et sont plus difficiles à effectuer en laboratoire et que les protocoles normalisés sont peu nombreux. Dans de tels cas, les professionnels de l'ÉRÉ doivent bien veiller à considérer les données d'exposition aiguë de concert avec les données d'exposition chronique éventuellement disponibles.

Plusieurs études publiées ont signalé un lien direct entre la durée de l'exposition et les niveaux d'effet lorsque tous les autres paramètres (p. ex., espèces et stade de vie) sont constants (Birge et Just 1973; Brodeur et coll. 2009; Shuhaimi-Othman et coll. 2012; Sobotka et Rahwan 1995). Dans le cadre de ces études, les chercheurs ont généralement observé des effets à des concentrations plus faibles pour des expositions de plus longue durée comparativement aux expositions de plus courte durée. Les effets de la durée de l'exposition sur les niveaux d'effet ne sont pas aussi évidents dans les profils concentration-réponse quand d'autres paramètres varient. La figure 10 présente le profil concentration-réponse pour le cadmium, les données étant classées en fonction des différentes durées d'exposition. Cette observation met en évidence l'importance de tenir compte de tous les paramètres qui peuvent avoir une incidence sur les niveaux d'effet afin de réduire les résultats biaisés.

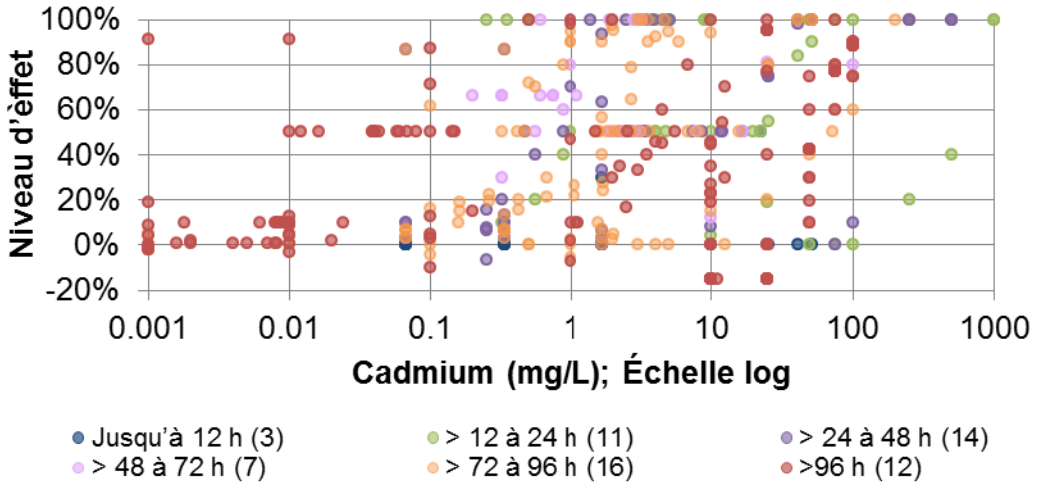


Figure 10 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium (dans l'eau) selon la durée de l'exposition, le nombre des études pour chaque durée d'exposition figurant entre parenthèses. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin.

3.1.3.5 Sensibilité des espèces

La sensibilité aux contaminants environnementaux peut varier considérablement entre les espèces. Dans le cas des sites contaminés fédéraux, il peut être difficile de filtrer les données en fonction des espèces indigènes du Canada parce que la plupart des analyses toxicologiques en laboratoire reposent sur l'utilisation de *Xenopus laevis* (xénope (ou dactylèthre) du Cap), qui n'est pas indigène en Amérique du Nord. S'il n'y a pas de données toxicologiques pour des espèces pouvant être présentes au site, on recommande aux professionnels de l'ÉRÉ d'utiliser des données toxicologiques regroupées portant sur plusieurs espèces différentes (PASCF 2010b).

Il importe que les professionnels de l'ÉRÉ reconnaissent les incertitudes associées à l'utilisation d'espèces communes dans les analyses toxicologiques en laboratoire (p. ex., *X. laevis*) pour représenter les espèces pertinentes au site. La figure 11 présente un exemple de données sur la concentration-réponse tirées de multiples études qui comparent des données toxicologiques portant sur les embryons de *X. laevis* aux données portant sur des espèces canadiennes indigènes. L'annexe G présente des graphiques semblables pour le cadmium, le plomb, le mercure et le zinc. Les espèces indigènes pour lesquelles des données sont disponibles semblent plus sensibles que *X. laevis*. Birge et coll. (2000) ont signalé que *X. laevis* est en général moins sensible que d'autres espèces aux contaminants.

Birge et coll. (2000) ont analysé en détail la sensibilité d'espèces en comparant les valeurs de CL_{50} pour diverses espèces d'amphibiens. *Lithobates catesbeiana* et *Lithobates*

pipiens semblent constituer les espèces les plus sensibles au Canada qui ont été incluses dans l'étude de Birge et coll..

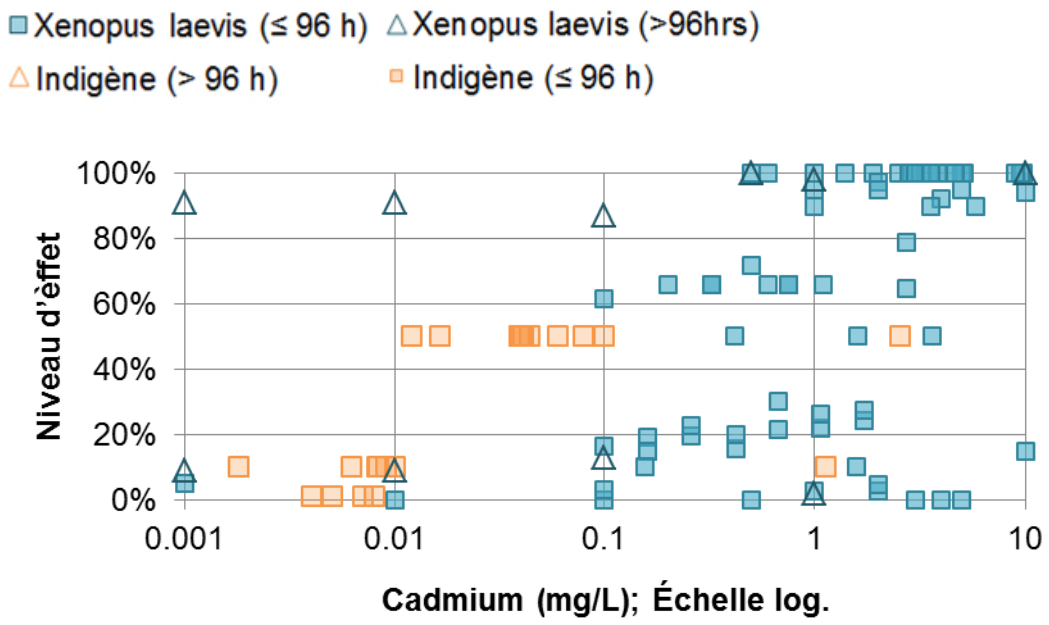


Figure 11 Profil concentration-réponse tiré de multiples études pour le cadmium (dans l'eau) pour les embryons, selon l'espèce et la durée de l'exposition. Les symboles plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent et des niveaux d'effets négatifs se produisent lorsque le traitement est plus efficace que le témoin.

3.1.4 Utilisation des estimations ponctuelles de publications comme éléments de preuve dans l'ÉRÉ

Les profils concentration-réponse tirés de multiples études et présentés dans ce module constituent un aperçu exhaustif de l'information toxicologique tirée des publications. La méthodologie des profils concentration-réponse tirés de multiples études est celle que l'on recommande pour comparer des concentrations de contaminants propres à un site à des données toxicologiques tirées des publications. Plus souvent qu'autrement, toutefois, les rapports présentent des estimations ponctuelles (p. ex., CL_{50}, CE_{50}, DSENO, DMENO). Les estimations ponctuelles tirées des publications ne sont habituellement pas les meilleurs éléments de preuve pour l'ÉRÉ. Or, on utilise souvent des estimations ponctuelles comme valeur toxicologique de référence (VTR) dans le calcul d'un quotient de danger (QD = estimation de l'exposition/estimation de la toxicité). On utilise ensuite les QD pour tirer des conclusions au sujet du danger que représente un contaminant en particulier pour un récepteur donné. En général, on considère qu'un QD <1 indique que des effets nocifs sont peu probables. Les QD basés sur des VTR estimatives ponctuelles constituent toutefois une façon assez simpliste de tenir compte du risque et ils sont utiles seulement comme outil de dépistage préliminaire. Les limitations des estimations ponctuelles sont décrites en détail dans le document d'orientation détaillé sur l'ÉRÉ du PASCF (2012a) et dans le Module 2 du document d'orientation sur les ÉRÉ du PASCF (2010 b).

On reconnaît qu'en dépit de leurs limites inhérentes, les estimations ponctuelles continuent de jouer un rôle dans le PASCF, même s'il y est limité. Des estimations ponctuelles des effets qu'a l'exposition des amphibiens à un éventail de contaminants sont disponibles de diverses sources, y compris celles qui figurent à la section 3.1.1. Si l'on veut utiliser des estimations ponctuelles individuelles dans les évaluations des risques pour les amphibiens afin de tirer des conclusions sur le risque, il faut inclure une justification détaillée dans l'ÉRÉ et tenir attentivement compte des facteurs suivants :

- Y a-t-il diverses estimations ponctuelles appropriées (c.-à-d. plus qu'une)? A-t-on tenu compte des espèces, des stades de vie et des durées d'exposition appropriés?
- Quelle est l'ampleur de l'effet de l'estimation ponctuelle? Une CL_{50} ne constitue pas une bonne estimation ponctuelle pour fixer une VTR, sauf si l'on juge acceptable *a priori* une mortalité de 50 %.
- La réponse seuil était-elle délimitée par des valeurs inférieure et supérieure présentes dans le plan d'étude qui a servi à l'établir? Un seuil issu d'une étude dans laquelle on a employé des concentrations au-dessus et au-dessous de ce seuil (délimité) est plus fiable qu'un seuil issu d'une extrapolation statistique tombant à l'extérieur de la plage des concentrations employées (seuil non délimité).
- Utilise-t-on des facteurs de sécurité ou d'incertitude lorsque l'on tire une VTR de l'estimation ponctuelle? Si c'est le cas, il faut les utiliser avec beaucoup de prudence, car les données de toxicité disponibles pour les amphibiens ne fournient probablement pas une raison technique solide d'utiliser ces facteurs.
- Les VTR basées sur les DSENO et les DMENO sont peu utilisées dans les ÉRÉ parce qu'elles n'indiquent pas habituellement le type et l'ampleur des effets. Sans renseignements supplémentaires, les DSENO et les DMENO ont une capacité limitée de représenter l'importance écologique ou la pertinence biologique (PASCF 2010a).

Les valeurs de DSENO ou de DMENO peuvent aussi être biaisées à cause du traitement statistique des données. C'est pourquoi il faudrait utiliser les DSENO et DMENO seulement s'il n'y a pas d'autres données toxicologiques disponibles ou si des renseignements supplémentaires (p. ex., type et ampleur de l'effet) sont fournis. Si seulement des VTR basées sur des DSENO et des DMENO sont disponibles, il faut en général les appuyer par d'autres éléments de preuve dans une ÉRÉ.

3.2 Information biologique indirecte

L'information biologique indirecte fait référence à de l'information toxicologique tirée d'études sur le terrain (p. ex., étude de population) provenant de publications. Une comparaison des données d'exposition propres à un site à des études sur le terrain publiées peut constituer un élément de preuve distinct. Le PASCF insiste sur la nécessité d'utiliser différentes sources de données provenant des quatre catégories générales de méthodes d'évaluation des effets.

Lorsque des études sur le terrain font état d'effets découlant de la contamination, l'information publiée peut servir à évaluer les effets possibles sur les amphibiens à un autre site. C'est particulièrement utile si les types de contamination, d'habitats et de récepteurs sont comparables. Pour en savoir davantage sur l'utilisation de l'information biologique indirecte comme élément de preuve, veuillez consulter le principal document d'orientation sur l'ÉRÉ (PASCF 2012a).

L'information biologique indirecte n'est malheureusement pas facile d'accès. Il est rare que l'on publie des évaluations des risques écotoxicologiques utilisant des études biologiques portant sur des amphibiens comme éléments de preuve. L'une des évaluations les plus détaillées des risques pour les amphibiens qui inclut des études biologiques est celle du projet de la rivière Housatonic (Massachusetts). Il en est question plus en détail à la section 3.4.2. Dans le cas des sites fédéraux contaminés par des biphényles polychlorés (BPC) ou d'autres contaminants organiques, il se peut que les professionnels de l'ÉRÉ trouvent utiles les résultats tirés de l'étude portant sur la rivière Housatonic quant aux réactions possibles chez les amphibiens (US EPA 2003, 2004). Par exemple, des réductions de la richesse en espèces (nombre d'espèces qui entrent dans différentes mares et les quittent) et une augmentation des malformations (basées sur des procédures mises au point par le North American Reporting Center for Amphibian Malformations) ont été signalées dans des mares printanières contenant des sédiments contaminés aux BPC (>24 mg/kg) comparativement à des mares printanières de référence (concentration de BPC dans les sédiments = 0,72 mg/kg).

3.3 Études toxicologiques propres au site

3.3.1 Études toxicologiques en laboratoire

Les éléments de preuve tirés de la troisième catégorie d'évaluation des effets, soit ceux des études toxicologiques propres au site (tests de toxicité et bioessais), évaluent directement si les amphibiens sont touchés par les contaminants contenus dans les milieux du site (p. ex., eau, sédiments et sol). Au lieu d'utiliser des études publiées pour tirer des conclusions au sujet d'effets possibles sur les amphibiens, cette façon de procéder consiste à analyser directement les milieux du site dans des conditions de laboratoire contrôlées suivant des protocoles d'analyse toxicologique bien établis.

Des protocoles normalisés (p. ex., ASTM, EPA des États-Unis, OCDE) pour des études toxicologiques en laboratoire portant sur des amphibiens sont disponibles pour l'eau et les sédiments (tableaux 7 et 8). Il faut tenir compte des facteurs suivants dans le choix des analyses toxicologiques pour une ÉRÉ portant sur des amphibiens :

- besoins, portée et budget du projet;
- durée de l'essai, en n'oubliant pas que les expositions de plus longue durée sont habituellement plus représentatives des scénarios d'exposition sur le terrain;
- type d'exposition (p. ex., létal, sublétal);
- espèces pertinentes;
- disponibilité d'espèces pour les essais.

Le PASCF (2010a) fournit des conseils détaillés sur la sélection des tests toxicologiques appropriés et sur l'interprétation des résultats des tests.

Les protocoles normalisés d'analyse toxicologique sont conçus et vérifiés pour une espèce en particulier, mais on peut les adapter pour qu'ils reflètent des paramètres propres au site et des espèces pertinentes localement, lorsque c'est justifié compte tenu de la complexité de l'ÉRÉ (Marlatt 2015, comm. pers.). Lorsque l'on modifie des méthodes normalisées, il peut être nécessaire de modifier la durée de l'exposition et d'autres conditions d'essai (p. ex., température, photopériode) afin de tenir compte de la physiologie de l'espèce particulière utilisée. Par exemple, il est essentiel de tenir compte de la durée de l'exposition et des conditions environnementales nécessaires pour la métamorphose de l'espèce utilisée si l'on veut obtenir des données fiables et exactes sur les animaux témoins si la période d'exposition s'étend jusqu'à la métamorphose ou l'inclut. De plus, le temps nécessaire pour atteindre chaque stade de développement et/ou l'exposition à laquelle est lancé l'essai sont probablement différents dans le cas d'une espèce analysée non standard. Il faudrait donc adapter en conséquence la méthodologie d'analyse. Il faut d'abord communiquer avec le laboratoire pour discuter de la possibilité de modifier les protocoles d'essai.

Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) est en train de mettre au point une méthode normalisée d'analyse toxicologique pour *L. pipiens*. Le protocole d'ECCC sera centré sur des effets sublétaux, comme ceux qui touchent l'évolution de la croissance et du développement, découlant de l'exposition chronique à de l'eau contaminée. Le protocole concernera l'exposition au cours de deux stades distincts du développement,

soit le début du stade larvaire et le stade de la métamorphose. Les travaux d'élaboration de la méthode concernent actuellement l'obtention d'organismes pour les essais, la durée des essais et l'élevage des animaux. Vous pouvez transmettre toute question au sujet de la méthode d'analyse d'ECCC à la Division de l'écotoxicologie et de la santé de la faune, Direction générale des sciences et de la technologie d'Environnement et Changement climatique Canada

Les laboratoires commerciaux d'analyse toxicologique du Canada ne procèdent généralement pas à des analyses toxicologiques de routine portant sur des amphibiens, mais certains peuvent collaborer avec des ministères gardiens fédéraux ou leurs consultants pour des sites en particulier en utilisant les méthodes énumérées au tableaux 7 et 8. Une liste générale de laboratoires au Canada est disponible dans le répertoire des laboratoires de la Canadian Association for Laboratory Accreditation (CALA) (www.cala.ca). Certains laboratoires peuvent procèdeer à des analyses sur des amphibiens sur demande. Il est recommandé aux professionnels de l'ÉRÉ de discuter des besoins d'analyses particuliers aux sites avec les laboratoires pertinents avant de concevoir une stratégie d'évaluation des risques qui inclut des analyses toxicologiques propres au site portant sur des amphibiens.

Le PASCF reconnaît que certaines administrations (p. ex., US EPA 2004) permettent d'utiliser des données toxicologiques sur les poissons comme substitut pour les amphibiens pendant la phase aquatique et des données toxicologiques sur les oiseaux comme substitut pendant la phase terrestre. Les publications sur l'utilisation des oiseaux comme récepteurs de substitution pour les amphibiens sont actuellement limitées. Les rapports publiés sur l'utilisation de poissons comme récepteurs substituts pour les amphibiens ne sont pas concluants. Des rapports appuient l'utilisation de poissons comme récepteurs de substitution pour les amphibiens en se fondant sur les valeurs de CL_{50} pour plusieurs contaminants (Kerby et coll. 2010; Weltje et coll. 2013). D'autres études déconseillent l'utilisation de poisson comme substitut. Par exemple, Birge et coll. (2000) ont comparé les données de CL_{10} et de CL_{50} pour diverses espèces d'amphibiens aux données de CL_{10} et de CL_{50} pour plusieurs espèces de poissons. Beaucoup des espèces d'amphibiens étaient plus sensibles que les poissons à l'exposition aux métaux. Il n'y avait pas, entre les données de CL_{50} des poissons et des amphibiens, de lien apparent qui justifie d'utiliser les données toxicologiques sur les poissons au lieu de celles qui portent sur les amphibiens. D'autres chercheurs découragent aussi d'utiliser les poissons comme substituts (Fort et McLaughlin 2003; Johnson *et* coll. 2016). Étant donné la différence de cycle biologique entre les amphibiens et les espèces substituts non amphibiennes, le PASCF ne recommande pas d'utiliser les données de toxicité pour le poisson et les oiseaux comme substitut pour les amphibiens, sauf lorsque des données toxicologiques sur les amphibiens ne sont pas disponibles. Lorsque l'on utilise les données toxicologiques pour le poisson ou les oiseaux, le PASCF recommande d'inclure d'autres éléments de preuve qui évaluent plus directement le risque pour les amphibiens, ainsi qu'une analyse détaillée de l'incertitude portant sur l'utilisation des données choisies provenant d'espèces de substitution non-amphibiennes.

Les protocoles d'analyse toxicologique de l'eau et des sédiments portent sur les stades de vie aquatiques des amphibiens (embryons, larves). Au cours des stades de vie terrestres (juvéniles et adultes), la plupart des amphibiens sont aussi vulnérables à

l'exposition aux contaminants contenus dans le sol. Il n'y a pas de protocole d'analyse toxicologique portant sur l'exposition par le sol, et les analyses toxicologiques de l'exposition par le sol existantes qui permettraient de combler ce manque de données sont limitées. Le tableau 9 présente des exemples d'études récentes qui ont évalué les effets de sols contaminés sur les amphibiens. L'EPA des États-Unis a créé un outil de calcul de l'exposition alimentaire et du risque que les pesticides posent pour les reptiles et les amphibiens en phase terrestre (US EPA 2008); ce dernier peut être utilisé comme référence. Le risque que représente pour les amphibiens l'exposition à des sols contaminés demeure difficile à évaluer. Lorsque l'exposition par le sol est susceptible de constituer l'élément principal du risque, il est nécessaire d'établir un programme d'analyse propre au site, comme ceux qui figurent dans les publications énumérées au tableau 10 ou de procéder à des analyses toxicologiques in situ de la façon décrite à la section 3.3.2. Même s'il se peut, dans le cas de la plupart des sites fédéraux, qu'une telle analyse dépasse la portée de l'évaluation du risque, il faut l'envisager lorsque les amphibiens sont susceptibles d'être les récepteurs les plus sensibles. Jusqu'à ce qu'on ait comblé les lacunes dans les données portant sur l'exposition des amphibiens par le sol, la seule façon d'évaluer le risque que représente l'exposition par le sol pour les amphibiens peut consister à combiner les rares renseignements disponibles tirés d'un certain nombre d'éléments de preuve sous-optimaux à une caractérisation détaillée de l'incertitude. Les éléments de preuve qu'on peut utiliser dans ce contexte comprennent des analyses biologiques effectuées sur le terrain, de l'information toxicologique tirée des données sur l'exposition aquatique ou de l'information toxicologique pour des espèces de substitution à condition que l'incertitude soit caractérisée minutieusement.

Tableau 7 Protocoles normalisés pour l'analyse toxicologique d'amphibiens exposés à de l'eau contaminée.

Méthode	Espèces	Stade de vie et durée de l'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
ASTM-E729-96 (propre à une substance chimique)	Guide général pour les essais de toxicité aiguë non spécifiques aux amphibiens	96 h – Exposition à partir du stade de jeune larve	CE : Mortalité, malformation	ASTM International 2014a
ASTM-E1192-97 (effluents aqueux)	Guide général sur les analyses de toxicité aiguë non spécifiques aux amphibiens	96 h – Exposition à partir du stade de jeune larve	CE : Mortalité, malformation	ASTM International 2014b
ASTM-1439-12 : FETAX	Xenopus laevis	96 h – Exposition du stade embryonnaire au stade larvaire	CE : Mortalité, malformation CI : Croissance	ASTM International 2012
AMPHIEMB	Rhinella arenarum	96 h – Exposition à partir du stade embryonnaire	CE : Mortalité, malformation	Herkovits et Pérez-Coll 2003 : disponible auprès de l'ASTM comme AMPHITOX
AMPHIACUT	Rhinella arenarum	96 h – Exposition à partir de la fin du développement embryonnaire	CE : Mortalité, malformation	
AMPHISHORT	Rhinella arenarum	7 jours – Exposition à partir de la fin du développement embryonnaire	CE : Mortalité, malformation	
AMPHICHRO	Rhinella arenarum	14 jours – Exposition à partir de la fin du développement embryonnaire	CE : Mortalité, malformation	

Méthode	Espèces	Stade de vie et durée de l'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
EPA 890-2300 (ébauche) : voir OCDE – 241	Xenopus laevis	16 semaines – Exposition à partir du stade embryonnaire jusqu'à 10 semaines après la métamorphose	CE : Mortalité CI : Stade du développement, croissance, histologie thyroïdienne	OCDE 2009
OCDE – 241 : Essai de croissance et de développement de larves d'amphibiens (LAGDA)				OCDE 2015
EPA OPPTS 890-1100; voir OCDE-231 (Essai sur la métamorphose des amphibiens)	Xenopus laevis	21 jours – Exposition à partir du stade larvaire	CE : Mortalité, malformation CI : Stade du développement, croissance, histologie thyroïdienne	OCDE 2009
Essai portant sur les grenouilles léopards	Lithobates pipiens	Protocole d'essai en développement		ECCC (à paraître)

[1] Concentration effective (CE) se rapporte au pourcentage d'individus testés qui ont subi un effet donné après avoir été exposés à une concentration donnée
[2] Concentration inhibitrice (CI) se rapporte au pourcentage de détérioration qui découle de l'exposition.

Tableau 8 Protocoles normalisés pour des analyses toxicologiques d'amphibiens exposés à des sédiments contaminés.

Méthode	Espèces	Stade de vie et durée de l'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
ASTM-2591-07	Lithobates pipiens	10 jours – Exposition à partir du stade larvaire	CE : Mortalité, malformation CI : Croissance	ASTM 2013
EPA 850-1800	Lithobates catesbeiana	30 jours – Exposition à partir du stade larvaire	CE : Mortalité, malformation	US EPA 1996
Analyses toxicologiques des sédiments NAVFAC	Diverses	10 jours – Exposition à partir du stade larvaire	CE : Mortalité, malformation CI : Croissance	Bleiler et coll. 2004

[1] Concentration effective (CE) se rapporte au pourcentage d'individus testés qui ont subi un effet donné après avoir été exposés à une concentration donnée.
[2] Concentration inhibitrice (CI) se rapporte au pourcentage de déterioration qui découle de l'exposition.

Tableau 9 Études scientifiques publiées qui ont évalué la toxicité des sols contaminés pour des amphibiens.

Étude	Espèce	Période d'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
Effet de la composition et de l'hydratation du sol sur la biodisponibilité et la toxicité du cadmium sur des crapauds d'Amérique juvéniles (*Bufo americanus*)	Anaxyrus americanus (anciennement *Bufo americanus*)	Du stade juvénile, jusqu'à la fin de l'hibernation	CE : Survie CI : Développement, mobilité	James et coll. 2004
Sensibilité et comportement du triton de Bosca, *Triturus boscai*, à une exposition terrestre au nitrate d'ammonium	Triturus boscai	Au stade adulte	CE : Mortalité CI : Mouvement	Ortiz-Santaliestra et coll. 2006
Réactions toxicologiques de la salamandre rayée (*Plethodon cinereus)* à des expositions subchroniques au 2,4-dinitrotoluène dans le sol	Plethodon cinereus	28 jours – Au stade adulte	CE : Mortalité CI : Développement	Johnson et coll. 2007

[1] Concentration effective (CE) se rapporte au pourcentage d'individus analysés qui ont subi un effet donné après avoir été exposés à une concentration donnée.
[2] Concentration inhibitrice (CI) se rapporte au pourcentage de détérioration qui découle de l'exposition.

Tableau 10 Exemples de méthodes in situ portant sur les amphibiens (enceintes et mésocosme).

Étude	Espèces	Durée de l'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
Effet in situ des pesticides sur les amphibiens dans la Sierra Nevada.	Pseudacris regilla	Exposition à partir du début du stade larvaire jusqu'à la métamorphose	CE : Malformation, mortalité CI : Taux de développement	Sparling et coll. 2015
Effet de l'épandage d'herbicide sur la mortalité, la réaction d'évitement et la croissance de larves d'amphibiens dans deux milieux humides forestiers.	Lithobates clamitans[3] et Lithobates pipiens[4]	Exposition des larves pendant 77 jours au total après l'application d'herbicide. Évaluation continue au cours de l'exposition.	CE : Mortalité, réaction d'évitement et croissance	Wojtaszek et coll., 2004; 2005
Établissement de relations de cause à effet pour les stresseurs chimiques chez les amphibiens : production de données adéquates pour l'ÉRÉ	Lithobates sphenocephala	Exposition à partir des stades embryonnaire/larvaire jusqu'à la métamorphose	CE : Malformation, mortalité	Fort et McLaughlin 2003
De faibles concentrations de l'herbicide atrazine modifient le ratio entre les sexes et réduisent le succès de métamorphose chez les têtards de *Rana pipiens* élevés dans des mésocosmes extérieurs.	Lithobates pipiens[4]	Exposition entre le début du stade larvaire (stade 27 de Gosner) jusqu'au point culminant de la métamorphose (stade 42 de Gosner)	CI : Taux de développement	Langlois et coll., 2010

Étude	Espèces	Durée de l'exposition	Paramètre[1,2]	Référence
Exposition sur le terrain d'embryons de grenouilles et de têtards le long d'un gradient de pollution dans l'écosystème de la rivière Fox et de la baie Green au Wisconsin, É.-U.	Lithobates clamitans[3] et Lithobates pipiens[4]	Exposition à partir du stade embryonnaire de celui de têtard jusqu'au début de la métamorphose	CE : Malformation, mortalité CI : Développement, croissance	Karasov et coll. 2005
Développement et survie de la grenouille léopard (*Rana pipiens*) et de la grenouille verte (*Rana clamitans*) exposées à des contaminants dans l'eau et les sédiments du fleuve Saint-Laurent près de Cornwall (Ontario).	Lithobates clamitans[3] et Lithobates pipiens[4]	Exposition à partir du début du stade larvaire jusqu'à la métamorphose	CE : Malformation, mortalité CI : Développement, croissance	McDaniel et coll. 2004
Difformités dans les populations de crapauds géants (*Bufo marinus*) aux Bermudes.	Rhinella marina	90 jours : du stade embryonnaire jusqu'à ce que le dernier organisme qui a reçu un traitement donné complète sa métamorphose	CE : Mortalité, malformation (interne et externe), fréquences d'achèvement métamorphique CI : Croissance (poids), et répartition des sexes	Fort et coll. 2006

[1] Concentration effective (CE) se rapporte au pourcentage d'individus analysés qui ont subi un effet donné après avoir été exposés à une concentration donnée.
[2] Concentration inhibitrice (CI) se rapporte au pourcentage de détérioration qui découle de l'exposition.
[3] Anciennement connue sous le nom de Rana pipiens
[4] Anciennement connue sous le nom de Rana clamitans

3.3.2 Études toxicologiques in situ

Les études toxicologiques in situ, qui comprennent des enceintes et un mésocosme sur le site même, sont idéales lorsqu'il faut déterminer les effets des contaminants parce qu'elles réduisent l'incertitude (c.-à-d. les effets confondants possibles) (PASCF 2012a). Elles sont toutefois plus complexes que les études toxicologiques en laboratoire et à cause de leur coût, elles peuvent échapper à la portée de la plupart des ÉRÉ sur les amphibiens. Ces études sont généralement conçues en fonction de chaque site et sont pertinentes dans le cas de sites vastes et complexes où les amphibiens sont les récepteurs préoccupants clés. Il n'existe pas de protocole normalisé pour les essais in situ des amphibiens, mais le tableau 10 présente des exemples d'études publiées dans le cadre desquelles on a procédé à des essais toxicologiques in situ sur des amphibiens.

Lorsque les essais toxicologiques in situ dépassent la portée de l'ÉRÉ, il faut envisager de procéder aux essais en laboratoire avec des milieux prélevés sur le site. Si les professionnels de l'ÉRÉ veulent concevoir une étude in situ, il serait avantageux de tenir, au cours de la phase de conception de l'étude, une discussion avec n'importe lequel des laboratoires mentionnés dans la section précédente.

Une étude d'exposition *in situ* pourrait comporter, par exemple, le prélèvement d'œufs de grenouilles léopards provenant de sites de référence et de plans d'eau situés sur le site contaminé et les utiliser dans un essai *in situ*. Il faut prendre des précautions pour s'assurer que les œufs sont en santé et sans maladie afin d'éviter d'infecter la population locale (p. ex., recourir à un traitement témoin en laboratoire pour garantir la qualité). Des données d'analyse chimique des sédiments, de l'eau et des tissus des organismes seront prises avant le début de l'analyse et à intervalles périodiques pendant les essais. Les embryons seraient déposés dans des enceintes en treillis et l'on déposerait un nombre égal d'organismes par enceinte afin de permettre la réplication. Afin de garantir la qualité des organismes, il faudrait procéder à un traitement témoin en laboratoire simultanément. Les paramètres de l'essai peuvent inclure le succès d'éclosion, et par la suite, la mortalité des larves, la croissance et les malformations. Les analyses in situ devraient aussi tenir compte des effets causés par les maladies ou les parasites. La durée de l'essai pourrait être limitée à l'éclosion, le pourcentage d'éclosion servant de paramètre, ou elle pourrait inclure le stade larvaire et s'étendre jusqu'à la métamorphose, les malformations, la croissance et le pourcentage de métamorphose servant de paramètres.

3.4 Études biologiques propres au site

Les études biologiques propres au site, ou études sur le terrain, sont considérées comme une catégorie distincte de méthodes d'évaluation des effets. Elles visent à produire des données biologiques (p. ex., relevés de présence/absence) plutôt que des données toxicologiques. Ces éléments de preuve peuvent ajouter de l'information précieuse dans un cadre d'une évaluation basée sur le poids de la preuve. Les documents d'orientation sur l'évaluation des risques écotoxicologiques du PASCF (PASCF 2012a) présentent un aperçu général de la façon de procéder à des études biologiques propres à un site. Ces études sont le plus efficaces lorsqu'elles sont jumelées à des données toxicologiques tirées de publications pertinentes ou à des études toxicologiques propres au site.

Les études biologiques de terrain sur les amphibiens peuvent inclure des paramètres relatifs aux communautés (p. ex., diversité d'espèces et richesse en espèces) et des paramètres individuels (p. ex., taille corporelle des amphibiens et indicateurs de reproduction). Les études biologiques reposent habituellement sur un modèle contrôle-impact (comparaison avec un site de référence) ou un modèle par gradient. Pour concevoir des études biologiques, il faut deux composantes distinctes : 1) la sélection de sites de référence pertinents auxquels comparer les sites qui ont subi des effets et 2) la détermination des méthodes d'évaluation. La sélection des sites de référence pertinents est abordée dans le Module 5 du document d'orientation sur l'ÉRÉ (PASCF à paraître). Nous abordons ci-dessous des méthodes générales d'évaluation des amphibiens (section 3.4.1). La section 3.4.2 traite d'un exemple de site contaminé où l'on a utilisé des études biologiques/sur le terrain afin d'évaluer les risques pour les amphibiens.

3.4.1 Méthodes générales – Études sur le terrain portant sur les amphibiens

Le tableau 11 présente les protocoles généraux d'évaluation des amphibiens sur le terrain. Il faut utiliser ces ressources de concert avec des documents d'orientation pour choisir les sites appropriés requis pour procéder à des études témoins/effets ou basées sur un gradient (FCSAP 2012a; PASCF – Module 5 à paraître). Il est en outre crucial qu'un biologiste spécialiste des amphibiens fasse partie de l'équipe d'ÉRÉ. Les masses d'œufs et les amphibiens au stade larvaire sont très difficiles à identifier sur le terrain et la période de l'année au cours de laquelle on peut procéder à l'évaluation des stades de vie peut être très limitée et spécifique. Les études sur le terrain peuvent inclure les éléments suivants :

- Inventaires de masses d'œufs : pour déterminer la présence d'espèces et les préférences au niveau de l'habitat pour la reproduction.
- Inventaires de larves : on peut utiliser des épuisettes pour les amphibiens qui se reproduisent dans des mares afin de déterminer la présence d'espèces et d'assemblages généraux d'espèces.
- Relevés d'adultes : on peut utiliser les inventaires par capture ou par écoute de chants afin de déterminer la présence d'espèces et l'habitat qu'ils préfèrent pour se reproduire et se nourrir.

Tableau 11 Méthodes générales des études sur le terrain portant sur les amphibiens.

Titre	Types d'habitat	Remarques	Référence	Lien
Protocole normalisé de relevé des amphibiens aquatiques	Aquatique	Divers paramètres analysés (p. ex, reproduction, présence-absence). Mis au point pour la Californie	Fellers et Freel 1995	http://www.werc.usgs.gov/ProductDetails.aspx?ID=1032
Méthode d'inventaire des anoures du Québec	Aquatique	Méthode standardisée pour l'écoute de chant. Fourni aussi des références vers d'autres techniques d'inventaires.	Bouthillier et coll., 2015	ftp://ftp.mrn.gouv.qc.ca/Public/Reg06/Monteregie/Protocoles_standardises/MFFP_Mars_2015_Protocole_inventaire_anoures.pdf
Protocole d'inventaire pour la grenouille léopard	Aquatique	Conçu spécifiquement pour la grenouille léopard. Il serait possible d'adapter le protocole à d'autres espèces.	Kendell 2002	https://www.ab-conservation.com/downloads/report_series/nlfr_survey_protocol_2002.pdf
Varié	Aquatique	Méthodes et formulaires pour mesurer la biodiversité des amphibiens	BCMOE 1998-2009	https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/natural-resource-stewardship/laws-policies-standards-guidance/inventory-standards/aquatic-ecosystems

Titre	Types d'habitat	Remarques	Référence	Lien
Méthodes d'évaluation de l'état des milieux humides: nº 12 Utilisation des amphibiens dans des bioévaluations de milieux humides	Aquatique (milieu humide)	L'EPA des États-Unis a intégré les amphibiens dans la stratégie de suivi de la biodiversité des milieux humides.	Sparling et coll. 2001	https://pubs.er.usgs.gov/publication/5200254
Protocole de surveillance des amphibiens des milieux humides	Aquatique (milieux humides)	Ce protocole porte avant tout sur la surveillance des amphibiens dans les marais de Toronto	Toronto and Region Conservation Authority (TRCA) 2011	http://trca.on.ca/dotAsset/185467.pdf
Mesure et évaluation de la diversité biologique : Méthodes standardisées pour les amphibiens	Aquatique et terrestre	Divers paramètres analysés (p. ex., diversité et richesse des espèces).	Heyer et coll. 1994	N.D.
Protocoles d'inventaire pour la détection d'espèces : relevés sonores d'amphibiens	Aquatique et terrestre	Descriptions des chants disponibles seulement pour les grenouilles et les crapauds de Saskatchewan.	Saskatchewan Fish and Wildlife Branch 2014a	www.environment.gov.sk.ca/adx/aspx/adxGetMedia.aspx?DocID=8def8861-4e48-45e6-b397-7e4ec860bf19
Protocoles de relevé pour la détection d'espèces : inventaires visuels des amphibiens	Aquatique et terrestre	Pour les grenouilles et les crapauds qu'il est impossible de détecter par écoute de chants, on peut utiliser la détection visuelle.	Saskatchewan Fish and Wildlife Branch 2014b	www.environment.gov.sk.ca/adx/aspx/adxGetMedia.aspx?DocID=df579dc1-5ed4-43fa-ba4d-7d4ef60b5fc4

Titre	Types d'habitat	Remarques	Référence	Lien
Guide technique sur le recensement et le suivi de multiples espèces	Terrestre	Chapitre 8 : Suivi des amphibiens et des reptiles. Le reste du document contient des méthodes de suivi pour d'autres organismes.	Manley et coll. 2006	www.fs.fed.us/rm/pubs_other/wo_gtr073.pdf
Méthodes d'échantillonnage pour les amphibiens et les reptiles terrestres	Terrestre	Diverses méthodes décrites (p. ex., plan d'étude expérimentale, méthode sur le terrain). Méthode basée sur le travail d'échantillonnage effectué sur l'herpétofaune que l'on trouve dans les forêts de l'Oregon et de l'État de Washington.	Corn et Bury 1990	http://babel.hathitrust.org/
Manuels supplémentaires	Terrestre	Méthodes et formulaires pour mesurer la biodiversité des amphibiens	BCMOE 1998-2009	https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/natural-resource-stewardship/laws-policies-standards-guidance/inventory-standards/terrestrial-ecosystems-biodiversity

3.4.2 Étude de cas : rivière Housatonic

Située au Massachusetts, la rivière Housatonic est un site du superfonds (Superfund) de l'EPA des États-Unis qui a été contaminé par des BPC. Le site de la rivière Housatonic fournissait un habitat de reproduction pour plusieurs espèces d'amphibiens. Dans le contexte de l'ÉRÉ, on a étudié les effets des BPC sur la reproduction des amphibiens en utilisant à la fois des études toxicologiques et des études biologiques propres au site. On a utilisé un concept d'étude par gradient pour comparer à la fois les concentrations de BPC et les paramètres biologiques. Dans les rapports (US EPA 2003, 2004), on présente les paramètres d'évaluation (p. ex., achèvement de la reproduction, richesse et diversité des espèces des populations qui se reproduisent) et les méthodes. Le tableau 12 résume l'étude biologique sur le terrain effectuée pour l'ÉRÉ du site Housatonic.

Le projet Housatonic représente peut-être la plus importante ÉRÉ portant sur des amphibiens jamais réalisée en Amérique du Nord. On ne s'attend pas à ce qu'une ÉRÉ type du PASCF portant sur les amphibiens ait la portée et l'envergure de l'évaluation du projet Housatonic, mais cette étude de cas présente de l'information précieuse sur la conception des études de terrain portant sur les amphibiens et les paramètres biologiques pertinents, ainsi que sur les paramètres toxicologiques servant aux études en laboratoire.

Tableau 12 Études biologiques utilisées dans le cadre de l'ÉRÉ de la rivière Housatonic afin de déterminer le succès de reproduction des amphibiens dans les mares printanières (US EPA 2003).

Étude	Méthodes	Paramètres
Présence d'amphibiens	Dénombrement des espèces et du sexe	Richesse, diversité et biomasse des espèces Rapport des sexes de la population reproductrice
	Mesure des paramètres corporels selon l'espèce et le sexe	Taille corporelle selon l'espèce et le sexe
	Dénombrement des difformités, érosions, lésions et tumeurs (DELT)	Taux de DELT
	Marquage et recapture d'organismes	Durée de la période passée dans l'étang
Parade nuptiale et reproduction	Relevé sonore des chants	Comportement reproducteur
	Enregistrement des activités de reproduction	Activités de reproduction
	Présence de masses d'œufs et de spermatophores	Achèvement de la reproduction
Embryons et larves	Enregistrement de l'éclosion des œufs dans une aire fermée	Réussite de l'éclosion
	Mesure de la longueur des larves dans une aire close	Croissance et développement Taux de survie précoce Taux de DELT
	Mesure des larves dans des pièges-entonnoirs	Croissance et développement Taux de DELT
Métamorphose et émergence	Dénombrement des sujets métamorphosés qui quittent le secteur selon l'espèce	Sujets métamorphosés par femelle reproductrice

4 Conclusion

Les évaluations des risques écotoxicologiques effectuées sur les sites contaminés fédéraux visent à déterminer le risque pour tous les groupes récepteurs pertinents, y compris les amphibiens (PASCF 2012a). Les amphibiens ont un cycle de vie complexe, qui comporte souvent des volets aquatique et terrestre, ce qui complique l'évaluation des voies d'exposition aux contaminants. Les documents publiés sur la toxicologie pour les amphibiens sont rares, particulièrement par rapport à d'autres organismes aquatiques (p. ex., poissons et invertébrés aquatiques). Il y a moins de protocoles normalisés d'analyse toxicologique pour les amphibiens par rapport aux poissons et aux invertébrés et les laboratoires d'essai biologique n'ont pas tous suffisamment de savoir-faire pour procéder à des tests toxicologiques sur des amphibiens. Le nombre de VTR disponibles est donc moindre. On a invoqué souvent ces limites pour justifier l'exclusion des amphibiens des ÉRÉ, même lorsque les amphibiens étaient présents et pertinents pour les sites contaminés.

Le PASCF a créé ce module afin de faciliter l'inclusion des amphibiens dans les évaluations des risques écotoxicologiques, en tenant compte des lacunes existantes dans les données toxicologiques publiées et dans les méthodologies d'analyse. Les outils et les ressources décrits dans le présent module visent à guider les efforts visant à inclure les amphibiens comme récepteurs préoccupants. Les limitations et les lacunes dans les connaissances continueront de poser un défi, mais en reconnaissant de plus en plus les amphibiens comme groupe pertinent de récepteurs dans les évaluations des risques écotoxicologiques, on s'attend à ce que l'ensemble des connaissances liées aux ÉRÉ sur les amphibiens continue de croître et à ce que les limitations et les incertitudes existantes diminuent. Les travaux futurs du milieu universitaire, des gouvernements, des laboratoires privés et des organismes scientifiques comme le groupe consultatif sur l'écotoxicologie des amphibiens et des reptiles de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (SETAC 2015) offriront des ressources précieuses qu'il sera possible d'utiliser de concert avec le présent module.

Références

[AEP] Alberta Environment and Parks. 2014. Amphibians. Disponible à: http://esrd.alberta.ca/fish-wildlife/wild-species/amphibians/default.aspx

Alsop, D. H., Brown. S. B, et Van Der Kraak, G. J. 2004 Dietary Retinoic Acid Induces Hindlimb and Eye Deformities in *Xenopus laevis*. Environmental Science Technology. 38 (6290-6299pp).

Amphibiaweb. 2019. Amphibian Database. Disponible à : https://amphibiaweb.org. University of California, Berkeley, CA, USA. Accédé le 12 juillet 2019.

ASTM International. 2012. Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (FETAX). American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA. E1439-12. Disponible à: www.astm.org

ASTM International. 2013. Standard guide for conducting whole sediment toxicity tests with amphibians. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA. E2591-072013. Disponible à: www.astm.org

ASTM International. 2014a. Standard guide for conducting acute toxicity tests on test materials with fishes, macroinvertebrates, and amphibiens. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA. E729-96. Disponible à: www.astm.org

ASTM International. 2014b. Standard guide for conducting acute toxicity tests on aqueous ambient samples and effluents with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. American Society for Testing and Materials. West Conshohocken, PA. E1192-97. Disponible à : www.astm.org

[AARQ] Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. 2019. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Disponible à : http://www.atlasamphibiensreptiles.qc.ca/wp/especes/

AttentionNature. 2019. Bienvenue sur le site AttentionGrenouille. Disponible à : https://www.naturewatch.ca/frogwatch/fr/

Bider, J.R., et S. Matte. 1996. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec. Société d'histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent et ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des habitats : Québec QC. 106 pages.

Birge, W.J., et J.J. Just. 1973. Sensitivity of vertebrate embryos to heavy metals as a criterion of water quality. Lexington KY : Water Resources Research Institute, University of Kentucky. Research Report Number 61.

Birge, W.J. et J. A. Black.1977. A continuous flow system using fish and amphibian eggs for bioassay determinations of embryonic mortality and teretogenesis. Final Technical Report. U.S. Environment Protection Agency, Office of Toxic Substances. Washington, DC. National Technical Information Service. Springfield, VA. EPA 560/5-77-002.

Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman, P.C. Francis et J.E. Hudson. 1977. Embryopathic effects of waterborne and sediment accumulated cadmium, mercury and zinc on reproduction and survival of fish and amphibian populations in Kentucky. University of Kentucky Water Resources Research Institute, Lexington, Kentucky Research Rep. No. 100.

Birge, W.J. 1978. Aquatic toxicology of trace elements of coal and fly ash. *In*: Energy and environmental stress in aquatic systems. Thorp J.H., et G.W. Gibbons, dir., pp. 219-240. Washington DC : U.S. Department of Energy, Technical Information Center.

Birge, W.J., J.E. Hudson, J.A. Black et A.G. Westerman. 1978. Embryo-larval bioassays on inorganic coal elements and in situ biomonitoring of coal-waste effluents. *In*: Surface mining and fish/wildlife needs in the eastern United States. Samuel D.F., J.R. Stauffer, C.H. Hocutt et Mason W.T., dir. U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service. National Technical Information Service, Spingfield, VA. PB 298 353. FWS OBS-78/81.

Birge, W.J., J.A. Black, A.G. Westerman, et J.E. Hudson. 1979. The effects of mercury on reproduction of fish and amphibians. In: The Biogeochemistry of Mercury in the Environment, Nriagu, J.O. ed., pp. 529-655. Elsevier/North-Holland Biomedical Press.

Birge, W.J., A.G. Westerman et B.A. Ramey. 1983. Fish and amphibian embryos : a model system for evaluating teratogenicity*. Fundam. Appl. Toxicol.* 3 : 237-242.

Birge, W.J., A.G. Westerman et J.A. Spromberg. 2000. Comparative toxicology and risk assessment of amphibians. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 727-791. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Bleiler, J., D. Pillard, D. Barclift, A. Hawkins et J. Speicher. 2004. Development of a standardized approach for assessing potential risks to amphibians exposed to sediment and hydric soils. Technical Report TR-2245-ENV, prepared for Naval Facilities Engineering Service Center (NAVFAC), Port Hueneme, CA. Westford (MA) : ENSR International.

Blouin-Demers, G., Y. Dubois, C.L. Fontenot, P. Galois, D. Green, J. Lefebvre, D. Lesbarrères, M. Mazerolle, M. Ouellet, D. Pouliot. 2012. Noms français standardisés des amphibiens et des reptiles d'Amérique du Nord au nord du Mexique. Ssar Pubns, ISBN : 978-0916984861. Disponible au : https://mysite.science.uottawa.ca/gblouin/desert/reptiles.pdf

Bouthillier, L., Pelletier, S. et Tessier, N., 2015. Méthode d'inventaire des anoures du Québec. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Secteur faune, Direction régionale de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie. 11 p.

Brinkman, S.F., et W.D. Johnston. 2012. Acute toxicity of zinc to several aquatic species native to the Rocky Mountains. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 62(2): 272-281.

[BCMOE] British Columbia Ministry of Environment. 1998-2009. Support Manuals. Prepared by Resources Information Standard Committee (RISC).

[BCMOE] British Columbia Ministry of Environment. 2015. B.C. Frogwatch Program. Available at: http://www.env.gov.bc.ca/wld/frogwatch/whoswho/

Brodeur, J.C., C.M. Asorey, A. Sztrum et J. Herkovits. 2009. Acute and subchronic toxicity of arsenite and zinc to tadpoles of *Rhinella arenarum* both alone and in combination. *Toxicol. Environ. Health. Part A* 72(14): 884-890.

Canton, J.H., et W. Sloof. 1982. Toxicity and accumulation studies of cadmium (Cd^{2+}) with freshwater organisms of different trophic levels. *Ecotoxicol. Environ. (2009). Safety.* 6: 113-128.

[COSEPAC] Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. 2014. Rapport de situation. Dernière mise à jour : 31 juillet 2015. Disponible à : https://faune-especes.canada.ca/registre-especes-peril/sar/index/default_f.cfm

Conant, R., et J.T. Collins. 1998. Reptiles and amphibians: Eastern/central North America. Houghton Mifflin Company. New York, NY. 616 pp.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1996. Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale. CCME. Winnipeg (Man.).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1997. Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Appendices techniques. CCME. Winnipeg, MB.

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1999a. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME. Winnipeg (Man.)

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1999b. Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada. CCME. Winnipeg (Man.).

[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 (Man.).

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 2018. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Disponible à: http://st-ts.ccme.ca/fr/index.html

[CITES] Convention on International Trade in Endangered Species of Wildlife and Flora. 2019. Species + database. Disponible à : https://www.speciesplus.net/

Cook, F.R. 1984. Introduction to Canadian amphibians and reptiles. Musée national des sciences naturelles. Musées nationaux du Canada. ISBN-10: 0660107554. 200 pages.

Corkran, C.C., et C. Thoms. 1996. Amphibians of Oregon, Washington and British Columbia: A field identification guide. Lone Pine Publishing. Vancouver, BC. 175 pp.

Corn, P. S., et B. Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. U.S. Department of Agriculture. PNW-GTR-256. Portland, Orégon.

Daston, G.P., J.M. Rogers, D.J. Versteeg, T.D. Sabourin, D. Baines et S.S. Marsh. 1991. Interspecies comparisons of A/D ratios: A/D ratios are not constant across species. *Fundam. Appl.Toxicol* 17 : 696-722.

Davies, P.H., et S. Brinkman. 1999. Water pollution studies. Federal aid project #F-243R-6. Colorado Division of Wildlife. Fort Collins, CO. 51 pp.

deZwart, D., et W. Slooff. 1987. Toxicity of mixtures of heavy metals and petrochemicals to *Xenopus laevis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38 : 345-351.

Dillon. T., N. Beckvar et J. Kern. 2010. Residue-based mercury dose-response in fish : An analysis using lethality-equivalent test endpoints. *Environ. Toxicol. Chem.* 29 : 2559-2565.

Duellman, W. E., et L. Trueb. 1994. Biology of amphibians. Johns Hopkins University Press. New York 670 pp.

E-Fauna BC. 2015. Search for Species. Electronic Atlas of Wildlife of British Columbia. Disponible à : http://ibis.geog.ubc.ca/biodiversity/efauna/

[ECCC] Environnement et changement climatique Canada. À paraître. Méthode d'essai biologique: Essais de toxicité à l'aide des premières étapes de la vie aquatique chez la grenouille léopard (*Lithobates pipiens*).

Environnement Canada et [MDDEPQ] Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec. 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 39 pages.

Fellers, G.M., et K.L. Freel. 1995. A standardized protocol for surveying aquatic amphibians. U.S. National Park Service Technical Report. NPS/WRUC/NRTR-95-01 (UC CPSTR # 58). Washington, DC.

Ferrari, L., A. Salibian et C.V. Muino. 1993. Selective protection of temperature against cadium acute toxicity to *Bufo arenarum* tadpoles. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50:212-218.

Fisher, C., A. Joynt et R.J. Brook. 2007. Reptiles and Amphibians of Canada. Long Pine Publishing. Edmonton, Alberta.

Fort, D.J., E.L. Stover et J.A. Bantle. 1996. Integrated ecological hazard assessment of waste site soil extracts using FETAX and short-term Fathead Minnow teratogenesis assay. ASTM Spec. Tech. Publ. 4 : 93-109.

Fort, D.J., et D.W. McLaughlin. 2003. Establishing cause-effect relationships for chemical stressors. *In*: Amphibians: Providing adequate data for the ERA. Multiple Stressor Effects in Relation to Declining

Amphibian Population. Linder, G., S. Krest, D. Sparling et E. Little, dir. ASTM STP 1443. ASTM International, West Conshohoken, PA.

Fort, D.J., R.L. Rogers, B.O. Buzzard, G.D. Anderson et J.P. Bacon. 2006. Deformities in cane toad (*Bufo marinus*) populations in Bermuda: Part III. Microcosm-based exposure pathway assessment. *Appl. Herp.* 3: 257-277.

Francis, P.C., W.J. Birge et J.A. Black. 1984. Effects of cadmium-enriched sediment on fish and amphibian embryo-larval stages. *Ecotoxicol. Environ. Safety*. 8: 378-387.

Gorham, S. 1970. The Amphibians and Reptiles of New Bruswick. New Brunswick Museum.

Gosner, K.L. 1960. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. *Herepetologica*. 16: 183-190.

Gouvernement de l'Alberta. 2018. Environmental Quality Guidelines for Alberta Surface Waters. Water Policy Branch, Alberta Environment and Parks. Edmonton, Alberta.

[GC] Gouvernement du Canada. 2019. Régistre public des espèce en péril. Disponible à: https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril.html.

Gouvernement de la Colombie-Britannique. 2018. Contaminated Sites Regulation. Ministry of Environment & Climate Change Strategy. British Columbia.

Gouvernement de l'Ontario. 1994. Policies and Guidelines Provincial Water Quality Objective. Water Protection & Sustainability Branch. Ministry of Environment and Energy. Ontario

Gouvernement de l'Ontario.1996. Guidelines for the Protection and Management of Aquatic Sediment Quality in Ontario. Ministry of Environment and Energy. Ontario

Gouvernement du Québec. 2018. Critères de qualité de l'eau de surface. Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Québec. Disponible à : http://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp

Gouvernement de la Saskatchewan. 2006. Surface Water Quality Objectives (Interim Edition). Drinking Water Quality Section. Saskatchewan Environment. Saskatchewan

Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest. 2018. Amphibians and reptiles. Available at: https://www.enr.gov.nt.ca/en/services/amphibians-and-reptiles

Gouvernement du Yukon. 2019. Yukon Amphibians. Disponible à: http://www.env.gov.yk.ca/animals-habitat/amphibians.php

Gross, J.A., P.T.J. Johnson, L.K. Prahl et W.H. Karasov. 2009. Critical Period of Sensitivity for Effects of Cadmium on Frog Growth and Development. Env. Tox. Chem. 6(28): 1227-1232Gungordu, A., A. Birhanli

et M. Ozmen. 2010. Assessment of embryotoxic effects of cadmium, lead and copper on *Xenopus Laevis*. *Fresenius Environmental Bulletin* 11(19): 2528-2535.

Harrison, R. 1969. Harrison Stages and Description of Normal Development of the Spotted Salamender, *Ambystoma punctatum* (Linn). Dans : Wilens, S. Ed., Organization and Development of the Embryo, Yale University Press, Neaw Haven, 44-66.

Henry, P.F.P. 2000. Aspects of amphibian anatomy and phsiology. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop C.A., dir., pp. 71-139. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Herkovits, J., et C.S. Pérez-Coll. 1990. Zinc protection against delayed development produced by cadmium. *Biol. Trace. Elem. Res.* 24: 217-221.

Herkovits, J., et C.S. Pérez-Coll. 1991. Antagonism and synergism between lead and zinc in amphibian larvae. *Environ. Poll.* 69: 217-221.

Herkovits, J., et C.S. Pérez-Coll. 1993. Stage development susceptibility of *Bufo arenarum* embryos to cadmium. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 608-611.

Herkovits, J., R. Cardellini, C. Pavanati et C.S. Pérez-Coll. 1997. Susceptibility of early life stages of *Xenopus laevis* to cadmium. *Environ. Toxicol. Chem.* 16(2): 312-316.

Herkovits, J., et C.S. Pérez-Coll. 2003. AMPHITOX: A customized set of toxicity tests employing amphibian embryos. Multiple stressor effects in relation to declining amphibian populations. ASTM STP 1443.

Heyer, W.R., M.A. Donnelly, R.W. McDiarmid, L.A.C. Hayak et M.S. Foster. 1994. Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for amphibians. Smithsonian Institute Press, Washington.

Hill, R.A., B.J. Pyper, G.S. Lawrence, G.S. Mann, P. Allard, C.E. Mackintosh, N. Healey, J. Dwyer et J. Trowell. 2013. Using sparse dose–response data for wildlife risk assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 10(1): 3-11.

Hillman, S. S., P.C. Withers, R.C. Drewes et S.D. Hillyard Stanley. 2009. Ecological and environmental physiology of amphibians. Oxford Univeristy Press. New York

Hopkins, W.A., S.E. DuRant, B.P. Staub, C.L. Rowe et B.P. Jackson. 2006. Reproduction, embryonic development, and maternal transfer of contaminants in the amphibian *Gastrophryne carolinensis*. *Env. Health. Persp.* 114: 661–666.

Houlahan, J.E., C.S. Findlay, B.R. Schmidt, A.H. Meyer et S.L. Kuzmin. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. Nature 404: 752-75.

James, S.J., L.E. Edward et R.D. Semlitsch. 2004. The effect of soil composition and hydration on the bioavailability and toxicity of cadmium to hibernating juvenile American toads (*Bufo americanus*). *Env. Poll.*132: 523-532

Johnson, M.S., J.J. Suski, M.A. Bazar. 2007. Toxicologicalological responses of red-backed salamanders (*Plethodon cinereus*) to subchronic soil exposures of 2,4-dinitrotoluene. *Env. Poll.* 147(3): 604-608.

Johnson, M.S., C. Aubee, C.S. Salice, K.B. Leigh, E. Liu, U. Pott et D. Pillard. 2016. A Review of Ecological Risk Assessment Methods for Amphibians: Comparative Assessment of Testing Methodologies and Available Data. *Integr. Env. Assess. Manag*. 9999: 1-13

Kamimura, M., and T. Tanimura. 1986. The *Xenopus laevis* Embryo System for Evaluation of the Developmental Toxicity Using Non-mammalian species. *Cong. Anom.* 26: 25-35.

Kanamadi, R. D., et S.K. Saidapur. 1991. Effect of sublethal concentration of mercuric chloride on the ovary of the frog *Rana cyanophlyctis*. *J. Herp.* 25(4): 494-497.

Kaplan, M.H., J.T. Arnholt et E.J. Payne. 1967. Toxicity of lead nitrate solutions for frogs (*Rana pipiens*). *Lab. Animal Care* 12(17): 240-246.

Karasov, W.H., R.E. Jung, S.V. Langenberg et T.L.E. Bergeson. 2005. Field exposure of frog embryos and tadpoles along a pollution gradient in the Fox River and Green Bay ecosystem in Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 24: 942–953.

Kendell, K. 2002. Survey Protocol for the Northern Leopard Frog. Environnement Alberta. Alberta Species at Risk Report No. 43. Edmonton AB.

Kerby, J.L, K.L. Richards-Hrdlicka, A. Storfer et D.K. Shelly. 2010. An examination of amphibian sensitivity to environmental contaminants: are amphibians poor canaries? *Ecol. Lett.* 12: 1-8.

Khangarot, S.B., A. Sehgal et K.A. Bhasin. 1985. “Man and Biosphere” — Studies on the Sikkim Himalayas. Part 4: Effects of chelating agent EDTA on the acute toxicity of copper and zinc on tadpoles of the frog *Rana hexadactyla. Acta. Hydrochim. Hydrobiol.* 13(1): 121-125.

Khangarot, S.B., and P. Ray. 1987. Sensitivity of toad tadpoles, *Bufo melanostictus* (Schneider), to heavy metals. *Bull. Env. Contam. Toxicol.* 38: 523-527.

Langlois V.S., Carew, A.C., Pauli, B.D., Wade, M.G., Cooke, G.M., Trudeau, V.L. 2010. Low levels of the herbicide atrazine alter sex ratios and reduce metamorphic success in *Rana pipiens* tadpoles raised in outdoor mesocosms. *Environ Health Perspect*. 2010 Apr; 118(4):552-557

Lefcort, H., R.A. Meguire, L.H. Wilson et W.F. Ettinger. 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and anti-predatory behavior of Columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 447-456.

Linder, G., et G. Grillitsch. 2000. Ecotoxicology of Metals. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 325-4589. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Linder, G., C.M. Lehman et J. R. Bidwell. 2010. Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles in a Nutshell. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 69-103. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Loumbourdis, N.S., P. Kyriakopoulou-Sklavounou et G. Zachariadis. 1999. Effects of cadmium exposure on bioaccumulation and larval growth in the frog *Rana ridibunda*. *Environ. Poll.* 104: 429-433.

Luo, S.Q., M.C. Plowman, S.M. Hopfer et F.W. Sunderman Jr. 1993a. Embryotoxicity and Teratogenicity of Cu^{2+} and Zn^{2+} for Xenopus laevis, Assayed by the FETAX Procedure. *Ann. Clin. Lab. Vol.* (23) 2: 111-120.

Luo, S.Q., M.C. Plowman, S.M. Hopfer et F.W. Sunderman Jr. 1993 b. Mg^{2+} deprivation enhances and Mg^{2+} supplementation diminishes the embryotoxic and teratogenic effects of Ni^{2+}, Co^{2+}, Zn^{2+}, and Cd^{2+} for frog embryos in the FETAX Assay. *Ann. Clin. Lab. Sci.* (23) 2: 121-129.

MacCulloch, R. D. 2002. The ROM Field Guide to Amphibians and Reptiles of Ontario. Royal Ontario Museum, Toronto.

Manley, P.N., B.V. Horne, J.K. Roth, W.J. Zielinski, M.M. McKenzie, T.J. Weller, F.W. Weckerly et C. Vojta. 2006. Multiple species inventory and monitoring technical guide. Gen. Tech. Rep. WO-73. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington Office.

Manson, J.M., et E.J. O'Flaherty. 1978. Effects of cadmium on salamander survival and limb regeneration. *Environ.Res.* 16: 62-69.

Marlatt. V. 2015. Communication personnelle. Conversation avec Vicki Marlatt, professeure agrégée au département de toxicologie environnementale de l'Université Simon Fraser, Burnaby, Canada. 17 juillet 2015.

Matsuda, B.M., D.M. Green et P.T. Gregory. 2006. Amphibians and Reptiles of British Columbia. Royal BC Museum, Victoria, BC.

McDaniel, T.V., M.L. Harris, C.A. Bishop et J. Struger. 2004 Development and survivorship of Northern Leopard Frogs (*Rana pipiens*) and Green Frogs (*Rana clamitans*) exposed to contaminants in the water and sediments of the St. Lawrence River near Cornwall, Ontario. *Water. Qual. Res. J. Can.* 39: 160–174.

McDiarmid, W.R., et J.C. Mitchell. 2000. Diversity and Distribution of Amphibians and Reptiles. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 15-69. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Miller, C.M., et R. Landesman. 1978. Reduction of heavy metal toxicity to *Xenopus* embryos by magnesium ions. *Bull. Environ Contam. Toxicol.* 20: 93-100.

Mudgall, C.F., et S.S. Patil. 1988. Toxicity of lead and mercury to Frogs *Rana cyanophlyctis* and *Rana tigerina*. *Environ. Ecol.* 6:12: 506-508.

Muino, C.V., L. Ferrari, A. Salibian. 1991. Protective action of ions against cadmium toxicity to young *Bufo arenarum* tadpoles. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 45:313-319.

Murphy, J.E., C.A. Phillips et V.R. Beasley. 2000. Aspects of Amphibian Ecology. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling, D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp. 141-178. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Nature North. 2018. The Manitoba Herps Atlas. Disponible à: http://naturenorth.com/Herps/Manitoba_Herps_Atlas.html

Nebeker, A.V., G.S. Schuytema et S.L. Ott. 1994. Effects of cadmium on limb regeneration in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27: 318-322.

Nebeker, A.V., G.S. Schuytema et S.L. Ott. 1995. Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 29: 492-499.

Nova Scotia Museum. 2015. Reptiles and amphibians collection. Disponible à : http://novascotia.ca/museum/amphibians/en/frogs/

OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 2009. Essai nº 231 : Essai de métamorphose des amphibiens. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2. Organisation de coopération et de développement économiques. Paris. Disponible à : http://dx.doi.org/10.1787/9789264076242-fr

Ontario Nature. 2015. Ontario Reptile and Amphibian Atlas. Disponible à : http://www.ontarioinsects.org/herpatlas/herp_online.html

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2015. Essai nº 241. Essai de métamorphose des amphibiens. Essai de croissance et de développement de larves d'amphibiens (LAGDA). Organisation de coopération et de développement économiques. Paris. Disponible à : http://dx.doi.org/10.1787/9789264076242-fr

Ortiz-Santaliestra, M.E., A. Marco et M. Lizana. 2006. Sensitivity and behavior of the Iberian newt, *Triturus boscai*, under terrestrial exposure to ammonium nitrate. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 75: 662–669

Pauli, B.D., J.A. Perrault et S.L. Money. 2000. RATL : Base de données bibliographique sur la toxicologie liée aux reptiles et aux amphibiens. Série de rapports techniques nº 357. Service canadien de la faune, Administration centrale, Hull (Québec), Canada.

Paulose, P.V. 1988. Comparative study of inorganic and organic mercury poisoning on selected freshwater organisms. *J. Enviro. Biol.* 9:203-206.

PEI Nature Tracker. 2018. Wildlife observation database. Disponible à : http://www.peinaturetracker.ca/filter/reptiles-and-amphibian

Pérez-Coll, C.S., J. Herkovits et A. Salibián. 1985. Teratogenic effects of cadmium on *Bufo arenarum* during gastrulation. *Experientia.* 42(10): 1174-1176

Pérez-Coll, C.S., J. Herkovits et A. Salibián. 1988. Embryotoxicity of lead on *Bufo arenarum*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 247-252.

Pérez-Coll. C.S., et Herkovits. J. 1990. Stage dependent susceptibility to lead in *Bufo arenarum* embryos. *Environ. Poll.* 63: 239-45.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2010a. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 1 : Sélection et inteprétation des essais de toxicité produit par Golder Associates Ltd. pour Environnement Canada, mars 2010, 95 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2010b. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site. Produit par Azimuth Consulting Group Inc. pour Environnement Canada, juin 2010, 44 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2012a. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Produit par Azimuth Consulting Group Inc. pour Environnement Canada, mars 2012, 242 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2012 b. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 3 : Uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques. Produit par Azimuth Consulting Group Inc. pour Environnement Canada, mars 2012, 109 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2013a. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 4 : Évaluation de causalité. Déterminer les causes de dégradation des sites contaminés : les effets observés sont-ils dus à l'exposition aux produits chimiques présents sur le site ou sont-ils plutôt causés par d'autres agents de stress? Produit par Environ International Corporation pour Pêches et Océans Canada, mars 2013, 90 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2013b. Bulletin d'avis du PASCF 1 (BAP1) : Est-il possible d'appliquer des recommandations provinciales et territoriales plutôt que des recommandations fédérales existantes? Produit par le Groupe de soutien d'experts du PASCF.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. À paraître. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 5. Définir les conditions de fond et utiliser les concentrations de fond. Produit pour Environnement Canada. Juillet 2015. 25 p.

[PASCF] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. À paraître. Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique. Module 7. Default wildlife sites (TRVs) recommended for use at FCSAP sites. Version préliminaire en préparation à Environnement et Changement climatique Canada.

Pramoda, S., et S.K. Saidapur. 1986. Effect of cadmium chloride on the ovary of the frog Rana tigerina. *Curr. Sci*. (Bangalore) 55(4):206-208.

Punzo, F. 1993a. Ovarian effects of a sublethal concentration of mercuric chloride in the river frog, *Rana heckscheri* (Anura: Ranidae). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 50: 385-391.

Punzo. F. 1993b. Effect of mercuric chloride on fertilization and larval development in the River Frog, *Rana heckscheri* (Wright) (Anura: Ranidae). *Bull. Environ. Contam Toxicol.* 51: 357-58.

Ranatunge, R., M.R. Wijesinghe, W.D. Ratnasooriya, H. Dharmarathne et R.D. Wijesekera. 2012. Cadmium-induced toxicity on larvae of the Common Asian Toad. *Bull. Env.* 589(1): 143-146.

Rao, I.J., et M.N. Madhyastha. 1987. Toxicities of some heavy metals to the tadpoles of frog, *Microhyla ornata* (Dumeril and Bibron). *Toxicol. Lett.* 36: 205-208.

[RÉCCAR] Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles. 2010. Key to the Amphibians of Canada. University of Guelph. Disponible à : https://www.carcnet.ca/francais/amphibiens/clef/clefAmph.php (en anglais seulement)

Russell, A.P., et A.M. Bauer. 1993. The amphibians and reptiles of Alberta - A field guide and primer of boreal herpetology. University of Calgary Press, Calgary, AB.

Saskatchewan Fish and Wildlife Branch. 2014a. Species detection survey protocols: amphibian auditory survey. Fish and Wildlife Branch Technical Report No. 2014-1.0. Saskatchewan Ministry of Environment. Regina, Saskatchewan

Saskatchewan Fish and Wildlife Branch. 2014b. Species detection survey protocols: amphibian visual survey. Fish and Wildlife Branch Technical Report No. 2014-2.0. Saskatchewan Ministry of Environment. Regina, Saskatchewan.

Schuytema, G.S., et A.V. Nebeker. 1996. Amphibian toxicity data for water quality criteria chemicals. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research Development, Corvallis OR. EPA/600/R-96/124.

Sharma, B., et R. Patiño. 2009. Effects of cadmium on growth, metamorphosis and gonadal sex differentiation in tadpoles of the African clawed frog, Xenopus laevis. *Chemosphere* 76(8):1048-1055

Shuhaimi-Othman, M., N.S. Nadzifah et A.K. Ahmad. 2012. Toxicity of metals to tadpoles of the common Sunda toad, *Duttaphrynus melanostictus*. *Toxicol. Environ. Chem.* 94(2): 364-376.

Slooff, W., et R. Baerselman. 1980. Comparison of the usefulness of the Mexican Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the Clawed Toad (*Xenopus laevis*) in toxicological biossays. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 38: 345-351.

[SHC] Société d'herpétologie du Canada. 2012. Amphibians and Reptiles of Canada. University of Guelph. Disponible à : http://www.RÉCCAR.ca/english/herps.php (en anglais seulement)

[SETAC] Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 2015. Ecotoxicology of Amphibian and Reptiles Advisory Group. http://www.setac.org/?page=AGEcotoxAmphibs

Sobotka, J.M., et R.G. Rahwan. 1995. Teratogenesis induced by short- and long-term exposure of *Xenopus laevis* progeny to lead. *Toxicol. Environ. Health.* 44: 469-484.

Sparling, D.W., C.A. Bishop et G. Linder. 2000. The current status of amphibian and reptile ecotoxicology research. *In*: Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. Sparling, D.W., G. Linder et C.A. Bishop, dir., pp.1-69. SETAC Press, Pensacola, FL, USA.

Sparling, D.W., K.O. Richter, A. Calhoun, et M. Micacchion. 2001. Methods for Evaluating Wetland Condition #12: Using Amphibians in Bioassessments of Wetlands. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-022.

Sparling, D.W., S. Krest, et M. Ortiz-Santaliestra. 2006. Effects of lead-contaminated sediment on *Rana sphenocephala* tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 458-466.

Sparling D.W., G. Linder, C.A. Bishop et S.K. Krest. 2010. Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles. 2nd ed. SETAC Press, Pensacola, FL, USA. 916 pp.

Sparling, D.W., J. Bickham, D. Cowman, G.M. Fellers, T. Lacher, C.W. Matson et L. McConnell. 2015. In situ effects of pesticides on amphibians in the Sierra Nevada. *Ecotox.* 24: 262–278.

Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.D. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman et R.W. Waller. 2005. Response to comment on "Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide." *Sci.* 309:1999.

Sunderman Jr., F.W., M.C. Plowman et S.M. Hopfer. 1992. Teratogenicity of cadmium chloride in the South African frog, *Xenopus laevis*. *In*: Cadmium in the Human Environment: Toxicity and Carcinogenicity, Nordberg, G.F., R.F.M. Herber et L. Alessio, dir., pp. 249-256. Lyon, International Agency for Research on Cancer.

Terre-Neuve Labrabor 2018. Amphibians. Fisheries and Land Resources. Government of Newfoundland and Labrador. Disponible à : https://www.flr.gov.nl.ca/wildlife/all_species/amphibians.html

[TRCA] Toronto and Region Conservation Authority. 2011. Wetland Amphibian Monitoring Protocol - Terrestrial Long-term Fixed Plot Monitoring Program – Regional Watershed Monitoring and Reporting. Toronto.

[UICN] L'Union internationale pour la conservation de la nature. 2014. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List. Disponible à : http://www.iucnredlist.org/initiatives/amphibians/analysis

[UICN] L'Union internationale pour la conservation de la nature. 2018. The IUCN Red List of Threatened Species - Version 2018-2 : http://www.iucnredlist.org.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 1996. Ecological effects test guidelines. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Newport, OR. EPA/740/C-09-2002.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2003. Amphibian reproductive success within vernal pools associated with the Housatonic River Pittsfield to Lenoxdale, Massachusetts. DN: 99-1285. Boston, Massachusetts.

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2004. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs, U.S. Environmental Protection Agency. Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances, Washington, D.C. Disponible à : https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/ecological-risk-assessment-pesticides-technical

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2008. Terrestrial Herpetofaunal Exposure Residue Program Simulation (T-HERPS) Version 1.0 User's Guide. Washington, D.C. Disponible à : https://www.epa.gov/pesticide-science-and-assessing-pesticide-risks/t-herps-version-10-users-guide-risk-amphibians-and

[US EPA] United States Environmental Protection Agency. 2015. ECOTOX User Guide: ECOTOXicology Database System. Version 4.0. Disponible à : https://cfpub.epa.gov/ecotox/

Warner, B.G et Rubec, C.D.A. 1997. Système de classification des terres humides du Canada. Deuxième édition. ISBN: 0-662-25857-6, Cat. No.: CW66-156/1997. Disponible au : http://www.gret-perg.ulaval.ca/fileadmin/fichiers/fichiersGRET/pdf/Doc_generale/frenchWetlands.pdf

Weltje. L., P. Simpson, M. Gross, M. Crane et J.R. Wheeler. 2013. Comparative acute and chronic sensitivity of fish and amphibians: a critical review of data. *Environ. Toxicol. Chem.* 32: 984-994

Wojtaszek, B.F., B. Staznik, D.T. Chartrand, G.R. Stephenson, et D.G. Thompson, 2004. Effects of Vision® herbicide on mortality, avoidance response, and growth of amphibian larvae in two forest wetlands. Environmental Toxicology and Chemistry 23: 832-842.

Wojtaszek, B.F., T.M. Buscarini, D.T. Chartrand, G.R. Stephenson, et D.G. Thompson. 2005. Effect of release herbicide on mortality, avoidance response, and growth of amphibian larvae in two forest wetlands. Environ Toxicol Chem. 24(10): 2533-2544.

Woodall, C., N. Maclean et F. Crossley. 1988. Responses of trout fry (*Salmo gairdneri*) and *Xenopus laevis* tadpoles to cadmium and zinc. *Comp. Biochem. Physiol*. 89C: 93-99.

Annexe A. Voies d’exposition pour les amphibiens

Si l’ÉRÉ inclut des amphibiens comme récepteurs préoccupants, il faut déterminer les milieux d’exposition possibles. La présente partie contient une brève description de chaque milieu d’exposition (section A1) suivie de schémas conceptuels décrivant les voies d’exposition pour chacune des neuf familles d’amphibiens (section A2). Outre ces voies, il faut aussi tenir compte du transfert maternel de certains contaminants bioaccumulatifs. Hopkins et coll. (2006) ont déclaré que les *Gastrophryne carolinensis* femelles peuvent transmettre jusqu’à 70 % des contaminants aux embryons.

A1. Milieux d’exposition pertinents pour les amphibiens

Eau de surface

La plupart des amphibiens présents au Canada ont besoin d’eau pour survivre et se reproduire. Au cours des premiers stades de leur vie, la plupart des amphibiens (à l’exception de certaines espèces de salamandres sans poumons) vivent dans des plans d’eau permanents ou temporaires. Même si la plupart des espèces d’amphibiens se reproduisent dans des plans d’eau permanents, les plans d’eau temporaires (p. ex., comme les fossés et les mares/cours d’eau éphémères) sont des habitats de reproduction pour certaines espèces. Les espèces qui peuvent se reproduire dans ces environnements ont tendance à se développer beaucoup plus rapidement. Le contact direct avec les eaux de surface constitue une des voies d’exposition les plus importantes pour les amphibiens au cours des premiers stades de vie puisque leur peau peut absorber des contaminants d’origine hydrique (Birge et coll. 2000; Duellman et Trueb 1994; Henry 2000; Hillman et coll. 2009). Les contacts directs incluent la respiration (échange gazeux par la peau et les branchies), qui est courante chez les amphibiens. Après la métamorphose, les amphibiens habitent surtout les milieux terrestres. Les amphibiens adultes consomment rarement de l’eau, sauf dans des conditions extrêmement sèches (Henry 2000).

Sédiments et eau interstitielle des sédiments

Au cours des premiers stades de vie ainsi qu’à la maturité, les sédiments et l’eau interstitielle constituent d’importantes voies d’exposition pour les amphibiens. Certaines espèces d’amphibiens déposent leurs embryons directement dans les sédiments. Après l’éclosion, les larves peuvent s’alimenter dans les sédiments, ce qui les expose aux contaminants par contact direct et ingestion accidentelle. Les mêmes voies d’exposition valent pour certains adultes, comme chez des espèces appartenant à la famille des Ascaphidae et au genre *Lithobates* (*Ranidae*), qui hibernent dans les sédiments. La question de savoir si les sédiments offrent un habitat adéquat et, par la suite, des voies d’exposition aux contaminants dépend de la composition et des propriétés des sédiments ainsi que des caractéristiques chimiques et physiques du contaminant. Il est recommandé que l’échantillonnage de sédiments potentiellement contaminés dans des habitats d’amphibiens comprenne aussi des mesures du carbone organique total (COT), de la granulométrie, des sulfures volatils acides (SVA) et des métaux extraits simultanément

(MES). Ces paramètres peuvent tous avoir un effet sur la biodisponibilité des contaminants.

Sol

Tout comme les sédiments, l'importance du sol comme milieu d'exposition dépend de sa composition et de ses caractéristiques (James et coll. 2004). Le sol peut constituer un important milieu d'exposition pour les adultes parce que certains amphibiens s'y enfouissent pour demeurer humides en période de sécheresse ou hibernent dans le sol l'hiver. Les amphibiens absorbent aussi beaucoup d'eau contenue dans le sol pour rester hydratés dans un environnement terrestre et c'est pourquoi l'absorption transdermique de contaminants dissous provenant de l'eau interstitielle du sol constitue une voie d'exposition importante (Birge et coll. 2000). Les connaissances sur l'exposition des amphibiens aux contaminants contenus dans le sol présentent toutefois des lacunes principalement attribuables à un manque de données toxicologiques publiées. L'EPA des États-Unis a créé un outil pour calculer l'exposition alimentaire ainsi que le risque que présentent les pesticides pour les reptiles et les amphibiens en milieu terrestre (US EPA 2008).

Air

Chez l'embryon et la larve, l'échange gazeux dans l'environnement aquatique se fait principalement par la peau et les branchies (Henry 2000). À la fin du stade larvaire, les branchies sont résorbées et les poumons se développent. Les amphibiens adultes utilisent les poumons pour l'échange gazeux en milieu terrestre de concert avec la respiration cutanée, à l'exception d'espèces appartenant à la famille des Plethodontidae, qui gardent leurs branchies (Duellman et Trueb 1994; Henry 2000; Linder et coll. 2010). Le terme « contact direct » englobe l'échange gazeux par la peau, et le terme « respiration » se rapporte à l'échange gazeux par les poumons.

Aliments

Les embryons dépendent du sac vitellin comme source d'alimentation. Ce sac fournit tous les nutriments dont ils ont besoin pour se développer jusqu'à l'éclosion (Henry 2000); il peut aussi contenir des contaminants transférés par la mère. Les larves de grenouilles et de crapauds sont pour la plupart herbivores, mais quelques espèces deviennent omnivores. Les larves de salamandres sont en général carnivores (Cook 1984; Duellman et Trueb 1994). La présence de larves canibales a été observée chez les crapauds pied-bêche des Plaines et la salamandre tigrée de l'Ouest lors de conditions de forte densité dans les Grandes Plaines du Nord, souvent liées au dessèchement des étangs. Cela pourrait avoir un impact dans les situations où des substances bioaccumulatives sont présentes. La plupart des amphibiens adultes sont carnivores, se nourrissant d'invertébrés comme des vers, des coléoptères et, à l'occasion, de petits mammifères, comme les souris, et d'oiseaux (Cook 1984). L'information sur l'alimentation des amphibiens est extrêmement limitée. Le module 3 sur l'ÉRÉ (PASCF 2012b) fournit de l'information sur l'alimentation de la grenouille des bois (*Lithobates sylvatica*). Des sources d'information sur ce sujet sont aussi disponibles au tableau 2 du présent document.

A2. Voies et milieux d’exposition pertinents pour les familles d’amphibiens

Nous présentons ci-dessous, pour chaque famille, les voies générales d’exposition aux contaminants (tableaux A1 à A9). Ces schémas conceptuels reposent sur de l’information tirée de trois sources principales : Cook (1984), Fisher et coll. (2007) et le Réseau canadien de conservation des amphibiens et des reptiles (SHC 2012)

Les schémas conceptuels servent à deux fins principales, soit à : 1) déterminer les voies d’exposition existantes pour les espèces d’amphibiens sur le site et 2) établir l’ordre de priorité pour les types d’évaluation à effectuer lorsque les ressources sont limitées. Par exemple, si l’eau de surface constitue une voie importante d’exposition pour les larves mais une voie mineure d’exposition pour les embryons et les adultes, les professionnels de l’ÉRÉ peuvent évaluer en priorité le risque pour les larves d’amphibiens exposées à l’eau contaminée par rapport à l’exposition des embryons ou des adultes.

Aux fins du présent module d’orientation, les voies principales sont celles entraînant une exposition importante (p. ex., continu) aux contaminants et les voies mineures celles entraînant une exposition limitée (p. ex., rare). Par exemple, l’exposition par contact direct aux contaminants présents dans l’eau est considérée comme une voie majeure pour les stades de vie embryonnaire et larvaire en milieu aquatique, mais mineure au stade adulte en milieu terrestre.

A2.1. Ascaphidae (grenouilles à queue)

Deux espèces représentent la famille des Ascaphidae au Canada (SHC 2012) : *Ascaphus montanus* (grenouille-à-queue des Rocheuses) et *Ascaphus truei* (grenouille-à-queue côtière). La femelle pond sous des roches dans des cours d'eau de montagne permanents à forte pente situés dans des zones boisées (Fisher et coll. 2007). Les larves demeurent ensuite dans le cours d'eau pendant plusieurs années jusqu'à ce qu'elles parviennent à la maturité sexuelle. Les larves sont herbivores, se nourrissant d'algues et de périphyton qu'elles grattent sur les roches. Les adultes sont actifs la nuit et demeurent sous les roches dans le cours d'eau au cours de la saison froide. Les adultes de l'espèce *A. montanus* recherchent des invertébrés à proximité des cours d'eau et les adultes de l'espèce *A. truei* se nourrissent d'invertébrés en terrain sec (Fisher et coll. 2007).

Tableau A1. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des *Ascaphidae* (grenouilles à queue).

Milieux d'exposition	**Voies d'exposition**	**Stade de vie**		
		Embryonnaire	**Larvaire**	**Adulte**
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	○
	Respiration[2]	▯	●	○
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	●	●	●
	Respiration[2]	▯	●	●
	Ingestion accidentelle	▯	●	○
Sol	Contact direct	▯	▯	○
	Ingestion accidentelle	▯	▯	○
Air	Contact direct[1]	▯	○	○
	Respiration[2]	▯	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	▯	●	▯
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	▯	○	●
Aliments terrestres	Invertébrés	▯	▯	●
	Petits mammifères	▯	▯	▯

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ▯ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration se rapporte à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.2. Scaphiopodidae (crapauds à couteaux)

Deux espèces représentent la famille des *Scaphiopodidae* au Canada (SHC 2012) : *Spea bombifrons* (crapaud pied-bêche des Plaines) et *Spea intermontanus* (crapaud pied-bêche du Grand Bassin). Les Scaphiopodidae sont des espèces terrestres, mais elles se reproduisent dans des étangs permanents ou temporaires. La femelle pond ses œufs sur des végétaux ou au fond de l'étang (Fisher et coll. 2007). Les larves demeurent dans leur étang natal jusqu'à ce qu'elles se transforment en adultes, ce qui prend de trois à six mois environ (Fisher et coll. 2007). Les embryons et les larves sont surtout herbivores et se nourrissent donc d'algues et de végétaux aquatiques. Les adultes des espèces *S. bombifrons* et *S. intermontanus* vivent dans des prairies ou des vallées sèches, dans des secteurs à sol meuble. Ils passent la majeure partie de l'année sous terre (Fisher et coll. 2007). Les adultes sont principalement actifs la nuit et se nourrissent de multiples invertébrés terrestres, comme des insectes (Cook 1984).

Tableau A2. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des Scaphiopodidae (crapaud à couteaux).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	○	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	●	⍰
Sol	Contact direct	⍰	⍰	●
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	○
Air	Contact direct[1]	⍰	○	●
	Respiration[2]	⍰	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	⍰
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	●
	Petits mammifères	⍰	⍰	⍰

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.3. Bufonidae (crapauds véritables)

Cinq espèces représentent la famille des *Bufonidae* au Canada (SHC 2012) : *Anaxyrus americanus* (crapaud d'Amérique), *A. boreas (*crapaud de l'Ouest), *A. cognatus* (crapaud des steppes), *A. fowleri (*crapaud de Fowler) et *A. hemiophrys* (crapaud du Canada). Ces espèces sont terrestre la majorité de l'année, à l'exception du printemps. Durant cette période, elles se reproduisent dans les étangs temporaires d'eau stagnante qui restent après les grosses pluies (Cook 1984). Les véritables crapauds ont tendance à submerger leurs œufs dans la végétation submergée (Fisher et coll. 2007; SHC 2014). Les larves se sont adaptées de façon à se développer rapidement en leur forme adulte puisque le début de leur vie dépend de l'humidité des étangs temporaires (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012). Les embryons et les larves sont surtout herbivores, se nourrissant de végétaux. Les adultes ont tendance à vivre sous le sol, sauf lorsqu'ils se nourrissent (Fisher et coll. 2007; SHC 2012). Ils sont de grand prédateurs d'invertébrés terrestres et de petits animaux (p. ex., oiseaux; Cook 1984). Par temps froid, ils hibernent dans le sol (Cook 1984).

Tableau A3. Milieux et voies d'exposition des membres de la famille des Bufonidae (crapauds véritables).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	**Stade** de vie		
		Embryonnaire	**Larvaire**	**Adulte**
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	○	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	●	⍰
Sol	Contact direct	⍰	⍰	●
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	○
Air	Contact direct[1]	⍰	○	●
	Respiration[2]	⍰	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	⍰
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	●
	Petits mammifères	⍰	⍰	●

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.4. Hylidae (rainettes)

Sept espèces représentent la famille des Hylidae au Canada (SHC 2012) : *Acris blanchardi* (rainette grillon de Blanchard), *Hyla chrysoscelis* (rainette criarde), *H. versicolor* (rainette versicolore), *Pseudacris crucifer* (rainette crucifère), *P. maculate* (rainette faux-grillon boréal), *P. regilla* (rainette du Pacifique) et *P. triseriata* (rainette faux-grillon de l'Ouest). Ces espèces sont surtout terrestres, mais elles pondent leurs œufs dans des plans d'eau permanents ou temporaires situés à proximité des arbres ainsi que dans des habitats de buissons riverains ou de milieux humides (SHC 2012). Des amas d'embryons sont fixés à des végétaux submergés (Fisher et coll. 2007). Les larves demeurent dans leur plan d'eau d'origine jusqu'à ce qu'elles se métamorphosent, ce qui prend quelques semaines ou quelques mois. Les embryons et les larves sont herbivores et se nourrissent d'algues et de végétaux aquatiques. Les adultes vivent surtout dans les arbres, mais certains habitent aussi des prairies (*Pseudacris*) ou à proximité de plans d'eau de reproduction (*Acris*; Cook 1984). Les adultes se nourrissent d'invertébrés qu'ils trouvent dans les buissons et les arbres (Fisher et coll. 2007).

Tableau A4. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des Hylidae (rainettes).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	○	●	⍰
	Respiration[2]	⍰	●	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	●	⍰
Sol	Contact direct	⍰	⍰	●
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	○
Air	Contact direct[1]	⍰	○	●
	Respiration[2]	⍰	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	⍰
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	●
	Petits mammifères	⍰	⍰	⍰

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.5. Ranidae (grenouilles véritables)

Dix espèces représentent la famille des Ranidae au Canada (SHC 2012) :

- *Lithobates catesbeianus* (ouaouaron),
- *L. clamitans melanota* (grenouille verte),
- *L. palustris* (grenouille des marais),
- *L. pipiens (*grenouille léopard du Nord),
- *L. septentrionalis* (grenouille du Nord),
- *L. sylvaticus (*grenouille des bois),
- *Rana aurora (*grenouille à pattes rouges du Nord),
- *R. pretiosa (*grenouille maculée de l'Orégon) et
- *R. luteiventris* (grenouille maculée de Columbie).

Les espèces classées comme véritables grenouilles ont tendance à suivre l'évolution biologique typique de la grenouille. Les reproducteurs précoces (p. ex., *R. aurora*) fixent leurs œufs à des végétaux aquatiques ou submergés tandis que les reproducteurs tardifs (p. ex., *L. catesbeianus*) pondent à la surface de plans d'eau permanents (Cook 1984; Fisher et coll. 2007). Les larves ont tendance à rester dans la mare de reproduction jusqu'à la métamorphose. Quelques espèces peuvent prendre plus d'un an pour se métamorphoser (p. ex., ouaouaron), mais beaucoup atteignent celui de la métamorphose en moins d'une saison de croissance. Les larves sont herbivores et se nourrissent de végétaux aquatiques et d'algues (Fisher et coll. 2007; SHC 2012). Les adultes ont tendance à habiter les zones à végétation abondante (Cook 1984; Fisher et coll. 2007). Certains vivent dans des zones boisées (p. ex., *R. aurora*) tandis que d'autres vivent le long des berges riveraines des cours d'eau de reproduction (p. ex., *L. c. melanota*). La plupart des adultes sont carnivores (Fisher et coll. 2007; SHC 2012;), se nourrissant de toutes sortes d'invertébrés aquatiques et terrestres, ainsi que de poissons et d'autres amphibiens. Il a été rapporté que les Ranidae de plus grande taille (p. ex., ouaouaron) se nourrissent de petits mammifères comme les souris (Cook 1984).

Tableau A5. Milieux et voies d'exposition des membres de la famille des Ranidae (grenouilles véritables).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	○
	Respiration[2]	⍰	●	○
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	○	●	○
	Respiration[2]	⍰	●	○
	Ingestion accidentelle	⍰	●	○
Sol	Contact direct	⍰	⍰	●
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	○
Air	Contact direct[1]	⍰	○	●
	Respiration[2]	⍰	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	●
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	●
	Petits mammifères	⍰	⍰	●

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.6. Proteidae (nectures)

Le *Necturus maculosus* (SHC 2012*),* salamandre entièrement aquatique, représente la famille des Proteidae au Canada. Cette espèce a besoin d'une eau permanente qui ne gèle pas jusqu'au fond (Fisher et coll. 2007). Les femelles pondent sous des roches submergées et gardent les œufs jusqu'à l'éclosion (Cook 1984; Fisher et coll. 2007; SHC 2012). Les larves sont omnivores et se nourrissent d'une combinaison d'algues, de végétaux et de petits insectes. Les adultes se nourrissent d'une variété d'invertébrés aquatiques, y compris les écrevisses, insectes, poissons et escargots. Le jour, il est rare d'apercevoir les adultes puisqu'ils se cachent habituellement sous des roches ou dans des eaux boueuses et très herbeuses. Le *Necturus maculosus* a peu de rivaux naturels à l'âge adulte et peut vivre jusqu'à 30 ans (SHC 2012).

Tableau A6. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des Proteidae (nectures).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	●
	Respiration[2]	⍰	●	●
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	●	●	●
	Respiration[2]	⍰	●	○
	Ingestion accidentelle	⍰	●	○
Sol	Contact direct	⍰	⍰	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	⍰
Air	Contact direct[1]	⍰	⍰	⍰
	Respiration[2]	⍰	⍰	⍰
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	○	●
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	⍰
	Petits mammifères	⍰	⍰	⍰

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons (milieu terrestre) ou les branchies (milieu aquatique).

A2.7. Ambystomatidae (salamandres fouisseuses)

Douze espèces/sous-espèces sont de la famille de la salamandre fouisseuse au Canada (SHC 2012) :

- *Ambystoma gracile* (salamandre foncée),
- *A. jeffersonianum* (salamandre de Jefferson),
- *A. laterale* (salamandre à points bleus),
- *A. macrodactylum columbianum* (salamandre à longs doigts de l'Est),
- *A. macrodactylum krausei* (salamandre à longs doigts du Nord),
- *A. maculatum* (salamandre maculée),
- *A. mavortium diabolic* (salamandre tigrée de l'Ouest),
- *A. mavortium melanostictum* (salamandre tigrée de l'Ouest),
- *A. texanum* (salamandre à nez court),
- *A. tigrinum* (salamandre tigrée de l'Est),
- *A. macrodatylum (salamandre à longs doigts)* et
- *Dicamptodon tenebrosus* (grande salamandre du Nord)

Cette famille est en grande partie terrestre, mais elle a besoin d'eau pour se reproduire (Cook 1984). Les femelles pondent leurs œufs sur des végétaux ou des rondins au fond de plans d'eau temporaires ou permanents peu profonds qui se trouvent souvent à proximité de cours d'eau permanents dans des zones boisées (Fisher et coll. 2007; SHC 2012). Après l'éclosion, les larves demeurent dans l'étang où elles se nourrissent d'invertébrés suffisamment petits pour qu'elles puissent les manger ainsi que de petites larves d'autres espèces d'amphibiens (Cook 1984; Fisher et coll. 2007). Les adultes passent la majeure partie de leur temps sous terre dans des zones boisées et se nourrissent d'une variété d'invertébrés terrestres et de petits mammifères (p. ex., souris et musaraignes). Certains individus des espèces *A. gracile* et *D. tenebrosus* sont néoténiques et restent en habitat aquatique (Fisher et coll. 2007). Les adultes néoténiques se nourrissent seulement d'organismes aquatiques.

Tableau A7. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des Ambystomatidae (salamandres fouisseuses).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	▯ /●[3]
	Respiration[2]	▯	●	▯ /●[3]
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[2]	○	●	▯ /●[3]
	Respiration[3]	▯	●	▯
	Ingestion accidentelle	▯	○	▯ /●[3]
Sol	Contact direct	▯	▯	●
	Ingestion accidentelle	▯	▯	○
Air	Contact direct[1]	▯	▯	●
	Respiration[2,3]	▯	○	●
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	▯	○	▯
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	▯	●	▯
Aliments terrestres	Invertébrés	▯	▯	●
	Petits mammifères	▯	▯	●

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ▯ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.
[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.
[3] Les adultes néoténiques gardent leurs branchies et c'est pourquoi les poumons ne constituent pas une voie d'exposition pertinente pour ces espèces.

A2.8. Salamandridae (tritons)

Deux espèces représentent la famille des Salamandridae au Canada (SHC 2012) : *Notophthalmus viridescens* (triton vert) et *Taricha granulosa* (triton rugueux). Les tritons pondent sur les végétaux dans des cours d'eau lents situés dans des zones boisées. Les larves demeurent dans l'eau pendant deux ou trois mois. Les embryons et les larves sont herbivores, se nourrissant principalement d'algues et de végétaux aquatiques. Une fois le développement larvaire terminé, les tritons se transforment en juvéniles terrestres, stade qui peut durer jusqu'à cinq ans. C'est le seul stade pendant lequel les tritons sont terrestres; ils vivent alors sous des débris forestiers et se nourrissent d'invertébrés terrestres. Après le stade juvénile terrestre, le triton retourne dans l'environnement aquatique et devient adulte. L'adulte se nourrit d'une variété d'invertébrés aquatiques comme des insectes et des mollusques. Certains adultes hibernent sur terre tandis que d'autres hibernent dans l'eau, selon l'espèce.

Tableau A8. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille des Salamandridae (tritons).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie			
		Embryon-naire	Larvaire	Juvénile	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	●	●	⍰	●
	Respiration[2]	⍰	●	⍰	⍰
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	○	●	⍰	●
	Respiration[2]	⍰	●	⍰	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	○	⍰	○
Sol	Contact direct	⍰	⍰	●	○
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	○	○
Air	Contact direct[1]	⍰	⍰	●	●
	Respiration[2]	⍰	○	●	○
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	●	⍰	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	⍰	●
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	⍰	●	⍰
	Petits mammifères	⍰	⍰	⍰	⍰

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.

[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

A2.9. Plethodontidae (salamandres sans poumons)

Dix espèces (SHC 2012) représentent la famille des Plethodontidae au Canada :

- *Aneides vagrans* (salamandre errante),
- *Desmognathus fuscus* (salamandre sombre du Nord),
- *D. ochrophaeus* (salamandre sombre des montagnes),
- *Ensatina eschscholtzii oregonensis* (salamandre variable de l'Oregon),
- *Eurycea bislineata* (salamandre à deux lignes),
- *Gyrinophilus porphyriticus* (salamandre pourpre),
- *Hemidactylium scutatum* (salamandre à quatre orteils),
- *Plethodon cinereus* (salamandre cendrée),
- *P. idahoensis* (salamandre de Cœur d'Alène) et
- *P. vehiculum* (salamandre à dos rayé).

Les membres de la famille des Plethodontidae n'ont pas de poumons et respirent principalement par la peau. Les femelles pondent dans des environnements humides de zones boisées. Les espèces de cette famille qui sont indigènes au Canada n'ont pas besoin d'eau pour la reproduction ou la croissance (Cook 1984). Les *A. vagrans*, *E. eschscholtzii*, *P. idahoensis*, *P. cinereus* et *P. vehiculum* n'ont pas de stade larvaire; à l'éclosion, ces salamandres sont des versions miniatures des adultes terrestres. Les adultes de la famille Plethodontidae habitent les zones boisées, soit à proximité de cours d'eau (p. ex., *E. bislineata*), soit dans des débris forestiers (p. ex., *P. cinereus*).

Tableau A9. Milieux et voies d'exposition pour les membres de la famille amphibienne des Plethodontidae (salamandres sans poumons).

Milieux d'exposition	Voies d'exposition	Stade de vie		
		Embryonnaire	Larvaire	Adulte
Eau de surface	Contact direct[1]	⍰	○	○
	Respiration[2]	⍰	⍰	⍰
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	Contact direct[1]	⍰	○	○
	Respiration[2]	⍰	⍰	⍰
	Ingestion accidentelle	⍰	⍰	⍰
Sol	Contact direct	●	●	●
	Ingestion accidentelle	⍰	○	○
Air	Contact direct[1]	⍰	●	●
	Respiration[2]	⍰	⍰	⍰
Aliments aquatiques	Algues/végétaux aquatiques	⍰	⍰	⍰
	Petits poissons, amphibiens et invertébrés	⍰	⍰	⍰
Aliments terrestres	Invertébrés	⍰	●	●
	Petits mammifères	⍰	⍰	⍰

● = Voie majeure ○ = Voie mineure ⍰ = Pas une voie

[1] Le contact direct inclut la respiration cutanée.

[2] La respiration s'applique à la respiration par les poumons ou les branchies.

Annexe B. Profils concentration-réponse tirés de multiples études

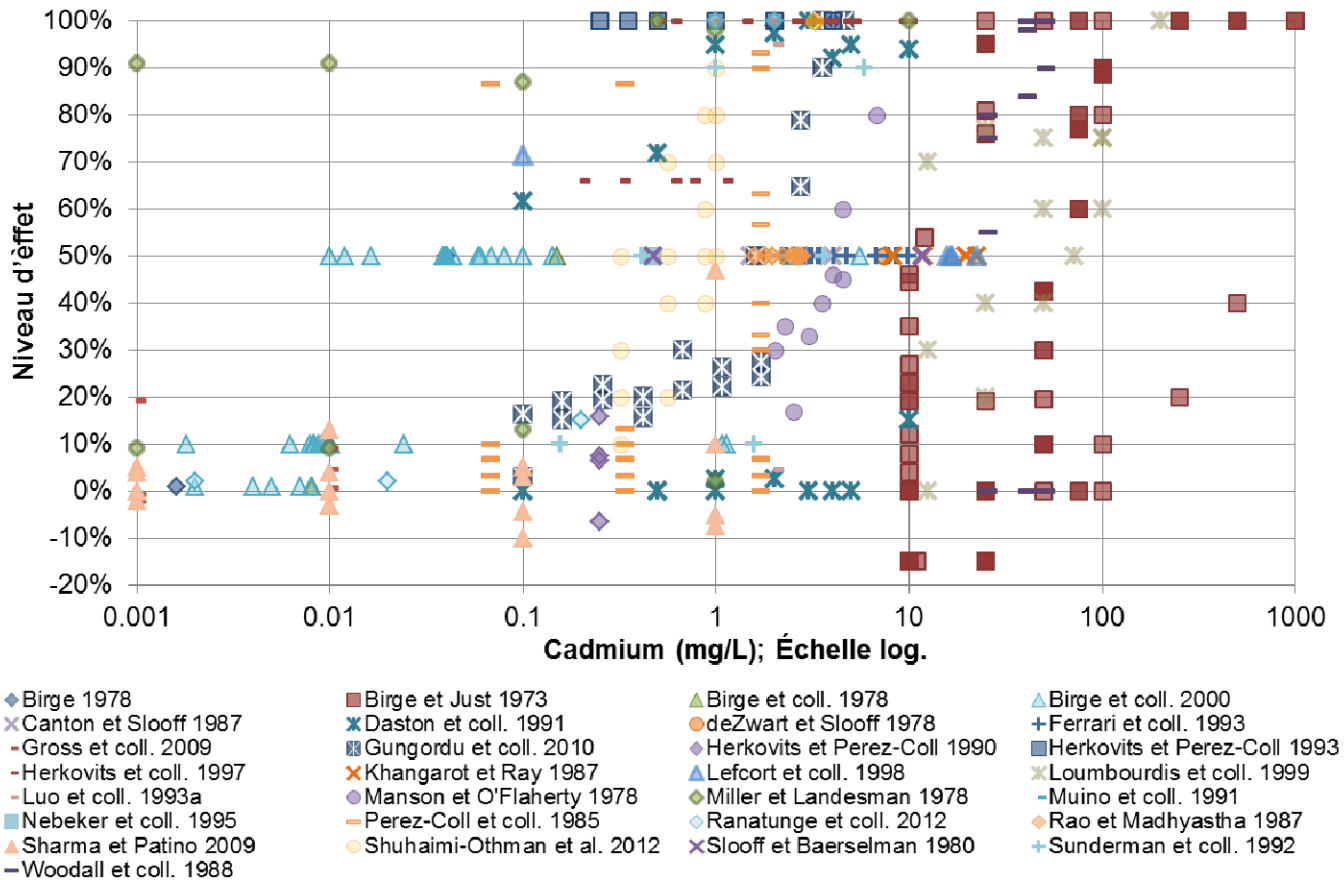
Le PASCF a réuni des données toxicologiques publiées portant sur quatre contaminants que l'on trouve couramment sur des sites contaminés fédéraux (cadmium, plomb, mercure, zinc) en suivant la méthodologie décrite à la section 3.1.1. Les profils concentration-réponse présentés ci-dessous (sections B1 à B3) résument ces données. Les professionnels de l'ÉRÉ peuvent peaufiner ces profils en filtrant les paramètres propres au site en fonction de la qualité des données (section 3.1.3.) en utilisant la base de données complète disponible sur demande auprès du PASCF (voir les coordonnées à la fin de ce document).

Dans le cas des profils concentration-réponse tirés de multiples études présentés dans cette section, les données relatives à la concentration effective (CE) et à la concentration inhibitrice (CI) sont présentées séparément lorsque des données suffisantes sont disponibles (données sur les eaux de surface), mais ensemble lorsque les données sont limitées (données sur les sédiments et l'eau interstitielle). Comme les études sur les sols sont extrêmement rares, des descriptions d'études individuelles sont présentées pour les sols au lieu de graphiques de données.

B1. Eau de surface

Les profils qui suivent reposent sur des données toxicologiques de CE tirées de 26 études publiées dans le cas du cadmium, de 14 dans celui du plomb, de 16 dans celui du mercure et de 18 dans celui du zinc (figures B1, B3, B5 et B6). Globalement, ces études couvrent un éventail de durées d'exposition, d'espèces et de stades de vie. Les études toxicologiques qui rapportent des CI sont beaucoup plus limitées et sont présentées séparément dans le cas de l'eau de surface (figures B2 et B4; tableau B1).

La mortalité et les malformations constituaient les paramètres de CE les plus courants. Dans le cadre de ces études, on entend par malformations des anomalies physiques qui font leur apparition durant le développement, y compris des défauts du tube neural, des anomalies des yeux, la courbure de la queue, les branchies sous-développées et une taille corporelle réduite. On présente ces paramètres de CE communément disponibles pour chaque métal (cadmium, plomb, mercure et zinc) dans un profil concentration-réponse tiré d'études multiples. Les paramètres de CI, moins courants (p. ex., comportement, régénération des membres, croissance), sont présentés après les profils concentration-réponse tirés d'études multiples sur les CE pour chaque métal (figures B2 et B4; tableau B1).

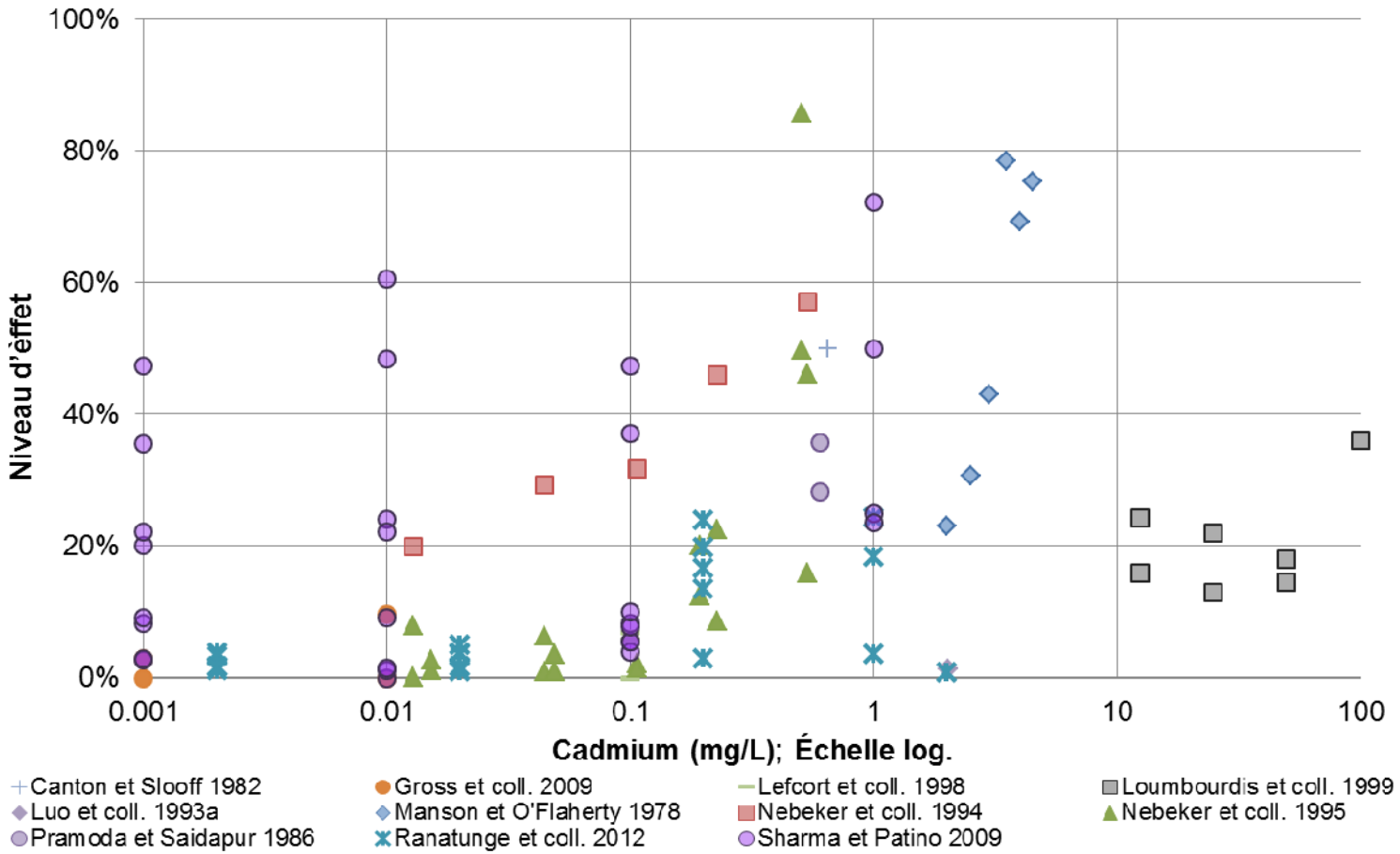


[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

[3] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

Figure B1. Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le cadmium pour l'eau, montrant les paramètres de CE[1,2,3].

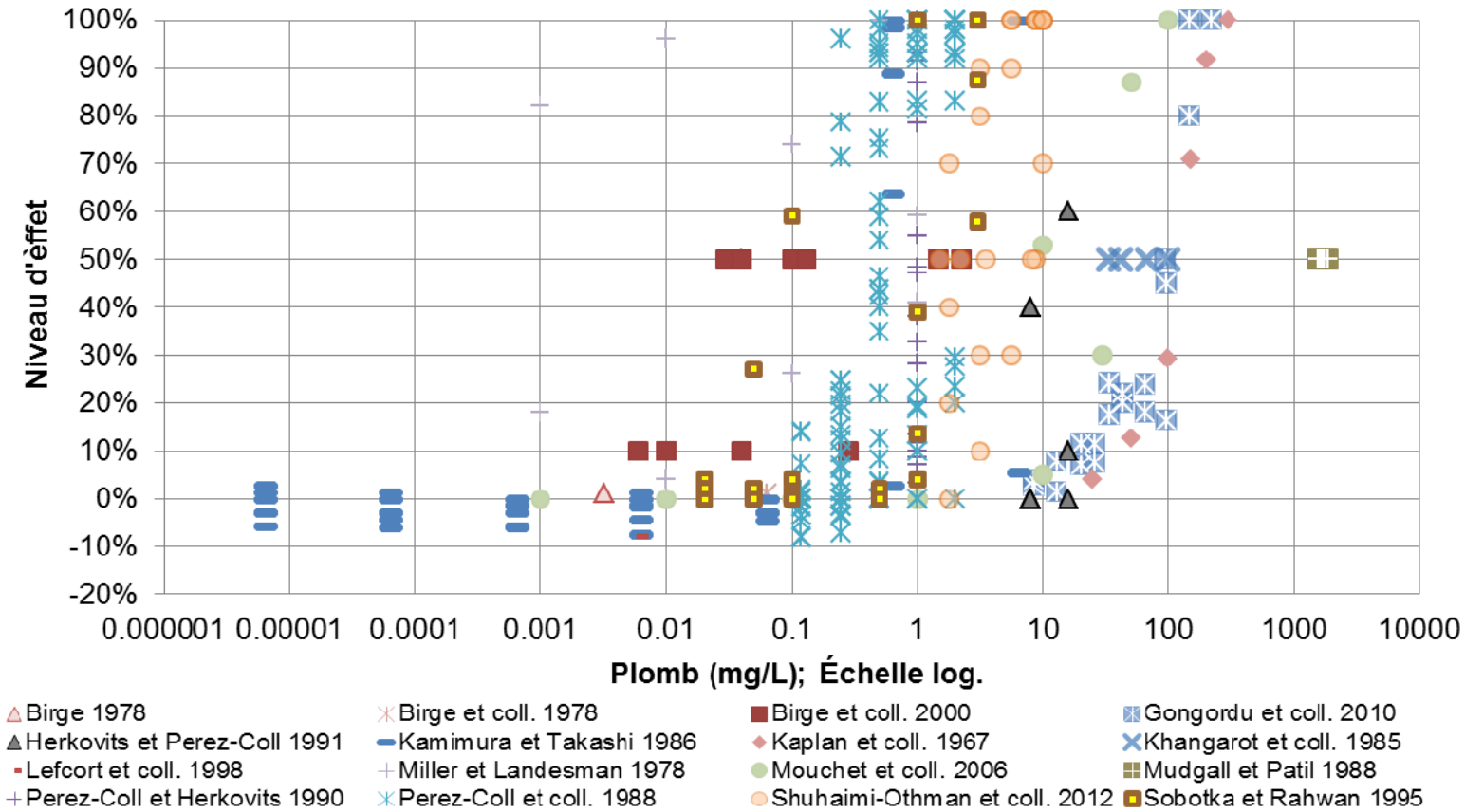


[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Les paramètres de CI comprenaient la régénération des membres antérieurs, la croissance (longueur et poids), le stade de développment et le poids des gonades femelles.

[3] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

Figure B2. Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le cadmium pour l'eau, montrant les paramètres de CI [1,2,3].

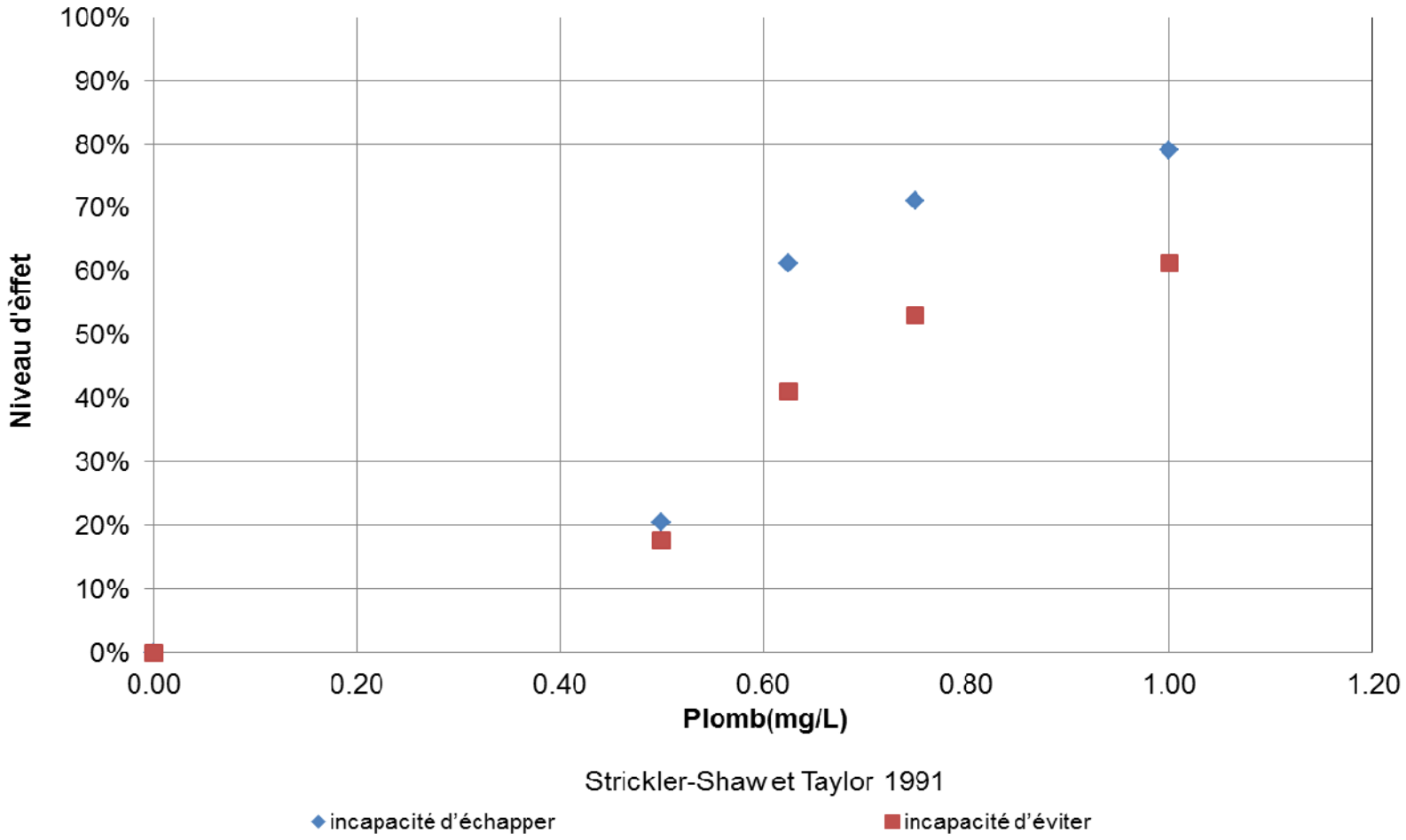


[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

[3] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

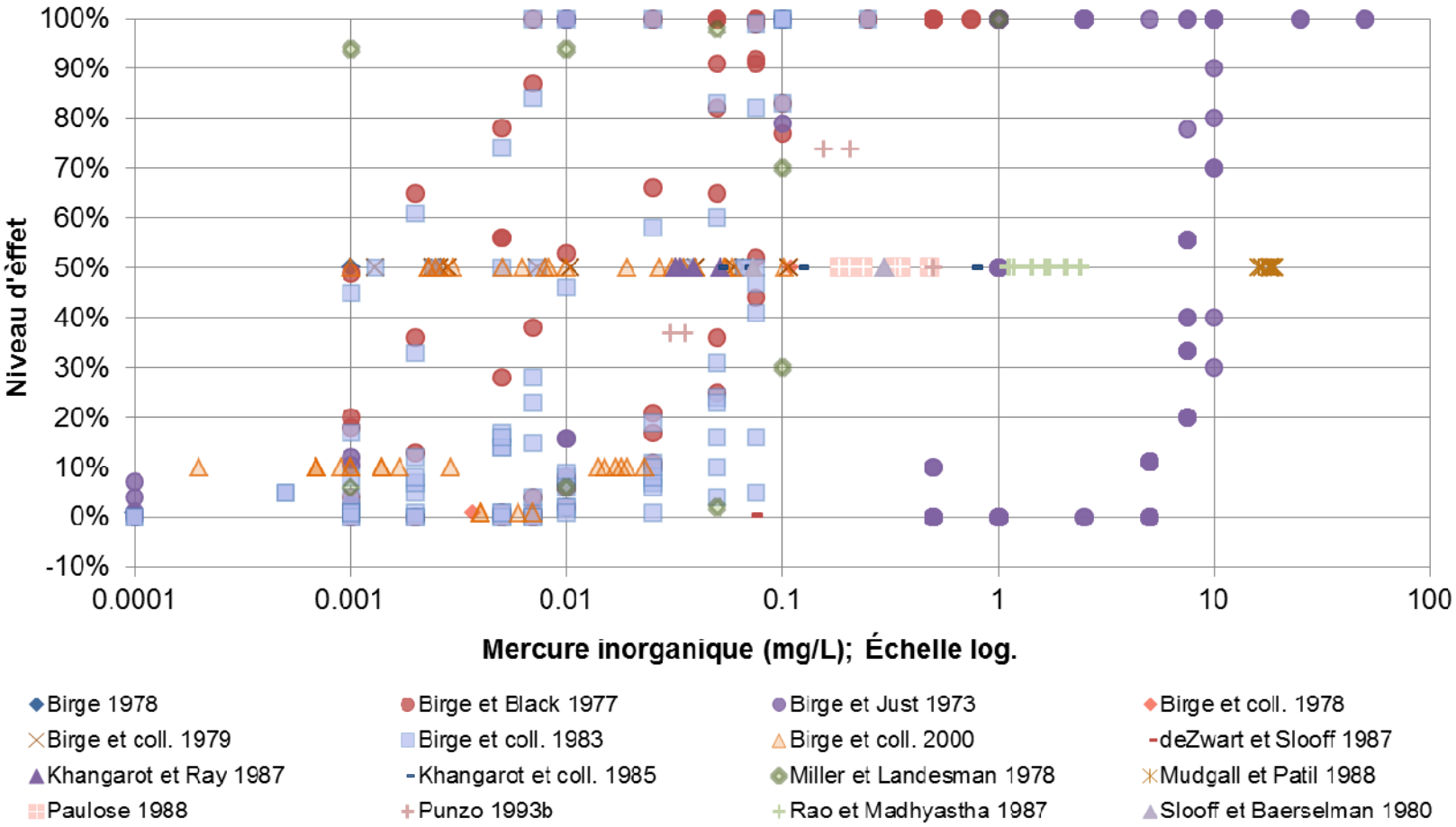
Figure B3. Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le plomb pour l'eau, montrant les paramètres de CE[1, 2,3].



[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

Figure B4. Profil concentration-réponse du plomb pour l'eau, montrant les paramètres de CI [1,2].



[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

[3] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

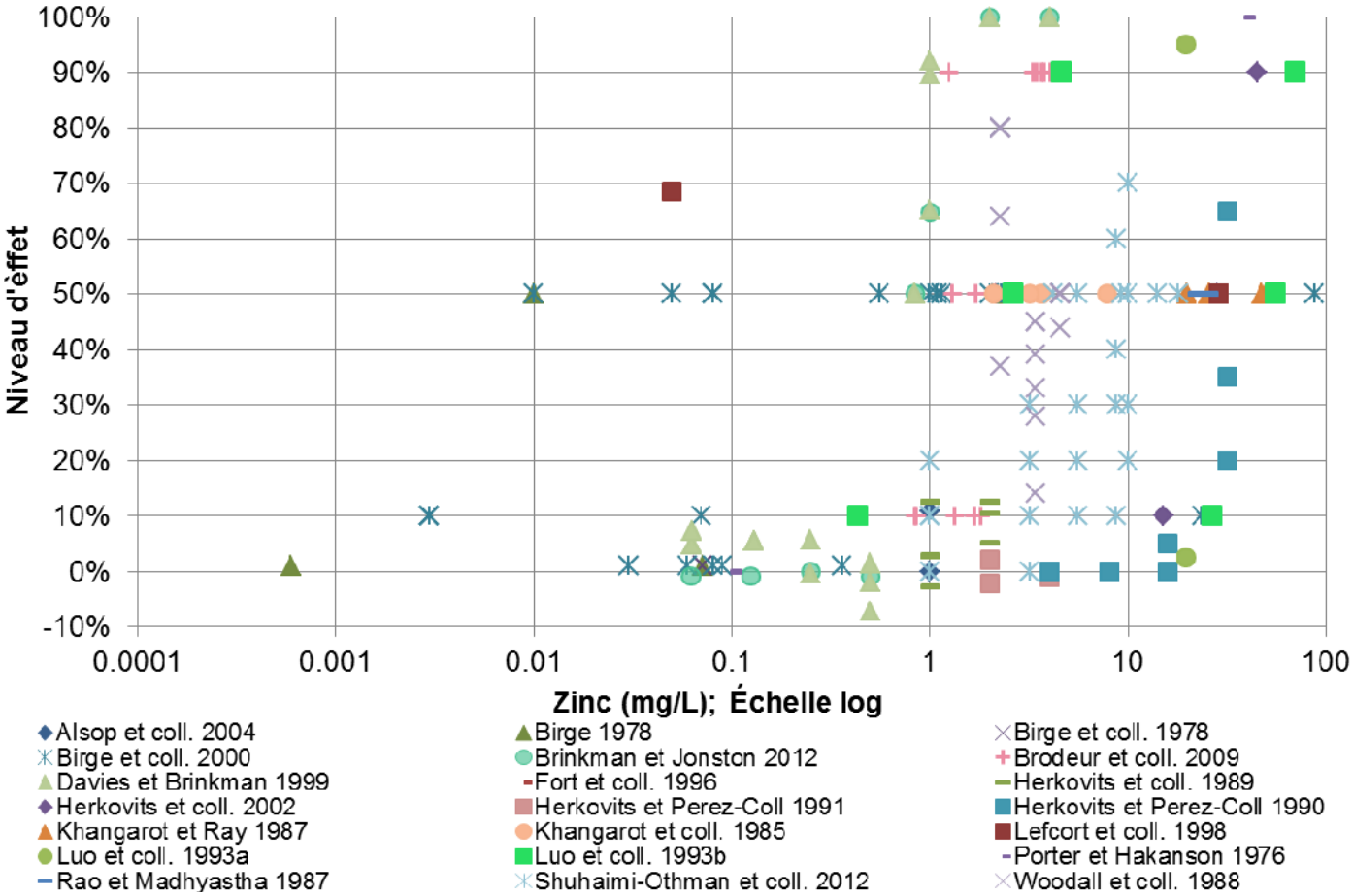
Figure B5. Profil concentration-réponse tiré de multiples études sur le mercure inorganique pour l'eau, montrant les paramètres de CE [1,2,3].

Tableau B1. Profil concentration-réponse du mercure inorganique basé sur deux études pour l'eau, montrant les paramètres de CI[1,2,3].

Paramètre	Ampleur de l'effet à 0,65 mg Hg/L[1] (Punzo 1993a)	Ampleur de l'effet à 0,71 mg Hg/L[1] (Kanamadi et Saidapur, 1991)
Expérience 1 : Exposition de 30 jours pendant la période postreproductive		
Masse des ovaires (g/100g de masse corporelle)	↓ 39%	↓61%
Masse des oviductes (g/100g de masse corporelle)	↓26%	↓40%
Nombre d'oocytes par femelle (moyen)	↓45%	↓49%
Expérience 2 : Exposition de 30 jours pendant la période préreproductive/reproductive		
Masse des ovaires (g/100g de masse corporelle)	↓38%	↓25%
Masse des oviductes (g/100g de masse corporelle)	Pas de différence significative	Pas de différence significative
Nombre d'oocytes par femelle (moyen)	Pas de différence significative	Pas de différence significative
Expérience 3 : Exposition de 60 jours durant la période préreproductive/reproductive[3]		
	Période de 60 jours	Période de 65 jours
Masse des ovaires (g/100g de masse corporelle)	↓40%	↓52%
Masse des oviductes (g/100g de masse corporelle)	↓33%	↓37%
Nombre d'oocytes par femelle (moyen)	Pas de différence significative	Pas de différence significative

[1] L'ampleur de l'effet représente la réduction par rapport au témoin. La flèche (↓) indique que l'effet consiste en une réduction significative ($p < 0,01$ ou $p < 0,05$).

[2] La période d'exposition était de 65 jours dans Kanamadi et Saidapur (1991) et de 60 jours dans Punzo et coll. (1993a). Les deux études portaient sur le stade préreproductif/reproductif.



[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

[2] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

[3] Les paramètres de CI ne sont pas présentés dans une figure distincte, car il y avait une seule étude disponible, et ses auteurs n'ont signalé aucun effet.

[4] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

Figure B6. Profil concentration-réponse du zinc tiré de multiples études pour l'eau, montrant les paramètres de CE [1,2,3,4].

B2. Sédiments et eau interstitielle

Les données toxicologiques sur l'exposition d'amphibiens à des sédiments contaminés sont beaucoup plus limitées que celles qui portent sur l'exposition à l'eau de surface. Dans le cas de ces profils, les données toxicologiques sur la concentration effective (CE) et la concentration inhibitrice (CI) figurent sur le même graphique. Les profils qui suivent reposent sur des données toxicologiques publiées tirées de trois études sur le cadmium, de deux études sur le plomb, d'une étude sur le mercure et de deux études sur le zinc.

B2.1. Cadmium

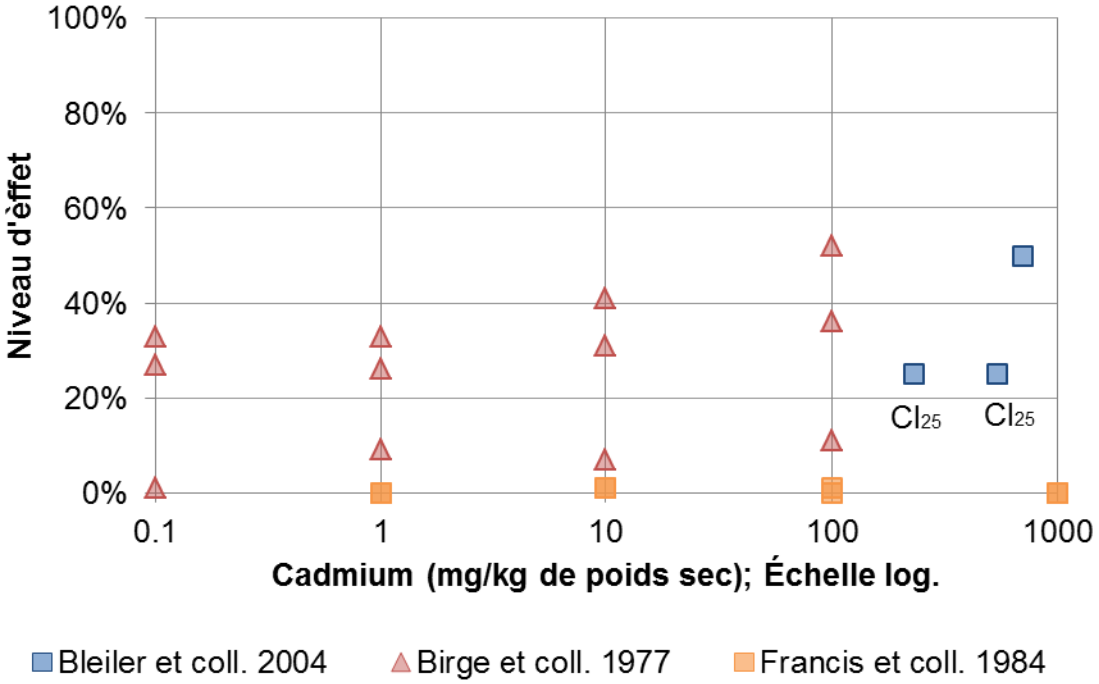
Dans le cas du cadmium, la Figure B7 résume les données sur le profil concentration-réponse du cadmium tirées de trois études (Birge et coll. 1977; Bleiler et coll. 2004; Francis et coll. 1984). Outre les concentrations de cadmium dans les sédiments (concentration enrichie et mesurée), ces études présentent aussi les concentrations dans l'eau sus-jacente (concentration dissoute) et dans les tissus d'organismes (Tableau B2).

Birge et coll. (1977) ont mesuré la mortalité de *Gastrophryne carolinensis* au moment de l'éclosion et quatre jours plus tard. Ils ont mesuré aussi la tératogenèse dans la population survivante au moment de l'éclosion, mais non quatre jours plus tard. Les niveaux d'effet pour la même concentration varient à cause de la différence de durée d'exposition (à l'éclosion par rapport à quatre jours après celle-ci) et selon les paramètres (mortalité et tératogenèse). Lorsqu'on a exposé *G. carolinensis* à 0,1 mg/kg de cadmium (concentration la plus faible mesurée), la mortalité a atteint 33 %. Elle a augmenté de 20 % lorsque la concentration enrichie a passé de 0,1 à 100 mg/kg (Birge et coll. 1977). Les concentrations de cadmium dans l'eau sus-jacente sont demeurées relativement constantes pour différents enrichissements, soit à 0,0047 mg/L (pour un enrichissement de 0,1 mg Cd/kg) et à 0,0072 mg/L (pour un enrichissement de 100 mg Cd/kg).

Bleiler et coll. (2004) ont étudié les effets d'une exposition au cadmium sur des larves de *Lithobates pipiens* et d'*Anaxyrus americanus* pendant 240 heures. Une comparaison des valeurs de CI_{25} a révélé que le *L. pipiens* était plus sensible que l'*A. americanus*. La valeur de CI_{25} (taille corporelle des larves) s'établissait à 230 mg/kg de sédiment (0,57 mg/L dans l'eau sus-jacente) dans le cas de *L. pipiens* et à 540 mg/kg (1 mg/L dans l'eau sus-jacente) dans celui d'*A. americanus*. La CL_{50} de *L. pipiens* s'établissait à 700 mg/kg (2,9 mg/L de cadmium dans l'eau sus-jacente) et l'on n'a pas calculé la CL_{50} pour l'*A. americanus*.

Francis et coll. (1984) n'ont signalé aucun effet sur les embryons de *Lithobates pipiens* exposés à des sédiments enrichis de cadmium à des concentrations allant de 1 à 1 000 mg/kg, pendant 168 heures. Les concentrations mesurées dans les sédiments étaient semblables aux concentrations enrichies et la concentration moyenne de cadmium dans l'eau sus-jacente variait de 0,0011 mg/L (pour 1 mg/kg de cadmium

ajouté) à 0,0765 mg/L (pour 1 000 mg/kg de cadmium ajouté). On a signalé une forte corrélation entre les concentrations de cadmium dans l'eau, les sédiments et les tissus (r^2 > 0,99) mais on n'a observé aucun effet sur toute la plage des concentrations d'exposition.



[1] Sauf s'ils sont indiqués comme CI_{25} dans le graphique, tous les points de données représentent des CE.
[2] Les références incluses dans ces profils se trouvent à la section 5 (Références) du document principal.

Figure B7. Profil concentration-réponse pour des sédiments contaminés par le cadmium tiré de multiples études[1,2].

Tableau B2. Concentration de cadmium dans les sédiments et milieux associés1.

Étude	Concentration dans les sédiments (mg/kg de poids sec)		Concen-tration mesurée eau sus-jacente (mg/L)	Concen-tration mesurée tissus (mg/kg)
	Enrichie	Mesurée[1]		
Birge et coll. 1977	0,1	1,34	0,0047 ±0,0024	ND
	1	2,18	0,0068 ±0,0017	ND
	10	14,8	0,0075 ±0,0019	ND
	100	122,8	0,0072 ±0,0015	ND
Bleiler et coll. 2004	230 (CI_{25}; *Lithobates pipiens*)		0,57 (CI_{25})	51
	540 (CI_{25}; *Anaxyrus americanus*)		1(CI_{25})	170
	700 (CL_{50}; *Lithobates pipiens*)		2,9 (CL_{50})	ND
Francis et coll. 1984	1	2,28 ±0,14	0,0011 ±0,0008	0,08
	10	11,48 ±0,21	0,0021 ±0,0044	0,34
	100	96,8 ±2,4	0,0044 ±0,0018	3,08
	1000	1074 ±14	0,0765 ±0,0171	12,55

[1] ND = non déclarée/disponible

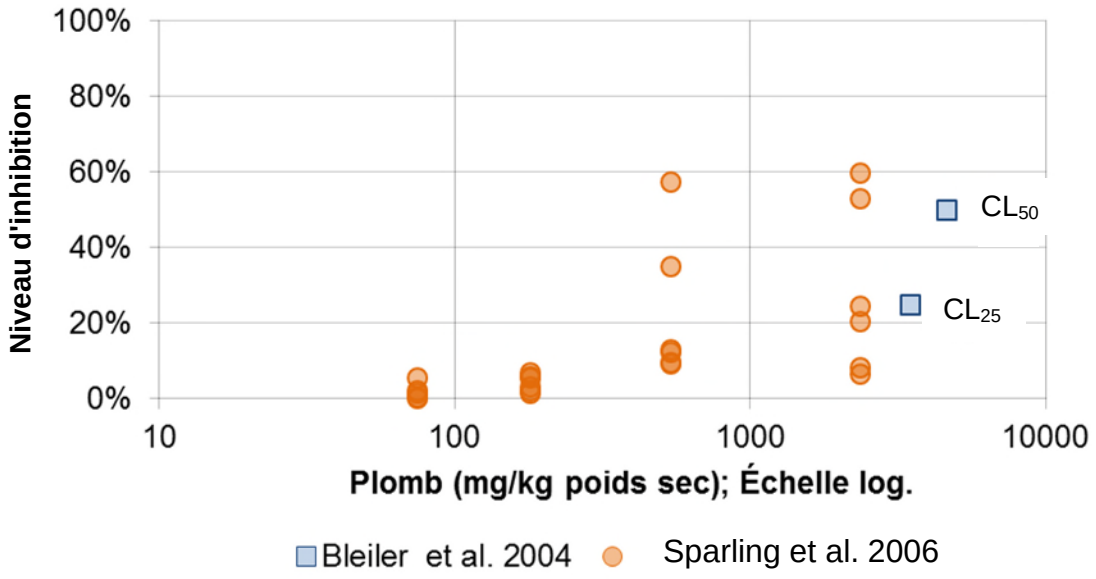
[2] La différence entre la concentration enrichie et la concentration mesurée est attribuable à la variation de la concentration de base de l'élément dans les milieux respectifs.

B2.2. Plomb

Deux études (Bleiler et coll. 2004; Sparling et coll. 2006) fournissent des données sur la concentration-réponse du plomb dans les sédiments (Figure B). Les deux études ont rapporté la concentration de plomb enrichie et les concentrations de plomb qui en découlent mesurées dans les échantillons d'eau sus-jacente et les tissus d'amphibiens (Tableau B3).

Bleiler et coll. (2004) ont signalé des effets sur les larves de *Lithobates pipiens* après 240 heures d'exposition au plomb. La CL_{25}, calculée au moyen de la concentration de contaminant mesurée dans les sédiments, s'établissait à 3 550 mg/kg de plomb (0,43 mg/L dans l'eau sus-jacente). La CL_{50} atteignait 4 662 mg/kg de plomb (0,58 mg/L dans l'eau sus-jacente).

Sparling et coll. (2006) ont fourni des concentrations inhibitrices dans le cas de *Lithobates sphenocephalus* exposés au plomb depuis le stade larvaire jusqu'au début de la métamorphose et depuis le début de la métamorphose jusqu'à son achèvement. Les effets inhibiteurs concernaient les jours écoulés jusqu'à la métamorphose et la durée de celle-ci. On a aussi mesuré pour chaque concentration la longueur museau-cloaque et la masse au début et à la fin de la métamorphose. Des effets inhibiteurs variables ont été obtenus pour la même concentration selon les paramètres. Par exemple, on a observé des effets inhibiteurs pour la première fois lorsque la concentration de plomb a atteint 540 mg/kg. À cette concentration, la masse corporelle à la fin de la métamorphose se trouvait réduite de 57 % par rapport au témoin et la longueur museau-cloaque, de 10 %.



[1] À moins d'indication contraire, les points de données représentent des effets signalés comme CI.

Annexe C. Comparaison des concentrations effectives des contaminants aux recommandations

Au Canada, on utilise les recommandations sur la qualité de l'environnement publiées par le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) pour évaluer et gérer des sites contaminés fédéraux (CCME 1999a, 1999b). S'il n'existe pas de recommandations du CCME dans le cas de certains contaminants en particulier, on peut y substituer celles d'autres administrations (PASCF 2013b) dans l'ÉRÉ. Pour le cadmium, le plomb, le mercure et le zinc, plusieurs administrations, y compris le CCME, ont élaboré, sur la qualité de l'eau et des sédiments, des recommandations basées sur les risques pour la protection de la vie aquatique. Les recommandations visent à protéger tous les récepteurs aquatiques, mais dans la plupart des cas, les amphibiens n'ont pas été pris en compte spécifiquement lors de l'élaboration des recommandations. Dans cette section, les profils concentration-réponse tirés de multiples études portant sur les amphibiens sont comparés aux recommandations sur la qualité de l'environnement pour en tenir compte au cours des stades préliminaires d'une ÉRÉ portant sur les amphibiens.

C1. Eau

Le tableau C1 présente les recommandations de diverses administrations relatives à la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique en eau douce. On compare les données sur la toxicité pour les amphibiens provenant des profils concentration-réponse tirés de multiples études (paramètres de CE) aux recommandations dans la figure C1. Lorsque les recommandations sont tributaires de la dureté de l'eau, on indique les recommandations à la fois pour l'eau douce (30 mg/L de $CaCO_3$ ou la dureté minimale admise pour que l'équation soit applicable) et l'eau dure (360 mg/L de $CaCO_3$ ou la dureté maximale admise pour que l'équation soit applicable). S'il existe des recommandations au sujet d'expositions chroniques et aiguës, on présente la recommandation relative à l'exposition chronique. Les valeurs recommandées pour la qualité de l'eau, y compris celles que fournit le CCME, semblent pour la plupart protéger adéquatement les amphibiens contre l'exposition au plomb, au mercure, au cadmium et au zinc compte tenu des données actuellement disponibles sur la toxicité de ces métaux pour les amphibiens.

Dans certains cas, les profils concentration-réponse tirés de multiples études présentent des effets sur les amphibiens à des concentrations inférieures aux recommandations. Cela ne signifie pas nécessairement que les recommandations ne protègent pas les amphibiens. Une telle situation justifie simplement une étude plus poussée, car on n'a pas utilisé de données sur la toxicité pour les amphibiens dans l'établissement des recommandations.

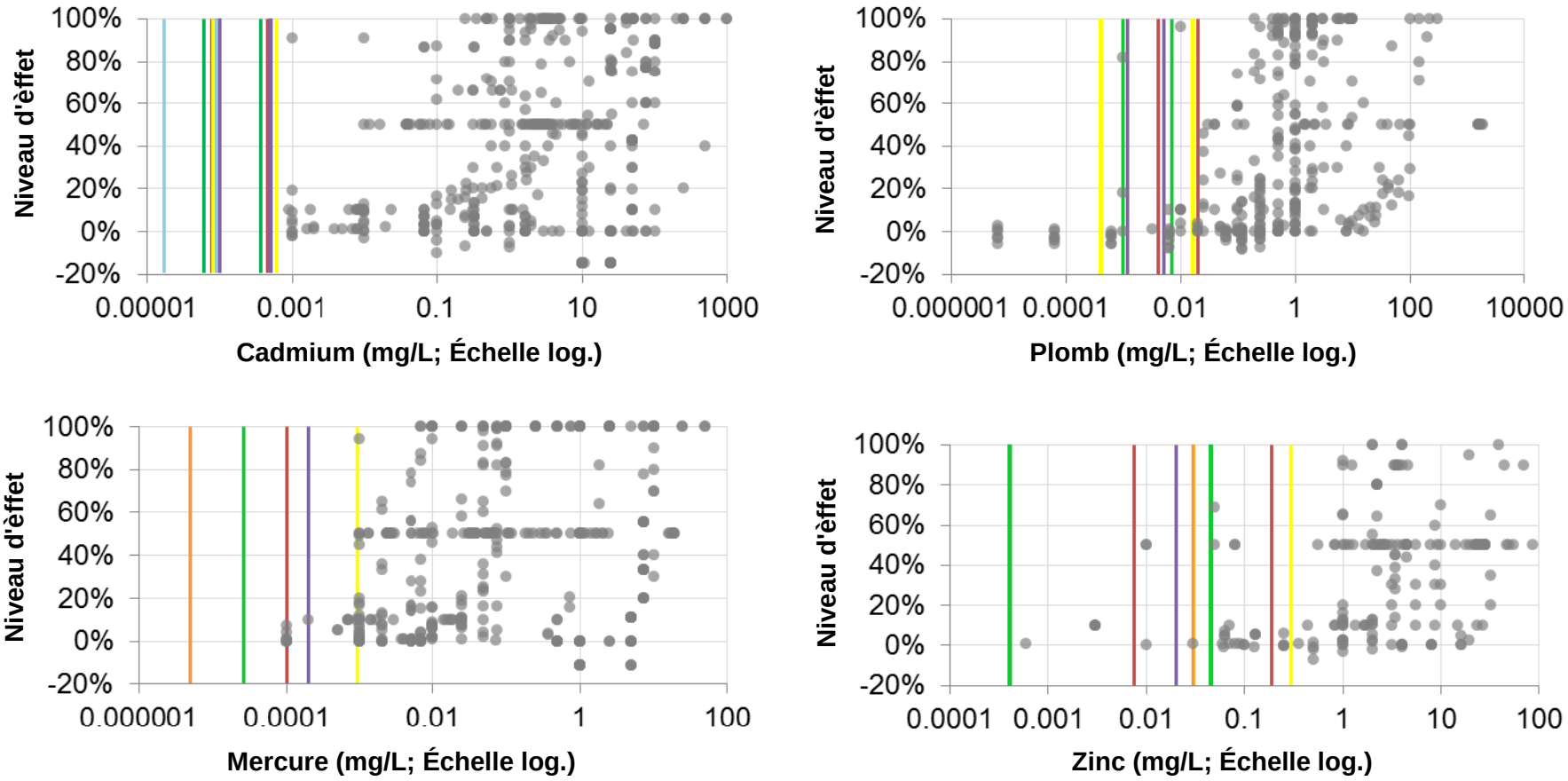
Tableau C1. Recommandations pour la qualité des eaux douces (mg/L) pour une exposition chronique, par administration[1,2,3].

	Administration	Cd	Pb	Hg	Zn
	Canada (CCME 2018)	0,00006 -0,00037	0,001-0,007	0,000026	0,0004-0,045
	Alberta (Gouvernement de l'Alberta 2018)	CCME	CCME	0,000005	0,03
	Colombie-Britannique (Gouvernement de la Colombie-Britannique 2018)	0,000087 – 0,00046	0,004-0,02	0,0001	0,0075 - 0,1875
	Ontario (Gouvernement de l'Ontario 1994)	0,0001 – 0,0005	0,001-0,005	0,0002	0,02
	Saskatchewan (Gouvernement de la Saskatchewan 2006)	0,000017 -0.00009	CCME	CCME	CCME
	Québec (Gouvernement du Québec 2018)	0,000082 – 0,00061	0,00041 – 0,016	0,00091	0,031 – 0,30

[1] Ce tableau vise à permettre d'établir des comparaisons avec les profils concentration-réponse tirés de multiples études pour les amphibiens. Veuillez consulter la source originale avant d'appliquer ces recommandations.

[2] Les provinces et les territoires non énumérés appliquent les recommandations du CCME, sauf le Yukon, qui a adapté celles prévues par le *Contaminated Sites Regulation* de la Colombie-Britannique.

[3] Les recommandations tributaires de la dureté de l'eau couvrent une plage de duretés de 30 à 360 $CaCO_3$/L.



[1] Les lignes colorées renvoient aux recommandations correspondant à chacune des cases colorées en début de ligne au tableau C1 ci-dessus.

[2] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

Figure C1. Comparaison des recommandations sur la qualité de l'eau du CCME, des provinces/territoires aux profils concentration-réponse tirés de multiples études [1].

C2. Sédiments

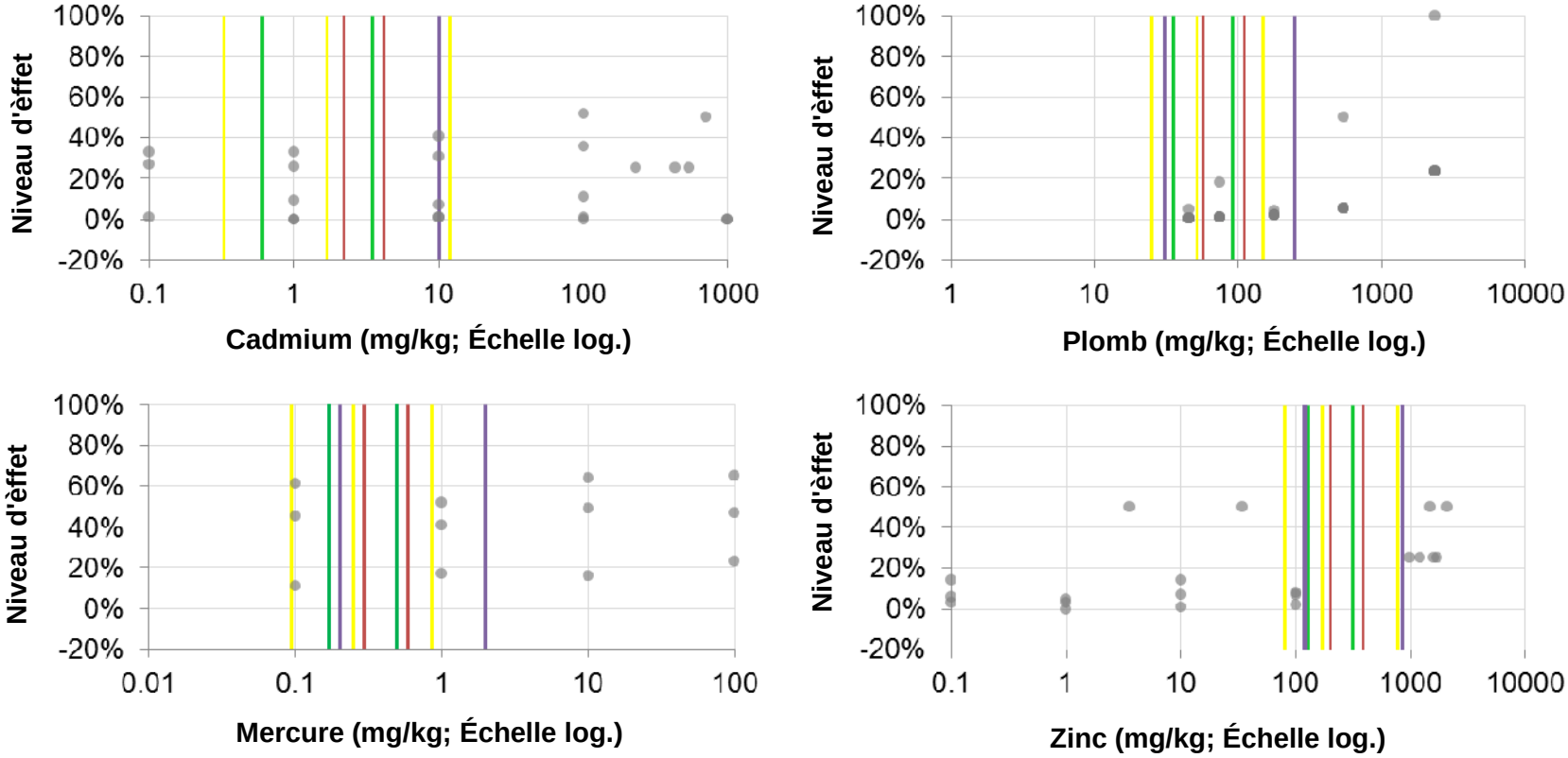
Le tableau C2 présente des recommandations de diverses administrations sur la qualité des sédiments en eau douce. Ces recommandations sur la qualité des sédiments visent à protéger les invertébrés benthiques seulement. La comparaison des recommandations aux données sur la toxicité des sédiments est beaucoup moins fiable comme moyen de tirer des conclusions sur le risque écolotoxicologique parce les données de toxicité pour les amphibiens exposés aux sédiments sont très limitées. Pour chacun des quatre métaux, la plupart des données toxicologiques sur les amphibiens proviennent d'une étude par métal (Birge et coll. 1977 pour le Cd, le Hg et le Zn; Sparling et coll. 2006 pour le Pb). Les limitations des données disponibles accroissent l'incertitude associée à l'analyse d'une seule étude (PASCF 2012a).

Sur la base de l'information disponible, la figure C2 compare les données sur la toxicité pour les amphibiens aux recommandations de différentes administrations. À cause du manque de données, il est impossible de tirer des conclusions définitives sur la protection que les recommandations en vigueur sur la qualité des sédiments assurent aux amphibiens, mais cette lacune fait ressortir la nécessité de mener davantage de recherches.

Tableau C2. Recommandations sur la qualité des sédiments en eau douce, par administration[1].

	Administration	Type	Cd	Pb	Hg	Zn
	Canada (CCME 2018)	Recommandations provisoires pour la qualité des sédiments	0,6	35	0,17	123
		Concentration produisant des effets probables	3,5	91	0,86	315
	Colombie-Britannique Annexe 9 (Gouvernement de Colombie-Britannique 2018)	Écosystème sensible	2,2	57	0,3	200
		Écosystème typique	4,2	110	0,58	380
	Québec (Environnement Canada et MDDEPQ 2007)	Concentration produisant des effets rares	0,33	25	0,094	80
		Concentration produisant des effets occasionnels	1,7	52	0,25	170
		Concentrations produisant des effets fréquents	12	150	0,87	770
	Ontario (Gouvernement de l'Ontario1996)	Concentration minimale	CCME	31	0,2	120
		Concentration avec effet grave	10	250	2	820

[1] Ce tableau vise à permettre de comparer les données sur les amphibiens présentées dans ce module aux recommandations. Veuillez consulter la source originale avant d'appliquer ces recommandations.



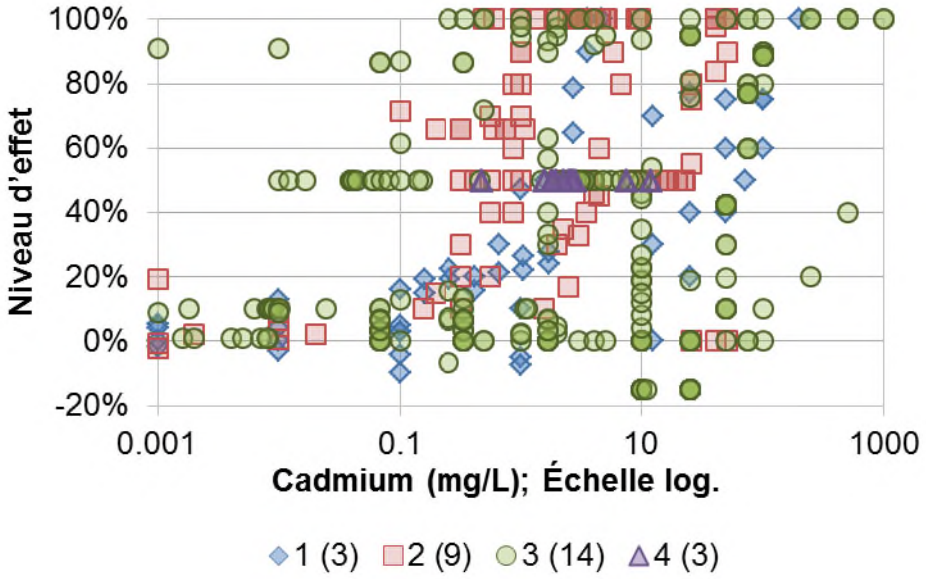
1 Les lignes colorées renvoient aux recommandations correspondant à chacune des cases colorées en début de ligne au tableau C2 ci-dessus.

Figure C2. Comparaison des recommandations du CCME et des provinces et territoires sur la qualité des sédiments aux profils concentration-réponse tirés de multiples études [1]

Annexe D. Qualité des données et facteurs modificateurs

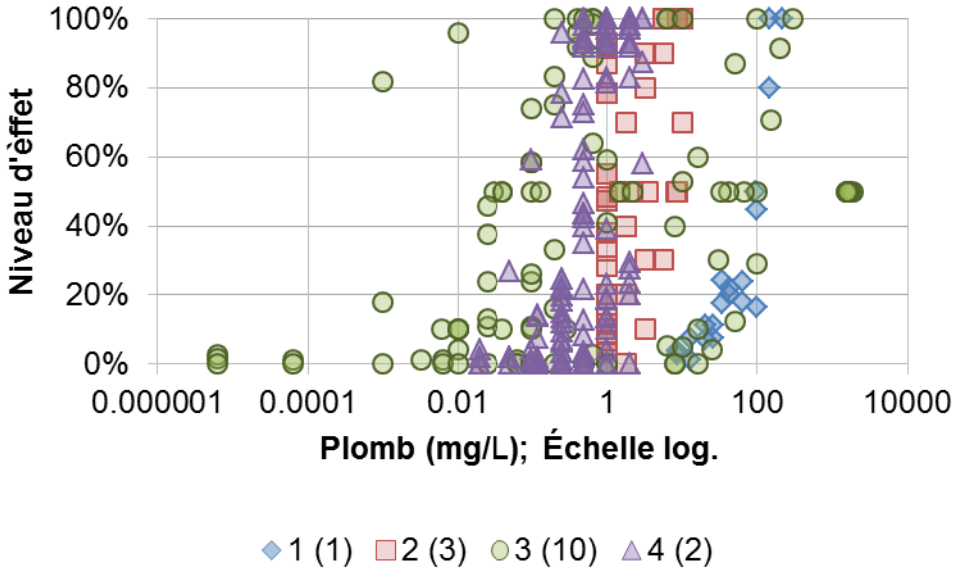
Une étude AQ/CQ indépendante a été mené pour évaluer la qualité des données contenues dans les études utilisées pour établir les profils concentration-réponse élaborés aux fins du présent module. Chaque étude a été classée de façon générale en fonction des exigences relatives à la qualité des données qui sont prises en compte dans le protocole du CCME pour l'élaboration de recommandations sur la qualité de l'eau visant à protéger la vie aquatique (2007) : plan d'étude approprié, reproductibilité, réponse des témoins, analyse des données et facteurs modificateurs. On a ensuite attribué aux études une cote de qualité des données variant de 1 à 4. On attribue une cote 1 aux études qui répondent à toutes les exigences relatives à la qualité des données, une cote 2 à celles qui répondent à la majorité des exigences, une cote 3 à celles qui répondent à certaines d'entre elles et une cote 4 à celles qui ne répondent pas à la plupart des exigences relatives à la qualité des données. La section 3.1.3.1 présente des détails sur l'évaluation de la qualité des données. La figure D1 présente les profils concentration-réponse en rapport avec les cotes de qualité des données établies lors de l'exercice AQ/CQ. Le tableau D1 présente l'AQ/CQ et les facteurs modificateurs pour toutes les sources primaires utilisées dans l'établissement des profils concentration-réponse.

(a)[1]

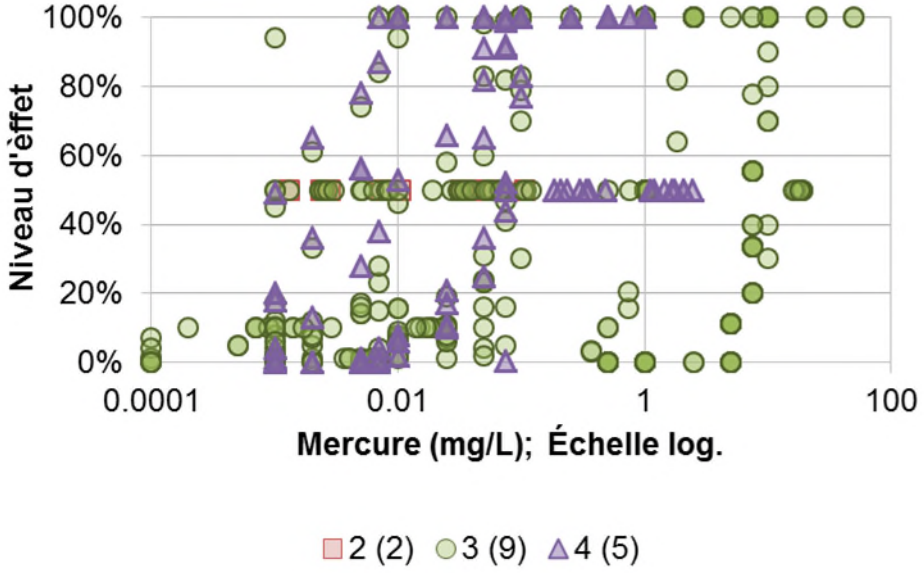


[1] Il y a niveau d'effet négatif lorsque le traitement produit un meilleur résultat que le témoin.

(b)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
Niveau d'èffet
0.000001
0.0001
0.01
1
100
10000
Plomb (mg/L); Échelle log.
1 (1)
2 (3)
3 (10)
4 (2)

(c)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
Niveau d'èffet
0.0001
0.01
1
100
Mercure (mg/L); Échelle log.
2 (2)
3 (9)
4 (5)

(d)

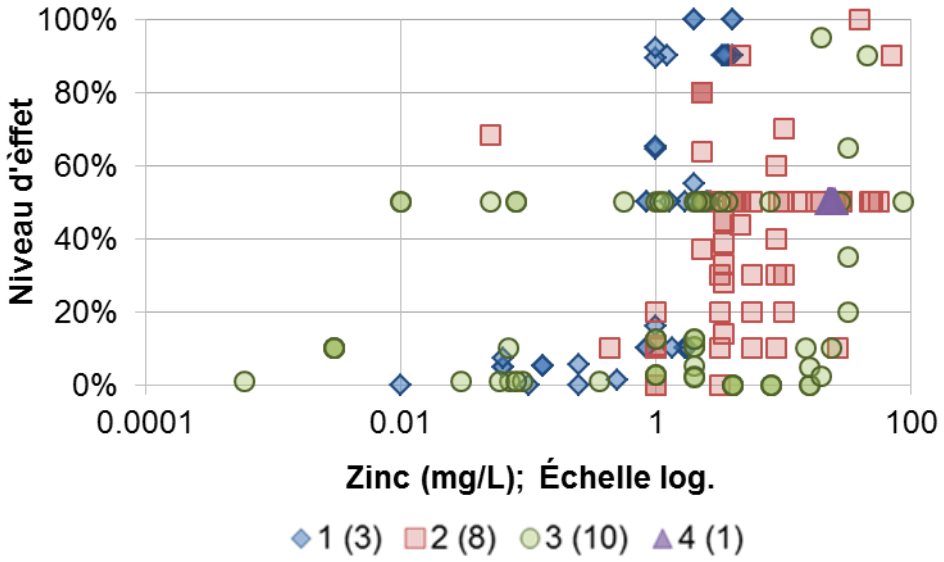


Figure D1. Profil concentration-réponse tiré de multiples études (eau) selon la qualité des données, le nombre des études pour chaque cote de qualité figurant entre parenthèses.

Tableau D1. AQ/CQ et facteurs modificateurs tirés de toutes les sources primaires utilisées dans l'établissement des profils concentration-réponse.

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Alsop et coll. 2004	D	N.D.	D	D	N.D.	**2**	N.D.	410	8,2	solution mère	Ca2+ : 105 mg/L, Mg2+ : 36 mg/L, Na+ : 24 mg/L, Cl : 52 mg/L, alcalinité : 250 mg/L de $CaCO_3$
Birge et Just 1973	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**3**	13,3	N.D.	7,6-8,0	solution mère	N.D.
Birge et Black 1977	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	**4**	22	200	7,9	solution mère	Alcalinité totale =82 mg/L de $CaCO_3$
Birge et coll. 1977	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**2**	20-21	200	7,9	solution enrichie	N.D.
Birge 1978	D	N.D.	D	D	D	**3**	21-23	189,6-200,4	7,3-7,5	solution mère supposée	N.D
Birge et coll. 1978	D	N.D.	D	D	D	**3**	19-22	93-105	7,2-7,8	solution mère supposée	N.D.
Birge et coll. 1979	D	N.D.	D	D	D	**2**	20,5-21,5	90-105	7-7,8	solution mère	N.D.
Birge et coll. 1983	D	N.D.	D	D	N.D.	**3**	19-22	90-105	7-7,8	solution mère	N.D.
Birge et coll. 2000	N.D.	D	D	D	N.D.	**3**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère supposée	N.D.

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Bleiler et coll. 2004	D	D	D	D	D	**1**	23	N.D.	N.D.	solution enrichie	N.D
Brinkman et Jonston 2012	D	D	D	D	D	**1**	18,1-20,7	59,4-64,4	7-7,44	solution mère	Alcalinité = 35,9 mg/L de $CaCO_3$; OD = 8,1-9,1 mg/L
Brodeur et coll. 2009	D	D	D	D	D	**1**	18-22	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Canton et Slooff 1982	N.D.	D	D	N.D.	N.D.	**3**	19-22	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Daston et coll. 1991	D	N.D.	D	D	D	**3**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère supposée	N.D.
Davies et Brinkman 1999	D	D	D	D	D	**1**	20	57	7,2	solution mère	Alcalinité = 36 mg/L de $CaCO_3$; OD = 8,6
deZwart et Slooff 1987	N.D.	N.D.	D	D	N.D.	**4**	19-21	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Ferrari et coll. 1993	D	N.D.	D	D	D	**3**	20 et 25	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Fort et coll. 1996	D	D	D	D	D	**1**	23-25	N.D	7,2-7,5	solution enrichie	N.D.
Francis et coll. 1984	D	D	D	D	N.D.	**2**	22,1-22,5	Eau : 101,6 ± 9,8	Sédi-ments : 7,6-7,7; eau : 7,9-8,2	solution enrichie	Composition des sédiments : 52,6 ± 3,4 % sable; 35,4 ± 4,7 % limon; 12 ± 1,3 % argile

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Gross et coll. 2009	D	D	D	D	D pour certaines données seulement	**3**	23	280	7,5-7,8	solution mère	N.D.
Gungordu et coll. 2010	D	D	D	D	D	**1**	22-24	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Herkovits et Perez-Coll 1990	D	D	D	D	D	**3**	25	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Herkovits et Perez-Coll 1991	D	N.D.	D	D	D	**3**	20	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Herkovits et Perez-Coll 1993	D	D	D	D	D	**3**	18-21	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Herkovits et coll. 1997	N.D.	D	D	D	N.D.	**2**	25	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Kamimura et Tanimura 1986	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**3**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Kaplan et coll.1967	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**3**	8	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Khangarot et coll. 1985	D	D	D	D	D	**3**	13-16	13-80	6,2-6,7	solution mère	Temp. Air = 14-16 degrés; acidité = 13-25 ppm $CaCO_3$; alcalinité = 24-40 ppm $CaCO_3$; oxygène dissous = 6,2-7,0 ppm; calcium = 6,4-6,5 ppm; magnésium = 0,6-0,85 ppm
Khangarot et Ray 1987	D	D	D	D	D	**2**	29-34	165-215	7,1-7,6	solution mère	Temp. Air =31-36 degrés; alcalinité = 120-160 ppm $CaCO_3$; oxygène dissous = 5,8-7,8 ppm; conductivité = 750-1 100 uS/cm; solides totaux = 650-1 250 mg/L; solides dissous =390-630 mg/L
Lefcort et coll. 1998	D	D	D	D	D pour certaines données seulement	**2**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Loumbourdis et coll. 1999	D	D	D	D	D	**1**	20-25	288	7,4	solution mère, série de dilutions	Conductivité 650 ± 700 µS/cm, nitrites <0,025 mg/L phosphates < 0,10 mg/L, ammonium < 0,05 mg/L
Luo et coll. 1993a	D	N.D.	D	D	D	**3**	23-24	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Manson et O'Flaherty 1978	D	D	D	D	D	**2**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Miller et Landesman 1978	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**3**	18	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Mudgall et Patil 1988	D	D	D	N.D.	D	**3**	22-25	60-70	7,38-7,8	solution mère	Oxygène dissous = 6,7-7,9 mg/L
Muino et coll. 1991	D	D	D	D	D	**2**	N.D.	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Nebeker et coll. 1994	D	D	D	D	D pour certaines données seulement	**3**	19-21	45	6,8	solution mère	Alcalinité =39 mg/L; conductivité=145 µS /cm
Nebeker et coll. 1995	D	D	D	D	D pour certaines données seulement	**3**	19-21	45	6,8	solution mère	Alcalinité=39 mg/L; conductivité=145 µS/cm

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Paulose 1988	N.D.	N.D.	D	D	N.D.	**4**	22-24	220-240	7,4-7,6	solution mère	Alcalinité totale 110-125 ppm; chlorures = 76-82 ppm; oxygène dissous = 7,2-8 ppm
Perez-Coll et coll.1985	D	N.D.	D	N.D.	N.D.	**3**	20 et 30	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Perez-Coll et coll. 1988	D	D	N.D.	N.D.	N.D.	**4**	20-21	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Perez-Coll et Herkovits 1990	D	D	D	D	D	**2**	19-22	N.D.	N.D.	Pb ajouté à Holtfreter	N.D.
Pramoda et Saidapur 1986	D	N.D.	D	D	D	**3**	N.D.	N.D.	N.D.	adultes ayant reçu une injection de Cd	On a injecté du cadmium dans des grenouilles

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Punzo 1993b	D	D	D	D	D	**3**	20,5-21,5	336,6-366	7,07-7,39	solution mère	Conductivité = 721 ± 30,4 µΩ /cm; alcalinité totale = 280,3±20,1 mg/L comme $CaCO_3$; nitrates = 0,77 ± 0,12 mg/L; nitrites = 0,009 ± 0,001 mg/L; ammoniac = 0,37 ± 0,02 mg/L; calcium = 84,8 ± 4,8 mg/L; magnésium = 31,2±1,8 mg/L; cuivre = 0,003 ± 0,0001 mg/L;
Ranatunge et coll. 2012	N.D.	D	D	D	D	**2**	27,36-27,44	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Rao et Madhyastha 1987	D	N.D.	D	D	D	**4**	25,5-26	142-145,5	6,86-6,94	solution mère supposée	Conductivité = 12,88-12.96 µΩ/cm; oxygène dissous = 8,2-8,4 ppm; précipitation totale de l'EDTA; alcalinité totale 97-98 ppm

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Sharma et Patino 2009	D	D	D	D	D	**1**	20,6-21,7	N.D.	7,5-8,3	solution mère	Le document inclut des paramètres standards de qualité de l'eau
Shuhaimi-Othman et coll. 2012	D	D	D	D	D	**2**	28-30	16,8-20,4	6,4-6,6	solution mère	Oxygène dissous = 6,3 ± 0,1 mg/L; conductivité = 250 ± 0,6 µS/cm
Slooff et Baerselman 1980	N.D.	N.D.	D	D	N.D.	**4**	19-21	N.D.	N.D.	solution mère	N.D.
Sobotka et Rahwan 1995	D	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	**4**	20-26	110	7,7	solution mère	N.D.
Sparling et coll. 2006	D	D	D	D	D	**1**	21,6 ± 1,7	7,3 ± 4,59 mg Ca/L;	6,92 ± 0,57	solution enrichie	Eau : oxygène dissous = 6,08 ± 1,22 mg/L; conductivité = 168 ± 19 µS/L; ammoniac = 0,39 ± 0,49 mg/L; sédiments : 8,25 % carbone organique; 22,4 % sable 38,4 % limon 39,1 % argile

Référence	AC/QC						Facteurs modificateurs				
	Témoin	Réplica-bilité	Plan d'étude convenable	Analyse des données	Traitement statistique-ent significatif par rapport au témoin	Cote	Temp. (ºC)	Dureté de l'eau (ppm $CaCO_3$)	pH	Type d'échan-tillon	Autre
Sunderman et coll. 1992	D	D	D	D	D	**2**	23-24	N.D.	N.D.	métal ajouté à la solution pour essai FETAX[1]	N.D.
Woodall et coll. 1988	D	D	D	N.D.	N.D.	**2**	20-23	296	7	solution mère	N.D.

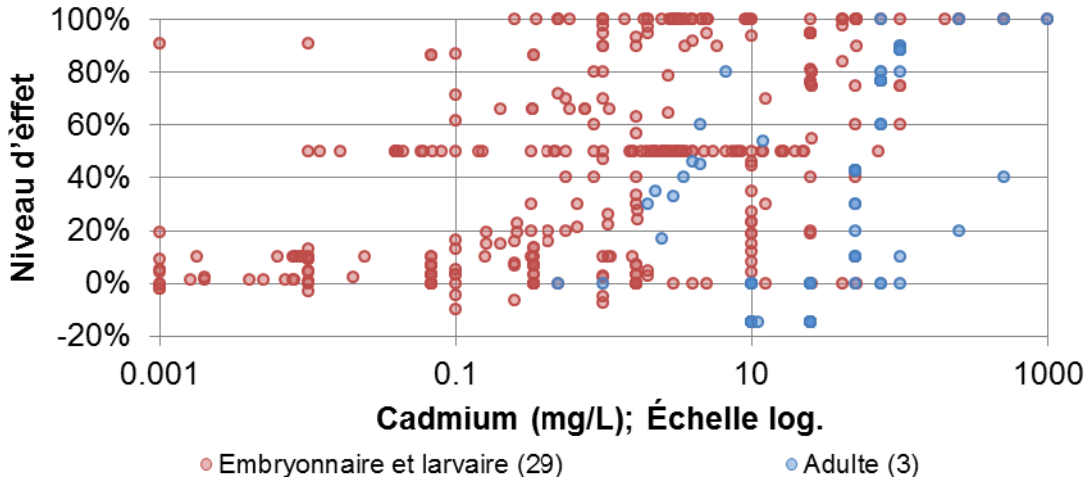
D = Disponible/adéquat; **N.D.** = Non disponible/non adéquat

[1] FETAX: Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (Essai de tératogenèse sur embryon de grenouille *Xenopus*).

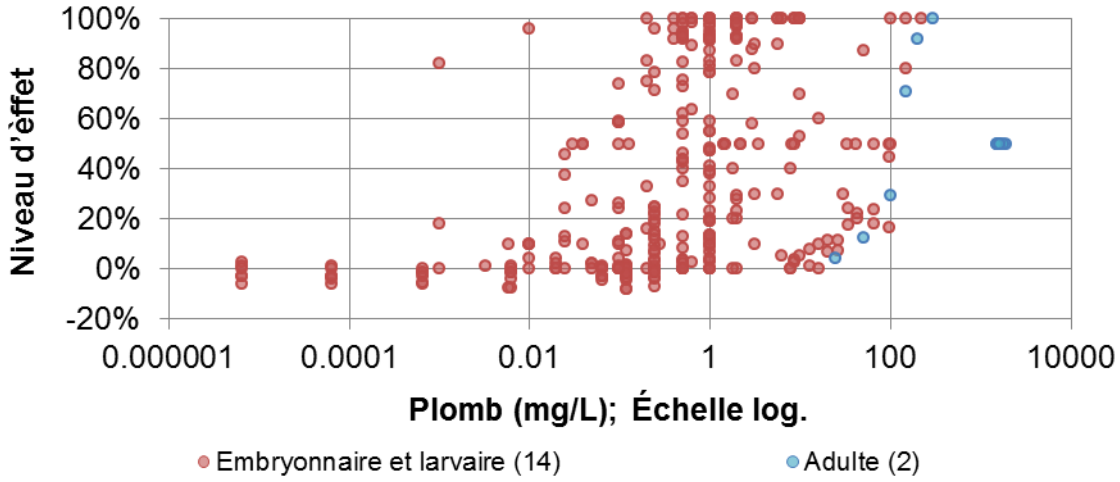
Annexe E. Stade de vie

Les données toxicologiques provenant des publications incluses dans les profils concentration-réponse tirés de multiples études couvrent un éventail de stades de vie. La plupart des études toxicologiques sur les amphibiens portent sur les stades embryonnaire ou larvaire, plus faciles et moins coûteux à maintenir en laboratoire. Beaucoup des étapes critiques du développement se produisent aussi au cours des stades embryonnaire ou larvaire avant la métamorphose. La figure E1 présente les profils concentration-réponse tirés de multiples études basées sur les stades de vie des espèces analysées. En général, les embryons et les larves (points rouges) sont beaucoup plus sensibles aux contaminants que les adultes (points bleus).

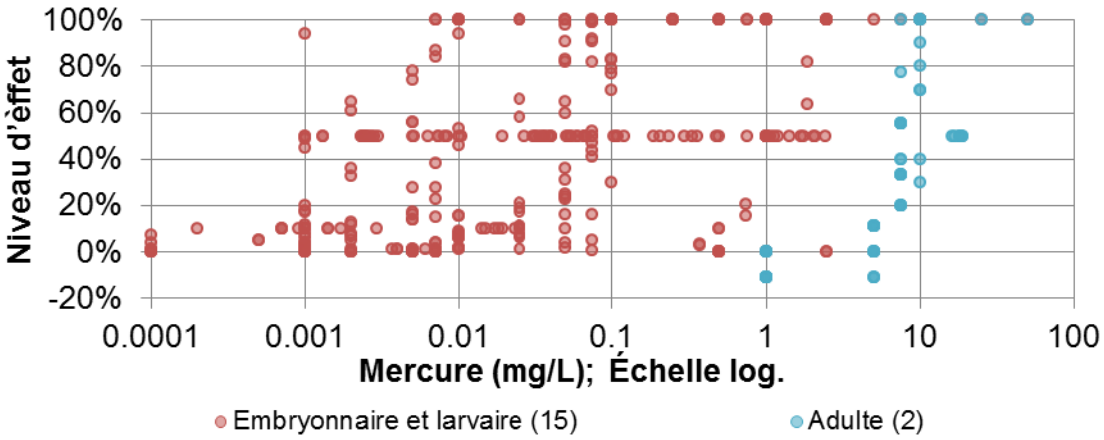
(a)



(b)



(c)



(d)

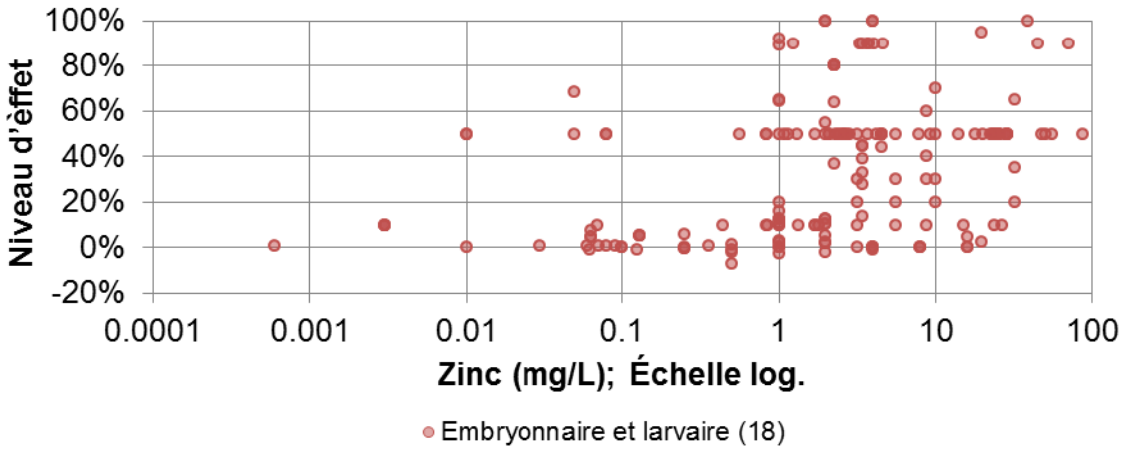


Figure E1. Profil concentration-réponse tiré de multiples études (eau) selon le stade de vie, le nombre d'études pour chaque stade figurant entre parenthèses.

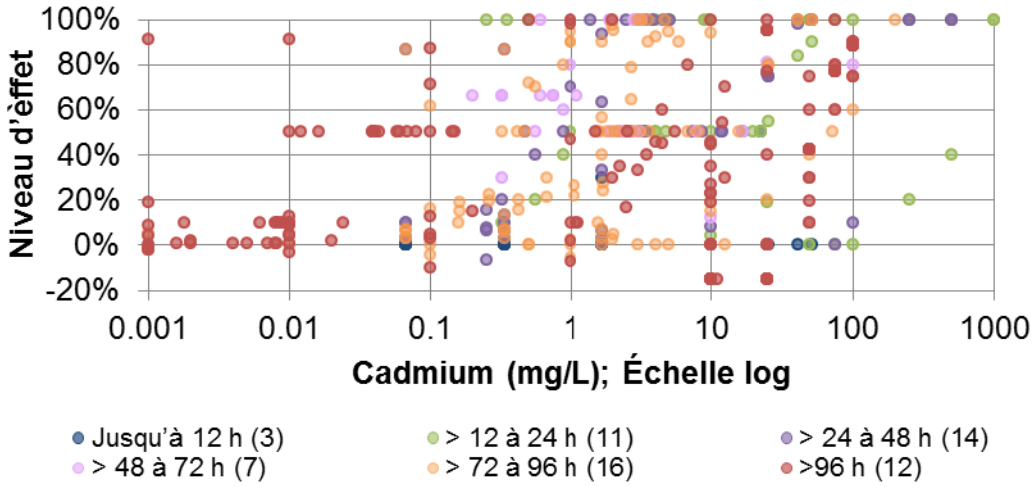
Annexe F. Durée de l'exposition

Les données toxicologiques incluses dans les profils concentration-réponse couvrent un éventail de durées d'exposition. Dans la section F1, on analyse si la durée de l'exposition a une incidence sur le niveau d'effet lorsque d'autres paramètres (p. ex., espèce, stade de vie) varient eux aussi. La section F2 présente les résultats d'études individuelles qui ont évalué le changement des niveaux d'effet en fonction de l'allongement de la durée d'exposition, lorsque les autres paramètres (p. ex., espèce, stade de vie) ne changent pas.

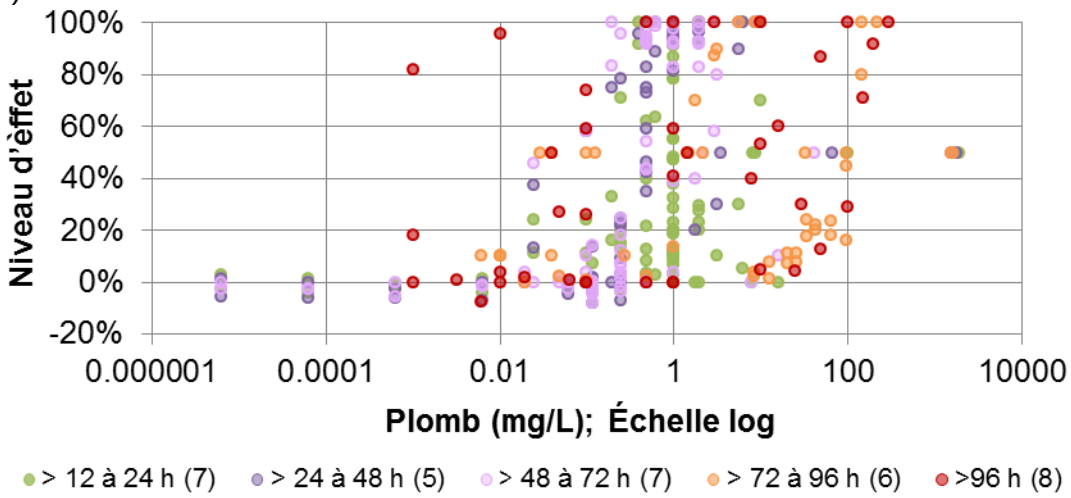
F1. Profils concentration-réponse selon la durée d'exposition

La figure F1 présente les profils concentration-réponse en représentant les données selon la durée d'exposition. En général, les expositions plus longues donnent lieu à des niveaux d'effet plus élevés, mais d'autres paramètres, comme les facteurs modificateurs, le stade de vie et la sensibilité de l'espèce, peuvent brouiller cette tendance.

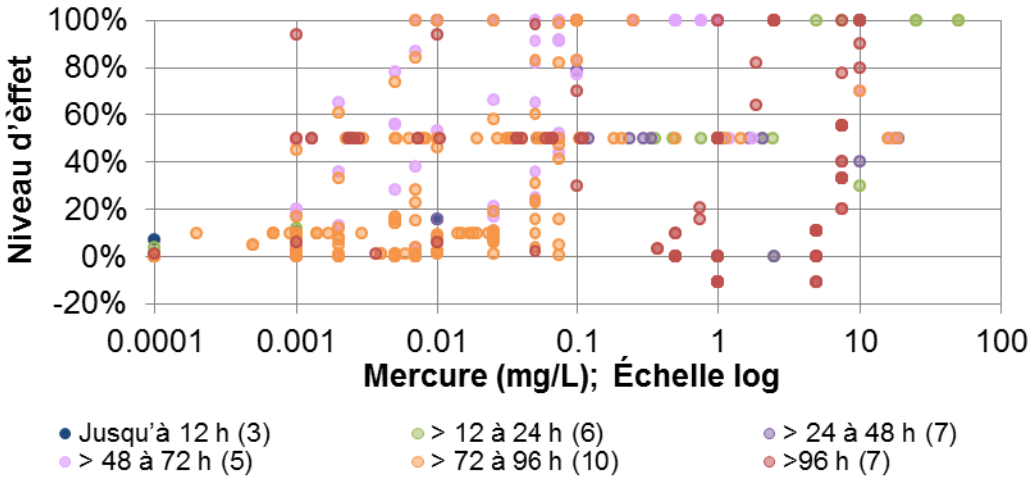
(a)



(b)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
-20%
Niveau d'èffet
0.000001
0.0001
0.01
1
100
10000
Plomb (mg/L); Échelle log
> 12 à 24 h (7)
> 24 à 48 h (5)
> 48 à 72 h (7)
> 72 à 96 h (6)
>96 h (8)

(c)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
-20%
Niveau d'èffet
0.0001
0.001
0.01
0.1
1
10
100
Mercure (mg/L); Échelle log
Jusqu'à 12 h (3)
> 12 à 24 h (6)
> 24 à 48 h (7)
> 48 à 72 h (5)
> 72 à 96 h (10)
>96 h (7)

(d)

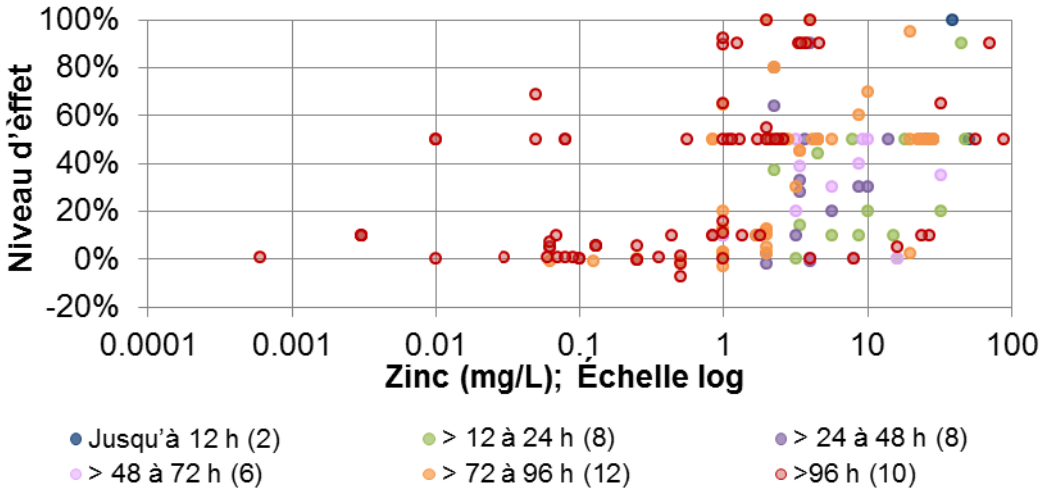


Figure F1. Profils concentration-réponse tirés de multiples études (eau) selon la durée de l'exposition, le nombre d'études pour chaque durée figurant entre parenthèses.

F2. Études individuelles sur la durée de l'exposition

Plusieurs études publiées ont porté sur la façon dont l'exposition prolongée aux contaminants dans l'eau joue sur le type ou la gravité des effets sur les récepteurs amphibiens. Ces études montrent que la durée de l'exposition a une incidence sur l'ampleur de l'effet.

Durée de l'exposition – plus de 96 h

Sobotka et Rahwan (1995) ont mesuré les malformations chez le *Xenopus laevis* (xénope du Cap) à différents moments après la fécondation. Pour l'exposition de courte durée, les chercheurs ont pris des mesures après avoir exposé des *X. laevis* à des contaminants du jour 1 au jour 4, du jour 2 au jour 4 et du jour 3 au jour 5 après la fécondation. Les niveaux d'effet découlant de l'exposition de courte durée varient à cause des durées différentes de l'exposition. L'exposition de longue durée consistait à exposer des individus à des contaminants du jour 1 jusqu'à plus de 21 jours après la fécondation. La figure F2**,** où l'on compare les expositions de courte durée et de longue durée, montre que les concentrations avec effet pour les expositions de longue durée étaient d'au moins un ordre de grandeur inférieure aux concentrations avec effet pour les expositions de courte durée.

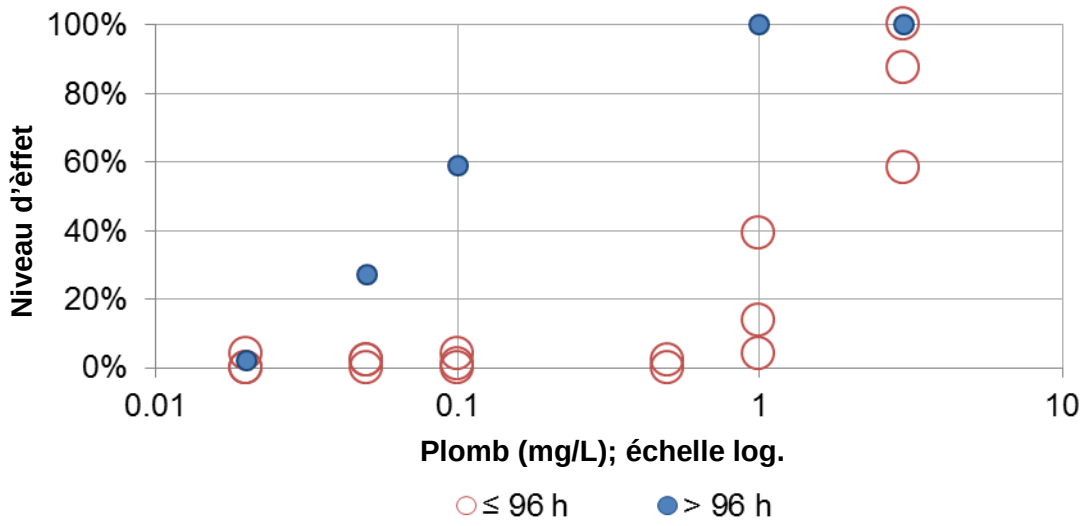


Figure F2. Effets nocifs sur le *Xenopus laevis* d'expositions au plomb dans l'eau pendant 96 h ou moins ou pendant plus de 96 heures (malformation). Données tirées de Sobotka et Rahwan (1995).

Birge et Just (1973) ont mesuré les taux de mortalité causés par le cadmium et le mercure dans le cas du *Lithobates pipiens* (grenouille léopard) exposé au cadmium et au mercure pendant 1 à 24 jours (par segment d'un jour). Comme le montre la figure F3 dans le cas du cadmium, les expositions de plus longue durée (> 96 h) ont produit des effets à des concentrations plus faibles par rapport aux expositions de plus courte durée (≤ 96 h). Dans le cas du mercure, il n'y a pas de lien apparent entre les durées d'exposition et les concentrations effectives.

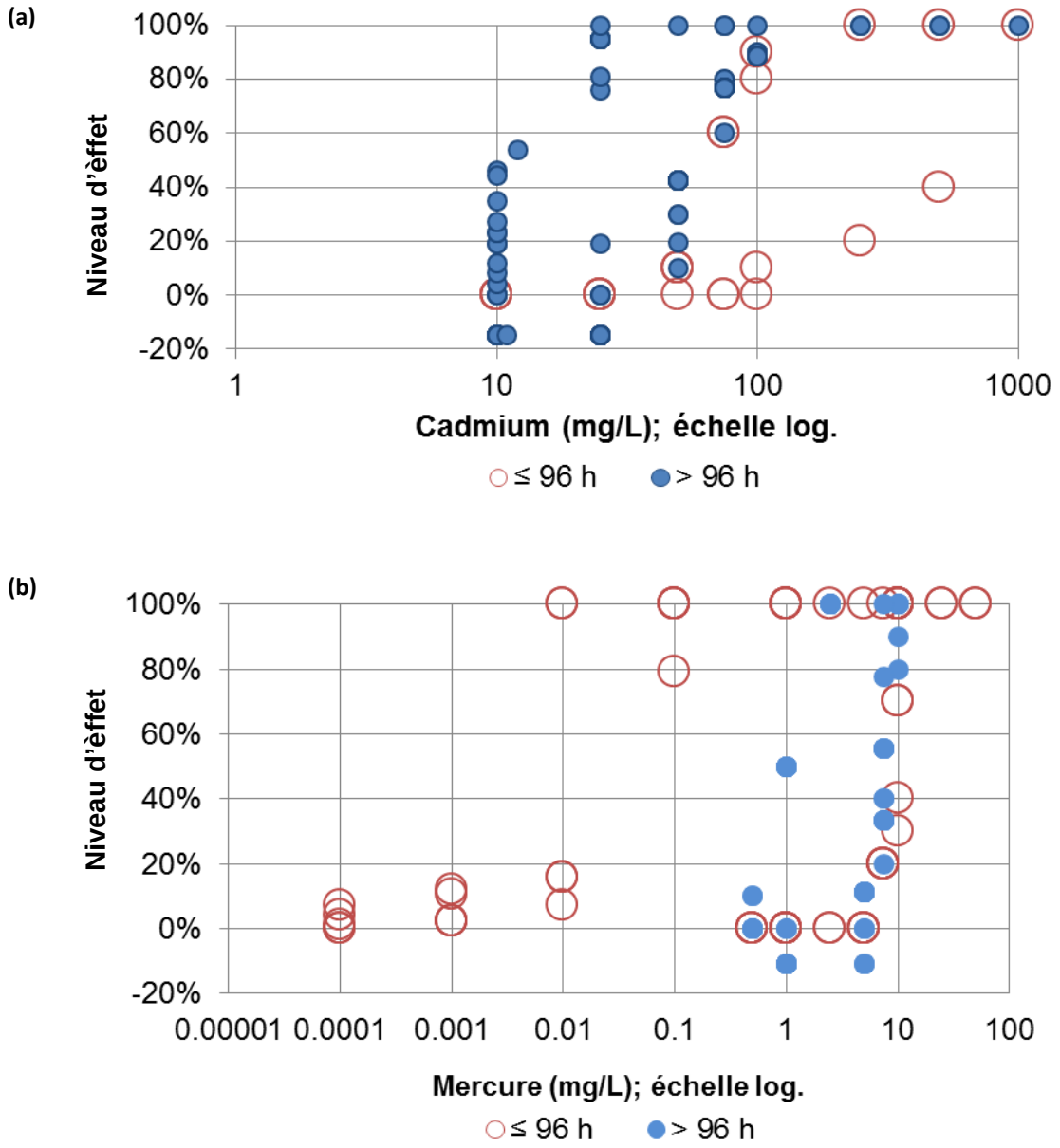


Figure F3. Effets nocifs sur le *Lithobates pipiens* d'expositions au cadmium ou au mercure dans l'eau pendant 1 à 24 jours (mortalité). Données tirées de Birge et Just (1973).

Brodeur et coll. (2009) ont mesuré le taux de mortalité causé par le zinc chez le crapaud commun d'Argentine (*Rhinella arenarum*). Dans le cas des crapauds exposés au zinc pendant plus de 96 h, les effets font leur apparition à des concentrations moindres comparativement à ceux qui sont signalés à ≤ 96 h (figure F4).

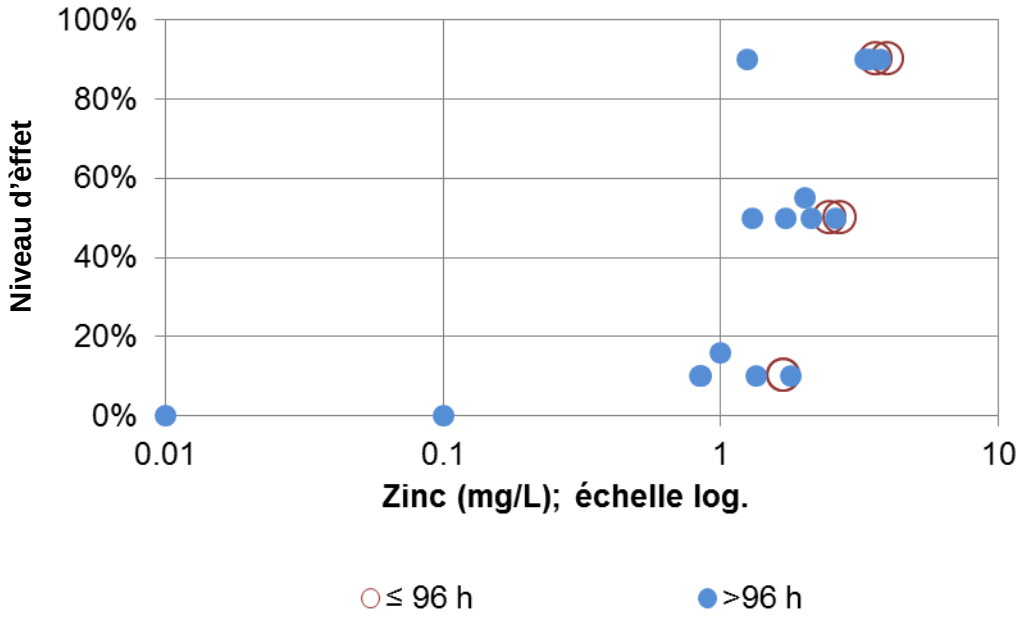


Figure F4. Mortalité de *Rhinella arenarum* découlant d'expositions au zinc dans l'eau pendant 96 h ou moins ou pendant plus de 96 heures (mortalité). Données tirées de Brodeur et coll. (2009).

Durée de l'exposition – moins de 96 h

Shuhaimi-Othman et coll. (2012) ont fait état de la mortalité causée par les métaux (cadmium, plomb et zinc) chez le crapaud commun d'Asie (*Duttaphrynus melanostictus*) exposé à un éventail de périodes d'exposition (1 à 96 h, par intervalle de 3 h). La figure F5 montre la mortalité en fonction du temps. Les niveaux d'effet ont augmenté avec l'augmentation de la durée de l'exposition à toutes les concentrations.

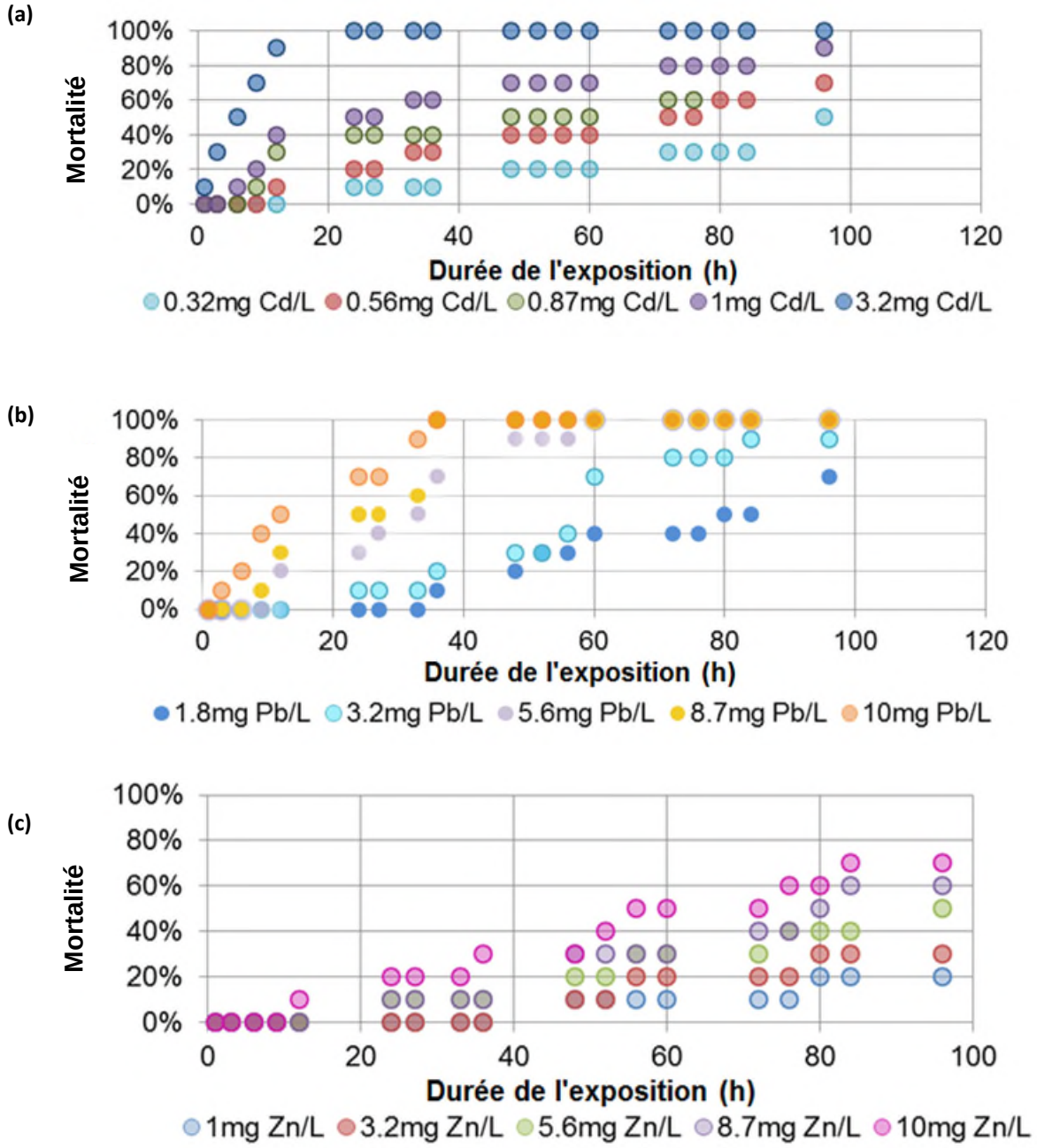


Figure F5. Mortalité de *Duttaphrynus melanostictus* après exposition de jusqu'à 96 heures au cadmium (a), au plomb (b) et au zinc (c) dans l'eau. Données tirées de Shuhaimi-Othman et coll. (2012).

Khangarot et coll. (1985) ont rapporté des valeurs de CL_{50} en fonction du temps dans le cas de la grenouille hexadactyle (*Euphlyctis hexadactylus*). Le changement le plus important de la CL_{50} s'est produit entre 24 h et 48 h (figure F6).

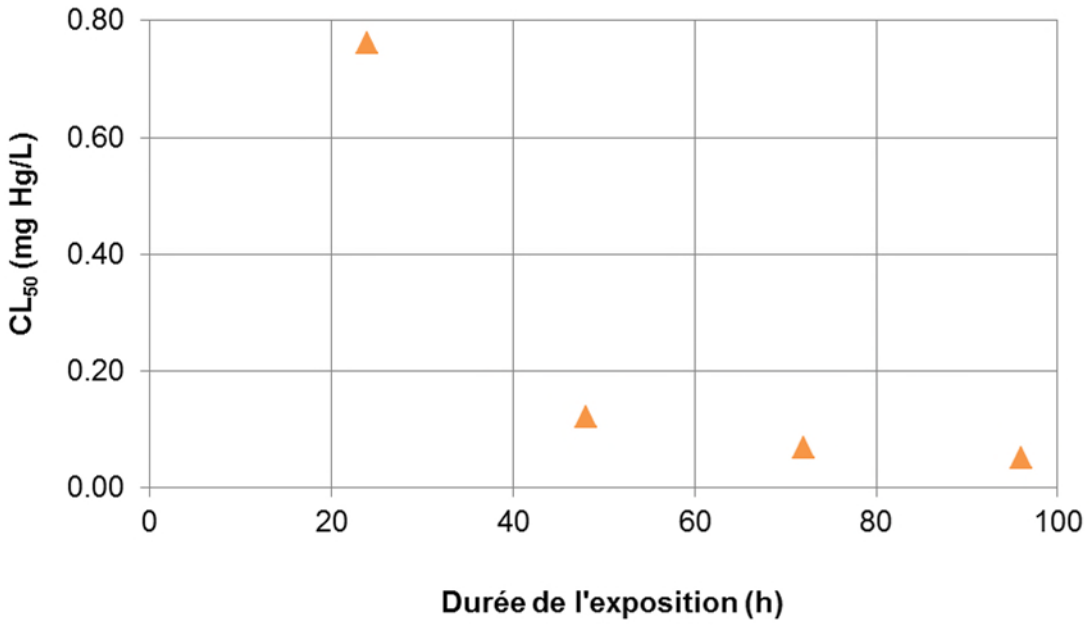


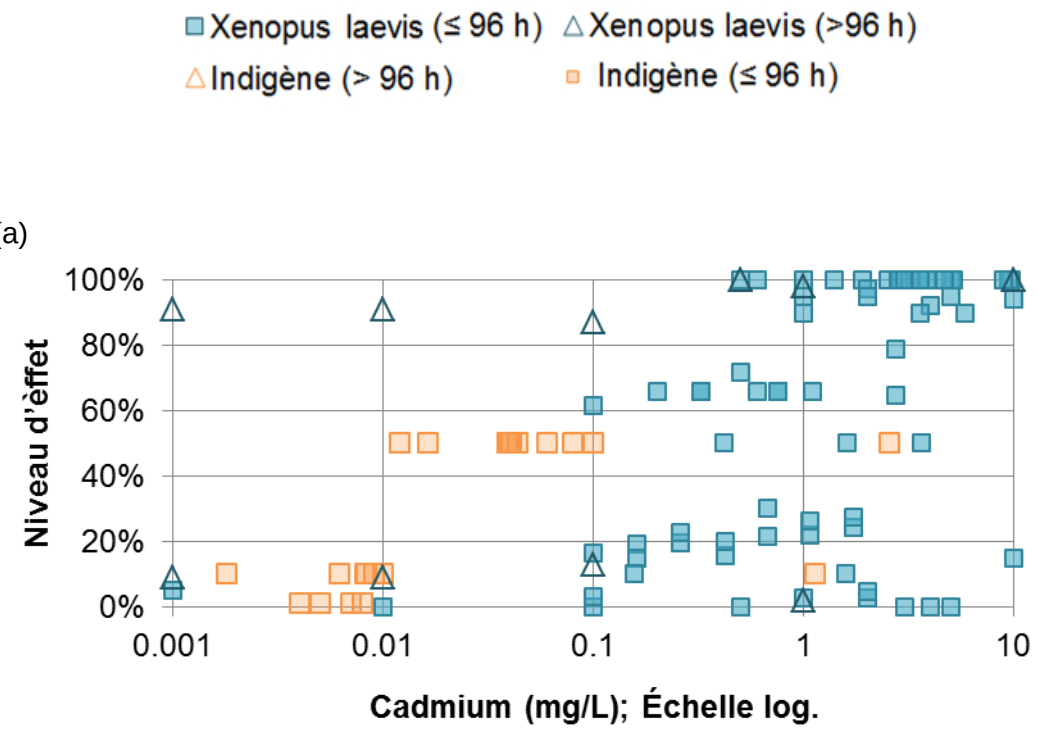
Figure F6. Mortalité d'Euphlyctis hexadactylus après exposition au mercure dans l'eau, représentée par les valeurs de CL50 mesurées à des expositions de durées différentes. Données tirées de Khangarot et coll. (1985).

Annexe G. Sensibilité des espèces

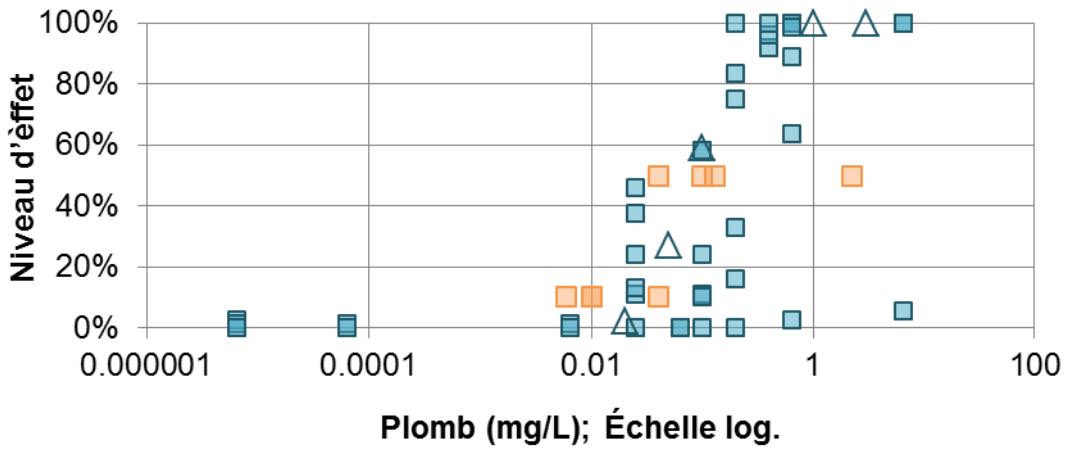
Les données toxicologiques incluses dans les profils concentration-réponse couvrent un éventail de taxons amphibiens. Les professionnels de l'évaluation des risques peuvent choisir les espèces pertinentes au site si les données nécessaires sont disponibles. La section G1 inclut les profils concentration-réponse qui comparent les effets sur les espèces indigènes du Canada aux effets subis par le *Xenopus laevis*, l'espèce utilisée le plus couramment en laboratoire. La section G2 présente des études individuelles qui ont examiné la différence de sensibilité entre plusieurs espèces.

G1. Profils concentration-réponse selon l'espèce

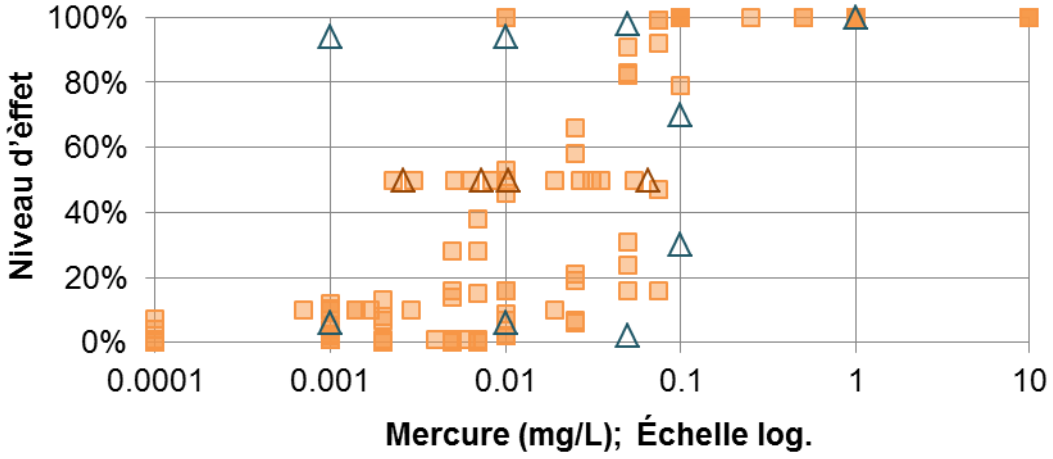
Le *Xenopus laevis* sert couramment dans des essais de laboratoire. Dans les profils concentration-réponse tirés de multiples études qui suivent, on a retenu les données concernant le *X. laevis* et des espèces indigènes au Canada (figure G1). Le *X. laevis* semble moins sensible aux contaminants que des espèces d'amphibiens indigènes, mais peu d'espèces indigènes ont été étudiées.



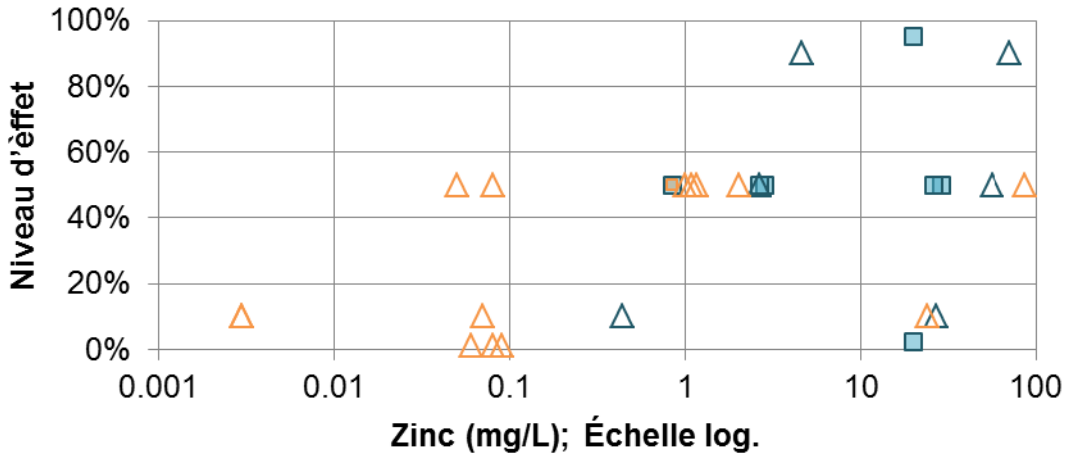
(b)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
Niveau d'èffet
0.000001
0.0001
0.01
1
100
Plomb (mg/L); Échelle log.

(c)


100%
80%
60%
40%
20%
0%
Niveau d'èffet
0.0001
0.001
0.01
0.1
1
10
Mercure (mg/L); Échelle log.

(d)



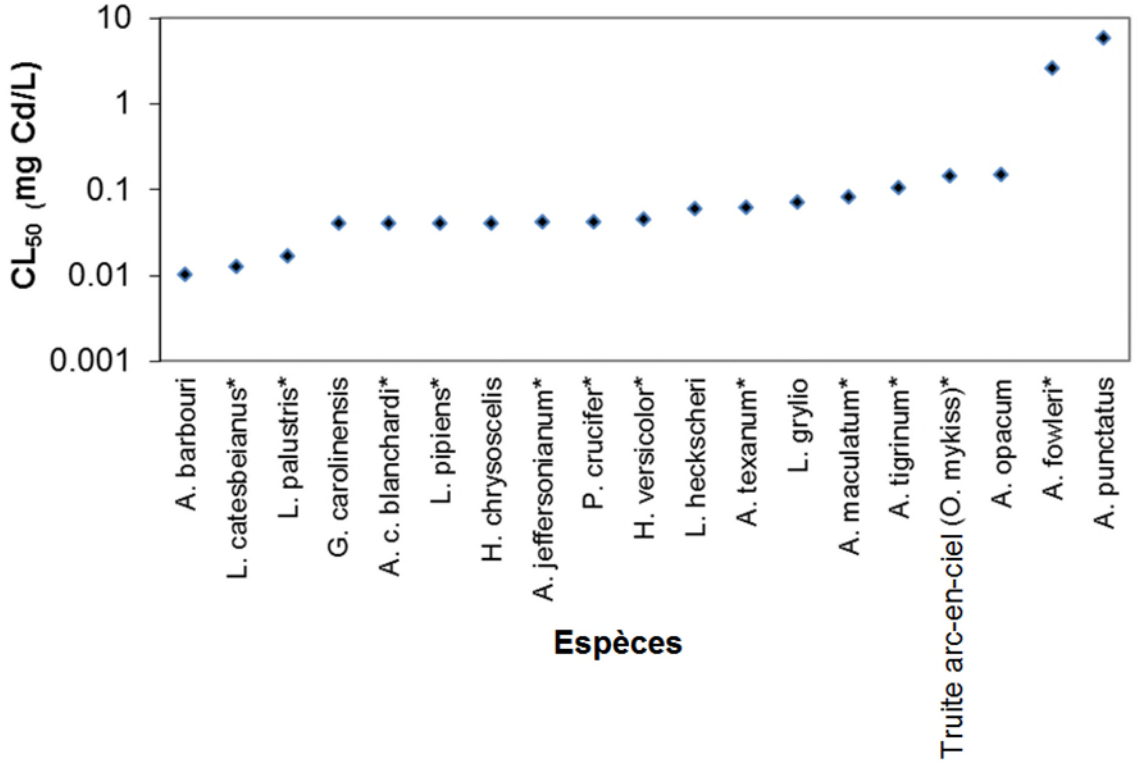
[1] Les symboles ombrés plus foncés indiquent plusieurs points de données qui se chevauchent.

Figure G1. Profils concentration-réponse tirés de multiples études (eau) pour les embryons, selon l'espèce et la durée de l'exposition[1].

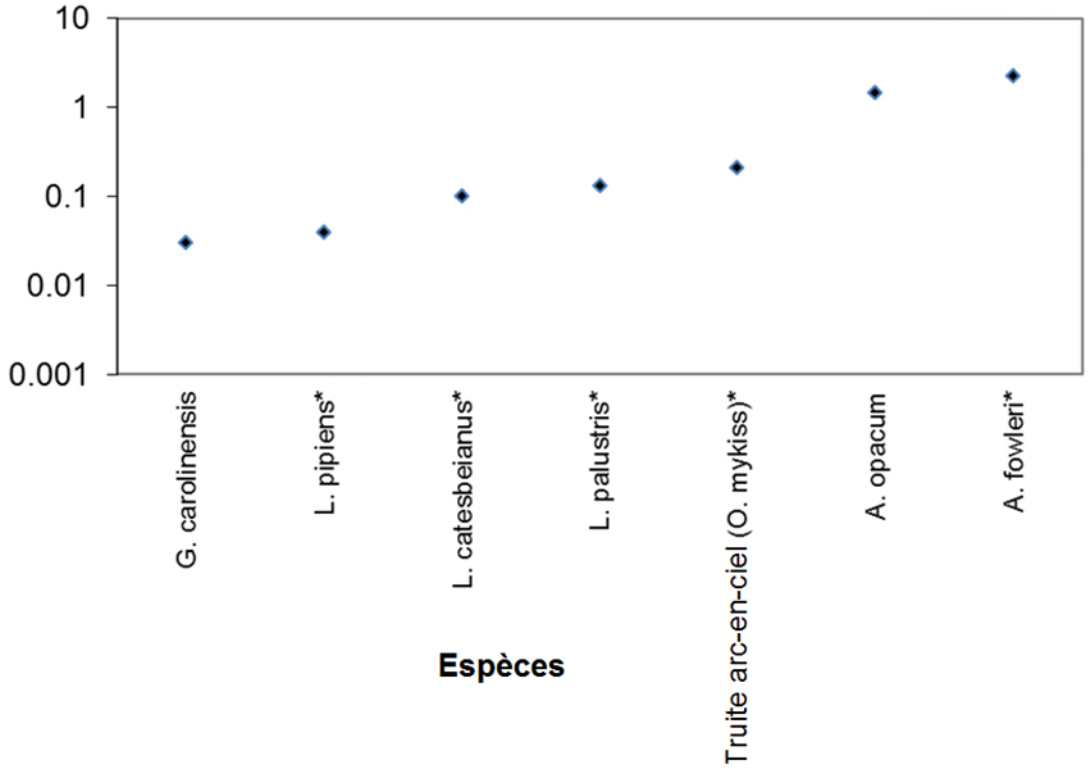
G2. Birge et coll. (2000) : analyse de la sensibilité des espèces

Birge et coll. (2000) ont soumis diverses espèces d'amphibiens à l'essai FETAX sur 96 h. L'étude visait à examiner la sensibilité de différentes espèces d'amphibiens et à déterminer comment les amphibiens se comparent à la truite arc-en-ciel juvénile à cet égard. Les auteurs ont évalué la sensibilité des amphibiens à 34 métaux et ont rapporté des valeurs de CL_{10} et CL_{50} pour chaque espèce. Les données sur la CL_{50} tirées de Birge et coll. (2000) sont présentées à la figure G2 ci-dessous pour les quatre métaux pour lesquels ce module d'orientation des ÉRÉ a mis au point des profils concentration-réponse tirés de multiples études. L'étude de Birge et coll. ne contient pas de données de concentration-réponse comparant directement différentes espèces pour un contaminant préoccupant donné.

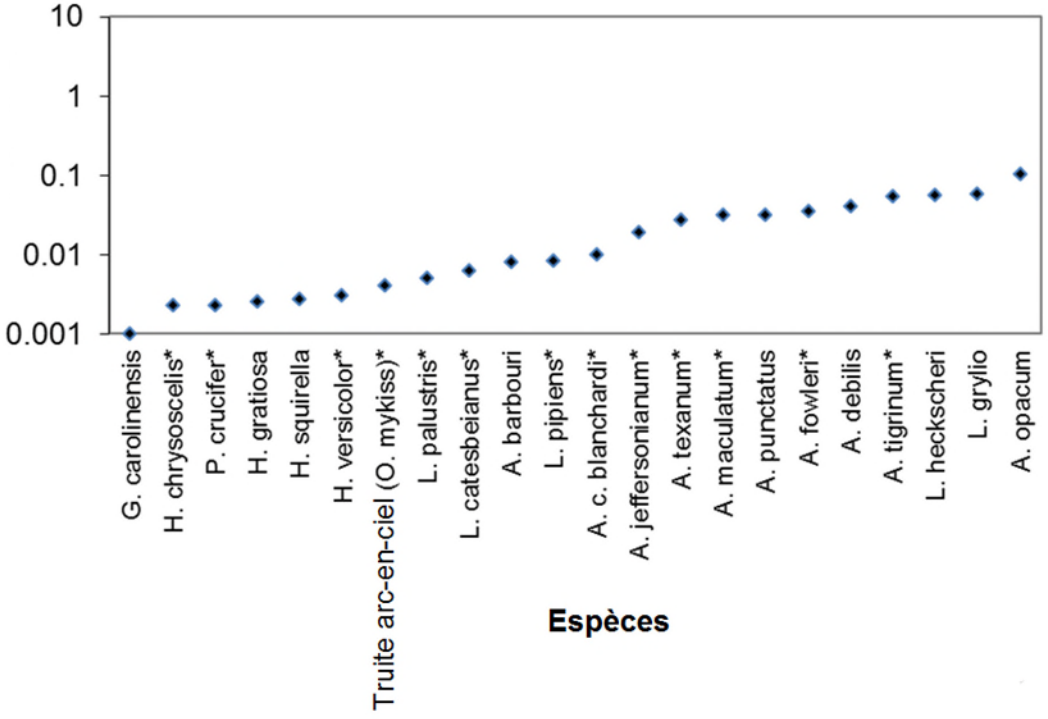
(a)



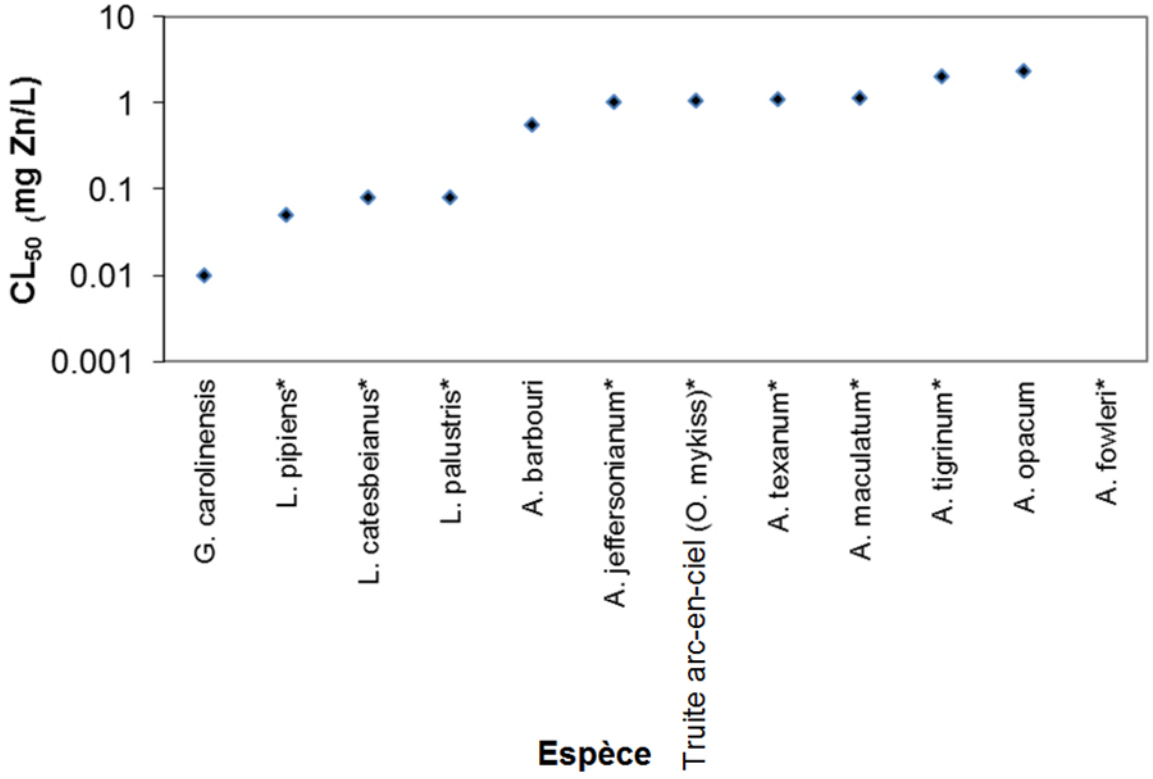
(b)


10
1
0.1
0.01
0.001
G. carolinensis
L. pipiens*
L. catesbeianus*
L. palustris*
Truite arc-en-ciel (O. mykiss)*
A. opacum
A. fowleri*
Espèces

(c)


10
1
0.1
0.01
0.001
G. carolinensis
H. chrysoscelis*
P. crucifer*
H. gratiosa
H. squirella
H. versicolor*
Truite arc-en-ciel (O. mykiss)*
L. palustris*
L. catesbeianus*
A. barbouri
L. pipiens*
A. c. blanchardi*
A. jeffersonianum*
A. texanum*
A. maculatum*
A. punctatus
A. fowleri*
A. debilis
A. tigrinum*
L. heckscheri
L. grylio
A. opacum
Espèces

(d)

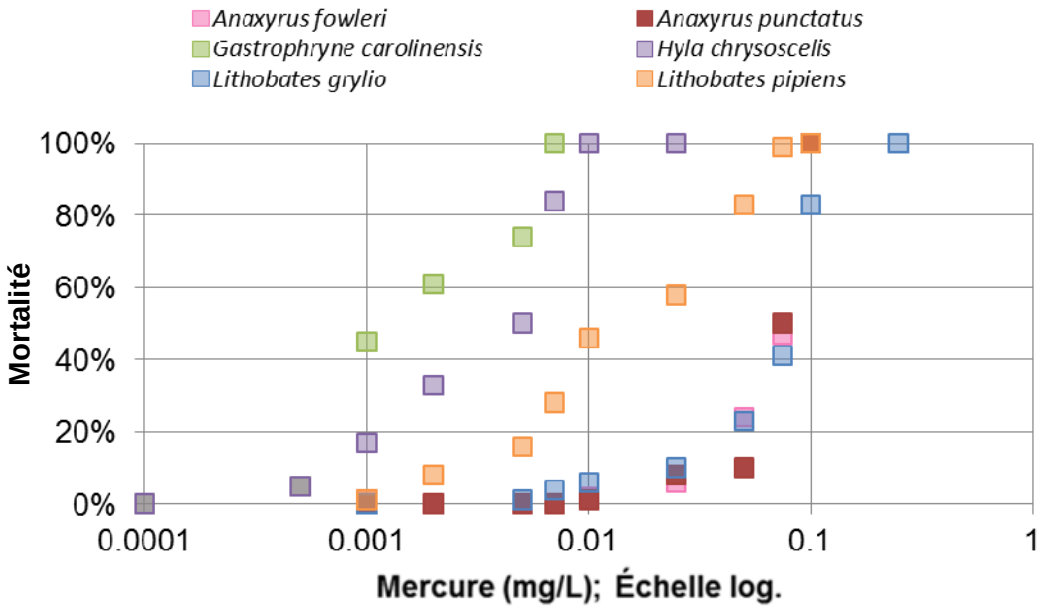


[1] L'astérisque (*) indique qu'il s'agit d'une espèce indigène du Canada.

Figure G2. CL50 pour plusieurs espèces d'amphibiens et pour la truite arc-en-ceil exposées au cadmium, au plomb, au mercure et au zinc dans l'eau. Données tirées de Birge et coll. (2000).[1]

Birge et coll. (1983) ont fait état de la mortalité et des malformations chez les larves d'amphibiens de six espèces différentes exposées à plusieurs concentrations de mercure. La forme des courbes concentration-réponse est semblable pour les six espèces, mais les différentes espèces ont subi les effets à des concentrations de contaminants différentes. La figure G3 ci-dessous résume les réponses en termes de mortalité et de malformations chez différentes espèces d'amphibiens exposées au mercure.

a)



b)

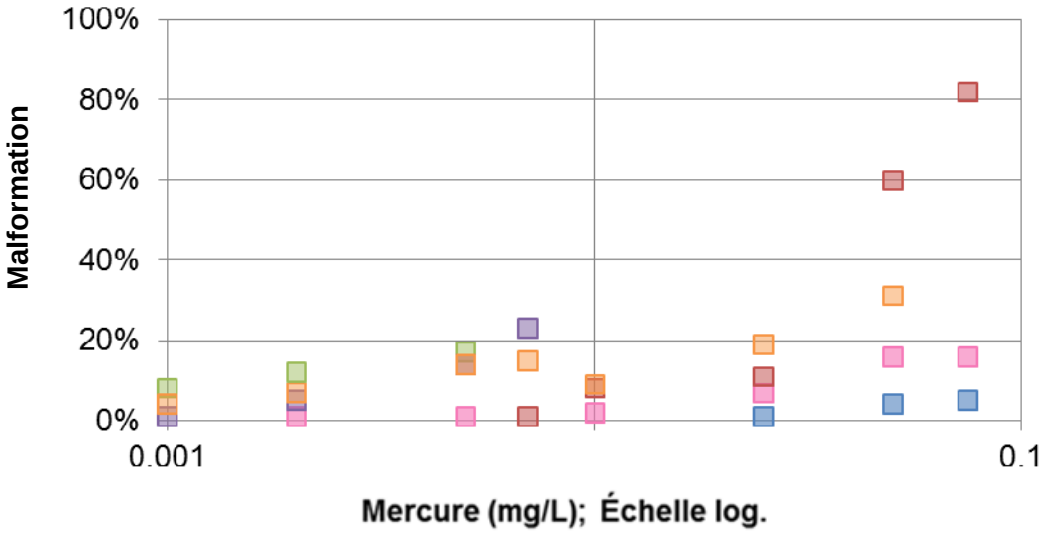


Figure G3. Courbe concentration-réponse pour la mortalité (a) et les malformations (b), mesurées chez six espèces différentes d'amphibiens exposées au mercure dans l'eau. Données tirées de Birge et coll. (1983).

Annexe H. Noms communs des espèces d'amphibiens

Nom scientifique	Nom courant anglais	Nom courant français	Référence
Acris blanchardi	Blanchard's Cricket Frog	Rainette grillon de Blanchard	GC 2019
Ambystoma barbouri	Streamside Salamander	Salamandre pourpre	UICN 2018
Ambystoma gracile	Northwestern Salamander	Salamandre foncée	GC 2019
Ambystoma jeffersonianum	Jefferson Salamander	Salamandre de Jefferson	GC 2019
Ambystoma laterale	Blue-spotted Salamander	Salamandre à points bleus	AARQ 2019
Ambystoma macrodactylum	Long-toed salamander (Western subspecies)	Salamandre à longs doigts	GC 2019; UICN 2018
Ambystoma macrodactylum columbianum	Long-toed Salamander (Eastern subspecies)	Salamandre à longs doigts (sous-espèce de l'Est)	GC 2019; UICN 2018
Ambystoma macrodactylum krausei	Long-toed Salamander (Northern subspecies)	Salamandre à longs doigts (sous-espèce du Nord)	GC 2019; UICN 2018
Ambystoma maculatum	Yellow-Spotted Salamander	Salamandre maculée	AARQ 2019
Ambystoma mavortium diaboli	Gray Tiger Salamander	Salamandre tigrée de Gray	UICN 2018
Ambystoma mavortium melanostictum	Western Tiger Salamander (Blotched subspecies)	Salamandre tigrée de l'Ouest	GC 2019; UICN 2018
Ambystoma mexicanum	Mexican Salamander	Salamandre du Mexique (Axolotl)	CITES 2019
Ambystoma opacum	Marbled Salamander	ND	UICN 2018
Ambystoma texanum	Small-mouthed Salamander	Salamandre à nez court	GC 2019
Ambystoma tigrinum	Eastern Tiger Salamander	Salamandre tigrée de l'Est	GC 2019

Nom scientifique	Nom courant anglais	Nom courant français	Référence
Anaxyrus americanus (formerly known as *Bufo americanus)*	Eastern American Toad	Crapaud d'Amérique	AARQ 2019
Anaxyrus boreas (formerly known as *Bufo boreas*)	Western Toad	Crapaud de l'Ouest	UICN 2018
Anaxyrus cognatus (formerly known as *Bufo cognatus*)	Great Plains Toad	Crapaud des steppes	GC 2019
Anaxyrus debilis (formerly known as *Bufo debilis*)	Green Toad	Crapaud vert (Author's translation)	UICN 2018
Anaxyrus fowleri (formerly known as *Bufo fowleri*)	Fowler's Toad	Crapaud de Fowler	GC 2019
Anaxyrus hemiophrys	Canadian Toad	Crapaud du Canada	AttentionNature 2019
Anaxyrus punctatus (formerly known as *Bufo punctatus*)	Red-spotted Toad	ND	Amphibiaweb 2019
Aneides vagrans	Wandering Salamander	Salamandre errante	Blouin-Demers 2012, GC 2019
Ascaphus montanus	Rocky Mountain Tailed Frog	Grenouille-à-queue des Rocheuses	GC 2019
Ascaphus truei	Coastal Tailed Frog	Grenouille-à-queue côtière	GC 2019
Desmognathus fuscus	Northern Dusky Salamander	Salamandre sombre du Nord	AARQ 2019, GC 2019
Desmognathus ochrophaeus	Allegheny Mountain Dusky Salamander	Salamandre sombre des montagnes	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012, GC 2019
Dicamptodon tenebrosus	Coastal Giant Salamander	Grande Salamandre du Nord	GC 2019
Duttaphrynus melanostictus (formerly known as *Bufo melanostictus*)	Asian common toad	ND	UICN 2018

Nom scientifique	Nom courant anglais	Nom courant français	Référence
Ensatina eschscholtzii oregonensis	Oregon Ensatina	Salamandre variable de l'Oregon	Blouin-Demers 2012, GC 2019
Euphlyctis ehrenbergii (formerly known as *Rana cyanophlyctis*)	Arabian Skittering Frog	ND	UICN 2018
Euphlyctis hexadactylus (formerly known as *Rana hexadactyla*)	Indian Bullfrog; Indian Five-fingered Frog Green Pond Frog; Indian Green Frog	ND	UICN 2018
Eurycea bislineata	Northern Two-lined Salamander	Salamandre à deux lignes	AARQ 2019
Gastrophryne carolinensis	Eastern Narrow-mouthed Toad	ND	UICN 2018
Gyrinophilus porphyriticus	Spring Salamander	Salamandre pourpre	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Hemidactylium scutatum	Four-toed Salamander	Salamandre à quatre orteils	AARQ 2019, GC 2019
Hoplobatrachus tigerinus (formerly known as *Rana tigerina*)	Indian Bullfrog	Crapaud indien	UICN 2018
Hyla chrysoscelis	Cope's Gray Treefrog	Rainette criarde	Blouin-Demers 2012
Hyla gratiosa (also known as *Dryophytes gratiosus*)	Barking Treefrog	Rainette jappeuse	Blouin-Demer, 2012
Hyla squirella	Squirrel Treefrog	Rainette écureuil	Blouin-Demer, 2012
Hyla versicolor	Gray Treefrog	Rainette versicolore	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Lithobates catesbeiana (*Rana catesbeianus*)	American Bullfrog	Ouaouaron	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Lithobates clamitans melanota (formerly known as *Rana clamitans*)	Green Frog	Grenouille verte	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012

Nom scientifique	Nom courant anglais	Nom courant français	Référence
Lithobates grylio (formerly known as *Rana grylio*)	American Pig Frog	Creux-creux	Blouin-Demers 2012
Lithobates palustris (formerly known as *Rana palustris*)	Pickerel Frog	Grenouille des marais	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Lithobates pipiens (formerly known as *Rana pipiens*)	Northern Leopard Frog	Grenouille léopard du Nord	Blouin-Demers 2012
Lithobates septentrionalis	Mink Frog	Grenouille du Nord	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Lithobates sphenocephalus (formerly known as *Rana sphenocephala*)	Southern Leopard Frog	Grenouille léopard de Floride	Blouin-Demers 2012
Lithobates sylvaticus	Wood Frog	Grenouille des bois	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Microhyla ornata	Ant Frog	ND	UICN 2018
Necturus maculosus maculosus	Common Mudpuppies	Necture tacheté	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Notophthalmus viridescens	Eastern Newt	Triton vert	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Pelophylax ridibundus (formerly known as *Rana ridibunda*)	Eurasian Marsh Frog	ND	UICN 2018
Plethodon cinereus	Eastern Red-backed Salamander	Salamandre cendrée	AARQ 2019
Plethodon idahoensis	Coeur d'Alene Salamander	Salamandre de Cœur d'Alène	Blouin-Demers 2012, GC 2019
Plethodon vehiculum	Western Red-backed Salamander	Salamandre à dos rayé	Blouin-Demers 2012, GC 2019
Pseudacris crucifer (formerly known as *Hyla crucifer*)	Spring Peeper	Rainette crucifère	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Pseudacris maculata	Boreal Chorus Frog	Rainette faux-grillon boréal	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012

Nom scientifique	Nom courant anglais	Nom courant français	Référence
Pseudacris regilla	Pacific Treefrog	Rainette du Pacifique	Blouin-Demers 2012, UICN 2018
Pseudacris triseriata	Western Chorus Frog	Rainette faux-grillon de l'Ouest	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Rana aurora	Northern Red-legged Frog	Grenouille à pattes rouges du Nord	Blouin-Demers, 2012
Rana heckscheri (*Lithobates heckscheri*)	River Frog	Grenouille des rivières	Blouin-Demers 2012
Rana luteiventris	Columbia Spotted Frog	Grenouille maculée de Columbia	Blouin-Demers 2012
Rana pretiosa	Oregon Spotted Frog	Grenouille maculé de l'Orégon	AARQ 2019, Blouin-Demers 2012
Rhinella arenarum (formerly known as *Bufo arenarum*)	Argentine Common Toad	ND	UICN 2018
Spea bombifrons	Plains Spadefoot	Crapaud pied-bêche des Plaines	Blouin-Demers 2012
Spea intermontana	Great Basin Spadefoot	Crapaud pied-bêche du Grand Bassin	UICN 2018, Blouin-Demers 2012
Sphaerotheca breviceps (formerly known as *Rana breviceps*)	Southern Burrowing Frog	ND	UICN 2018
Taricha granulosa	Rough-skinned Newt	Triton rugueux	Blouin-Demers 2012
Taricha granulosa	Rough-skinned Newt	ND	UICN 2018
Xenopus laevis	African Clawed Frog	ND	UICN 2018

ND = non déclarée/disponible

Remerciements

Les principaux auteurs du document sont Elissa Liu (Environnement et Changement climatique Canada), Ute Pott (Environnement et Changement climatique Canada) et Francesca Knight (Pêches et Océans Canada). Meara Crawford a révisé le document. Le PASCF remercie les nombreux examinateurs du gouvernement et du secteur privé au Canada et aux États-Unis qui ont formulé de précieux commentaires dans le processus d'examen public par les pairs.

Déni de responsabilité

L'information fournie dans le présent document ne constitue pas un avis juridique; l'application des présentes lignes directrices ne garantit pas nécessairement le respect des exigences fédérales, provinciales ou réglementaires de tout autre ordre. En cas de divergence entre le contenu du présent document et les lois du Parlement, surtout la Loi *canadienne sur la protection de l'environnement (1999*) ou la *Loi sur les pêches*, ainsi que les règlements y afférents, les lois du Parlement et les règlements connexes ont préséance. Il faut savoir que nonobstant toute exigence autre ou ayant trait à la délivrance de permis, les dépôts, l'exécution et la mainlevée des travaux ou activités doivent respecter tous les lois et règlements fédéraux applicables.

Pour des renseignements supplémentaires:

Secrétariat du PASCF
Division des Sites Contaminés
17e étage, Place Vincent Massey
351, boul. St-Joseph
Gatineau, QC, K1A 0H3
Courriel: ec.pascf-fcsap.ec@canada.ca