



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Canada



Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf)

Lignes directrices supplémentaires du PASCf pour l'évaluation du risque écologique

Module 4 : L'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?**

Mars 2013

BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA - CATALOGAGE AVANT PUBLICATION

Lignes directrices supplémentaires du PASCF pour l'évaluation du risque écologique Module 4 sur l'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?

Publié aussi en anglais sous le titre :

FCSAP Supplemental Guidance for Ecological Risk Assessment Causality Assessment Module 4 Determining the Causes of Impairment at Contaminated Sites - Are Observed Effects Due to Exposure to Site-Related Chemicals or Due to Other Stressors?

N° ISBN - 978-0-660-21213-5

N° de cat. - En14-104/2013F-PDF

AVERTISSEMENT

Sa Majesté n'est pas responsable de l'exactitude et de l'intégralité des renseignements contenus dans le matériel reproduit. Sa Majesté doit en tout temps être indemnisée et tenue exempte du paiement de toute réclamation qui découle de la négligence ou d'un autre manquement dans l'utilisation des renseignements contenus dans cette publication ou dans ce produit.

Les renseignements présentés dans le présent document ne constituent en aucune façon un avis ayant valeur juridique et le fait d'appliquer les présentes directives n'assure pas automatiquement la conformité aux exigences réglementaires du gouvernement fédéral, des gouvernements provinciaux et autres. En cas de divergence entre les présents renseignements et toute loi fédérale, tout particulièrement la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*, la *Loi sur les pêches* ou les règlements pris en vertu de ces lois, ces lois et règlements ont préséance. Nonobstant toute autre exigence réglementaire ou concernant l'obtention de permis, le lecteur doit savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à ses activités ou à ses opérations doit être conforme à toutes les lois et à tous les règlements fédéraux applicables.

DROITS D'AUTEUR

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit, en tout ou en partie et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On vous demande seulement :

- De faire preuve de diligence afin d'assurer l'exactitude du matériel reproduit;
- D'indiquer le titre complet du matériel reproduit et de l'organisation d'origine;
- D'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en affiliation avec le gouvernement du Canada ni avec son aval.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites sans l'autorisation écrite de l'administrateur des droits d'auteur de la Couronne du gouvernement du Canada, Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC). Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec TPSGC au 613-996-6886 ou à l'adresse droitdauteur.copyright@tpsgc-pwgsc.gc.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par les ministres de l'Environnement, et Pêches et Océans Canada 2013.

Also available in English.

Table des matières

| | | |
|---------|--|----|
| 1.0 | CONTEXTE | 1 |
| 1.1 | Évaluation de causalité pour une ERE | 1 |
| 1.2 | L'importance de déterminer la causalité | 2 |
| 1.3 | Portée du module | 6 |
| 2.0 | LIGNES DIRECTRICES..... | 7 |
| 2.1 | Dresser la liste des causes potentielles | 9 |
| 2.1.1 | Observer et consigner la dégradation biologique..... | 9 |
| 2.1.1.1 | Éléments propres aux sites aquatiques | 10 |
| 2.1.1.2 | Éléments propres aux sites terrestres | 15 |
| 2.1.2 | Recueillir et passer en revue l'information pour déterminer les causes potentielles | 16 |
| 2.1.3 | Effectuer une séance de remue-méninges..... | 19 |
| 2.2 | Intégrer la causalité dans la conception de l'étude et dans l'échantillonnage | 24 |
| 2.2.1 | Inventorier les données disponibles et déceler les écarts dans les données | 24 |
| 2.2.2 | Élaborer et mettre en œuvre un plan d'étude..... | 24 |
| 2.2.3 | Confirmer la compatibilité de la conception de l'étude | 26 |
| 2.2.4 | Sources de preuves utilisées pour l'évaluation de causalité | 27 |
| 2.2.4.1 | Observation..... | 27 |
| 2.2.4.2 | Manipulation | 28 |
| 2.2.4.3 | Connaissances générales | 29 |
| 2.3 | Analyser les données relatives à la causalité..... | 31 |
| 2.3.1 | Se préparer en vue de l'analyse | 31 |
| 2.3.2 | Effectuer l'analyse des données | 31 |
| 2.4 | Évaluer le poids de la preuve et tirer des conclusions..... | 36 |
| 2.4.1 | Passer en revue les preuves pour les causes potentielles | 36 |
| 2.4.2 | Caractériser les preuves pour chaque cause potentielle | 36 |
| 2.4.3 | Compiler les résultats et vérifier la justification | 40 |
| 2.4.4 | Intégrer les résultats et tirer des conclusions | 41 |
| 3.0 | ÉTUDES DE CAS | 46 |
| 4.0 | RÉFÉRENCES | 47 |

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Exemples d'éléments déclencheurs d'une évaluation de causalité

Tableau 2-1 : Exemples d'agents de stress potentiels, d'indicateurs possibles et de causes potentielles

Tableau 2-2 : Types de preuve courants utilisés pour éliminer des possibilités

Tableau 2-3 : Utilisation des statistiques et des tests d'hypothèse statistiques pour analyser des données d'observation relatives à l'évaluation de causalité

Tableau 2-4 : Exemple de format de tableau sommaire de causalité inférée

Tableau 2-5 : Exemple de format de tableau utilisé pour résumer la solidité de la preuve pour chaque cause potentielle

Tableau 2-6 : Qualités des éléments de preuve montrant des caractéristiques de causalité

Liste des figures

Figure 1-1 : Interactions des facteurs physiques et naturels avec les agents de stress chimiques dans un écosystème aquatique

Figure 2-1 : Cheminement de l'évaluation de causalité

Liste des pièces jointes :

Pièce jointe A : Agents de stress, incidences potentielles et indicateurs qu'un agent de stress pourrait être un facteur à un site particulier

1.0 CONTEXTE

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCf) a été élaboré afin d'appuyer les efforts déployés par les ministères et les organismes fédéraux et les sociétés d'État consolidées afin de réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement ainsi que les responsabilités financières associées aux sites contaminés fédéraux. Dans le cadre de ce plan, les évaluations des risques écologiques (ERE) sont fréquemment utilisées comme des outils de gestion des sites dans les sites contaminés fédéraux. Le groupe de discussion sur l'ERE du PASCf a élaboré des directives sur les ERE afin de compléter les directives actuelles du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) [1996; 1997]. Le document d'orientation sur les ERE du PASCf est composé d'un document d'orientation principal détaillé sur les ERE (PASCf 2012a) et de plusieurs modules spécifiques d'orientation technique (PASCf 2010a, 2010b et 2012b).

Le présent document est un module d'orientation technique sur l'exécution d'une évaluation de causalité pour une ERE. L'évaluation de causalité est déclenchée par l'observation d'une incertitude et d'une dégradation écologique en lien avec la cause de la dégradation (c.-à-d. quels agents de stress en sont responsables).

La dégradation est un effet nuisible à l'intégrité biologique d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème et qui empêche son fonctionnement optimal. Des exemples de types de dégradation sont mentionnés dans le tableau 1-1 de ce module.

L'objectif de ce module est de fournir des lignes directrices pour évaluer le lien de causalité et aider à distinguer la dégradation liée aux agents de stress chimiques de celle liée à la variabilité naturelle ou à d'autres agents de stress tels que les agents de stress biologiques ou physiques. L'objectif ultime de l'évaluation de causalité est d'identifier les facteurs qui peuvent être régulés ou corrigés afin d'améliorer les conditions biologiques (Suter *et al.* 2002).

1.1 Évaluation de causalité pour une ERE

Au moins depuis le début des années 1950, des évaluateurs du risque, des gestionnaires de la faune et des écotoxicologues tentent de relever le défi technique consistant à déterminer si des agents de stress chimiques sont des agents de causalité quant à la dégradation écologique (p. ex. Carson 1962; Fox 1991; Suter *et al.* 2010; Cormier *et al.* 2010; Gilberton 1997). Fox (1991) a le premier utilisé le terme « écoépidémiologie » pour désigner « l'étude des effets écologiques prévalents dans certaines localités ou parmi certains groupes de population, certaines communautés et certains écosystèmes ainsi que l'étude de leurs causes potentielles ». Fox (1991) a peut-être écrit l'article le plus influent au sujet de l'évaluation de causalité en écologie appliquée à cause de son utilisation de critères formels pour évaluer la causalité et aussi par son application subséquente de l'approche à de graves problèmes : baisse de la population de poissons, d'oiseaux et de reptiles dans les Grands Lacs laurentiens.

Tel qu'il a été discuté par Wickwire et Menzie (2010), les méthodes formelles d'évaluation de causalité ont évolué de façon à fournir des cadres de référence structurés aux évaluateurs et gestionnaires du risque, leur permettant d'évaluer le poids de la preuve et de diminuer la probabilité de prendre des décisions d'assainissement erronées qui auraient été fondées sur une mauvaise compréhension des causes de la dégradation écologique. Les progrès à l'égard de l'adoption d'un cadre de référence formel pour évaluer la causalité dans des systèmes aquatiques ont été stimulés par la U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) et le U.S. Fish and Wildlife Service (USFWS) [Durhan *et al.* 1992; Meyer et Barclay 1990; USEPA 2000a], de même que par une série d'articles publiés dans le *Journal of Toxicology and Environmental Health* (1991, volume 33, n° 4) et le *Environmental Toxicology and Chemistry* (2002, volume 21, n° 4). Par la suite, le Stessor Identification guidance (Lignes directrices sur la détermination d'agents de stress) de la USEPA (2000a), traitant de l'évaluation des causes de dégradation biologique dans les systèmes aquatiques, était présenté sous la forme d'un outil disponible sur Internet (le « Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System », ou CADDIS, <http://www.epa.gov/caddis/>). Le numéro de janvier 2010 du journal *Human and Ecological Risk Assessment* a souligné les perspectives et les études de cas traitant de l'application de procédures formelles d'analyse de causalité pour élucider les liens de cause à effet.

1.2 L'importance de déterminer la causalité

Les décisions coûteuses de s'engager dans l'assainissement et dans les litiges reposent souvent sur des hypothèses de causalité, alors il est essentiel que l'ERE tente d'établir les liens de cause à effet entre les agents de stress et les réponses (Suter *et al.* 2002, Day *et al.* 1997). Il est important de connaître l'identité d'un agent de stress pour ensuite pouvoir aborder ses effets. (Day *et al.* 1997). Si la causalité n'est pas déterminée ou si elle l'est incorrectement, des recours coûteux visant à réduire le risque écologique pourraient s'avérer inefficaces. En plus du gaspillage de temps et d'argent, une telle erreur peut éroder la confiance et la patience des contribuables, ce qui peut en retour entraver la conclusion d'une entente d'assainissement, même après la détermination correcte de la causalité.

La détermination de la causalité est plus facile à dire qu'à faire, car de nombreux facteurs peuvent changer les conditions biologiques. Pour compliquer encore plus le processus de détermination de la causalité, les agents de stress n'agissent pas, en fait, sur des organismes en vase clos. Les interactions entre les effets d'un agent de stress naturel et d'un agent de stress chimique amplifient parfois les effets de chacun de ces agents de stress pris isolément (Holmstrup *et al.* 2010).

En dépit de l'importance de déterminer la causalité, dans certains cas, il n'est pas nécessaire, voire avantageux de le faire à chaque site ou pour chaque ERE. Lorsque le besoin d'assainissement et la cause de la dégradation sont évidents (les circonstances des rejets sont bien comprises et la dégradation est évidente; un seul agent de stress est en cause; le nettoyage sera peu coûteux; ou d'autres facteurs), les gestionnaires du risque peuvent conclure qu'il est plus pratique de procéder à un assainissement plutôt que de pousser l'investigation des risques et des causes. Par contre, lorsque les risques écologiques ne sont pas importants, la causalité demeure un facteur, mais une évaluation de causalité n'est peut-être pas nécessaire. Voici des exemples de scénarios pour lesquels une évaluation du risque ne sera probablement pas justifiée : des sites ne montrant aucun signe de dégradation écologique ou de risques écologiques nuisibles, des sites ayant des sources évidentes de rejet circonscrites (fuite de réservoirs d'entreposage souterrains, fuite de réservoirs d'entreposage hors terre et autres déversements d'hydrocarbures), des sites ayant un agent de stress principal ou unique et des

La figure 1-1 illustre les interactions physiques, chimiques et biologiques des agents de stress chimiques dans un écosystème aquatique. Cette figure présente les agents de stress qui agissent par l'entremise des contaminants, mais les agents de stress peuvent aussi agir directement sur des composants de l'écosystème. Les lecteurs peuvent aussi consulter Rattner et Heath (2003), qui fournissent un aperçu des interactions entre divers polluants environnementaux et la température, la salinité, la dureté de l'eau, le pH, l'oxygène dissous, les radiations non ionisantes, la photopériode et la saison.

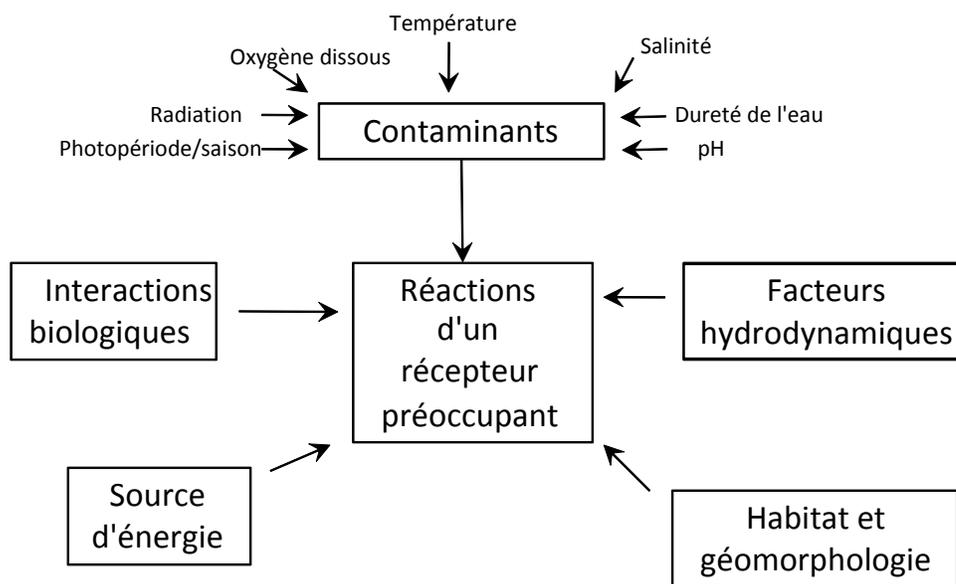


Figure 11 Interactions des facteurs physiques et naturels avec les agents de stress chimiques dans un écosystème aquatique

(inspiré de Foran J. A. et S. A. Ference, Eds. *Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment*, SETAC Press, Pensacola, FL, 1997)

Divers effets chroniques (p. ex. sur la reproduction), létaux ou sublétaux pourraient rendre nécessaire une évaluation de causalité. Ces éléments déclencheurs devraient être pris en considération conjointement avec l'analyse du poids de la preuve dans l'ERE afin de déterminer si une évaluation de causalité est requise. Quelques exemples d'éléments déclencheurs sont présentés dans le tableau 1-1.

Tableau 1-1. Exemples d'éléments déclencheurs d'une évaluation de causalité

| |
|--|
| • Observation de la destruction de plantes, d'invertébrés, de poissons ou d'espèces sauvages |
| • Observation d'anomalies telles que des tumeurs, des lésions, une forte charge parasitaire chez les individus, une prévalence élevée de maladies au sein d'une certaine population et la présence de chlorose |
| • Observation de changements chez plusieurs individus au sein d'une population, comme la taille selon l'âge, la croissance, la condition, la productivité ou la survie |
| • Observation de changements dans la structure de la communauté tels que l'absence, la réduction ou la prépondérance d'un taxon en particulier |
| • Indicateurs biologiques, tels que l'indice d'intégrité biotique ou l'indice de communautés d'invertébrés, signalant la présence d'effets indésirables |
| • Changements dans les paramètres de population, de l'écosystème ou au niveau des paysages tels que la perte d'habitats importants |

Par contre, la détection de produits chimiques, dans le sol, dans les sédiments ou dans l'air, dont les concentrations excèdent le niveau des repères de dépistage écotoxicologique (p. ex. les directives du CCME sur la qualité du sol et de l'eau) n'est pas une preuve suffisante de dégradation pour justifier une évaluation de causalité immédiate, si cette mesure représente la seule source de données disponibles. De la même façon, les quotients de danger (QD) supérieurs à 1 ne sont pas une preuve de dégradation suffisante pour justifier une évaluation immédiate de causalité (voir PASCF 2012a pour obtenir de plus amples renseignements). Les concentrations chimiques se situant au-delà des niveaux de référence ou les QD supérieurs à 1 indiquent qu'une investigation plus poussée est requise en vue de déterminer si ces concentrations ou ces doses élevées causent vraiment la dégradation avant de procéder à une évaluation de causalité. Pour les sites aquatiques, le Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés conformément au PASCF (Chapman 2011) contient des directives supplémentaires. De plus, les règlements fédéraux sur l'exploitation minière contiennent des directives concernant la recherche des causes liées aux effets observés dans les sites d'exploitation minière canadiens (Environnement Canada 2012).

Lors de la conception des études utilisées pour déterminer cette responsabilité, les évaluateurs du risque sont encouragés à considérer d'autres agents de stress qui pourraient avoir une incidence sur toute dégradation observée. De tels agents de stress peuvent être de nature biologique, physique et chimique. Ces agents de stress sont décrits plus en détail dans la section 2.

1.3 Portée du module

Ce module fournit des directives qui aideront les évaluateurs du risque à concevoir et à effectuer des ERE prenant en compte des causes de dégradation sur les sites du PASCf; ce module a pour but primordial d'assurer que les ERE soutiennent une prise de décision éclairée, d'un point de vue pratique, en matière de gestion du risque. Le cadre de référence est établi en fonction de la complexité et de la taille de la plupart des sites du PASCf. Ce cadre de référence s'inspire du document *Stressor Identification guidance* de la USEPA (2000a; CADDIS) et est conforme aux pratiques recommandées par Suter *et al.* (2010). Des modifications ont été apportées au document d'orientation de la USEPA (2000a) afin d'étendre sa portée aux sites terrestres et d'en simplifier les processus, l'adaptant mieux pour les petits sites, prévalents dans le PASCf. Les sites qui sont très complexes, particulièrement quant au nombre d'agents de stress, à l'étendue des données et à la variété d'habitats présents, peuvent profiter d'une application directe du cadre de référence de la USEPA (2000a). Le cadre de référence décrit dans ce module s'applique tant aux sites aquatiques qu'aux sites terrestres.

Ce module met l'emphase sur les agents de stress chimiques et non chimiques et les méthodes pour déterminer la causalité (quand la dégradation est-elle observée; quelles étapes doit-on suivre pour comprendre la ou les causes de cette dégradation?).

Différents projets aborderont les questions de causalité à différentes étapes, selon la compréhension actuelle du site en question. Ce module cible principalement le travail effectué après la détermination de la dégradation. On suppose ici qu'il y a suffisamment d'échantillons et que les analyses ont déjà été effectuées en vue d'établir que : 1) des agents de stress chimiques peuvent être la cause d'un risque écologique; 2) d'autres agents de stress (p. ex. naturels ou anthropiques, physiques, biologiques ou chimiques) sont présents sur le site et il n'est pas encore possible de conclure que le rejet de produits chimiques est la seule cause de la dégradation observée.

L'évaluation de causalité est liée au classement du risque, mais en demeure distincte; le classement du risque est une méthode où de multiples agents de stress sont classés relativement au potentiel de risque qu'ils représentent envers un récepteur, un habitat ou un écosystème. Bien que ce module ne traite pas de classement du risque, les lecteurs intéressés peuvent consulter Landis et Wiegiers (1997), Wiegiers *et al.* (1998), et Obery et Landis (2002) pour obtenir un aperçu de telles approches. Par ailleurs, ce module ne traite pas directement d'évaluation biologique, de conditions de référence, de détection de dégradation, d'assurance de la qualité, d'attribution de responsabilités concernant les rejets, d'analyse coûts-avantages, d'analyse des avantages environnementaux nets, des actions de gestion ou de la consultation publique; toutefois, ces activités interagissent toutes avec l'évaluation de causalité de façons importantes et variées.

2.0 LIGNES DIRECTRICES

L'évaluation de causalité comporte quatre étapes : dresser la liste des causes potentielles; intégrer la causalité dans la conception et l'échantillonnage de l'étude; analyser les données sur la causalité, et évaluer le poids de la preuve et tirer des conclusions (voir la figure 2-1). La présente section donne un aperçu de ces étapes, qui sont ensuite décrites plus en détail dans les sections 2.1 à 2.4.

L'étape 1 consiste à déterminer les causes potentielles de dégradation, souvent avec l'aide d'intervenants et de gestionnaires du risque. Puisque les évaluations de causalité décrites dans ces lignes directrices sont effectuées pour des sites contaminés, l'exposition chimique fait presque toujours partie des causes déterminées. Des causes potentielles additionnelles pourraient inclure des agents de stress biologiques ou physiques tels que des espèces envahissantes, l'eutrophisation, la destruction des habitats, les inondations ou le dragage dans les cours d'eau navigables. À cette étape, il importe aussi de voir si la dégradation reflète une variabilité naturelle ou si elle représente une réponse indésirable envers un agent de stress, en lien avec le site ou non.

À l'étape 2, l'évaluateur du risque vérifie si la quantité de données disponibles est une preuve suffisante pour confirmer ou réfuter les rôles de chacune des causes potentielles; il élabore et met en œuvre un plan d'étude pour combler tout écart dans les données. Les données disponibles peuvent être propres au site, provenir de sources documentaires ou du savoir local, etc.

À l'étape 3, les éléments de preuve pour chacune des causes potentielles sont comparés, ce qui réduit au minimum les erreurs liées à l'hypothèse : la dépendance, le préjugé de confirmation, la ténacité de l'hypothèse, la tendance à privilégier la représentation facile ainsi que l'excès de confiance (Norton *et al.* 2003). Les données sont analysées et les renseignements permettant d'établir un lien entre la dégradation biologique et les causes potentielles sont étudiés.

À l'étape 4, la preuve est évaluée en utilisant une approche fondée sur le poids de la preuve après la collecte et l'analyse des données. Cette approche est utilisée pour tirer des conclusions au sujet des causes potentielles susceptibles d'avoir joué le plus grand rôle dans la dégradation. Il est

La complexité du processus d'évaluation de causalité devrait s'ajuster à l'échelle spatiale et temporelle du site de même qu'aux contraintes de budget et d'échéancier. Le processus entier pourrait être itératif; chaque étape de l'analyse de données pouvant révéler de nouvelles incertitudes ou des écarts dans les données.

Principes généraux pour réduire au minimum l'erreur dans les évaluations de causalité

- 1) Effectuer l'évaluation de causalité comme une comparaison juste et transparente entre diverses possibilités.
- 2) Décrire et quantifier la relation de cause à effet.
- 3) Estimer si la relation de cause à effet est illusoire ou si une réelle relation était masquée (Norton *et al.* 2003).

également possible que les données disponibles, recueillies à l'étape précédente, montrent que la dégradation biologique observée qui a déclenché l'évaluation de causalité n'a aucun lien avec le site (p. ex. la comparaison du site avec les données de référence indique que la dégradation observée est probablement due à une variation naturelle). Dans ce cas, l'évaluation de causalité n'est plus nécessaire. Enfin, la preuve disponible est intégrée en vue de tirer des conclusions sur la causalité ou le besoin de poursuivre l'investigation (si les données étaient insuffisantes).

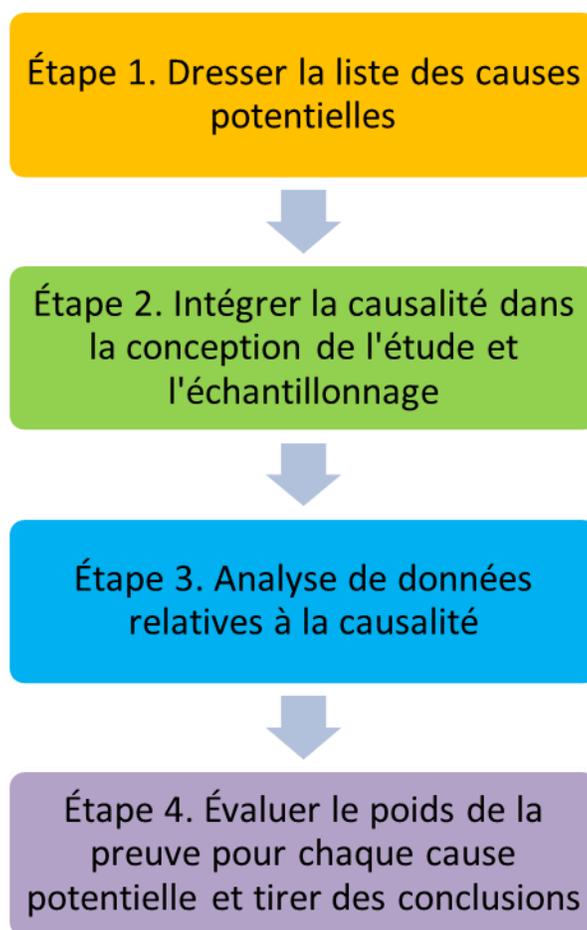


Figure 2-1. Cheminement de l'évaluation de causalité

2.1 Dresser la liste des causes potentielles

À la suite de l'observation d'une dégradation biologique dans un site contaminé (voir des exemples d'événements déclencheurs dans le tableau 1-1), la première étape majeure dans l'évaluation de causalité consiste à dresser la liste des causes potentielles (étape 1). Les détails des composantes de cette étape sont fournis dans la zone de texte adjacente et dans le texte ci-dessous.

2.1.1 *Observer et consigner la dégradation biologique*

Avant que les causes potentielles puissent être étudiées de façon efficace, il faut consigner la dégradation particulière ou les effets nocifs.

Dans certains cas, l'observation d'effets biologiques nocifs, comme la mortalité de poissons ou l'absence de végétation, a peut-être été l'élément déclencheur pour que le site soit désigné comme un site contaminé. La dégradation devrait être décrite en fonction de sa nature, de son importance et de son étendue spatiale et temporelle. Idéalement, l'effet devrait être quantifié par un compte (p. ex. abondance, diversité, mortalité, incidence de malformations ou de lésions) ou sous forme de variable continue (p. ex. longueur, poids, succès d'éclosion, succès d'envol). Il faut prendre soin d'éviter la description de multiples effets comme étant une seule dégradation puisque chaque effet pourrait avoir une cause différente. La documentation sur la dégradation devrait inclure un énoncé général au sujet des données ou du processus qui ont révélé la dégradation. Il peut être utile de représenter la dégradation en la cartographiant. Les systèmes d'information géographique (SIG) peuvent être utilisés pour cartographier les lieux, les distributions et les gradients des effets observés. La caractérisation de l'étendue géographique de la dégradation est essentielle. Cependant, les SIG

Étape 1. Dresser la liste des causes potentielles

- Observer et documenter la dégradation biologique.
- Recueillir et passer en revue l'information pour déterminer les causes potentielles :
 - recueillir des renseignements généraux (p. ex. l'aménagement du site, son historique, l'utilisation des terrains avoisinants);
 - passer en revue les ouvrages scientifiques sur les processus et les mécanismes biologiques et les études de cas traitant d'une dégradation similaire;
 - faire la synthèse des résultats de recherche de renseignements généraux et de l'information provenant des ouvrages scientifiques pour en faire la distribution avant et pendant la séance.
- Effectuer une séance de remue-méninges :
 - présenter les renseignements généraux (p. ex. historique du site, aménagement, agents de stress, processus biologiques et mécanismes);
 - effectuer une séance de remue-méninges sur les causes possibles et éliminer les causes improbables;
 - consigner les résultats de la séance.

exigent beaucoup de données et pourraient n'avoir qu'une valeur limitée à certains sites si les données sont insuffisantes. La détermination des causes potentielles pourrait aussi être facilitée par une représentation cartographiée des mesures qui décrivent les effets biologiques (p. ex. diversité réduite dans la population d'invertébrés, réduction de la taille des poissons, réduction de l'épaisseur des coquilles d'œuf, réduction de la productivité des petits mammifères). Certaines des méthodologies et certains des outils utilisés pour caractériser la dégradation observée dans des sites aquatiques et terrestres sont abordés dans les sections suivantes.

2.1.1.1 *Éléments propres aux sites aquatiques*

La gamme d'outils disponibles pour caractériser la dégradation d'un site aquatique comprend ceux dont les organismes cibles vivent dans la colonne d'eau et ceux dont les organismes cibles vivent à l'intérieur des sédiments ou à leur surface. Des données utiles pourraient provenir : d'analyses chimiques d'effluents, d'organismes, des eaux ambiantes et des sédiments; de tests de toxicité sur les effluents, les eaux et les sédiments; d'autopsies; de relevés biotiques; d'organismes mis en cage (p. ex. moules, poissons); d'analyses des habitats; de fiches hydrologiques et d'analyses de biomarqueurs. D'autres sites et des études en laboratoire pourraient fournir un ensemble de données similaires. Les éléments propres aux organismes habitant la colonne d'eau et les sédiments sont discutés dans les sous-sections suivantes.

Évaluation des récepteurs habitant la colonne d'eau

Les organismes aquatiques habitant dans la colonne d'eau comprennent notamment le plancton, les plantes aquatiques, les invertébrés et les poissons. Les poissons sont importants d'un point de vue écologique et anthropique; ils sont visés par des programmes de surveillance des contaminants et ils sont habituellement sélectionnés comme l'un des récepteurs d'intérêt lors des ERE pour des sites aquatiques (voir ministère de l'Environnement de l'Alberta [2008] pour obtenir un sommaire des programmes de surveillance du poisson). Les données des programmes de surveillance du poisson peuvent être utiles dans une évaluation de causalité, pour différentes raisons : définition des conditions préalables, tendances spatiales et temporelles quant aux résidus chimiques dans les tissus des poissons, valeur sélective et *sex-ratio*.

La sensibilité des poissons aux agents de stress physiques, biologiques et chimiques a aussi été grandement étudiée. Pour ces raisons, cette discussion sur les éléments propres aux sites aquatiques se penche surtout sur les poissons. L'utilisation du poisson est unique quant à l'évaluation de causalité, et ce, en raison de nombreux facteurs dont la disponibilité des données provenant de programmes de surveillance du poisson à grande échelle, leur mobilité, leur longue durée de vie, une variété de conception d'études et l'incidence de la mortalité de poissons. Toutes ces questions, et d'autres demandant une attention particulière quant à l'évaluation de causalité, sont discutées ci-dessous.

Plusieurs documents d'orientation décrivent la conception d'un programme d'échantillonnage de poissons rigoureux et défendable sur le plan scientifique (p. ex. Barbour *et al.* 1999, Hicks 1999, Stirling 1999, Morgan 2002, USGS 2002, Skinner et Ball 2004, Weiner *et al.* 2006, Jones et Yunker 2009, USEPA 2000b, 2002, 2008b, <http://www.env.gov.bc.ca/fish/methods/toolkits/fishsamp.html>, en anglais seulement). Ce site Web de l'Université de l'Arizona (http://www.cals.arizona.edu/research/azfwru/scott/scott_overviewProtocols.htm, en anglais seulement) fournit une compilation de protocoles d'échantillonnage de poissons provenant d'un grand nombre d'États et de provinces. De plus, le CCME devrait publier des lignes directrices sur l'échantillonnage de biotes. Nous encourageons le lecteur à consulter ces sources, ou d'autres, avant de procéder à l'échantillonnage de poissons.

Même lorsque des données détaillées sont disponibles grâce aux programmes de surveillance ou à d'autres programmes rigoureux sur le terrain, l'évaluation et le diagnostic de causalité peuvent quand même être ardues lorsque la dégradation se manifeste par des effets sublétaux chroniques. Deux facteurs incontournables, la mobilité des poissons et la grande longévité de certaines espèces, viennent compliquer l'évaluation de causalité dans de tels cas. En conséquence, l'évaluateur du risque n'est pas toujours en mesure de juger objectivement les attributs d'« ordre temporel » et de « cooccurrence » (voir la section 2.1.3). Quand il s'agit de juger de l'ordre temporel, la présence dans l'environnement d'espèces ayant une longue durée de vie signifie que, même lorsque l'agent de stress est retiré (c.-à-d. que la source est contrôlée), les spécimens antérieurement exposés sont toujours présents dans l'habitat et montrent encore les mêmes signes de dégradation survenue lorsque l'agent de stress était présent. La récupération, définie comme l'absence de dégradation biologique, pourrait prendre jusqu'à au moins une génération pour les espèces ayant la plus grande longévité. La mobilité complique l'évaluation de la cooccurrence, car la dégradation observée chez les poissons pourrait ne pas être exactement en concordance spatiale avec la localisation physique de l'agent de stress. Ce défi est particulièrement évident dans les cours d'eau tels que les rivières et les ruisseaux, où les populations de poisson sont étudiées en amont de la source d'agent de stress, alors que les poissons de ces zones sont tout de même exposés à cause de leur mobilité.

L'évaluation de causalité et de la dégradation peut aussi être compliquée par les différentes conceptions d'études utilisées pour surveiller le poisson. Par exemple, les poissons mâles et femelles pourraient vivre dans des habitats différents selon la saison; ils pourraient métaboliser et accumuler des agents de stress à des degrés divers suivant leur cycle biologique. Si le sexe du poisson n'est pas enregistré au cours de l'échantillonnage ou si des échantillons de poissons comportant des spécimens des deux genres sont mis en commun pour d'autres raisons, l'interprétation des tendances spatiotemporelles peut être faussée. Dans la même veine, si les méthodes de préparation des échantillons (p. ex. peau enlevée ou peau intacte, analyse de filets

ou analyse de tout le corps ou d'un organe en particulier) sont combinées dans de multiples programmes d'échantillonnage, pour des zones ou des durées diverses, l'observation des tendances selon l'exposition peut être biaisée par des accumulations variables de contaminants dans les muscles, les lipides, la peau, le foie, etc. Les publications scientifiques (p. ex. Peterson *et al.* 2005, Amrhein *et al.* 1999, Bevelhimer *et al.* 1997) suggèrent des relations empiriques entre la concentration dans les filets et la concentration dans tout le corps pour différentes espèces; de tels algorithmes peuvent servir à convertir des données afin de les utiliser de manière normalisée. L'utilisation d'une grande variété de classes de tailles peut améliorer la précision des doses estimées pour les pêcheurs à la ligne et les animaux sauvages piscivores; mais elle peut aussi introduire une grande variabilité et rendre plus difficile le discernement des tendances spatiotemporelles pouvant aider à déterminer la causalité. Cette difficulté vient de la variabilité des concentrations dans les tissus selon l'âge et la taille du poisson (p. ex. bon nombre des récepteurs écologiques préfèrent des proies d'une certaine taille). De plus, les concentrations résiduelles de produits chimiques bioaccumulables dans les tissus augmentent généralement avec l'âge et la taille du poisson. De même, une concentration de produits chimiques peut être observée lorsque les poissons jeûnent (p. ex. saumons en frai). Toutefois, chez des espèces à croissance rapide, la dilution des résidus de produits chimiques qui survient tout au long de la croissance peut s'avérer un facteur encore plus important que l'âge du poisson ou son contenu lipidique. Ici aussi, les publications scientifiques (p. ex. Gilmour et Riedel 2000, Farkas *et al.* 2003, Bhavsar *et al.* 2008, Gewurtz *et al.* 2011) et le site www.fishbase.org décrivent des relations empiriques quant aux concentrations de produits chimiques dans les tissus de poissons, normalisées selon la taille. L'utilisation de classes de tailles peut réduire la variabilité et améliorer la comparabilité des données entre les années d'échantillonnage.

Puisque le pourcentage de lipides dans les tissus varie souvent selon les espèces, le genre et les classes d'âge, l'évaluation de l'exposition aux agents chimiques de stress lipophiles, tels que certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), biphényles polychlorés (BPC), dioxines et furanes, peut bénéficier de la normalisation lipidique des niveaux de résidus chimiques. Le poids humide peut également être utile dans certains cas (p. ex. si la concentration de contaminants lipophiles est utilisée pour estimer l'exposition lorsque la consommation quotidienne de nourriture est fondée sur le poids humide).

Contrairement à d'autres récepteurs, les exigences relatives à l'habitat et les effets des différents attributs de l'habitat sur les populations et la structure de la communauté sont généralement bien compris dans le cas des poissons. Hughes (1985) présente une robuste méthodologie pour choisir des cours d'eau de référence qui serviront à estimer les effets des résidus de métaux miniers sur les poissons.

La recherche halieutique est également assez avancée quant à l'élaboration de méthodes de laboratoire et de terrain pour évaluer les effets des agents de stress individuels pour une classe d'âge précise ou sur des espèces en particulier. Parmi les autres avancées dans le domaine de la recherche halieutique, mentionnons l'utilisation de biomarqueurs, ainsi que de paramètres morphologiques (p. ex. prévalence de tumeurs chez les poissons plats, taux de masculinité), biochimiques (p. ex. mesures des activités enzymatiques), physiologiques (p. ex. perte de vitamine A dans le foie, production de vitellogénine chez les individus mâles) et moléculaires (p. ex. expression génique). Par exemple, Orrego *et al.* (2005) décrivent une étude sur la toxicité, simple et directe, effectuée en laboratoire pour déterminer la probabilité et la gravité des réactions indésirables des poissons en présence des effluents des usines de pâtes à papier. Swanson *et al.* (1994) décrivent une méthodologie similaire, simple et directe, qui se penche sur la façon de distinguer les effets des effluents des usines de pâte kraft blanchie des effets des agents de stress naturels (p. ex. inondations, bas courants, habitat) sur la croissance, la reproduction, la structure selon l'âge et la structure de la communauté.

En dépit d'un long et solide historique de recherches halieutiques, les écarts dans les données liées à l'écotoxicité et à la variabilité entre les espèces en matière de sensibilité aux agents de stress chimiques peuvent compliquer l'évaluation de causalité. Bien que les effets de quelques agents de stress comme le mercure et le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) aient été grandement étudiés pour différentes espèces de poissons dans des conditions d'exposition diverses (p. ex. Drevnick *et al.* 2008), il y a peu de renseignements sur les effets d'autres agents de stress sur différentes espèces de poisson et différentes classes d'âge. Dans ces circonstances, l'évaluation de causalité introduira inévitablement une incertitude, car il sera nécessaire d'extrapoler entre les espèces, les durées d'exposition ou les classes d'âge.

L'évaluation de causalité est relativement directe, toutefois, pour un type de dégradation précis : la mortalité de poissons. La mortalité de poissons survient lorsqu'un grand nombre de poissons dans une zone définie meurent au cours d'une période plutôt brève, ce qui fait que la présence de plusieurs poissons morts est assez apparente. Une telle mortalité de poissons représente un signe patent de dégradation et n'est pas rare. Le besoin de distinguer la ou les causes de mortalité est reconnu depuis longtemps dans la communauté des pêches, et des lignes directrices de grande qualité sont disponibles pour aider à diagnostiquer les causes sur le terrain (p. ex. Meyer et Barclay 1990).

Évaluation des organismes benthiques

Tel que l'ont analysé Rosenberg *et al.* (1997), les organismes benthiques (ou benthos) possèdent plusieurs attributs favorables qui font d'eux des participants largement utilisés dans les études de sites aquatiques (p. ex. la présence d'un grand nombre d'espèces offre un large spectre de

réponses aux agents de stress environnementaux; ils vivent dans les sédiments et sont donc directement associés aux sédiments; ils sont sédentaires de nature; leur longévité est courte, etc.).

L'évaluation du benthos est de plus facilitée par l'approche triadique bien établie de la qualité des sédiments (Chapman *et al.* 1991, 1992; Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario 2008). La triade de qualité des sédiments intègre des données provenant d'analyses physiques et chimiques, d'exposition globale, en laboratoire, à l'ensemble des sédiments et provenant de la structure de la communauté benthique afin de déterminer les effets ou la dégradation.

La triade de qualité des sédiments et d'autres approches axées sur le poids de la preuve comme le cadre de référence Canada-Ontario (Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario 2008) tiennent compte du potentiel de biodisponibilité et de bioamplification. Ces approches offrent un ensemble d'outils raisonnablement normalisés, basés sur un contexte de terrain, de laboratoire et sur des publications scientifiques; ces outils peuvent être utilisés en parallèle pour évaluer le poids de la preuve inculquant ou disculpant des agents de stress chimiques comme agents responsables sur les sites de sédiments contaminés. Borgmann *et al.* (2001) offrent l'exemple d'une analyse élégante qui jumelle la triade de qualité des sédiments aux considérations de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des lacs afin de faciliter la détermination de la cause de la dégradation observée.

Un autre outil d'évaluation est amené par O'Brien *et al.* (2010), qui décrivent une technique prometteuse combinant une bioévaluation rapide et une détermination du microcosme présent dans la zone étudiée afin de déterminer la dégradation.

Le succès d'une évaluation juste de la santé ou de la dégradation des communautés benthiques est fonction de la facilité à distinguer les réponses causées par des agents de stress chimiques de celles causées par d'autres facteurs environnementaux (Rosenberg *et al.* 1997, Dunson et Travis 1991, Hughes 1995). Les ERE aquatiques sont responsables de la confusion entre variabilité naturelle et dégradation environnementale, car on ne comprend toujours pas bien les nombreux facteurs naturels ayant une incidence sur la variabilité ou la régulant (Landis *et al.* 1994). Reynoldson (1984), France (1990) et d'autres chercheurs ont émis une mise en garde sur le fait que les communautés benthiques peuvent répondre à des changements d'apparence mineure (p. ex. changements dans la grosseur des particules du substrat, son contenu organique, sa texture ou la qualité de l'eau), de même qu'à la présence d'agents de stress chimiques. L'hétérogénéité spatiale des zones d'accumulation peut être élevée, ce qui nécessite un grand nombre d'échantillons pour distinguer la variabilité naturelle de la dégradation anthropique (Rosenberg *et al.* 1997).

Les variables du site pouvant possiblement avoir une incidence sur la communauté benthique locale comprennent notamment la morphologie (p. ex. gradient, largeur, profondeur, type de

substrat, superficie, volume), l'hydrodynamique, la température, l'oxygène dissous, les cycles de marées, les microhabitats, le pH, les éléments nutritifs et le climat. Si leur incidence sur la communauté benthique n'est pas explicitement reconnue et considérée (p. ex. pendant la sélection des zones de référence), ces variables peuvent semer la confusion au moment d'interpréter les relevés de structure des communautés et les tests de toxicité.

2.1.1.2 *Éléments propres aux sites terrestres*

Il est plutôt courant d'initier l'évaluation d'un site terrestre (ou de récepteurs terrestres) à l'aide d'une analyse de type QD dans laquelle l'exposition (généralement exprimée par une dose modélisée en milligrammes de produits chimiques par kilogramme de poids corporel par jour ou mg/kg-j) est estimée en utilisant des équations et des valeurs d'intrants dérivées de publications scientifiques, puis en les comparant à un seuil (généralement nommé valeur de référence toxicologique ou VRT) ou à une courbe de dose-réponse dérivées de publications scientifiques. Le Supplemental Guidance for Ecological Risk Assessment (Lignes directrices supplémentaires pour l'évaluation du risque écologique) du PASCf comprend un module sur la sélection et l'élaboration de VRT particulières au site; ce module devrait être consulté pour obtenir de plus amples renseignements sur le sujet (PASCf 2010b). Les évaluateurs du risque écologique supposent, d'ordinaire, que si l'exposition est inférieure à la VRT (c.-à-d. si le QD est inférieur à 1), alors le potentiel d'occurrence d'effets nocifs est faible et il est inutile de pousser plus loin l'évaluation. Toutefois, des QD supérieurs à 1 indiquent seulement le potentiel d'occurrence d'effets nocifs et ne démontrent pas une dégradation réelle (Tannenbaum 2003, 2005).

Les bioessais ou les études sur le terrain sont essentiels pour vérifier les conclusions apportées par les QD. Des exemples d'études sur le terrain utilisées pour des sites terrestres comprennent l'analyse des résidus dans les tissus des plantes, des insectes et des rongeurs, l'analyse des poils, le prélèvement d'échantillons de sang et de tissu (pour l'établissement de biomarqueurs) et des expériences de colonisation, de même que la Rodent Sperm Analysis (Analyse de sperme chez les rongeurs) [Tannenbaum *et al.* 2003, 2007; Tannenbaum et Thran 2009], des études de surveillance de nids et de nichoirs (p. ex. Henning *et al.* 2002, 2003; Custer *et al.* 1998, 2005), des tests d'immunosuppression (p. ex. Grasman *et al.* 1996), des études sur le microcosme amphibien (p. ex. Boone *et al.* 2005), des études sur l'alimentation du vison (p. ex. Aulerich et Ringer 1977) et des études de terrain sur le vison (p. ex. Osowski *et al.* 1995). Le Supplemental Guidance for Ecological Risk Assessment (Lignes directrices supplémentaires pour l'évaluation du risque écologique) du PASCf comprend un module sur la sélection de tests toxicologiques et leur interprétation (PASCf 2010b); ce module devrait être consulté pour obtenir de plus amples renseignements sur le sujet.

Des détails supplémentaires sur la gamme d'outils disponibles pour évaluer les paramètres liés aux effets des contaminants chez les vertébrés terrestres se retrouvent dans Rattner *et al.* (2000),

qui donnent un aperçu général des paramètres applicables aux organismes individuels ou aux hauts niveaux de l'organisation écologique (p. ex. biomarqueurs, bioessais et bioindicateurs de l'exposition aux contaminants et de leurs effets). Il convient de souligner que plusieurs des conceptions d'études discutées par Rattner *et al.* (2000) ne sont utilisables que pour des sites assez vastes pour soutenir un grand nombre d'organismes cibles, de façon à garantir que les tailles des échantillons sont adéquates pour détecter une différence significative entre les organismes qui ont été exposés et ceux qui ne l'ont pas été, si cette différence existe réellement. Cela veut dire que si la petite taille d'un site empêche une étude de terrain d'avoir une grande puissance statistique, alors les limites de la conception de l'étude peuvent conclure faussement que la population exposée n'a pas subi de dégradation. Newman (2008) fournit d'ailleurs des directives concernant les tests d'hypothèse qui peuvent être utiles pour les évaluateurs. Les évaluateurs du risque sont encouragés à consulter des statisticiens au cours de la conception de l'étude pour éviter de tels problèmes. De plus, le coût de telles analyses pour les oiseaux et les mammifères est substantiellement plus élevé que celui pour les invertébrés aquatiques et benthiques; relativement peu de sites du PASCFC affichent potentiellement une contamination suffisamment sérieuse pour justifier de telles études.

2.1.2 Recueillir et passer en revue l'information pour déterminer les causes potentielles

Une fois la dégradation biologique définie et documentée, les causes potentielles sont alors déterminées en tenant compte de l'emplacement et de l'historique du site, des publications qui documentent la relation de cause à effet pour des dégradations similaires dans d'autres sites ou dans d'autres conditions (de façon générale, comme il est indiqué dans les ouvrages scientifiques) ou en se basant sur la connaissance des processus et des mécanismes biologiques. Un examen des ouvrages scientifiques peut être très important pour déterminer les causes potentielles d'un effet en particulier. De plus, lorsque des données sont disponibles concernant un site donné, les programmes de surveillance provinciaux et territoriaux (p. ex. le Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques [RESE], le Réseau canadien de biosurveillance aquatique [RCBA] et le Programme de suivi des effets sur l'environnement d'Environnement Canada) peuvent aider à déterminer les agents de stress potentiellement présents sur le site. Cette première étape produit deux résultats : 1) une description écrite, graphique ou tabulaire de la dégradation particulière et 2) une liste des causes potentielles, comprenant notamment les raisons pour lesquelles elles ont été retenues.

Les causes potentielles peuvent être des agents de stress de nature physique, chimique et biologique. Le tableau 2-1 présente certains des agents de stress physiques, chimiques et biologiques les plus courants qui peuvent causer une dégradation biologique dans des sites aquatiques ou terrestres et qui sont susceptibles d'être présents dans de nombreux sites contaminés. Ce tableau ne présente pas une liste complète de tous les agents de stress possibles,

mais plutôt ceux qui font partie des sources de dégradation les plus courantes, affectant la composition et la fonction de communautés biologiques, tant dans les milieux terrestres que dans les milieux aquatiques. Bon nombre des autres agents de stress peuvent avoir un effet plus subtil qui se manifeste sur des périodes prolongées. Par conséquent, une sélection soignée des sites de référence est essentielle pour déterminer la cause probable de la dégradation des sites contaminés. Pour obtenir de plus amples renseignements sur l'utilisation de conditions de référence ou de conditions ambiantes, veuillez consulter le document d'orientation sur les évaluations des risques écologiques dans le cadre du PASCF (PASCF 2012a).

Les signes courants qu'un agent de stress peut être un facteur à un site particulier et les effets les plus importants de ces agents de stress sur les communautés biologiques sont décrits dans la pièce jointe A.

Les lecteurs sont invités à consulter les sources d'information suivantes pour obtenir des exemples de traitement plus complet du sujet :

- *Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada*, Rapport d'Environnement Canada, 2001
- Le plan stratégique du Service canadien de la faune en matière de conservation de la faune (SCF 2000)
- Liste d'agents de stress de la USEPA (2000a)¹

¹ http://www.epa.gov/caddis/si_step2_stressorlist_popup.html

Tableau 2-1. Exemples d'agents de stress potentiels, d'indicateurs possibles et de causes potentielles

| Type d'agent de stress | Indicateurs potentiels | Exemple de causes potentielles |
|------------------------|--|--|
| Biologique | Diminution de la diversité, altération de la composition de la communauté | Espèces non indigènes envahissantes |
| | Épais tapis ou prolifération d'algues toxiques, peu d'oxygène dissous, mortalité de poissons | Enrichissement en éléments nutritifs |
| | Incidence accrue de mortalités ou de difformités, composition d'espèces altérée | Agents pathogènes ¹ |
| | Composition de la communauté altérée | Récolte |
| Physique | Diminution de la diversité, altération de la composition de la communauté | Dégradation de l'habitat; altération hydrologique |
| | Perte d'espèces sensibles à la température | Température |
| | Perte d'espèces sensibles, composition de la communauté altérée | Changements climatiques |
| Chimique | Augmentation de la toxicité des sédiments faisant suite au développement urbain et aux précipitations | Eaux de ruissellement |
| | Diminution de la fertilité du sol, diminution de la production principale, modification de la composition de la communauté | Acidification |
| | Diminution de la taille du poisson, diminution du nombre de petits mammifères | Exposition à des produits chimiques sur le site ² |

¹ La prudence est de mise lorsque l'on désigne la fréquence élevée d'agents pathogènes comme la cause de la dégradation d'un site sans avoir d'abord étudié la possibilité que l'exposition à des produits chimiques cause du stress aux récepteurs et réduise la résistance aux maladies.

² L'exposition à des produits chimiques sur le site constitue toujours une cause potentielle implicite dans un site contaminé.

2.1.3 *Effectuer une séance de remue-méninges*

Après avoir caractérisé la dégradation et avoir dressé la liste des causes potentielles, il est recommandé d'organiser une séance de remue-méninges. Cette séance aura pour but de finaliser la portée des causes possibles de dégradation et d'éliminer les causes improbables. Les participants à cette séance pourraient comprendre des personnes qui possèdent des connaissances spécialisées dans l'évaluation des effets biologiques et des personnes qui possèdent un savoir local et qui connaissent les changements que le site a subis. Le remue-méninges pourrait être un effort de groupe (p. ex. rencontre d'intervenants), un effort d'équipe (p. ex. lors d'une rencontre d'équipe de projet) ou un effort individuel (p. ex. par les évaluateurs individuels du risque). Selon la portée et la sévérité de la dégradation ainsi que le degré de participation des intervenants, ce matériel d'information générale pourrait être compilé dans un mémoire explicatif ou dans un rapport distribué à l'avance aux participants à la session. De façon alternative ou complémentaire, le matériel d'information générale pourrait être présenté verbalement en l'inscrivant comme l'un des premiers points à l'ordre du jour. Dans un cas comme dans l'autre, le but de la compilation et de la présentation de l'information générale est de s'assurer que tous les participants ont une compréhension commune de l'historique et de l'aménagement du site ainsi que de l'état des connaissances scientifiques liées aux causes possibles des types de dégradation observée.

La détermination d'un ensemble de causes potentielles aidera à se prémunir contre la tendance d'avoir une confiance exagérée envers une seule cause potentielle plausible (Norton *et al.* 2003). Six caractéristiques fondamentales de la causalité (Cormier *et al.* 2010) pourraient aider à déterminer le caractère plausible des causes potentielles :

- l'ordre temporel – la cause (p. ex. l'agent de stress et l'exposition à l'agent de stress) doit survenir avant ou pendant l'effet;
- la cooccurrence – la cause est présente en même temps et au même moment que le récepteur;
- une causalité précédente – les causes et leurs effets sont le résultat d'un large réseau de relations de cause à effet; la preuve d'un réseau ou d'un enchaînement ayant précédé le lien de causalité examiné augmente le degré de confiance que l'événement de causalité soit vraiment survenu;
- la suffisance – l'intensité, la fréquence et la durée d'une cause sont adéquates et le récepteur visé peut montrer le type et l'importance de l'effet;
- l'interaction – selon les connaissances générales (p. ex. ouvrages scientifiques), on prévoit que la cause interagira avec le récepteur de façon à induire un effet;
- l'altération – selon les connaissances générales (p. ex. ouvrages scientifiques), on prévoit que le récepteur sera modifié à la suite des interactions avec la cause.

Certains types de preuve peuvent étayer plus d'une caractéristique de la causalité (voir USEPA 2010; http://www.epa.gov/caddis/si_step_characteristics_popup.html) et provenir du cas à l'étude ou d'autres cas semblables. Après que les causes potentielles ont été sélectionnées ou exclues en fonction des résultats de l'examen des caractéristiques de la causalité, les éléments de preuve qui confirment ou réfutent chaque type de caractéristiques seront déterminés et une note leur sera attribuée (voir l'étape 4 à la section 2.4).

Certaines causes possibles sont clairement improbables ou non applicables et elles devraient être exclues de la liste des causes potentielles (tableau 2-2). Par exemple, si la dégradation survient avant l'introduction de l'agent de stress, celui-ci n'est pas une cause potentielle plausible puisque cela ne respecterait pas la caractéristique d'ordre temporel. De façon similaire, si un suivi à long terme montre que les effets perdurent même après que les agents de stress aient été substantiellement ou complètement retirés, il pourrait être approprié d'exclure l'agent de stress de la liste des causes potentielles². Si la cooccurrence de l'agent de stress et de la dégradation ne peut être perçue (dans le temps ou dans l'espace), cet agent de stress pourrait être exclu de la liste des causes potentielles. Sauf pour quelques cas touchant des espèces mobiles, telles que les poissons migrateurs, une cause potentielle peut être rejetée si son effet survient en amont de la cause potentielle ou si la cause survient sur des sites de référence à des niveaux similaires ou supérieurs. L'absence d'un lien exposition-réponse pourrait aussi justifier le rejet d'une cause potentielle (p. ex. les réponses augmentent lors d'une diminution de l'exposition ou les liens exposition-réponse sont aléatoires)³. Le tableau 2-2 illustre un éventail de raisons pour lesquelles les causes potentielles peuvent être facilement éliminées pour cause d'improbabilité. Il faut faire preuve de prudence au moment d'éliminer des causes possibles, car il y a sans doute quelques exceptions à la règle (p. ex. il peut être incorrect de s'attendre à une réponse négative pour les échantillons en amont d'un agent de stress potentiel si l'agent de stress est mobilisé dans les eaux souterraines). De même, des agents de stress potentiels ne devraient pas être éliminés avant qu'il ait été confirmé qu'ils ne contribuent pas à la causalité observée (p. ex. augmentation de l'infestation de parasites en raison de l'immunotoxicité) ou qu'ils font partie d'une association sous-jacente (p. ex. une corrélation positive entre les concentrations d'hormones dans le sang et les concentrations d'exposition aux BPC pourrait être le signe d'une association sous-jacente entre les deux paramètres et le poids corporel).

Parmi les causes potentielles, il peut y en avoir un ensemble qui agissent parfois de façon cumulative, parfois de façon synergique et parfois de façon antagoniste. Lorsque de multiples

² Les agents de stress chimiques persistants et bioaccumulables sont d'importantes exceptions aux présentes lignes directrices, car ces agents de stress continuent d'être présents dans les tissus des organismes, même après leur retrait des milieux abiotiques. Notons aussi que les périodes de récupération varieront selon les produits chimiques, les espèces et les écosystèmes. Il en résulte que même après le retrait d'une cause, les effets sont possiblement observés pendant plusieurs semaines, plusieurs mois, voire plusieurs années.

³ Toutefois, si l'absence d'une relation dose-réponse détectable est due à des données incomplètes, il serait prématuré d'éliminer cet agent de stress potentiel seulement pour cette raison.

agents de stress contribuent à un effet, l'agent de stress qui contribue le plus devient la cause primaire. Habituellement, la cause primaire est tellement dominante que le retrait des agents de stress secondaires n'aurait pas d'effet significatif ou détectable sur l'état. Dans d'autres cas, deux agents de stress ou plus pourraient être requis pour qu'un effet se produise. Par exemple, un niveau modéré d'éléments nutritifs (c.-à-d., azote et phosphore) dans un plan d'eau ne représente pas une menace toxique en soi, mais si le couvert riverain (c.-à-d., le déboisement) permet un ensoleillement suffisant pour permettre le développement des algues, alors l'eutrophisation survient, et il s'en suit une cascade d'effets (USEPA 2000a). Les agents de stress qui agissent conjointement pour causer la dégradation devraient ne représenter qu'un seul scénario.

Après avoir déterminé les causes potentielles, l'évaluateur du risque finalise l'étape 1 en documentant les résultats de la séance de remue-méninges. Cela comprend la préparation de deux documents : 1) une description écrite, graphique ou tabulaire de la dégradation particulière observée, et 2) une liste de causes potentielles plausibles, y compris notamment les justifications pour chacune d'entre elles.

Tableau 2-2. Types de preuve courants utilisés pour éliminer des possibilités

| Type de preuve | Motif de rejet | Scénarios avec un effet masquant | Paramètre de causalité ¹ |
|---|---|---|-------------------------------------|
| Les associations entre les mesures des causes potentielles et des effets : est-ce que la présence de l'agent de stress précède l'effet dans le temps? | Si l'apparition des effets précède une cause potentielle dans le temps, cette cause ne peut être une cause primaire. | Si la cause potentielle est précédée à la fois par l'effet et par une autre cause suffisante, ses effets pourraient être masqués et elle devrait être retenue. | Temporalité |
| Les associations entre les mesures des causes potentielles et des effets : existe-t-il une conjonction en amont ou en aval de la cause potentielle et de l'effet? | Si l'effet survient en amont de la source de la cause potentielle ou s'il ne survient pas régulièrement en aval (p. ex. s'il est distribué spatialement indépendamment d'un panache, d'aires de déposition de sédiments), la cause potentielle ne peut être une cause primaire. | Si la cause potentielle est en aval d'une autre cause suffisante, ses effets peuvent être masqués et elle devrait être retenue. | Cooccurrence |
| Les associations entre les mesures des causes potentielles et des effets : existe-t-il un lien sur un site de référence/site de test entre une cause potentielle et un effet? | Si une cause potentielle est présente à des sites de référence, à des niveaux égaux ou supérieurs, elle peut être rejetée. | Si une quantité insuffisante de données sont recueillies ou si les sites de référence ne sont pas similaires au site de test, les effets peuvent être masqués. | Cooccurrence |
| Les associations entre les mesures des causes potentielles et des effets : est-ce qu'une diminution de l'importance ou de la proportion d'un effet est observée conjointement à un gradient décroissant de l'agent de stress? | Un niveau d'effet constant ou croissant suivant une exposition considérablement réduite éliminerait une cause. | Si le gradient décroissant d'une cause suffisante coïncide avec le gradient croissant d'une seconde cause, la récupération de la première cause peut être masquée par la seconde. | Gradient biologique |
| Mesures associées au mécanisme de causalité : est-ce que l'agent de stress a eu une cooccurrence ou un contact avec le récepteur, ou s'est introduit dans le récepteur touché? | Si la cause potentielle n'a jamais eu de contact ou de cooccurrence avec les organismes récepteurs, la cause pourrait être rejetée. Avec certains agents de stress, si les mesures de charges corporelles ou d'autres mesures d'exposition ne donnent pas de résultat dans les organismes affectés, la cause peut être rejetée. Dans le cas d'agents de stress agissant tout au long d'une chaîne connue d'événements, si on peut montrer qu'un lien de la chaîne est manquant, la cause potentielle peut être rejetée. | | Voie d'exposition complète |

Tableau 2-2. Types de preuve courants utilisés pour éliminer des possibilités

| Type de preuve | Motif de rejet | Scénarios avec un effet masquant | Paramètre de causalité¹ |
|---|--|--|---|
| Une association d'effets avec des causes atténuées ou manipulées : est-ce que les effets persistent lorsqu'une source ou un agent de stress est retiré? | Si l'effet persiste même après que l'agent de stress est retiré, alors la cause potentielle peut être éliminée. Ceci suppose qu'il n'y a pas d'obstacle à la recolonisation. | L'effet peut aussi persister si une autre cause suffisante est présente. | Expérience, temporalité La présence de substances bioaccumulables pourrait masquer une récupération attendue ou lui nuire. |

1. Plusieurs des mêmes types de preuve peuvent aussi être utilisés dans une analyse de solidité de la preuve. Cette colonne expose le paramètre de causalité correspondant utilisé ici.

Source : USEPA 2000a

2.2 Intégrer la causalité dans la conception de l'étude et dans l'échantillonnage

La deuxième étape principale de l'évaluation de causalité consiste à recueillir les preuves de liens entre les causes potentielles et la dégradation observée afin de comprendre quelles causes potentielles ont la plus grande probabilité d'être associées à la dégradation observée (étape 2).

2.2.1 Inventorier les données disponibles et déceler les écarts dans les données

Les données probantes des études conduites antérieurement sur le site en question ou publiées dans des ouvrages scientifiques auront déjà été compilées, tandis que d'autres preuves exigeront l'obtention de nouvelles données en fonction des écarts dans les données qui auront été décelés. Les écarts dans les données sont relevés après l'examen des données disponibles et des causes potentielles. La détermination des données manquantes guidera l'évaluation du risque, à savoir quelles données supplémentaires doivent être recueillies.

La cueillette de nouvelles données nécessite l'élaboration et l'exécution d'un plan d'étude.

2.2.2 Élaborer et mettre en œuvre un plan d'étude

Lorsque les données existantes ne fournissent pas

Il n'y a pas de quantité minimale de données requises pour l'évaluation de causalité.

Les données existantes pourraient être suffisantes pour déterminer la cause de la dégradation. Cependant, un élément essentiel de l'évaluation de causalité consiste à évaluer si les données sont suffisantes pour déterminer la causalité.

de preuve suffisante pour

déterminer la causalité, de nouvelles données doivent être recueillies, généralement à l'aide de bioessais ou d'études de terrain. Il est recommandé de documenter les méthodes planifiées dans un plan d'étude donnant les détails de la conception de l'échantillonnage, des emplacements et des méthodes d'échantillonnage, de l'assurance et du contrôle de la qualité, des pratiques de traitement et de transport des

Étape 2. Intégrer la causalité dans la conception de l'étude et dans l'échantillonnage

- Inventorier les données disponibles et déceler les écarts par rapport aux résultats de l'étape 1 :
 - colliger les données propres à un site;
 - consulter les ouvrages scientifiques pour trouver des références à d'autres cas ainsi que des suggestions applicables à la conception de l'étude.
- Élaborer et mettre en œuvre un plan d'étude :
 - définir le plan d'étude optimal;
 - adapter le plan aux contraintes d'échéancier et de budget, si nécessaire;
 - vérifier la pertinence des aires de référence;
 - vérifier que les facteurs pouvant semer la confusion sont pris en compte.
- Confirmer la compatibilité de la conception de l'étude ainsi que de l'analyse et la modélisation prévues des données au moyen des résultats obtenus à l'étape 1.

échantillons, des méthodes d'analyse, des pratiques de gestion des données ainsi que des méthodes d'analyse des résultats. Reconnaissant que le but sous-jacent de l'étude ou des études est d'appuyer l'évaluation de causalité, le plan d'étude devrait avoir été conçu conformément à un cadre statistique et être soigneusement examiné en fonction de la pertinence des aires de référence, de l'étude des facteurs de confusion et de la documentation sur les causes connexes liées à toutes les causes potentielles. (Par exemple, l'habitat benthique d'un site a été modifié physiquement ou contaminé par des produits chimiques, et cette contamination constitue la cause principale. La restauration de l'habitat physique n'aura peut-être aucun effet jusqu'à ce que la contamination chimique soit éliminée; l'altération de l'habitat est une cause connexe, mais elle est masquée par la cause principale.) Le cas échéant, il faudrait consulter un statisticien durant la conception de l'étude et avant le début des travaux sur le terrain. L'utilisation d'outils statistiques, comme l'analyse de puissance, peut être envisagée pendant la phase de conception de l'étude. La conception du plan doit tenir compte des contraintes d'échéancier et de budget du projet, tout en comblant les écarts dans les données.

La comparaison des caractéristiques des sites aux caractéristiques des sites de référence demande une évaluation soignée de la pertinence des aires de référence ou des caractéristiques de référence utilisées. Les niveaux de base ou de référence sont indépendants d'un site ou d'une population de référence et proviennent des connaissances générales ou de données historiques (Suter *et al.* 1999). L'approche par référence locale consiste à sélectionner des sites de référence et à les apparier avec un ou plusieurs sites subissant une évaluation. Les sites de référence sont choisis sur la base de leur similarité en tout point avec les sites évalués, à l'exception des perturbations qui nous intéressent dans le site évalué. Des exemples de lignes directrices sur la sélection de sites de référence utilisables dans une ERE sont mentionnés dans Suter (1993), CCME (1996), Munkittrick *et al.* (1999), Munkittrick et McMaster (2000), Barnhouse *et al.* (2008) et Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario (2008). Bien que l'utilisation de plusieurs sites de référence soit préférable, il est reconnu que les sites n'ont pas tous la même portée ni le même budget pour la mise en place de cette approche. Par conséquent, lorsqu'un seul site de référence est utilisé, ses lacunes devraient être documentées (p. ex. présence de facteurs potentiellement déterminants qui distinguent ce site du site en question).

Munkittrick *et al.* (1999) laissent entendre que des sites de référence mal choisis sont les critiques les plus courantes des études écologiques et que ces critiques sont souvent utilisées comme bouc émissaire pour éviter une interprétation des différences. À cause de cette difficulté de choisir un bon site de référence, Munkittrick et McMaster (2000) notent qu'il est très courant d'utiliser plus d'un site de référence, ce qui permet alors de mieux caractériser la variabilité des caractéristiques de référence.

L'approche par population de référence offre une plus grande capacité de détection d'une différence significative entre un site de référence et le site en question. Dans cette approche, on suppose l'existence, sur un site, d'une population ou d'organismes peu ou pas exposés aux agents de stress en question. Un relevé et un échantillonnage de cette population sont effectués et la distribution des mesures pertinentes et des indices dérivés est estimée. Les plans par gradient, dans lesquels les sites sont décrits par des gradients d'agents de stress, allant de faibles à extrêmement affectés, permettent de déterminer les réponses biologiques aux agents de stress (Thompson 1992; Suter 1993).

Les publications scientifiques offrent d'abondants exemples d'études sur les populations et les communautés de poissons, illustrant les facteurs essentiels à considérer pour la sélection de sites de référence (p. ex. Gagnon *et al.* 1995; Schlosser 1990; Poff et Allan 1995). De même, le RCBA peut fournir des références pour les invertébrés (<http://www.ec.gc.ca/rcba-cabin/>).

Une autre tâche importante dans la conception de l'étude consiste à vérifier que les facteurs de confusion sont pris en compte. La USEPA (2000a) note que la détermination et l'isolement des facteurs de confusion peuvent améliorer la capacité de l'évaluateur du risque à mettre en lumière les associations entre causes potentielles et effets. Par exemple, la fréquence de néoplasme hépatique dans les poissons est indépendamment corrélée à la structure selon l'âge dans la population de poissons et à la concentration d'HAP présents dans les sédiments (Baumann *et al.* 1996). De façon similaire, la diversité d'espèces d'oiseaux augmente généralement dans les écotones (zones dont une partie est commune à au moins deux types d'habitats distincts), alors, à moins que l'habitat ne soit soigneusement cartographié, les différences observées dans les espèces d'oiseaux peuvent être attribuées à tort à des agents de stress chimiques alors que l'habitat est un facteur qui a plus d'incidence. La détermination et l'isolement des facteurs de confusion peuvent s'effectuer avant la cueillette de données, lors de la conception de l'étude ou après cette cueillette, dans le cadre de l'analyse des données.

L'exercice de documenter la conception des études applicables à l'évaluation de causalité, études nombreuses et toujours croissantes, outrepassa la portée de ce module, en partie parce que les conditions de chaque site sont si uniques et que cela demanderait une adaptation au cas par cas.

2.2.3 Confirmer la compatibilité de la conception de l'étude

La dernière tâche de l'étape 2 consiste à confirmer la compatibilité de la conception de l'étude, et à procéder à l'analyse et à la modélisation prévues des données au moyen des résultats obtenus à l'étape 1.

2.2.4 Sources de preuves utilisées pour l'évaluation de causalité

Comme aucune ligne directrice relative à la conception de l'étude n'est présentée dans ce document, voici un résumé des sources générales de preuve – observation, manipulation et connaissances générales – utilisées dans les évaluations de causalité.

La preuve confirmant ou réfutant le rôle d'une cause potentielle est formulée en montrant une association entre la cause et l'effet, basée sur l'analyse des données ou d'autres renseignements (Cormier *et al.* 2010). Cormier *et al.* (2002) catégorisent les sources de preuves utilisées dans l'évaluation de causalité de la façon suivante : données provenant d'observation, de manipulation ou des connaissances générales. **L'observation** consiste à remarquer un attribut de l'environnement associé à la cause, à l'effet, à l'interaction ou à l'enchaînement de causalité. L'observation peut également comprendre la mesure des attributs biologiques, physiques ou chimiques, ou la description des attributs qualitatifs. **La manipulation** signifie la modification de l'agent de causalité ou de l'entité affectée pour que la relation de causalité soit, elle aussi, modifiée. Les manipulations pourraient inclure des expériences de terrain ou des expériences en laboratoire telles que des bioessais. **La connaissance générale** désigne des lois ou des faits scientifiques pertinents aux liens de causalité hypothétiques. Chacune de ces trois sources d'information produit une preuve de causalité quand le lien (entre la cause et l'effet présumés) est démontré en utilisant les approches courantes suivantes (Cormier *et al.* 2010) :

- établissement d'une preuve en se fondant sur un seul cas ou sur des corrélations dans un ensemble de données appariées décrivant à la fois la cause et l'effet;
- utilisation de modèles statistiques tels que la régression pour rapprocher les données;
- modélisation mécaniste mise en paramètres avec les données concernant une cause;
- analogie liant l'information provenant d'un autre cas ou de connaissances générales au cas à l'étude.

2.2.4.1 Observation

Les données d'observation sont parmi les sources de données les plus solides pour une évaluation de causalité. Les données d'observation sont, d'ordinaire, propres au site, les données empiriques appariées décrivant à la fois la cause et l'effet. De telles données proviennent généralement de bioessais en laboratoire ou d'études sur le terrain et elles pourraient indiquer des associations telles que la cooccurrence spatiale, des gradients spatiaux, des liens temporels et des gradients temporels (Suter *et al.* 2002). Les associations les plus probantes sont souvent celles observées entre des agents de stress et des effets directs, comme le lien entre les concentrations d'éléments nutritifs et le développement des algues (Suter *et al.* 2002). Lorsque c'est possible, le degré d'association devrait être quantifié.

La conception et l'interprétation des bioessais sont abordées de façon approfondie dans le module Toxicity Test Selection and Interpretation (Sélection et interprétation des tests de toxicité) qui fait partie du document Supplemental Guidance for Ecological Risk Assessment (Lignes directrices supplémentaires pour l'évaluation du risque écologique) du PASCF (PASCF 2010b). Bien que les lignes directrices sur la conception d'études de terrain soient beaucoup plus limitées, les ouvrages scientifiques offrent de nombreux exemples qui peuvent être adaptés aux caractéristiques d'un site individuel.

Les études sur le terrain comprennent généralement la collecte de données appariées qui quantifient : 1) les gradients de concentrations chimiques ou d'autres mesures d'agents de stress variés, et 2) les mesures de la dégradation, telles que la reproduction, la survie et la structure de la communauté.

2.2.4.2 *Manipulation*

La prémisse qui sous-tend la preuve de « manipulation » est que lorsque les effets ont diminué à la suite de la réduction ou de l'élimination d'une cause potentielle, il s'agit d'une forte preuve de causalité. Au même titre que les données d'observation, les données de manipulation nécessitent souvent l'utilisation de bioessais en laboratoire et des études sur le terrain. Dans ce cas, toutefois, certaines caractéristiques sont manipulées par le chercheur qui fait des mesures appariées des agents de stress et des réponses tout en gardant constantes toutes les autres variables pouvant avoir une incidence. Suter *et al.* (2002) offrent les exemples théoriques suivants d'expérience de laboratoire ou sur le terrain utilisant la manipulation :

- 1) la manipulation d'une source, sur le terrain, pour déterminer si les effets sont réduits ou éliminés;
- 2) la manipulation de l'exposition, sur le terrain, telle que l'introduction d'organismes n'ayant pas été précédemment exposés ou l'isolement d'organismes, d'une cause en particulier, révélant les effets engendrés par d'autres causes;
- 3) la manipulation et les tests en laboratoire sur des éléments propres au site, tels que l'extraction par fractionnement d'éléments du site contenant différentes classes de produits chimiques, avant le test de toxicité.

Des exemples plus précis d'expériences de manipulation comprennent la démarche d'identification de la toxicité, la mise en enclos des troupeaux pour les empêcher de s'approcher d'un cours d'eau, l'élimination d'un effluent causé par l'arrêt des activités d'une usine, et des études portant sur les poissons d'élevage et les bivalves (Suter 2002). Les études sur l'injection des œufs (p. ex. Brunström *et al.* 1990; Powell *et al.* 1996; Hoffman *et al.* 1998) sont des manipulations basées sur une conception d'étude qui teste la toxicité relative de contaminants sur les embryons d'oiseaux ou la sensibilité relative de différentes espèces aviaires à un contaminant

donné. Un autre type d'étude, utilisé avec les oiseaux et les reptiles et dont la conception est basée sur la manipulation, consiste à échanger les œufs entre les nids d'origine afin d'établir une distinction entre les effets intrinsèques (p. ex. la grosseur des œufs, le niveau de contamination, la séquence des œufs) et les effets extrinsèques sur les œufs (p. ex. la qualité parentale, la température ambiante) ayant une incidence sur la croissance et la survie des embryons (p. ex. Risch et Rohwer 2000). L'étude de Bursian *et al.* (2006) sur l'alimentation des visons utilisait la manipulation de la composition du régime alimentaire des organismes testés afin d'étudier des doses et des mélanges particuliers de poissons d'origine sauvage comme principale composante du régime alimentaire. Les études de Brunström sur l'injection des œufs (p. ex. Brunström *et al.* 1990) permettent une comparaison de la toxicité dans les embryons de multiples espèces d'oiseaux lorsqu'on y injecte un *bolus* dont la dose est constante et connue. Les études sur le rapport entre les effets d'eau peuvent être employées comme outil pour déterminer si un rejet est toxique lorsque l'eau réceptrice du site est utilisée. La dureté totale et d'autres facteurs physiques et chimiques de l'eau réceptrice peuvent modifier sensiblement la toxicité d'un rejet.

2.2.4.3 *Connaissances générales*

Alors que les données propres au site, basées tant sur l'observation que sur la manipulation, peuvent être très efficaces pour caractériser les associations entre les causes potentielles et les effets, les associations observées lors d'études conduites sur d'autres sites et avec d'autres caractéristiques peuvent aussi fournir de l'information utile. Le but d'intégrer des données provenant d'autres situations, ce qu'on nomme ici « connaissances générales », est de déterminer si la quantité ou la fréquence d'un agent de stress présent sur le site à l'étude est suffisante pour observer un effet en particulier, en se basant sur l'information provenant de tests en laboratoire, d'études sur le terrain ou de liens exposition-réponse observés ailleurs. Les connaissances écologiques traditionnelles peuvent également constituer une source de données supplémentaire pour étayer une association.

Les tests de toxicité en laboratoire et autres études contrôlées effectuées sur d'autres sites fournissent la base de modèles décrivant l'induction d'effets par des causes précises (Suter *et al.* 2002). Un exemple simple, mais fréquemment utilisé pour une telle extrapolation, est la comparaison des concentrations de produits chimiques dans le sol, dans l'eau ou dans les sédiments avec les seuils rapportés dans les ouvrages scientifiques. Les concentrations mesurées peuvent aussi s'appliquer aux modèles de concentration-réponse pour estimer la fréquence ou la sévérité des effets. Des mécanismes plus complexes de causalité, en particulier ceux comprenant une causalité indirecte, exigent des modèles mécanistes plus complexes (Suter *et al.* 2002).

Plusieurs facteurs influent sur la qualité de la preuve lorsque les associations sont déduites des données provenant d'autres sites ou ayant d'autres caractéristiques. Une telle preuve, par

définition, s'appuie sur des extrapolations entre les caractéristiques testées et documentées et les caractéristiques du site à l'étude. Les lignes directrices de Sample *et al.* (2007) au sujet de la sélection de données en écotoxicité utilisées dans des ERE peuvent aussi être bénéfiques pour distinguer les extrapolations n'offrant qu'un aperçu limité de la causalité de celles qui sont plus utiles (p. ex. axées sur l'exposition orale chez les oiseaux et les mammifères, accorde une priorité aux études menées sur les stades biologiques les plus sensibles et les études dont les paramètres sont les plus sensibles; études sur la chronicité favorisées par rapport aux études aiguës).

À la lumière de ces multiples facteurs, les effets d'une extrapolation, dérivée de caractéristiques rapportées dans les ouvrages scientifiques pour le cas à l'étude, devront être soigneusement pris en compte lors d'une telle évaluation.

2.3 Analyser les données relatives à la causalité

L'étape 3 de l'évaluation de causalité, soit l'analyse des données, demande une soigneuse analyse qualitative et quantitative de l'information disponible sur chaque cause potentielle et ses liens avec la dégradation. Nous recommandons une étroite collaboration avec un statisticien.

2.3.1 *Se préparer en vue de l'analyse*

Un certain nombre d'étapes préparatoires devraient être entreprises avant d'aborder l'analyse des données, notamment la compréhension des préférences des intervenants quant aux données. Les intervenants seront plus ou moins à l'aise avec les différents outils analytiques. Certains pourraient demander un accès en ligne à toutes les données, qu'il s'agisse de données brutes ou d'interprétations. D'autres pourraient ressentir un plus grand degré de confiance dans le jugement professionnel d'un groupe d'experts. Les scientifiques, l'industrie et les organismes de réglementation préféreront peut-être des outils statistiques et d'autres outils quantitatifs. De plus, en tenant compte des préférences des intervenants, on peut déterminer le format le plus adapté pour une base de données analytiques et créer ensuite cette base de données. Par exemple, si la cartographie est largement utilisée pour évaluer visuellement les gradients, la base de données doit inclure des données géospatiales (c.-à-d. la latitude et la longitude des observations) et elle devra être liée à un SIG. Avant d'entreprendre une analyse, il est conseillé d'établir un ensemble de règles communes qui s'appliqueront à toutes les preuves afin de normaliser l'analyse et de réduire au minimum les erreurs cognitives (voir Norton *et al.* 2003).

2.3.2 *Effectuer l'analyse des données*

La prochaine étape consiste à analyser les données, une fois celles-ci prêtes à cette fin. L'analyse exploratoire des données représente généralement la première étape de toute analyse de données et est particulièrement importante lors de l'évaluation des relations agent de stress-réponse dans les données d'observation.

Étape 3. Analyser les données relatives à la causalité

- Se préparer en vue de l'analyse :
 - comprendre les préférences des intervenants en matière de visualisation des données et de l'accès à celles-ci;
 - créer une base de données;
 - déterminer un ensemble de règles communes qui s'appliqueront à toutes les preuves.
- Effectuer les analyses :
 - cartographier les tendances spatiales et faire le diagramme des tendances temporelles;
 - faire un graphique en un nuage avec les mesures de cause et d'effet;
 - utiliser les méthodes statistiques appropriées;
 - se méfier des fausses corrélations;
 - documenter les méthodes d'analyse et les résultats.

L'analyse de données exploratoires sonde les données pour déceler l'existence de modèles. L'analyse commence généralement par une cartographie et des graphiques exploratoires, car la compréhension de la cooccurrence de la cause et de l'effet dans le temps et l'espace peut aider à réduire au minimum les erreurs cognitives (voir Norton *et al.* 2003). L'analyse des tendances spatiotemporelles peut être descriptive ou statistique. Les graphiques en nuage de ces données appariées peuvent révéler des associations entre les agents de stress et les effets. Bien sûr, l'évaluation des tendances spatiales prend en compte la possibilité que les organismes puissent s'être déplacés après l'exposition aux agents de stress; les poissons, les oiseaux, les mammifères et certains invertébrés, reptiles et amphibiens peuvent se montrer très mobiles.

Bien que les graphiques et l'analyse de régression soient souvent utilisés quand il n'y a que peu de variables à traiter, lorsque les données sont disponibles pour au moins trois variables, les liens pourraient être difficiles à observer directement. Dans de tels cas, diverses techniques multivariées d'ordination et de classification facilitent la visualisation de données multivariées (Gentile *et al.* 1999). L'analyse exploratoire des données peut aider à générer des hypothèses qui pourront alors être testées en utilisant des statistiques de confirmation, comme le test de Student, l'analyse de la variance, le test X^2 , des analyses d'association et les tests d'hypothèses multivariés (Gentile *et al.* 1999).

Tel que l'ont remarqué Gentile *et al.* (1999), l'analyse de régression multiple est une technique descriptive qui tente d'incorporer diverses variables accompagnées de coefficients appropriés (c.-à-d., pentes) et d'un point d'intersection. La régression multiple peut aussi s'utiliser pour évaluer le poids de la contribution de chaque variable tel qu'il a été révélé par les coefficients. Gentile *et al.* (1999) décrivent cette méthode ainsi que d'autres méthodes multivariées d'exploration de modèles dans des séries de données écologiques. De pair avec les analyses d'association, ces techniques peuvent aussi s'utiliser pour tester l'hypothèse soutenant qu'une variable biologique est reliée à un agent de stress en particulier. Il n'y a pas de méthode idéale qui s'appliquera pour tous les cas. Chaque technique fait différentes hypothèses au sujet des liens entre les variables. Ludwig et Reynolds (1988) et Manly (1994) offrent une introduction aux hypothèses, aux dérivations et aux utilisations de plusieurs techniques multivariées couramment appliquées à l'analyse de communautés écologiques.

Cependant, les tests d'hypothèses statistiques devraient être traités avec prudence. À moins que les groupes aient été assignés de façon aléatoire afin de minimiser l'incidence des variables confusionnelles, un résultat significatif dans un test d'hypothèse pourrait être faussement attribué à une cause potentielle. Par contre, la petitesse d'un échantillon limite la capacité de distinguer des groupes, menant potentiellement à l'élimination à tort d'une cause réelle.

Une conception statistique adéquate, des tests d'hypothèse et une analyse de puissance sont essentiels pour déterminer la causalité. La participation d'un statisticien expérimenté dans les

étapes de planification de la collecte de données ainsi que dans l'analyse et l'interprétation des données est d'une importance capitale. Il faut se méfier des corrélations erronées. Les fausses corrélations surviennent lorsque deux événements sont fortement corrélés mais que la relation de causalité est décrite de manière inappropriée (p. ex. conclure que le chant des coqs est la cause du lever du soleil; Norton *et al.* 2003). Ces auteurs notent que, plus souvent, les gradients naturels ou d'autres agents de stress fortement corrélés avec une réelle cause peuvent être confondus avec celle-ci. L'inverse d'une corrélation fautive est une corrélation masquée. Norton *et al.* (2003) observent que le masquage survient lorsqu'une preuve confirmant une cause est tellement forte qu'elle masque les effets d'une autre cause suffisante.

Bien que les lignes directrices détaillées au sujet de l'analyse statistique dépassent la portée de ce module, les lecteurs peuvent consulter les exemples suivants comme sources pour un traitement détaillé de l'aspect statistique de la conception de l'étude :

- Skalski (2000) – conception statistique d'études toxicologiques sur la faune;
- Chapman *et al.* (2001) – questions statistiques relatives aux tests toxicologiques pour les oiseaux;
- Fairbrother et Bennett (2000) – aperçu des méthodes statistiques, descriptions de plusieurs méthodes de tests d'hypothèse, évaluation de liens, prévisions d'appartenance à un groupe, analyse de structure et approches spatiales explicites.

De nombreux progiciels de statistique fournissent également de la documentation de base générale concernant la sélection de tests statistiques appropriés.

Norton *et al.* (2000) fournissent une étude de cas qui utilise des données existantes de surveillance régionale et une analyse de corrélation pour établir une différence entre plusieurs agents de stress dans les systèmes aquatiques. Une étude de cas de Mos *et al.* (2006) illustre l'utilisation d'une analyse des principales composantes pour déceler un agent de stress biologique (agents pathogènes associés aux coliformes fécaux) qui interagit avec une immunotoxicité d'origine chimique chez les phoques.

Tel qu'il a été discuté par Fairbrother et Bennett (2000), il importe de reconnaître que les manipulations statistiques et mathématiques des données nous procurent de l'information seulement sur les relations mathématiques entre les éléments d'information utilisés. Elles ne disent rien à propos des associations biologiques ou écologiques sous-jacentes. En conséquence, il est primordial que les relations statistiques soient replacées dans un contexte écologique en se demandant si ces relations statistiques sont significatives d'un point de vue écologique et si elles expliquent, de façon adéquate et appropriée, le phénomène observé. Il appartient donc à l'évaluateur du risque de communiquer efficacement le contexte écologique et la signification de toute relation statistique dérivée de calculs mathématiques.

La USEPA (2000a) fournit des lignes directrices sur l'utilisation de statistiques et de tests d'hypothèses statistiques pour analyser les données d'observation dans le cadre de l'évaluation de causalité (voir le tableau 2-3).

La dernière tâche de l'étape 3 de l'évaluation de causalité consiste à documenter les méthodes et les résultats employés lors de cette analyse des données.

| Tableau 2-3. Utiliser les statistiques et les tests d'hypothèse statistiques pour analyser des données d'observation relatives à l'évaluation de causalité | | |
|---|---|---|
| Activité | Application aux données d'observation dans une évaluation de causalité | Commentaires |
| Utiliser des statistiques sommaires (p. ex. concentrations moyennes dans l'eau ou le sol, taux) pour faire la synthèse des mesures. | Recommandé | Porter attention à la pertinence biologique ou physique des statistiques sommaires utilisées. Par exemple, la moyenne des concentrations de produits chimiques sur une certaine période de temps est parfois la plus pertinente (USEPA 1998). Comme deuxième exemple, le niveau de débordement est considéré comme un déterminant important de la morphologie d'un cours d'eau (Rosgen 1996). |
| Utiliser des statistiques pour déterminer la probabilité que deux ensembles ou deux échantillons proviennent d'une même distribution ou qu'ils diffèrent par une valeur précise (quelquefois nommé test de bioéquivalence). | Faire preuve de prudence | Il est à noter que cette utilisation ne correspond pas à un test d'hypothèse, car il n'y a pas de test sur une hypothèse nulle en lien avec un traitement (cause). Cela indique seulement la probabilité que les différences soient attribuables à la variance d'échantillonnage. De plus, les critères conventionnels pour distinguer des différences statistiquement significatives ne sont pas pertinents; les différences doivent se montrer biologiquement significatives et les probabilités doivent montrer un effet sur la solidité globale de la preuve. Puisque les tailles des échantillons sont souvent petites par rapport à la variance, la capacité de déceler une différence réelle pourrait être faible. |
| Utiliser les résultats de tests d'hypothèse statistiques pour conclure que la cause potentielle est (ou n'est pas) la cause réelle. | Erroné | Les postulats du test statistique d'hypothèse ne sont pas respectés. Dans les études d'observation, les traitements répliqués ne peuvent pas être aléatoirement assignés de façon à réduire au minimum l'incidence des variables confusionnelles. Pour cette raison, un résultat important de test d'hypothèse pourrait être faussement attribué à une cause potentielle alors qu'en fait, ce résultat est attribuable à un autre facteur. |
| Utiliser les techniques de corrélation et de régression pour quantifier des liens entre les variables. | Recommandé | Le type de données (continues, ordinales ou catégoriques) et le type de lien (p. ex. linéaire, non linéaire) détermineront quelle sera la meilleure technique à utiliser. |
| Utiliser les statistiques pour déterminer la probabilité qu'une relation soit non aléatoire ou que la pente de régression soit non nulle. | Faire preuve de prudence | Il est à noter que cette analyse indique seulement la probabilité qu'une relation apparente soit attribuable à une variance d'échantillonnage. Elle ne teste pas l'hypothèse voulant que la relation soit causale. De plus, le nombre d'échantillons sera probablement faible, alors même les corrélations ou les modèles qui ne sont pas statistiquement significatifs peuvent être biologiquement significatifs et contribuer à la solidité de la preuve. |
| Conclure que des variables corrélées statistiquement de manière significative ont une relation causale. | Erroné | Une corrélation n'indique pas une causalité et un modèle de régression hautement improbable n'indique pas que la variable indépendante ait causé la relation. Puisque les agents de stress covarient souvent entre eux et avec des attributs naturels environnementaux, une forte relation entre la cause potentielle et la variable biologique pourrait être attribuable à un facteur autre que la cause potentielle. |

Source : USEPA 2000a

2.4 Évaluer le poids de la preuve et tirer des conclusions

À l'étape 4 de l'évaluation de causalité, l'évaluateur du risque assemble les preuves disponibles confirmant ou réfutant les liens entre chaque cause potentielle et la dégradation observée et, au moyen d'une approche fondée sur le poids de la preuve, tire des conclusions quant à la cause la plus probable ou décide de pousser l'évaluation plus loin. Une description de l'approche fondée sur le poids de la preuve figure dans le PASCf (2012a).

2.4.1 Passer en revue les preuves pour les causes potentielles

La première tâche de l'étape 4 consiste à passer en revue la documentation sur les preuves (tant quantitatives que qualitatives) de chaque cause potentielle. L'analyse du poids de la preuve collige toutes les preuves disponibles liées à toutes les causes potentielles, pour que la preuve qui confirme ou réfute chaque cause potentielle puisse être comparée et communiquée (Suter *et al.* 2002).

2.4.2 Caractériser les preuves pour chaque cause potentielle

L'évaluateur du risque considère toutes les preuves disponibles pour chaque cause potentielle relativement à des attributs prédéfinis qui, regroupés, appuient la validité scientifique. Plusieurs cadres de référence pour évaluer le poids de la preuve sont publiés dans des ouvrages scientifiques (p. ex. Menzie *et al.* 1996, Hull et Swanson 2006, McDonald *et al.* 2007; Science Advisory Board 2010). Cette application particulière emploie les 12 attributs suivants : 6 attributs propres au site, 4 attributs basés sur les connaissances biologiques et 2 attributs basés sur de multiples sources de données (tel qu'il est présenté dans Suter *et al.* 2002). Cormier *et al.* (2010) ont utilisé une approche différente de celle de Suter *et al.* (2002), selon laquelle les « types de preuve » (appelés « attributs ») ont été divisés en « caractéristiques de causalité » (voir la section 2.1.3) et en « sources de preuves » (voir la section 2.2.4). Par conséquent, les attributs décrits dans les sections suivantes ne correspondent pas nécessairement aux caractéristiques de causalité et aux types de preuve présentés dans les sections 2.1.3 et 2.2.4 respectivement. L'approche employée par Cormier *et al.* (2010) est compatible avec l'approche

Étape 4. Évaluer le poids de la preuve pour chaque cause potentielle et tirer des conclusions

- Passer en revue la documentation sur les éléments de preuve pour chaque cause potentielle.
- Caractériser les preuves pour chaque cause potentielle relativement à leurs attributs de validité scientifique.
- Mettre en tableaux les constatations et vérifier la justification de chaque caractérisation.
- Intégrer les constatations concernant tous les attributs afin de tirer des conclusions au sujet des causes les plus probables ou de décider de pousser plus loin l'évaluation. Documenter les conclusions et les recommandations.

présentée dans Suter *et al.* (2002). L'un ou l'autre de ces cadres ou un tout autre cadre pertinent pourrait être sélectionné pour être utilisé dans l'évaluation de causalité.

Attributs propres au site

Les six attributs propres au site sont la cooccurrence, la temporalité, l'uniformité de l'association, le gradient biologique, la voie complète d'exposition et l'expérience. Ces attributs forment la base la plus solide pour une inférence de causalité (Suter *et al.* 2002).

Cooccurrence – la colocalisation spatiale de la cause potentielle et de l'effet. Un exemple aquatique de cooccurrence est que les effets surviennent en aval de l'agent de stress et non pas en amont de cet agent. Un exemple terrestre de cooccurrence est que le sol ayant des concentrations élevées de zinc a une densité significativement moindre de végétation vivante si on le compare avec un sol ayant des concentrations naturelles plus faibles en zinc (c.-à-d. que l'effet survient au même endroit que l'agent de stress, mais ne survient pas là où l'agent de stress est absent). Cette considération devrait être interprétée avec prudence lorsque plusieurs causes suffisantes sont présentes, particulièrement si l'objectif de l'analyse est de déterminer toutes les causes potentielles et réellement contributives (Suter *et al.* 2002).

Temporalité – une cause doit toujours précéder ses effets. Un exemple aquatique de temporalité est une étude de surveillance de base qui a montré une population productive de truites avant la construction d'un barrage, mais qu'à la suite de la construction de ce barrage, on a observé une diminution de la densité des truites. Un exemple terrestre de temporalité est une diminution observée de la densité du peuplement forestier vivant à la suite d'une invasion de dendroctone du pin ponderosa. En ce qui concerne la cooccurrence, cet attribut devrait être utilisé avec prudence lorsque plusieurs causes suffisantes sont présentes, car les causes survenant en amont de la séquence temporelle peuvent masquer les effets des causes qui surviennent plus tardivement (Suter *et al.* 2002).

Gradient biologique – L'effet devrait augmenter à mesure que l'intensité de l'exposition ou sa durée augmente. L'exigence classique en toxicologie, selon laquelle les effets doivent montrer une augmentation avec une dose accrue, s'applique aussi aux agents de stress non chimiques. Par exemple, si la taille grossière des grains de sédiments apporte une réduction de la diversité d'invertébrés benthiques, alors la diversité devrait décliner suivant l'augmentation de la taille des grains. Si le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT) réduit l'épaisseur de la coquille des œufs d'oiseaux, une relation inverse devrait donc être observée entre l'épaisseur de la coquille des œufs et une mesure de l'exposition au DDT (p. ex. concentration dans les œufs, la dose maternelle ou concentration dans les proies). Quelques agents de stress produisent une réponse non linéaire (y compris une réponse en U). Par exemple, la diversité dans une communauté peut profiter d'un faible apport d'éléments nutritifs avant de décliner à nouveau à mesure que le niveau d'éléments nutritifs augmente. Plusieurs métaux ont un effet bénéfique en deçà d'un certain seuil; au-dessus

de ce seuil, ils deviennent nocifs. Les analyses de régression et de corrélation sont couramment utilisées pour quantifier des gradients biologiques; de fortes pentes et de grands coefficients de corrélation augmentent le poids de la preuve liée au gradient biologique.

Voie d'exposition complète – La présence de liaisons documentées entre les sources d'agents de stress, les voies migratoires et les récepteurs représentent des voies d'exposition qui sont une composante essentielle des relations de cause à effet. Si la voie d'exposition est incomplète, alors le récepteur ne peut avoir un contact avec l'agent de stress et la réponse ne peut être attribuée à cet agent de stress. La preuve d'une voie complète d'exposition doit être propre à un site et pourrait comprendre des données sur la charge corporelle en produits chimiques, la présence de parasites ou d'agents pathogènes, ou des biomarqueurs d'exposition. Si un agent de stress ne laisse pas de preuve interne d'une voie d'exposition complète (p. ex. envasement), il peut être utile d'utiliser des mesures montrant qu'il est présent en même temps et au même endroit que le récepteur (Suter *et al.* 2002).

Uniformité d'association – L'effet et la cause potentielle ont été observés à plus d'une reprise dans des endroits et à des moments différents. L'uniformité d'association d'un effet avec une cause potentielle indiquera vraisemblablement une causalité. La possibilité de causalité est plus grande si le nombre de cas d'uniformité est plus élevé, si les systèmes où on a observé l'uniformité sont diversifiés et si les méthodes de mesure le sont elles aussi (Suter *et al.* 2002). L'uniformité peut être démontrée en utilisant la preuve du cas à l'étude ou découler de preuves provenant d'autres cas. Par exemple, si une mortalité de poissons survient de façon répétée sous un exutoire en particulier, cela représente une uniformité d'association, au fil du temps, de ces incidents avec une cause potentielle. Puisque l'amincissement des coquilles d'œufs a été observé à plusieurs endroits et pour une variété d'espèces exposées au DDT, l'uniformité d'association entre l'exposition au DDT et l'amincissement des coquilles d'œufs d'oiseaux était grande.

Expérience – Consiste à manipuler une cause en éliminant une source ou en altérant l'exposition (Hill, 1965). Des exemples d'expériences très pertinentes à propos des sites du PASCFC comprennent la manipulation et la conduite de tests en laboratoire avec des milieux de culture provenant du site, de même que la conduite d'expériences sur le terrain en contrôlant une source. La preuve expérimentale la plus forte est celle qui a un lien direct avec le site. Si une preuve découlant d'expériences conduites dans une situation similaire est utilisée, alors la pertinence avec le site du PASCFC devrait être décrite.

Attributs fondés sur les connaissances biologiques

Les attributs basés sur d'autres situations ou sur des connaissances biologiques comprennent notamment la vraisemblance, l'analogie, la spécificité d'une cause et les propriétés prédictives. Ces attributs fournissent de l'information pouvant corroborer et compléter les observations propres au site.

Vraisemblance – Désigne la probabilité qu'une relation de cause à effet se manifeste, compte tenu des faits connus. La vraisemblance pourrait se baser sur le mécanisme ou sur la relation agent de stress-réponse connue. Le mécanisme est rattaché à l'état actuel de la compréhension scientifique de la biologie, la physique et la chimie de la cause potentielle, de l'environnement récepteur et des organismes affectés; le mécanisme est aussi lié à la vraisemblance qu'un effet soit provoqué par une cause potentielle. Il importe de distinguer un manque d'information au sujet d'un mécanisme par rapport à une preuve que le mécanisme est improbable. Il importe aussi de considérer si quelque mécanisme indirect peut être responsable. La vraisemblance d'une relation agent de stress-réponse se rapporte à une relation connue entre une cause potentielle et l'effet. La comparaison entre des concentrations chimiques dans l'environnement et des relations concentration-réponse obtenues en laboratoire est une approche courante qui peut fournir une solide preuve de causalité si les concentrations environnementales excèdent le seuil minimal à partir duquel les effets anticipés se manifestent. Toutefois, le dépassement de critères de qualité pour l'eau ou d'autres valeurs réglementaires fixées pour garantir un niveau sécuritaire ne peut servir de preuve de causalité (Suter *et al.* 2002).

Analogie – Examine si la relation hypothétique entre la cause et l'effet est similaire à ce qu'on observe dans d'autres cas bien documentés (Suter *et al.*, 2002). En 1965, Hill s'est servi de ce critère pour utiliser de façon spécifique des causes similaires, comme les causes impliquant un nouveau pesticide dont la structure moléculaire ressemble à celle d'un autre pesticide induisant des effets similaires. Comme autre exemple, on peut penser au cas où une espèce introduite pourrait avoir des caractéristiques historiques naturelles similaires à celles d'une autre espèce introduite précédemment et où les deux espèces peuvent engendrer des répercussions similaires sur le système écologique.

Spécificité de la cause – Décrit la précision avec laquelle l'occurrence d'une variable prédit l'occurrence d'une autre (Susser 1986). La spécificité de la cause s'applique seulement si la cause suggérée est vraisemblable ou si elle a été, de manière constante, associée à l'effet et si elle traite des cas où relativement peu de causes potentielles produisent le type particulier d'effets observés. Si un effet observé à un site contaminé (p. ex. tumeurs hépatiques chez les poissons) n'a qu'une seule cause ou que quelques rares causes connues (p. ex. HAP), alors la présence de l'une de ces causes, couplée à l'effet, est une solide preuve de causalité. L'empoisonnement au plomb des oiseaux représente un exemple terrestre d'une grande spécificité de cause; l'œdème céphalique sous-cutané et l'occlusion du tractus gastro-intestinal supérieur produits par l'empoisonnement sont des effets sensibles hautement diagnostiques (Sileo *et al.* 2001). La spécificité peut être examinée sous deux angles : 1) la spécificité dans les effets d'un facteur de causalité précis (p. ex. certaines toxines engendrent un effet particulier), et 2) la spécificité dans les causes d'un effet précis (p. ex. certains résultats attribuables à un agent de stress précis).

Propriétés prédictives – Renvoie à la capacité de prévoir correctement l'apparition d'effets jamais observés auparavant. La capacité de prévoir et de confirmer ces prévisions constitue la pierre angulaire d'un bon processus scientifique. Par exemple, si la cause suggérée pour expliquer la mortalité d'oiseaux est la dispersion aérienne d'un insecticide organophosphoré, alors nous pourrions prévoir que le taux de cholinestérase dans les oiseaux diminuerait ou, d'un point de vue plus général, que des insectes seraient aussi tués. De multiples prévisions, positives et négatives, renforceraient ce critère.

Les attributs apportés par de multiples sources de données sont l'uniformité et la cohérence des résultats. Ils évaluent les relations entre toutes les sources de données disponibles.

Uniformité des données – La relation hypothétique entre la cause et l'effet correspond à ce qui a été observé pour toutes les données disponibles. L'uniformité est un substitut que l'écoépidémiologue peut utiliser au lieu d'une répétition exacte dans la conception de ses expériences. La force de ce critère augmente avec le nombre de sources de données (Yerushalmy et Palmer 1959).

Cohérence des données – Examine si un modèle conceptuel ou mathématique peut expliquer toute incohérence apparente entre les sources de données. La cohérence des données traite des idées préconçues et des connaissances disponibles (Wren 1991). La cohérence soutient la théorie préexistante (Susser 1986) et peut être discutée en fonction de l'adéquation théorique, biologique, factuelle et statistique. Un exemple d'adéquation théorique pourrait survenir sur un site terrestre où les concentrations de métaux dans le sol sont suffisamment élevées pour endommager le système reproducteur de petits mammifères. L'observation de la présence de petits mammifères, jeunes et adultes, sur le site pourrait initialement sembler contredire la théorie qui lie les dommages subis par le système reproducteur à l'exposition aux métaux. Toutefois, si de jeunes petits mammifères en provenance d'endroits non contaminés recolonisaient le site, les résultats demeureraient cohérents. Une autre explication cohérente pourrait avancer que les concentrations totales de métaux ne sont pas complètement biodisponibles. Toutefois, puisque ces deux explications peuvent être fausses, cette source de données est considérée comme relativement faible. Ces hypothèses pourraient cependant mener à des expériences ou à des prévisions pour les itérations futures de l'évaluation de causalité (p. ex. tester la biodisponibilité des métaux dans le sol), ce qui pourrait soutenir de solides inférences.

2.4.3 Compiler les résultats et vérifier la justification

Le poids de la preuve confirmant ou réfutant chaque cause potentielle, en fonction des attributs mentionnés ci-dessus, est ensuite compilé, comme l'illustrent les tableaux 2-4 et 2-5. Reportez-vous également au tableau récapitulatif de la USEPA des résultats pour CADDIS

(http://www.epa.gov/caddis/si_step_scores.html) pour voir des exemples de notes et d'interprétations.

Les attributs relatifs à la causalité sont inscrits dans la colonne de gauche du tableau 2-4, alors que chaque rangée présente les résultats et la justification pour un type particulier de preuve relative à une cause potentielle. Les rangées montrent le nombre approprié de symboles « + », « - », ou « 0 » représentant la solidité de la preuve pour chaque attribut de chaque cause potentielle. Le texte explicatif devrait décrire comment les notes ont été attribuées à chaque symbole (p. ex. « + », « - », ou « 0 ») selon la preuve. Les notes indiquent si la preuve confirme la cause potentielle (+), infirme celle-ci (-) ou n'a aucune incidence/est incertaine (0). La mesure dans laquelle la preuve confirme ou infirme la cause potentielle dictera la note et le nombre de « + » et de « - » (p. ex. si la preuve confirme dans une certaine mesure la cause potentielle, on donnera une note de « + », alors que si elle confirme clairement la cause potentielle, on pourra donner une note de « +++ »). S'il est impossible d'utiliser les données disponibles pour évaluer un type de preuve, on attribuera la note « Pas de preuve » ou PP (USEPA 2010). Si le type de preuve ne s'applique pas à la cause potentielle, on attribuera la note « sans objet » ou S. O. Les types de preuve qui s'appuient sur les données relatives au site sont fondés sur plus d'une association et permettent d'établir un lien étroit entre la cause directe et l'effet, par conséquent on devrait leur attribuer la note maximale (USEPA 2010). Les autres notes comprennent notamment « réfuter » ou R (ce qui indique que la cause potentielle est responsable hors de tout doute) et « diagnostiquer » ou D (ce qui indique qu'un ensemble de symptômes pour un ou des agents de causalité particuliers constitue, par définition, une preuve suffisante de causalité, même sans l'appui d'autres types de preuve) (USEPA 2010). Les notes ne devraient pas être additionnées, car elles donneraient alors, à tort, la même importance à chaque attribut. Une attention particulière devrait être portée aux résultats négatifs qui, vraisemblablement, auront une importance décisive plus que les résultats positifs. Les résultats devraient aussi être compilés pour chacune des causes potentielles pertinentes.

2.4.4 Intégrer les résultats et tirer des conclusions

La dernière étape de l'approche fondée sur le poids de la preuve consiste à intégrer les résultats (tels qu'ils ont été compilés à l'étape précédente) et à tirer des conclusions sur les causes potentielles les plus probables (se reporter à PASCF, 2012a pour en savoir plus sur l'approche fondée sur le poids de la preuve). Le tableau 2-6, tiré de Cormier *et al.* (2010), offre un cadre pour l'intégration de la qualité des preuves montrant des caractéristiques de causalité. Une fois que la qualité des éléments de preuve est bien établie, les éléments probants des causes potentielles optionnelles devraient être comparés afin de comprendre quelles causes potentielles sont les plus plausibles et les plus importantes. C'est une comparaison relative et non absolue. La qualité des éléments de preuve pour toutes les causes potentielles peut être sous-optimale, mais

quelques causes potentielles pourraient montrer des éléments à l'appui (ou à l'encontre) plus probants que les autres.

Encore une fois, l'étape finale d'une évaluation de causalité est la documentation. Dans cette étape, la cause est décrite, les bases de sa détermination sont résumées et les incertitudes au sujet de la détermination sont présentées (se reporter aux tableaux 2-4 et 2-5). S'il y a de multiples causes suffisantes, toutes sont caractérisées. Dans certains cas extrêmes, les effets d'une cause primaire sont si sévères que les autres causes potentielles demeurent non cernées. La confiance dans les résultats devrait être exprimée par la prise en compte de l'incertitude dans les modèles de données et les observations. La section finale devrait clairement énoncer si la preuve disponible est suffisante pour justifier une décision ou une mesure de gestion.

Des recommandations pour poursuivre l'enquête pourraient être ajoutées si l'incertitude quant au résultat est trop grande pour soutenir une prise de décision responsable en matière de gestion du risque. Aucune norme uniforme d'adéquation de preuve de causalité n'existe pour les sites du PASCF. Ce n'est pas une surprise si on considère les coûts d'enquête et d'assainissement pour une large gamme de sites requérant des mesures propres et si on tient compte des inquiétudes propres à chaque groupe d'intervenants. En conséquence, les décisions concernant l'existence d'une preuve de causalité suffisante pour mettre en œuvre des mesures de gestion sont nécessairement prises au cas par cas.

Tableau 2-4. Exemple de présentation de résumé de causalité inférée

| Considération | Cause potentielle 1 ¹ | |
|---|--|------------------------------|
| | Résultat de la preuve pour la cause potentielle | Note ² |
| Éléments propres au cas | | |
| Cooccurrence | Compatible, incertain, incompatible | +, 0, - - - |
| Temporalité | Compatible, incertain, incompatible | +, 0, - - - |
| Uniformité d'association | Stable, en plusieurs endroits et moments, fréquences naturelles ou de nombreuses exceptions quant à l'association | ++, +, - |
| Gradient biologique | Fort et monotone, faible ou autre que monotone, aucun, association claire mais mauvaise indication | +++ , +, -, - - - |
| Voie d'exposition complète | Preuves à toutes les étapes, preuves incomplètes, ambiguïté, quelques étapes sont manquantes ou improbables | ++, +, 0, - |
| Expérience | Études expérimentales : concordance, ambiguïté, non-concordance | +++ , 0, - - - |
| Considérations basées sur d'autres situations ou sur des connaissances biologiques | | |
| Vraisemblance – Mécanisme – Relation agent de stress-réponse ³ | Preuve factuelle, vraisemblable, inconnue, improbable Cohérence quantitative, concordance, ambiguïté, non-concordance | ++, +, 0, - +++ , +, 0, - |
| Spécificité de la cause ⁴ | Une seule cause possible, une cause parmi quelques-unes, une cause parmi plusieurs | +++ , ++, 0 |
| Analogie – Positive – Négative | Cas analogues : plusieurs cas ou quelques cas évidents, peu de cas ou cas non évidents | ++ , + - -, - |
| Propriétés prédictives | Prévision : confirmée pour un cas spécifique ou de multiples cas, confirmée de façon générale, ambiguë, ratée | +++ , ++, 0, - - - |
| Considérations basées sur de multiples sources de données | | |
| Uniformité des données | Données : toutes uniformes, la plupart uniformes, plusieurs irrégularités | +++ , +, - - - |
| Cohérence des données | Données : incohérence expliquée par un mécanisme crédible, aucune explication connue | +, 0 |

1. Lorsqu'il y a plus d'une cause potentielle, il est possible d'ajouter des colonnes ou d'utiliser un nouveau tableau.

2. En plus de la note attribuée, il peut y avoir les deux cas suivants : « Pas de preuve », s'il n'y a pas de preuve pertinente disponible, ou « Sans objet » pour le cas à l'étude. Les résultats et les notes pondérées du tableau ne sont fournis qu'à titre d'exemples et peuvent être définis différemment si on le juge pertinent. Seul le résultat et la note pondérée qui s'appliquent à la considération particulière doivent être inscrits dans la cellule prévue pour la note (p. ex. si le poids de la preuve indique que la cause potentielle est incertaine, on peut inscrire une note de zéro dans la cellule, alors que si la cause potentielle est considérée comme probable, on peut inscrire « + » dans la cellule).

3. La relation agent de stress-réponse ne s'applique pas (S.O.) si le mécanisme est clairement improbable.

4. La spécificité de la cause ne s'applique pas (S.O.) si le mécanisme est clairement improbable ou si plusieurs exceptions à l'association sont observées.

Source : USEPA 2000a; Suter *et al.* 2002

Tableau 2-5. Exemple de format de tableau utilisé pour résumer la solidité de la preuve pour chacune des causes potentielles

| Cause potentielle | Résultat de la preuve pour la cause potentielle | Note | Résultat de la preuve pour la cause potentielle | Note | Résultat de la preuve pour la cause potentielle | Note |
|---|---|------|--|------|---|------|
| | Cause potentielle 1 (p. ex. contamination par des métaux) | | Cause potentielle 2 (p. ex. altération de l'habitat) | | Cause potentielle 3 (p. ex. enrichissement en éléments nutritifs) | |
| <i>Éléments propres au cas</i> | | | | | | |
| Cooccurrence | | | | | | |
| Temporalité | | | | | | |
| Uniformité d'association | | | | | | |
| Gradient biologique | | | | | | |
| Voie d'exposition complète | | | | | | |
| Expérience | | | | | | |
| <i>Considérations basées sur d'autres situations ou sur des connaissances biologiques</i> | | | | | | |
| Vraisemblance – Mécanisme – Relation agent de stress-réponse | | | | | | |
| Spécificité de la cause | | | | | | |
| Analogie – Positive – Négative | | | | | | |
| Propriétés prédictives | | | | | | |
| <i>Considérations basées sur de multiples sources de données</i> | | | | | | |
| Uniformité des données | | | | | | |
| Cohérence des données | | | | | | |

Tableau 2-6. Qualités des éléments de preuve montrant des caractéristiques de causalité

| Qualité des résultats et exemple de descripteurs | Évaluation | Explication |
|--|--|---|
| Déduction logique – négative – positive | Est-ce que la preuve confirme ou réfute l'hypothèse d'une relation de causalité? | Comme l'explique Popper (1968), la preuve qui réfute une hypothèse est plus forte que celle qui la confirme. De façon similaire, une preuve par la négative a plus de poids qu'une preuve positive. |
| Caractère direct de la cause – cause directe – sources et intermédiaires – liens de causalité | Quelle est la pertinence des mesures pour la cause directe? Quelle est la pertinence des mesures pour les effets en question? | La preuve liée à la cause directe est plus forte que la preuve liée aux événements menant à la cause. Ceci s'explique par le fait que plus les événements sont éloignés d'un point de vue de causalité, plus il est difficile de clairement les associer à un effet. |
| Spécificité – effet attribuable à une seule cause – effet attribuable à plus d'une cause | Dans quelle mesure l'effet est-il spécifique? | Si l'effet n'a qu'une seule cause possible, le diagnostic se porte sur cette cause. Si l'effet est le résultat de quelques causes seulement, la liste de causes potentielles est limitée, ce qui augmente la vraisemblance de chacune de ces causes potentielles. |
| Pertinence pour l'effet – pour le cas à l'étude – pour d'autres cas similaires | Quelle est la pertinence de la preuve relativement au cas à l'étude? | Tous les autres éléments étant constants, la preuve fondée sur l'information provenant du cas est plus forte que la preuve basée sur d'autres études de terrain ou d'autres expériences en laboratoire puisque cette preuve est directement pertinente. |
| Nature de l'association – quantitative – qualitative | Est-ce que l'association est quantifiée? | Les relations quantitatives entre la cause et l'effet sont meilleures que de simples observations que la cause est présente sur le site dégradé. La vraisemblance d'une association constitue une preuve très faible. |
| Solidité de l'association – relations fortes et grand éventail – relations faibles et éventail restreint | Peut-on considérer comme improbable que la preuve soit attribuée à une variation naturelle (c.-à-d. variabilité de base)? | Des relations fortes (p. ex. de grands coefficients de corrélation et des pentes prononcées) couvrant un grand éventail de niveaux d'exposition constituent une meilleure preuve que des relations faibles ou des relations ne couvrant qu'un éventail restreint. Les relations ambiguës ou inversées suggèrent que l'entité n'est pas sensible à la cause ou que d'autres facteurs sont impliqués. |
| Indépendance de l'association – indépendante – confuse | Jusqu'à quel degré les effets de l'agent de causalité ont-ils été isolés de ceux des autres facteurs cooccurrents? | Une cause unique qui peut être analysée séparément (avec des tests en laboratoire par exemple) fournit une preuve qui ne peut être confondue avec d'autres facteurs ou ne peut être modifiée par ceux-ci. Si de nombreuses causes potentielles covarient, la preuve est faible, car l'effet ne peut être attribué qu'à un seul des facteurs covariants. |
| Cohérence des données – toutes cohérentes – incohérentes | Si un élément des résultats est formé d'informations de provenance mixte, est-ce cohérent? | Si les éléments de provenance mixte sont cohérents, la preuve est plus forte que s'il y a des incohérences. |
| Quantité de données – beaucoup de données – peu de données | Est-ce que l'étude s'appuie sur des données abondantes? | Plus la quantité de données est grande, meilleure est la preuve. |
| Qualité de l'information – bonne étude – étude médiocre | Est-ce que la qualité de l'étude, et par conséquent celle des données, est fiable et défendable? | Plus grande est la qualité des données, plus fiables sont les résultats et plus forte est la preuve. |

Source : Extrait textuel de Cormier *et al.* 2010

3.0 ÉTUDES DE CAS

On compte de très nombreuses études de cas sur des sites aquatiques publiées dans des revues scientifiques évaluées par les pairs qui peuvent servir d'exemples d'évaluations de causalité. Les lecteurs sont aiguillés vers les travaux de Lowell *et al.* (2000), Borgman *et al.* (2001), Culp *et al.* (2000), Cormier *et al.* (2002, 2010), Wiseman *et al.* (2010), Haake *et al.* (2010), Norton *et al.* (2000, 2002, 2003), USEPA (2000a, 2007) et MDEQ (2005) pour des exemples. Certaines des références susmentionnées sont regroupées dans le numéro de janvier 2010 de la revue *Human and Ecological Risk Assessment* (vol. 16, p. 10-148). D'autres exemples d'études de cas pour des sites aquatiques sont affichés sur le site Web de CADDIS

(<http://cfpub.epa.gov/caddis/examples.cfm?Section=27>) et apparaissent dans les chapitres 6 et 7 du « Stressor Identification Guidance » (Lignes directrices sur la détermination des agents de stress) de la USEPA (2000a).

Au sujet des exemples d'analyse de causalité pour un site terrestre, Cairns *et al.* (1995) ont observé que l'avancement de la compréhension des effets des contaminants, présents dans des environnements terrestres, sur les attributs structurels et fonctionnels d'une organisation écologique a été pratiquement inexistant en comparaison de notre compréhension des effets sur les écosystèmes aquatiques. Peu de progrès ont été accomplis au cours des quinze années qui ont suivi. Aucune étude de cas convenable pour un site terrestre canadien n'a pu être trouvée, même après avoir consulté plusieurs évaluateurs du risque au Canada et avoir effectué une recherche bibliographique approfondie. L'évaluation de causalité la plus détaillée pour un organisme terrestre est peut-être celle de la USEPA (2008a). Le travail de la USEPA (2008a) avait pour but de tester l'utilité de CADDIS pour déterminer la cause des effets observés sur la population vivant sur le site terrestre contaminé. CADDIS a été développé pour déterminer les causes de dégradation biologique dans les écosystèmes aquatiques, et les études de cas antérieures ont porté leur attention sur les effets modifiant les paramètres de mesure des communautés vivant dans les cours d'eau. Toutefois, les principes et méthodes d'analyse de causalité devraient être applicables à tous les effets environnementaux, tant aquatiques que terrestres.

4.0 RÉFÉRENCES

- Alberta Environment. 2008. Water for Life: Healthy Aquatic Ecosystems. Overview of Fish Contaminant Monitoring Programs in Jurisdictions and Summary of Alberta Studies – Final Report. ISBN 978-0-7785-7341-8. Edmonton (Alb.) Accès : <http://www.environment.gov.ab.ca/info/library/7972.pdf>
- Amrhein, J.F., Stow, C.A., and Wible, C. 1999. Whole-fish versus filet polychlorinated-biphenyl concentrations: an analysis using classification and regression tree models. *Environ. Toxicol. Chem.* 18: 1817-1823.
- Aulerich, R.J., and Ringer, R.K. 1977. Current status of PCB toxicity to mink, and effect on their reproduction. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6: 279-292.
- Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder, B.D., and Stribling, J.B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington (DC).
- Barnthouse, L.W., Munns, W.R. Jr, and Sorensen, M.T. 2008. Population-Level Ecological Risk Assessment. Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Baumann, P.C., Smith, I.R., and Metcalfe, C.D. 1996. Linkage between chemical contaminants and tumors in benthic Great Lakes fish. *J. Great Lakes Res.* 22(2): 131-152.
- Bevelhimer, M.S., Beauchamp, J.J., Sample, B.E., and Southworth, G.R. 1997. Estimation of Whole-Fish Contaminant Concentrations from Fish Fillet Data. ES/ER/TM-202. Oak Ridge (TN) : Risk Assessment Program, Oak Ridge national Laboratory.
- Bhavsar, S.P., Awad, E., Fletcher, R., Hayton, A., Somers, K.M., Kolic, T., MacPherson, K., and Reiner, E.J. 2008. Temporal trends and spatial distribution of dioxins and furans in lake trout or lake whitefish from the Canadian Great Lakes. *Chemosphere* 2007.05.100.
- Boone, M.D., Bridges, C.M., Fairchild, J.F., and Little, E.E. 2005. Multiple sublethal chemicals negatively affect tadpoles of the green frog, *Rana clamitans*. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(5): 1267-1272.
- Borgmann, U., Norwood, W.P., Reynoldson, T.B., and Rosa, F. 2001. Identifying cause in sediment assessments: Bioavailability and the sediment quality triad. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 950-960.
- Brunström, B., Borman, D., and Näf, C. 1990. Embryotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in three domestic avian species, and of PAHs and coplanar polychlorinated biphenyls (PCBs) in the common eider. *Environ. Pollut.* 67: 133-143.
- Bursian, S.J., Sharma, C., Aulerich, R.J., Yamini, B., Mitchell, R.R., Orazio, C.E., Moore, D.R.J., Svirsky, S., and Tillitt, D.E. 2006. Dietary exposure of mink (*Mustela vison*) to fish from the Housatonic River, Berkshire County, Massachusetts, USA: Effects on reproduction, kit growth, and survival. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(6): 1533-1540.
- Cairns, J. Jr, Niederlehner, B.R., and Smith, E.P. 1995. Ecosystem effects: Functional end points. *In* Fundamentals of aquatic toxicology: Effects, environmental fate, and risk assessment. Edited by G.M. Rand. 2^e éd. Bristol (PA) : Taylor and Francis. p. 589-607.
- Carson, R. 1962. Silent Spring. Boston (MA) : Houghton Mifflin Co.
- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1996. Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Le programme national d'assainissement des lieux contaminés. Winnipeg (Man.)

- [CCME] Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1997. Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique : annexes techniques. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Le programme national d'assainissement des lieux contaminés. Winnipeg (Man.) Accès : http://www.ccme.ca/assets/pdf/pn_1274_fr.pdf
- Chapman, P.F., Power, E.A., Dexter, R.N., and Anderson, H.B. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. *Environ. Toxicol. Chem.* 10: 407-424.
- Chapman, P.F., Power, E.A., and Burton, G.A. Jr. 1992. Integrative assessments in aquatic ecosystems. *In Sediment Toxicity Assessment*. Edited by G.A. Burton, Jr. Chelsea (MI) : Lewis. p. 313-340.
- Chapman, P.M. 2011. Cadre d'évaluation et de gestion des sites aquatiques contaminés, conformément au Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. Burnaby (C.-B.) : Golder Associates Ltd.
- Chapman, P.F., Aldenberg, T., Collins, B., Dark, R., Farrar, D., Green, J., Healey, G., Slob, W., and Springer, T. 2001. Chapter 10. Statistical issues in avian toxicity testing. *In Avian Effects Assessment: A Framework for Contaminants Studies*. Edited by A. Hart, D. Balluff, R. Barkknecht, P.F. Chapman, T. Hawkes, G. Joermann, A. Leopold and R. Luttk. Pensacola (FL) : SETAC Press. p. 155-174.
- Cormier, S.M., Norton, S.B., Suter, G.W. II, Altfater, D., and Counts, B. 2002. Determining the causes of impairments in the Little Scioto River, Ohio, USA: Part 2. Characterization of causes. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(6): 1125-1137.
- Cormier, S.M., Suter, G.W. II, and Norton, S.B. 2010. Causal characteristics for ecoepidemiology. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 16: 53-73.
- Culp, J.M., Lowell, R.B., and Cash, K.J. 2000. Integrating mesocosm experiments with field and laboratory studies to generate weight-of-evidence risk assessments for large rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(4): 1167-1173.
- Custer, C.M., Custer, T.W., Allen, P.D., Stromborg, K.L., and Meancon, M.J. 1998. Reproduction and environmental contamination in tree swallows nesting in the Fox River drainage and Green Bay, Wisconsin, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(9): 1786-1798.
- Custer, C.M., Custer, T.W., Rosiu, C.J., Meancon, M.J., Bickham, J.W., and Matson, C.W. 2005. Exposure and effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in tree swallows (*Tachycineta bicolor*) nesting along the Woonasquatucket River, Rhode Island, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(1): 93-109.
- [SCF] Service canadien de la faune. 2000. Service canadien de la faune – Plan stratégique 2000 : La direction à suivre pour le Programme de conservation des espèces sauvages d'Environnement Canada. Service canadien de la faune. CW66-190/2000.
- Day, K.E., Clements, W.H., DeWitt, T., Landis, W.G., Landrum, P., Morrissey, D.J., Reiley, M., Rosenberg, D.M., and Suter, G.W. II. 1997. Chapter 12. Workgroup summary report on critical issues of ecological relevance in sediment risk assessment. *In Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments*. Edited by C.G. Ingersoll, T. Dillon and G.R. Biddinger. p.167-198. Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Drevnick, P., Roberts, A.P., Ottera, R.R., Hammerschmidt, C.R., Klaper, R., and Oris, J.T. 2008. Mercury toxicity in livers of northern pike (*Esox lucius*) from Isle Royale, USA. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology* 147(3): 331-338.
- Dunson, W.A., and Travis, J. 1991. The role of abiotic factors in community organization. *Am. Nat.* 138: 1067-1091.

- Durhan, E.J., Norberg-King, T., and Burkhard, L.P. 1992. Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations: Phase II Guidance Document: Toxicity Identification Procedures for Samples Exhibiting Acute and Chronic Toxicity. Duluth (MN) : US Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory.
- Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2008. Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs. Groupe de travail sur les sédiments de l'ACO. Mars. Accès : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En164-14-2007-fra.pdf
- Environnement Canada. 2001. Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Accès : <http://www.ec.gc.ca/inre-nwri/default.asp?lang=Fr&n=235D11EB-1>
- Environnement Canada. 2012. Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Accès : <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=Fr&xml=D175537B-24E3-46E8-9BB4-C3B0D0DA806D>
- Fairbrother, A., and Bennett, R.S. 2000. Chapter 3. Multivariate statistical applications for addressing multiple stresses in ecological risk assessments. *In* Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment: Approaches to Risk Estimation. Edited by S.A. Ferenc and J.A. Foran. Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Farkas, A., Salanki, J., and Specziar, A. 2003. Age- and size-specific patterns of heavy metals in the organs of freshwater fish *Abramis brama* L. populating a low-contaminated site. *Water Research* 37(5): 959-964.
- Fox, G.A. 1991. Practical causal inference for ecoepidemiologists. *J. Toxicol. Environ. Health* 33: 359-373.
- France, R.L. 1990. Theoretical framework for developing and operationalizing an index of zoobenthos community integrity: Application of biomonitoring with zoobenthos communities in the Great Lakes. *In* An ecosystem approach to the integrity of the Great lakes in Turbulent Times. Edited by C.J. Edwards and H.A. Regier. Ann Arbor (MI) : Great Lakes Fishery Commission. Special Publication 90-4. p. 169-193.
- Gagnon, M.M., Bussieres, D., Dodson, J.J., and Hodson, P.V. 1995. White sucker (*Catostomus commersoni*) growth and sexual maturation in pulp mill-contaminated and reference rivers. *Environ. Toxicol. Chem.* 14(2): 317-327.
- Gentile, J.H., Solomon, K.R., Butcher, J.B., Harrass, M., Landis, W.G., Power, M., Rattner, B.A., Warren-Hicks, W.J., and Wenger, R. 1999. Chapter 2. Linking stressors and ecological responses. *In* Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment. Edited by J.A. Foran and S.A. Ferenc. Proceedings from the Pellston Workshop on Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment. Atelier tenu du 13 au 18 septembre 1997, à Pellston (MI). Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Gewurtz, S.B., Bhavsar, S.P., and Fletcher, R. 2011. Influence of fish size and sex on mercury/PCB concentration: Importance for fish consumption advisories. *Environment International* 37(2): 425-434.
- Gilbertson, M. 1997. Advances in forensic toxicology for establishing causality between Great Lakes epizootics and specific persistent toxic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 16: 1771-1778.
- Gilmour, C.C., and Riedel, G.S. 2000. A survey of size-specific mercury concentrations in game fish from Maryland fresh and estuarine waters. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 53-59.

- Grasman, K.A., Fox, G.A., Scanlon, P.F., and Ludwig, J.P. 1996. Organochlorine-associated immunosuppression in pre fledging Caspian terns and herring gulls from the Great lakes: An ecoepidemiological study. *Environ. Health Perspect.* 104(4): 829-842.
- Haake, D.M., Wilton, T., Krier, K., Stewart, A.J., and Cormier, S.M. 2010. Causal assessment of biological impairment in the Little Floyd River, Iowa, USA. *Human and Ecological Risk Assessment* 16: 116-148.
- Hayton, A. 2005. PCB Investigations at Peninsula Harbour Lake Superior. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Rapport provisoire. Juillet.
- Henning, M.H., Weinberg, N.M., and Branton, M.A. 2002. Chapter 24: Using ecological risk assessment to evaluate potential risks posed by chemicals to birds. *In Human and Ecological Risk Assessment: Theory and Practice.* Edited by D.J. Paustenbach. New York : John Wiley & Sons.
- Henning, M.H., Robinson, S.K., McKay, K.J., Sullivan, J.P., and Bruckert, H. 2003. Productivity of American robins exposed to polychlorinated biphenyls, Housatonic River, Massachusetts, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(11): 2783-2788.
- Hicks, F. 1999. Manual of Instructions: Spring Littoral Index Netting (SLIN). Algonquin Fisheries Assessment Unit, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Hill, A.B. 1965. The environment and disease: Association or causation? *Proc. Royal Soc. Medicine* 58: 295-300.
- Hoffman, D.J., Melancon, M.J., Klein, R.N., Eisemann, J.D., and Spann, J.W. 1998. Comparative developmental toxicity of planar polychlorinated biphenyl congeners in chickens, American kestrels, and common terns. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(4): 747-757.
- Holmstrup, M., Bindsbol, A.-M., Oostingh, G.J., Duschl, A., Scheil, V., Kohler, H.-R., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M, Ferreira, A.L.G., Kienle, C., Gerhardt, A., Laskowski, R., Kramarz, P.E., Bayley, M., Svendsen, C., and Spurgeon, D.J. 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Sci. Total Environ.* 408: 3746-3762.
- Hughes, R.M. 1985. Use of watershed characteristics to select control streams for estimating effects of metal mining wastes on extensively disturbed streams. *Environ. Manage.* 9(3): 253-262.
- Hughes, R.M. 1995. Defining acceptable biological status by comparing with reference conditions. *In Biological Assessment and Criteria: Tools for water resource planning and decision making.* Edited by W.S. Davis and T.P. Simon. Boca Raton (FL) : Lewis. p. 31-47.
- Hull, R.N., and Swanson, S. 2006. Sequential analysis of lines of evidence – An advanced weight-of-evidence approach for ecological risk assessment. *Integrat. Environ. Assess. Manage.* 2(4): 302-311.
- Jones, N.E., and Yunker, G. 2009. Riverine Index Netting Manual of Instructions V.2. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, River and Stream Ecology Laboratory. 36 p.
- Landis, W.G., Matthews, G.B., Matthews, R.A., and Sergeant, A. 1994. Application of multivariate techniques to endpoint determination, selection and evaluation in ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 1917-1927.
- Landis, W.G., and Wieggers, J. 1997. Design considerations and a suggested approach for regional and comparative ecological risk assessment. *Human Ecol. Risk Assess.* 3: 287-297.
- Lowell, R.B., Culp, J.M., and Dube, M.G. 2000. A weight-of-evidence approach for northern river risk assessment: Integrating the effects of multiple stressors. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(4): 1182-1190.

- Ludwig, J.A., and Reynolds, J.F. 1988. *Statistical ecology*. New York : Wiley.
- Manly, B. 1994. *Multivariate statistical methods: A primer*. London (Royaume-Uni) : Chapman and Hall.
- McDonald, B.G., deBruyn, A.M.H., Wernick, B.G., Patterson, L., Pellerin, N., and Chapman, P.M. 2007. Design and application of a transparent and scalable weight-of-evidence framework: An example from Wabamun Lake, Alberta, Canada. *Integrat. Environ. Assess. Manage.* 3(4): 476-483.
- [MDEQ] Mississippi Department of Environmental Quality. 2005. *Stressor Identification for Bostic Branch, Clarke County, Mississippi*. Mississippi Department of Environmental Quality, Office of Pollution Control. Jackson (MS). Mai.
- Menzie, C., Henning, M.H., Cura, J., Finkelstein, K., Gentile, J., Maughan, J., Mitchell, D., Petron, S., Potocki, B., Svirsky, S., and Tyler, P. 1996. Special report of the Massachusetts Weight-of-Evidence Workgroup: A weight-of-evidence approach for evaluating ecological risks. *Human Ecol. Risk Assess.* 2(2): 277-304.
- Meyer, F.P., and Barclay, L.A. 1990. *Field Manual for the Investigation of Fish Kills*. La Crosse (WI), Washington (DC) : US Fish and Wildlife Service.
- Morgan, G.E. 2002. *Manual of Instructions: Fall Walleye Index Netting (FWIN)*. Percid Community Synthesis, Diagnostics and Sampling Standards Working Group, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Mos, L., Morsey, B., Jeffries, S.J., Yunker, M.B., Raverty, S., De Guise, S., and Ross, P.S. 2006. Chemical and biological pollution contribute to the immunological profiles of free-ranging harbor seals. *Environ. Toxicol. Chem.* 25(12): 3110-3117.
- Munkittrick, K.R., and McMaster, M.E. 2000. Chapter 2. Effects-driven assessment of multiple stressors using fish populations. *In Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment: Approaches to Risk Estimation*. Edited by S.A. Ferenc and J.A. Foran. Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Munkittrick, K.R., Sandstrom, O., Larsson, A., Van Der Kraak, G.J., Forlin, L., Lindesjoo, E., McMaster, M.E., and Servos, M.R. 1999. A reassessment of the original reviews of Norrsundet and Jackfish Bay field studies. *Third International Conference Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents*. Conférence tenue du 9 au 13 novembre 1997, à Rotorua (Nouvelle-Zélande).
- Newman, M.C. 2008. "What exactly are you inferring?" A closer look at hypothesis testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(5): 1013-1019.
- Norton, S.B., Cormier, S.M., Smith, M., and Jones, R.C. 2000. Can biological assessments discriminate among types of stress? A case study from the Eastern corn belt plains ecoregion. *Environ. Toxicol. Chem.* 19(4): 1113-1119.
- Norton, S.B., Cormier, S.M., Suter, G.W., Subramanian, B., Lin, E., Altfater, D., and Counts, B. 2002. Determining probable causes of ecological impairment in the Little Scioto River, Ohio, USA: Part 1. Listing candidate causes and analyzing evidence. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(6): 1112-1124.
- Norton, S.B., Rao, L., Suter, G. II, and Cormier, S.M. 2003. Minimizing cognitive errors in site-specific causal assessments. *Human Ecol. Risk Assess.* 9(1): 213-229.
- Obery, A.M., and Landis, W.G. 2002. A regional multiple stressor risk assessment of the Codorus Creek watershed applying the relative risk model. *Human Ecol. Risk Assess.* 8(2): 405-428.

- O'Brien, M.L., Pettigrove, V., Carew, M.E., and Hoffman, A.A. 2010. Combining rapid bioassessment and field-based microcosms for identifying impacts in an urban river. *Environ. Toxicol. Chem.* 29(8): 1773-1780.
- Orrego, R., Moraga-Cid, G., Gonzalez, M., Barra, R., Valenzuela, A., Burgos, A., and Gavilan, J.F. 2005. Reproductive, physiological, and biochemical responses in juvenile female rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to sediment from pulp and paper mill industrial discharge areas. *Environ. Toxicol. Chem.* 24(8): 1935-1943.
- Oswski, S.L., Brewer, L.W., Baker, O.E., and Cobb, G.P. 1995. The decline of mink in Georgia, North Carolina, and South Carolina: The role of contaminants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29: 418-423.
- [PASCFC] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2010a. Document d'orientation du PASCFC sur l'évaluation des risques écologiques, Module 1 : Sélection et interprétation des essais de toxicité. Disponible sur le site Web de l'AEDI ou sur demande FCSAP.PASCFC@ec.gc.ca
- [PASCFC] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2010b. Document d'orientation du PASCFC sur l'évaluation des risques écologiques, Module 2 : Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propre à un site. Disponible sur le site Web de l'AEDI ou sur demande FCSAP.PASCFC@ec.gc.ca
- [PASCFC] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2012a. Document d'orientation du PASCFC sur l'évaluation des risques écologiques, rapport principal. Disponible sur le site Web de l'AEDI ou sur demande FCSAP.PASCFC@ec.gc.ca
- [PASCFC] Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux. 2012b. Document d'orientation du PASCFC sur l'évaluation des risques écologiques, Module 3 : Uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques. Disponible sur le site Web de l'AEDI ou sur demande FCSAP.PASCFC@ec.gc.ca
- Peterson, S.A., Van Sickle, J., Hughes, R.M., Schacher, J.A., and Echols, S.F. 2005. A biopsy procedure for determining file and predicting whole-fish mercury concentration. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 48: 99-107.
- Poff, N.L., and Allan, J.D. 1995. Functional organization of stream fish assemblages in relation to hydrological variability. *Ecology* 76(2): 606-627.
- Popper, K.R. 1968. *The Logic of Scientific Discovery*. New York (NY) : Harper and Row.
- Powell, D.C., Aulerich, R.J., Meadows, J.C., Tillitt, D.E., Giesy, J.P., Strombort, K.L., and Bursian, S.J. 1996. Effects of 3,3',4,4',5-pentachlorobiphenyl (PCB 126) and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) injected into the yolks of chicken (*Gallus domesticus*) eggs prior to incubation. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31: 404-409.
- Rattner, B.A., Cohen, J.B., and Golden, N.H. 2000. Chapter 3. Contaminant-effect endpoints in terrestrial vertebrates at and above the individual level. *In Environmental Contaminants and Terrestrial Vertebrates: Effects on Populations, Communities, and Ecosystems*. Edited by P.H. Albers, G.H. Heinz and H.M. Ohlendorf. Pensacola (FL) : SETAC Press. p. 61-94.
- Rattner, B.A., and Heath, A.G. 2003. Chapter 23. Environmental factors affecting contaminant toxicity in aquatic and terrestrial vertebrates. *In Handbook of Ecotoxicology, Second Edition*. Edited by D.J. Hoffman, B.A. Rattner, G.A. Burton and J. Cairns. Boca Raton (FL) : Lewis Publishers. p. 679-699.
- Reynoldson, T.B. 1984. The utility of benthic invertebrates in water quality monitoring. *Water Qual. Bull.* 10: 21-28.
- Risch, T.S., and Rohwer, F.C. 2000. Effects of parental quality and egg size on growth and survival of herring gull chicks. *Can. J. Zool.* 78: 967-973.

- Rosenberg, D.M., Reynoldson, T.B., Day, K.E., and Resh, V.H. 1997. Chapter 10. Role of abiotic factors in structuring benthic invertebrate communities in freshwater systems. *In* Ecological Risk Assessment of Contaminated Sediments. Edited by C.G. Ingersoll, T. Dillon and G.R. Biddinger. p.135-155. Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Rosgen, D. 1996. Applied River Morphology. Pagosa Springs (CO) : Wildland Hydrology Books.
- [SAB] Science Advisory Board for Contaminated Sites in BC. 2010. Guidance for a Weight-of-Evidence Approach in Conducting Detailed Ecological Risk Assessments (DERA) in British Columbia. Science Advisory Board for Contaminated Sites in BC. Accès : <http://www.sabcs.chem.uvic.ca/woe.html>
- Sample, B.E., Allard, P., Fairbrother, A., Hope, B., Hull, R.N., Johnson, M.S., Kapustka, L., and McDonald, B. 2007. Criteria for selection of toxicity reference values for ecological risk assessment. Affiche présentée à la 28^e réunion annuelle de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Milwaukee (WI).
- Schlosser, I.J. 1990. Environmental variation, life history attributes, and community structure in stream fishes: Implications for environmental management and assessment. *Environ. Manage.* 14(5): 621-628.
- Sileo, L., Creekmore, L.H., Audet, D.J., Snyder, M.R., Meteyer, C.U., Franson, J.C., Locke, L.N., Smith, M.R., and Finley, D.L. 2001. Lead poisoning of waterfowl by contaminated sediment in the Coeur d'Alene River. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 41: 364-368.
- Skalski, J.R. 2000. Chapter 4. Statistical design of wildlife toxicology studies. *In* Environmental Contaminants and Terrestrial Vertebrates: Effects on Populations, Communities, and Ecosystems. Edited by P.H. Albers, G.H. Heinz, and H.M. Ohlendorf. Pensacola (FL) : SETAC Press. p. 95-107.
- Skinner, A., and Ball, H. 2004. Manual of Instructions: End of Spring Trap Netting (ESTN). Section des pêches, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Stirling, M.R. 1999. Manual of Instructions: Nearshore Community Index Netting (NSCIN). Lake Simcoe Fisheries Assessment Unit, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.
- Susser, M. 1986. Rules of inference in epidemiology. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 6: 116-186.
- Suter, G.W. II. 1993. Ecological Risk Assessment. Boca Raton (FL) : Lewis.
- Suter, G.W. II, Antcliffe, B.L., Davis, W., Dyer, S., Gerritsen, J., Linder, G., Munkittrick, K., and Rankin, E. 1999. Chapter 1. Conceptual approaches to identify and assess multiple stressors. *In* Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment. Edited by J.A. Foran and S.A. Ferenc. Proceedings from the Pellston Workshop on Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment. Atelier tenu du 13 au 18 septembre 1997, à Pellston (MI). Pensacola (FL) : SETAC Press.
- Suter, G.W. II, Norton, S.B., and Cormier, S.M. 2002. A methodology for inferring the causes of observed impairments in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(6): 1101-1111.
- Suter, G.W. II, Norton, S.B., and Cormier, S.M. 2010. The science and philosophy of a method for assessing environmental causes. *Human Ecol. Risk Assess.* 16: 19-34.
- Swanson, S.M., Schryer, R., Shelast, R., Kloepper-Sams, P.J., and Owens, J.W. 1994. Exposure of fish to biologically treated bleached-kraft mill effluent. 3. Fish habitat and population assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 13(9): 1497-1507.
- Tannenbaum, L.V. 2003. Can ecological receptors really be at risk? *Human Ecol. Risk Assess.* 9(1): 5-13.

- Tannenbaum, L.V. 2005. A critical assessment of the ecological risk assessment process: A review of misapplied concepts. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 1(1): 66-72.
- Tannenbaum, L.V., Bazar, M., Hawkins, M.S., Cornaby, B.W., Ferguson, E.A., Carroll, L.C., and Ryan, P.F. 2003. Rodent sperm analysis in field-based ecological risk assessment: Pilot study at Ravenna army ammunition plant, Ravenna, Ohio. *Environ. Pollut.* 123: 21-29.
- Tannenbaum, L.V., Thran, B.H., and Williams, K.J. 2007. Demonstrating ecological receptor health at contaminated sites with wild rodent sperm parameters. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 459-465.
- Tannenbaum, L.V., and Thran, B.H. 2009. Testing the limits of rodent sperm analysis: Azoospermia in an otherwise healthy wild rodent population. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56: 157-164.
- Thompson, S.K. 1992. *Sampling*. New York : Wiley.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA 822-R-98-008.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2000a. *Stressor Identification Guidance Document*. US Environmental Protection Agency, Offices of Water and of Research and Development. Washington (DC). EPA/822/B-00/025. Décembre.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2000b. *Guidance for Assessing Chemical Contaminant Data for Use in Fish Advisories. Volume 1: Fish Sampling and Analysis, Third Edition*. US Environmental Protection Agency, Offices of Science and Technology and Water. Washington (DC). EPA 823-B-00-007.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2002. *Field Sampling Plan for the National Study of Chemical Residues in Lake Fish Tissue*. EPA-823-R-02-004.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. *Causal Analysis of Biological Impairment in Long Creek: A Sandy-Bottomed Stream in Coastal Southern Maine*. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. EPA/600/R-06/065F. Décembre.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008a. *Analysis of the Causes of a Decline in the San Joaquin Kit Fox Population on the Elk Hills, naval Petroleum Reserve #1, California*. Cincinnati (OH) : US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. EPA/600/R-08/130. Novembre.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008b. *Using Fish Tissue Data to Monitor Remedy Effectiveness*. US Environmental Protection Agency, Office of Superfund Remediation and Technology Innovation and Office of Research and Development. *Sediment Assessment and Monitoring Sheet #1*. OSWER Directive 9200.1-77D. Juillet.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2010. *Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (CADDIS). Volume 1: Stressor Identification*. Washington (DC) : Office of Research and Development. Accès : <http://www.epa.gov/caddis>. Dernière mise à jour : 23 septembre 2010.
- [USGS] United States Geological Survey. 2002. *Illustrated Field Guide for Assessing External and Internal Anomalies in Fish*. Information and Technology Report, USGS/BRD/ITR-2002-0007. Accès : http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/ITR_2002_0007.pdf

- Wiener, J.G., Bodaly, R.A., Brown, S.S., Lucotte, M., Newman, M.C., Porcella, D.B., Reash, F.J., and Swain, E.B. 2006. Monitoring and evaluating trends in methylmercury accumulation in aquatic biota. *In* Ecosystem Responses to Mercury Contamination. Edited by R. Harris, D.P. Krabbenhoft, R. Mason, M.W. Murray, R. Reash and T. Saltman. Boca Raton (FL) : CRC Press.
- Wickwire, T., and Menzie, C.A. 2010. The causal analysis framework: Refining approaches and expanding multidisciplinary applications. *Human Ecol. Risk Assess.* 16: 10-18.
- Wieggers, J.K., Feder, H.M., Mortenson, L.S., Shaw, D.G., Wilson, V.J., and Landis, W.G. 1998. A regional multiple-stressor rank-based ecological risk assessment for the fjord of Port Valdez, Alaska. *Human Ecol. Risk Assess.* 4: 1125-1173.
- Wiseman, C.D., LeMoine, M., and Cormier, S.M. 2010. Assessment of probable causes of reduced aquatic life in the Touchet River, Washington, USA. *Human and Ecological Risk Assessment* 16: 87-115.
- Wren, C.D. 1991. Cause-effect linkages between chemicals and populations of mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra canadensis*) in the Great Lakes basin. *J. Toxicol. Environ. Health* 33: 549-585.
- Yerushalmy, J., and Palmer, C.E. 1959. On the methodology of investigations of etiologic factors in chronic disease. *J. Chronic Disease* 10(1): 27-40.

4.1 Ressources supplémentaires

Ressources canadiennes sur le Web

Les diagrammes de séquence des effets de Pêches et Océans Canada décrivent, pour un éventail d'activités, la nature du lien de cause à effet connu et les mécanismes en vertu desquels les agents de stress finissent par causer des effets sur le milieu aquatique. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/habitat/what-quoi/pathways-sequences/index-fra.asp>

Findlay, D.L., et H.J. Kling. Protocoles de mesure de la biodiversité : le phytoplancton d'eau douce. Pêches et Océans Canada, Institut des eaux douces, 501, University Crescent, Winnipeg, Manitoba, R3T 2N6 <http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/phytoplankton/intro.html>

Martin, J.L. Surveillance de la biodiversité marine. Protocole de surveillance des algues marines. Un rapport du Comité de surveillance de la biodiversité marine (Atlantic Maritime Ecological Science Cooperative, Huntsman Marine Science Center) au Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques du Canada d'Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Station biologique, St. Andrews, Nouveau-Brunswick, Canada E0G 2X0, http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/marine/phytoplankton/phyto_marine_e.pdf

Le site Web du Réseau d'évaluation et de surveillance écologique d'Environnement Canada (<http://www.eman-rese.ca/eman/>) est une excellente ressource pour déterminer les protocoles d'échantillonnage à utiliser lors de situations particulières et pour identifier les experts dans divers champs d'études. Il comprend une gamme de protocoles de surveillance pour les environnements en eau douce ainsi que les environnements marins et terrestres.

Paterson, M. Protocols for Measuring Biodiversity : Zooplankton in Fresh Waters, <http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/zooplankton/>

Anderson, R.S. 1996. Sifting and Berlese protocols, p. 52-53, dans : A.T. Finnamore (éditeur). Le projet SAGE, un rapport d'atelier sur les protocoles d'échantillonnage d'arthropodes terrestres dans des écosystèmes graminoides. Préparé pour le Bureau de coordination de surveillance écologique d'Environnement Canada. EMAN Occasional Paper Series Report, 74 p. <http://www.cciw.ca/eman>

Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique (RCBA), eau douce. Environnement Canada a développé des protocoles RCBA à la fois pour des cours d'eau accessibles à gué et pour des plans d'eau douce. Des formulaires de laboratoire et des feuilles de comptage de laboratoire d'écologie benthique sont présentés pour faciliter le dénombrement des organismes. <http://ec.gc.ca/rcba-cabin/default.asp?lang=Fr&n=74876ADD-1>

Le Programme d'études de suivi des effets sur l'environnement d'Environnement Canada est utilisé pour évaluer les effets des effluents des secteurs réglementés des usines de pâtes et des mines sur les poissons et leur habitat ainsi que sur l'utilisation des ressources halieutiques par les humains. Le suivi biologique est effectué en comparant les poissons adultes d'une zone à l'étude

avec ceux d'une zone de référence. Les effets sur l'habitat des poissons sont évalués en comparant les communautés benthiques invertébrées d'une zone à l'étude avec celles d'une zone de référence. <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=Fr&n=4CDB9968-1>

Protocoles de tri des échantillons et de sous-échantillonnage dans les études de suivi des effets sur l'environnement portant sur les communautés d'invertébrés benthiques. Ce lien mène vers des lignes directrices détaillées au sujet des méthodes de traitement des échantillons et des approches de sous-échantillonnage : <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=Fr&n=B9DBF4CC-1>

Conseil canadien de protection des animaux, Lignes directrices du CCPA sur le soin et l'utilisation des animaux sauvages 2003. Ce guide détaillé discute du développement d'objectifs et de planification d'études sur la faune; il fournit notamment les exigences en matière de permis et d'utilisation de procédures variées. <http://www.ccac.ca/fr/>

Commission biologique du Canada. 1994. Biodiversité des arthropodes terrestres : planification d'une étude et techniques d'échantillonnage recommandées- A Brief Prepared by the Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods), Ottawa, 1994. Réimpression 2007. <http://www.biology.ualberta.ca/bsc/pdf/planningastudy.pdf> (article en anglais, résumé de l'article en français).

Alberta Biodiversity Monitoring Institute. Le site Web du Alberta Biodiversity Monitoring Institute comprend des protocoles expérimentaux pour des études de terrain sur les habitats terrestres, les terres humides et les habitats aquatiques : <http://www.abmi.ca/abmi/reports/reports.jsp?categoryId=0> (en anglais seulement).

Ministère de l'Environnement de Colombie-Britannique, Lands and Parks (terres et parcs). 1998. Inventory Methods for Terrestrial Arthropods (Méthodes d'inventaire pour les arthropodes terrestres), Standards for Components of British Columbia's Biodiversity No. 40 (Normes pour les composantes de la biodiversité de la Colombie-Britannique, no 40), préparé par le ministère de l'Environnement, Lands and Parks Resources Inventory Branch, pour le Terrestrial Ecosystems Task Force Resources Inventory Committee, 19 octobre 1998, Version 2.0 <http://www.ilmb.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/terranth/assets/arthropod.pdf>

Manuel sur le protocole du Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario (eau douce). JONES, C., K.M. Somers, B. Craig et T.B. Reynoldson. 2004. Manuel sur le protocole du Réseau de surveillance biologique du benthos de l'Ontario, Version 1.0, mai 2004. Ce manuel présente l'approche adoptée par l'Ontario pour évaluer les conditions des écosystèmes aquatiques par rapport à une référence; la communauté benthique à l'étude est comparée à une communauté benthique présente dans un endroit de référence : <http://www.eman-rese.ca/eman/ecotools/protocols/freshwater/obbn/intro.html> (en anglais seulement).

British Columbia Fish Sampling Toolkit (trousse d'échantillonnage de poissons). Préparée par le comité de normalisation de l'information sur les ressources, secteur aquatique du ministère de la gestion durable des ressources de la Colombie-Britannique, cette trousse contient des directives et des formulaires à propos des programmes d'échantillonnage de poissons. <http://www.env.gov.bc.ca/fish/methods/toolkits/fishsamp.html>

Biomonitoring Information System for the Yukon (Système d'information pour la biosurveillance au Yukon). En 1996, Environnement Canada (région du Pacifique et du Yukon) a commencé à compiler diverses données de biosurveillance de sources historiques en un format électronique facilement retrouvable. Suite à ce travail, le Biomonitoring Information System of the Yukon (BISY) est devenu un centre d'archivage pour l'information, publiée ou non, sur la biologie aquatique : http://www.pyr.ec.gc.ca/bisy/home.asp?lang=_f

Développement durable, Environnement et Parcs, Québec Ce site Web contient des guides et des protocoles à suivre pour les rivières et les lacs du Québec, ainsi que les critères de qualité de l'eau de surface et des sédiments (en français seulement).
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/riv-lac.htm>

Ressources américaines sur le Web

Le Stressor Identification Guidance Document de la USEPA (document d'accompagnement pour la détermination des agents de stress de la USEPA) guide les lecteurs dans le processus de détermination d'agents de stress afin de connaître les causes d'une détérioration biologique. Le processus décrit dans CADDIS est une modification de ce processus de détermination d'agents de stress. <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/stressors/stressorid.html> .

Le programme de critères biologique de la USEPA fournit des directives et de l'aide technique au sujet des programmes de qualité de l'eau pour les États et les tribus, comportant notamment une évaluation, une base de données de critères et d'indicateurs.
<http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/> .

Le module « Getting in Step » de la Watershed Academy de la USEPA fournit de l'information sur les moyens d'améliorer la sensibilisation et la participation des intervenants dans votre bassin versant. <http://www.epa.gov/watertrain/gettinginstep/> .

Le système de qualité de la USEPA est utilisé pour gérer la qualité de la collecte, de la génération et de l'utilisation de données, tant par la USEPA que par d'autres organisations. Il existe de nombreux documents qui peuvent être utiles dans le processus d'évaluation de causalité. <http://www.epa.gov/quality/index.html>.

Le modèle de simulation AQUATOX de l'USEPA permet d'étudier les effets des polluants (p. ex. les éléments nutritifs, les composés organiques) sur les écosystèmes aquatiques.
<http://www.epa.gov/ost/models/aquatox/>.

La base de données ECOTOX (« ECOTOXicologie ») de la USEPA fournit de l'information unique sur les effets de la toxicité chimique sur la vie aquatique et terrestre. ECOTOX est un bon outil pour étudier l'incidence des produits chimiques sur l'environnement. Les revues scientifiques évaluées par les pairs sont la source principale d'information stockée dans la base de données. <http://cfpub.epa.gov/ecotox/> .

Le site Web des bioindicateurs de la USEPA a été conçu en collaboration avec l'Office of Water et le programme de critères biologiques de la USEPA. Le site Web sert de lieu d'archivage pour

une grande quantité d'information et est axé sur l'éducation concernant les indicateurs biologiques, y compris les concepts principaux, les biocritères des récifs de corail, les poissons d'eau douce et les invertébrés, la biodiversité aquatique, l'utilisation de statistiques, etc. Les utilisateurs de ce produit sont très variés et comprennent notamment des organismes gouvernementaux à l'échelle du gouvernement fédéral, de l'état ou locale, des universités, des organisations non gouvernementales œuvrant en environnement, des écoles secondaires et le grand public. <http://www.epa.gov/bioindicators> .

Le logiciel Benchmark Dose Software (BMDS) de la USEPA peut être utilisé pour modéliser les relations entre l'agent de stress et la réponse. Il contient 17 modèles différents qui conviennent à l'analyse de données dichotomiques (de type binaire : tout ou rien) (Gamma, Logistic, Log-Logistic, Multistage, Probit, Log-Probit, Quantal-Linear, Quantal-Quadratic, Weibull et Multistage-Cancer), de données continues (Linear, Polynomial, Power, et Hill) et des données reposant sur la toxicité et le développement (NLogistic, NCTR, et Rai & Van Ryzin). <http://www.epa.gov/ncea/bmds.ht>.

Le logiciel Acute-to-Chronic Estimation (ACE) with Time-Concentration-Effect Models (estimation du passage d'aigu à chronique avec les modèles d'effet de la concentration au cours du temps) de la USEPA, permet de prévoir une toxicité chronique à partir d'un ensemble de données de toxicité aiguë. Ce logiciel utilise des tests de régression linéaire et des tests de vie en accéléré pour prévoir les concentrations n'ayant aucun effet ou n'ayant que peu d'effets entraînant la mortalité chronique.

HYPERLINK "http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/ace/index.htm"
<http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/ace/index.htm> .

L'outil Web Interspecies Correlation Estimation (Web-ICE) (estimation de la corrélation interspécifique) de la USEPA estime la toxicité aiguë d'un produit chimique sur un taxon (c.-à-d. espèces, genres ou familles prévus) sans le recours à des données expérimentales à partir de données sur la toxicité connue d'un produit chimique sur une espèce (le substitut). Les modèles ICE sont des régressions de moindres carrés entre l'espèce de substitution et le taxon prévu qui estiment la toxicité de ce produit chimique sur l'espèce, le genre ou la famille prévu. <http://www.epa.gov/ceampubl/fchain/webice/index.htm>.

USEPA's Estuarine and Coastal Marine Waters: Bioassessment and Biocriteria Technical Guidance (Les eaux marines côtières et estuariennes : bioévaluation et directives techniques en matière de critères biologiques de la USEPA). Ce guide technique présente de nombreux protocoles et méthodes pour effectuer des bioévaluations dans les eaux marines côtières et estuariennes ainsi que les procédures pour déduire les biocritères de ces résultats. Plusieurs études de cas illustrent le processus de bioévaluation et les procédures de déduction des biocritères. <http://www.epa.gov/waterscience/biocriteria/States/estuaries/estuaries.pdf> .

USEPA's Environmental Monitoring and Assessment Program: Great River Ecosystems, Field Operations Manual (Programme d'évaluation et de surveillance environnementales de la USEPA : écosystèmes des grands fleuves, manuel du praticien de terrain). EPA/620/R-06/002. <http://www.epa.gov/emfjulte/greatriver/EMAPGREFOM.pdf> .

Méthodes analytiques de laboratoire de la USEPA utilisées pour l'analyse des composants chimiques, physiques et biologiques des eaux usées et d'autres échantillons environnementaux. <http://www.epa.gov/waterscience/methods/> .

Le Forum on Environmental Measurements de la USEPA propose un ensemble de méthodes expérimentales (c.-à-d. des procédures approuvées pour mesurer la présence et la concentration de polluants physiques et chimiques, pour évaluer les propriétés, entre autres les propriétés toxiques de substances chimiques, ou pour mesurer les effets de substances dans diverses conditions). <http://www.epa.gov/osa/fem/methcollectns.htm>.

USEPA Region 9 Quality Assurance (assurance-qualité, région 9 de la USEPA). Surface Water Field Sampling Procedures (procédures d'échantillonnage des eaux de surface sur le terrain). À l'adresse : www.epa.gov/region09/qa/fieldsamp.html .

Fruit d'une collaboration entre la USEPA et la U.S. Geological Survey (USGS), le National Environmental Methods Index (NEMI) (Indice national des méthodes environnementales) comprend une vaste gamme de méthodes chimiques, microbiologiques, biologiques, toxiques et physiques. Le tout se trouve à l'adresse : <http://www.nemi.gov> .

Revised Protocols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as part of the National Water-Quality Assessment Program, U.S. Geological Survey (USGS) (Protocoles révisés pour l'échantillonnage des algues et des communautés de poissons, faisant partie du programme national d'évaluation de la qualité de l'eau). 2002. Open-File Report 02-150, Reston, Virginie. Ce document présente les protocoles utilisés par la USGS pour évaluer les communautés d'algues, d'invertébrés et de poissons en combinaison avec les données chimiques et physiques en vue de fournir une évaluation intégrée de la qualité de l'eau à l'échelle locale, régionale et nationale : <http://pubs.usgs.gov/of/2002/ofr-02-150/> .

Illustrated Field Guide for Assessing External and Internal Anomalies in Fish. USGS. 2002. (Guide d'identification illustré pour évaluer les anomalies externes et internes des poissons). Ce rapport présente des procédures pour documenter des anomalies externes et internes comme étant des indicateurs d'exposition à des agents de stress chimiques. Il contient des recommandations détaillées au sujet de la manipulation sur le terrain, la tenue de dossiers ainsi que la conservation des échantillons de tissus pour des tests histopathologiques : http://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfDocs/ITR_2002_0007.pdf .

Le portail Interactive Sediment Remedy Assessment (évaluation interactive de l'assainissement des sédiments), géré par le Navy Space and Naval Warfare Systems Center des États-Unis à San Diego, en Californie, et ENVIRON, est un outil interactif conçu pour faciliter la compréhension des exigences de surveillance et les outils associés à l'assainissement des sédiments. La matrice d'outils de surveillance des sédiments facilite la conception et l'optimisation des programmes de surveillance des sédiments. <http://www.israp.org/> .

La base de données sur les effets des résidus environnementaux (ERED) du Army Corps of Engineers des États-Unis et de la USEPA contient une compilation de données provenant d'ouvrages scientifiques où les effets biologiques (p. ex. croissance et survie réduites) et les

concentrations de contaminants dans les tissus étaient mesurés simultanément dans le même organisme. <http://el.erdc.usace.army.mil/ered/>

Le manuel technique de statistique du National Institute of Standards and Technology (NIST) est un manuel électronique qui présente les fondements de certaines méthodes d'analyse de données. Vous trouverez la page d'accueil du manuel et les sections citées à l'adresse : <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/> .

Un partenariat entre plusieurs organismes, le Integrated Taxonomic Information System (ITIS) (système d'information intégré en taxonomie), est une source de renseignements reconnue dans le domaine de la taxonomie des plantes, des animaux, des champignons et des microbes en Amérique du Nord et dans le reste du monde. <http://www.itis.gov/>

Les directives en matière de biocritères de l'agence de protection environnementale de l'Ohio comprennent des méthodes et des protocoles utilisables pour l'évaluation biologique des plans d'eau. <http://www.epa.ohio.gov/dsw/guidance/guidance.aspx> (les éléments G2 à G6).

Autres sources gouvernementales et privées

Le groupe de travail sur l'information géographique des Nations Unies propose un forum sur les méthodes analytiques utilisées pour évaluer la qualité de l'eau : <http://www.ungiwg.org/openwater>

Le site Web OZCoasts contient de l'information sur les côtes australiennes et présente une série de questions utiles pour la création d'un programme rentable d'échantillonnage. La page Web est intitulée *How do you design a water quality monitoring program?* (Comment concevoir un programme de surveillance de la qualité de l'eau). Disponible à l'adresse suivante : www.ozcoasts.org.au/env_mgmt/mar/info.jsp .

NatureServe Explorer est une base de données en ligne qui contient de l'information sur plus de 70 000 plantes, animaux et écosystèmes des États-Unis et du Canada. La base de données couvre, de façon particulièrement approfondie, les espèces rares ou en voie de disparition. <http://www.natureserve.org>

FishBase est un système d'information général fournissant de l'information sur la taxonomie, le cycle biologique, l'écologie et l'économie en lien avec les poissons d'eau douce et les poissons marins. Ce système a été développé par le WorldFish Center en collaboration avec l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, et plusieurs autres partenaires. La Commission européenne a soutenu son développement. <http://www.fishbase.org/search.php?lang=French>

Animal Diversity Web (ADW) (toile de la diversité animale) est une base de données de l'université du Michigan sur l'histoire naturelle, la répartition, la classification et la biologie de conservation des animaux. Cet outil de référence en ligne fournit un accès à des milliers de fiches sur des espèces animales. Il s'agit d'une vaste encyclopédie d'histoire naturelle animale. <http://animaldiversity.ummz.umich.edu/site/index.html>

La base de données Birds of North America (BNA) constitue une référence complète couvrant les cycles biologiques des oiseaux nicheurs d'Amérique du Nord. Le contenu des fiches est mis à jour fréquemment, avec les contributions de chercheurs, de citoyens scientifiques et de réviseurs et d'éditeurs désignés. De plus, BNA en ligne contient une galerie de photos et de vidéos montrant les plumages, le comportement, l'habitat, le nid et les œufs, etc.

<http://bna.birds.cornell.edu/bna>

Directives pour l'utilisation de poissons à des fins de recherche

<http://www.asih.org/files/fish%20guidelines.doc> .

Directives pour l'utilisation d'amphibiens et de reptiles vivants à des fins de recherche

<http://www.asih.org/files/fish%20guidelines.doc>

Recommandations au sujet des soins à apporter aux amphibiens et aux reptiles dans les établissements d'enseignement <http://netvet.wustl.edu/species/reptiles/pough.txt>

Directives pour l'utilisation d'oiseaux sauvages à des fins de recherche

www.nmnh.si.edu/BIRDNET/GuideToUse/index.html

Le Sediment Management Work Group (SMWG) (groupe de travail sur la gestion des sédiments) est un groupe *ad hoc* composé en bonne partie de représentants de l'industrie et du gouvernement, et a la responsabilité de gérer les sites où l'on trouve des sédiments contaminés. Le SMWG promeut l'utilisation de principes scientifiques objectifs et l'évaluation des options de gestion des sédiments contaminés basée sur les risques. Le site Web fournit des liens vers des articles et des ateliers techniques. <http://www.smwg.org/>

SedWeb fait la promotion de l'avancement de la gestion et de la recherche en matière de sédiments contaminés. On y trouve une longue liste de liens vers d'autres ressources :

<http://www.sediments.org/>

Le Woods Hole Oceanographic Institute (institut océanographique Woods Hole), la plus grande organisation privée à but non lucratif au monde dans les domaines de la recherche océanique, du génie et de l'éducation, fournit de l'information sur les technologies employées pour étudier les océans et y faire des prélèvements, notamment des photos et des descriptions de capteurs et d'échantillonneurs qui peuvent être utilisés dans des réseaux de lacs ou d'étangs.

<http://www.whoi.edu/>

Liste des acronymes

| | |
|---------|---|
| AChE | Acétylcholinestérase |
| ANOVA | Analyse de la variance |
| ASR | Analyse du sperme de rongeur |
| CADDIS | Causal Analysis/Diagnosis Decision Information System (système d'information et de décision pour l'analyse et le diagnostic de causalité) |
| CCME | Conseil canadien des ministres de l'Environnement |
| DDT | Dichlorodiphényltrichloroéthane |
| DIT | Démarche d'identification de la toxicité |
| EMAN | Ecological Monitoring and Assessment Network (réseau de surveillance et d'évaluation écologique) |
| EPT | Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères |
| ÉRÉ | Évaluation du risque écotoxicologique |
| ESEE | Étude de suivi des effets sur l'environnement |
| HAP | Hydrocarbures aromatiques polycycliques |
| ICI | Indice de communautés d'invertébrés |
| IIB | Indice d'intégrité biotique |
| mg/kg-j | Milligrammes par kilogramme de poids corporel par jour |
| OD | Oxygène dissous |
| PASCF | Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux |
| PP | Pas de preuve |
| QR | Quotient de risque |
| RCBA | Réseau canadien de biosurveillance aquatique |
| S. O. | Sans objet |
| SCF | Service canadien de la faune |
| SIG | Système d'information géographique |
| USEPA | United States Environmental Protection Agency |
| USFWS | United States Fish and Wildlife Service |
| VRT | Valeur de référence toxicologique |

Glossaire

Agent – Une entité physique, chimique ou biologique qui peut avoir un effet, positif ou négatif, sur un système biotique. Ce terme est similaire à *agent de stress*, mais est d'ordre plus général. Par exemple, l'oxygène dissous et les débris de bois sont des agents; de faibles taux d'oxygène dissous et une réduction des débris de bois pourraient être considérés des agents de stress.

Agent de causalité – L'*agent* qui entraîne directement l'*effet* préoccupant lorsque l'intensité et la durée d'exposition sont suffisantes. Ce terme est similaire à *agent de stress direct*, mais est plus neutre.

Agent de stress – Toute substance ou tout processus qui pourrait provoquer une réponse nocive pour la santé ou l'état biologique d'un organisme.

Agent de stress direct – L'*agent de stress* qui induit directement l'*effet* biologique préoccupant. C'est l'équivalent d'un *agent de causalité*, mais il souligne les conséquences négatives de l'*exposition*.

Agent de stress-réponse – 1. La relation entre l'intensité, la fréquence ou la durée d'*exposition* à un *agent de stress* et l'intensité, la fréquence ou la durée de la *réponse biologique*. 2. Un modèle de cette relation. Équivalent à *exposition-réponse* et à *concentration-réponse*.

Analogie – Une comparaison entre deux choses, basée sur une ou plusieurs similarités. Dans une évaluation de causalité, le critère d'une analogie concerne particulièrement des causes similaires.

Anthropique – Causé par les humains.

Associations – Relations entre différents types d'observations; ces relations deviennent des *sources de données* confirmant ou infirmant une *cause potentielle*.

Bassin versant – Une zone de terre à partir de laquelle toute l'eau s'écoule dans le même plan d'eau. Équivalent à bassin récepteur.

Biocritère (critère biologique) – Valeur numérique ou description qualitative de l'état biologique de *référence* pour des communautés aquatiques habitant les eaux d'une zone désignée de vie aquatique. Les biocritères sont des balises pour l'évaluation et la gestion des ressources aquatiques.

Bioessai – Une évaluation consistant à mesurer l'effet d'une substance, d'un facteur ou d'une condition en comparant les données « avant » et « après » au moyen d'organismes.

Bioévaluation (évaluation biologique) – Évaluation de l'état d'un écosystème au moyen de relevés biologiques et d'autres mesures directes du biote qu'il comporte.

Biomarqueur – La *réponse* physiologique, biochimique ou histologique d'un organisme provoquée par un contaminant.

Causalité – L'action ou le fait de causer; la production d'un effet par une cause. La causalité diffère de l'association (corrélation) puisque l'association ne sous-entend pas de lien mécaniste entre les observations. Une évaluation de causalité effectuée dans le cadre d'une évaluation du risque écologique consiste à établir une distinction entre les associations fortuites ou causées par des facteurs externes et les associations dictées par des mécanismes sous-jacents et prévisibles.

Causalité indirecte – L'induction d'effets à travers une série de relations de cause à effet telles que la ressource biologique dégradée peut ne pas avoir été exposée à la cause initiale. Par exemple, l'effet direct d'un herbicide pourrait être une production d'algues réduite, ce qui mènerait

indirectement à la réduction des populations d'herbivores et de prédateurs. Se reporter à *causalité directe*.

Cause – 1. Ce qui produit un *effet* (définition générale). 2. Un *agent de stress* ou un ensemble d'agents de stress qui agit avec une intensité, une durée et une fréquence telles qu'il provoque un changement dans une caractéristique biologique déterminée.

Cause directe – La *cause* qui entraîne l'*effet* par une *exposition* directe. Voir *cause indirecte*.

Cause potentielle – Une cause hypothétique de *dégradation* environnementale suffisamment plausible pour être analysée.

Cause probable – La *cause* la plus susceptible d'être la vraie cause d'un *effet*.

Charge corporelle – La concentration d'un contaminant dans un organisme entier ou dans un organe ou un tissu particulier.

Concentration-réponse – Expression qui renvoie à l'étude mathématique des liens entre l'*exposition* et l'observation des effets biologiques.

Contrôle – Utilisé comme nom, le contrôle désigne un aspect d'une expérience scientifique contrôlée effectuée dans le but de déterminer l'effet d'une variable d'intérêt sur un système donné et utilisée pour réduire au minimum l'incidence indésirable d'autres variables sur le système en question. Les contrôles négatifs confirment que la procédure n'est pas la cause d'un effet non relié; ils ont pour but de réduire l'incidence de résultats faussement positifs. Le terme « contrôler » peut aussi être utilisé dans la conception d'une expérience en référence à la manipulation de traitements qui atténueront l'effet de confusion provenant de variables externes.

Cooccurrence – La colocalisation spatiale ou temporelle de la *cause potentielle* et de l'*effet*. Synonyme de *cooccurrence spatiotemporelle*.

Cooccurrence spatiotemporelle – Un *type de preuve* qui exige l'observation de deux entités ou états, au même endroit ou au même moment; on y fait quelquefois référence par le terme raccourci de *cooccurrence*.

Corrélation – Une relation statistique entre deux variables ou plus qui fait en sorte que, lorsque la valeur d'une variable subit des changements systémiques, la valeur des autres variables change aussi.

Cycle biologique – Les processus et comportements de développement qui permettent à une espèce de survivre et de se reproduire. Par exemple, la construction d'enveloppes ou d'abris et le tissage de filets sont considérés comme des composantes du cycle biologique des phryganes.

Dégradation – Un effet nuisible à l'intégrité biologique d'une population, d'une communauté ou d'un écosystème et qui empêche son fonctionnement optimal.

Démarche d'identification de la toxicité (DIT) – Une méthode par laquelle on procède à des manipulations physiques et chimiques sur un échantillon en vue d'isoler ou de modifier la puissance des différents groupes d'éléments toxiques présents. Au lieu d'utiliser un détecteur chimique pour déterminer si un changement est survenu, un test biologique, dans le cas présent un test de toxicité, est utilisé comme indicateur montrant si la manipulation a modifié ou non la toxicité.

Diagnostic – Un *type d'inférence* qui utilise la *symptomatologie* ou un ensemble d'observations pour déterminer une *cause probable*.

- Distribution de la sensibilité des espèces (DSE)* – Une distribution cumulative des probabilités de valeurs de toxicité pour plusieurs espèces. Pour une ÉRÉ, on peut extrapoler la concentration chimique qui peut représenter un niveau de danger à partir de la DSE en utilisant un centile précis de la distribution.
- Écoépidémiologie* – L'étude de la nature et des *causes des effets*, passés ou courants, observés dans des systèmes écologiques (aussi appelée épidémiologie environnementale).
- Écorégion* – Une région géographique présentant des propriétés écologiques relativement uniformes.
- Effet* – De façon générale, un effet est ce qui suit inévitablement un antécédent (cause ou *agent*). Un effet biologique est le résultat biologique de l'*exposition* à un *agent de causalité*. Ce terme est similaire à *réponse*, mais met l'accent sur l'*agent* qui agit (p. ex. l'effet du cadmium) plutôt que le *récepteur* qui y réagit (p. ex. la réponse de la truite).
- Élément de preuve* – Une analyse de données ou des observations liées à un *type de preuve*. Par exemple, le *type de preuve* dans des études en laboratoire sur des relations agent de stress-réponse pourrait inclure, comme élément de preuve, une valeur chronique pour les ménés à grosse tête du Canada et une *distribution de sensibilité aiguë de l'espèce* pour les poissons d'eau douce.
- Enchaînement de causalité* – La séquence des processus et des états qui lient, de façon causale, une *source* à une *exposition*, puis à un *agent de causalité*. La séquence peut inclure le rejet, le transport, la transformation et les effets directs (dans la mesure où l'effet préoccupant est indirect).
- Étude de cas* – Un exemple illustrant une *analyse de causalité* complète ou une composante du processus.
- Études sur le terrain* – Études d'observation ou expérimentales effectuées sur un site naturel.
- Eutrophisation* – Enrichissement d'un plan d'eau avec des éléments nutritifs dont résultent souvent de hauts niveaux de production primaire et un épuisement de l'oxygène dissous dans l'eau.
- Expérience* – Manipulation d'une *cause potentielle* par l'élimination de la *source* ou par la modification de l'*exposition* dans le but d'évaluer la relation entre l'agent de causalité potentiel et l'*effet*.
- Exposition* – La cooccurrence ou le contact d'un *agent de stress* avec la ressource biologique présentant une *dégradation*.
- Exposition-réponse* – 1. La relation entre l'intensité, la fréquence ou la durée d'*exposition* à un *agent de stress* et l'intensité, la fréquence ou la durée de la réponse biologique. 2. Un modèle de cette relation. Ce terme est similaire à *concentration-réponse* et à *agent de stress-réponse*.
- Gradient biologique* – Une augmentation ou une diminution régulière de la mesure d'un attribut biologique en fonction de l'espace (p. ex. en aval d'un émissaire d'évacuation), du temps (p. ex. depuis une inondation) ou d'un facteur environnemental (p. ex. température). Les gradients biologiques sont analysés afin d'établir les relations *agent de stress-réponse* en fonction des données de terrain.
- Gradient spatial* – Un changement progressif de l'importance d'une certaine quantité ou dimension mesurée le long d'un transect.
- Gradient temporel* – Un changement progressif de l'importance d'une quelconque quantité ou dimension mesurée au fil du temps.

Hypothèse – Une explication proposée pour un phénomène observable. En conception expérimentale, une hypothèse est avancée, puis subséquemment testée (soit seule, soit avec d'autres hypothèses) pour déterminer si les nouvelles données soutiennent ou contredisent l'hypothèse.

Incertitude – L'incertitude est un terme utilisé subtilement de différentes façons dans bon nombre de disciplines scientifiques. De manière générale, elle évoque un manque de connaissance absolue d'un paramètre, d'un processus ou d'une condition donné. Dans le cadre de l'évaluation du risque, l'incertitude est l'état où il est impossible de décrire exactement un état existant ou un résultat à venir. Les incertitudes prennent plusieurs formes, notamment l'incertitude de la mesure, les variations aléatoires, l'incertitude conceptuelle et l'ignorance.

Inférence – Raisonnement qui consiste à tirer une conclusion à partir d'une *preuve*.

Intervenants – Personnes ou organisations ayant un intérêt pour les résultats de l'évaluation.

Itération – Répétition d'un processus, et plus particulièrement la répétition d'un processus d'analyse de causalité avec de nouvelles données ou observations après que les résultats de détermination d'un agent de stress se sont révélés peu concluants.

Manipulation de l'exposition – Un *type de preuve* dans lequel les activités humaines induisent, éliminent ou modifient l'exposition à un *agent de stress* (p. ex. bloquer la source d'un effluent, installer des clôtures pour tenir le bétail à l'écart d'un cours d'eau, élever des poissons en cage dans des sites contaminés).

Mécanisme – Le processus par lequel un système est modifié.

Mécanisme causal – Le processus par lequel une *cause* entraîne un *effet*.

Modèle de simulation – Représentation mathématique d'entités et de processus dans un système.

Pathogènes – Organismes capables de provoquer des maladies chez des hôtes réceptifs.

Polluant – Toute substance introduite dans l'environnement et qui nuit à une ressource.

Preuve – 1. Connaissance qui change le degré de confiance qu'on a en une proposition (définition générale). 2. Résultats d'analyse de données au sujet d'*associations* entre l'*agent de causalité* et l'*effet*, ou entre des *sources* ou les étapes d'une chaîne de causalité et l'*agent de causalité*.

Preuve positive – *Preuve* qui tend à corroborer le cas d'une *cause potentielle*.

Pseudoréplication – Le traitement à des fins statistiques de multiples échantillons provenant d'une même unité d'échantillonnage et servant de répliqués. Par exemple, les échantillons multiples d'invertébrés benthiques prélevés dans un seul cours d'eau canalisé sont des pseudoréplicats, car le cours d'eau canalisé (la cause hypothétique) n'a pas été répliqué. Les vrais répliqués seraient prélevés à partir de multiples cours d'eau canalisés.

Récepteur – Tout organisme, espèce, population, communauté, habitat ou écosystème exposé aux contaminants potentiellement préoccupants ou à d'autres agents de stress.

Référence (condition) – Un endroit ou un traitement reflétant les conditions physiques ou chimiques ambiantes d'un site, sans la présence des agents de stress préoccupants visés par l'évaluation du risque. Par exemple, dans une étude de contamination du sol, un site de référence devrait être choisi en fonction de la ressemblance du climat, du substrat et des paramètres d'habitat pertinents au site, mais sans contamination constante en lien avec les conditions ambiantes. Dans certains cas,

le terme référence peut être utilisé dans une situation de conditions ambiantes modifiées (c.-à-d. où les conditions locales environnantes ne sont pas parfaites).

Relation de causalité – La relation entre une *cause* et ses *effets*.

Réplicat – 1. Un système parmi un ensemble de systèmes indépendants qui se sont fait assigner aléatoirement un traitement unique. 2. La réplication est le processus par lequel on produit un tel ensemble de systèmes.

Réponse – Le résultat biologique découlant d'une *exposition*. Ce terme est synonyme d'*effet*, mais il souligne le *récepteur* qui répond (p. ex. la réponse de la truite) plutôt que l'*agent* qui agit sur lui (p. ex. l'effet du cadmium).

Site de référence – Un endroit ou un plan d'eau sélectionné comme point de comparaison avec l'endroit ou le plan d'eau dégradé à l'étude. Le type de sites sélectionnés et le type de mesures comparatives utilisées varieront selon l'objectif des comparaisons. Les sites de référence dépourvus de *sources*, d'*agents de stress* ou de *dégradations* sont qualifiés de références négatives ou de références propres; les sites de référence qui présentent des niveaux élevés et bien définis d'*agents de stress*, ou qui présentent des *sources* ou des *dégradations* bien caractérisées sont qualifiés de références positives.

Source – Un point, une aire ou une entité d'origine qui relâche ou émet un *agent* pouvant être une *cause indirecte* ou une *cause immédiate*.

Spécificité – La précision avec laquelle un *effet* sera associé à une cause ou à très peu de *causes* possibles; ou précision avec laquelle une *cause* sera réputée avoir un *effet* distinct.

Tronçon de cours d'eau – Un segment de cours d'eau délimité de façon quelconque (p. ex. par ses affluents ou ses effluents).

Type de preuve – Une catégorie de liens qui fournit un moyen logique distinct de soutenir, d'affaiblir ou de réfuter le cas d'une *cause potentielle*. Un type de preuve peut contenir de multiples sources de données.

Uniformité des données – Le degré avec lequel des *types de preuve*, dans une *analyse de solidité de la preuve*, vont dans le même sens pour confirmer ou infirmer une *cause potentielle*.

Variabilité – Les différences entre les entités ou les états d'une entité attribuables à l'hétérogénéité. La variabilité est une propriété intrinsèque de la nature et ne peut être réduite par des mesures.

Variables, types de – Une relation fonctionnelle entre deux variables est exprimée par une formule mathématique : $Y = f(X)$. « Y » représente la variable ou réponse dépendante et « X » représente la variable indépendante, explicative ou prédictive. « f » représente la relation fonctionnelle entre « X » et « Y ». Lorsque la variable « X » est la cause réelle ou supposée de la réponse, on l'appelle la variable de causalité. « f » devrait aussi être définie.

Vraisemblance – La probabilité qu'une relation de cause à effet se manifeste, compte tenu des faits connus.

Vraisemblance mécanistique – La capacité qu'a une *cause potentielle* d'entraîner, de façon réaliste, les *effets* observés, compte tenu de son mode d'action.

Glossaire adapté du Causal Analysis Diagnosis Decision Information System (CADDIS) de la USEPA 2007. http://cfpub.epa.gov/caddis/info_sources.cfm?Section=30&From=A&To=Z. Consulté le 6 août 2010.

Annexe A

Agents de stress, incidences potentielles et indicateurs qu'un agent de stress peut être un facteur sur un site particulier

Tableau A-1. Agents de stress, incidences potentielles et indicateurs qu'un agent de stress peut être un facteur sur un site particulier

| Agent de stress et description | Répercussions possibles | Indicateurs |
|--|---|--|
| Agents de stress biologiques | | |
| <p>Espèces non indigènes envahissantes</p> <ul style="list-style-type: none"> – Il s'agit de plantes, d'animaux ou de microorganismes qui ont été introduits de manière accidentelle ou volontaire dans des zones qui ne font pas partie de leur aire de répartition naturelle historique ou actuelle¹. – On les trouve autant dans les systèmes terrestres qu'aquatiques. – Les organismes colonisent naturellement de nouvelles régions en migrant et en se dispersant, mais l'introduction d'espèces s'est accélérée rapidement en raison de l'activité humaine. | <ul style="list-style-type: none"> – La prédation, le parasitisme, la compétition ou un changement tel dans la structure de l'écosystème que l'habitat physique convient moins bien aux espèces indigènes. – Des répercussions économiques néfastes à la suite de la perte d'espèces utiles, la diminution d'utilisations bénéfiques ou une augmentation des coûts d'entretien pour les infrastructures actuelles sur le site. – Le Cadre d'évaluation des risques de la Commission pour la coopération environnementale à propos des espèces envahissantes non indigènes² offre des méthodes de détermination des risques potentiels pour l'environnement, l'économie et la santé humaine. | <ul style="list-style-type: none"> – Les espèces non indigènes deviennent habituellement envahissantes lorsqu'elles sont bien adaptées à leur nouvel environnement et qu'on n'y trouve pas de prédateurs naturels. – La végétation envahissante peut supplanter les espèces indigènes pour former des monocultures, et les espèces animales envahissantes peuvent proliférer et rapidement dominer les écosystèmes. – La présence d'un grand nombre d'espèces envahissantes est subtile; les maladies et les animaux nuisibles peuvent affecter des espèces indigènes particulières. – Si la dégradation d'un site est associée à une structure de communauté altérée, relativement à une diminution de diversité ou à une composition modifiée des espèces, la présence d'une espèce envahissante non indigène devrait être considérée comme une cause potentielle de la dégradation. |
| <p>Enrichissement en éléments nutritifs</p> <ul style="list-style-type: none"> – Comprend l'azote et le phosphore. – La nature et la gravité de la dégradation sont différentes selon les écosystèmes. – Sur les sites de régions tempérées (p. ex. Canada), l'azote est d'ordinaire l'élément qui limite le plus la croissance des plantes^{3, 4}; dans les systèmes aquatiques d'eau douce, l'élément nutritif limitant est habituellement le phosphore, alors que dans l'eau saumâtre et salée, c'est | <ul style="list-style-type: none"> – Initialement, la productivité s'accroît, mais la fertilité du sol peut décroître à long terme par la lixiviation d'oligo-éléments (p. ex. calcium, potassium, magnésium)^{5, 4}. – À court terme, la biodiversité végétale diminue⁶, ce qui a une incidence sur les espèces sensibles, comme les amphibiens⁷. – Les excès peuvent provoquer une croissance excessive des plantes aquatiques et causer des blooms phytoplanctoniques nuisibles qui réduisent la teneur en oxygène de l'eau et diminuent la qualité de | <ul style="list-style-type: none"> – L'enrichissement en nutriments des systèmes terrestres est habituellement un processus graduel, par conséquent, les signes sont d'ordinaire subtils. Il faut donc effectuer une analyse chimique du sol ou du lixiviat (p. ex. eau souterraine, eau interstitielle ou eau de surface) pour le détecter. – Les signes d'un enrichissement dans les systèmes aquatiques sont beaucoup plus spectaculaires et sont caractérisés par une prolifération d'algues, fréquente et à grande échelle, ou par la formation de denses couches de macroalgues dans les eaux peu profondes et de faibles |

| | | |
|---|---|---|
| <p>plutôt l'azote³.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Sans égard à l'élément nutritif limitant, les effets potentiels de l'enrichissement en éléments nutritifs sont généralement les mêmes. | <p>l'habitat⁷.</p> <ul style="list-style-type: none"> - L'épuisement de l'oxygène dissous dans les eaux de fonds (c.-à-d. l'hypoxie) peut causer la mort des organismes et des poissons benthiques ou encore forcer les espèces plus mobiles à se déplacer, ce qui crée des « zones mortes »⁸. – D'autres effets causés par une surcharge d'éléments nutritifs comprennent notamment des concentrations élevées d'ammoniac et de soufre d'hydrogène dans les sédiments en raison de la pourriture de la matière organique dans des conditions quasi-anaérobiques. | <p>niveaux d'oxygène dissous. De plus, les communautés de poissons et d'invertébrés peuvent être dominées par des espèces qui tolèrent la pollution.</p> <ul style="list-style-type: none"> – L'enrichissement en éléments nutritifs est donc une des causes potentielles de dégradation des sites contaminés caractérisés par une prolifération d'algues, une dégradation de l'habitat et de faibles niveaux d'oxygène dissous. |
| <p>Agents pathogènes</p> <ul style="list-style-type: none"> – Ils peuvent être d'origine naturelle ou anthropique, et ils jouent un rôle important dans l'évolution des organismes. – Les activités anthropiques peuvent avoir une incidence sur leur répartition et la virulence. – Les agents pathogènes peuvent être introduits dans de nouveaux environnements ou leur dissémination peut être favorisée par l'enrichissement en éléments nutritifs ou l'introduction d'espèces non indigènes. – Les agents pathogènes sont plus facilement relâchés dans les systèmes aquatiques par les rejets d'eaux usées, mais ils peuvent avoir une incidence sur les systèmes terrestres et aquatiques. | <ul style="list-style-type: none"> – Ils peuvent directement nuire à la santé humaine et à l'environnement. – Des pertes importantes dans la population de sauvagine partout au Canada sont attribuées à des éclosions de botulisme⁹. – Le déclin mondial de la population d'amphibiens a été attribué, en partie, à des agents pathogènes viraux ou fongiques^{10, 11}. – Les organismes affectés par d'autres agents anthropiques peuvent être plus susceptibles aux infections à cause des agents pathogènes. | <ul style="list-style-type: none"> – Les agents pathogènes d'origine anthropique peuvent être présents sur des sites situés en aval de l'évacuation des usines de traitement des eaux usées, des centres urbains ou de champs agricoles⁹. – À d'autres sites, les agents pathogènes naturels ou anthropiques peuvent avoir une incidence sur les communautés locales. – Les signes de maladie incluent notamment une mortalité accrue au sein d'une espèce ou d'un groupe d'espèces étroitement liées de même que des preuves d'effets sublétaux (p. ex. difformités ou comportements inhabituels). – Les agents pathogènes sont donc une cause potentielle de dégradation des sites contaminés caractérisés par une incidence accrue de difformités, de composition modifiée des espèces, de mortalité de poissons ou d'oiseaux. |

| | | |
|--|--|---|
| <p>Récolte et extraction des ressources</p> <p>– Vaste catégorie d'agents de stress qui englobe de nombreuses activités (p. ex. récréatives, commerciales ou activités de chasse, de trappage et de pêche illégales, aliments de subsistance ou gestion des populations ou des écosystèmes) pouvant engendrer une vaste gamme d'effets sur des écosystèmes terrestres ou aquatiques.</p> <p>– On adopte habituellement des politiques gouvernementales pour une récolte durable de la faune¹²; toutefois, même la récolte effectuée légalement peut engendrer un stress sur les communautés et les populations écologiques si elle n'est pas gérée efficacement.</p> | <p>– Un décalage dans la structure d'âge des populations, des modifications dans la structure de la diversité et de la communauté, de plus faibles taux de reproduction, une population réduite et la disparition (extinction localisée) p. ex. le retrait du prédateur numéro un d'un écosystème, par la pêche ou la chasse, peut causer une augmentation notable de la population de ses proies qui, à son tour, a un effet sur l'abondance des ressources alimentaires pour ces proies (ce phénomène est connu sous le nom de cascade trophique)¹³.</p> <p>– Les espèces de poissons marins qui atteignent lentement leur maturité ont aussi une croissance plus lente et un taux de reproduction plus faible; elles sont également plus touchées par la pêche que les espèces ayant une croissance et une maturation plus rapides¹⁴.</p> | <p>– Les indicateurs de stress dû à la récolte comprennent la diminution de la taille de la population, des modifications à la structure de diversité et des communautés, l'affaissement des stocks de pêches et la disparition d'espèces.</p> <p>– Tandis que la relation exacte entre les fonctions de la biodiversité et des écosystèmes fait toujours l'objet d'un débat au sein de la communauté scientifique¹⁵, des études expérimentales ont démontré qu'une plus grande diversité est corrélée aux mesures des fonctions des écosystèmes, des fonctions telles que la productivité¹⁶ et la stabilité en réponse aux perturbations¹⁷.</p> <p>– La perte d'espèces individuelles peut avoir des effets disproportionnés sur la structure ou les fonctions d'un écosystème¹⁸.</p> <p>– De légers changements dans la diversité (pour un certain nombre de raisons telles que la chasse, la fragmentation de l'habitat, les maladies, etc.) peuvent quand même avoir un impact sur tous les organismes d'un site.</p> |
|--|--|---|

| Agents de stress physiques | | |
|--|--|--|
| <p>Dégradation ou destruction de l'habitat</p> <ul style="list-style-type: none"> – Le plus important agent de stress qui affecte les organismes de manière général^{19, 20}. – Un agent de stress important pour les systèmes aquatiques et les systèmes terrestres. – Étroitement associé à l'activité humaine. – Comprend notamment une diminution directe de la superficie d'habitat à la suite des modifications dans le zonage et la perte de qualité attribuable à la fragmentation des habitats ou à des modifications découlant du remplissage de terres humides, des modifications dans les niveaux de l'aquifère ou d'une perte de complexité. – Le développement de terrains non aménagés est des plus évidents. – Bien qu'elle soit moins évidente, la fragmentation de l'habitat a aussi une incidence négative sur de nombreuses espèces^{36, 37}. – La dégradation de l'habitat occupé par une espèce pendant une étape importante de son cycle biologique peut, au bout du compte, se traduire par des effets sur toute sa population. – À l'échelle locale, la qualité de l'habitat est généralement le plus important facteur ayant une incidence sur la structure de la communauté (c.-à-d., la composition, la diversité et la dominance de taxons individuels dans une espèce). | <ul style="list-style-type: none"> – La fragmentation de l'habitat peut avoir une incidence sur les populations de grands carnivores et herbivores dont le territoire est étendu, et sur de plus petits organismes ayant un petit territoire et qui sont moins aptes à se déplacer d'une parcelle d'habitat restant à une autre^{21, 22, 23, 24}. – La fragmentation des habitats peut créer un isolement génétique pouvant nuire à la capacité de la population locale de s'adapter à d'autres agents de stress écologiques. – La qualité de l'habitat est un facteur important qui a des répercussions sur les communautés aquatiques^{25, 26, 27, 28, 29, 30}. – Les cours d'eau urbains subissent l'effet de nombreux agents de stress variés menant à la réduction de la richesse biotique (nombre d'espèces présentes), à la disparition d'espèces sensibles et à la domination accrue des espèces résistantes (c.-à-d. le syndrome du cours d'eau urbain)³¹. – L'érosion du sol peut diminuer considérablement la fertilité du sol, ce qui entraîne une plus faible production primaire³². – L'érosion des terres riveraines peut accroître les dépôts de sédiments dans les plans d'eau récepteurs. – Une augmentation des dépôts de sédiments peut survenir à cause de l'exploitation forestière, de la présence ou de la construction de routes, de l'extraction de minéraux, de l'agriculture, etc.^{33, 34}. – Le dépôt de sédiments peut entraîner une baisse | <ul style="list-style-type: none"> – Dans les systèmes aquatiques, la dégradation de l'habitat se présente sous différentes formes qui sont toutes liées à l'intervention humaine, dont la canalisation des rivières et des cours d'eau, le remplissage des étangs, des terres humides, etc., le dragage pour la navigation fluviale et dans les ports, la stabilisation des berges, la construction de ponts et le développement du littoral. – Le développement dans les bassins versants a des répercussions négatives sur la qualité des systèmes aquatiques³⁸. – Le développement urbain et suburbain augmente l'imperméabilité des surfaces, ce qui altère le modèle de ruissellement vers les cours d'eau et les rivières lors de tempêtes. – Les changements de zonage des terres du bassin versant peuvent altérer le substrat des plans d'eau en augmentant le dépôt de sédiments ou en enlevant les sources de débris forestiers procurant de la matière organique et de la complexité à l'habitat. – Les signes d'une dégradation de l'habitat sont manifestes et généralement détectables grâce à l'observation et à la télédétection (p. ex. SIG, photos aériennes). – Afin de distinguer la déficience attribuable à la dégradation de l'habitat en raison de rejets de produits chimiques, il est d'une importance capitale que les zones de référence choisies soient très étroitement liées au site en matière de type, de qualité et de fragmentation des habitats. – Les relevés de l'habitat ciblant les espèces pour lesquelles les préférences en matière d'habitat sont bien |

| | | |
|---|---|--|
| | <p>de la limpidité de l'eau, ce qui aura un effet sur les communautés d'algues, et une perte de substrat sédimentaire convenable pour les invertébrés et les poissons^{30, 34, 35}.</p> | <p>connues peuvent aider à déterminer l'habitat qui existe dans un site donné, ainsi que le type d'habitat optimal pour une espèce donnée et un stade biologique particulier.</p> <ul style="list-style-type: none"> – L'érosion du sol ne peut être un agent de stress potentiel sur les sites terrestres contaminés que s'il y a des antécédents en agriculture ou en exploitation forestière dans les environs du site ou là où il y a de larges surfaces de sol exposé, comme sur les sites miniers. – L'érosion du sol pourrait être un agent de stress plus courant dans les systèmes aquatiques que dans les systèmes terrestres. |
| <p>Température</p> <ul style="list-style-type: none"> – Elle peut avoir une incidence sur les systèmes aquatiques et terrestres, mais la plupart des recherches portent sur les systèmes aquatiques. – La température de l'eau est un important signal développemental pour les organismes aquatiques et amphibiens, et même de petites variations peuvent augmenter la susceptibilité de certains organismes à des maladies ou des parasites, retarder leur développement ou affecter le taux de masculinité (dans le cas de certains reptiles). – La température de l'eau subit les effets du changement climatique, des rejets d'eaux usées, de la présence de barrages ou d'autres endiguements, ainsi que de la diminution de l'ombrage sur le plan d'eau à cause de la perte de végétation riveraine. | <ul style="list-style-type: none"> – Le stress de température (p. ex. fluctuations extrêmes de température) a pour effets prévalents, dans les systèmes aquatiques, de changer la composition des communautés d'invertébrés aquatiques, d'amphibiens et de poissons. – Les effets de la température des cours d'eau sur les communautés d'invertébrés comprennent notamment l'élimination des taxons incapables de tolérer les plages de températures de chaque cours d'eau et la détermination des taux de développement de ces taxons vivant dans chacun des cours d'eau³⁸. – La température des cours d'eau est associée à l'augmentation de la mortalité juvénile, à une hausse de la susceptibilité aux maladies et à la prédation, à un changement dans les habitudes temporelles migratoires et à une augmentation des populations livrant concurrence aux salmonidés³⁹. – La température de l'air et de l'eau est un important facteur déterminant le caractère approprié et opportun d'un habitat pour le frai et la | <ul style="list-style-type: none"> – Les indicateurs dans les systèmes aquatiques sont souvent subtils; le signe le plus saisissant est l'absence d'espèces réputées pour être sensibles aux fluctuations de températures (p. ex. certains perlidés⁴², les salmonidés^{28, 30}). – Le signe le plus éclairant sur le potentiel de stress de température provient de la surveillance de la température de l'eau à des moments où se produisent des étapes importantes des stades biologiques sensibles d'une espèce ou à des périodes où les températures atteignent leur limite maximale. – Les températures mesurées à la surface de l'eau peuvent être comparées à une référence locale et aux directives recommandées au sujet de la température en fonction du type de plan d'eau et de la communauté aquatique (p. ex. directives sur la qualité de l'eau en Colombie-Britannique concernant la température). – Cet agent de stress devrait être considéré comme une cause potentielle pour les sites présentant une dégradation chez les populations d'espèces sensibles à la température. – Des données d'observation liées à la température de |

| | | |
|---|---|---|
| | métamorphose des amphibiens ^{40,41} . | l'eau devraient être recueillies aux sites touchés ainsi qu'à au moins deux sites de référence convenables. |
| <p>Changement climatique</p> <ul style="list-style-type: none"> – Comprend de nombreux agents de stress potentiels de nature biologique, physique et chimique. – De plus en plus d'ouvrages scientifiques importants traitent des conséquences possibles du changement climatique sur une variété d'écosystèmes et des réponses écologiques observées^{43, 44, 45, 46, 47, 48, 49}. – Selon l'emplacement des sites, le changement climatique comprendra probablement des changements dans le régime de température, des modèles de précipitation menant à des changements de modèles de débit des cours d'eau, l'introduction de nouvelles espèces et d'agents pathogènes ainsi que l'acidification. | <ul style="list-style-type: none"> – Les incidences potentielles sur les écosystèmes forestiers varient grandement d'une région à l'autre; elles varient aussi selon les facteurs limitant la productivité de l'écosystème à l'heure actuelle. – Des périodes inhabituelles de gel-dégel dues à une couverture annuelle de neige plus basse que la moyenne pourraient avoir prédisposé certains boisés à subir des dommages additionnels occasionnés par des insectes et des agents pathogènes^{46, 50, 51, 52}. – L'augmentation des températures estivales, la diminution des précipitations durant l'été et les températures hivernales minimales plus douces ont augmenté l'aire de répartition potentielle de certaines espèces⁵². – La production forestière primaire pourrait augmenter selon certains scénarios de changement climatique en raison d'une hausse des températures et de la fertilisation résultant des concentrations accrues de dioxyde de carbone dans l'atmosphère⁴³. – De nombreuses études ont fait état d'un printemps plus hâtif et d'une plus longue saison de croissance dans les forêts tempérées et boréales, partout sur la planète⁴⁸. – L'effet net de tous ces facteurs est probablement une réorganisation de la composition de la communauté. | <ul style="list-style-type: none"> – Puisque le climat représente les modèles à long terme de température, de précipitations et d'autres facteurs météorologiques, les impacts attribués au changement climatique ne peuvent généralement pas être mesurés sur une courte période. – Les signes d'impacts nuisibles sur les communautés écologiques dus au changement climatique demandent des ensembles de données sur de longues périodes. – Si on considère que le changement climatique se manifeste par une variété d'agents de stress particuliers agissant sur un écosystème, les meilleurs indicateurs d'incidences potentielles sont alors les mesures de ces agents de stress individuels (p. ex. disparition d'espèces sensibles à la température). |

| | | |
|--|--|--|
| | <p>– La disparition de terres humides et de poissons indigènes d'eau douce, l'eutrophisation accrue, la perte d'habitat pour des espèces vivant en eau froide, des niveaux de lac plus bas et une sensibilité accrue à l'acidification sont tous des impacts potentiels subis par les systèmes d'eau douce du Canada suite au changement climatique⁴⁵.</p> <p>– On s'attend à ce que la composition des communautés côtières marines soit touchée de façon importante par les changements de température, la chimie de l'océan et les modèles de circulation en plus des effets synergiques entre le climat, la pêche et la pression exercée par l'aménagement du littoral⁴⁹.</p> <p>– Les plus importants effets du changement climatique devraient survenir dans les régions polaires, où la surface et la durée de la couverture de glace en mer ont diminué et où le dégel du pergélisol s'est accru⁵³; les modifications importantes rapportées dans les écosystèmes arctiques ont bien été résumées⁵⁴.</p> | |
| <p>Agents de stress chimiques</p> | | |
| <p>Eaux de ruissellement</p> <p>– Elles sont produites par le ruissellement provenant des paysages naturels et de zones imperméables (p. ex. les rues pavées, les stationnements et les toits des édifices lors de précipitations de pluie ou de neige).</p> <p>– Elles entraînent des changements hydrologiques et sont la source d'une variété de contaminants chimiques venant des bassins</p> | <p>– Les produits chimiques couramment détectés dans les eaux de ruissellement de zones urbaines et suburbaines comprennent notamment des métaux, des résidus de pétrole (p. ex. HAP), des éléments nutritifs et des pesticides^{55, 56, 57, 58, 59, 60, 61} qui peuvent être toxiques pour la vie aquatique^{60, 61}.</p> <p>– Les eaux de ruissellement peuvent être un important agent de stress pour les communautés biologiques vivant dans les cours d'eau urbains,</p> | <p>– Les eaux de ruissellement sont l'un des facteurs principaux contribuant au syndrome du cours d'eau urbain³¹; des effets négatifs sur les communautés aquatiques ont été détectés dans les cours d'eau de bassins versants ne présentant que 5 % de surfaces imperméables⁶².</p> <p>– Puisque des effets sur les communautés aquatiques sont observables même lorsque le degré de développement est faible, un cours d'eau subissant un développement urbain</p> |

| | | |
|--|---|--|
| <p>versants.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Dans les zones urbaines utilisant des systèmes combinés d'égout et de déversoir, des précipitations extrêmes peuvent provoquer un débordement qui rejettera les eaux d'égout non traitées et l'eau de ruissellement directement dans les plans d'eau. – Les eaux de ruissellement peuvent affecter les sites terrestres adjacents aux zones présentant de larges surfaces imperméables, et on les considère principalement comme agent de stress pour les sites aquatiques. | <p>suburbains et ceux des zones agricoles.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les sédiments sont un agent de stress important, un effet et un indicateur de l'incidence des eaux de ruissellement. Celles-ci entraînent une augmentation du dépôt de particules fines, endommagent les frayères, modifient la structure de la communauté benthique, etc. - Un des principaux impacts des eaux de ruissellement est l'érosion qu'elles causent dans les systèmes aquatiques. | <p>ou suburbain dans son bassin versant, peu importe le degré, peut être affecté par les eaux de ruissellement.</p> <ul style="list-style-type: none"> – Les principaux indicateurs de la dégradation causée par les eaux de ruissellement montrent des relations temporelles (entre les précipitations et la toxicité) et des relations spatiales (entre les exutoires d'eau pluviale et la toxicité). – Les eaux de ruissellement méritent d'être considérées comme une cause potentielle de dégradation des systèmes aquatiques urbains et suburbains affichant une toxicité spatialement ou temporellement corrélée à des précipitations extrêmes. |
| <p>Acidification</p> <ul style="list-style-type: none"> – L'acidification est principalement causée par les précipitations d'acide sulfurique et d'acide nitrique, tous deux des polluants secondaires formés de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote, et peut dégrader autant les eaux de surface que les écosystèmes terrestres⁶³. – La sensibilité d'un système à l'acidification est fonction du sous-sol rocheux et de la géologie de surface; elle peut aussi être influencée par le climat et d'autres caractéristiques du terrain (p. ex. présence de terres humides)⁶⁴. – De nombreux facteurs ont une incidence sur la réponse d'un lac aux dépôts de soufre, dont l'épuisement et le rétablissement de la réserve de cations basiques disponibles dans le sol; le stockage et le rejet d'anions acides dans les milieux humides ou les sols des forêts; les apports de carbone organique provenant des bassins | <ul style="list-style-type: none"> – L'acidification a été mise en cause dans la réduction de la richesse d'espèces de poissons, de zooplancton et de macroinvertébrés⁶⁵. – Un pH faible est lié à une réduction de l'abondance de poisson, causée par une dégradation des mécanismes de reproduction et une mortalité accrue dans les premières étapes de vie ainsi que par des pertes de taxons macroinvertébrés, riches en calcium, une importante source alimentaire pour les espèces des niveaux trophiques supérieurs⁶⁵. – La qualité et la quantité de nourriture disponibles pour les oiseaux aquatiques peuvent être touchées par l'acidification⁶⁵. – Dans les écosystèmes terrestres, les effets négatifs peuvent comprendre notamment des interactions aiguës de l'acide avec les plantes, des déficiences nutritionnelles dans le sol, une diminution de la santé et de la productivité des forêts et une mobilisation de l'aluminium⁶³. | <ul style="list-style-type: none"> – Une augmentation du rapport de sulfate (SO₄²⁻) aux cations basiques (Ca²⁺ et Mg²⁺) peut être un indicateur d'acidification dans les lacs et les cours d'eau ainsi que dans leurs bassins versants⁶⁹. – Une plus faible diversité de la faune benthique a été observée dans les cours d'eau acidifiés, comparativement aux cours d'eau dont le pH est presque neutre; la preuve d'une dégradation écologique est apportée par un déclin des pêches⁶⁹. – Si on se concentre sur l'évaluation des poissons gibiers adultes, plutôt que considérer les jeunes poissons plus sensibles ou les organismes occupant un niveau trophique inférieur, cela risque de mener à une sous-estimation des dommages causés par les pluies acides⁶⁹. – Des espèces d'algues réagissant rapidement à l'acidification (p. ex. les mallomonadaceans et les diatomées) ont été utilisées comme paléoindicateurs de changement dans l'acidité des lacs au fil du temps^{68, 70}. – Au Canada, l'acidification des cours d'eau est préoccupante dans la région sud-est, à cause d'un grand |

| | | |
|--|--|---|
| <p>hydrographiques et la présence de facteurs d'agression concurrents associés à la variation du climat et à la persistance de dépôts d'azote importants⁶⁵.</p> <p>– L'augmentation des concentrations de dioxyde carbone atmosphérique découlant de l'utilisation de combustibles fossiles devrait faire augmenter, graduellement, l'acidité des eaux côtières marines au cours du prochain siècle^{66, 67}.</p> | <p>– L'aluminium mobilisé par l'acide peut être toxique pour les poissons vivant dans les cours d'eau et les lacs et peut lessiver les éléments nutritifs provenant du feuillage de la forêt^{68, 69}.</p> | <p>dépôt acide et de la sensibilité des terres aux acides⁶⁴.</p> |
|--|--|---|

Notes :

1. Environnement Canada 2004; 2. Commission pour la coopération environnementale 2009; 3. Vitousek et Howarth 1991; 4. Aber *et al.* 1998; 5. Vitousek *et al.* 1997; 6. Tilman 1987; 8. Comité sur l'environnement et les ressources naturelles 2010; 9. Environnement Canada 2001; 10. Bollinger *et al.* 1999; 11. Beebee et Griffiths 2005; 12. Johnston *et al.* 2000; 13. Pace *et al.* 1999; 14. Jennings et Kaiser 1998; 15. Ives et Carpenter 2007; 16. Tilman, 1996; 17. McCann 2000; 18. Paine 1969; 19. Nations Unies 1993; 20. SCF 2000; 21. Proctor *et al.* 2000; 22. Wayne *et al.* 2002; 23. Noel *et al.* 2007; 24. Patterson 2008; 25. Cormier *et al.* 2002; 26. Norton *et al.* 2002; 27. MDEQ 2005; 28. USEPA 2007; 29. Haake *et al.* 2010; 30. Wiseman *et al.* 2010; 31. Walsh *et al.* 2005; 32. Pimentel *et al.* 1995; 33. Allan, 2004; 34. Owens *et al.*, 2005; 35. Wood et Armitage, 1997; Debinski et Holt, 2000; 37. Fahrig, 2003; 38. Hawkins *et al.*, 1997; 30. USEPA 2003; 40. Gilbert *et al.* 1994; 41. Litzgus et Brooks 2000; 42. Nebeker 1971; 43. Aber *et al.* 1995; 44. McCarthy 2001; 45. Schindler 2001; 46. Hogg *et al.* 2002; 47. McLaughlin *et al.* 2002; 48. Walther *et al.* 2002; 49. Harley *et al.* 2006; 50. Carroll *et al.* 2003; 51. Aukema *et al.* 2006; 52. Kurz *et al.* 2008; 53. Chapin *et al.* 2006; 54. Parmesan 2006; 55. Christensen et Guinn 1979; 56. MacKenzie et Hunter 1979; 57. Davis *et al.* 2001; 58. Kayhanian *et al.* 2003; 59. Councell *et al.* 2004; 60. Weston *et al.* 2005; 61. Domagalski *et al.* 2010; 62. Cufney *et al.* 2010; 63. USEPA 1999; 64. Jefferies *et al.* 2003; 65. Environnement Canada 2001; 66. Caldeira et Wickett 2003; 67. Orr *et al.* 2005; 68. Dixit *et al.* 1992; 69. Schindler 1998; 70. Hartmann et Steinberg 1986.

RÉFÉRENCES

- Aber, J.D., McDowell, W.H., Nadelhoffer, K., Magill, A.H., Bernston, G., Kamakea, M., McNulty, S., Currie, W.S., Rustad, L., and Fernandez, I.J. 1998. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: Hypotheses revisited. *BioScience* 48(11): 921-934.
- Aber, J.D., Ollinger, S.V., Federer, C.A., Reich, P.B., Goulden, M.L., Kicklighter, D.W., Melillo, J.M., and Lathrop, R.G.J. 1995. Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in the northeastern United States. *Climate Research* 5: 207-222.
- Allan, J.D. 2004. Landscapes and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 257-284.
- Aukema, B.H., Carroll, A.L., Zhu, J., Raffa, K.F., Sickley, T.A., and Tayler, S.W. 2006. Landscape level analysis of mountain pine beetle in British Columbia, Canada: spatiotemporal development and spatial synchrony within the present outbreak. *Ecography* 29: 427-441.
- Beebee, T.J.C., and Griffiths, R.A. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation* 125: 271-285.
- Bollinger, T.K., Mao, J., Schock, D., Bingham, R.M., and Chinchar, V.G. 1999. Pathology, isolation, and preliminary molecular characterization of a novel iridovirus from tiger salamanders in Saskatchewan. *Journal of Wildlife Diseases* 35(3): 413-429.
- Caldeira, K., and Wickett, M.E. 2003. Anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature* 425:365.
- Carroll, A.L., Tayler, S.W., Regniere, J., and Safranyik, L. 2003. Effects of Climate Change on Range Expansion by the Mountain Pine Beetle in British Columbia. *In Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. Edited by T.L. Shore, J.E. Brooks and J.E. Stone. Colloque tenu du 30 au 31 octobre 2003, à Kelowna (C.-B.) p. 223-232. Victoria (C.-B.) : Ressources naturelles Canada.
- [CCE] Commission de coopération environnementale. 2009. Trinational Risk Assessment Guidelines for Aquatic Alien Invasive Species: Test Cases for the Snakeheads (*Channidae*) and Armored Catfishes (*Loricariidae*) in North American Inland Waters. Commission de coopération environnementale. Montréal. Avril. 100 p.
- Chapin, F.S., Berman, M., Callaghan, T.V., Convey, P., Crepin, A., Danell, K., Ducklow, H.W., Forbes, B., Kofinas, G., McGuire, A.D., Nuttall, M., Virginia, R., Young, O., and Zimov, S. 2006. Polar Systems. *In Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends, Volume 1. Millenium Ecosystem Assessment*. Edited by R. Hassan, R. Scholes and N. Ash.
- Christensen, E.R., and Guinn, V.P. 1979. Zinc from automobile tires in urban runoff. *Journal of Environmental Engineering* 105: 165-168.
- Committee on Environment and Natural Resources. 2010. Scientific Assessment of Hypoxia in US Coastal Waters. Interagency Working Group on Harmful Algal Blooms, Hypoxia, and Human Health of the Joint Subcommittee on Ocean Science and Technology. Washington (DC). Septembre.
- Cormier, S.M., Norton, S.B., Suter, G.W. II, Altfater, D., and Counts, B. 2002. Determining the causes of impairments in the Little Scioto River, Ohio, USA: Part 2. Characterization of causes. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(6): 1125-1137.
- Council, T.B., Duckenfield, K.U., Landa, E.R., and Callender, E. 2004. Tire-wear particles as a source of zinc to the environment. *Environmental Science and Technology* 38: 4206-4214.

- Cuffney, T.F., Brightbill, R.A., May, J.T., and Waite, I.R. 2010. Responses of benthic macroinvertebrates to environmental changes associated with urbanization in nine metropolitan areas. *Ecological applications* 20(5): 1384-1401.
- [SCF] Service canadien de la faune. 2000. Service canadien de la faune – Plan stratégique 2000 : La direction à suivre pour le Programme de conservation des espèces sauvages d'Environnement Canada. Service canadien de la faune. CW66-190/2000.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., and Ni, S. 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44: 997-1009.
- Debinski, D.M., and Holt, R.D. 2000. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14(2): 342-355.
- Dixit, S.S., Smol, J.P., Kingston, J.C., and Charles, D.F. 1992. Diatoms: Powerful Indicators of Environmental Change. *Environmental Science & Technology* 26(1): 22-33.
- Domagalski, J.L., Weston, D.P., Zhang, M., and Hladik, M. 2010. Pyrethroid insecticide concentrations and toxicity in streambed sediments and loads in surface waters of the San Joaquin Valley, California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29(4): 813-823.
- Environnement Canada. 2001. Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Rapport n° 1, Série de rapports d'évaluation scientifique de l'INRE. Burlington (Ont.) : Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.
- Environnement Canada. 2004. Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes. Accès : http://www.ec.gc.ca/Publications/26E24C67-2299-4E7A-8014-9FB6B80695C5/iassc-sneee_fra.pdf
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- Gilbert, M., LeClair, R. Jr, and Fortin, R. 1994. Reproduction of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in floodplain habitat in the Richelieu River, P. Quebec, Canada. *Journal of Herpetology* 28(4): 465-470.
- Haake, D.M., Wilton, T., Krier, K., Stewart, A.J., and Cormier, S.M. 2010. Causal assessment of biological impairment in the Little Floyd River, Iowa, USA. *Human and Ecological Risk Assessment* 16: 116-148.
- Harley, C.D.G., Hughes, A.R., Hultgren, K.M., Miner, B.G., Sorte, C.J.B., Thornber, C.S., Rodriguez, L.F., Tomanek, L., and Williams, S.L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters* 9: 228-241.
- Hartmann, H., and Steinberg, C. 1986. Mallomonadacean (Chrysophyceae) Scales: Early Biotic Paleoindicators of Lake Acidification. *Hydrobiologia* 143: 87-91.
- Hawkins, C.P., Hogue, J.N., Decker, L.M., and Feminella, J.W. 1997. Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects. *Journal of the North American Benthological Society* 16(4): 728-749.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P., and Kochtubajda, B. 2002. Growth and dieback of aspen forests in northwestern Alberta, Canada, in relation to climate and insects. *Canadian Journal of Forestry Research* 32: 823-832.
- Ives, A.R., and Carpenter, S.R. 2007. Stability and Diversity in Ecosystems. *Science* 317: 58-62.
- Jeffries, D.S., Brydges, T.G., Dillon, P.J., and Keller, W. 2003. Monitoring the Results of Canada/U.S.A. Acid Rain Control Programs: Some Lake Responses. *Environmental Monitoring and Assessment* 88: 3-19.

- Jennings, S., and Kaiser, M.J. 1998. The Effects of Fishing on Marine Ecosystems. *Advances in Marine Biology* 34: 201-352.
- Johnston, D.W., Meisenheimer, P., and Lavigne, D.M. 2000. An Evaluation of Management Objectives for Canada's Commercial Harp Seal Hunt, 1996-1998. *Conservation Biology* 14(3): 729-737.
- Johnston, D.W., Meisenheimer, P., and Lavigne, D.M. 2000. An Evaluation of Management Objectives for Canada's Commercial Harp Seal Hunt, 1996-1998. *Conservation Biology* 14(3): 729-737.
- Kayhanian, M., Singh, A., Suverkrupp, C., and Borroum, S. 2003. Impact of annual average daily traffic on highway runoff pollutant concentrations. *Journal of Environmental Engineering* 129(11): 975-990.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Stinson, G., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T., and Safranyik, L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature* 452(24): 987-990.
- Litzgus, J.D., and Brooks, R.J. 2000. Habitat and temperature selection of *Clemmys guttata* in a northern population. *Journal of Herpetology* 34(2): 178-185.
- MacKenzie, M.J., and Hunter, J.V. 1979. Sources and fates of aromatic compounds in urban stormwater runoff. *Environmental Science and Technology* 13(2): 179-183.
- McCann, K.S. 2000. The Diversity-Stability Debate. *Nature* 405: 228-233.
- McCarty, J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15(2): 320-331.
- McLaughlin, J.F., Hellmann, J.J., Boggs, C.L., and Ehrlich, P.R. 2002. Climate change hastens population extinctions. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 99(9): 6070-6074.
- [MDEQ] Mississippi Department of Environmental Quality. 2005. Stressor Identification for Bostic Branch, Clarke County, Mississippi. Mississippi Department of Environmental Quality, Office of Pollution Control. Jackson (MS). Mai.
- Nebeker, A. 1971. Effect of high winter water temperatures on adult emergence of aquatic insects. *Water Research* 5(9): 777-778.
- Noel, S., Ouellet, M., Galois, P., and Lapointe, F.-J. 2007. Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics* 8: 599-606.
- Norton, S.B., Cormier, S.M., Suter, G.W., Subramanian, B., Lin, E., Altfater, D., and Counts, B. 2002. Determining probable causes of ecological impairment in the Little Scioto River, Ohio, USA: Part 1. Listing candidate causes and analyzing evidence. *Environ. Toxicol. Chem.* 21(6): 1112-1124.
- Orr, J.C., Fabry, V.J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S.C., Feely, R.A., Gnanadesikan, A., Gruber, N., Ishida, A., Joos, F., Key, R.M., Lindsay, K., Maier-Reimer, E., Matear, R., Monfray, P., Mouchet, A., Najjar, R.G., Plattner, G.K., Rodgers, K.B., Sabine, C.L., Sarmiento, J.L., Schlitzer, R., Slater, R.D., Totterdell, I.J., Weirig, M.F., Yamanaka, Y., and Yool, A. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437: 681-686.
- Owens, P.N., Batalla, R.J., Collins, A.J., Gomez, B., Hicks, D.M., Horowitz, A.J., Kondolf, G.M., Marden, M., Page, M.J., Peacock, D.H., Petticrew, E.L., Salomons, W., and Trustrum, N.A. 2005. Fine-Grained Sediment in River Systems: Environmental significance and management issues. *River Research and Applications* 21: 693-717.

- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R., and Kitchell, J.F. 1999. Trophic Cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 14(12): 483-488.
- Paine, R.T. 1969. A Note on Trophic Complexity and Community Stability. *The American Naturalist* 109(929): 91-93.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 37: 637-669.
- Patterson, J.E.-H. 2008. Forest Fragmentation Effects and the Cavity Nest Material Requirements of Northern Flying Squirrels and Red Squirrels in a Fragmented Secondary Hardwood Forest Region of Ontario, Canada. M.S., Faculty of Forestry, University of Toronto, Toronto.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R., and Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267: 1117-1123.
- Proctor, M.F., McLellan, B.N., and Strobeck, C. 2002. Population fragmentation of grizzly bears in southeastern British Columbia, Canada. *Ursus* 13: 153-160.
- Schindler, D.W. 1988. Effects of Acid Rain on Freshwater Ecosystems. *Science* 239: 149-157.
- Schindler, D.W. 2001. The cumulative effects of climate warming and other human stresses on Canadian freshwaters in the new millenium. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 18-29.
- Tilman, D.G. 1987. Secondary Succession and the Pattern of Plant Dominance along Experimental Nitrogen Gradients. *Ecological Monographs* 57(3): 189-214.
- Tilman, D.G. 1996. Biodiversity: Population versus ecosystem stability. *Ecology* 77(2): 350-363.
- Nations Unies. 1993. Convention sur la diversité biologique (avec annexes). Conclu à Rio de Janeiro, le 5 juin 1992. 29 décembre, vol. 1760, I-30619.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 1999. The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010. United States Environmental Protection Agency, Office of Air and Radiation, Office of Policy. Novembre. EPA-410-R-99-001.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2003. EPA Region 10 Guidance for Pacific Northwest State and Tribal Temperature Water Quality Standards. United States Environmental Protection Agency, Region 10 Office of Water. Seattle (WA). Avril. EPA 910-B-03-002.
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2007. Causal Analysis of Biological Impairment in Long Creek: A Sandy-Bottomed Stream in Coastal Southern Maine. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, National Center for Environmental Assessment, Office of Research and Development. EPA/600/R-06/065F. Décembre.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., and Tilman, D.G. 1997. Human Alterations of the Global Nitrogen Cycle: Sources and consequences. *Ecological applications* 7(3): 737-750.
- Vitousek, P.M., and Howarth, R.W. 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13: 87-115.
- Walsh, C.J., Roy, A.H., Feminella, J.W., Cottingham, P.D., Groffman, P.M., and Morgan, R.P. II. 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3): 706-723.

- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoegh-Guldberg, O., and Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.
- Wayne, R.K., Lehman, N., Allard, M.W., and Honeycutt, R.L. 2002. Mitochondrial DNA variability of the gray wolf: Genetic consequences of population decline and habitat fragmentation. *Conservation Biology* 6(4): 559-569.
- Weston, D.P., Holmes, R.W., You, J., and Lydy, M.J. 2005. Aquatic toxicity due to residential use of pyrethroid insecticides. *Environmental Science & Technology* 39(24): 9778-9784.
- Wiseman, C.D., LeMoine, M., and Cormier, S.M. 2010. Assessment of probable causes of reduced aquatic life in the Touchet River, Washington, USA. *Human and Ecological Risk Assessment* 16: 87-115.
- Wood, P.J., and Armitage, P.D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21(2): 203-217.

Remerciements

Pêches et Océans Canada remercie les nombreux réviseurs au sein du gouvernement et du secteur privé qui ont fourni de précieux commentaires dans le cadre du processus d'examen public par les pairs

www.ec.gc.ca

Pour obtenir de plus amples renseignements:

Environnement Canada

Informathèque

10 rue Wellington, 23e étage

Gatineau (Québec) K1A 0H3

Téléphone: 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800

Télécopieur: 819-994-1412

Téléimprimeur: 819-994-0736

Courriel: enviroinfo@ec.gc.ca