



Gouvernement
du Canada

Government
of Canada

Canada



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

**Document d'orientation
sur l'évaluation du risque
écotoxicologique**

Mars 2012

BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA - CATALOGAGE AVANT PUBLICATION

Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF): Document d'orientation sur l'évaluation du risque écotoxicologique

Publié aussi en anglais sous le titre :

Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP): Ecological Risk Assessment Guidance

N° ISBN -978-0-660-20897-8

N° de cat. - En14-19/1-2013F-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; le fait d'appliquer les présentes directives n'assure pas automatiquement la conformité aux exigences réglementaires du gouvernement fédéral et 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 d'obtention de permis, il faut savoir que tout dépôt, émission ou rejet associé à vos activités ou à vos 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 le ministre de l'Environnement 2013.

Also available in English.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	i
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES MODULES TECHNIQUES	vii
REMERCIEMENTS	viii
SIGLES, ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS.....	ix
GLOSSAIRE.....	xii
1. INTRODUCTION.....	1-1
1.1. Contexte	1-1
1.2. Raison d'être des ÉRÉ	1-1
1.3. ÉRÉ et sites fédéraux contaminés.....	1-2
1.4. Rôles et responsabilités	1-2
1.5. Introduction au cadre de référence de l'ÉRÉ.....	1-3
1.6. Méthode itérative appliquée à l'évaluation du risque	1-7
1.7. Portée des directives	1-7
1.7.1. Exhaustivité	1-7
1.7.2. Structure du document	1-8
1.7.3. Autres sources de directives	1-8
2. ÉNONCÉ DU PROBLÈME	2-1
2.1. Introduction.....	2-1
2.1.1. But.....	2-1
2.1.2. Aperçu de l'énoncé du problème.....	2-1
2.2. Questions à examiner.....	2-4
2.2.1. Objectifs de gestion du site	2-4
2.2.1.1. Détermination des grands objectifs de l'évaluation	2-5
2.2.2. Contexte réglementaire	2-11
2.2.3. Examen des renseignements existants sur les sites	2-13
2.2.4. Contaminants potentiellement préoccupants.....	2-14
2.2.4.1. Sources de CP	2-14
2.2.4.2. Sélection des CP.....	2-15
2.2.4.3. Caractéristiques des CP.....	2-21
2.2.5. Récepteurs préoccupants.....	2-23
2.2.5.1. Compilation de renseignements	2-24

2.2.5.2. Détermination des types de récepteurs.....	2-25
2.2.5.3. Critères de sélection des RP de substitution	2-31
2.2.5.4. Prise en compte des RP dans l'énoncé du problème.....	2-33
2.2.6. Voies d'exposition.....	2-34
2.2.7. Modèle conceptuel de site (MCS).....	2-36
2.3. Conception et planification de l'ÉRÉ.....	2-44
2.3.1. Objectifs de protection et niveaux d'effet acceptable.....	2-48
2.3.2. Paramètres d'évaluation.....	2-50
2.3.3. Paramètres de mesure	2-51
2.3.3.1. Critères de sélection des paramètres de mesure	2-52
2.3.3.2. Niveau d'organisation : organisme, population, communauté	2-52
2.3.3.3. Types d'effets utilisés pour les paramètres de mesure.....	2-54
2.3.4. Éléments de preuve.....	2-56
2.3.4.1. Définition d'un ÉDP	2-56
2.3.4.2. Organisation des ÉDP.....	2-59
2.3.4.3. Sélection des ÉDP.....	2-61
2.3.4.4. Application des ÉDP.....	2-62
2.3.5. Stratégie générale de l'ÉRÉ	2-62
2.3.5.1. Plan contrôle-impact ou plan par gradient.....	2-64
2.3.6. Plan d'échantillonnage et d'analyse	2-66
2.3.7. Communication et examen.....	2-72
2.4. Incertitudes et lacunes dans les données dans l'énoncé du problème	2-72
3. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION.....	3-1
3.1. Introduction.....	3-1
3.1.1. Objectif	3-1
3.1.2. Vue d'ensemble de l'évaluation de l'exposition	3-1
3.2. Mesure directe et estimation	3-4
3.2.1. Mesure directe et estimation dans un milieu abiotique	3-4
3.2.2. Mesure directe et estimation dans les tissus	3-5
3.3. Types de mesure de l'exposition	3-8
3.3.1. Milieu d'exposition externe	3-8
3.3.1.1. Sol	3-11
3.3.1.2. Eau de surface	3-14
3.3.1.3. Eau souterraine	3-17
3.3.1.4. Sédiments et eau interstitielle des sédiments.....	3-18
3.3.1.5. Air et vapeur	3-20
3.3.1.6. Tissus consommés dans l'alimentation	3-21
3.3.2. Milieu d'exposition interne	3-22
3.3.3. Estimation de la dose totale	3-24
3.4. Au-delà des estimations ponctuelles de l'exposition.....	3-30

3.4.1. Méthodes spatiales partiellement explicites	3-30
3.4.2. Méthodes spatiales explicites.....	3-31
4. ÉVALUATION DES EFFETS.....	4-1
4.1. Introduction.....	4-1
4.1.1. Objectif	4-1
4.1.2. Vue d'ensemble de l'évaluation des effets	4-2
4.2. Catégories de mesures pour l'évaluation des effets.....	4-4
4.2.1. Études toxicologiques propres au site.....	4-8
4.2.2. Information indirecte sur la toxicité	4-11
4.2.3. Études biologiques propres au site.....	4-14
4.2.4. Information biologique indirecte.....	4-17
4.3. Questions relatives au récepteur.....	4-19
4.4. Au-delà des estimations ponctuelles de toxicité	4-22
4.4.1. Questions à considérer.....	4-22
4.4.2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE)	4-23
4.5. Facteurs de sécurité et extrapolation.....	4-26
5. CARACTÉRISATION DU RISQUE.....	5-1
5.1. Introduction.....	5-1
5.1.1. Objectif	5-1
5.1.2. Aperçu des étapes.....	5-2
5.2. Étape 1 – Vérifier la pertinence	5-3
5.2.1. Revoir l'ensemble des besoins en matière d'évaluation	5-4
5.2.2. Apporter des modifications pertinentes	5-5
5.3. Étape 2 – Interpréter et évaluer chaque ÉDP.....	5-7
5.3.1. Quotients de danger et indices de danger.....	5-8
5.3.1.1. Erreurs courantes d'application	5-10
5.3.1.2. Interprétation des quotients de danger.....	5-11
5.3.1.3. Lien des QD avec les unités spatiales.....	5-12
Indices de danger et QD pour plusieurs substances.....	5-13
5.3.2. Relations concentration-réponse.....	5-15
5.3.2.1. Définition	5-15
5.3.2.2. Avantages	5-16
5.3.2.3. Désavantages	5-17
5.3.2.4. Application.....	5-18
5.3.3. Conditions de référence ou de surveillance.....	5-19
5.3.4. Plans d'étude par gradient.....	5-23
5.3.5. Techniques multivariées.....	5-24
5.3.5.1. Définition	5-24
5.3.5.2. Avantages et désavantages	5-26
5.3.6. Méthodes probabilistes.....	5-27
5.4. Étape 3 – Préparer un sommaire des données compilées	5-28

5.5.	Étape 4 – Appliquer la procédure de détermination du poids de la preuve	5-31
5.5.1.	Objet du cadre de travail et type de PP	5-32
5.5.2.	Principaux attributs utilisés pour évaluer les ÉDP	5-35
5.5.2.1.	Ampleur de la réponse	5-36
5.5.2.2.	Causalité	5-37
5.5.2.3.	Pertinence écologique.....	5-37
5.5.2.4.	Attribut d'incertitude.....	5-37
5.5.3.	Cote ou classement des attributs	5-38
5.5.4.	Évaluation intégrée par paramètre d'évaluation	5-44
5.6.	Étape 5 – Évaluer les incertitudes de l'ÉRÉ	5-46
5.6.1.	Définition des incertitudes	5-47
5.6.2.	Évaluation des répercussions des incertitudes.....	5-48
5.6.3.	Intégration des incertitudes dans la caractérisation du risque	5-48
5.6.4.	Détermination de la valeur de la réduction de l'incertitude – Quand approfondir l'estimation du risque	5-50
5.7.	Étape 6 – Extrapoler et interpoler.....	5-52
5.8.	Étape 7 (facultative) – Élaborer des normes propres au site.....	5-54
5.8.1.	Points à considérer dans l'élaboration de normes d'assainissement propres à un site	5-54
5.8.1.1.	Milieux appropriés sur le site	5-54
5.8.1.2.	Contaminants appropriés	5-55
5.8.1.3.	Voies d'exposition à la contamination.....	5-55
5.8.1.4.	Échelle spatiale	5-56
5.8.1.5.	Facteurs de modification	5-56
5.8.1.6.	Autorisation et application	5-56
5.8.2.	Méthodes pour l'élaboration de normes d'assainissement propres à un site.....	5-57
5.9.	Étape 8 – Résumer les conclusions sur le risque.....	5-58
5.10.	Étape 9 – Prévoir des mesures de suivi	5-59
6.	BIBLIOGRAPHIE.....	6-1

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1. Types de récepteurs et exemples de récepteurs de substitution pour les écosystèmes aquatiques	2-27
Tableau 2-2. Types de récepteurs et exemples de récepteurs de substitution pour les écosystèmes terrestres	2-28
Tableau 2-3. Modèle servant au choix et à la justification du RP en milieu <i>aquatique</i>.....	2-29
Tableau 2-4. Modèle servant au choix et à la justification d'un RP en milieu <i>terrestre</i>.....	2-30
Tableau 2-5. Exemple¹de tableau servant à justifier le choix des voies d'exposition dans les écosystèmes aquatiques	2-37
Tableau 2-6. Exemple¹ de tableau servant à justifier le choix des voies d'exposition dans les écosystèmes terrestres	2-38
Tableau 2-7. Exemple de paramètres d'évaluation, de paramètres de mesure et d'éléments de preuve	2-47
Tableau 2-8. Types d'effets et leur degré d'acceptabilité pour la sélection des paramètres de mesure, selon divers gouvernements	2-57
Tableau 2-9. Avantages et inconvénients de certains types d'effets comme paramètres de mesure	2-58
Tableau 2-10. Modèle de liste de contrôle pour un plan d'échantillonnage et d'analyse.....	2-69
Tableau 3-1. Échantillonnage des milieux d'exposition externe.....	3-10
Tableau 4-1. Exemples de mesures d'évaluation des effets et catégories.....	4-6
Tableau 4-2. Fréquence d'utilisation des divers types de mesures d'évaluation des effets pour chaque groupe de récepteurs	4-20
Tableau 5-1. Exemple de critères utilisés pour accorder une cote aux attributs des principaux types d'éléments de preuve	5-40
Tableau 5-2. Exemple de tableau sommaire de détermination du PP (écosystème terrestre) par paramètre d'évaluation^{1,2}	5-42
Tableau 5-3. Exemple de tableau sommaire de détermination du PP (écosystème aquatique) par paramètre d'évaluation^{1,2}	5-42

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1. Cadre générique de l'évaluation du risque écotoxicologique	1-4
Figure 1-2. Méthode fondée sur le poids de la preuve pour l'évaluation du risque écotoxicologique.....	1-6
Figure 2-1. Cadre d'évaluation des risques pour l'environnement mis au point par Cormier et Suter (2008).....	2-7
Figure 2-2. Exemple de modèle conceptuel sous forme de représentation illustrée	2-40
Figure 2-3. Exemple de modèle conceptuel sous forme de représentation illustrée	2-41
Figure 2-4. Exemple de modèle conceptuel sous forme de graphique de cheminement.....	2-42
Figure 2-5. Exemple de modèle conceptuel de site sur mesure.....	2-43
Figure 2-6. Relations conceptuelles entre les paramètres d'évaluation, les paramètres de mesure et les éléments de preuve	2-46
Figure 5-1. Illustration de l'approche des conditions de référence pour les communautés d'invertébrés (Reynoldson et coll., 2006).....	5-22
Figure 5-2. Classification des méthodes de détermination du PP dans l'évaluation du risque (Linkov et coll., 2009).....	5-33

LISTE DES MODULES TECHNIQUES

- Module 1 :** Sélection et interprétation des essais de toxicité
- Module 2 :** Sélection ou élaboration de valeurs toxicologiques de référence propres à un site
- Module 3 :** Uniformisation des caractéristiques des récepteurs fauniques
- Module 4 :** Évaluation de la causalité¹

¹ En cours d'élaboration en janvier 2012. Pour connaître la date de publication de ce module, veuillez communiquer avec Environnement Canada.

REMERCIEMENTS

Environnement Canada aimerait exprimer sa reconnaissance aux nombreuses personnes des secteurs gouvernemental et privé au Canada et aux États-Unis pour lui avoir fourni des commentaires précieux dans le cadre du processus d'examen public par les pairs.

SIGLES, ACRONYMES ET ABRÉVIATIONS

ACC	analyse de correspondance canonique
ACP	analyse en composantes principales
ACR	approche des conditions de référence
ADME	absorption, distribution, métabolisme et élimination
ANOVA	analyse de la variance
ART	approche axée sur les résidus dans les tissus
AQ	assurance de la qualité
ASTM	American Society for Testing and Materials
BPC	biphényle polychloré
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CD _p	concentration dangereuse (à laquelle on suppose qu'un certain pourcentage [p] de la population serait touché)
CE _x	concentration effective, avec X pour cent d'organismes touchés
CEC	capacité d'échange cationique
CERCLA	<i>Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act</i> (États-Unis)
CI	concentration inhibitrice
CIA	critère d'information d'Akaike
CL	concentration létale
CMPS	concentration moyenne pondérée spatialement
CP	contaminant préoccupant
CQ	contrôle de la qualité
CVE	composante valorisée de l'écosystème
DDT	dichlorodiphényltrichloroéthane
DE	dose effective
DI	dose inhibitrice
DL	dose létale
DMENO/CMENO	dose/concentration minimale avec effet nocif observé
DSE	distribution de la sensibilité des espèces
DSENO/CSENO	dose/concentration sans effet nocif observé

EC	Environnement Canada
ÉDP	élément de preuve
EESP	essai d'extraction sur spécimen physiologique
Eh	potentiel d'oxydoréduction
ÉIT	évaluation de l'identification de la toxicité
ÉP/PÉA	énoncé du problème et plan d'échantillonnage et d'analyse
EPT	Éphéméroptères, Plécoptères, Trichoptères, appelés collectivement les taxons EPT (éphémère commun, phrygane, perle)
ÉQPR	évaluation quantitative préliminaire du risque
ÉRÉ	évaluation du risque écotoxicologique
ERED	Environmental Residue-Effects Database (États-Unis)
ÉT	équivalent毒ique
FA	facteur d'absorption
FAA	facteur de l'aire d'alimentation
FABS	facteur d'accumulation biote-sédiments
FAD	facteur d'ajustement de la dose
FBA	facteur de bioaccumulation
FBC	facteur de bioconcentration
HAP	hydrocarbures aromatiques polycycliques
ID	indice de danger
K _{oe}	coefficients de partage octanol-eau
LEP	<i>Loi sur les espèces en péril</i>
LSICM	limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne
MCS	modèle conceptuel du site
MEO	ministère de l'Environnement de l'Ontario
MES	métaux extraits simultanément
MJP	meilleur jugement professionnel
MLB	modèle du ligand biotique
MPO	Pêches et Océans Canada
NCPS	niveau cible propre à un site
NEA	niveau d'effet acceptable
NRC	National Research Council (États-Unis)

OQD	objectif de qualité des données
PASCF	plan d'action pour les sites contaminés fédéraux
PÉA	plan d'échantillonnage et d'analyse
pH	potentiel hydrogène, logarithme négatif de la concentration en ion hydrogène
PP	poids de la preuve
PPR	partie potentiellement responsable
PSAMP	Puget Sound Assessment and Monitoring Program (États-Unis)
QD	quotient de danger
RCBA	Réseau canadien de biosurveillance aquatique
RCC	résidu corporel critique
RCQE	Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (CCME)
RCQS	Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (CCME)
RCRT	Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus (CCME)
RP	récepteur préoccupant
SAB-CS	Science Advisory Board (British Columbia Contaminated Sites)
SC	Santé Canada
SIG	système d'information géographique
SVA	sulfures volatils acides
SWAMP	Surface Water Ambient Monitoring Program (Californie, États-Unis)
TCCR	transparence, clarté, cohérence, caractère raisonnable
TPSGC	Travaux publics et Services gouvernementaux Canada
USEPA	Environmental Protection Agency (États-Unis)
VTR	valeur toxicologique de référence
ZPE	zone de préoccupation environnementale
ZPEP	zone de préoccupation environnementale potentielle

GLOSSAIRE

A priori – Fait référence à une connaissance préétablie d'un état, plutôt qu'à une connaissance découlant d'observations récentes. Dans les ÉRÉ, ce terme est appliqué à la description de connaissances ou de modèles de systèmes biologiques antérieurs à la réalisation des étapes d'analyse de l'évaluation du risque.

Aigu – Fait référence à l'obtention d'une réaction environnementale nuisible en un court intervalle. Lorsqu'il est question d'essais toxicologiques, ce terme s'applique aux essais réalisés à l'intérieur d'une courte période, soit généralement moins de 10 % de la durée de vie d'un organisme. À noter cependant que les essais à court terme peuvent être définis comme chroniques plutôt qu'aigus s'ils sont menés pendant un stade de vie sensible. La définition des termes « aigu » et « chronique » varie d'un gouvernement à l'autre.

Ampleur de l'effet – Grandeur absolue ou relative de la réponse pour un *paramètre de mesure*.

Analyse de correspondance – Méthode statistique à plusieurs variables (*analyse multivariée*) semblable dans sa conception à l'analyse en composantes principales, où les données sont proportionnées de façon à traiter les rangs et les colonnes de manière équivalente.

Analyse de la variance (ANOVA) – Méthode statistique à une seule variable dépendante qui permet d'établir des comparaisons et d'examiner les effets d'un ou de plusieurs facteurs discrets (variables indépendantes), dont chacun peut comporter un certain nombre de niveaux, et l'interaction de ces facteurs peut influer sur la variable dépendante.

Analyse en grappes – Classe de techniques d'analyse statistique applicables à des données présentant des regroupements « naturels » selon une évaluation de l'interdépendance. L'analyse en grappes permet de trier un ensemble de données brutes et de regrouper celles-ci en grappes de cas ou d'observations relativement homogènes. Alors que l'analyse factorielle réduit le nombre de variables en les regroupant pour former un plus petit ensemble de facteurs, l'analyse en grappes réduit le nombre de cas ou d'observations en les regroupant pour former un plus petit ensemble de grappes.

Analyse multivariée – Méthode d'analyse statistique englobant l'observation et l'analyse simultanées de plusieurs variables statistiques. Pour l'évaluation du risque écotoxicologique, les méthodes à plusieurs variables les plus courantes sont l'analyse en grappes, l'analyse de correspondance, l'analyse factorielle, l'analyse des composantes principales et la mise à l'échelle multidimensionnelle.

Attribut – Caractère d'un paramètre reflétant un aspect de sa valeur qui permet d'éclairer l'évaluation du risque.

Biais – Distorsion systématique de l'interprétation de résultats. Dans les ÉRÉ, le biais prend deux formes principales. Dans le cadre de la conception d'une étude ou de

l’interprétation des résultats, il revêt un sens péjoratif reflétant le manque d’impartialité d’un praticien qui l’empêche d’examiner objectivement un problème ou une situation donnés. En statistique, il s’agit d’une erreur systématique conduisant à la surévaluation ou à la sous-évaluation de la valeur réelle d’un paramètre. Dans les deux cas, les biais introduisent des erreurs systématiques dans les estimations du risque.

Bioaccumulation – Processus par lequel des substances s’accumulent dans les tissus d’organismes vivants, se produisant lorsque la concentration d’un contaminant préoccupant (CP) dans un organisme dépasse la concentration mesurée dans le milieu environnant. Dans une certaine mesure, la plupart des substances s’accumulent dans un organisme, mais peu se bioamplifient.

Bioamplification – Processus par lequel la concentration de substances chimiques dans des animaux ou des végétaux augmente en remontant le réseau trophique (p. ex., les prédateurs présentent des concentrations de certaines substances chimiques qui sont plus élevées que chez leurs proies).

Caractérisation du risque – Méthode d’estimation de l’ampleur (et, au besoin, de la probabilité) des effets nuisibles à l’environnement qui s’appuie sur des renseignements provenant d’évaluations de l’exposition et des effets. En outre, la caractérisation du risque permet de présenter des renseignements scientifiques complexes dans une forme utile aux gestionnaires du risque, en communiquant les conséquences écologiques déterminées par les estimations du risque, ainsi que les incertitudes qui leur sont associées.

Catégorie d’éléments de preuve – Type d’éléments de preuve apparentés dans un cadre d’appréciation du *poids de la preuve*.

Chronique – Fait référence à une longue durée. Dans le contexte des essais de toxicité, ce terme s’applique aux essais auxquels sont soumis des organismes pendant une partie importante de leur vie, p. ex., pendant plus de 10 % du cycle de vie d’un organisme, ou encore au cours d’un stade vital où les organismes sont particulièrement sensibles. La définition du terme « chronique » varie beaucoup.

Cohérence – Notion décrivant la correspondance de multiples éléments de preuve; les méthodes appliquées à l’évaluation de la cohérence comprennent des évaluations de la causalité, de la pertinence écologique, des interprétations logiques et du meilleur jugement professionnel. Dans une méthode d’évaluation du poids de la preuve, l’analyse de cohérence s’applique après l’interprétation des résultats à leur « valeur nominale » pour déterminer si les éléments de preuve concordent ou encore s’ils conduisent à une interprétation unifiée des résultats.

Composante valorisée de l’écosystème (CVE) – Aux fins de l’ÉRÉ, on peut considérer que cette expression est synonyme de *récepteur préoccupant* (RP). On trouve cette expression dans les études d’impact sur l’environnement. Les praticiens peuvent

employer l'une ou l'autre de ces expressions, mais dans le présent document, il ne sera question que de RP.

Concentration dangereuse (CD_p) – Concentration-seuil issue d'une distribution de la sensibilité des espèces. Cette concentration est établie en tenant compte de la proportion (p pour pourcentage) des espèces affectées et de l'ampleur de l'effet considéré (c.-à-d. degré acceptable de réponse).

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

Concentration au point d'exposition – Valeur représentant une estimation prudente de la dose ou de la concentration chimique, associée à une source de contaminant, à laquelle un organisme se trouve exposé.

Contaminants préoccupants (CP) – Contaminants qui feront l'objet de considération dans le cadre de l'ÉRÉ, dont le choix repose généralement sur un énoncé complet du problème.

Dichotomique – Adjectif signifiant qu'un paramètre ne peut avoir que deux états possibles.

Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) – Distribution probabiliste cumulative appliquée à des valeurs de la toxicité pour de multiples espèces.

Diversité – Attribut désignant la variation au sein d'une communauté biologique. On associe en général une grande diversité avec des assemblages qui présentent une grande richesse d'organismes (nombre de taxons) et une répartition de l'abondance des groupes taxonomiques. On utilise souvent la diversité comme une mesure de la santé d'un écosystème. Il existe un certain nombre d'indices numériques de la diversité, chacun reposant sur des fondements théoriques différents.

Domaine vital – Espace géographique à l'intérieur duquel évolue normalement un organisme; aux fins de l'*évaluation de l'exposition*, l'activité d'intérêt est généralement l'aire d'alimentation pendant une période définie, p. ex., l'aire d'alimentation pendant la période de reproduction.

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

Dose-réponse – Relation entre la mesure d'un effet et l'exposition (mesurée en termes de dose) pour une plage de valeurs de dose.

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

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

Énoncé du problème – Première étape d'une ÉRÉ qui consiste à préciser la nature des questions associées à la contamination dans un site donné et à décrire la façon dont ces questions seront réglées.

Erreur de première espèce – Synonyme de faux positif – Rejet de l'hypothèse nulle alors qu'elle est valide. L'erreur de première espèce se produit lorsqu'on observe une différence apparente alors qu'en réalité, il n'en existe pas; cette situation est révélatrice d'une faible spécification d'un test.

Erreur de seconde espèce – Synonyme de faux négatif – Probabilité qu'un test ne rejette pas une hypothèse nulle qui n'est pas valide. La probabilité d'une erreur de seconde espèce est ce qu'on appelle le taux de faux négatif (β). L'erreur de seconde espèce se produit lorsqu'on ne parvient pas à déceler une différence, alors qu'il y en a une; cette situation est révélatrice du peu de sensibilité d'un test.

Espèces sauvages – Dans le contexte de l'ÉRÉ, l'expression s'applique généralement aux oiseaux et aux mammifères, mais elle comprend parfois par définition les reptiles et les amphibiens. En règle générale, elle ne s'applique pas aux poissons ni aux invertébrés.

Estimation ponctuelle – Valeur numérique unique servant à la représentation de l'état d'une variable aléatoire. Elle comprime tous les éléments de variabilité et d'incertitude relative à l'individu moyen qui sont liés à un paramètre ou à une variable (sans en tenir compte distinctement).

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

Évaluation de l'identification de la toxicité (ÉIT) – Outil consistant à déterminer par manipulation physique/chimique d'isoler ou de détecter les substances toxiques dans un milieu d'essai. Un essai biologique, ici un test de toxicité, sert « d'indicateur » pour juger si la manipulation a fait varier la toxicité.

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

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

Extrapolation – Inférence ou estimation obtenues en appliquant une information connue à un domaine (spatial, temporel, biologique ou chimique) non encore étudié ou en établissant des projections d'après cette information. En statistique, l'extrapolation implique une estimation (de la valeur d'une variable hors d'une plage de valeurs connues) à partir de valeurs situées à l'intérieur d'une plage de valeurs connues; cela suppose la formulation d'une hypothèse selon laquelle la valeur estimée découle logiquement des valeurs connues.

Facteur d'absorption – Facteur appliqué à l'extrapolation des concentrations de contaminants auxquelles est exposé un milieu abiotique donné à des concentrations dans les tissus d'un organisme. Il existe plusieurs types de facteurs, notamment le FBC, le FBA et le FABS.

Facteur d'accumulation dans le biote et les sédiments (FABS) – L'équivalent d'un facteur d'absorption, lorsque le milieu abiotique est constitué de sédiments et lorsque les mesures de la concentration dans les tissus et dans les sédiments sont normalisées selon des bassins de carbone précis (lipides et carbone organique total, respectivement).

Facteur d'application – voir *Facteur de sécurité*

Facteur de bioaccumulation (FBA) – Quotient obtenu en divisant la concentration d'une substance dans un organisme (ou tissu précis) par la concentration de cette substance dans un milieu exposé particulier, p. ex., l'air, la nourriture, les sédiments, le sol, l'eau (définition tirée de l'ASTM, 2011).

Facteur de bioconcentration (FBC) – L'équivalent d'un facteur d'absorption, lorsque l'eau (uniquement) est le milieu abiotique auquel l'organisme est exposé.

Facteur d'évaluation – voir *Facteur de sécurité*.

Facteur d'extrapolation – voir *Facteur de sécurité*.

Facteur de sécurité – Aussi appelé facteur d'application, facteur d'incertitude ou facteur d'extrapolation. Il s'agit d'un facteur numérique qui est parfois employé dans l'évaluation des effets et appliqué à des paramètres observés pour calculer une concentration d'exposition en deçà de laquelle aucun effet nocif n'est susceptible de se

produire. Ce facteur est appliqué pour atténuer l'incertitude et pour ne pas sous-estimer le risque. À mesure que la qualité et la quantité des données d'essai augmentent, et que leur pertinence pour les organismes d'intérêt se précise, la valeur du facteur d'extrapolation diminue. Les présentes directives déconseillent l'utilisation aveugle de facteurs de sécurité et recommandent d'autres techniques pour évaluer l'incertitude.

Faux négatif – Erreur (souvent appelée de deuxième espèce) indiquant qu'une réponse s'est produite, mais qu'elle n'est pas détectée.

Faux positif – Erreur (souvent appelée erreur de première espèce) consistant à supposer qu'il s'est produit une réponse alors que ce n'est pas le cas. Ce terme est souvent appliqué à la description d'une situation où l'on tire une conclusion erronée à partir des renseignements disponibles.

Gradient – Type de protocole expérimental qui prévoit des traitements dans une plage de degrés d'exposition (faible à élevé) ou dans une plage d'éloignement spatiale (proche à éloigné).

Groupe d'éléments de preuve – Groupe d'éléments de preuve (ÉDP) étroitement apparentés qui ont un paramètre (ou plusieurs paramètres) de mesure en commun, ce qui donne un certain degré de redondance à une évaluation fondée sur le poids de la preuve. Les ÉDP composant un groupe devraient fournir assez de renseignements additionnels (c.-à-d. éclairer l'évaluation du paramètre considéré) pour justifier leur inclusion à titre d'ÉDP distincts. Le regroupement de ces éléments permet d'organiser les ÉDP apparentés et de signaler l'attention sur un potentiel de redondance.

Guilde alimentaire – Groupe d'organismes exploitant une même ressource écologique de façon similaire pour s'alimenter (p. ex., groupes d'insectivores, de granivores, de détritivores ou de carnivores); ou groupe d'espèces présentant des exigences très similaires en ce qui a trait à leur niche.

Hypothèse – Idée avancée pour expliquer un phénomène observable; dans un protocole expérimental, une hypothèse est avancée et subséquemment vérifiée (soit individuellement, soit avec plusieurs autres hypothèses) pour déterminer si les nouvelles données confirment ou infirment l'hypothèse.

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

Indice de danger (ID) – Somme arithmétique des *quotients de danger* individuels, servant à regrouper les réponses individuelles à de multiples stresseurs; repose sur l'hypothèse de

l’additivité linéaire des réponses. Un indice de danger est appliqué quand on juge que le mode d’action toxique est similaire pour tous les contaminants préoccupants potentiels.

Interpolation – Estimation d’une valeur (d’une fonction ou d’une série) à partir de deux valeurs connues. D’une façon générale, ce terme s’applique à l’attribution de qualités aux membres d’un groupe à partir d’observations effectuées sur d’autres membres du même groupe. Toute interpolation repose sur l’hypothèse selon laquelle les membres d’un groupe sont influencés de façon similaire par les processus étudiés.

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

Limite supérieure de l’intervalle de confiance de la moyenne (LSICM) – Mesure statistique de la limite supérieure d’un intervalle de confiance pour la valeur moyenne d’un paramètre environnemental, p. ex., la concentration d’une substance prévue dans l’environnement.

Meilleur jugement professionnel (MJP) – Exercice rigoureux du jugement critique dans le cadre de fonctions professionnelles, selon lequel une réflexion expérientielle, approfondie, autocritique et déterminée est appliquée à des connaissances, à un contexte, à des éléments de preuve, à des méthodes, à des conceptualisations et à des critères. Pour le praticien, le MJP est une façon d’intégrer une gamme variée de renseignements sans avoir recours à un processus mécanique de traitement de l’information.

Méthode de Monte-Carlo – Méthode probabiliste d’analyse où les valeurs des paramètres sont obtenues aléatoirement selon des distributions définies de probabilités de données d’entrée et combinées selon une équation représentant un modèle. Le processus est repris de manière itérative jusqu’à l’obtention d’une distribution relativement lisse des résultats des solutions.

Méthodes déterministes – Méthodes selon lesquelles on présume que tous les paramètres biologiques, chimiques, physiques et environnementaux sont constants, et qu’ils peuvent être définis avec exactitude. Ces méthodes s’appliquent généralement à une valeur dite « la plus probable » d’un paramètre ou à une valeur prudente employée pour gérer les incertitudes.

Milieu abiotique – Dans l’environnement, tout milieu non associé à des tissus biologiques (p. ex., sol, sédiments, eau, atmosphère).

Milieu biotique – Tout milieu biologique (c.-à-d. les tissus) pouvant contenir des CP.

Modèle – Description simplifiée d'un système, d'une théorie et d'un phénomène qui tient compte de leurs propriétés connues ou supposées et qui peut servir à étudier davantage leurs caractéristiques. Dans tous les cas, le modèle est une simplification d'un système complexe, et on estime que les détails non représentés dans la structure du modèle sont des erreurs ou des variations accessoires au problème étudié. Il existe des modèles statistiques (opérations numériques simulant ou donnant une approximation des processus complexes) et des modèles conceptuels (représentations graphiques ou schématiques de voies et de processus importants).

Modèle conceptuel du site (MCS) – Texte descriptif et représentation graphique des relations entre des sources de contaminants, le devenir des contaminants, des voies d'exposition et des récepteurs.

Modèle linéaire – Catégorie de méthodes statistiques à la base d'un grand nombre d'analyses statistiques employées en sciences appliquées. C'est le fondement du test *t* de Student, de l'analyse de la variance (ANOVA), de l'analyse de régression et de nombreuses méthodes à plusieurs variables. Les modèles linéaires présument que la relation entre une variable de réponse et des variables explicatives (ou facteurs explicatifs) est linéaire ou qu'elle peut être estimée comme linéaire selon une transformation appropriée des données.

Narcose – État de profonde stupeur ou d'inconscience produit par une drogue ou par une autre substance chimique.

Niveau d'effet acceptable (NEA) – Ordre de grandeur (ou degré) d'effets qui serait acceptable pour un paramètre de mesure ou d'évaluation particulier. Le NEA donne un caractère opérationnel à un objectif de protection.

Normatif – Relatif à l'établissement de normes ou de règles, sans souplesse ni analyse subjective. Les approches normatives adoptées par les examinateurs présentent un degré élevé de répétabilité et de cohérence, mais un faible degré d'adaptabilité à des conditions propres à un site.

Norme – Valeur de référence environnementale ayant force réglementaire. La plupart des normes sont associées à des documents législatifs précis en matière d'environnement décrivant les responsabilités des propriétaires de sites.

Objectif de protection – Énoncé descriptif définissant le degré souhaité de protection d'un récepteur ou d'un groupe de récepteurs (voir aussi *Niveau d'effet acceptable*).

Ordination – Dans l'*analyse multivariée*, l'ordination est une méthode complémentaire à l'analyse de groupement (*mise en grappes*) de données, car elle effectue un classement d'éléments en fonction de multiples variables par relation de voisinage, de sorte que les éléments similaires sont rapprochés les uns des autres et que ceux qui sont dissimilaires sont éloignés les uns des autres. Ces relations entre les éléments sont portées sur des graphiques à plusieurs axes et elles peuvent être caractérisées numériquement ou encore graphiquement.

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

Paramètre de mesure – Paramètre permettant de mesurer ou de décrire l'exposition d'un récepteur préoccupant, ou un effet sur celui-ci. L'expression désigne aussi un changement d'attribut d'un paramètre d'évaluation (ou d'un substitut) en réponse à un stresseur auquel le récepteur est exposé.

Partie potentiellement responsable (PPR) – Désigne tous les secteurs industriels, propriétaires de sites, sources ponctuelles et entités légalement responsables, associés à la contamination d'un site. L'équivalent anglais de cette expression (*potentially responsible party* – PRP) est couramment utilisé dans la loi américaine sur les sites contaminés (*Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* [CERCLA], Superfund).

Pertinence écologique – Mesure dans laquelle un type de renseignement utilisé dans une ÉRÉ (p. ex., un paramètre de mesure ou un élément de preuve) peut être valablement extrapolé à une échelle biologique d'intérêt (p. ex., un paramètre d'évaluation).

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

Pondération – Importance accordée à une constatation ou à un élément de preuve par comparaison avec d'autres. La pondération est fonction de la valeur globale (information, réduction de l'incertitude) pour un *paramètre d'évaluation*; elle est établie par l'évaluation des *attributs* pertinents pour l'étude.

Post hoc – Adjectif qualifiant une évaluation réalisée en rétrospective (c.-à-d. *a posteriori*). Dans le contexte du protocole expérimental et de l'analyse des résultats d'expérience, cela fait référence à l'examen statistique de données après que l'expérience soit terminée. Il peut s'agir notamment de la recherche de conditions qui n'étaient pas connues au départ (*a priori*).

Praticien – Principal chercheur dans le cadre d'une évaluation du risque écotoxicologique; il est responsable de la conception, de la mise en œuvre et de l'interprétation des résultats. Il peut s'agir d'un consultant qui est en relation avec la partie responsable du site (client), les organismes de réglementation et d'autres parties intéressées.

Précision – Qualité de ce qui peut être répété en degré ou en valeur; capacité d'une mesure de se reproduire constamment. À noter que des résultats précis ne sont pas forcément exacts, puisqu'une mesure précise peut être constamment entachée d'erreur.

Probabiliste – Adjectif décrivant une procédure où l'état d'une variable aléatoire est décrit non pas en termes d'estimation ponctuelle (valeur fixe), mais plutôt en termes d'une distribution de valeurs possibles. Lorsque des méthodes probabilistes sont appliquées, on présume que d'importants paramètres biologiques, chimiques, physiques et environnementaux sont variables ou incertains, donc qu'ils sont décrits au moyen de distributions.

Probabilité – Façon mathématique d'exprimer qu'on sait ou qu'on croit qu'un événement ou un résultat se produira ou qu'il s'est produit. En statistique, la probabilité se distingue de la vraisemblance et fait référence à la prévision de résultats inconnus à partir de paramètres connus.

Profil de réponse – Relation entre les concentrations de CP et les effets sur l'environnement.

Prudent – Adjectif décrivant la tendance à délibérément exagérer le potentiel de dommages environnementaux. La surestimation vise à procurer une marge d'erreur permettant d'atténuer l'incertitude qui entache les analyses et à s'assurer avec plus de confiance que les estimations ou les prévisions du risque ne conduisent pas à une sous-estimation de ce dernier. Dans les ÉRÉ, il est courant d'adopter une approche prudente pour l'estimation des paramètres. Cependant, lorsqu'on fait preuve d'un excès de prudence, que ce soit par l'adoption d'hypothèses irréalistes ou à cause de l'effet cumulatif de multiples hypothèses prudentes, les analyses sont jugées ultra-prudentes et douteuses par le fait même.

Puissance statistique – Probabilité que le test rejette correctement une fausse hypothèse nulle (c.-à-d. ne pas commettre une erreur de seconde espèce). La probabilité d'une erreur de seconde espèce est ce qu'on appelle le taux de faux négatif (β). Donc, la puissance est égale à $1 - \beta$. Même s'il n'existe pas de norme officielle appliquée à la puissance, de nombreux chercheurs estiment la puissance de leurs tests en prenant la valeur de 0,80 comme critère d'acceptabilité. Parmi les facteurs agissant sur la puissance d'un test (ou la conception de l'étude) figurent : 1) le critère de signification statistique associé à la probabilité d'une erreur de première espèce (α); 2) l'ampleur de l'effet étudié sur la population; 3) la taille de l'échantillon (n); 4) la variation des données sous-jacentes, telle que déterminée par l'erreur de mesure et la stochasticité.

Qualitatif – Adjectif qualifiant une approche descriptive, renvoyant aux caractéristiques de l'élément qui est décrit plutôt qu'à une mesure chiffrée.

Quantitatif – Adjectif qualifiant une approche chiffrée (utilisation de valeurs mathématiques, de probabilités ou de paramètres) pour l'établissement ou l'analyse d'estimation du risque.

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

Récepteur d'hydrocarbures aryliques (récepteur *Ah*) – Facteurs de transcription de la famille basique hélice-boucle-hélice. Le récepteur *Ah* se lie à certains composés chimiques, tels que les congénères des dioxines et des BPC, et est transporté par translocation dans le noyau de cellules de l'organisme et pourrait induire des lésions génétiques. Le mécanisme de toxicité s'exerçant via le récepteur *Ah* est à la base de l'utilisation du système des équivalents toxiques pour évaluer le comportement des substances organiques chlorées chez les vertébrés.

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

Recommandations pour les résidus dans les tissus (RRT) – Critères ou directives réglementaires faisant référence à une concentration dans les tissus ou dans l'organisme d'un récepteur.

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

Régression – Forme de modélisation statistique dont l'objectif est d'évaluer la relation numérique entre une variable (dite dépendante) et une ou plusieurs autres variables (dites indépendantes).

Relation de causalité – Caractère de ce qui agit en tant que cause, la production d'un effet par une cause. La causalité se distingue de l'association (corrélation) en ce sens qu'elle implique un lien mécanique entre les observations. Dans le cadre d'une évaluation du risque écotoxicologique, la recherche de liens de causalité vise à établir une distinction entre des associations accidentelles ou causées par des facteurs externes et des associations dictées par des mécanismes sous-jacents qui sont prévisibles.

Résidu corporel critique (RCC) – Concentration dans les tissus ou dans l'organisme associée à une réaction toxicologique chez le récepteur.

Richesse – Dans les analyses de communautés biologiques, ce terme fait référence à la variété des organismes présents dans les échantillons (p. ex., la variété de plantes ou d'invertébrés). Cette richesse s'exprime par la somme de taxons distincts dans les échantillons.

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

Sensibilité – Qualité de la capacité de détecter de manière fiable les variations d'un paramètre.

Série de dilution – Conception expérimentale et technique dans laquelle un milieu abiotique est dilué par étapes successives, au moyen d'un diluant stérile, en une série de concentrations de moins en moins élevées, laquelle est obtenue par des dilutions successives déterminées. Les résultats sont caractérisés pour chaque traitement selon le volume de soluté dans le volume de solution, la masse de soluté dans le volume de solution ou la masse de soluté par rapport à la masse de solution.

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

Spatial – Relatif à l'espace, notamment en termes de dimensions latérales (horizontales). Dans une ÉRÉ, ce terme fait souvent référence au degré de résolution (granulométrie) et à l'étendue (zone).

Stochasticité – Variations naturelles aléatoires. Les processus stochastiques peuvent être simulés, mais les variations ne peuvent être réduites au moyen d'analyses additionnelles; on peut uniquement mieux les décrire.

Stresseur – Toute substance ou tout processus susceptible de causer des effets indésirables pour la santé ou de modifier l'état d'un organisme vivant.

Taxon – Groupement d'organismes auxquels est attribuée une désignation taxonomique officielle (classification biologique), p. ex., espèce, genre ou famille, et qui sont génétiquement distincts des autres organismes.

Témoin – Substantif désignant un volet d'une expérience scientifique contrôlée, menée dans le but de déterminer l'effet d'une variable unique d'intérêt sur un système donné, qui sert à minimiser l'influence imprévue d'autres variables sur le même système. Les témoins négatifs confirment que la procédure n'est pas à l'origine d'un effet auquel on ne s'attendrait pas et permettent de diminuer l'incidence des *faux positifs*. Le verbe « contrôler » dans les protocoles expérimentaux, fait référence aux conditions destinées à atténuer l'effet de confusion attribuable à des variables externes.

Temporel – Relatif au temps, particulièrement en termes de changements ou de variations observées au cours d'une période d'intérêt.

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

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

Univariée – Se dit d'une analyse statistique d'une seule variable à la fois. Ce terme s'applique aussi aux tests statistiques où l'on compare deux ou plusieurs groupes par rapport à une seule propriété; il s'agit notamment du test de Student (test t), de l'analyse de la variance, du test des signes, du test U de Wilcoxon et du test de Mann-Whitney.

Valeur toxicologique de référence (VTR) – Concentration ou dose d'exposition qui ne devrait pas avoir d'effet inacceptable chez des récepteurs exposés au contaminant potentiellement préoccupant. Une VTR constitue un type particulier de *seuil* (voir la définition plus haut).

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

Vraisemblance – Dans le langage courant, ce terme est synonyme de probabilité ou qualifie la fréquence d'un événement. En statistique, la vraisemblance se distingue de la probabilité et renvoie à l'estimation de paramètres inconnus à partir de résultats connus.

Zone de préoccupation environnementale potentielle (ZPEP) – Portion d'un site où une contamination est présumée ou confirmée.

1. INTRODUCTION

Le présent chapitre décrit le contexte d'utilisation des évaluations du risque écotoxicologique (ÉRÉ) pour les sites contaminés fédéraux au Canada. On y présente le cadre général d'une ÉRÉ, de même que la portée et l'intention des directives énoncées.

1.1. Contexte

Le Plan d'action pour les sites contaminés fédéraux (PASCF) a été élaboré afin d'aider les ministères, les organismes et les sociétés d'État consolidées du gouvernement fédéral dans leurs efforts visant à réduire les risques pour la santé humaine et l'environnement et à diminuer le passif financier associé aux sites contaminés fédéraux. Dans le cadre du PASCF, les évaluations du risque écotoxicologique sont couramment utilisées comme outil de gestion des sites contaminés fédéraux. Le cadre fondamental des ÉRÉ est décrit dans des publications du CCME (1996, 1997a). Les présentes directives techniques s'adressent aux gardiens fédéraux et aux praticiens de l'évaluation du risque qui doivent réaliser des évaluations du risque écotoxicologique.

1.2. Raison d'être des ÉRÉ

Lorsqu'un site est jugé contaminé, l'ÉRÉ permet de déterminer s'il faut appliquer des mesures d'assainissement ou d'autres mesures de gestion et, le cas échéant, d'en établir la portée pour atténuer les risques écotoxicologiques actuels ou futurs. Dans certains cas, lorsque la contamination est limitée, il coûte relativement moins cher de mettre en place des mesures d'assainissement que de mener une évaluation approfondie, et l'incidence écologique de ces mesures est négligeable – les ÉRÉ, ou du moins les ÉRÉ détaillées, ne s'appliquent pas à ces cas. Elles conviennent plutôt aux sites où les coûts de l'assainissement ou les répercussions écologiques sont susceptibles de dépasser largement ceux d'une évaluation. Les ÉRÉ aident à savoir si l'application de mesures d'assainissement ou d'autres mesures de gestion du risque est justifiée (c.-à-d. existe-t-il des risques écotoxicologiques?) et à déterminer leur portée (p. ex., quels secteurs d'un site faut-il assainir?). En définitive, les coûts de l'assainissement et des autres mesures de gestion des risques peuvent se révéler beaucoup plus bas lorsqu'on emploie une méthode fondée sur le risque, plutôt qu'une approche comparative des concentrations de contaminants par rapport à des lignes directrices sur la qualité de l'environnement.

Concept clé :

Les ÉRÉ aident à déterminer s'il faut assainir un site et dans quelle mesure, ou encore à déterminer s'il faut appliquer d'autres mesures de gestion.

1.3. ÉRÉ et sites fédéraux contaminés

De nombreux facteurs peuvent mener à une ÉRÉ pour des sites fédéraux contaminés, notamment des aspects réglementaires (contamination d'une propriété située hors du site), la diligence raisonnable ou le retranchement d'un bien. Lorsque les sites demeurent la propriété du gouvernement fédéral, le contexte réglementaire demeure essentiellement fédéral. Mais dans les cas de retranchement où les sites relèveront d'autres compétences, ou dans les cas de migration hors site des contaminants au-delà des limites d'un site fédéral, l'ÉRÉ peut être requise, en tout ou en partie, par des politiques et des règlements provinciaux ou territoriaux. Il n'existe aucune contrainte fédérale ni autre qui restreint l'utilisation des présentes directives, lesquelles sont plutôt axées sur des aspects techniques de l'ÉRÉ pouvant s'appliquer à un grand nombre de contextes, selon la complexité de l'ÉRÉ.

Concept clé :

Dans le cas de nombreux sites fédéraux, notamment ceux pouvant faire l'objet d'un retranchement, des politiques et des règlements fédéraux et provinciaux en matière d'ÉRÉ peuvent s'appliquer.

1.4. Rôles et responsabilités

Différentes parties participent à la réalisation d'une ÉRÉ. Il revient aux gardiens des sites contaminés fédéraux de gérer leur participation. L'équipe de soutien expert du PASCF est formée des quatre ministères suivants : Santé Canada (SC), Pêches et Océans Canada (MPO), Environnement Canada (EC) et Travaux publics et Services gouvernementaux Canada (TPSGC) qui offrent du soutien technique et des avis scientifiques sur différents aspects de la gestion des sites contaminés, notamment sur les ÉRÉ. Le MPO et EC fournissent des conseils et des directives concernant les ÉRÉ, SC se concentre sur l'évaluation du risque pour la santé humaine alors que TPSGC aide à la gestion des projets. Ces quatre ministères sont aussi responsables de la prestation d'avis et de directives sur l'interprétation et l'application des politiques, des lignes directrices et des programmes fédéraux et provinciaux pouvant s'appliquer aux sites contaminés fédéraux. Il leur incombe également de favoriser le respect des règlements et des lignes directrices et d'agir à titre d'agents de liaison auprès des gouvernements provinciaux et territoriaux. Sous la direction des gardiens des sites, les évaluateurs du risque sont responsables de la réalisation des ÉRÉ dans les sites contaminés. Outre les gardiens des sites, l'équipe de soutien expert du PASCF, les évaluateurs du risque et les organismes de réglementation provinciaux (en cas de retranchement), d'autres intervenants ou d'autres parties intéressées peuvent être concernés par la situation dans des sites particuliers. Par conséquent, il convient que les gardiens des sites, les ministères experts de soutien et les évaluateurs du risque encouragent le plus tôt possible le dialogue avec les différentes parties concernées et les incitent à participer aux ÉRÉ. Les besoins en termes de consultation pour un site donné peuvent inclure des communications avant le

commencement des activités ainsi qu’aux grandes étapes de l’ÉRÉ (p. ex., l’examen de l’énoncé d’un problème).

1.5. Introduction au cadre de référence de l’ÉRÉ

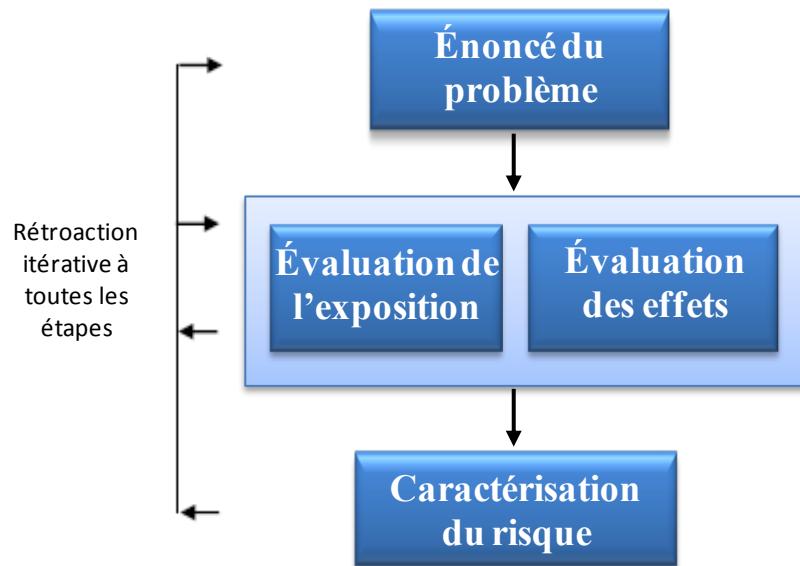
Le cadre conceptuel standard de l’ÉRÉ (**figure 1-1²**) s’applique aux sites contaminés fédéraux. Ce cadre de référence est conforme aux recommandations du CCME sur l’évaluation du risque; cependant, les fondements scientifiques de l’ÉRÉ sont en constante évolution et, au cours

Concept clé :

La plupart des ÉRÉ justifient l’emploi d’une démarche fondée sur le poids de la preuve (PP) où de multiples éléments de preuve sont pris en compte dans l’évaluation. Cette démarche est parfaitement compatible avec le cadre conceptuel standard de l’ÉRÉ.

² La terminologie et la définition précises des composantes d’une ÉRÉ varient d’un gouvernement à l’autre et selon les applications, mais les termes décrits ici sont employés de façon relativement uniforme.

Figure 1-1. Cadre générique de l'évaluation du risque écotoxicologique



des vingt dernières années, on a observé une hausse marquée de la complexité des évaluations du risque, ainsi que des outils et des méthodes de caractérisation du risque. Le cadre conceptuel paraît simple, mais son application à de nombreux groupes de récepteurs exposés de multiples façons, impliquant divers éléments de preuve, peut se révéler très complexe. En conséquence, dans la pratique, le cadre de l'ÉRÉ repose souvent sur une méthode fondée sur le poids de la preuve (**figure 1-2**). Cette méthode peut être simple (p. ex., quelques éléments de preuve pour un seul paramètre d'évaluation) ou complexe (pour des sites complexes).

La méthode fondée sur le poids de la preuve (**figure 1-2**) intègre le cadre conceptuel standard de l'ÉRÉ :

- l'énoncé du problème permet de définir le problème à traiter et d'établir la portée de l'ÉRÉ.
- un ou plusieurs éléments de preuve (EDP)³ sont pris en compte dans l'évaluation du risque pour chaque groupe de récepteurs ou pour chaque paramètre d'évaluation.
Chaque EDP doit regrouper des renseignements sur l'exposition et les effets. Les renseignements sur l'exposition caractérisent ordinairement le degré d'exposition des récepteurs par différentes voies à des contaminants. Les renseignements sur les effets caractérisent la nature des effets observés ou prévus sur le site.
- Après l'évaluation des éléments de preuve, un à un, les constatations générales sont évaluées de manière intégrée afin de caractériser le risque en fonction d'un paramètre d'évaluation ou d'un groupe de récepteurs donnés.

Définitions :

Récepteur préoccupant dans une ÉRÉ : tout organisme autre que les humains, et toute espèce, toute population, toute communauté, ou encore tout habitat ou tout écosystème susceptible d'être exposé à des contaminants potentiellement préoccupants et dont il est question dans l'ÉRÉ. *Exemples* – une population de campagnols des champs, une communauté d'invertébrés benthiques.

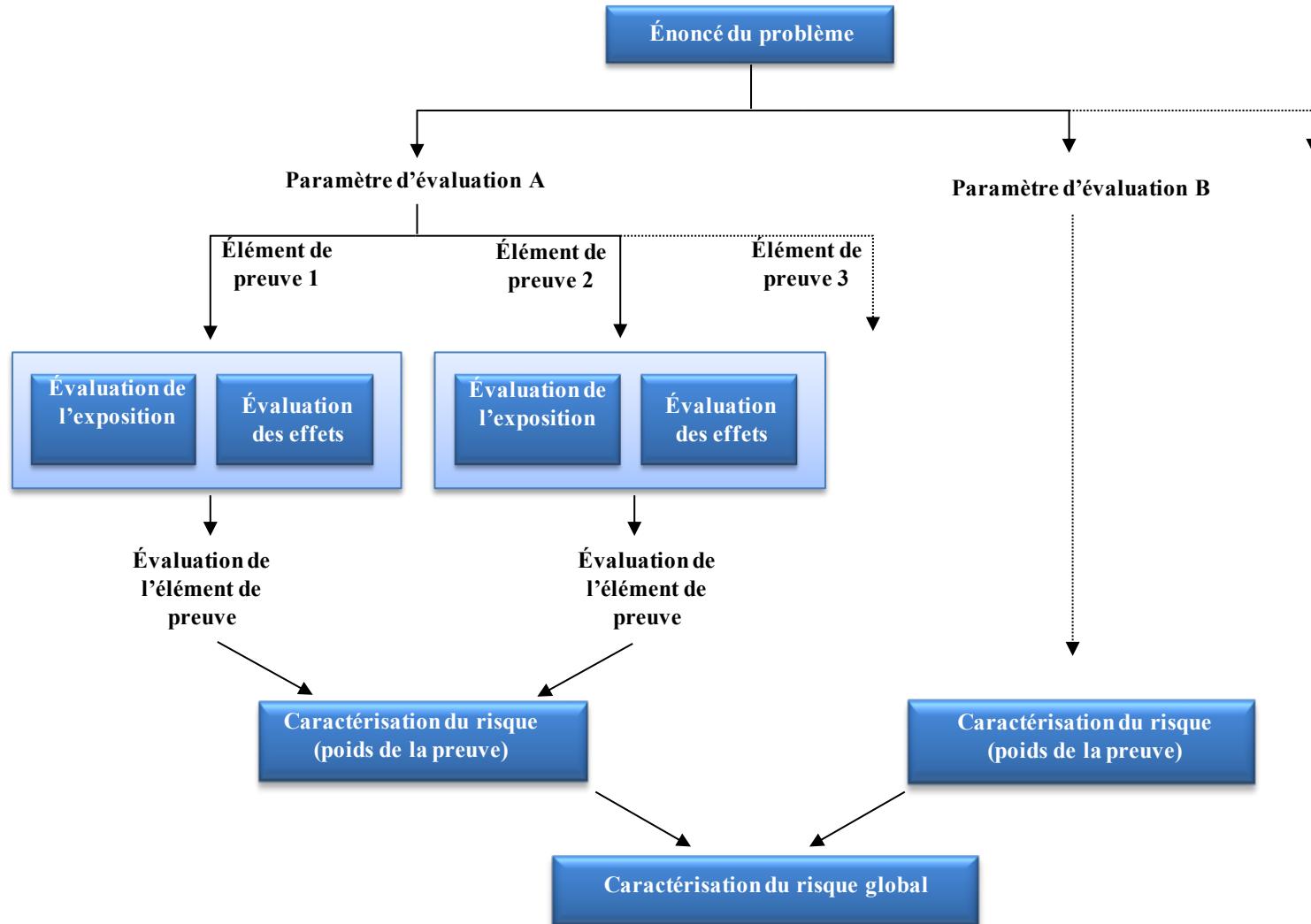
Paramètre d'évaluation : expression explicite d'une valeur environnementale à protéger. Il doit intégrer un récepteur (ou un groupe de récepteurs – c.-à-d. « une entité » à protéger) et un attribut précis de l'entité. *Exemple* – abondance et viabilité de petites populations de mammifères. Des éléments spatiaux et temporels peuvent également être inclus.

Concept clé :

Chaque élément de preuve (EDP) d'une ÉRÉ doit réunir des renseignements sur l'exposition et les effets afin qu'on puisse évaluer les données concernant le risque indiqué par cet EDP.

³ Le chapitre 2 décrit en détail la relation entre les paramètres d'évaluation, les paramètres de mesure et les éléments de preuve.

Figure 1-2. Méthode fondée sur le poids de la preuve pour l'évaluation du risque écotoxicologique



1.6. Méthode itérative appliquée à l'évaluation du risque

Dans de nombreux cas, l'évaluation du risque suit une méthode par étape et s'appuie sur des outils d'évaluation préalable utilisés au début du processus pour déterminer si d'autres travaux sont requis ou encore pour prioriser les études à effectuer. Par exemple, une évaluation préalable du risque pourrait reposer sur des hypothèses prudentes et simplificatrices.

Lorsque ces hypothèses permettent de conclure que le risque est acceptable, il n'est sans doute pas nécessaire d'entreprendre d'autres études. Par contre, si des effets potentiels sont relevés, on pourrait être justifié de procéder à une évaluation détaillée et appropriée des risques.

Concept clé :

Si une ÉRÉ fondée sur des hypothèses prudentes et simples ne montre aucun potentiel de risques, une ÉRÉ plus détaillée n'est alors probablement pas justifiée.

Le présent document ne classe pas les types d'évaluations du risque selon la portée ou le degré de détails (p. ex., évaluation préalable par opposition à évaluation détaillée).

Certains cadres réglementaires ou stratégiques peuvent comporter des exigences précises à cet égard ce plan. En pratique, de nombreux facteurs influent sur l'échelonnement des activités d'une ÉRÉ et sur le degré approprié de détails à chaque itération, et ils peuvent varier selon chaque situation (Hill et coll., 2000). Les diverses parties concernées par toute ÉRÉ devraient s'entendre sur les attentes à chaque itération, particulièrement au regard du type et du degré d'incertitude qu'on s'attend à devoir résoudre à chaque étape de l'étude. En général, il importe à chaque itération de se pencher sur les problèmes et les incertitudes critiques touchant la gestion du risque ou la prise de décision. En d'autres mots, chaque itération d'une ÉRÉ devrait accroître largement l'utilité de l'ÉRÉ pour favoriser une saine gestion environnementale des sites contaminés.

1.7. Portée des directives

1.7.1. Exhaustivité

Les présentes directives ainsi que les modules techniques connexes à l'appui décrivent en détail de nombreux aspects d'une ÉRÉ. Il est donc possible que certaines méthodes et méthodes présentées ici ne s'appliquent qu'à des sites complexes pour lesquels il est nécessaire de mener une ÉRÉ exhaustive. Mais le plus important, et conformément à la méthode itérative d'une ÉRÉ décrite dans la section précédente, le niveau de complexité d'une ÉRÉ doit correspondre au niveau de complexité du site et des risques qui y sont associés, et tenir compte du rôle de l'ÉRÉ dans la prise de décisions de gestion des risques. Les praticiens doivent déterminer le niveau d'exhaustivité approprié à chaque ÉRÉ en fonction de chaque site.

Comme nous l'avons mentionné dans la section précédente, les présentes directives ne font pas de distinction entre une ÉRÉ de type évaluation préalable et une ÉRÉ exhaustive. Des recommandations antérieures du CCME concernant les ÉRÉ (CCME, 1996, 1997) établissaient des différences entre ces deux types d'évaluation qui étaient fondées sur des méthodes spécifiques (p. ex., l'utilisation de quotients de danger uniquement dans les ÉRÉ de type évaluation préalable). Bien que les lignes directrices qui s'appliquent actuellement à l'évaluation des risques pour la santé humaine (Santé Canada, 2004) fassent une distinction entre les évaluations quantitatives du risque « préliminaires » et « exhaustives », il serait beaucoup moins utile de faire cette distinction pour les ÉRÉ étant donné le nombre de récepteurs pris en compte et l'éventail des méthodes utilisées pour évaluer les risques.

1.7.2. Structure du document

Les présentes directives s'articulent autour du cadre classique des ÉRÉ. Les sections principales portent sur l'énoncé du problème, l'évaluation de l'exposition, l'évaluation des effets et la caractérisation du risque. Cette méthode est voulue parce que les types d'outils utilisés dans l'évaluation de l'exposition et de l'évaluation des effets appartiennent à de grandes catégories qui peuvent être examinées simultanément de façon pratique. Puisque la caractérisation de l'exposition, des effets et du risque s'applique à tous les éléments de preuve examinés dans le cadre d'une ÉRÉ, il faut que les notions présentées dans toutes les sections des présentes directives soient comprises avant d'entreprendre une ÉRÉ.

Dans chacun des **chapitres de 2 à 5**, respectivement, la section d'introduction présente un aperçu de l'énoncé du problème, de l'évaluation de l'exposition, de l'évaluation des effets et de la caractérisation du risque. L'introduction et les encadrés des concepts clés répartis à différents endroits dans les sections donnent une idée de la portée et de la teneur des directives, sans entrer dans des considérations techniques complexes.

Les présentes directives visent à fournir des orientations techniques assez détaillées, mais elles ne peuvent être exhaustives sur tous les plans. Certains aspects des ÉRÉ sont examinés en détail dans les modules d'orientation technique placés en annexe à la fin du présent document, et d'autres modules pourraient être ajoutés ultérieurement.

1.7.3. Autres sources de directives

Les éléments fondamentaux des ÉRÉ sont décrits dans de nombreuses publications. Bon nombre de documents ont été rédigés en fonction de régimes réglementaires déterminés, de sorte que leurs aspects stratégiques pourraient ne pas s'appliquer, en tout ou en partie, aux sites canadiens. Au Canada, à l'échelle fédérale, le cadre général a été décrit par le CCME (1996, 1997a, 1997b) – dont les documents, cités en référence, demeurent utiles et pertinents, mais ils ne sont pas complets et ne reflètent pas nécessairement tous les aspects de la pratique actuelle en matière d'ÉRÉ au Canada.

Les directives en matière d’ÉRÉ émanant de gouvernements provinciaux ou territoriaux portent généralement sur des aspects spécifiques des ÉRÉ plutôt que sur leur cadre global. Référence est faite à ces directives au besoin dans les **chapitres 2 à 5** des présentes directives, pour des aspects techniques particuliers. Dans certains cas, les directives provinciales sont plus complètes, notamment le document d’évaluation détaillée du risque écotoxicologique de la Colombie-Britannique (SAB-CS, 2008). Même si les éléments stratégiques de ce document ne sont pas toujours pertinents pour les situations à l’extérieur de cette province, l’information technique est relativement détaillée et conforme aux pratiques optimales en matière d’ÉRÉ. Un autre document provincial pertinent est celui de l’Ontario; il est constitué des directives concernant la mise en œuvre d’évaluations du risque en vertu de la *Loi sur la protection de l’environnement* (MEO, 2005); les éléments stratégiques de ce document ne seraient pas tous pertinents pour les sites fédéraux, sauf pour certains cas dans cette province. Le Québec dispose également d’un cadre global de directives pour les ÉRÉ (CEAEQ, 1998). Enfin, le *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l’évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, bien qu’il s’applique spécifiquement aux sédiments, traite également des aspects importants d’un cadre global pour une ÉRÉ (Environnement Canada et MEO, 2008).

Un grand nombre de documents d’orientation concernant les ÉRÉ ont été rédigés aux États-Unis, notamment par l’Environmental Protection Agency (USEPA) et par le National Research Council (NRC). Le cadre de référence de base d’une ÉRÉ est décrit dans deux documents de l’USEPA (1992 et 1998). Beaucoup d’autres documents de l’USEPA s’appliquent à des cas particuliers (p. ex., les sites visés par le programme d’assainissement Superfund), et la plupart des documents du NRC portent sur des problèmes précis relatifs aux pratiques en matière d’ÉRÉ (p. ex., NRC, 2009). Les praticiens sont invités à consulter les sites Web de l’Environmental Protection Agency et du National Research Council pour se faire une idée de l’utilité possible de ces documents et d’autres documents qui seront publiés ultérieurement. L’USEPA a récemment compilé une liste de documents pertinents pour l’évaluation du risque écotoxicologique (voir l’Annexe C, USEPA, 2011).

Outre les directives fournies par des agences gouvernementales, de nombreux ouvrages traitent du processus et des éléments techniques de l’ÉRÉ. Le livre de Suter (2007), qui décrit le cadre générique de l’ÉRÉ, et celui de Suter et coll. (2000), qui porte sur l’ÉRÉ de sites contaminés, sont deux ouvrages de référence parmi les plus consultés. Les praticiens chevronnés des ÉRÉ s’intéressent aux directives techniques détaillées sur certains aspects précis des ÉRÉ sont invités à consulter les modules d’orientation technique placés en annexe du présent document, ainsi que les annexes techniques du SAB-CS (2008) et de Suter et coll. (2000).

2. ÉNONCÉ DU PROBLÈME

2.1. Introduction

2.1.1. But

L'énoncé du problème est la première étape importante de l'ÉRÉ, où l'on établit clairement la nature des questions associées à la contamination d'un site et les mesures qu'on entend prendre pour régler ces questions. Les objectifs précis de l'énoncé du problème sont les suivants :

- énoncer les questions en jeu, dont les objectifs, le contexte et la nature des effets possibles;
- concevoir et planifier une méthode d'évaluation du risque, en précisant les outils à utiliser et la façon d'évaluer les résultats.

Concept clé :

Il importe que le praticien documente toutes les hypothèses considérées et toutes les décisions prises au cours de l'énoncé du problème de sorte que les gardiens du site et les examinateurs puissent comprendre la justification et juger si la portée de l'ÉRÉ est adéquate.

2.1.2. Aperçu de l'énoncé du problème

En général, l'énoncé du problème réunit les éléments suivants :

- la description des *objectifs de gestion du site* et de l'objectif spécifique d'évaluation de l'ÉRÉ. Par exemple, si un objectif de gestion du site est de réhabiliter celui-ci pour recréer les conditions d'une forêt-parc, le but de l'évaluation dans le cadre de l'ÉRÉ (initiale) pourrait consister à déterminer s'il existe des effets dans les conditions actuelles par rapport aux *objectifs de protection* des forêts-parcs;
- l'examen du *contexte réglementaire* propre au site et à l'ÉRÉ, notamment les instruments juridiques et les politiques applicables;
- l'examen des *renseignements existants sur le site*, y compris, à tout le moins, une liste des documents pertinents, une description du site et un sommaire des principales constatations issues des inspections antérieures. Pour certaines ÉRÉ complexes, cet examen pourrait faire l'objet d'un chapitre distinct ou prendre la forme d'un document distinct joint à l'énoncé du problème;

- la sélection des *contaminants préoccupants* (CP) et la description de leurs caractéristiques pertinentes pour l'ÉRÉ (transport, devenir et effets);

Définition :

Contaminants préoccupants –

Contaminants qui seront étudiés dans le cadre de l'ÉRÉ.

Définitions :

RP de substitution – Récepteur préoccupant représentatif d'un type de récepteur (p. ex., une musaraigne peut servir de RP de substitution pour les mammifères insectivores).

Voies d'exposition – Voies d'exposition de récepteurs préoccupants dans des compartiments de l'environnement (p. ex., sol, eau, air, sédiments). Les voies d'exposition incluent par exemple l'ingestion et l'inhalation.

Modèle conceptuel du site (MCS) – Texte descriptif ou représentation graphique des relations entre des sources de contaminants, des voies d'exposition et des récepteurs.

- la sélection des *récepteurs préoccupants* (RP), susceptibles d'être touchés par des contaminants, qui seront évalués dans le cadre de l'ÉRÉ. Les RP peuvent être identifiés pour un organisme, une espèce, des populations, des communautés ou un habitat. À noter qu'il n'est généralement ni réalisable ni nécessaire d'inclure toutes les espèces possibles dans une ÉRÉ; c'est pourquoi on choisit un sous-ensemble de RP candidats, dits ***RP de substitution***, pour des types particuliers de récepteurs;
- la détermination des *voies d'exposition* par lesquelles les CP peuvent entrer en contact avec les récepteurs préoccupants. La consommation d'eau et d'aliments (par les espèces sauvages) et le contact direct (dans le cas des invertébrés) sont des exemples de voies d'exposition;
- la mise au point d'un ***modèle conceptuel de site*** (MCS) montrant les liens possibles entre les sources de contaminants, les voies d'exposition et les récepteurs préoccupants;

Définitions :

Objectif de protection – Énoncé descriptif définissant le degré souhaité de protection d'un récepteur ou d'un groupe de récepteurs. Le **niveau d'effet acceptable** donne un caractère opérationnel à l'objectif de protection en précisant l'ordre de grandeur (ou le degré) d'effets qui serait acceptable au regard d'un paramètre de mesure ou d'évaluation particulier.

Paramètre de mesure – Paramètre permettant de mesurer ou de décrire l'exposition d'un récepteur préoccupant, ou un effet sur celui-ci, ou encore qui mesure ou décrit des changements d'attribut d'un paramètre d'évaluation (ou d'un substitut) en réponse à un stresseur auquel le récepteur est exposé.

Éléments de preuve (EDP) – Tout appariement de mesures de l'exposition et d'effets qui éclaire l'évaluation d'un paramètre d'évaluation précis. Le plus souvent, les éléments de preuve englobent un ou plusieurs paramètres de mesure. Lorsque l'accent est mis sur la mesure d'un effet (p. ex., essai de toxicité), la mesure de l'exposition qui est appariée peut être quantitative (p. ex., concentrations de contaminant) ou catégorielle (p. ex., « sur place » par opposition à « de référence »).

- la clarification des **objectifs de protection** et des **niveaux d'effet acceptable** (NEA) qui y sont associés. Ordinairement, les objectifs de protection et les NEA peuvent varier selon le type d'utilisation du terrain ou selon les récepteurs (p. ex., les espèces en péril peuvent être visées par un niveau de protection plus élevé que les espèces communes);
- la détermination des **paramètres d'évaluation**, c.-à-d. des attributs des récepteurs (les entités à protéger), souvent associés à des composantes spatiales et temporelles particulières. Les ÉRÉ peuvent avoir un paramètre d'évaluation pour un groupe de récepteurs (p. ex., fonction écologique de la communauté d'invertébrés du sol) ou plusieurs paramètres d'évaluation pour un récepteur ou pour un groupe de récepteurs;
- la détermination des **paramètres de mesure**, soit les outils servant à mesurer l'exposition d'un récepteur préoccupant, ou les effets sur celui-ci, ou encore qui servent à la mesure des changements dans un attribut d'un paramètre d'évaluation;
- l'obtention d'**éléments de preuve** pour chacun des paramètres d'évaluation, indiquant de quelle façon les paramètres de mesure permettent d'évaluer les risques potentiels;

Concept clé :

Un paramètre d'évaluation décrit un attribut d'un récepteur ou d'un groupe de récepteurs, mais il ne définit pas l'état souhaité pour cet attribut.

Concept clé :

Il est utile de voir les paramètres de mesure comme des instruments, et les éléments de preuve comme une ou des façons d'utiliser ces instruments.

- l’élaboration d’une ***stratégie générale*** pour l’ÉRÉ, y compris une description de la façon dont la caractérisation du risque sera effectuée et un ***plan d’échantillonnage et d’analyse*** (PÉA). Dans certains cas, notamment des ÉRÉ complexes avec de nombreuses composantes, les PÉA peuvent se présenter sous forme d’un document distinct de l’énoncé du problème.

Le reste du **chapitre 2** examine en détail chacun des éléments de l’énoncé du problème. Même si les éléments d’un énoncé du problème sont présentés de façon linéaire, il demeure que la plupart des éléments doivent être développés simultanément, selon une méthode itérative. En outre, puisque la quasi-totalité de la planification d’une ÉRÉ s’effectue au moment de l’énoncé du problème, il importe de tenir compte attentivement du contenu des **chapitres 3 à 5** au moment de la formulation de l’énoncé du problème.

Concept clé :

Commencer en pensant déjà à la suite des choses – un bon énoncé du problème ne conduit pas seulement à la rédaction d’une liste d’outils destinés à l’ÉRÉ; il indique aussi de quelle manière les résultats seront évalués.

2.2. Questions à examiner

2.2.1. Objectifs de gestion du site

Globalement, l’ÉRÉ s’articule autour des objectifs généraux de gestion du site. Dans le cadre d’une ÉRÉ, l’objectif de gestion d’un site contaminé est l’objectif de planification d’ensemble pour le site en question, qui prend le plus souvent la forme d’un énoncé décrivant l’état souhaité d’un écosystème ou de ses constituants dans la perspective d’une utilisation future du site. Les objectifs de gestion de sites peuvent être relativement larges et formulés en termes généraux (p. ex., « assurer la viabilité d’une communauté aquatique voisine d’une gare maritime »). Dans d’autres cas, on peut avoir à formuler des objectifs précis de gestion, par exemple :

Concept clé :

Un objectif de gestion d’un site précis et bien défini oriente les évaluateurs du risque et les gardiens du site.

- déterminer si les contaminants (CP) présents dans la couche superficielle du sol justifient l’emploi de mesures d’assainissement dans un cadre réglementaire fédéral et provincial appliqué à une catégorie particulière d’utilisation des terres;
- déterminer si des mesures d’assainissement intrusives sont justifiées dans un milieu humide contaminé contigu à un aéroport fédéral;
- préparer un plan de gestion pour des installations du ministère de la Défense nationale, assurant notamment la protection d’une espèce précise qui figure sur une liste fédérale d’espèces en péril.

Il faut généralement privilégier des objectifs de gestion précis parce qu'ils orientent les évaluateurs du risque et les gardiens du site. Ces objectifs sont souvent élaborés au terme de discussions avec les organismes de réglementation, les gardiens du site et les parties intéressées. Ce dialogue permet souvent d'établir comment l'ÉRÉ contribue à la gestion du risque et à la prise de décision. Ainsi, s'il n'existe que deux options de gestion d'un site, l'ÉRÉ pourrait être conçue pour informer la prise de décision au sujet de l'option à privilégier.

Les objectifs de gestion de sites fournissent un cadre général servant à la détermination des éléments de l'énoncé du problème. Il faut faire la distinction entre un objectif de gestion d'un site et un objectif de protection (celui-ci étant associé à un degré souhaité de protection de récepteurs écologiques – se reporter à la sous-section 2.3.1), même si les objectifs de protection sont établis en partie d'après la compréhension des objectifs de gestion du site.

2.2.1.1. Détermination des grands objectifs de l'évaluation

Le réflexe qu'ont les praticiens d'appliquer une méthode identique à différents sites peut nuire, dans les faits, à la réalisation d'une ÉRÉ, même lorsque les particularités d'un site donné (notamment des questions de gestion) commandent le recours à des techniques différentes. C'est pourquoi il est essentiel que les évaluateurs du risque procèdent comme suit :

- prendre en considération l'objectif général de l'évaluation du risque avant de choisir ou d'interpréter les paramètres de mesure, les instruments ou les techniques à appliquer;
- préparer le plan d'étude pour prendre en compte les questions sous-jacentes, fondamentales à l'étude;
- fournir des données sous une forme qui aidera le gestionnaire du risque à prendre des décisions.

Dans le cas des sites du PASCF, un objectif commun des ÉRÉ est de déterminer la nécessité de mettre en place des mesures de gestion ou d'assainissement pour réduire la responsabilité. D'autres objectifs peuvent être visés par les ÉRÉ, parce que différentes évaluations du risque pourraient requérir des méthodes différentes (et des outils différents) selon le contexte de l'étude. Le

Concept clé :

Chaque ÉRÉ devrait être adaptée au contexte et aux considérations propres à un site donné. Il ne faut pas présumer que l'évaluation des « conditions actuelles » constitue l'objectif d'évaluation par défaut. Il pourrait être nécessaire d'évaluer les risques selon divers scénarios.

but de l'évaluation du risque n'est pas d'en faire une méthode purement scientifique; il faut plutôt la voir comme un outil de gestion où l'analyse ne devrait consister qu'à combler les besoins en renseignements des gestionnaires du risque. Barnthouse (2008)

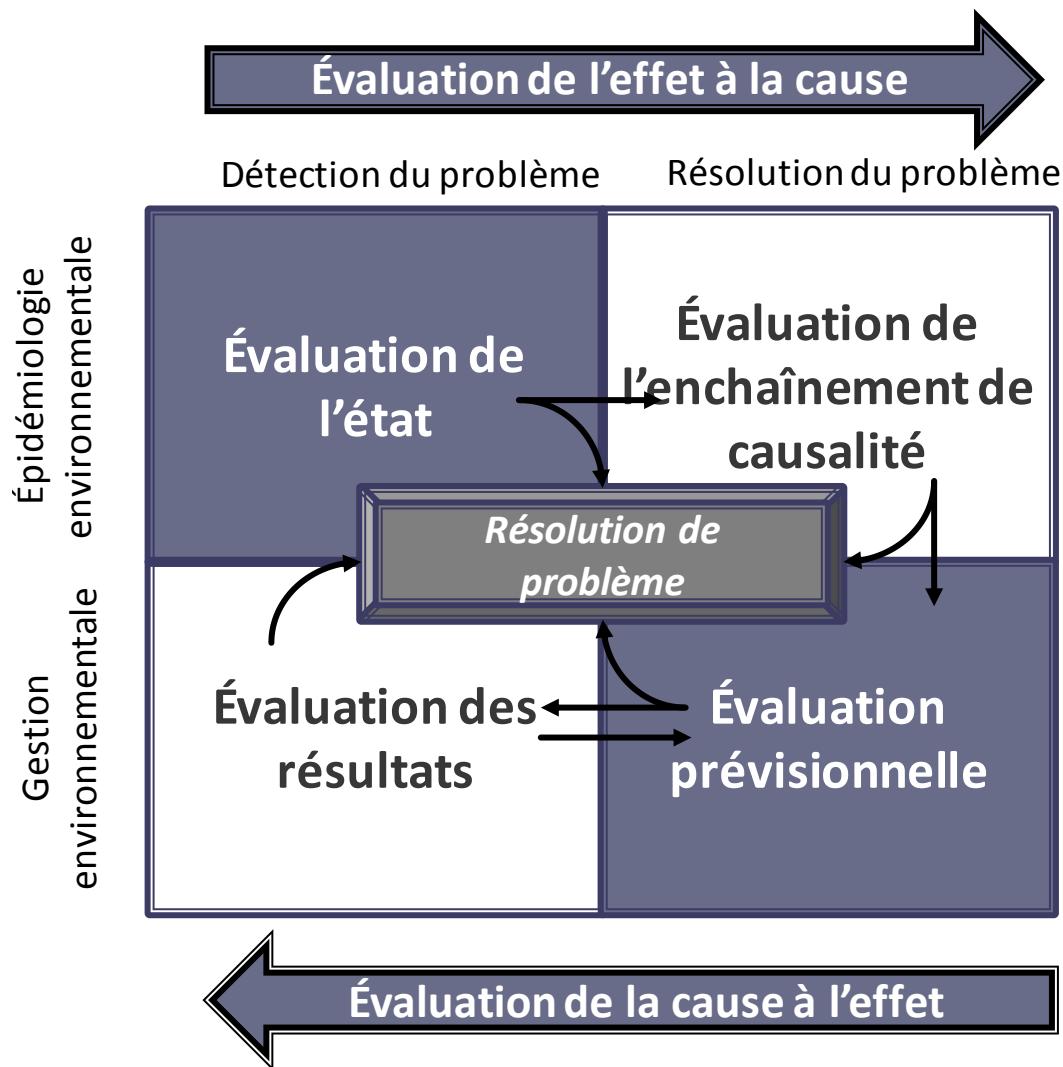
note en substance que, plutôt que de considérer l’ÉRÉ comme une discipline scientifique classique, comme la chimie, la toxicologie ou l’écologie, il est préférable de la concevoir comme une passerelle entre la science et la gestion. Les décisions de gestion tiennent compte de multiples objectifs et de multiples contraintes et s’efforcent de rapprocher les renseignements émanant de diverses disciplines, à des échelles différentes et pour des éléments de preuve distincts.

Afin d'aider à structurer les besoins de gestion, Cormier et Suter (2008) ont mis au point un cadre de conceptualisation de quatre différents thèmes d'évaluation des risques pour l'environnement⁴ qui est présenté à la **figure 2-1** :

- **évaluation de l'état** – le but est de déceler toute dégradation chimique, physique et biologique par l'analyse de données de surveillance de l'environnement;
- **évaluation de l'enchaînement de causalité** – le but est de déterminer les causes immédiates, d'en définir les sources et, dans la mesure du possible, de caractériser les enchaînements de causalité entre elles;
- **évaluation prévisionnelle** – le but est d'estimer les risques à incidences sociétales, économiques ou environnementales, ainsi que les bénéfices découlant de différentes possibilités de gestion. L'acceptabilité de mesures peut être déterminée par l'évaluation des risques au regard de considérations sociétales, économiques et juridiques;
- **évaluation des résultats** – le but est d'évaluer les résultats d'une mesure de gestion antérieure, par une estimation ou encore par une mesure directe.

⁴ On utilise l'expression « évaluation des risques pour l'environnement » pour faire une distinction entre les évaluations du risque écotoxicologique et du risque pour les humains et les évaluations environnementales plus larges qui incluent des analyses des aspects sociaux, culturels et économiques. Toutefois, les évaluations environnementales, telles que définies par Cormier et Suter (2008), englobent toute évaluation fondée sur la science qui sert à informer des décisions de gestion environnementale, quand ces décisions tiennent compte de contraintes et d'objectifs multiples. Le cadre présenté dans la figure 2-1 s'applique à tous les types d'évaluation environnementale, mais nous avons mis l'accent ici sur l'application à des sites contaminés.

Figure 2-1. Cadre d'évaluation des risques pour l'environnement mis au point par Cormier et Suter (2008)



Ce cadre d'évaluation reconnaît que tous les types d'évaluation pourraient permettre de résoudre un problème environnemental ou mener à une évaluation approfondie à une étape ultérieure d'une étude.

Ces quatre grands thèmes s'articulent autour de deux grandes questions :

- Cherchons-nous à expliquer ce qui s'est déjà produit en termes d'effets sur l'environnement (étude environnementale) ou réaliser une extrapolation à partir de notre connaissance pour prévoir ou optimiser les conditions futures (gestion de l'environnement)?
- Cherchons-nous simplement à déceler une réponse environnementale (évaluation de l'état) ou à attribuer la responsabilité ou encore à la répartir entre les sources (évaluation de l'enchaînement de causalité)?

Le cadre d'évaluation permet de bien cerner les objectifs d'évaluation du risque, en particulier à l'aide des deux questions mentionnées ci-dessus, et de concevoir le plan d'étude et l'évaluation afin d'y répondre. On peut aussi échelonner une étude pour différer la résolution des questions de causalité et de prévision jusqu'au moment où les résultats d'une évaluation préalable du risque sont connus.

Le cadre s'applique également à tous les scénarios d'évaluation des risques pour l'environnement et convient très bien en particulier à l'évaluation des sites contaminés, comme nous l'avons montré plus haut.

- **Évaluation de l'état** – cette méthode permet de déterminer si la contamination d'un site est telle qu'elle justifie une évaluation plus approfondie, ou peut inclure une évaluation des conditions biologiques afin de relever des preuves de la dégradation du site, le cas échéant. En règle générale, les premières étapes d'une évaluation de l'état reposent sur une caractérisation chimique, mais, aux étapes plus avancées de l'étude, des outils toxicologiques et biologiques sont utilisés.
- **Évaluation de l'enchaînement de causalité** – toutes les études de sites contaminés comportent dans une certaine mesure une évaluation de l'enchaînement de causalité, étant donné que les évaluations préliminaires ou exhaustives d'un site identifient les sources (soit les zones environnementales potentiellement préoccupantes) et les voies de contamination, du moins d'un point de vue général. Cependant, l'importance de l'évaluation de l'enchaînement de causalité est plus grande dans certains scénarios de sites contaminés, p. ex., dans des sites où un grand nombre de parties sont responsables de la contamination ou dans des sites où des stresseurs autres que des contaminants peuvent influer sur le profil des réponses observées. Dans ces situations, l'évaluation de l'enchaînement de causalité examine plus en détail les liens entre l'exposition et les effets (en mettant davantage l'accent sur les méthodes quantitatives ou sur la compréhension mécaniste).

- **Évaluation prévisionnelle** – le degré de prévision d'une évaluation de sites contaminés dépend de la gamme d'utilisations possibles d'un site envisagées au fil du temps. Quand un site fait l'objet d'un retranchement, sans qu'une modification de l'utilisation du site ne soit prévue, les évaluations du risque peuvent être fondées sur les données empiriques découlant de la caractérisation du site existant. À l'inverse, pour les scénarios qui prévoient un réaménagement important ou une remise en état du site, il est souvent nécessaire de modéliser ou de prévoir les conditions de contamination futures et leurs effets sur l'estimation du risque. Le changement d'utilisation d'un site peut donner lieu à une révision des hypothèses en ce qui concerne l'exposition (p. ex., une révision des calculs des concentrations ou des doses d'exposition), les effets (p. ex., une révision des estimations de la toxicité prenant en compte la modification de l'empreinte d'un contaminant avec le temps) et les mesures de gestion du risque (p. ex., une gestion administrative de l'utilisation du site).
- **Évaluation des résultats** – lorsqu'elle s'applique à des sites contaminés, l'évaluation des résultats consiste à évaluer de multiples scénarios possibles pour déterminer si des mesures prises par le gestionnaire du risque peuvent influer de façon importante sur les estimations du risque. Par exemple, quand les risques de base sont jugés inacceptables, on peut réaliser une analyse des mesures d'assainissement pour évaluer l'incidence de différentes mesures de gestion, y compris le rétablissement naturel surveillé.

Bien que le cadre de Cormier et Suter (2008) soit simplifié et conceptuel, il est possible de formuler les principaux besoins concernant l'évaluation à partir de questions propres à un site donné. Les quatre thèmes ne sont pas mutuellement exclusifs; il est donc possible de prendre des éléments de multiples thèmes (quadrants) et d'élaborer un cadre d'évaluation sur mesure pour le site étudié. Afin d'affiner les grands objectifs de l'évaluation au-delà du simple cadre de référence à quatre thèmes et de rendre opérationnel le cadre pour résoudre des problèmes potentiels propres aux sites visés par le PASCF, il est utile de se pencher sur des aspects contribuant aux choix des outils. On peut se demander par exemple :

- si de nombreuses parties peuvent être responsables de la contamination (industries, propriétaires des sites, sources ponctuelles, parties ayant une responsabilité juridique) [dans l'affirmative, examiner la question de la *causalité*];
- s'il y a lieu d'extrapoler les résultats à d'autres états ou à d'autres parcelles [dans l'affirmative, examiner la question des *outils prévisionnels*];
- si l'étude est destinée à déceler les changements environnementaux survenus par suite de l'adoption de mesures de contrôle des sources ou d'autres mesures de gestion, p. ex., l'assainissement de sols contaminés en amont d'une installation portuaire ou la surveillance du traitement de rejets miniers sur le site d'une mine abandonnée [dans l'affirmative, examiner les outils *d'évaluation des résultats*];

- si le site se trouve à un endroit où il existe une importante contamination de fond [dans l'affirmative, examiner la question de la *causalité*];
- si le site est très étendu ou s'il réunit des conditions physiques, chimiques et biologiques complexes [dans l'affirmative, examiner la question des outils d'extrapolation dans l'espace, dans le temps ou encore par type d'habitat ou de substrat];
- si les processus en jeu qui influent sur le transport, l'accumulation et la toxicité des contaminants sont bien compris [dans l'affirmative, le besoin d'*évaluer la causalité* ou encore d'améliorer les *outils prévisionnels* pourrait être moindre];
- si l'étude est conçue pour trier ou classer les priorités en prévision de futures étapes de l'étude, et non pour concevoir un plan d'assainissement détaillé [dans l'affirmative, envisager la tenue d'une *évaluation initiale de l'état* du site];
- si la contamination du site nuit à des parties extérieures au site ou à des habitats vulnérables, et ne se résume pas à une question de gestion à l'échelle du site [dans l'affirmative, le besoin d'*évaluer la causalité* ou encore d'améliorer les *outils prévisionnels* pourrait être important];
- si on connaît l'existence de facteurs confusionnels pour orienter l'évaluation du risque, p. ex., des modifications physiques de l'habitat, des perturbations mécaniques, etc. [dans l'affirmative, envisager le besoin d'*évaluer la causalité* ou encore d'améliorer les *outils prévisionnels*];
- si on peut réaliser des économies potentielles en utilisant une méthode de gestion adaptative et si le temps permet de le faire [dans l'affirmative, envisager la tenue d'une *évaluation de l'état* du site pour optimiser les ressources, suivie d'autres approches];
- si l'ÉRÉ nécessite une évaluation des stresseurs qui ne sont pas des contaminants ou encore qui peuvent nuire à l'évaluation d'un contaminant principal (p. ex., les effets biologiques du broutage par le bétail, l'enrichissement en matières organiques à l'échelle régionale ou la présence d'espèces envahissantes) [dans l'affirmative, envisager le besoin d'*évaluer la causalité* ou encore d'améliorer les *outils prévisionnels*];
- si l'ÉRÉ porte sur l'évaluation des risques (ou des bénéfices) relatifs d'autres méthodes de gestion du site [dans l'affirmative, envisager le besoin d'*outils prévisionnels* et d'une *évaluation des résultats*, en appliquant un cadre formel d'analyse pour orienter les décisions de gestion].

Dans les faits, le type d'évaluation à privilégier dépend aussi du rapport entre le coût de l'étude et le coût potentiel des mesures d'assainissement ou de la responsabilité environnementale. S'il s'agit d'un site de petite taille et que le coût potentiel de son assainissement est faible, il serait normal d'appliquer des méthodes assez simples à

l'évaluation de l'état du site. À l'inverse, si le site est vaste et complexe et qu'il pourrait exister plusieurs stresseurs, l'intérêt de procéder à des évaluations de la causalité et par extrapolation (prévisionnelle) pourrait être grand. Dans ce second scénario, le rendement de l'investissement tend à être supérieur pour le gestionnaire du site puisqu'un important passif peut être supprimé par l'application de méthodes scientifiques à l'examen des voies d'exposition, des contaminants ou des unités de gestion.

Avec les ÉRÉ, il est courant d'avoir recours à des évaluations prévisionnelles axées sur des scénarios de risques futurs, qui peuvent différer des risques en cours pour de nombreuses raisons :

- l'adoption de mesures de gestion du risque, comme l'assainissement ou l'érection de clôtures;
- une atténuation naturelle possible, attribuable à des processus physiques ou chimiques (la déchloration ou l'enfouissement dans les sédiments de matériaux peu contaminés);
- un changement de vocation du site, notamment par l'ajout ou l'enlèvement d'infrastructures;
- la succession écologique naturelle – par exemple, lorsqu'un site n'est plus exploité, les processus écologiques naturels peuvent modifier le type d'écosystème en fonction d'un gradient de perturbation (p. ex., le passage de champs cultivés à un type de forêt susceptible d'être établie).

Lorsque les risques en cours et les risques futurs sont tous deux estimés, il est possible aussi d'estimer les changements auxquels on peut s'attendre. Cette approche comparative pourrait se révéler utile pour l'évaluation de l'efficacité probable des mesures de gestion du risque.

Il convient de noter que le type d'évaluation n'est pas nécessairement statique; il est possible de passer d'un type à un autre à la lumière des données recueillies pendant les premières étapes de l'étude, comme l'indiquent les flèches dans la figure 2-1. Les études menées dans le cadre du PASCF consistent souvent, dans un premier temps, à évaluer l'état du site pour déterminer principalement si les conditions actuelles sont acceptables. Selon les résultats obtenus, les volets subséquents de l'analyse peuvent mettre davantage l'accent sur la causalité ou sur la prévision des changements au fil du temps.

2.2.2. Contexte réglementaire

Le contexte réglementaire dans lequel se déroule une ÉRÉ intervient dans la détermination de sa portée et des contraintes d'ordre technique.

Concept clé :

L'ÉRÉ d'un site fédéral destiné à un retranchement pourrait être soumise aux lois et aux politiques provinciales.

Dans l'énoncé du problème, il faut tenir compte des différentes politiques et des divers instruments juridiques fédéraux ou autres (p. ex., provinciaux) applicables à un site donné; il y aurait lieu de promouvoir la cohérence entre l'ÉRÉ et les exigences de ces instruments juridiques. Voici quelques exemples de lois fédérales pertinentes pour les ÉRÉ : *Loi sur les pêches*, *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999), *Loi sur les espèces en péril*, *Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrateurs*, *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* et *Loi sur les parcs nationaux du Canada*. Il existe beaucoup d'autres instruments juridiques pertinents, tant au niveau fédéral qu'au niveau provincial (consulter le SAB-CS, 2008 pour plus de détails). Le contexte réglementaire peut influer directement sur les détails techniques d'une ÉRÉ. Par exemple, l'objectif de protection concernant une espèce en péril (rare ou en voie de disparition) peut différer beaucoup de celui appliqué à une espèce commune. La *Loi sur les espèces en péril* exige la protection des organismes individuels s'ils appartiennent à une espèce en péril, alors que, pour des espèces communes, l'ÉRÉ pourrait viser la protection d'une population. En outre, l'ÉRÉ pourrait ne pas s'intéresser à certains aspects de la contamination s'ils font l'objet d'autres mesures réglementaires (mais les impacts cumulatifs ne doivent pas être ignorés); par exemple, les rejets de contaminants qui sont permis en vertu de certains règlements. Selon les objectifs de l'ÉRÉ, il pourrait être ou ne pas être approprié d'examiner explicitement les conséquences de ces rejets (p. ex., pour une évaluation du risque d'un plan d'eau de compétence fédérale qui serait effectuée à proximité du point de rejet d'effluents municipaux, il pourrait être nécessaire d'examiner les effets du rejet d'effluents afin de distinguer les sources possibles de dégradation de la qualité de l'eau).

Utilisation du terrain – Il importe généralement de connaître l'affectation du site terrestre au moment de déterminer s'il est contaminé ou non, parce que les lignes directrices concernant l'évaluation préalable, dans le cas d'un contaminant donné, peuvent varier selon l'utilisation faite du terrain. De plus, cette utilisation (qu'il s'agisse de sa vocation ou de son utilisation courante) a d'autres incidences importantes sur l'ÉRÉ. Premièrement, les principes sur lesquels s'appuient des aspects techniques de l'ÉRÉ peuvent porter spécifiquement sur une forme d'utilisation du terrain. Ainsi, les objectifs de protection peuvent différer selon qu'il s'agisse d'un parc ou d'une propriété industrielle. Deuxièmement, l'utilisation courante du terrain d'un site peut limiter la portée des risques (particulièrement au regard des voies d'exposition) qu'il faut étudier. Ainsi, dans un site où le sol n'est pas exposé (à cause de l'utilisation actuelle ou future du site), de nombreux groupes de récepteurs pourraient ne pas être présents à cet endroit. Troisièmement, l'utilisation des terrains adjacents au site peut également réduire la portée de l'ÉRÉ. Par exemple, lorsqu'un site est situé au centre d'une agglomération urbaine, il est sans doute inutile d'envisager que de grands mammifères puissent être des récepteurs.

Concept clé :

Les hypothèses relatives à de futures utilisations du terrain peuvent influer sur le choix des voies d'exposition considérées dans l'ÉRÉ.

À l'inverse, dans un milieu relativement éloigné, un site comparable et de même dimension pourrait obliger à tenir compte des grands mammifères habitant dans des secteurs contigus, mais se rendant sur le site pour s'alimenter. Le cas échéant, l'énoncé du problème devrait faire état des incidences sur l'ÉRÉ découlant de l'utilisation actuelle et d'une future utilisation possible de tout site donné.

2.2.3. Examen des renseignements existants sur les sites

Tous les énoncés de problème commencent par un examen des renseignements existants sur les sites. L'énoncé du problème constitue la première étape officielle de l'évaluation du risque, mais, dans les faits, il existe une quantité variable de renseignements de base issus des études sur le site qui peuvent servir à l'énoncé du problème. L'examen de ces renseignements permet donc de résumer l'information pertinente sur les sources de contamination et sur leur répartition, sur les voies de transport et sur les attributs biologiques d'un site.

Concept clé :

Pour un praticien, le défi est de produire un résumé succinct des principaux résultats, en termes du risque, des études sur le site.

Ces renseignements de base sont notamment :

- la documentation – une liste des documents disponibles et pertinents au site;
- la description du site – emplacement, configuration, etc.;
- l'examen des évaluations environnementales antérieures du site et des résultats (p. ex., substances chimiques présentes sur le site, sources passées et actuelles de contamination, lignes directrices utilisées pour l'examen préalable, etc.);
- s'il y a lieu, l'examen des données traitant du risque pour le site (si des études antérieures sur le risque y ont été effectuées ou si l'énoncé du problème a été un processus itératif).

Pour certaines ÉRÉ complexes, l'examen des renseignements existants pourrait faire l'objet d'un chapitre distinct de l'énoncé du problème.

Compte tenu de l'abondance, du type et de la qualité des données d'études environnementales dont on dispose sur le site en question, il faut déterminer s'il est justifié de réaliser une étude additionnelle avant d'entreprendre les activités d'évaluation du risque, comme l'énoncé du problème. La décision sera prise en fonction du site et dépendra notamment de la façon dont l'ÉRÉ servira à atteindre les objectifs de gestion du site. Si d'importantes lacunes dans les données étaient relevées, les évaluateurs du risque et les gardiens du site devraient évaluer la pertinence d'obtenir des données additionnelles avant de rédiger l'énoncé du problème. Par ailleurs, certains aspects d'un projet ou composantes spatiales peuvent se dérouler selon un calendrier différent.

2.2.4. Contaminants potentiellement préoccupants

Comme il est indiqué dans le glossaire, les contaminants préoccupants (CP) sont ceux qui feront l'objet de considération dans le cadre de l'ÉRÉ⁵. Dans cette section, nous examinerons les grandes catégories de sources de CP dont il faut tenir compte dans une ÉRÉ pour ensuite porter notre attention sur le processus de sélection des CP. Enfin, nous passerons en revue les caractéristiques des CP qui doivent être comprises avant d'aborder les éléments suivants de l'énoncé du problème.

2.2.4.1. Sources de CP

Il importe de comprendre la nature des sources de CP afin de déterminer quelles sont les voies probables d'exposition. Voici des catégories de sources de CP qu'on trouve sur les sites :

- sources ponctuelles (p. ex., déversements passés, rejets courants d'effluents par une source ponctuelle);
- sources diffuses (p. ex., eau souterraine, eau de surface ou sédiments contaminés; eau de ruissellement);
- canalisations souterraines, comme les égouts, les pipelines et autres structures enfouies pouvant contribuer à la contamination;
- voies naturelles d'infiltration comme les fractures dans les couches calcaires qui facilitent le déplacement des CP;
- sources hors site importantes (y compris le transport atmosphérique sur de grandes distances) dont on doit tenir compte parce qu'elles peuvent être confondues avec la contamination propre au site ou parce qu'elles contribuent aux risques cumulatifs.

Afin de déterminer les sources de contamination, il faut connaître de manière détaillée le site, mais aussi l'utilisation des terrains qui y sont contigus et l'emplacement du site – c'est essentiel pour déterminer les sources hors site en particulier. En règle générale, il est possible de résumer les renseignements pertinents pour partir des documents d'étude du site. En fait, les documents d'évaluation de site font généralement une distinction entre les secteurs du site selon leur utilisation passée et d'autres facteurs, et désignent ensuite

⁵ Dans certaines provinces, l'expression « contaminants potentiellement préoccupants » (CPP) renvoie à la liste initiale de substances prises en compte, tandis que l'expression « contaminants préoccupants » désigne la liste finale des substances établie à la suite du processus de sélection mené dans le cadre de l'énoncé du problème. Dans d'autres provinces, l'expression « contaminant préoccupant » n'est pas du tout utilisée, et la liste finale est appelée la liste des contaminants potentiellement préoccupants (CPP). Dans les présentes directives, l'expression « contaminant préoccupant » désigne la liste finale des substances choisies aux fins d'évaluation du risque à la fin du processus d'énoncé du problème.

les CP précis qui sont associés à chaque zone de préoccupation environnementale potentielle (ZPEP). Ce degré de résolution des sources de CP est souvent aussi utile à l'ÉRÉ.

2.2.4.2. Sélection des CP

La sélection des contaminants préoccupants (CP) est une importante étape préalable du processus d'énoncé du problème. La liste produite à partir des rapports d'étude du site en constitue ordinairement le point de départ, même s'il est important de vérifier s'il est pertinent de tenir compte d'autres CP avant de passer à l'évaluation du risque. La liste initiale des contaminants établie à partir de rapports d'étude du site est souvent considérée comme une liste préliminaire de contaminants préoccupants ou comme une liste de contaminants *potentiellement* préoccupants (CPP), qui sera réduite à une liste finale de CP pendant l'énoncé du problème. Des règlements peuvent exiger de tenir compte de tous les CPP relevés dans le cadre de l'étude du site; cependant, la liste finale des CP choisis pour l'ÉRÉ peut présenter des différences pour diverses raisons. Les organismes de réglementation et les gardiens du site doivent convenir d'un processus de sélection des CP le plus tôt possible dans le cadre de l'ÉRÉ. Il est essentiel de bien choisir les CP afin que l'ÉRÉ tienne compte de tous les contaminants importants et pour éviter d'effectuer des analyses inutiles de contaminants pour lesquels il n'est pas justifié de mener une évaluation.

La présente section porte avant tout sur les principales considérations guidant le choix des CP. Bon nombre de ces questions sont reprises dans des documents du CCME (2012) et du SAB-CS (2008).

1. *Lignes directrices applicables*⁶ –

Sur les sites du PASCF où la seule partie en cause est le gouvernement fédéral, il y aurait lieu de suivre les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (RCQE) lors de l'évaluation préalable. Toutefois, pour certains sites, les organismes de réglementation et les parties intéressées peuvent choisir d'appliquer des lignes directrices nationales⁷ et des lignes directrices provinciales,

Concept clé :

Les *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement* (RCQE) devraient constituer la référence par défaut pour l'évaluation préalable des CP sur les sites fédéraux.

⁶ L'expression « lignes directrices » est employée au sens large dans la présente section pour englober des directives chiffrées, des critères, des normes ou toute autre référence réglementaire ou stratégique susceptible de servir à la sélection préalable des CPP.

⁷ Les RCQE sont des recommandations nationales. Le gouvernement fédéral élabore actuellement des lignes directrices distinctes sur la qualité de l'environnement pour des substances auxquelles il accorde une priorité dans le cadre du Plan de gestion des produits chimiques du Canada et en vertu de l'article 54 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*.

ou encore uniquement des lignes directrices provinciales. Ces dernières peuvent être appropriées, p. ex., s'il existe un plan de retranchement en faveur d'un gouvernement provincial ou d'un propriétaire qui serait soumis à une réglementation provinciale.

Un ensemble de lignes directrices peut offrir plusieurs options selon l'utilisation du terrain ou de l'eau, la texture du sol, les voies de transport ou d'exposition ou d'autres facteurs. Lorsque les lignes directrices reposent à la fois sur des composantes écologiques et humaines, il peut être raisonnable d'exclure la composante de santé humaine si des raisons le justifient.

De plus, s'il existe des données sur le site portant sur plus d'un milieu, il pourrait être acceptable d'accorder la préséance à l'un d'eux (p. ex., dans le cas de la voie de transport sol-eau souterraine, s'il existe des lignes directrices pour les sols, il pourrait être acceptable de ne pas examiner les données recueillies à l'aide de ces lignes directrices, s'il existe aussi un ensemble rigoureux de données sur l'eau souterraine).

2. *Substances pour lesquelles il n'existe pas de lignes directrices* – Dans certains cas, des substances associées à un site peuvent être trouvées en concentration élevée, mais ne pas faire l'objet de RCQE. Le cas échéant, des lignes directrices provinciales, territoriales ou autres peuvent être utilisées (CSMWG, 1999). Dans d'autres cas, il pourrait ne pas y avoir de lignes directrices provinciales, territoriales ou autres qui s'appliquent. Par exemple, il pourrait être approprié, pour un site marin situé dans un port industriel, de tenir compte du tributylétain utilisé par le passé comme agent antalisseur dans les peintures marines et dont on sait qu'il est persistant, bioaccumulable et toxique. Le cas échéant, il faut décider de l'inclure dans l'ÉRÉ ou encore d'appliquer d'autres méthodes d'évaluation préalable. Il peut s'agir de lignes directrices émises par d'autres instances gouvernementales – auquel cas, il faudrait comprendre le degré de protection inhérent à ces lignes directrices et, s'il différait de celui des RCQE, il faudrait justifier leur utilisation. Une autre approche employée est celle où les CP trouvés dans un milieu font l'objet d'une évaluation préalable au moyen de lignes directrices s'appliquant à d'autres milieux (ainsi, on peut appliquer un facteur de sécurité à des données sur l'eau de surface pour faciliter la comparaison avec des lignes directrices conçues pour l'eau souterraine) – cette approche *n'est pas recommandée*, à moins d'être solidement justifiée. Quand il n'existe pas de lignes directrices pour une substance donnée, l'évaluateur du risque devrait chercher à savoir pourquoi. Il arrive souvent que des lignes directrices pour la qualité de l'environnement ne soient

Concept clé :

Peu importe qu'elles aient été considérées ou non au moment de l'étude sur le site, les substances ne faisant pas l'objet de lignes directrices méritent souvent d'être examinées dans l'ÉRÉ.

mises en œuvre parce que les données scientifiques disponibles sont entachées d'une grande incertitude. Il faudrait aussi que l'examen des substances en présence dépasse le cadre des stresseurs chimiques classiques pour porter également sur les macroéléments (p. ex., le phosphore), l'oxygène dissous ou d'autres importants indicateurs de la qualité de l'habitat et de sa quantité, qui sont susceptibles de contribuer largement au risque total pour un site donné.

L'évaluateur du risque devrait présenter une justification pour l'inclusion de substances ne faisant pas l'objet de lignes directrices, mais il devrait aussi présenter une justification s'il les exclut et qu'elles présentent un lien avec le site. Il arrive souvent que des substances non examinées au cours de l'étude du site le soient dans le cadre de l'ÉRÉ.

3. *Concentrations de fond* – Il arrive parfois que la concentration de fond d'une substance soit supérieure à des lignes directrices génériques. Le cas échéant, il pourrait être approprié de fonder la comparaison sur la concentration de fond plutôt que sur des lignes directrices. Cela pourrait inclure la comparaison avec des données de fond « régionales » ou avec des données localisées. Par exemple, les mines métallifères sont généralement situées dans des régions où la concentration en métaux est naturellement élevée. Là où la concentration de fond pourrait être élevée, il convient de définir les conditions de référence avec attention ou encore d'appliquer des méthodes d'échantillonnage par gradient pour remonter à un point assez loin du site afin d'établir des concentrations locales de référence des CP qui soient valables.
4. *Absorption par le réseau trophique* – Si les lignes directrices pour la qualité de l'environnement reposent sur la protection des récepteurs des premiers niveaux du réseau trophique (p. ex., les invertébrés), il importe de déterminer s'il faut effectuer une évaluation préalable des CP et, dans l'affirmative, de quelle manière il faut procéder, en vue de l'évaluation de l'exposition des récepteurs des niveaux trophiques supérieurs. Par exemple, les recommandations canadiennes provisoires pour la qualité des sédiments d'eau douce (RPQS; CCME, 1999a) ne servent pas à protéger les organismes des niveaux trophiques supérieurs – en ce qui concerne les substances potentiellement bioaccumulables, les *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques* consommant le biote aquatique (CCME, 1999b) conviennent davantage, mais elles ne couvrent pas toutes les substances pertinentes. On sait que certaines substances sont bioaccumulables ou bioamplifiées (ou encore sont désignées comme telles dans des politiques ou des documents réglementaires), mais pour

Concept clé :

Des données de l'extérieur peuvent situer dans leur contexte des données sur des substances observées à des concentrations naturelles élevées, supérieures aux lignes directrices.

- d'autres substances, la nécessité d'examiner l'absorption par le réseau trophique pourrait dépendre des caractéristiques du site. L'évaluation de l'exposition par le biais du réseau trophique est généralement axée sur des récepteurs dont le domaine vital est définissable. Il s'agit donc de déterminer s'il faut procéder à une évaluation préalable à partir d'échantillons individuels ou de statistiques sommaires à l'échelle d'un secteur (on discutera plus amplement de cette question ci-dessous).
5. *Recours à des statistiques* – La plupart des évaluateurs du risque procèdent à une évaluation préliminaire des données en utilisant la concentration maximale d'un CP dans un milieu donné. Cependant, si cette concentration dépasse des lignes directrices et que le récepteur est mobile, on devrait envisager l'utilisation de statistiques sommaires (p. ex., comparer la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne à 95 % [LSICM], ou le 90^e centile de la concentration aux lignes directrices). Les évaluateurs du risque peuvent procéder au cas par cas, en tenant compte de facteurs, tels que le nombre d'échantillons, l'espacement entre les points d'échantillonnage, la saison ou la période d'échantillonnage (notamment dans un milieu aquatique) et les caractéristiques des récepteurs. Il faut justifier toutes les décisions qui sont prises. Par défaut, dans le cas de récepteurs immobiles (plantes, petits invertébrés), la concentration maximale d'un CP devrait constituer un point de départ prudent. Dans le cas de récepteurs mobiles exposés à des conditions caractérisées par plusieurs échantillons, la concentration maximale pourrait servir de point de départ prudent si le nombre d'échantillons est inférieur à 10; s'il y en a plus de 10, il conviendrait d'utiliser la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne à 95 % et au 90^e centile, et de fournir une justification. Pour les sols, les praticiens devraient se référer aux recommandations du CCME pour caractériser un volume de matières contaminées à l'aide de données statistiques (CCME, 2012), puisque les concepts peuvent s'appliquer à la caractérisation d'une zone de contamination à laquelle un récepteur donné peut être exposé. Dans le cas de l'eau, il faut prêter attention à la nature temporelle des données; si les données ont été recueillies pendant deux événements distincts, il peut être approprié d'utiliser des données sommaires pour chaque événement séparément. Enfin, les statistiques sommaires fondées sur toutes les données

Concept clé :

Avec les récepteurs immobiles, il peut être approprié d'utiliser les concentrations maximales dans le sol ou dans d'autres milieux.

Avec les récepteurs mobiles, le fait de ne présumer d'une exposition que dans le pire scénario de concentrations dans le sol ou dans les sédiments est une approche très prudente. Si la taille de l'échantillonnage est raisonnable (p. ex., au moins 10 échantillons dans le secteur d'un récepteur), il est plus réaliste d'utiliser des centiles ou la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne des concentrations.

pourraient nécessiter qu'on se penche sur des données ponctuelles lorsque la concentration d'un contaminant passe sous la limite de détection. Le cas échéant, les évaluateurs du risque devraient présenter une justification claire, assortie d'une justification statistique au besoin, concernant le choix des méthodes employées pour traiter ces données (voir le document cité CCME, 2012, pour des renseignements additionnels).

6. Profondeur d'échantillonnage – La détermination de la profondeur d'échantillonnage appropriée dans le sol et les sédiments (et plus rarement dans l'eau⁸) peut parfois se révéler une tâche complexe. Dans de nombreux sites, il est possible de normaliser la profondeur des sédiments ou de « la couche superficielle du sol » (p. ex., utiliser une valeur normative par défaut attribuée à la profondeur d'enracinement des plantes), mais ce n'est pas une règle universelle. Par exemple, l'horizon superficiel d'un sol peut s'étendre davantage en profondeur quand il contient des racines pivotantes. À l'inverse, dans un sol dépourvu de plantes enracinées bien en profondeur (ou si l'utilisation prévue du site exclut leur présence), la plage de profondeur de la « surface » du sol serait moindre. Autre exemple : certains CP ou certains récepteurs peuvent être associés à la couche humique uniquement, et pas à la couche inorganique sous-jacente. Dans ce cas, la profondeur d'échantillonnage aux fins de l'évaluation préalable pourrait ne pas être une valeur fixe, mais varier selon l'épaisseur de la couche humique.
Par défaut, lorsqu'on ne dispose d'aucun renseignement sur le site pour déterminer la profondeur de la couche de sol en surface à chaque site, toutes les données comprises dans le premier 1,5 m de sol devraient servir à l'évaluation préalable de l'exposition dans la couche superficielle de sol, conformément au Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers dans le sol (CCME, 2008b). Pour l'exposition dans les sédiments, on utiliseraient les données recueillies dans le premier mètre. Dans tous les cas, une justification

Concept clé :

La profondeur d'échantillonnage appropriée dans le sol et les sédiments pour l'évaluation des CP peut varier selon les sites et les groupes de récepteurs. Par défaut, toutes les données recueillies dans le premier 1,5 m de sol sont jugées pertinentes pour l'évaluation préalable de l'exposition dans la couche superficielle du sol et toutes les données recueillies dans le premier mètre de sédiments devraient également servir à l'évaluation préalable de l'exposition dans la couche superficielle de sédiments de surface. Toutefois, dans la mesure du possible, la profondeur pertinente pour l'évaluation préalable est établie pour chaque site, en tenant compte de facteurs tels que la profondeur de la bioturbation et les régimes de dépôt et d'érosion.

⁸ La profondeur d'échantillonnage peut être importante, par exemple, dans les lacs où l'eau est stratifiée.

devrait être fournie; il est également recommandé de consulter l'équipe de soutien expert du PASCF.

Il est possible que la profondeur des sols et des sédiments qui a été déterminée pour l'évaluation préalable des CP ne soit pas la même que pour l'évaluation de l'exposition pour chaque groupe de récepteurs. La profondeur des sols et des sédiments prise en compte dans l'évaluation de l'exposition est décrite au **chapitre 3**.

Pour certaines ÉRÉ, on tiendra compte explicitement des couches en profondeur de sol ou de sédiments :

- a) s'il existe une possibilité ou un événement prévu qui entraînerait l'exposition de ces couches (notamment par érosion ou par enlèvement de la couche superficielle); ou
- b) s'il existe une possibilité que les contaminants enfouis en profondeur soient mis en mouvement et qu'ils puissent atteindre des récepteurs (p. ex., par entraînement dans l'eau souterraine).

7. Densité et couverture d'échantillonnage – L'évaluation préalable des CP en vue d'une ÉRÉ commence ordinairement après que l'étude du site ait permis de délimiter l'étendue de la contamination en superficie et en profondeur d'une façon satisfaisante. Cependant, la densité et la couverture (dans le plan horizontal et vertical) de l'échantillonnage varient d'un site à l'autre et, dans certains cas, l'ÉRÉ est entreprise avant que les diverses activités d'évaluation du site soient rendues à terme. Dans des conditions idéales, les évaluateurs des risques participent à la planification de l'étude dès le début du processus afin d'établir une densité d'échantillonnage qui soit pertinente pour l'évaluation préalable et la caractérisation de l'exposition à une étape ultérieure de l'ÉRÉ. Plus précisément, la densité d'échantillonnage doit être suffisante, et les échantillons doivent être représentatifs des conditions du site visé par l'ÉRÉ. Si les données sont limitées, les évaluateurs du risque devraient vérifier s'ils en possèdent assez pour justifier l'exclusion de certains CP, compte tenu de l'absence de dépassements des lignes directrices dans les échantillons prélevés. Les praticiens doivent se référer aux recommandations actuelles du CCME en matière d'échantillonnage pour déterminer l'étendue et la densité de l'échantillonnage (CCME, 2012).

8. Qualité des données – Au moment de l'évaluation des données, il importe de s'interroger sur leur qualité, particulièrement en tenant compte des limites de détection des méthodes d'analyse. Si les limites de détection associées à de nombreuses données, sinon toutes, sont supérieures aux limites établies par les lignes directrices applicables, on ne peut alors se servir de ces données pour exclure des CP. Les praticiens doivent s'assurer que les plans d'échantillonnage et d'analyse énoncent des objectifs de qualité des données qui répondent aux besoins de l'ÉRÉ et qui sont conformes aux recommandations du CCME en matière d'échantillonnage

pour ce qui est de la qualité des données (CCME, 2012; voir aussi EPA, 2006). Dans certains cas, il peut se révéler nécessaire d'avoir recours à des méthodes offrant une meilleure résolution ou à des méthodes d'extraction déterminées pour parvenir à l'exactitude et à la précision requises dans l'ÉRÉ.

9. Forme des contaminants – Les évaluateurs du risque devraient faire preuve de diligence au moment de définir les formes pertinentes des contaminants et de déterminer le mode d'identification des contaminants. Les voies d'exposition définies dans l'ÉRÉ contribueront à déterminer la ou les formes des contaminants à prendre en compte (p. ex., total ou dissous, degré d'oxydation, ou ajustements pour tenir compte des conditions environnementales comme le pH). Le type de contamination et la disponibilité de données toxicologiques peuvent déterminer sous quelle forme les contaminants seront examinés dans l'ÉRÉ. Prenons l'exemple des BPC : il serait possible d'effectuer une ÉRÉ en la faisant porter sur les BPC totaux, sur un ou plusieurs congénères, sur des homologues sélectionnés ou encore sur des mélanges d'Aroclor. On peut aussi, ou en plus, évaluer des BPC s'apparentant aux dioxines à l'aide du modèle d'équivalence toxique (ET) qui permet d'évaluer ensemble les effets combinés de tous les composés de type dioxine. L'intérêt de chacune de ces approches dépend du type de récepteur, de la signature chimique sur le site et de la disponibilité de données sur des effets appariés pour chaque méthode de quantification.

2.2.4.3. Caractéristiques des CP

Dans l'énoncé du problème, les caractéristiques des CP aident beaucoup à déterminer quels sont les récepteurs, les voies d'exposition et les paramètres en jeu. Ces caractéristiques peuvent être regroupées en deux types – 1) le transport et le devenir (y compris la biodisponibilité) et 2) les effets.

Concept clé :

La compréhension des caractéristiques d'un CP aide à déterminer comment il peut poser des risques et quels récepteurs sont les plus susceptibles d'en subir les effets.

Transport et devenir – Les caractéristiques relatives au transport et au devenir des CP déterminent de quelle façon s'effectue le déplacement des contaminants des sources vers les différents compartiments de l'environnement (eau, sol, sédiments et biote). Elles aident aussi à déterminer sur quels récepteurs et sur quelles voies d'exposition l'ÉRÉ doit porter. Par exemple, les organismes benthiques associés aux sédiments pourraient faire l'objet d'une évaluation si les contaminants étaient transportés dans l'eau souterraine depuis un site en amont jusqu'à un milieu aquatique. La description du transport et du devenir est généralement qualitative, mais on devrait employer des mesures chiffrées lorsque c'est possible. Par exemple, le coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}) des composés organiques nous renseigne sur le potentiel de bioaccumulation et de

bioamplification (les substances à K_{oe} élevé ont tendance à passer dans la matière organique). La valeur seuil appliquée dans le Système national de classification des lieux contaminés du CCME (CCME, 2008a) est le log (K_{oe}) de 4. Au-delà de cette valeur, l'exposition par transfert à la chaîne trophique devient probable. Le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* pris en application de la LCPE (DORS/2000-107) prescrit l'utilisation d'un log (K_{oe}) de 5 ou plus pour déterminer le potentiel de bioaccumulation d'un contaminant (d'autres méthodes reposent sur l'ampleur des facteurs de bioaccumulation ou de bioconcentration). Il est essentiel de fournir une justification toutes les fois qu'une voie d'exposition est exclue à cause des propriétés relatives au transport et au devenir des CP.

La biodisponibilité est un déterminant important de la répartition des CP entre les milieux abiotiques et les organismes vivants. Un CP qui est fixé à des particules de sol peut être éliminé par l'appareil digestif d'un récepteur en étant très peu, voire pas du tout, assimilé, tandis qu'un CP dissous dans l'eau sera absorbé par l'organisme et se fixera dans les tissus et sera ainsi beaucoup plus biodisponible.

L'examen des caractéristiques relatives au transport et au devenir des CP inclut les processus possibles de décomposition de ces substances. Certains contaminants libèrent des produits de décomposition qui peuvent être aussi, voire plus toxiques que le composé d'origine. Dans certains cas (la contamination par les HAP du biote aquatique par exemple), le métabolisme de la substance d'origine est étroitement lié au récepteur.

Le transport et le devenir des CP dépendent des propriétés physiques et chimiques, ainsi que des caractéristiques précises du compartiment environnemental du site. C'est pour cela que les paramètres classiques déterminés dans le cadre des programmes de collecte de données chimiques sont importants – par exemple, le pH du sol, la dureté de l'eau, la teneur en matière organique du sol ou des sédiments ou encore la granulométrie sédimentaire. Ces paramètres influent sur le devenir (et la biodisponibilité) des CP non seulement entre les compartiments abiotiques, mais également entre les compartiments abiotiques et biotiques.

Effets – L'examen des caractéristiques des effets des CP met l'accent sur les types d'organismes susceptibles d'être affectés par ces CP et sur les mécanismes d'action pertinents. Il est rarement nécessaire de compiler des renseignements pour chaque récepteur particulier. Il faut plutôt dresser une liste des grandes caractéristiques appropriées aux groupes de récepteurs clés aux fins d'élaboration de l'énoncé du problème. On peut parfois préciser les concentrations ou les doses associées à des effets nocifs donnés, et cela contribue à déterminer les paramètres des effets apparemment les plus sensibles et, par le fait même, les candidats qui pourraient faire l'objet d'une évaluation formelle des effets. Les caractéristiques des effets nous renseignent beaucoup sur les récepteurs à prendre en considération (p. ex., les groupes de récepteurs dont on sait qu'ils sont sensibles aux CP) et en vue du choix de paramètres (p. ex., ceux dont on sait qu'ils sont causés par les CP et qui sont pertinents pour l'ÉRÉ). Bien qu'il soit important d'avoir une connaissance de base du devenir et de la toxicité des CP dans

l'environnement au moment de l'énoncé du problème, on procède normalement à un examen plus approfondi de la littérature scientifique sur les effets au moment de l'évaluation de ceux-ci dans le cadre de l'ÉRÉ (p. ex., pour établir une relation dose-effet au besoin).

Les sites varient considérablement selon la nature et le degré de leur contamination. Les défis que pose la compréhension des effets possibles diffèrent dans la même mesure que la nature de la contamination change selon qu'il s'agisse de CP uniques, de plusieurs CP ou de mélanges complexes de CP. Lorsque de multiples contaminants sont présents dans un milieu exposé, ils peuvent interagir et produire des effets synergiques, additifs ou antagonistes. En définitive, le fait de ne pas tenir compte de ces interactions ou d'appliquer des modèles qui ne sont pas valides pourrait donner lieu à la formulation de conclusions erronées relativement au risque. Certains outils utilisés dans l'évaluation des effets conviennent mieux que d'autres à l'évaluation de mélanges de contaminants (voir le **chapitre 4**). Certaines interactions entre contaminants ont été bien définies. On pense ici au modèle du ligand biotique (BLM; Di Toro et coll., 2001, Paquin et coll., 2003) pour les métaux, au modèle Σ PAH (Swartz et coll., 1995, Ozretich et coll., 2000) pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques et aux méthodes d'équivalent toxique (ET) pour les effets de type dioxine (CCME, 2002).

En règle générale, il n'est pas nécessaire d'avoir une compréhension exhaustive des interactions entre contaminants à l'étape de l'énoncé du problème, et ce niveau de connaissances pourrait ne pas être requis du tout (même à l'étape de l'évaluation des effets), compte tenu de la portée de l'ÉRÉ et des outils utilisés.

À tout le moins, les évaluateurs du risque devraient tenter de déterminer les interactions potentiellement importantes lorsqu'ils documentent les modes d'action des CP à l'étape de l'énoncé du problème (p. ex., Menzie et coll., 2009). À partir de là, ils peuvent choisir la meilleure façon d'intégrer ces renseignements à l'ÉRÉ.

2.2.5. Récepteurs préoccupants

Cette section présente les directives techniques concernant le choix des récepteurs pour une ÉRÉ. Plus précisément, elles aident à déterminer de quels types de RP il faudrait tenir compte sur le site ainsi qu'à choisir des récepteurs de substitution appropriés et représentatifs de ces types de récepteurs.

Comme nous l'avons vu plus tôt, dans une ÉRÉ, un récepteur préoccupant (RP)⁹ est tout organisme, autre que les humains, toute espèce, toute population, toute communauté, ou

Concept clé :

Pour les récepteurs fauniques, l'ÉRÉ peut utiliser des RP de substitution pour décrire le risque auquel est exposé un groupe de récepteurs présentant des caractéristiques communes, telles que le régime alimentaire (petits mammifères omnivores, oiseaux piscivores, etc.).

⁹ L'expression « composante valorisée de l'écosystème » [CVE] a le même sens, sinon un sens très voisin.

encore tout habitat ou tout écosystème susceptible d'être exposé à des contaminants potentiellement préoccupants. Le degré d'organisation biologique auquel correspond un RP n'est pas toujours le même. À l'échelle des niveaux trophiques inférieurs, la communauté est souvent désignée comme le RP (p. ex., une communauté de zooplancton ou une communauté d'invertébrés benthiques). À l'échelle des niveaux trophiques supérieurs, le RP est souvent défini au niveau de l'espèce (p. ex., le vison, l'aigle). Le cas échéant, une espèce en particulier peut être choisie en vue d'une évaluation directe ou comme espèce représentative (ou de substitution) d'organismes similaires. Comme il est décrit dans la présente section, lorsqu'il a recours à un organisme de substitution, l'évaluateur du risque devrait énumérer les groupes d'organismes que le RP est censé représenter. Dans la plupart des cas, les groupes sont des guildes trophiques (p. ex., petits mammifères omnivores, oiseaux piscivores ou poisson fourrage) plutôt que des groupes taxonomiques. En choisissant un RP précis de substitution, l'évaluateur du risque tient compte de la mesure dans laquelle ce RP devrait assurer la protection des espèces similaires – quant à leur sensibilité au contaminant et aux caractéristiques de leur cycle vital (régime alimentaire, domaine d'alimentation, etc.). La présente section présente des directives à cet effet.

Les sous-sections ci-dessous portent sur les rubriques suivantes :

- compilation de renseignements;
- détermination des types de récepteurs;
- critères pour le choix de RP de substitution (représentatifs);
- établissement de la relation entre les RP et l'énoncé du problème.

2.2.5.1. *Compilation de renseignements*

L'examen en vue du choix de récepteurs potentiels est fonction du site. La première étape est donc de comprendre les attributs écologiques du site. L'évaluateur du risque devrait commencer par compiler les renseignements suivants :

- les caractéristiques générales du site (p. ex., couvert forestier, routes, bassin hydrographique, milieux humides);
- les relevés locaux et régionaux d'habitats et les classifications des utilisations des terres;
- les relevés des conditions et des paramètres environnementaux sur le site qui peuvent être pertinents pour tout niveau d'organisation biologique;
- l'inventaire des espèces (flore et faune) et des cartes de l'aire de répartition des espèces;
- la liste des espèces en péril (p. ex., les espèces rares ou en voie de disparition), ou ayant un statut similaire (p. ex., consulter la *Loi sur les espèces en péril* [LEP] et

les listes provinciales). Le fait d'établir tôt dans le processus la possibilité qu'il y ait des espèces en péril offre l'occasion de tenir compte spécifiquement de ces espèces dans l'ÉRÉ;

- d'autres listes émanant de divers gouvernements suggèrent ou exigent des RP (p. ex., des « paramètres d'exposition chez les mammifères » et des « paramètres d'exposition chez les oiseaux » au Québec¹⁰; ou encore le document intitulé « Rationale for the development of generic soil and groundwater standards for use at contaminated sites in Ontario »¹¹ en Ontario);
- des renseignements fournis par des experts locaux et des résidants vivant dans le secteur ou à proximité;
- la présence possible d'animaux domestiques (animaux d'élevage, chats, chiens) qui peuvent nécessiter un degré de protection spécifique (p. ex., la protection d'organismes individuels) ou la prise en compte d'un paramètre précis qu'on n'évalue généralement pas en lien avec des espèces sauvages (p. ex., le cancer).

Si, à ce point-ci du processus, les renseignements demeurent limités ou ne sont simplement pas disponibles, les praticiens devraient envisager de se rendre sur le site avec un professionnel qualifié pour recueillir des renseignements (p. ex., sur les caractéristiques de base du site, sur les types d'habitat représentés et sur les récepteurs dont la présence est commune sur le site). Même si l'on dispose de renseignements, une visite du site permet de valider l'information existante et fournit une meilleure base pour déterminer les récepteurs. L'évaluation de l'utilisation faite du site devrait tenir compte des saisons, puisque certains récepteurs potentiels ne pourraient utiliser le site que pendant une partie de leur cycle vital. On emploie généralement des méthodes qualitatives de recensements propres à chaque site pour déterminer les récepteurs, mais aussi des méthodes quantitatives¹².

Concept clé :

Les relevés d'habitat effectués par les biologistes de la faune peuvent aider les évaluateurs du risque à déterminer des RP appropriés.

2.2.5.2. Détermination des types de récepteurs

On peut utiliser de nombreux types de récepteurs qui sont appropriés à une ÉRÉ et de nombreux RP de substitution pour représenter ces types de récepteurs (voir les **tableaux 2-1 et 2-2** pour les écosystèmes aquatiques et terrestres, respectivement). Les RP de

¹⁰ On peut consulter ce document à <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.asp>.

¹¹ On peut consulter ce document à

http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_081546.pdf.

¹² Le Fish and Wildlife Service des États-Unis a conçu des modèles d'indice de la qualité de l'habitat pour les poissons et d'autres espèces sauvages (<http://www.nwrc.usgs.gov/wdb/pub/hsi/hsintro.htm>).

substitution sont souvent des espèces spécifiques pour les niveaux trophiques supérieurs (oiseaux et mammifères) et souvent des communautés pour les niveaux trophiques inférieurs.

À l'étape de l'énoncé du problème, le praticien doit d'abord déterminer tous les types de récepteurs qui pourraient être inclus dans l'ÉRÉ et justifier les raisons qui l'on amené à choisir ou à exclure des types de récepteurs en particulier (on recommande à cette fin d'utiliser les **tableaux 2-3 et 2-4** comme modèles pour les écosystèmes aquatiques et terrestres, respectivement). Une fois que les types de récepteurs ont été choisis, il faut déterminer les RP de substitution pour chacun d'eux.

Le choix des RP devrait reposer sur tous les renseignements compilés sur le site et tenir compte de ce qui suit :

- les RP qui devraient être représentatifs des divers niveaux trophiques, habitats, guildes alimentaires et environnements propres au site;
- les RP qui pourraient être présents à l'extérieur du site sur des propriétés contiguës, mais utiliseraient le site ou pourraient être affectés par la contamination du site;
- les RP qui devraient normalement se trouver sur le site à des saisons ou à des moments particuliers;
- les RP qui devraient normalement se trouver sur le site selon des scénarios futurs ou des utilisations futures du site, dans la mesure où ils sont pertinents pour l'ÉRÉ.

Concept clé :

Il faut justifier l'inclusion de certains types de récepteurs dans l'ÉRÉ ou leur exclusion. À cette fin, on recommande d'utiliser les tableaux 2-3 et 2-4.

Définition :

Gilde alimentaire – Groupe d'organismes exploitant une même ressource écologique de façon similaire pour s'alimenter (p. ex., groupes d'insectivores, de granivores, de détritivores, de carnivores, etc.).

Tableau 2-1. Types de récepteurs et exemples de récepteurs de substitution pour les écosystèmes aquatiques

Groupe de récepteurs aquatiques	Type de récepteur aquatique ¹	Exemple de RP de substitution ^{2,3} pour les écosystèmes aquatiques	
		EAU DE MER	EAU DOUCE
Producteurs primaires	Phytoplancton	p. ex., océan, côte rocheuse, vasière, estuaire	p.ex., lac, étang, milieu humide, cours d'eau
	Périmyton	communauté phytoplanctonique	communauté phytoplanctonique
	Plantes et algues	espèces d'algues de mer; communauté d'algues ou de plantes	communauté périmytonique
Invertébrés pélagiques	Zooplancton	communauté zooplanctonique	espèces d'algues; communauté de plantes aquatiques
	Autres	crevettes; méduses	crevettes
Invertébrés benthiques	Épifaune	moules; crabes	écrevisses; communauté benthique
	Endofaune	communauté benthique	bivalves; communauté benthique
Poissons	Benthivore	épinouses; chabots; harengs; poissons plats	épinouses; chabots; meuniers
	Planctivore	ménés	salmonidés (kokanis)
	Piscivore	salmonidés	salmonidés
Mammifères	Herbivores		rats musqués*; castors; orignaux
	Piscivores	phoques, loutres	visons*; loutres*
	Omnivores	ratons laveurs*; ours*	ratons laveurs*; ours*
Oiseaux	Herbivores	oies*; bernaches	oies*
	Insectivores	oiseaux de rivage; canards plongeurs	oiseaux de rivage; hirondelles
	Piscivores	grèbes; cormorands; hérons*; aigles; martins-pêcheurs*	grèbes; huarts; harles; hérons*; balbuzard pêcheur; aigles; martins-pêcheurs*
	Omnivores	canards barboteurs	canards barboteurs*; canards plongeurs*
Amphibiens	Carnivores		grenouilles; crapauds; salamandres
Reptiles	Omnivores		tortues

Remarques :

¹ Les types de récepteurs des niveaux trophiques inférieurs sont classés par habitat, ceux des niveaux supérieurs, par guilde alimentaire.

² Exemples de RP de substitution couramment utilisés pour représenter les types de récepteurs; à noter que plus d'un RP de substitution peut être choisi pour un type de récepteur donné.

³ Il n'est pas toujours nécessaire d'avoir des RP de substitution, en particulier pour les niveaux trophiques inférieurs, où le RP est souvent défini à l'échelle de la communauté. Dans ce tableau, les communautés d'espèces des niveaux trophiques inférieurs sont énumérées afin de préciser les éléments généralement évalués, mais il ne s'agit pas de communautés de substitution, mais plutôt de récepteurs d'intérêt.

* Récepteurs recommandés au Québec. Consulter les documents ci-dessous pour les listes complètes par espèce.

Pour les mammifères, se reporter au **tableau 2** de « Paramètres d'exposition chez les mammifères », à <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.htm>.

Pour les oiseaux, se reporter au **tableau 2** de « Paramètres d'exposition chez les oiseaux », à <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.htm>.

Tableau 2-2. Types de récepteurs et exemples de récepteurs de substitution pour les écosystèmes terrestres

		Exemple de RP de substitution^{2,3} pour les écosystèmes terrestres
Groupe de récepteurs terrestres	Type de récepteur terrestre¹	
		Les exemples suivants peuvent s'appliquer aux utilisations du sol en milieu urbain (p. ex., industrielles, commerciales, agricoles, parcs, résidentielles) ou aux terres sauvages (p. ex., prairie, forêt, toundra, milieu alpin).
Producteurs primaires	Mousses/graminées/arbustes/arbres/plantes herbacées non graminoides	espèce de plantes; communautés de plantes
Invertébrés	Terricoles Aériens	communauté d'invertébrés; espèces spécifiques (lombrics; collemboles; coléoptères) libellules
Mammifères	Herbivores Insectivores Carnivores Omnivores	campagnols*; souris*; écureuils*; lièvres; bovins; ovins; chevreuils*; caribous musaraignes*; taupes*; chauves-souris martres; belettes*; chats domestiques; chiens domestiques; coyotes*; lynx renards*; moufettes*; raton laveur*; ours*
Oiseaux	Herbivores Insectivores Carnivores Omnivores	bernaches du Canada parulines; moucherolles; hirondelles hiboux; buses*; faucons carouges; bruants*; corneilles*; tétras*; mésanges*; merles*
Amphibiens	Carnivores	grenouilles; crapauds; salamandres
Reptiles	Carnivores	serpent; lézard

Remarques :

¹ Les types de récepteurs des niveaux trophiques inférieurs sont classés par habitat, ceux des niveaux supérieurs, par guilde alimentaire.

² Exemples de RP de substitution couramment utilisés pour représenter les types de récepteurs; plus d'un RP de substitution peut être choisi par type de récepteur.

³ Il n'est pas toujours nécessaire d'avoir des RP de substitution, en particulier pour les niveaux trophiques inférieurs, où le RP est souvent défini à l'échelle de la communauté. Dans ce tableau, les communautés d'espèces des niveaux trophiques inférieurs sont énumérées afin de préciser les éléments généralement évalués, mais il ne s'agit pas de communautés de substitution, mais plutôt de récepteurs d'intérêt.

* Récepteurs recommandés au Québec. Consulter les documents ci-dessous pour les listes complètes par espèce.

Pour les mammifères, se reporter au **tableau 2** de « Paramètres d'exposition chez les mammifères », à <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.htm>.

Pour les oiseaux, se reporter au **tableau 2** de « Paramètres d'exposition chez les oiseaux », à <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/index.htm>.

Pour voir la liste d'oiseaux et de mammifères qui a servi à l'élaboration de normes générales relatives aux conditions des sites en Ontario, consulter le document du MEO (2011).

Tableau 2-3. Modèle servant au choix et à la justification du RP en milieu aquatique

Groupe de récepteurs aquatiques	Type de récepteur aquatique ¹	Compris dans l'ÉRÉ? (oui/non)	Justification ²	RP de substitution ³ (s'il y a lieu)
Producteurs primaires	Phytoplancton			
	Périphyton			
	Macrophytes			
Invertébrés pélagiques	Zooplancton			
	Autres			
Invertébrés benthiques	Épifaune			
	Endofaune			
Poissons	Benthivore			
	Planctivore			
	Piscivore			
Mammifères	Herbivores			
	Piscivores			
	Omnivores			
Oiseaux	Herbivores			
	Insectivores			
	Piscivores			
Amphibiens	Omnivores			
	Carnivores			
	Omnivores			

Remarques :

¹ Chaque type de récepteur devrait être représenté dans l'ÉRÉ s'il est pertinent pour le site.

² Le choix d'inclure ou d'exclure un type de récepteur dans une ÉRÉ doit être justifié.

³ Un RP de substitution sert à représenter un type de récepteur. Des RP de substitution sont généralement choisis pour des poissons et d'autres espèces sauvages, mais moins souvent pour les niveaux trophiques inférieurs où le RP est souvent défini à l'échelle de la communauté. À noter que plusieurs RP de substitution peuvent être choisis pour un type de récepteur donné.

Tableau 2-4. Modèle servant au choix et à la justification d'un RP en milieu terrestre

Groupe de récepteurs terrestres	Type de récepteur terrestre ¹	Compris dans l'ÉRÉ? (oui/non)	Justification ²	RP de substitution ³ (s'il y a lieu)
Producteur primaire	Mousses/graminées/arbustes/arbres/plantes herbacées non gramoïdes			
Invertébrés	Terricoles Aériens			
Mammifères	Herbivores Insectivores Carnivores Omnivores			
Oiseaux	Herbivores Insectivores Carnivores Omnivores			
Amphibiens	Carnivores			
Reptiles	Carnivores			

Remarques :

¹ Chaque type de récepteur devrait être représenté dans l'ÉRÉ s'il est pertinent pour le site.

² Le choix d'inclure ou d'exclure un type de récepteur dans une ÉRÉ doit être justifié.

³ Un RP de substitution sert à représenter un type de récepteur. Des RP de substitution sont généralement choisis pour des poissons et d'autres espèces sauvages, mais moins souvent pour les niveaux trophiques inférieurs où le RP est souvent défini à l'échelle de la communauté. À noter que plusieurs RP de substitution peuvent être choisis pour un type de récepteur donné.

2.2.5.3. Critères de sélection des RP de substitution

Après avoir examiné les renseignements, l'évaluateur du risque devra faire un choix parmi de nombreux RP de substitution possibles pour chaque type de récepteur. Il est souvent approprié d'inclure de nombreux récepteurs de substitution pour chaque type de récepteur en raison de la variabilité parmi les espèces. Cependant, étant donné que l'évaluation des risques écotoxicologiques à partir d'une liste exhaustive de RP potentiels n'est en général ni pratique ni nécessaire, les critères suivants devraient être appliqués au choix des types de RP et des RP de substitution représentatifs :

1. Pertinence écologique – Un organisme écologiquement « pertinent » est un indicateur approprié de l'exposition réelle ou possible dans les conditions environnementales intéressantes l'évaluation. On devrait s'attendre à trouver un organisme écologiquement pertinent pour un site dans des conditions raisonnablement prévisibles (un renard arctique dans un site de l'Arctique par exemple). Un organisme non pertinent pour un site ne devrait pas s'y trouver normalement (un loup dans un petit site en milieu urbain). Il y a toutefois une importante distinction à apporter : il ne suffit pas d'observer un organisme sur un site pour en faire un RP écologiquement pertinent. Si la contamination est suffisamment importante pour justifier que l'organisme s'en écarte ou si un organisme est suffisamment discret, il se peut qu'on trouve peu ou pas de trace de sa présence sur le site. Une erreur souvent observée dans les énoncés de problème est de supposer que l'absence localisée d'un organisme signifie que celui-ci ne revêt aucune pertinence écologique. Il est pratique courante de choisir des RP représentatifs de groupes fonctionnels importants dont on pense qu'ils devraient être exposés aux CP sur le site ou qu'on s'attendrait à trouver sur le site en l'absence de contamination. En outre, les espèces essentielles à la stabilité de l'écosystème devraient être choisies de préférence comme RP.

2. Degré/mécanisme d'exposition aux CP sur le site – Beaucoup de facteurs peuvent influer sur la mesure dans laquelle les RP sont exposés aux CP sur le site, à savoir :

- l'état ou le statut du RP (stade vital, migrateur ou résident);
- la façon dont le RP utilise le site (guilde alimentaire, comportement d'alimentation, métabolisme);
- le degré et la fréquence d'utilisation du site par les RP (étendue du domaine vital, qualité de l'habitat, caractéristiques de l'habitat hors du site);
- le nombre et le type de voies d'exposition (milieux, contact direct ou indirect, consommation directe ou indirecte, mécanismes de bioaccumulation et de bioamplification).

Il importe donc de connaître le cycle biologique du RP et le contexte, de tenir compte de l'utilisation prévue du site en termes de l'effet qu'elle aura sur la qualité et la disponibilité de l'habitat, et de savoir quelles voies d'exposition sont pertinentes.

Des récepteurs individuels peuvent être exposés aux CP de diverses façons, lesquelles doivent être définies à l'étape de l'énoncé du problème. Les renseignements sur l'importance relative de ces voies d'exposition comptent beaucoup dans le choix des récepteurs. Par exemple, si l'eau souterraine constitue une voie d'exposition importante pour des organismes aquatiques, cela pourrait signifier que les récepteurs des zones intertidales (p. ex., le benthos, les moules ou le varech) seraient des RP plus appropriés que le poisson. On estime que les voies d'exposition sont « ouvertes », « opérantes » ou « complètes » lorsqu'un CP est effectivement présent et qu'il existe une voie d'exposition par laquelle un RP vient en contact avec le CP. Une erreur couramment observée dans les évaluations du risque consiste à ne pas faire de distinction entre a) une voie d'exposition opérante, mais présentant de faibles concentrations d'exposition, et b) une voie d'exposition inopérante, faute d'un mécanisme plausible de transport.

3. Sensibilité relative aux CP – Il est pratique courante d'inclure des espèces ou d'autres types de récepteurs qui sont relativement sensibles aux CP, quand cette information est connue. Ainsi, il est connu que certains oiseaux sont sensibles à des pesticides qui provoquent l'amincissement de la coquille de leurs œufs; certains poissons sont sensibles au sélénium d'après la mesure d'effets toxiques sur la reproduction; on sait que le vison est sensible aux BPC et au mercure. Le choix d'une espèce sensible s'appuie sur le principe selon lequel l'inexistence d'effets nocifs chez une espèce sensible est une indication que les taxons moins sensibles d'un même groupe fonctionnel sont également protégés. Cependant, le choix d'un RP fondé uniquement sur la sensibilité des organismes est discutable. Il faut examiner la question de la sensibilité sous l'angle de l'ampleur des réponses observées et le type de réponses observées. De plus, la sensibilité pouvant être plus marquée à certains stades de vie, il faut tenir compte des mécanismes par lesquels les CP propres à un site pourraient avoir des effets nuisibles à ces stades de vie.

4. Importance relative pour la conservation – Si la présence d'espèces rares, en voie de disparition ou menacées (p. ex., des espèces en péril) ou de leurs habitats est établie, il faut considérer que ces espèces sont des RP potentiels. Il faudrait aussi les inclure si leur présence future est probable après examen de leur aire de répartition, de leurs préférences en matière d'habitat et de la disponibilité d'habitats sur le site).

5. Importance relative sociale, économique ou culturelle relative – Toute espèce ou tout groupe d'espèces qui revêt une importance particulière (p. ex., les animaux domestiques, les animaux d'élevage, les espèces auxquelles les communautés autochtones accordent de l'importance) serait ordinairement inclus comme RP et pourrait être protégé à un niveau différent des autres RP.

6. Disponibilité de données écotoxicologiques et sur le cycle biologique – Lorsque les données sur les effets sont extraites d'articles ou d'ouvrages scientifiques, on choisit de préférence des RP pour lesquels il existe des données de nature écotoxicologique (voir le chapitre 4 au sujet des sources); autrement, l'efficacité des ÉRÉ pourrait être réduite

pour ce qui est de l'évaluation des effets. L'avantage offert par le choix de RP très précis est perdu lorsque les données sur les seuils de toxicité ou sur l'exposition sont limitées.

7. Existence de paramètres de mesure appropriés – Il importe d'évaluer les RP à une échelle écologique pertinente pour les objectifs de gestion du site et de choisir des paramètres de mesure en fonction de ces objectifs. Par exemple, l'« écosystème d'un milieu humide » serait un récepteur à l'échelle de l'écosystème là où la mesure des effets indique des processus intervenant à l'échelle de l'écosystème, comme le cycle nutritif ou la production primaire. Un exemple de récepteur à l'échelle d'une communauté serait une « communauté d'invertébrés benthiques » là où la mesure des effets porte sur des attributs à l'échelle de la communauté, comme la diversité des espèces. Et lorsqu'il est question de paramètres de mesure, il est important de faire la distinction entre les effets et la variation naturelle. Par exemple, l'abondance des organismes benthiques est souvent très variable, particulièrement là où les conditions de l'habitat et du substrat varient. L'évaluateur doit alors tenir compte des contraintes statistiques et pratiques (financières) pour la détection des effets associés au site.

Outre les critères décrits plus haut, la justification du choix d'un RP de substitution pourrait se fonder sur des considérations d'ordre logistique ou sur d'autres outils, comme la visite du site et l'évaluation de l'habitat par un biologiste qualifié. Il pourrait être utile de tirer parti des connaissances locales et du savoir traditionnel pour déterminer quels RP sont appropriés.

2.2.5.4. Prise en compte des RP dans l'énoncé du problème

Une liste de RP est dressée et des liens sont établis entre les RP et d'autres éléments de l'énoncé du problème. Il existe au moins deux façons de procéder, décrites dans les sections suivantes du présent document. Premièrement, les RP sont un constituant d'un modèle conceptuel de site et ils sont associés aux sources de CP via des voies d'exposition. Deuxièmement, des attributs précis des RP sont identifiés pour définir des paramètres d'évaluation aux fins de l'ÉRÉ.

L'utilisation de tableaux peut être une façon pratique de regrouper les RP. Comme nous l'avons mentionné précédemment, les modèles (voir les **tableaux 2-3 et 2-4** pour les écosystèmes aquatiques et terrestres, respectivement) aident l'évaluateur du risque à choisir les RP de substitution pour représenter certains types de RP. On devrait toujours présenter une justification, même pour les types de récepteurs qui ne sont pas retenus dans l'ÉRÉ.

Il peut arriver que le processus de sélection ne soit pas terminé au cours de l'étape de l'énoncé du problème, mais qu'il demeure de nature conceptuelle jusqu'à l'obtention des

Concept clé :

Il faut justifier l'inclusion des types de récepteurs dans l'ÉRÉ ou leur exclusion. On recommande d'utiliser à cette fin les tableaux 2-3 et 2-4.

résultats d'études détaillées. Dans le cas de sites éloignés, par exemple, il serait plus efficace de s'attarder uniquement aux grands groupes et types de récepteurs, et d'attendre qu'un biologiste de la faune ait visité les lieux, dans le cadre d'un programme de terrain d'une ÉRÉ, avant de choisir des RP de substitution précis. Cette méthode pourrait convenir en particulier aux récepteurs des niveaux trophiques supérieurs.

2.2.6. Voies d'exposition

La présente section décrit la façon de déterminer les voies d'exposition en établissant un lien entre les sources de contaminants et les RP. Il existe d'étroites relations entre la détermination des différentes voies d'exposition et d'autres éléments de l'énoncé du problème. L'information servant à déterminer les voies d'exposition comprend :

- les sources de CP;
- le transport et le devenir des contaminants;
- les RP et leurs caractéristiques générales.

Il a été question de ces éléments dans les sections antérieures.

Il faut justifier l'inclusion ou l'exclusion de toute voie potentielle d'exposition pour chaque groupe de récepteurs. Cette justification peut reposer sur des considérations d'ordre quantitatif (p. ex., les concentrations dans l'eau souterraine et la dilution prévue avant l'entrée dans le milieu récepteur), sur des considérations d'ordre qualitatif (p. ex., les limites présumées de l'exposition par inhalation d'espèces sauvages terrestres), ou sur une combinaison de ces approches. La justification devrait indiquer si l'on considère que les voies d'exposition :

- sont complètes (ou opérantes ou ouvertes) et il existe un lien documenté entre la source et le récepteur; ou
- sont incomplètes (ou inopérantes ou fermées) et il n'existe pas de lien documenté entre la source et le récepteur.

On devrait envisager les voies suivantes d'exposition (adapté de SAB-CS, 2008). À noter cependant que les exigences particulières peuvent différer selon le gouvernement¹³ :

- des invertébrés du sol et des plantes terrestres peuvent être en contact direct avec des CP en concentration élevée dans le sol;
- des mammifères, des oiseaux, des amphibiens, des reptiles, des poissons et des invertébrés peuvent être exposés à des CP en concentration élevée par ingestion

¹³ Par exemple, les lignes directrices de la C.-B. permettent au praticien d'exclure l'exposition par inhalation et par voie cutanée dans le cas des oiseaux et des mammifères, à l'exception des espèces rares (SAB-CS, 2008).

de sédiments ou de particules de sol (p. ex., par ingestion de racines couvertes de particules de sol);

- des mammifères, des oiseaux, des amphibiens et des reptiles peuvent ingérer des CP en concentration élevée dans l'eau;
- des mammifères, des oiseaux, des amphibiens et des reptiles peuvent ingérer des CP en concentration élevée (notamment pour les composés chimiques bioaccumulables) en se nourrissant de proies;
- des espèces aquatiques (macrophytes, plancton, invertébrés, amphibiens et poissons) peuvent être en contact direct avec des CP en concentration élevée dans l'eau de surface, les sédiments ou l'eau interstitielle des sédiments;
- certaines espèces aquatiques (p. ex., planctivores, piscivores) peuvent ingérer des CPP en concentration élevée en se nourrissant de proies;
- l'exposition par voie cutanée des animaux sauvages (par contact direct avec le sol et les sédiments) doit être prise en compte quand elle est pertinente, pour des CP pouvant être absorbés facilement par cette voie d'exposition. L'exposition par voie cutanée peut aussi être pertinente dans le cas des amphibiens et des reptiles. Il existe peu de recommandations détaillées sur la façon d'évaluer l'exposition par voie cutanée (SAB-CS, 2008; Suter, 1996). Les approches concernant cette voie devraient être adoptées en fonction du site, après justification et des consultations appropriées;
- pour certains mammifères, oiseaux, reptiles et amphibiens exposés par inhalation de vapeurs ou de poussières transportées par le vent, l'inhalation peut être une voie d'exposition pertinente. En pratique, cette voie d'exposition a été assez peu étudiée, mais certains gouvernements pourraient exiger qu'elle le soit à l'avenir, et on devrait le faire lorsque le modèle conceptuel indique une exposition généralisée potentielle. Par exemple, il pourrait être justifié d'envisager que, sur un site qui présente des concentrations élevées de composés volatils et où se trouvent des habitats appropriés pour de petits mammifères, il existe un potentiel d'exposition par inhalation de vapeurs. On manque de données sur la toxicité par inhalation pour la plupart des contaminants, mais certains gouvernements rédigent actuellement des directives et fixent des valeurs de référence pour l'évaluation en ce qui concerne le sol et les vapeurs. De plus, comme les petits mammifères construisent leurs terriers pour permettre une circulation de l'air, il peut se révéler difficile de caractériser l'exposition;

Concept clé :

Pour les espèces sauvages, l'ingestion (eau, aliments, sol et sédiments) peut souvent être la seule voie d'exposition pertinente. Dans certains cas, toutefois, la voie cutanée et l'inhalation sont des voies pertinentes.

- dans certains cas, il conviendrait aussi de tenir compte de voies indirectes comme l'épuisement de ressources alimentaires à cause de la toxicité des CP pour les invertébrés.

On recommande de résumer sous forme de tableaux le processus de sélection des voies d'exposition. Des modèles sont présentés pour les écosystèmes aquatiques (**tableau 2-5**) et pour les écosystèmes terrestres (**tableau 2-6**).

Concept clé :

Il faudrait justifier l'inclusion ou l'exclusion dans l'ÉRÉ de voies d'exposition par type de récepteurs. À cette fin, on recommande d'utiliser les tableaux 2-5 et 2-6.

2.2.7. Modèle conceptuel de site (MCS)

Un modèle conceptuel de site (MCS)¹⁴ oriente la mise en œuvre de l'ÉRÉ en clarifiant les relations entre :

- les sources de contaminants;
- les voies appropriées de transport et le devenir des contaminants;
- les récepteurs préoccupants;
- les voies d'exposition appropriées associant les sources et les RP.

Concept clé :

Un modèle conceptuel de site regroupe les renseignements essentiels sur les sources, les voies de transport et le devenir des contaminants, les voies d'exposition et les récepteurs préoccupants.

Le MCS est un constituant essentiel de la plupart des cadres de référence d'ÉRÉ (p. ex., ASTM, 2008; CCME, 1996; SAB-CS, 2008; Suter, 1996; USEPA, 1998). Il peut se présenter sous forme de tableau, de matrice, de graphique ou de schéma. Il importe qu'il s'appuie sur des documents renvoyant aux justifications du choix des RP et des voies d'exposition (p. ex., les justifications dont il est question aux **tableaux 2-3 à 2-6**).

Parce que l'évaluation du risque est un processus itératif, le MCS devrait être mis à jour à mesure que des renseignements deviennent disponibles, de façon à mieux énoncer le problème.

¹⁴ Dans les recommandations sur la caractérisation des sites (CCME, 2011), on fait une distinction entre un MCS et un modèle conceptuel d'exposition (MCE). En règle générale, les praticiens de l'ÉRÉ n'emploient pas le terme MCE. La définition d'un MCS appliquée ici est conforme à la pratique en matière d'ÉRÉ et aux directives existantes concernant les ÉRÉ (CCME, 1996; USEPA, 1998; SAB-CS, 2008).

Tableau 2-5. Exemple¹de tableau servant à justifier le choix des voies d'exposition dans les écosystèmes aquatiques

Groupe de récepteurs	Voie d'exposition	Inclus (oui/non)	Justification
Producteurs primaires	Contact direct (eau)		
	Contact direct (sédiments)		
Invertébrés pélagiques	Contact direct (eau)		
Invertébrés benthiques	Contact direct (eau)		
	Contact direct (sédiments)		
	Consommation d'aliments (pour la macrofaune)		
Poissons	Contact direct (eau)		
	Contact direct (sédiments)		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sédiments		
Mammifères	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sédiments		
Oiseaux	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sédiments		
Amphibiens et reptiles	Contact direct (eau)		
	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sédiments		

¹ Ce tableau devrait être adapté pour chaque site et, dans de nombreux cas, présenter des renseignements additionnels sur les types de récepteurs (p. ex., endofaune benthique, épifaune benthique, etc.) ou d'autres voies d'exposition pouvant être pertinentes pour des contaminants spécifiques (p. ex., par transfert maternel via les œufs ou la lactation).

Tableau 2-6. Exemple¹ de tableau servant à justifier le choix des voies d'exposition dans les écosystèmes terrestres

Groupe de récepteurs	Voie d'exposition	Inclus (oui/non)	Justification
Producteurs primaires	Contact direct (sol, eau interstitielle du sol ou eau souterraine) ²		
Invertébrés	Contact direct (sol, eau interstitielle du sol ou eau souterraine) ²		
Mammifères	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sol		
	Exposition cutanée		
	Inhalation		
Oiseaux	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sol		
	Exposition cutanée		
	Inhalation		
Reptiles et amphibiens	Consommation d'eau		
	Consommation d'aliments		
	Ingestion accidentelle de sol		
	Exposition cutanée		
	Inhalation		

¹ Ce tableau devrait être adapté pour chaque site et, dans de nombreux cas, présenter des renseignements additionnels sur les types de récepteurs (p. ex., endofaune benthique, épifaune benthique, etc.) ou d'autres voies d'exposition pouvant être pertinentes pour des contaminants spécifiques (p. ex., par transfert maternel via les œufs ou la lactation).

² Aux fins d'une ÉRÉ, les présentes directives définissent toute eau dans les espaces interstitiels du sol d'une zone biologiquement active comme de l'eau interstitielle du sol. Autrement dit, l'eau souterraine peut être une source de contaminants, mais, dans une zone biologiquement active de sol, l'eau est considérée comme de l'eau interstitielle.

Globalement, la complexité d'un MCS devrait être proportionnelle à la complexité du site. Il sera souvent utile de compléter le MCS par un diagramme simple du réseau trophique (établissant les interactions importantes entre les différents niveaux trophiques et les guildes alimentaires) pour déterminer les liens entre les CP et les RP à tous les niveaux trophiques. Par exemple, un MCS assorti d'un tel diagramme pourrait indiquer que des concentrations élevées de CP dans le sol peuvent nuire aux invertébrés du sol ainsi qu'aux petits mammifères insectivores.

Les représentations illustrées et les graphiques de cheminement sont les deux principaux types de modèles de présentation des MCS. Chacun offre les avantages et les inconvénients suivants :

Représentation illustrée : Un MCS présenté sous cette forme illustre visuellement les voies et les récepteurs. Ce type de MCS devrait normalement contenir des flèches et des textes descriptifs pour décrire sommairement les liens entre les sources, les voies et les récepteurs. Ce mode de représentation convient bien aux personnes sans connaissances techniques et permet de leur expliquer les sources de contaminants, les voies d'exposition, les principaux processus du devenir et la dynamique du réseau trophique. Il a toutefois le désavantage de ne pas représenter facilement certains processus du devenir et effets indirects, ainsi que certains renseignements sur des voies complètes ou incomplètes. Cet inconvénient peut être atténué si on joint à l'image un sommaire des voies d'exposition sous forme de tableau, qui indiquerait les voies complètes et importantes pour chaque groupe de récepteurs considéré dans l'ÉRÉ (la **figure 2-4**, dont il est question plus loin, contient un exemple d'un tel tableau récapitulatif). Les **figures 2-2 et 2-3** sont un exemple de ce type de MCS.

Concept clé :

Le type de modèle conceptuel de site à privilégier dépend des détails associés au site. Lorsque l'ÉRÉ est complexe, il pourrait être approprié d'avoir recours à plus d'un type de manière à présenter toute l'information.

Graphique de cheminement : Un MCS présenté sous cette forme emprunte la structure d'un organigramme, ce qui a pour avantage de faciliter l'examen rigoureux des voies et des liens entre les sources de contaminants, entre le devenir et les voies d'exposition, entre les récepteurs, ainsi qu'entre tous ces éléments. Ce type de modèle peut se présenter avec ou sans sommaire sous forme de tableau montrant les voies complètes et importantes. Le désavantage des graphiques de cheminement est qu'il complique l'interprétation des renseignements, particulièrement pour un public non averti. La **figure 2-4** est un exemple de ce type de MCS.

On devrait envisager l'emploi des deux types de MCS (plutôt qu'un seul) pour les sites où la situation est très complexe, chacun ayant ses propres avantages.

Figure 2-2. Exemple de modèle conceptuel sous forme de représentation illustrée

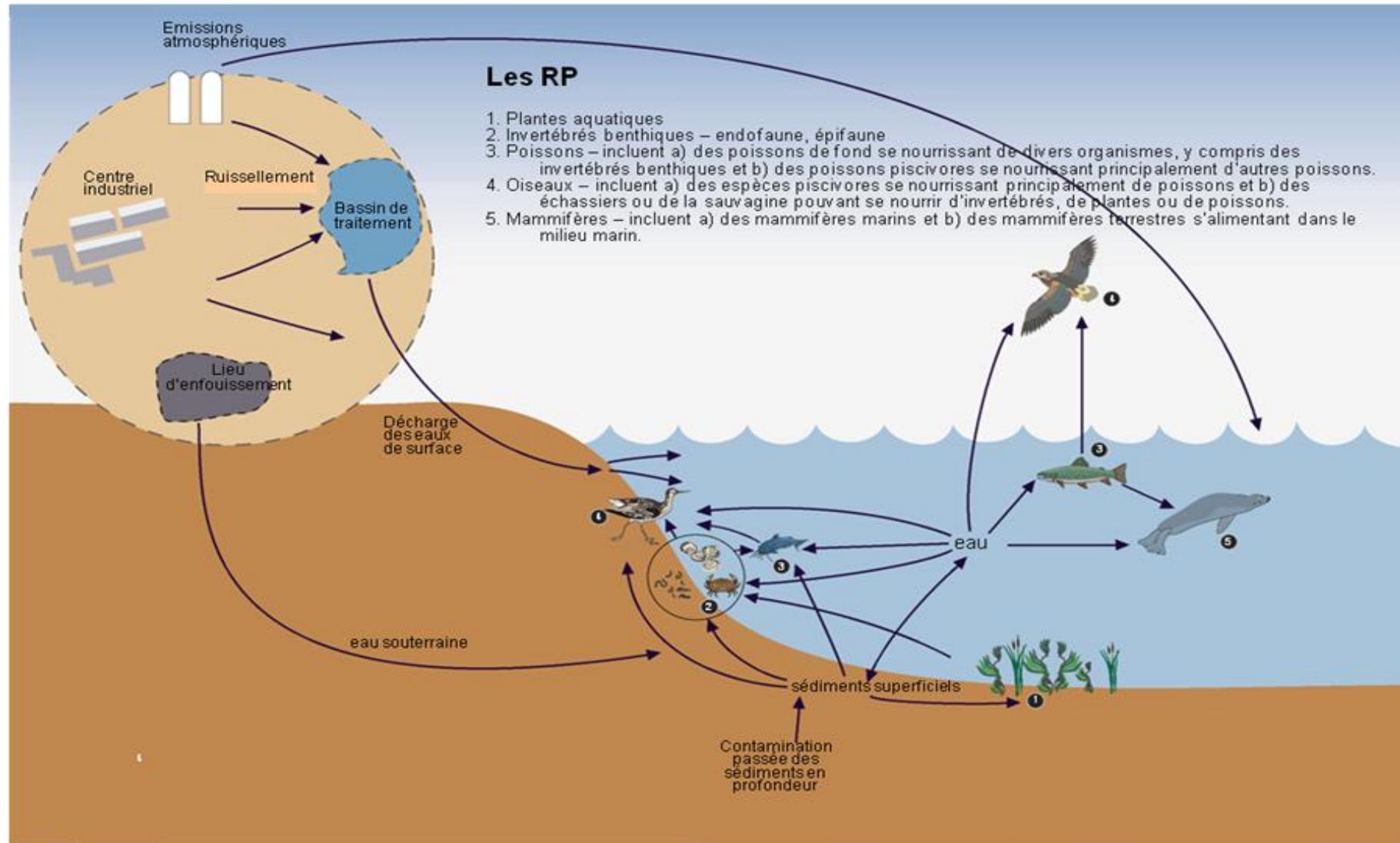


Figure 2-3. Exemple de modèle conceptuel sous forme de représentation illustrée

1. Accumulation de CPP dans les invertébrés du sol (par ingestion ou contact direct) et dans les plantes (absorption par les racines).
2. Consommation de plantes et d'invertébrés du sol par de petits mammifères et des oiseaux.
3. Consommation de petits mammifères et d'oiseaux par des carnivores.
4. Transport de CPP du sol à des organismes benthiques vivant sur un substrat dur, par l'eau souterraine et le ruissellement, et accumulation des CPP dans ces organismes.
5. Transport de CPP du sol à des organismes benthiques vivant sur un substrat meuble, par l'eau souterraine et le ruissellement, et accumulation des CPP dans ces organismes.
6. Absorption par les poissons de CP dans l'eau et la nourriture.

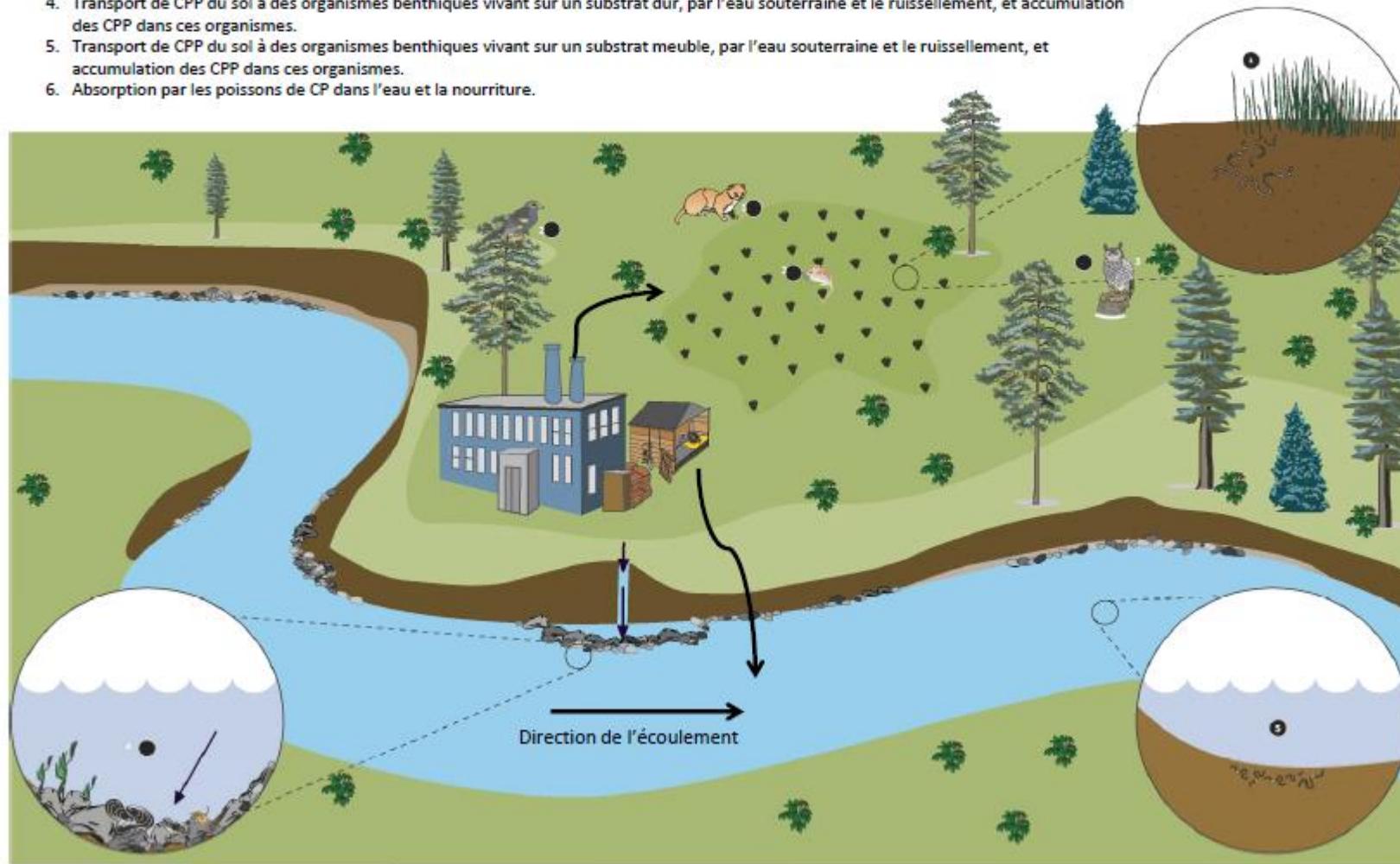
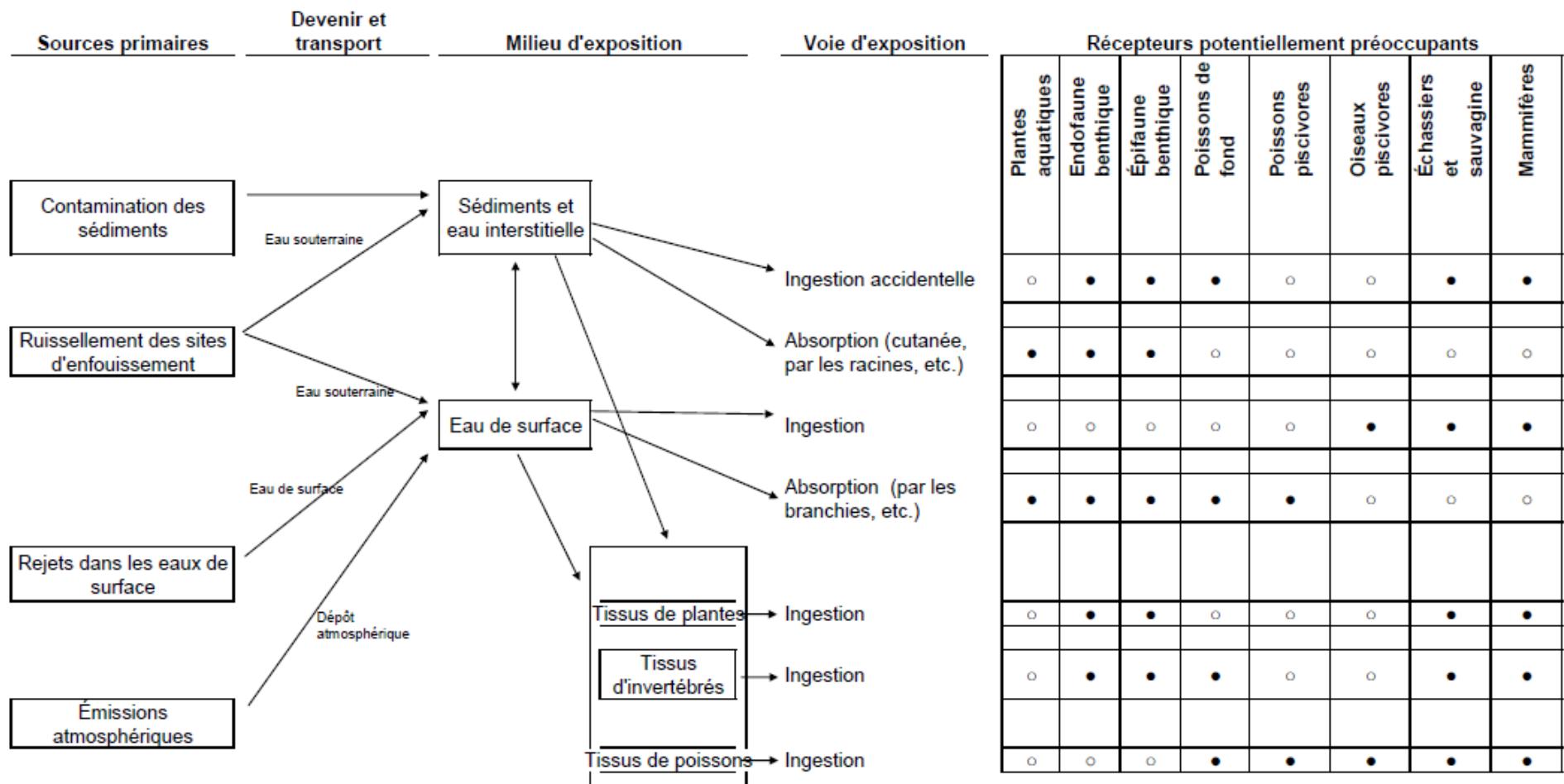
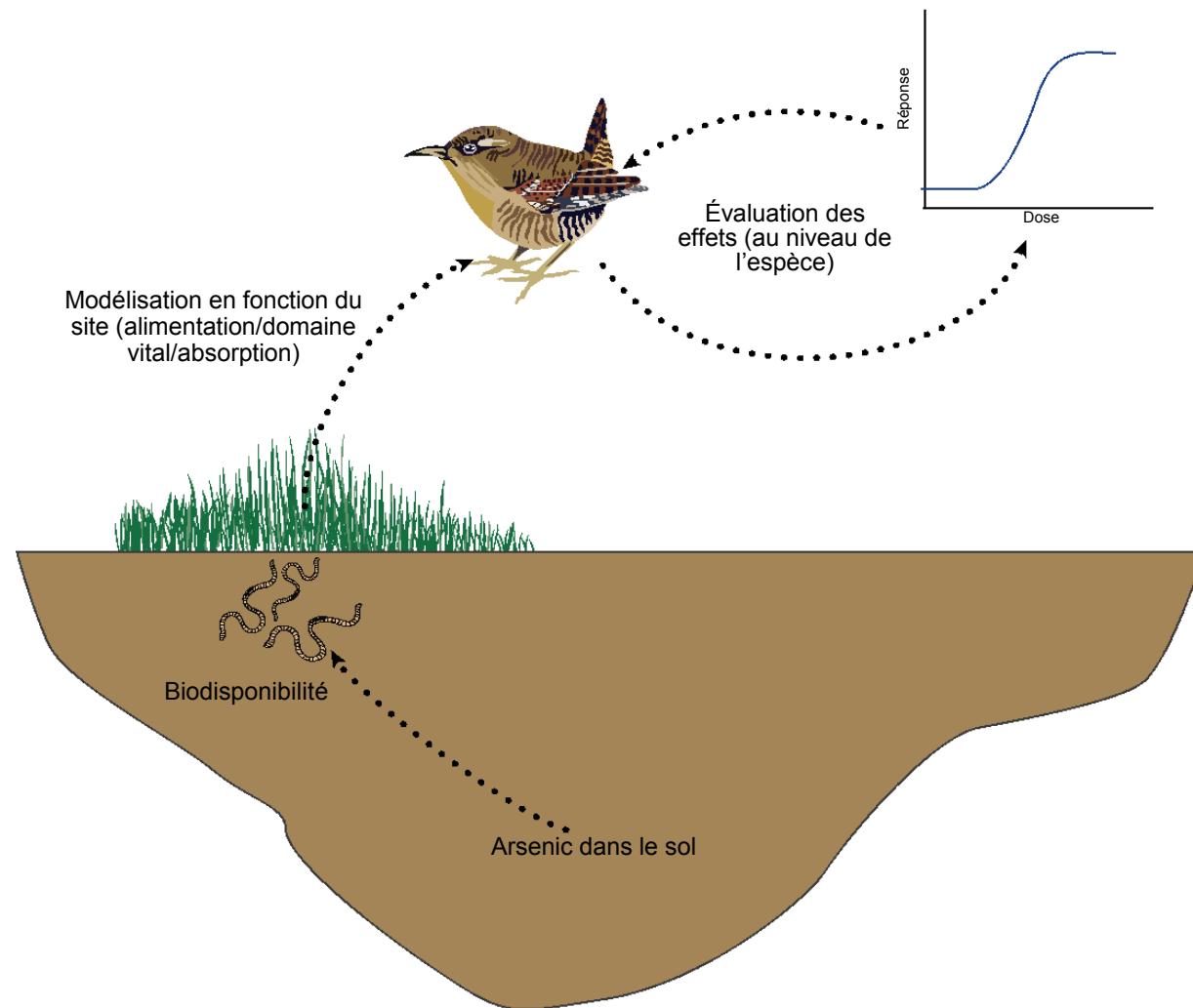


Figure 2-4. Exemple de modèle conceptuel sous forme de graphique de cheminement



Nota : les points en noir indiquent les voies pouvant être opérantes

Figure 2-5. Exemple de modèle conceptuel de site sur mesure



Il convient de noter que les **figures 2-2 à 2-4** donnent des exemples classiques de MCS de base, mais il est possible d'ajouter de l'information, surtout lorsqu'un site est complexe. On peut annoter les MCS et ajouter, par exemple, des renseignements sur les CP associés à chaque voie, sur leur forme chimique dans divers milieux ou sur les types d'effets examinés en fonction de chacun des récepteurs préoccupants. La **figure 2-5** donne un exemple simple d'un MCS propre à un CP, à un récepteur et à des chaînes alimentaires, ainsi qu'une indication de la façon dont les évaluations de l'exposition et des effets se déroulent. Enfin, un MCS peut également être utilisé pour montrer les effets secondaires ou indirects, comme les effets sur les ressources alimentaires des oiseaux piscivores associés à la baisse de densité d'une population de poissons due à la présence d'un contaminant.

Différents progiciels permettent de créer des modèles conceptuels. En général, ce sont des tableurs (p. ex., Excel® de Microsoft), des progiciels de présentation (p. ex., PowerPoint® de Microsoft, ou des progiciels graphiques comme Draw® de Corel et Visio® de Microsoft)¹⁵. On choisira un progiciel en fonction du modèle de présentation voulu et de sa facilité d'emploi. Pour les représentations illustrées, on emploie généralement des tableurs ou des progiciels de présentation, alors pour les graphiques on emploie des progiciels graphiques.

2.3. Conception et planification de l'ÉRÉ

Dans cette sous-section, nous examinons des aspects de l'énoncé du problème portant sur la préparation précédant la mise en œuvre de l'ÉRÉ et axés particulièrement sur les outils et les analyses qui serviront à l'évaluation du risque associé à chaque RP et à chaque voie d'exposition. Cette étape de conception et de planification comprend les éléments suivants (se rendre à la **sous-section 2.1.2** pour la terminologie et pour les notions essentielles) :

- l'établissement d'objectifs de protection et (généralement) de niveaux d'effet acceptable;
- la détermination de paramètres d'évaluation, soit les attributs des récepteurs à protéger (p. ex., abondance ou viabilité d'une population de mammifères);
- la détermination de

Concept clé :

La **figure 2-6** montre les relations entre les paramètres d'évaluation, les paramètres de mesure et les éléments de preuve; le **tableau 2-7** en donne un exemple dans lequel les éléments de preuve sont regroupés par sources importantes de données.

¹⁵ Cette liste n'est pas exhaustive et indique seulement les progiciels les plus courants.

- paramètres de mesure (les outils servant à mesurer des changements au niveau des paramètres d'évaluation);
- la détermination des éléments de preuve pour chacun des paramètres d'évaluation, qui indiquent de quelle façon chacun de ces paramètres servira à mesurer le risque potentiel;
- l'élaboration de la stratégie de l'ÉRÉ et du plan d'échantillonnage et d'analyse (PÉA).

Il importe de souligner que, comme dans les sections précédentes sur l'énoncé du problème, les éléments dont il est question ici sont inter-reliés et leur développement se fait de manière itérative.

Figure 2-6. Relations conceptuelles entre les paramètres d'évaluation, les paramètres de mesure et les éléments de preuve

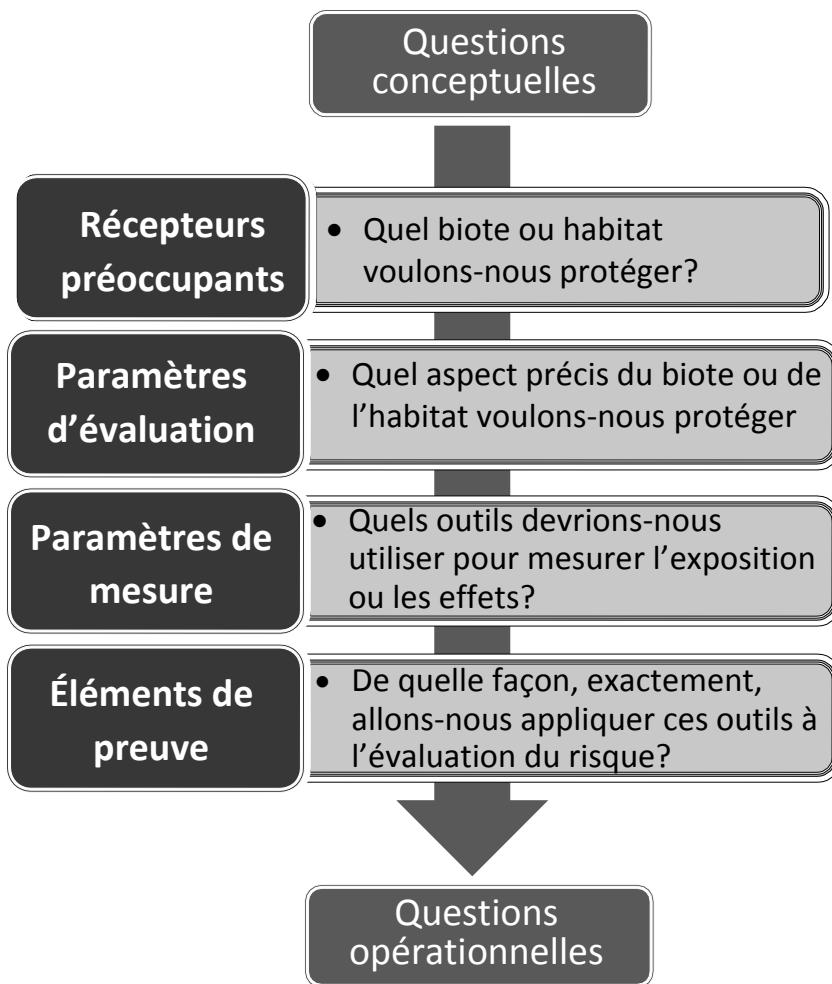


Tableau 2-7. Exemple de paramètres d'évaluation, de paramètres de mesure et d'éléments de preuve

Groupes de récepteurs	Paramètre d'évaluation	Éléments de preuve	
		Groupe d'élément de preuve (ÉDP)	Emploi de paramètres de mesure en fonction d'ÉDP précis
Invertébrés benthiques	Structure de la communauté d'invertébrés aquatiques et fonction écologique (servant d'aliments pour le poisson et les espèces sauvages)	ÉDP 1 – Chimie des sédiments	<ul style="list-style-type: none"> Concentrations de CP – comparaison des concentrations de CP avec les Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments du CCME, et interprétation qualitative de la biodisponibilité potentielle mesurée par analyse des MES/SVA.
		ÉDP 2 – Analyse de communautés benthiques	<ul style="list-style-type: none"> Mesures de l'abondance du benthos et de sa diversité (total des organismes, total des taxons, indice de Simpson) – méthode ANOVA et tests jumelés pour comparer les plans d'eau contigus aux conditions de référence. Mesures de l'abondance du benthos et de sa diversité (total des organismes, total des taxons, indice de Simpson) – régression de chaque mesure sur la concentration de CP dans les sédiments et analyse des MES/SVA (une mesure de la biodisponibilité potentielle de certains métaux).
		ÉDP 3 – Test de toxicité pour les amphipodes	<ul style="list-style-type: none"> Croissance d'amphipodes – méthode ANOVA et tests jumelés pour comparer la croissance dans des échantillons prélevés sur le site et à des stations de référence, par rapport à des témoins. Survie d'amphipodes – méthode ANOVA et tests jumelés pour comparer la survie dans des échantillons prélevés sur le site et à des stations de référence, par rapport à des témoins. Croissance et survie d'amphipodes – régression des données sur la survie et la croissance, sur les concentrations de CP dans les sédiments, et analyse des MES/SVA (une mesure de la biodisponibilité potentielle de certains métaux).
Oiseaux, mammifères, amphibiens	Abondance et viabilité de populations locales d'oiseaux, de mammifères et d'amphibiens	ÉDP 1 – Modèle de réseau trophique	<ul style="list-style-type: none"> Comparaison de l'exposition estimée aux CP (dose totale via toutes les voies d'exposition) avec des valeurs de toxicité de référence pertinentes pour les effets sur la croissance, la survie et la reproduction.
		ÉDP 2 Piégeage de petits mammifères	<ul style="list-style-type: none"> Comparaison des captures par unité d'effort (servant d'indice d'abondance) de petits mammifères sur le site, par rapport aux conditions de référence.
		ÉDP 3 – Recensements de la faune	<ul style="list-style-type: none"> Observations qualitatives de la présence/l'absence de récepteurs particuliers appartenant à la faune sauvage, fondées sur un recensement effectué par un biologiste de la faune.

2.3.1. Objectifs de protection et niveaux d'effet acceptable

La plupart¹⁶ des ÉRÉ fournissent une description du type et du degré de protection prévus de chaque récepteur ou groupe de récepteurs sur le site. On peut utiliser cette information pour porter un « jugement » sur les résultats de l'évaluation du risque. Les objectifs de protection peuvent prendre la forme d'énoncés descriptifs concrétisés par des « niveaux d'effet acceptable » (NEA) qui précisent l'ordre de grandeur d'effets qui seraient acceptables, pour un paramètre défini de mesure ou encore un groupe de paramètres de mesure définis¹⁷. Les objectifs de protection appliqués aux espèces communes (souvent à l'échelle d'une population) diffèrent de ceux appliqués aux espèces en péril¹⁸ (parfois à l'échelle d'un individu); ils peuvent aussi varier selon l'utilisation du terrain ou encore selon les objectifs globaux de gestion du site (**sous-section 2.2.1**) définis dans l'ÉRÉ¹⁹.

Voici des exemples d'objectifs sous forme d'énoncés descriptifs :

- le maintien de populations de petits mammifères et la protection des facteurs démographiques dans un état comparable aux conditions de fond;
- aucun effet nuisible pour l'organisme chez le crapaud de l'Ouest (une espèce en péril);
- faible niveau d'effets écologiques importants, défini afin que de légers changements structurels ou fonctionnels au-delà de la variabilité naturelle soient permis, pourvu qu'ils ne menacent pas la durabilité des récepteurs²⁰ (un objectif pour les zones industrielles et commerciales du Québec, [CEAEQ, 1998])

Concept clé :

Il convient de formuler dans l'ÉP des objectifs de protection et les niveaux d'effet acceptable (NEA) connexes qui s'appliquent aux paramètres de mesure.

Les objectifs de protection ne sont pas toujours traduits immédiatement en NEA; on peut les laisser sous forme d'énoncés descriptifs jusqu'à ce que les paramètres de mesure et les éléments de preuve soient déterminés. Lorsqu'ils sont appliqués, ils sont destinés à assurer une certaine cohérence entre les évaluations et, à cause de cela, ils sont souvent

¹⁶ Les objectifs de protection ne sont pas requis avec toutes les ÉRÉ. Conformément à la formulation adoptée par le CCME (1996) d'une ÉRÉ « exhaustive », le risque peut être simplement caractérisé et tous les jugements relatifs à son acceptabilité sont formulés une fois que l'ÉRÉ est complète.

¹⁷ Étant donné leur lien étroit, les NEA et les paramètres sont généralement formulés simultanément. Un NEA peut s'appliquer directement à un paramètre d'évaluation s'il s'agit d'un paramètre quantitatif.

¹⁸ On fait ici référence aux espèces qui sont officiellement désignées ainsi en vertu d'une réglementation provinciale ou fédérale, par exemple les espèces rares, en voie de disparition ou menacées.

¹⁹ Par exemple, les directives du gouvernement du Québec (CEAEQ, 1998) prévoient des objectifs de protection plus stricts lorsque la protection de la biodiversité est un enjeu global sur un site.

²⁰ Textuellement : « Un faible niveau de réponses écologiquement significatives, c'est-à-dire un faible changement structurel ou fonctionnel pouvant excéder la variabilité naturelle, mais ne mettant pas en cause la pérennité des récepteurs ».

tributaires des orientations stratégiques plutôt que de critères techniques. Néanmoins, les NEA peuvent varier selon les RP, les paramètres et les sites à cause de plusieurs facteurs, notamment :

- cherche-t-on à protéger des organismes, des populations ou des communautés?
- le RP appartient-il à une espèce commune ou en péril (p. ex., faisant partie d'une liste d'espèces rares ou en voie de disparition)?
- existe-t-il des lois fédérales ou provinciales, ou encore des orientations stratégiques (politiques) pertinentes qui dictent des NEA appropriés?
- est-il possible de déterminer des NEA appropriés au moyen des méthodes utilisées pour établir des lignes directrices nationales ou provinciales sur la qualité de l'environnement?
- quel niveau d'effet peut être raisonnablement détecté en tenant compte de la variabilité naturelle?
- quel niveau d'effet (à l'échelle d'un individu, d'une population ou d'une communauté) serait écologiquement pertinent, pour un RP donné?
- à quelle échelle temporelle et spatiale l'effet en question se produit-il?
- l'effet serait-il réversible?
- quelles sont les conséquences environnementales ou économiques d'une erreur de première espèce (faux positif) ou de deuxième espèce (faux négatif) dans les conclusions de l'évaluation du risque?

Vu tous ces facteurs dont il faut tenir compte, l'établissement de NEA écologiquement significatifs peut être une tâche complexe. Cependant, même s'ils ne sont pas formulés de manière explicite, les NEA sont souvent implicites. Par exemple, toute ÉRÉ portant sur les espèces sauvages et utilisant une valeur toxicologique de référence (VTR) publiée pour l'estimation d'un quotient de danger (QD) suppose l'existence d'un NEA égal au niveau de réponse précisé dans l'établissement de la VTR (se reporter au **chapitre 4** pour d'autres renseignements sur les VTR). Dans la mesure du possible, l'évaluateur du risque doit s'assurer que le NEA implicite dans une VTR est conforme à l'objectif de protection.

Avec les évaluations du risque où les NEA sont précisés, il est préférable de fonder les NEA sur le niveau d'effet établi au préalable plutôt que sur le niveau d'effet qui est statistiquement

Concept clé :

On devrait fonder les NEA sur l'importance des effets écologiquement significatifs.

significatif selon un test d'hypothèse. Les seuils établis à partir de la signification statistique fondée sur un test d'hypothèse ont une importance écologique très variable, selon le degré de signification statistique choisi, l'étude spécifique choisie et les détails du protocole expérimental, dont la gamme de traitements et la taille des échantillons. Le

choix de NEA fondé sur un niveau d'effet préétabli simplifie le recours à des méthodes fonctionnant sur le principe de concentration-réponse (p. ex., Allard et coll., 2010) qui procurent un degré de protection plus normalisé, pour l'ensemble des contaminants, des récepteurs et des évaluations.

2.3.2. Paramètres d'évaluation

Un paramètre d'évaluation est l'expression explicite d'une valeur environnementale à protéger. Le paramètre d'évaluation doit comprendre un récepteur (ou un groupe de récepteurs, c.-à-d. une entité à protéger) et une propriété ou un attribut particulier de ce récepteur. Par exemple, si le récepteur est une communauté de poissons, les propriétés considérées pourraient être les caractéristiques démographiques, la biomasse, la variabilité génétique, l'état physique ou la structure trophique.

La distinction entre le paramètre d'évaluation et l'objectif de protection est subtile. Plus précisément, le paramètre décrit l'attribut environnemental considéré, alors que l'objectif de protection correspond à l'état souhaité de cet attribut. Pour faire la distinction entre le paramètre d'évaluation et l'objectif de protection, les praticiens doivent éviter d'exprimer le paramètre d'évaluation sous la forme d'un objectif ou d'un état souhaité (p. ex., « en bonne santé » ou « fonctionnel ») et employer plutôt une terminologie neutre. Voici quelques exemples :

- « diversité de la communauté benthique » (paramètre d'évaluation) par opposition à « maintien d'une communauté benthique diversifiée » (objectif de protection);
- « reproduction du Balbuzard pêcheur » (paramètre d'évaluation) par opposition à « bon taux de reproduction du balbuzard pêcheur » (objectif de protection);
- « quantité de marmottes » (paramètre d'évaluation) par opposition à « population viable de marmottes » (objectif de protection).

Checkai et coll. (2002) mentionnent d'autres pièges relatifs à la détermination des paramètres, dont des paramètres d'évaluation qui :

- sont trop vagues (p. ex., « intégrité du cours d'eau » au lieu de « abondance des salmonidés au stade juvénile »);
- se rapportent à une entité écologique trop précise (p. ex., « production d'*Hyalella* » au lieu de « abondance des proies des poissons benthiques »). Lorsque les paramètres d'évaluation sont trop précis, ils pourraient présenter une mauvaise correspondance avec les stresseurs préoccupants en termes de sensibilité et de pertinence;
- sont difficiles à appliquer (c.-à-d. dont on ne peut tenir compte complètement dans l'ÉRÉ);

- ne sont pas suffisamment sensibles, compte tenu des objectifs de gestion (p. ex., si l'objectif de gestion est d'évaluer les effets potentiels sur la faune, un paramètre d'évaluation basé sur la « présence par opposition à l'absence d'espèces sauvages » serait trop général pour être utile).

2.3.3. Paramètres de mesure

Un paramètre de mesure²¹ est généralement toute mesure de l'exposition d'un RP ou des effets sur un RP, ou toute mesure du changement survenu dans l'attribut d'un paramètre d'évaluation. Les paramètres de mesure constituent l'assise des éléments de preuve utilisés pour estimer les risques (voir la **figure 2-6** et au **tableau 2-7** ci-dessus). Voici des exemples de paramètres de mesure :

- le taux de survie et de croissance des gamétophytes de l'algue géante (*Macrocystis pyrifera*) exposés à des échantillons d'écoulements recueillis sur le terrain;
- la biomasse végétale par unité de surface;
- l'indice de diversité de Simpson pour des échantillons d'invertébrés du sol;
- l'abondance d'éphémères, de phryganes et de perles (appelées taxons EPT – éphéméroptères, plécoptères, trichoptères) par échantillon standard;
- le rapport molaire des sulfures volatils acides sur les métaux extraits simultanément (MES/SVA), comme indicateur de la biodisponibilité potentielle.

Ces paramètres de mesure sont soit des mesures de l'exposition, soit des mesures des effets, mais pas des deux à la fois. En général, pour maintenir la distinction entre le paramètre de mesure et l'élément de preuve, on préférera ces types simples de paramètres de mesure. Les formes plus complexes de paramètres de mesure dans lesquelles on tente d'intégrer à la fois des données sur l'exposition et des données sur les effets (p. ex., comparaison de la densité des souris sylvestres sur le site et hors site, ou comparaison de la dose quotidienne de CP ingérée par les souris sylvestres sur le site, à une valeur toxicologique de référence établie en fonction de la dose, qui représente un niveau d'effet acceptable) ne constituent plus des paramètres de mesure, mais des éléments de preuve. Il faut établir les paramètres de mesure et les ÉDP en même temps, sinon on risque de proposer des paramètres de mesure sans comprendre la manière dont l'information sera utilisée.

²¹ Le terme « paramètre de mesure » est préférable au terme « mesure de l'effet » du fait que la définition générale du paramètre de mesure peut comprendre non seulement la mesure de l'effet (changement mesurable d'un attribut), mais également la mesure de l'exposition (mesure de l'existence d'un stresseur, de la biodisponibilité et des déplacements) et la mesure des caractéristiques de l'écosystème et du récepteur (caractéristiques qui influent sur la relation entre l'exposition et l'effet) (Checkai *et coll.*, 2002).

2.3.3.1. Critères de sélection des paramètres de mesure

La sélection des paramètres de mesure ne se fait pas isolément, car ces derniers doivent correspondre aux groupes de récepteurs et aux paramètres d'évaluation. Certains critères pertinents pour la sélection des récepteurs (**sous-section 2.2.5.3**) le sont donc également directement pour la sélection des paramètres de mesure. Les principaux critères techniques pertinents pour la sélection des paramètres de mesure sont présentés en fonction des éléments de preuve à la **sous-section 2.3.4**. Il convient de noter que l'évaluateur du risque, en plus des critères techniques, tient également compte de critères pratiques comme le coût, la faisabilité et les contraintes de temps. Il vaut mieux évaluer les coûts séparément, mais il faut tout de même les évaluer. Idéalement, à la première étape d'une ÉRÉ, on a recours à des paramètres de mesure qui sont à la fois efficaces et peu coûteux. Malheureusement, certains outils sont soit efficaces, mais coûteux, soit peu coûteux, mais peu efficaces. Dans un tel cas, l'évaluateur du risque doit être explicite quant aux compromis à faire par rapport au coût et à l'efficacité prévue du paramètre de mesure. Dans bien des ÉRÉ, il est possible d'adopter une approche itérative dans laquelle on fait d'abord appel aux paramètres de mesure les plus rentables (les plus efficaces par unité de coût), pour ajouter d'autres paramètres de mesure en cours de route, au besoin. Pour ce qui est des contraintes de temps, si une ÉRÉ doit être réalisée selon un échéancier précis en raison d'exigences réglementaires ou autres, on peut alors choisir des paramètres de mesure pour lesquels les délais d'exécution sont courts.

2.3.3.2. Niveau d'organisation : organisme, population, communauté

Il est souhaitable d'assurer la meilleure correspondance possible entre les paramètres d'évaluation et les paramètres de mesure, afin de pouvoir mesurer des attributs qui se rapportent de manière fonctionnelle à la propriété environnementale à l'étude. Il vaut mieux, mais sans que ce soit nécessaire, établir des paramètres de mesure et des paramètres d'évaluation au même niveau d'organisation écologique.

Concept clé :

L'établissement d'un lien entre l'ampleur des effets chez un individu et dans une population est un enjeu important pour une ÉRÉ. L'évaluateur du risque doit au moins porter un jugement de nature qualitative à partir des caractéristiques du cycle vital des RP.

Prenons par exemple le paramètre d'évaluation « abondance des passereaux », pour lequel le paramètre de mesure pourrait être le « pourcentage de différence de densité des couples d'adultes reproducteurs de merles d'Amérique sur le site X par rapport à des conditions de référence données ». Dans ce cas, on applique un attribut à l'échelle de la population (densité des couples reproducteurs) à une population locale de merles. Dans cet exemple, le paramètre de mesure et le paramètre d'évaluation sont tous deux exprimés

à l'échelle de la population. Toutefois, s'il est difficile de déterminer le nombre de couples reproducteurs, si cette mesure est très variable ou si elle peut être biaisée par l'immigration d'individus provenant de l'extérieur du site, on peut songer à utiliser un autre paramètre de mesure, comme « le taux de mortalité et le taux de reproduction chez les merles du site X ». Dans ce dernier cas, on suppose que ces deux attributs à l'échelle de l'organisme (mortalité et reproduction) sont des mesures représentatives qu'on peut extrapoler à l'échelle de la population locale de merles. Une telle extrapolation peut se faire qualitativement au moyen d'une description, ou quantitativement au moyen d'un modèle de population.

Une importante propriété de tout paramètre de mesure devrait être la capacité d'interpréter les résultats par rapport aux objectifs de protection. Si l'objectif de protection est « le moins d'effets possible sur une communauté de mammifères terrestres », il faut pouvoir établir un lien entre les variations des paramètres de mesure et les effets potentiels sur les populations et, en définitive, sur la communauté. En pratique, c'est assez difficile. Cette question préoccupe les écotoxicologues depuis des décennies, en raison des liens complexes et des incertitudes qui caractérisent les systèmes écologiques, notamment en ce qui concerne la dépendance à la densité, les variations intraspécifiques de sensibilité et les facteurs confusionnels liés à l'habitat. Bien que les méthodes d'ÉRÉ aient évolué pour tenir compte de certaines incertitudes, notamment par des ajustements effectués au moyen de facteurs d'extrapolation et de sécurité, des difficultés demeurent pour ce qui est de l'extrapolation entre les différents niveaux d'organisation et de la compréhension de la dynamique complexe à des niveaux d'organisation supérieurs.

La plupart des paramètres de mesure des ÉRÉ concernent des attributs à l'échelle de l'organisme, d'une population ou d'une communauté (Suter et coll., 2005), comme le taux de mortalité, le taux de reproduction et la croissance. Les paramètres d'évaluation portent souvent sur les populations ou les communautés, alors que les paramètres de mesure concernent les attributs à l'échelle de l'organisme qu'on croit liés au paramètre d'évaluation de la population ou de la communauté (CCME, 2006). Bien que le lien quantitatif entre les attributs à l'échelle de l'organisme et les réponses de la population ou de la communauté soit rarement connu de façon certaine, on suppose habituellement qu'il n'y aura pas d'effet sur la population ou la communauté si l'ÉRÉ prédit qu'il n'y aura pas d'effet à l'échelle de l'organisme. Si l'ÉRÉ prédit des effets sur l'organisme, il n'est pas facile de prédire les niveaux d'effets sur la population ou la communauté. Ainsi, une population qui a déjà atteint la capacité limite du milieu ne sera peut-être pas affectée par une hausse du taux de mortalité à l'échelle des organismes. D'autre part, une population qui arrive à peine à survivre pourrait disparaître si un stress quelconque venait s'ajouter. L'extrapolation à l'échelle de la population à partir d'attributs à l'échelle des organismes nécessite de comprendre les facteurs qui influent sur la dynamique de la population. L'extrapolation à l'échelle de la communauté à partir des populations nécessite de comprendre les interactions au sein de la communauté (p. ex., une espèce peut devenir

plus abondante si son prédateur est moins abondant). Bien que les praticiens de l'ÉRÉ souhaitent mettre au point des méthodes, ils décrivent habituellement l'effet possible à l'échelle de la communauté en termes qualitatifs, lorsqu'ils le décrivent.

Certains paramètres de mesure sont faciles à interpréter en termes écologiques, car ils portent sur des attributs réels à l'échelle de la communauté ou du moins à l'échelle de la population, mais ces paramètres ne peuvent déceler que de très grands changements.

D'autres paramètres de mesure qui concernent des attributs à l'échelle de l'organisme peuvent permettre de détecter davantage de changements, mais les résultats sont moins faciles à extrapoler à l'échelle des populations et des communautés. C'est en partie pour cette raison que les ÉRÉ font appel à plusieurs types d'éléments de preuve. Il existe néanmoins des méthodes permettant d'évaluer les effets sur les populations et les communautés (voir Suter, 2007), qui doivent être employées autant que possible.

Une difficulté propre à l'évaluation des effets à l'échelle de la population réside dans la définition de la population à l'étude (c.-à-d. la population évaluée). Du point de vue purement biologique, une population écologique se définit comme un groupe d'individus d'une seule espèce qui se reproduisent entre eux et fréquentent le même habitat. Du point de vue de l'évaluation du risque, toutefois, cette définition est trop générale, en particulier pour les organismes qui parcourent de grandes distances (jusqu'à l'échelle continentale).

Si la définition d'une population évaluée se rapporte à un vaste espace, les effets sur un groupe localisé d'individus se trouvant à proximité d'un site contaminé peuvent ne pas avoir de répercussions sur la population évaluée, tout en étant inacceptables pour ce qui est des objectifs de protection.

Concept clé :

Si on s'intéresse à la population d'une espèce sauvage en particulier, il faut définir le plus clairement possible cette population (la population évaluée) si on veut la gérer.

Un autre enjeu concernant la définition de la population est la compréhension du contexte écologique du groupe considéré comme une population locale. Une petite parcelle de forêt au milieu d'une exploitation agricole ou d'un centre urbain peut jouer un rôle important (p. ex., un corridor de migration) lorsque l'ensemble de l'habitat est fragmenté, alors qu'une zone de même superficie située dans une région sauvage non fragmentée pourrait être moins sensible à une perturbation de l'environnement.

Les questions d'ordre général relatives à l'échelle spatiale et à l'ampleur générale des effets sont abordées plus en profondeur au **chapitre 5**.

2.3.3.3. Types d'effets utilisés pour les paramètres de mesure

Dans le cas des paramètres de mesure qui sont des mesures directes des effets, on s'entend généralement pour dire que certains types d'effets conviennent mieux que d'autres. En particulier, les effets à mesurer doivent être pertinents en termes écologiques

et pouvoir être reliés aux paramètres d'évaluation, qui portent le plus souvent sur des attributs à l'échelle de la population ou de la communauté.

Dans l'orientation générale publiée par le CCME en 2006, on mentionne que les effets mesurés à l'échelle de l'organisme doivent être d'une importance décisive pour que l'espèce puisse compléter un cycle de vie normal et produire une descendance viable. La mortalité et la reproduction sont les deux types d'effets qu'on peut le plus facilement associer aux effets à l'échelle de la population. La dynamique des populations est toutefois complexe, et plusieurs mécanismes directs et indirects pourraient avoir des effets létaux et sublétaux entraînant des répercussions à l'échelle de la population. Les mesures effectuées directement à l'échelle de la population ou de la communauté sont idéales, mais souvent impossibles ou difficiles à obtenir.

D'autres types d'effets sont utilisables comme substituts pour les réponses de la population, mais ceux-ci sont généralement plus difficiles à associer aux effets à l'échelle de la population ou de la communauté. C'est surtout le cas pour les effets qui ne constituent pas vraiment une mesure d'un effet nocif, mais plutôt une mesure du potentiel de réponse nocive (p. ex., induction enzymatique).

Divers gouvernements au Canada ont formulé des directives sur les types d'effets à utiliser comme paramètres de mesure (voir le **tableau 2-8**). Il n'y a pas de règle précise pour l'utilisation de ces types d'effets dans la sélection des paramètres. Les praticiens de l'ÉRÉ doivent faire appel à leur jugement au cas par cas. Lorsqu'on considère les avantages et les inconvénients des divers types d'effets utilisés (**tableau 2-9**), il faut privilégier les effets qui sont étroitement liés aux paramètres d'évaluation. Les paramètres qui sont pertinents aux paramètres d'évaluation comprennent les mesures directes à l'échelle de la population ou de la communauté, ou les effets sur la mortalité et sur la reproduction, lesquels peuvent être directement reliés aux attributs à l'échelle de la population. Parmi les autres types d'effets, la croissance est généralement le premier choix. Cela ne signifie pas que les autres paramètres soient dénués d'intérêt. Si on observe, à faible concentration, des effets comportementaux qui risquent d'avoir des répercussions à l'échelle de la population (p. ex., diminution de la réponse de fuite en présence d'un prédateur), il faut les considérer comme pertinents²².

Concept clé :

La mortalité et la reproduction à l'échelle des organismes sont les effets qu'on peut le plus facilement extrapoler à l'échelle de la population. Les effets sur la croissance peuvent se traduire à l'échelle de la population en termes de biomasse. D'autres types d'effets peuvent être sensibles aux CP, mais la possibilité d'extrapoler les effets sur les organismes à l'échelle de la population nécessite alors un examen attentif.

²² En 2007, le CCME a indiqué que, pour établir des recommandations sur la qualité de l'eau, on pouvait avoir recours à des paramètres inhabituels, comme le comportement, s'il est possible de démontrer leur pertinence écologique.

2.3.4. Éléments de preuve

2.3.4.1. Définition d'un ÉDP

La façon d'organiser et d'appliquer les paramètres de mesure définit les éléments de preuve (ÉDP) qui feront partie de l'ÉRÉ. Les éléments de preuve découlent des paramètres de mesure et d'évaluation (**figure 2-6**; exemples du **tableau 2-7**). Bien que la figure illustre un processus par étapes, en réalité, les éléments de preuve se déterminent presque en même temps que les paramètres de mesure (autrement dit, il ne sert à rien de déterminer un outil sans réfléchir à l'avance à quoi les résultats serviront).

Comme on l'a souligné précédemment, la portée des paramètres de mesure varie considérablement et il est possible de les définir pour les rendre équivalents à un élément de preuve du point de vue fonctionnel. En général, il est plus facile de définir un paramètre de mesure comme une mesure de l'exposition ou de l'effet, ce qui permet de bien le distinguer de l'élément de preuve. L'expression des ÉDP joue le rôle d'un pont entre les données non traitées recueillies en vue d'éclairer l'évaluation du risque (paramètres de mesure) et l'analyse ou l'interprétation subséquente de ces données à l'étape de l'analyse de l'ÉRÉ.

Par exemple, si nous mesurons la diversité des espèces dans une communauté d'invertébrés du sol (paramètre de mesure), nous pouvons appliquer les données obtenues de plusieurs façons, notamment :

- (1) comparaison de l'indice moyen de diversité du site à des conditions de référence (p. ex., au moyen d'une analyse de la variance);
- (2) comparaison de l'indice de diversité à des seuils prédéterminés pour la qualité du sol selon des principes écologiques;
- (3) modélisation de l'indice de diversité par rapport à la concentration dans le sol d'un contaminant (p. ex., par régression linéaire simple).

Définition :

Élément de preuve (ÉDP) : Toute correspondance entre des mesures de l'exposition et des effets qui éclaire l'évaluation d'un paramètre d'évaluation précis. Le plus souvent, les éléments de preuve englobent un ou plusieurs paramètres de mesure.

Concept clé :

Il est utile de considérer les paramètres de mesure comme des outils, et les éléments de preuve comme des utilisations de ces outils.

Tableau 2-8. Types d'effets et leur degré d'acceptabilité pour la sélection des paramètres de mesure, selon divers gouvernements²³

Types d'effets	CCME (1997a)	SAB-CS (2008)	OMEQ (2001) ²⁴	CEAEQ (1998)	CCME (2006)	CCME (2007)	CCME (1995)
Mortalité	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable
Reproduction	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable
Croissance	Acceptable	Acceptable	Acceptable		Acceptable	Acceptable	Acceptable
Comportement	Acceptable	Acceptable	Variable			Variable	Variable
Morphologie/malformation		Acceptable	Variable				
Tumeurs	Acceptable		Variable				
Mesures physiologiques comme l'efficacité de l'absorption, l'absorption des substances nutritives, le volume sanguin, etc.	Acceptable		Variable			Variable	Variable
Activité enzymatique	Acceptable		Inacceptable			Variable	
Histopathologie (changements cellulaires)	Acceptable	Acceptable	Inacceptable				
Développement (certaines mesures seulement, p. ex., développement sexuel)			Variable				Acceptable
Réponse immunologique			Inacceptable				
Attributs à l'échelle de la population (p. ex., biomasse, abondance)	Acceptable	Acceptable	Acceptable	Acceptable			
Attributs à l'échelle de la communauté (p. ex., diversité)		Acceptable		Acceptable			

²³ Ce tableau est simplifié. Certains documents d'orientation mentionnent des exceptions au cas par cas, le principal critère considéré étant de savoir si un effet particulier est susceptible d'avoir une incidence sur la survie, la reproduction ou la croissance. Les cases laissées en blanc dans le tableau ne signifient pas que l'effet en question est acceptable ou inacceptable, mais plutôt qu'il n'a fait l'objet d'aucune mention explicite.

²⁴ Les directives du MEO (2011) varient d'un groupe de récepteurs à l'autre, et il existe des exceptions dans de nombreux cas.

Tableau 2-9. Avantages et inconvénients de certains types d'effets comme paramètres de mesure

Type d'effet	Principaux avantages (A) et inconvénients (I)
Mesures directes à l'échelle de la communauté, comme la diversité, la biomasse ou la richesse spécifique	<ul style="list-style-type: none"> • A : Habituellement directement pertinent pour le paramètre d'évaluation. • I : Peut être difficile à mesurer directement et son pouvoir de détection du changement peut être limité.
Mesures directes à l'échelle de la population, comme l'abondance ou la biomasse	<ul style="list-style-type: none"> • A : Habituellement directement pertinent pour le paramètre d'évaluation. • I : Peut être difficile à mesurer directement; le pouvoir de détection du changement peut être limité, tout comme la capacité d'établir des relations de cause à effet avec les stresseurs.
Taux de mortalité	<ul style="list-style-type: none"> • A : Facile à mesurer dans certains cas; temps de réponse habituellement rapide; lien relativement facile à établir avec l'échelle de la population. • I : Souvent moins sensible que les autres paramètres; difficile à mesurer <i>in situ</i> (p. ex., pour les espèces sauvages); les réponses peuvent être retardées.
Paramètres relatifs à la reproduction (p. ex., fécondité, taux de reproduction)	<ul style="list-style-type: none"> • A : Peuvent être faciles à mesurer selon l'effet; lien relativement facile à établir à l'échelle de la population selon l'effet; peuvent être indicateurs d'autres effets inconnus. • I : Certains effets sur la reproduction ne sont pas faciles à mesurer (p. ex., pour les espèces sauvages) et le temps de réponse est long pour certains récepteurs.
Croissance	<ul style="list-style-type: none"> • A : Souvent plus sensible que le taux de mortalité ou la reproduction; indicateur possible d'autres effets inconnus. • I : Lien plus difficile à établir à l'échelle de la population.
Comportement (lorsqu'on peut établir un lien entre le comportement et la mortalité, comme l'évitement des prédateurs, ou la reproduction, comme la fréquence des accouplements)	<ul style="list-style-type: none"> • A : Souvent plus sensible que le taux de mortalité ou la reproduction; indicateur possible d'autres effets inconnus; il est souvent possible d'établir un lien avec la reproduction et la mortalité. • I : Les liens à l'échelle de la population et de la communauté peuvent être vagues; les effets peuvent être subtils et le temps de réponse peut être long.
Tous les autres types de paramètres (voir les exemples du tableau 2-8)	<ul style="list-style-type: none"> • A : Peuvent être plus sensibles aux contaminants que les autres paramètres. • I : Lien difficile à établir avec les paramètres d'évaluation à l'échelle de la population et de la communauté, ou encore il est possible qu'il n'y ait pas d'effet nocif net.

Ces applications seraient considérées comme des éléments de preuve distincts, dérivés de la même mesure de l'effet (l'indice de diversité). Deux des analyses mesurent l'ampleur du risque potentiel, alors que l'autre porte sur l'établissement de relations potentielles de cause à effet avec la contamination. Chaque ÉDP offre une information différente (mais valable) pour éclairer le paramètre d'évaluation.

En pratique, il peut être approprié de regrouper des ÉDP très apparentés. Par exemple, comme l'illustre le **tableau 2-7**, tous les ÉDP qui utilisent les résultats d'un essai de toxicité chez les amphipodes, d'une façon ou d'une autre, peuvent être regroupés aux fins d'analyse et de production de rapports, même si l'essai de toxicité peut comporter plus d'un paramètre de mesure donné (p. ex., croissance et survie). Il est également possible que plusieurs ÉDP utilisent les résultats d'un même essai de toxicité.

En précisant les ÉDP, il est important d'exprimer clairement la relation qui existe entre la mesure de l'exposition et la mesure de l'effet. Dans le cas de certains ÉDP, la relation est évidente (p. ex., comparaison des résultats d'une analyse chimique de sol aux Recommandations canadiennes pour la qualité des sols). Dans d'autres cas, la relation est moins évidente et nécessite une explication (p. ex., diversité de la communauté d'invertébrés benthiques en fonction de la proximité d'une source ponctuelle). Dans ce dernier exemple, la « proximité » peut dépendre de la distance ou de la direction, ou des deux à la fois, et il se pourrait que l'ÉDP doive préciser le regroupement des postes d'échantillonnage, les transects établis en fonction de la distance, ou d'autres mesures de l'exposition.

2.3.4.2. *Organisation des ÉDP*

Afin de conserver une certaine uniformité dans la pratique, il est utile de conceptualiser les quatre grandes catégories d'éléments de preuve (ÉDP) comme suit :

- **Preuves toxicologiques propres à un site** – couvrent les paramètres de mesure liés à des études portant sur l'exposition d'organismes d'essai à un milieu contaminé, dans des conditions contrôlées²⁵.
- **Preuves toxicologiques indirectes** – couvrent les renseignements toxicologiques recueillis dans d'autres sites, en tenant pour acquis que la relation concentration-réponse est similaire ou peut être estimée à partir de données recueillies dans d'autres sites.
- **Preuves biologiques propres à un site** – couvrent l'évaluation directe des conditions biologiques d'un site.
- **Preuves biologiques indirectes** – couvrent l'évaluation indirecte des conditions biologiques, par extrapolation des connaissances acquises dans d'autres sites.

²⁵ Les conditions peuvent être contrôlées en laboratoire ou *in situ*.

L’organisation des ÉDP simplifie la caractérisation du risque (**chapitre 5**) et concorde avec l’organisation des outils dans l’évaluation des effets (**chapitre 4**).

Il est courant d’omettre une ou plusieurs de ces catégories d’ÉDP à une étape ou l’autre de l’évaluation du risque, selon la portée ou la complexité de l’étude, la stratégie d’échelonnement du projet et les objectifs de l’évaluation du risque. Par exemple, on n’effectue pas souvent d’études toxicologiques propres à un site dans le cas d’oiseaux et de mammifères, et on n’en effectue à peu près jamais pour les espèces en voie de disparition. De même, les études biologiques propres à un site sont rares à l’étape de l’évaluation quantitative préliminaire du risque (EQPR). Si l’un ou l’autre des quatre types d’ÉDP est absent, ce n’est pas grave. Par contre, l’évaluateur du risque doit reconnaître explicitement les conséquences et les incertitudes associées au fait de privilégier ou d’omettre l’un ou l’autre des types d’ÉDP ci-dessus.

Chacune de ces catégories générales d’ÉDP s’accompagne d’incertitudes et de méthodes d’évaluation différentes. En outre, il n’est pas rare qu’une catégorie générale d’ÉDP comprenne de multiples ÉDP individuels :

- Les essais de toxicité propres à un site font généralement partie d’un ensemble de tests portant sur plusieurs espèces, diverses périodes de temps et de multiples paramètres.
- Les comparaisons avec les lignes directrices ou les données de référence peuvent être multiples (différents territoires de compétence ou différentes études de cas).
- Les études à l’échelle de la communauté comportent une multitude de paramètres potentiels (p. ex., diversité et densité totales, diversité et densité des taxons importants, diversité et densité des taxons sensibles, indices de diversité).
- Il peut exister de nombreux types de paramètres biologiques provenant d’autres sites.
- On peut comparer les paramètres biologiques et toxicologiques à de nombreuses mesures d’exposition (p. ex., propriétés chimiques de chaque CP, substance chimique de substitution comme les équivalents toxiques [ET], données d’exposition issues d’une analyse chimique multivariée [principaux composants], mesures de la distance et de la direction, etc.).

Les paramètres sont regroupés en quatre grandes catégories dans le but, notamment, de reconnaître explicitement la redondance partielle liée à l’utilisation de multiples paramètres apparentés. Bien entendu, l’organisation formelle des ÉDP n’est pas importante dans le cas des ERÉ simples qui nécessitent un nombre limité d’ÉDP aux fins de l’évaluation du risque, ou lorsqu’un nombre limité d’ÉDP suffisent pour conclure sans équivoque que les risques sont négligeables.

2.3.4.3. Sélection des ÉDP

La justification de la sélection des ÉDP doit être indiquée clairement dans l'énoncé du problème. Les ÉDP utilisés aux fins d'une ÉRÉ (voir l'exemple au **tableau 2-7**) découlent de l'examen d'une liste préliminaire d'ÉDP possibles. Les critères pouvant servir à la sélection des ÉDP comprennent ce qui suit²⁶ :

- Pertinence écologique – Dans quelle mesure le paramètre d'évaluation est-il représenté par l'ÉDP?
- Sensibilité – Dans quelle mesure l'ÉDP permet-il de détecter les changements ou les différences par rapport aux conditions de référence? Les résultats sont-ils indiqués de manière quantitative ou selon les grandes catégories (p. ex., faible, modéré, élevé)? L'ÉDP présente-t-il habituellement un taux élevé d'erreurs aléatoires?
- Spécificité – Dans quelle mesure l'ÉDP permet-il de distinguer les effets des CP associés à un site des autres facteurs?
- Représentativité spatiale et information propre au site – L'ÉDP fournit-il de l'information propre à un site donné, selon une échelle spatiale appropriée compte tenu des paramètres d'évaluation établis?
- Représentativité temporelle – L'ÉDP rend-il compte de la variation temporelle associée aux risques écotoxicologiques potentiels?
- Qualité prévue des données – Selon l'expérience du praticien, quelle est la probabilité que la qualité des données produites par cet ÉDP soit mauvaise et diminue l'utilité de l'ÉDP?
- Acceptabilité prévue – L'ÉDP comporte-t-il des méthodes d'essai normalisées ou est-il utilisé depuis longtemps, de sorte que les organismes de réglementation auraient confiance dans les résultats?

L'évaluateur du risque doit au moins fournir la liste des ÉDP qui ont été examinés aux fins d'une ÉRÉ et indiquer les raisons pour lesquelles chaque ÉDP a été retenu ou exclu. L'information peut être présentée sous forme de texte ou de tableau. Les justifications doivent être fondées sur des critères appropriés, comme ceux qui sont mentionnés ci-dessus. Dans le cas des ÉRÉ complexes dont la mise en œuvre est structurée en plusieurs étapes, on doit aussi expliquer le choix des ÉDP proposés au départ et des ÉDP reportés.

²⁶ Adapté en partie de Menzie et coll. (1996) et de SAB-CS (2010).

2.3.4.4. Application des ÉDP

Étant donné que les ÉDP servent à évaluer le risque dans le cadre de l’ÉRÉ, il est important de vérifier si les ÉDP retenus représentent bien tous les groupes de récepteurs et toutes les voies d’exposition. Les groupes de récepteurs sont vérifiés de façon implicite au moment de la préparation du tableau des ÉDP (**tableau 2-7**). Pour la vérification des voies d’exposition, la solution la plus simple consiste à ajouter une colonne « oui/non » au modèle des **tableaux 2-5 et 2-6** afin d’indiquer si oui ou non un ou plusieurs ÉDP proposés sont pertinents pour chaque voie d’exposition.

Concept clé :

Il est important de vérifier si l’élément de preuve correspond bien à une voie d’exposition du RP, afin qu’aucune voie d’exposition n’échappe à l’évaluation.

L’évaluation et l’application des éléments de preuve font partie de l’ÉRÉ. La description de la méthode qui servira à intégrer les ÉDP au cadre d’appréciation du poids de la preuve doit figurer dans la stratégie générale de l’ÉRÉ (voir la prochaine section). Le caractère détaillé de cette description dépend de la complexité de l’ÉRÉ et du type de méthode utilisée pour la caractérisation du risque. Le **chapitre 5** traite de la gamme d’options utilisées pour évaluer le poids de la preuve (PP). Les méthodes d’évaluation du PP les plus approfondies peuvent exiger une évaluation quantitative officielle des ÉDP au moment de l’énoncé du problème (p. ex., pondération ou classement de chaque ÉDP en fonction de l’évaluation de multiples attributs). Il est possible que ce type de méthode soit trop lourd pour la plupart des ÉRÉ, mais une évaluation critique de la pertinence des ÉDP effectuée avant l’analyse des données permet d’éviter « l’improvisation », laquelle pourrait se définir comme la formulation de suppositions gratuites (faites après coup) pouvant donner l’impression d’un processus de décision systématique, mais qui, en fait, seraient arbitraires et impossibles à distinguer d’interprétations subjectives. Peu importe le degré de formalisme retenu, il est important de justifier la sélection des ÉDP à l’étape de l’énoncé du problème, comme il était indiqué à la section précédente. Des critères tels que la pertinence écologique, qui ne varient pas en fonction des données recueillies après l’énoncé du problème, peuvent être reportés directement de l’énoncé du problème à la caractérisation du risque dans le cadre d’une méthode d’évaluation du PP (voir le **chapitre 5**).

2.3.5. Stratégie générale de l’ÉRÉ

En même temps qu’on détermine les ÉDP, il est important de concevoir la stratégie générale de mise en œuvre de l’ÉRÉ. Cette stratégie n’a pas besoin de décrire en détail les méthodes employées sur le terrain ou en laboratoire, ni les méthodes d’analyse des données, car ces descriptions conviennent mieux au plan d’échantillonnage et d’analyse (voir la prochaine section). La stratégie doit surtout traiter des principaux enjeux d’ordre général, tels que ceux-ci :

- Phases/itération – Procéderait-on par étapes pour la mise en œuvre de l’ÉRÉ? Si c’est le cas, quels ÉDP étudiera-t-on à chaque étape? Quelles seraient les conditions (résultats) requises pour considérer la première étape de l’ÉRÉ terminée?
- Échéancier – Il faut préciser quelles seront les conséquences de la mise en œuvre par étapes et des autres contraintes sur l’échéancier de l’ensemble de l’ÉRÉ.
- Protocole expérimental (la sous-section ci-dessous en traite plus à fond) – Est-ce que les études sur le terrain comprendront un plan par gradient ou une comparaison des conditions du site à des conditions de référence? Quel nombre de répétitions sur le terrain sera requis afin de détecter adéquatement les valeurs de l’ampleur de l’effet étudié ou d’établir des corrélations entre l’exposition et les effets? Quelle est l’échelle spatiale générale de l’échantillonnage pour chaque type de données? Alors que les détails figurent dans le plan d’échantillonnage et d’analyse, le plan conceptuel doit figurer dans la stratégie générale.
- Coordination avec l’étude en cours sur le site – Si on est en train d’effectuer une étude supplémentaire sur le site, dans quelle mesure ces travaux concorderont-ils avec l’ÉRÉ et l’appuieront-ils? Comment utilisera-t-on dans l’ÉRÉ les données fournies par l’étude?
- Méthode de caractérisation du risque – En tenant pour acquis qu’il y a plus d’un ÉDP pour au moins quelques-uns des paramètres d’évaluation, il est important de décrire, à l’étape de l’énoncé du problème, comment on appliquera la méthode d’appréciation du PP à la caractérisation du risque. Cette description doit traiter de ce qui suit :
 - Comment va-t-on résumer et intégrer les ÉDP?
 - Comment jugera-t-on de l’ampleur des risques, de l’incertitude concernant les risques, des relations de causalité ou des autres attributs (un tableau de valeurs par défaut est fourni au **chapitre 5** dans ce but)?

Concept clé :

La stratégie générale de l’ÉRÉ fournit une bonne vue d’ensemble de la méthode à adopter pour effectuer l’ÉRÉ. La stratégie générale doit faire partie de tous les énoncés de problème. Par contre, dans certains cas, on peut reporter la planification détaillée de l’échantillonnage et de l’analyse jusqu’à ce qu’on se soit mis d’accord sur une stratégie générale et sur les éléments de preuve à proposer pour l’ÉRÉ.

Concept clé :

La méthode d’appréciation du PP doit être décrite dans l’énoncé du problème et être mise en œuvre à l’étape de la caractérisation du risque.

Bref, c'est à l'étape de l'énoncé du problème qu'il faut bien comprendre et articuler en détail comment on procédera à la caractérisation du risque. La caractérisation du risque, y compris les méthodes d'appréciation du PP, est décrite en détail au **chapitre 5**. La plus grande partie de ce chapitre est toutefois pertinente pour l'étape de l'énoncé du problème (c.-à-d. que c'est à cette étape qu'il faut en tenir compte).

- Transparence – Comment présentera-t-on l'ensemble des résultats de l'ÉRÉ? Quels mécanismes ou quels outils aideront les examinateurs à comprendre comment on est parvenu aux conclusions? Quels mécanismes ou quels outils aideront les examinateurs à effectuer une évaluation indépendante du risque à partir de l'information présentée?

Concept clé :

Les praticiens de l'ÉRÉ doivent faire en sorte que les résultats et les conclusions de l'évaluation du risque soient présentés de manière transparente, afin que les examinateurs, les parties intéressées et les décideurs puissent aisément comprendre ces résultats et se faire une opinion.

Il faut discuter de la stratégie générale de mise en œuvre avec les gardiens des sites (peut-être avec l'appui des experts du PASCF, des organismes de réglementation et des parties intéressées) afin de confirmer que l'ÉRÉ comble les attentes. Il est possible de préparer le plan d'échantillonnage et d'analyse avant le début des travaux, du moment qu'on s'est mis d'accord sur la stratégie.

2.3.5.1. Plan contrôle-impact ou plan par gradient

Dans le cadre d'une ÉRÉ, l'établissement du protocole expérimental nécessite un examen attentif, car le protocole choisi détermine les types de déductions pouvant être faites à partir des données recueillies. Il est important que le praticien détermine à l'avance la manière dont les effets potentiels de la contamination seront évalués. Le plan d'étude « contrôle-impact » classique, souvent utilisé dans les ÉRÉ pour comparer un site donné à un site de référence, pose des problèmes fondamentaux en raison de la variabilité naturelle, sans lien avec la contamination, qu'on observe entre les sites. Il est préférable d'établir une comparaison par rapport à une condition de référence (fondée, par exemple, sur de nombreux sites de référence), mais là encore, les résultats peuvent être biaisés, dans une certaine mesure, par la variabilité naturelle qui existe entre les sites. Dans la plupart des cas, on doit envisager un plan d'étude par gradient, qui permet au praticien d'évaluer les relations possibles entre la contamination et les effets, et de comprendre les différences observées entre les zones présentant des concentrations variables de contaminants. L'analyse qui suit fournit des justifications à cet égard.

Dans un plan d'étude contrôle-impact classique, on interprète l'effet de la contamination en comparant le rendement d'un site à une valeur témoin. Par exemple, un praticien peut

comparer la croissance des plantes dans un site contaminé à la croissance des plantes dans un site témoin, ou « site de référence », en supposant que les deux sites sont identiques, sauf en ce qui a trait à la contamination. Malheureusement, il n'existe pas deux sites identiques : la comparaison d'un site avec un seul et unique site de référence présente donc une valeur limitée. Si de multiples échantillons sont prélevés aux deux sites, l'hypothèse selon laquelle le taux de croissance des plantes est similaire aux deux endroits peut être statistiquement vérifiée, mais toute différence observée entre les sites ne peut être interprétée comme une preuve de l'existence d'un effet dû aux contaminants, puisqu'on doit s'attendre à ce que les sites présentent des différences intrinsèques, même en l'absence de contamination. Un praticien qui supposerait de façon erronée qu'une différence statistiquement significative est liée à une contamination commettrait une pseudoréPLICATION (Hurlbert, 1984). En effet, les données indiquent l'existence d'une variabilité entre les deux sites, mais non l'existence d'une variabilité entre les sites contaminés et les sites non contaminés de façon générale. Dans le cadre d'essais réalisés sur les effets de la contamination, les échantillons prélevés à chaque site sont considérés comme des pseudoréplicats, et non comme de véritables réplicats.

Une façon de résoudre le problème de la variabilité intrinsèque des sites est de définir une « condition de référence » pouvant servir de point de comparaison pour l'évaluation d'un site contaminé. Dans le cas des sites contaminés, la condition de référence doit habituellement représenter un ensemble de conditions qu'on retrouverait en l'absence de contamination propre à un site. L'établissement d'une condition de référence peut se faire de diverses manières (Stoddard et coll., 2006), la plus courante consistant à utiliser de multiples sites de référence pour déterminer un ensemble de conditions constituant un point de référence. Ainsi, le Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA)²⁷ utilise la méthode de la condition de référence fondée sur de multiples sites de référence pour évaluer les effets potentiels des facteurs de stress sur les systèmes d'eau douce. Il s'agit d'une énorme amélioration par rapport à la comparaison établie avec un site de référence unique, mais comme le site contaminé n'est pas répliqué, il reste que nous ne savons toujours pas dans quelle mesure les différences observées entre le site et la condition de référence sont naturelles ou liées à une contamination. À défaut de comprendre cette limite, la comparaison d'un site contaminé à des conditions de référence fondées sur de multiples sites peut s'avérer utile. L'établissement d'une condition de référence peut aussi se faire par d'autres moyens : interprétation de conditions historiques (si on dispose de données sur les conditions qui existaient avant qu'un site soit contaminé), extrapolation des relations empiriques établies entre les indicateurs biologiques et la contamination (p. ex., provenant d'autres sites) ou utilisation de principes écologiques pour déterminer les conditions attendues en l'absence de contamination (Stoddard et coll., 2006).

²⁷ <http://www.ec.gc.ca/rcba-cabin/default.asp>

La comparaison des variables biologiques d'un site contaminé à une condition de référence sera toujours biaisée en raison de la variabilité inhérente aux systèmes biologiques. Comme les paramètres d'évaluation des ÉRÉ sont souvent établis à l'échelle de la population ou de la communauté, les praticiens devraient s'attendre à ce que la population ou la communauté étudiée dans un site donné présente des différences intrinsèques avec toute population ou communauté associée à un autre site ou ensemble de sites. Landis et coll. (2011) ont fourni des arguments détaillés pour expliquer pourquoi il n'existe pas, selon eux, de site de référence à proprement parler quand il est question de populations et de paysages. En conséquence, le plan d'échantillonnage établi pour les ÉRÉ devrait donc généralement mettre l'accent sur l'évaluation des tendances en fonction des gradients de contamination et d'autres facteurs susceptibles d'entraîner une variabilité biologique (Landis et coll., 2011), plutôt que sur la détection de différences entre le site étudié et une condition de référence donnée. Cela vaut particulièrement pour les paramètres de mesure qui permettent de mesurer directement les caractéristiques de populations ou de communautés.

Les plans d'étude par gradient devraient porter sur toute la plage de concentrations de CP, de la plus élevée (sur le site) à la plus faible (ce pourrait être sur le site ou hors site). Certains plans comportent un élément spatial et directionnel, comme la distance par rapport à une source ponctuelle de contamination. Mais avant tout, les plans par gradient devraient chercher à rendre compte des tendances des variables environnementales pouvant être corrélées avec la contamination. Les variables confusionnelles limitent souvent la capacité des praticiens à établir des liens entre les tendances biologiques observées et les contaminants liés aux sites. Le plan par gradient comporte nécessairement l'objectif consistant à déterminer si les populations et les communautés à l'étude sont corrélées avec la contamination *et s'il existe un lien de causalité avec la contamination*. Comme on l'explique en détail au chapitre 5, ce dernier élément – l'établissement de la causalité – devrait constituer un élément clé de toute ÉRÉ.

En résumé, le plan d'étude établi pour les ÉRÉ doit autant que possible permettre de caractériser les gradients de contamination et d'autres facteurs susceptibles d'entraîner des réponses chez les populations et les communautés. La comparaison d'un site à des conditions de référence est également utile, mais les conclusions qui reposent uniquement sur de telles comparaisons sont limitées lorsque les relations avec la contamination et d'autres variables descriptives ne sont pas comprises.

2.3.6. Plan d'échantillonnage et d'analyse

Le plan d'échantillonnage et d'analyse (PÉA) décrit en détail comment on effectuera l'ÉRÉ. Comme ce plan porte surtout sur les détails techniques plutôt

Concept clé :

Le degré de détail du plan d'échantillonnage et d'analyse varie en fonction de l'étendue et de la complexité de l'ÉRÉ ainsi que des attentes des parties intéressées.

que sur les enjeux stratégiques généraux dont il a été question dans la sous-section précédente, la version préliminaire de l'énoncé du problème se termine souvent par l'analyse de la stratégie générale de mise en œuvre, quitte à ajouter le PÉA plus tard, une fois qu'on s'est entendu pour aller de l'avant avec l'ÉRÉ. Dans un tel cas, on peut ajouter le PÉA à la version préliminaire de l'énoncé du problème, ou l'élaborer dans un document à part.

La portée du PÉA varie en fonction de la complexité de l'ÉRÉ et du degré de détail atteint précédemment dans l'énoncé du problème. Le PÉA peut traiter de tous les détails d'échantillonnage et d'analyse prévus pour l'ensemble de l'ÉRÉ, ou se limiter aux plans de la première phase (ou étape) de l'ÉRÉ. Dans les cas où aucun échantillonnage supplémentaire sur le terrain n'est requis, le PÉA traite seulement de l'analyse.

Il est important de démontrer que le PÉA fournit toute l'information requise pour chaque ÉDP qui sera utilisé dans l'ÉRÉ. On recommande de vérifier l'exhaustivité du PÉA en dressant une liste de contrôle afin de voir si les exigences en matière de programmes sur le terrain et de données sont satisfaites pour chaque ÉDP. Étant donné que la mise en œuvre des programmes sur le terrain se fait selon des périodes distinctes, des omissions accidentelles liées à la collecte des données sur le terrain peuvent avoir des répercussions importantes. Le **tableau 2-10** propose à cette fin un modèle de liste de contrôle. Bien que ce tableau serve surtout à l'évaluateur du risque (pour s'assurer que le PÉA est complet), on recommande de le présenter dans le PÉA, afin de montrer aux examinateurs qu'on a réalisé une contre-vérification.

La suite de la présente sous-section traite plus en profondeur de quelques exigences relatives au PÉA qui figurent au **tableau 2-10**. Avant d'élaborer un PÉA, les praticiens devraient consulter les directives actuelles du CCME (2012) sur l'échantillonnage des sites contaminés.

Plan de sécurité sur le terrain – Il est important de se doter d'un plan de sécurité pour tout projet comportant des travaux sur le terrain. Que ce plan fasse partie du PÉA ou qu'il fasse l'objet d'un document à part importe peu. Par contre, le PÉA doit au moins confirmer qu'un tel plan a été ou sera adopté.

Logistique – Un élément important, mais souvent négligé du PÉA concerne les questions générales de logistique. Ces questions comprennent ce qui suit :

- temps requis pour obtenir les permis d'échantillonnage;
- permission d'accéder aux sites;
- transport et accessibilité (en particulier dans le cas de lieux éloignés);
- disponibilité du matériel d'échantillonnage essentiel;
- conditions saisonnières pour l'échantillonnage biologique (p. ex., baies, champignons, varech, zostère, feuilles);

- cycle des marées (p. ex., les travaux à effectuer entre les marées peuvent devoir se faire lorsque les marées sont très basses pendant plusieurs jours, et à la lumière du jour).

Échantillons en vue des analyses chimiques – Lorsque le PÉA prévoit des analyses chimiques d'échantillons (eau, sol, sédiments, tissus), il doit préciser au moins ce qui suit :

- CP pertinents pour chaque milieu;
- forme(s) de chaque CP à mesurer dans chaque milieu;
- liste des paramètres habituels ou des paramètres à l'appui qu'on doit mesurer. La liste des paramètres habituels varie selon le milieu. L'évaluateur du risque ne doit pas tenir pour acquis que la liste des paramètres habituels recueillis dans le cadre de l'étude du site suffira à l'ÉRÉ. Les paramètres habituels doivent comprendre les indicateurs pertinents de la biodisponibilité potentielle des CP, ce qui varie selon le CP et le milieu;

Tableau 2-10. Modèle de liste de contrôle pour un plan d'échantillonnage et d'analyse

Sur le terrain				
	<u>Analyse chimique du sol</u>	<u>Essais biologiques chez les invertébrés</u>	<u>Communauté d'invertébrés du sol</u>	
A. Liste de contrôle de la planification				
S'est-on doté d'un plan de sécurité?				
Logistique				
Permis et autorisations d'accéder aux sites				
Transport et accès				
Disponibilité du matériel d'échantillonnage essentiel				
Saison appropriée pour la collecte des données				
Échantillonnage				
Mention des paramètres fondamentaux (p. ex., CP)				
Mention des paramètres accessoires ou à l'appui				
Choix des sites d'échantillonnage sur place				
Choix des sites d'échantillonnage de référence				
Établissement de méthodes détaillées d'échantillonnage sur le terrain				
Énoncé des méthodes de manipulation des échantillons				
Mention des objectifs et des méthodes d'AQ/CQ sur le terrain				
Analyses en laboratoire				
Mention des méthodes de laboratoire				
Mention et caractère adéquat des méthodes de détection en laboratoire				
Adoption d'objectifs et de méthodes d'AQ/CQ au laboratoire				
Analyse et modélisation des données				
Caractère adéquat des données à l'appui de toutes les analyses				
B. Liste de contrôle des exigences liées aux ÉDP				
ÉDP 1a : comparaison des essais biologiques sur place vs référence		x		o/n
ÉDP 1b : régression des résultats des essais biologiques vs analyse chimique du sol	x	x		o/n
ÉDP 2a : comparaison de l'abondance et de la diversité sur place vs référence			x	o/n
ÉDP 2b : régression de l'abondance et de la diversité vs analyse chimique du sol	x		x	o/n

- lieux des prélèvements d'échantillons et réplicats;
- méthodes de collecte des échantillons (équipement, profondeur des échantillons, traitement, volumes, contenants à utiliser, etc.);
- aspects essentiels de la manipulation des échantillons (filtration, entreposage, temps de conservation, etc.);
- méthodes de laboratoire prévues, y compris la préparation (p. ex., poids sec ou poids humide) et les unités pour la consignation des résultats;
- limites de détection prévues en laboratoire.

Le **chapitre 3** porte notamment sur les outils habituellement utilisés pour le prélèvement d'échantillons destinés aux analyses chimiques (par milieu d'exposition), les données accessoires courantes, les précautions à prendre pour l'échantillonnage sur le terrain et les directives applicables au prélèvement d'échantillons destinés aux analyses chimiques (voir le **tableau 3-1**).

Échantillonnage biologique et autres échantillonnages – Comme dans le cas des échantillons destinés aux analyses chimiques, tous les autres types d'échantillonnage sur le terrain doivent faire l'objet d'une description de ce qu'il faut échantillonner, des méthodes de prélèvement et des procédures d'analyse des échantillons en laboratoire (le cas échéant). Par exemple, la description de l'échantillonnage sur le terrain pourrait comprendre la dimension de la maille pour le tamisage des invertébrés benthiques, la taille des quadrats pour l'évaluation du couvert végétal, ou les détails de conception des pièges et les appâts utilisés pour les petits mammifères. Pour ce qui est des méthodes de laboratoire, le plan peut décrire, par exemple, la résolution taxonomique pour les mesures de densité des invertébrés, ou les plans d'ajustement de la salinité pour les essais biologiques effectués dans l'eau souterraine adjacente au milieu marin.

Le **chapitre 3** porte notamment sur les outils habituellement utilisés pour l'échantillonnage biologique, les données accessoires courantes, les précautions à prendre pour l'échantillonnage sur le terrain et les directives applicables au prélèvement d'échantillons (voir le **tableau 3-1**).

Assurance de la qualité/contrôle de la qualité – Il faut toujours indiquer les attentes et les méthodes relatives à l'AQ/CQ avant de commencer l'échantillonnage, afin d'assurer autant que possible la qualité des données. Si on ne peut atteindre les objectifs établis pour la qualité des données, il peut être nécessaire de revoir la sélection des paramètres de mesure et des ÉDP.

Parmi les mécanismes d'AQ/CQ généralement associés à la collecte d'échantillons dans le cadre de programmes environnementaux d'analyse chimique, mentionnons les suivants :

- prévention de la contamination lors du prélèvement des échantillons (p. ex., utiliser des contenants propres);

- procédures de décontamination entre les postes d'échantillonnage afin de prévenir la contamination croisée; parfois, frottis de l'équipement en vue de vérifier s'il y a eu contamination croisée;
- procédures d'homogénéisation sur le terrain (p. ex., pour les échantillons de sol non tamisé); parfois, prélèvement d'échantillons en double ou en triple en vue d'évaluer l'efficacité de l'homogénéisation;
- entreposage, transport et chaîne de possession des échantillons; utilisation possible de blancs de transport pour l'AQ/CQ;
- réplicats de laboratoire permettant de déceler les erreurs de mesure (sous forme de pourcentage de différence relative);
- autres mécanismes d'AQ/CQ en laboratoire, y compris les blancs de méthode d'analyse, les substances de référence certifiées et les matrices enrichies;
- limites de détection des méthodes relatives aux lignes directrices en matière d'évaluation préalable, pertinentes pour une ÉRÉ.

Dans le cas des laboratoires toxicologiques, on utilise des témoins négatifs et positifs, des réplicats, l'étalonnage des instruments et d'autres mécanismes d'AQ/CQ (voir le **chapitre 4** pour plus de détails sur les essais de toxicité). Les laboratoires qui effectuent le recensement des invertébrés peuvent effectuer un nouveau tri ou un fractionnement des échantillons en guise d'AQ/CQ. Le manuel publié par le CCME en 2012 fournit de plus amples renseignements sur les procédures d'AQ/CQ.

Analyse et modélisation des données – Les plans d'analyse des données peuvent, ou non, figurer dans le PÉA, selon l'envergure et la complexité de l'ÉRÉ et les attentes des organismes de réglementation, des gardiens des sites ou des parties intéressées pour un emplacement donné. La formulation des éléments de preuve décrit comment on procédera à l'analyse des données, mais il peut y avoir des cas qui nécessitent plus de précisions. Par exemple, dans le cas d'un site complexe où on utilisera un modèle de réseau trophique pour estimer l'exposition des espèces sauvages, il peut être approprié de résumer les principaux aspects de la conception et des hypothèses du modèle.

2.3.7. Communication et examen

Avant d'entamer la collecte et l'analyse des données sur le terrain, il importe de faire examiner le plan. Les examinateurs peuvent être les gardiens des sites, des experts du PASCF, d'autres organismes de réglementation, des parties intéressées touchées ou des pairs. Pour les sites complexes, il peut être important de se doter d'outils de communication (p. ex., des figures), afin de réduire la complexité de l'énoncé du problème et de le rendre compréhensible pour les lecteurs qui ne sont pas experts en ÉRÉ.

2.4. Incertitudes et lacunes dans les données dans l'énoncé du problème

Les incertitudes sont omniprésentes dans une ÉRÉ. Il vaut la peine de se pencher tout particulièrement sur les principales incertitudes dans l'énoncé du problème. Un des principaux avantages de l'analyse explicite des incertitudes est qu'elle peut permettre de détecter certaines lacunes dans les données qu'il serait possible de combler dans le cadre de l'ÉRÉ ou parallèlement à celle-ci. Voici quelques sources d'incertitude et de lacunes dans les données qui sont courantes à l'étape de l'énoncé du problème :

- **CP** – La liste des CP pertinents au site peut être incertaine du fait qu'on ne connaît pas tous les antécédents de l'emplacement ni les sources potentielles extérieures de CP. Il est également possible que l'étude réalisée sur place n'ait pas permis de détecter un CP qui s'y trouve en fait à des concentrations élevées. Il peut aussi y avoir des incertitudes concernant les caractéristiques des CP en termes de devenir, de transport et d'effets.
- **Voies de transport** – Le MCS suppose qu'on a caractérisé toutes les voies pertinentes de devenir et de transport des contaminants. Toutefois, même une étude bien conçue risque de passer à côté de voies de transport importantes. Par exemple, le transport de contaminants par les eaux souterraines vers un milieu récepteur marin peut se produire seulement à une certaine saison et à un certain moment du cycle des marées. Il se peut que l'évaluateur du risque ignore ce fait et que le MCS ne comprenne pas toutes les voies de transport pertinentes.
- **Récepteurs préoccupants** – Le choix des RP est toujours incertain à l'étape de l'énoncé du problème. D'habitude, on détecte les principaux types de récepteurs et les incertitudes concernent le choix des espèces de substitution. Par exemple, les biologistes de la faune pourraient ne pas connaître l'habitat de certains RP, lesquels seraient prématurément exclus de l'ÉRÉ. Ou encore, il se peut qu'il n'y ait guère eu d'articles publiés sur les effets (ce qui est habituellement le cas), et les espèces choisies pour représenter un type de récepteur donné ne sont peut-être pas les plus sensibles.

- **Paramètres de mesure** – Les paramètres de mesure sont imparfaits, soit en raison de l'incertitude des mesures elles-mêmes (p. ex., la variabilité réduit la possibilité de détecter des différences), soit en raison de l'incertitude liée à la façon dont les paramètres de mesure se traduisent en effets sur les paramètres d'évaluation (p. ex., que signifie la réduction de la croissance des invertébrés à l'échelle de la population ou de la communauté?) Même s'il n'y a pas de lacune particulière dans les données dont il faut tenir compte, l'évaluateur du risque doit être conscient de ces incertitudes dès le départ.
- **Étude du site** – Si l'étape de l'énoncé du problème permet de détecter des lacunes dans les données de l'étude du site, lesquelles pourraient compromettre un aspect quelconque de l'énoncé du problème, il faut les mentionner et en discuter avec les gardiens du site et ceux qui ont effectué l'étude. Dans certains cas, d'importantes lacunes dans les données (p. ex., absence de données sur le sol de surface pour une grande partie du site) peuvent justifier de reporter la rédaction définitive de l'énoncé du problème, jusqu'à ce que ces données aient été recueillies.

L'énoncé du problème reposera toujours sur des renseignements incertains. L'évaluateur du risque devra déterminer les principales incertitudes, préciser quelles lacunes dans les données sont les plus critiques et indiquer les hypothèses posées en vue de poursuivre la mise en œuvre de l'ÉRÉ.

Concept clé :

Il existe plusieurs types d'incertitudes en ce qui concerne l'ÉRÉ :

- La variabilité naturelle qu'on ne peut pas « réduire » (p. ex., la variabilité des concentrations de CP sur un site et la variabilité spatiale de la répartition du biote). Il est possible de reconnaître la variabilité naturelle, de la caractériser et de l'incorporer à une ÉRÉ (p. ex., par les méthodes probabilistes).
- Les erreurs de mesure aléatoires associées aux estimations d'un paramètre. Celles-ci peuvent découler du nombre d'observations limité ou de l'imprécision des techniques de mesure. Les estimations de la plupart des paramètres d'une ÉRÉ sont imprécises. Par exemple, la concentration moyenne dans le sol d'un site (c.-à-d., l'erreur d'estimation statistique due au nombre limité d'échantillons et aux erreurs d'analyse en laboratoire), ou les doses moyennes utilisées dans un modèle de réseau trophique (c.-à-d., en raison de l'imprécision de tous les paramètres d'entrés sur les taux d'ingestion, les concentrations de CP dans les aliments, etc.). On peut augmenter la précision estimative de ces paramètres en augmentant le nombre d'échantillons.
- Les erreurs de mesure systématiques (c.-à-d. les biais) dues à une estimation ou une technique d'analyse imprécises. Par exemple, un programme de marquage et de recapture visant à estimer l'abondance d'une population de poissons peut systématiquement sous-estimer l'abondance réelle si un sous-ensemble de poissons échappe à l'engin de pêche. Il arrive qu'on soit conscient des biais et qu'on puisse effectuer un ajustement en conséquence, mais il peut aussi arriver que ces derniers demeurent inconnus.
- L'incertitude relative à la structure ou au modèle, qui reflète notre connaissance limitée des mécanismes qui produisent les risques. Par exemple, il se peut que nous soyons incapables de comprendre comment fonctionne une voie d'exposition. Par conséquent, nos modèles empiriques ou mécanistes ne reflèteront pas vraiment la réalité. On peut réduire partiellement l'incertitude structurale par l'utilisation d'autres formes de modèle ou de modèles flexibles. Même lorsqu'on connaît bien les processus sous-jacents, les modèles visent délibérément à simplifier la réalité.
- L'ignorance qui découle de notre incapacité à comprendre les mécanismes qui produisent les risques. Par exemple, il se peut que nous ne comprenions pas parfaitement une voie d'exposition pertinente. Par définition, la véritable ignorance se rapporte à quelque chose d'inconnu et ne peut donc être prise en compte par les modèles conceptuels des sites et les modèles quantitatifs utilisés pour estimer les risques.

Pour plus de détails sur les types d'incertitudes, voir Morgan et Henrion (1990) et Finkel (1990).

3. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

3.1. Introduction

3.1.1. Objectif

L'évaluation de l'exposition a pour objectif général de caractériser les mécanismes par lesquels les récepteurs sont exposés aux CP et de quantifier ou de catégoriser l'ampleur de ces expositions. Pour chaque élément de preuve (ÉDP) évalué dans une ÉRÉ, on établit d'une ou de plusieurs façons une correspondance entre l'exposition et les effets. Par conséquent, l'évaluation de l'exposition n'est pas seulement une étape de l'ÉRÉ, mais fait partie de tout ÉDP. Dans bien des cas, la même information sur l'exposition fait partie de plusieurs ÉDP (p. ex., les concentrations de CP constituent souvent l'information sur l'exposition qui est mise en relation avec plusieurs types de renseignements sur les effets). Ce qui est important, c'est que même si les détails de l'exposition font l'objet de la présente section, il faut bien les comprendre et les formuler à l'étape de l'énoncé du problème en vue de la conception et la planification de l'ÉRÉ.

Concept clé :

L'information sur l'exposition fait partie de tout élément de preuve dans une ÉRÉ.

3.1.2. Vue d'ensemble de l'évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition utilisée pour appuyer un élément de preuve comprend généralement les éléments suivants (qui doivent tous être examinés en détail à l'étape de l'énoncé du problème) :

- Détermination des **types de mesure de l'exposition** qui seront utilisés, parmi les quatre catégories suivantes :
 1. *Milieu d'exposition externe* : Il s'agit du milieu auquel un récepteur est exposé, comme l'eau de surface, l'eau interstitielle, les sédiments, le sol ou les aliments. Par exemple, on s'attend à ce que les invertébrés du sol soient exposés aux CP présents dans le sol. Dans certains cas où le milieu d'exposition externe est la mesure de l'exposition, une ÉRÉ peut reposer sur les données de l'étude réalisée sur le site sans qu'il soit nécessaire de recueillir d'autres données. Dans d'autres cas toutefois, il peut être préférable de disposer simultanément d'autres données sur l'exposition qui permettront d'établir une correspondance plus précise avec les données sur les effets.
 2. *Milieu d'exposition interne* : Il s'agit des tissus dans lesquels on mesure les concentrations de contaminants qui représentent l'exposition dans le récepteur même. Par exemple, on peut utiliser les concentrations de mercure dans les

tissus de poisson comme indicateur de l'exposition du poisson au mercure. En général, le milieu d'exposition interne est plus pertinent que le milieu d'exposition externe pour les CP bioaccumulables ou bioamplifiables dans le réseau trophique, et il peut servir à établir une comparaison avec les données correspondantes sur les effets, lorsqu'on dispose de telles données.

Concept clé :

Bioaccumulation : on parle de bioaccumulation lorsque la concentration d'un CP dans un organisme est plus élevée que la concentration du même CP dans le milieu environnant.

Bioamplification : augmentation de la concentration d'un CP d'un niveau trophique au niveau suivant.

3. *Estimation de la dose totale*

totale : Par exemple, un petit mammifère peut être exposé à des CP par ingestion d'eau de surface, d'insectes dans le sol ou d'autres sources alimentaires, et par ingestion accidentelle de sol. Normalement,

l'estimation de la dose totale se fait à l'aide d'un modèle de réseau trophique.

Concept clé :

Les modèles de réseau trophique sont une série d'équations utilisées pour estimer la dose totale de CP à laquelle des récepteurs sont exposés par l'intermédiaire du réseau trophique. Il est possible de formuler efficacement des modèles simples à modérément complexes sur une feuille de calcul.

4. *Mesure catégorielle de l'exposition* : Ce type de mesure ne repose pas explicitement sur des renseignements relatifs aux concentrations de contaminants, mais classe les types d'exposition en simples catégories. Voici quelques exemples courants de mesures catégorielles de l'exposition :

- « sur place » par opposition à « une condition de référence »;
- « échantillons de terrain » par opposition à « témoins de laboratoire »;
- catégories de gradients spatiaux, comme « à faible distance », « à distance moyenne », « à grande distance ».

Concept clé :

Les mesures catégorielles de l'exposition (comme les mesures sur place par opposition à des conditions de référence) sont utilisées couramment de façon implicite sans qu'on procède à de nouvelles collectes de données.

On utilise souvent les mesures catégorielles de façon implicite, mais l'évaluateur du risque doit mentionner explicitement tout ÉDP qui repose sur de telles mesures. Par exemple, si on utilise la densité des oiseaux comme mesure des effets en comparant les données du site à des conditions de référence, l'hypothèse implicite est que l'exposition sur place diffère des conditions de référence. On peut disposer de renseignements sur les concentrations de CP dans certains milieux (p. ex., le sol), mais pas dans d'autres (p. ex., les tissus des organismes dont les sujets se nourrissent). Dans ce cas, on ne peut pas caractériser l'exposition pour l'ÉDP au moyen des concentrations de CP, mais on peut utiliser les catégories implicites « sur place » et « de référence ».

- Détermination du mode d'obtention des données : **mesure directe ou estimation**. En général, on mesure directement les concentrations de CP dans un milieu abiotique (p. ex., sol, sédiments, eau), mais on les estime dans certains cas (p. ex., au moyen de modèles du devenir ou du transport). On estime plus fréquemment les concentrations de CP dans un milieu biotique (c.-à-d. les tissus) (p. ex., prédition à partir de facteurs d'absorption), mais les méthodes d'estimation sont incertaines et il est préférable de mesurer directement les concentrations quand c'est possible.
- Détermination du mode de présentation des données pour représenter l'exposition pour divers RP. Par exemple, utilisera-t-on les valeurs maximales ou un type quelconque de mesure statistique des données pour représenter l'exposition (p. ex., limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne à 95 %)?
- Détermination des **données accessoires** à recueillir en plus des concentrations de CP, y compris les données relatives à l'évaluation de la biodisponibilité.
- Caractérisation des **incertitudes** relatives à l'exposition et évaluation des répercussions des incertitudes au moyen d'une analyse de la sensibilité et, au besoin, intégration des incertitudes à l'évaluation de l'exposition au moyen de méthodes probabilistes.

Définitions :

Un milieu biotique est constitué de tissus biologiques où on peut retrouver des CP, alors qu'un milieu abiotique correspond à tout autre milieu de l'environnement (p. ex., sol, sédiments, eau, air).

Le facteur d'absorption est le rapport des concentrations de CP dans les tissus sur les concentrations de CP dans un milieu abiotique comme le sol ou l'eau.

Le résultat de l'évaluation de l'exposition est une information qu'on peut faire correspondre aux mesures des effets pour obtenir une preuve sous forme d'ÉDP. Il est de toute première importance que l'évaluateur du risque conceptualise en même temps les renseignements sur l'exposition et les renseignements sur les effets (à l'étape de l'énoncé du problème), afin d'assurer une intégration efficace de ces éléments et de faire en sorte que tous les besoins en matière d'information et de données accessoires soient établis avant la collecte de données.

Dans la **section 3.2**, on compare les mesures directes aux estimations. Cette question concerne tous les types de mesures de l'exposition, à l'exception des mesures catégorielles. La **section 3.3** porte sur les quatre types de mesures de l'exposition; on y traite en détail de l'utilisation des données pour représenter l'exposition des RP ainsi que des données accessoires à recueillir en plus des concentrations de CP. La **section 3.4** analyse les diverses options permettant d'aller au-delà des simples estimations ponctuelles de l'exposition.

3.2. Mesure directe et estimation

Non seulement l'évaluateur du risque doit-il déterminer le type de mesure de l'exposition qui convient à un ÉDP donné, mais il doit aussi décider s'il va mesurer ou estimer l'exposition dans chaque cas. La présente section offre des directives à cet effet pour les milieux abiotiques et les tissus.

Concept clé :

La mesure directe des concentrations de CP est préférable à l'estimation, quel que soit le milieu, surtout dans le cas des ÉRÉ détaillées, car la mesure directe comporte beaucoup moins d'incertitudes que l'estimation. Il existe toutefois des cas où l'estimation convient mieux ou est la seule solution applicable.

3.2.1. Mesure directe et estimation dans un milieu abiotique

Lorsque c'est un milieu abiotique, comme le sol, l'eau et les sédiments, qui sert à mesurer l'exposition, il faut mesurer ou estimer les concentrations de CP. La mesure directe est la méthode la plus courante pour les milieux abiotiques, et elle est généralement préférable dans le cas des ÉRÉ détaillées parce que :

- les concentrations de CP mesurées directement comportent beaucoup moins d'incertitudes que les concentrations estimées;
- en pratique, il est impossible de prévoir un bon nombre de variables accessoires et il faut les mesurer (p. ex., pH, MES/SVA);
- l'étude du site génère habituellement d'importantes données sur le sol et les autres milieux;

- l'obtention de nouvelles données d'analyse chimique dans les milieux abiotiques ne coûte habituellement pas trop cher.

Toutefois, il y a des cas où il n'est ni possible, ni pratique, ni nécessaire d'effectuer des mesures, et où il est préférable d'estimer les concentrations de CP. Cela peut se produire, par exemple, quand :

- une ÉRÉ évalue un futur scénario pour lequel les mesures existantes ne sont pas directement pertinentes;
- les données d'analyse chimique ne peuvent pas être recueillies sans danger (p. ex., des sédiments dans une rivière difficile d'accès);
- on prévoit que la précision accrue obtenue grâce à des mesures directes n'aura pas d'incidence sur la caractérisation des risques et/ou les décisions liées à la gestion des risques.

Dans un milieu abiotique, on estime les concentrations de CP au moyen de modèles simples ou complexes qui prédisent le devenir et le transport des contaminants dans l'environnement. Un modèle simple ne prédit pas le transport des CP, mais prédit simplement les concentrations dans un milieu à partir des concentrations dans un autre milieu, en fonction des propriétés chimiques. On peut ainsi prédire la distribution des composés organiques de l'eau dans la matière organique des sédiments à partir du coefficient de partage octanol-eau (K_{oe}).

Les modèles plus évolués tiennent compte des interactions complexes des charges de contaminants, de leur déplacement et de leur répartition dans les divers milieux (Cowan et coll., 1995). Par exemple, un modèle complexe de devenir et de transport pourrait prédire les concentrations de contaminants dans un tronçon de rivière à partir des données sur les charges et les débits dans les affluents en amont. L'élaboration de modèles sur le devenir et le transport des contaminants peut coûter cher et leurs avantages et désavantages relatifs doivent faire l'objet d'un examen attentif.

3.2.2. Mesure directe et estimation dans les tissus

Quand les tissus servent à mesurer l'exposition interne ou sont considérés comme aliment pour un récepteur d'un niveau trophique supérieur, on peut y mesurer directement les concentrations de CP ou les estimer. La mesure directe est relativement courante pour certains types de tissus comme les plantes, les invertébrés et les poissons, mais moins courante pour d'autres, comme les mammifères et les oiseaux. Lorsque c'est possible, il vaut habituellement mieux mesurer directement

Concept clé :

La mesure directe des CP dans les tissus biologiques est habituellement préférable à leur estimation. La plupart des tissus dont se nourrissent les oiseaux ou les mammifères (p. ex., plantes, invertébrés, poissons, petits mammifères) sont relativement faciles à prélever.

qu'estimer, car la mesure des concentrations de CP dans les tissus comporte beaucoup moins d'incertitudes. Toutefois, l'estimation peut être appropriée dans certains cas, dont les suivants :

- lorsque des contraintes de temps liées à l'ÉRÉ ne permettent pas d'attendre la bonne saison pour le prélèvement de tissus (p. ex., baies, feuilles d'arbre, œufs d'oiseaux);
- dans les cas d'organismes ou de sites pour lesquels on considère inapproprié de sacrifier des sujets en vue d'obtenir des données;
- lorsqu'une ÉRÉ évalue un futur scénario pour lequel les mesures existantes ne sont pas directement pertinentes;
- pour obtenir une estimation initiale du risque quand on dispose d'un budget restreint.

Concept clé :

Les données sur les tissus peuvent avoir deux utilités : représenter la dose interne d'un récepteur (c.-à-d. la charge corporelle), ou caractériser les concentrations de CP dans un aliment ingéré par un récepteur d'un niveau trophique supérieur.

Fait important, il peut être utile d'employer une combinaison de mesure directe et d'estimation pour les tissus provenant de grands sites. Si on peut établir une relation entre, par exemple, les concentrations dans le sol et les concentrations dans les tissus, cette relation peut ensuite être extrapolée pour d'autres échantillons lorsqu'on ne dispose que de sol.

Il existe au moins trois méthodes d'estimation des concentrations de CP dans les tissus, chacune comportant des avantages et des inconvénients :

1. Facteurs d'absorption – Ces facteurs correspondent au rapport de la concentration d'un contaminant dans les tissus sur sa concentration dans un milieu abiotique associé (p. ex., eau, sol ou sédiments). Les facteurs d'absorption pour l'eau sont couramment appelés facteurs de bioconcentration (FBC) ou facteurs de bioaccumulation (FBA)²⁸. Les facteurs d'absorption sont généralement très incertains et il faut les éviter si on dispose de modèles de régression de la bioaccumulation (ci-dessous). On a publié des facteurs d'absorption pour toute une gamme de contaminants et de

Concept clé :

Les facteurs d'absorption sont de simples rapports. Par exemple :

$$FA = \frac{\text{concentration}_{\text{tissus}}}{\text{concentration}_{\text{sol}}}$$

²⁸ À strictement parler, le FBA s'applique au rapport entre le tissu et le milieu d'exposition (p. ex., eau) lorsqu'on s'intéresse simultanément à toutes les voies d'exposition, alors que le FBC s'applique à une situation d'exposition qui ne comprend que l'eau. En réalité, toutefois, on utilise souvent le terme FBC en référence à une quantité qu'un FBA décrirait plus adéquatement.

types de tissus (Sample et coll., 1998, Suter et coll., 2000, et les références qu'on y mentionne), mais ce ne sont que des exemples. L'évaluateur du risque doit consulter la littérature scientifique la plus récente dans le cadre de toute ÉRÉ détaillée et déterminer quels facteurs d'absorption s'appliquent à un site donné. Il convient de noter que les unités utilisées pour les facteurs d'absorption (p. ex., poids humide, poids sec, normalisation pour les lipides) doivent être les mêmes que celles qui sont utilisées pour les données propres au site, ou être converties en unités équivalentes.

2. **Modèles de régression de la bioaccumulation** – Ces modèles sont supérieurs aux simples facteurs d'absorption pour deux raisons. Premièrement, ils permettent de tenir compte d'autres variables que les concentrations de contaminants (c.-à-d. par l'emploi de méthodes de régression multiple) qui peuvent, au bout du compte, expliquer davantage la variation des données sur les tissus. Deuxièmement, les modèles de régression peuvent rendre compte de la non-linéarité des relations entre les concentrations dans le sol et dans les tissus. Néanmoins, le degré d'incertitude lié aux modèles de régression est généralement élevé. Comme dans le cas des facteurs d'absorption, on a publié des résumés de modèles de régression de la bioaccumulation pour toute une gamme de contaminants et de types de tissus (Sample et coll., 1998, Suter et coll., 2000, et les références qu'on y mentionne), mais, encore une fois, ce ne sont que des exemples. Dans le cadre de toute ÉRÉ détaillée, l'évaluateur du risque doit consulter la littérature scientifique la plus récente et déterminer quels modèles s'appliquent à un site donné.
3. **Modèles de bioaccumulation mécanistes** – Ces modèles s'appuient sur des caractéristiques physiologiques de l'organisme (p. ex., transformation métabolique) et sur le comportement du contaminant (p. ex., solubilité et coefficients de partage). Les modèles mécanistes sont complexes et exigent un grand volume de données. Ils peuvent donc rarement être élaborés pour un site en particulier²⁹. De plus, ces modèles peuvent présenter des incertitudes plus importantes que les simples modèles empiriques, en raison des incertitudes cumulatives découlant de la modélisation de nombreux processus mécanistes qui peuvent être mal compris.

En pratique, de nombreuses évaluations de l'exposition peuvent avoir recours simultanément à une combinaison de concentrations tissulaires mesurées et estimées. Par exemple, lorsque la mesure de l'exposition repose sur l'évaluation de la dose totale, on peut mesurer les concentrations tissulaires de certains aliments et en estimer d'autres.

²⁹ On trouve quelques exemples de modèles de bioaccumulation mécanistes dans Suter *et coll.* (2000).

3.3. Types de mesure de l'exposition

La décision qui compte le plus dans l'évaluation de l'exposition est de déterminer quel type de mesure de l'exposition employer pour un élément de preuve donné dans le cadre d'une ÉRÉ.

La présente section fait la distinction entre quatre grands types de mesures de l'exposition :

- milieu d'exposition externe (p. ex., eau de surface, eau interstitielle, sédiments, sol, tissus consommés) auquel un récepteur est exposé;
- milieu d'exposition interne, qui se rapporte aux contaminants dans le récepteur même;
- estimation de la dose totale (c.-à-d. l'estimation, par modélisation du réseau trophique, de l'absorption par voie alimentaire);
- mesures catégorielles de l'exposition (p. ex., sur place, par opposition à une condition de référence).

La décision relative au type de mesure de l'exposition à employer dépend de ce qui suit :

- Le degré d'effort à fournir pour recueillir des données, par rapport au besoin de disposer de renseignements précis. Par exemple, ça ne vaut peut-être pas la peine de recueillir des données tissulaires pour un modèle de réseau trophique avant d'avoir d'abord évalué le risque potentiel au moyen de mesures prudentes exigeant moins d'efforts.
- L'existence de données correspondantes sur les effets qui peuvent servir de point de comparaison pour les données concernant l'exposition. Par exemple, les mesures des contaminants dans un milieu d'exposition externe comme le sol peuvent être comparées à des concentrations repères associées à des effets sur les plantes ou les invertébrés. Les mesures des contaminants dans un milieu d'exposition interne, comme les tissus de poisson, peuvent être comparées à des valeurs de résidus corporels critiques (RCC).

Ce qu'il est important de retenir, c'est qu'une seule mesure de l'exposition peut servir pour plusieurs ÉDP. Il faut définir au préalable la manière dont on utilisera les mesures de l'exposition dans le cadre de l'énoncé du problème, car il ne sert à rien de choisir une mesure sans savoir à quoi elle servira.

3.3.1. Milieu d'exposition externe

Le milieu d'exposition externe peut être n'importe quel milieu auquel un récepteur est exposé. Ce peut être, par exemple, le sol pour les invertébrés terrestres. Les milieux d'exposition externe comprennent non seulement les milieux abiotiques comme le sol, l'eau, les sédiments et l'air, mais également les tissus consommés dans l'alimentation. Dans le cas de substances fortement bioaccumulables ou bioamplifiables, les tissus sont

habituellement le principal milieu d'exposition externe pour les récepteurs des niveaux trophiques supérieurs, en raison de leur grande contribution à la dose totale.

La présente sous-section porte surtout sur la façon d'utiliser les données sur les milieux d'exposition externe pour établir l'exposition des RP, et sur les données accessoires qu'il faut recueillir en plus des concentrations de CP. Le **tableau 3-1** résume les méthodes typiques d'évaluation de chaque milieu d'exposition externe, les paramètres accessoires courants et les principales difficultés relevées.

Les méthodes de collecte sur le terrain de données dans divers milieux (sol, eau de surface, eau souterraine, sédiments, eau interstitielle, tissus) ne sont pas traitées dans la présente sous-section, car elles sont expliquées en détail dans les documents de référence suivants : CCME (2012), Environnement Canada (2011), Mudroch et MacKnight (1994), USEPA (2007d) et PSAMP (1996).

Tableau 3-1. Échantillonnage des milieux d'exposition externe

Milieu d'exposition	Outils habituels de mesure ou d'estimation	Paramètres accessoires courants	Principaux enjeux et précautions	Directives
Sol	• Analyse chimique de sol non tamisé prélevé à l'aide d'une truelle ou d'une tarière	• Propres au site, pouvant inclure la teneur en matière organique, le pH, la teneur en eau, la texture du sol et la capacité d'échange cationique	• Profondeur de l'échantillonnage • Différenciation des couches de sol • Conception et résolution spatiales	• Santé Canada (2007) • Suter et coll. (2000). • CCME (2012)
Eaux de surface	• Mesure des concentrations totales ou dissoutes au moyen de l'équipement habituel d'échantillonnage de l'eau	• Propres au site, mais peuvent comprendre la dureté, le pH, l'alcalinité, l'acidité, la température, l'oxygène dissous, les anions, les cations, les nutriments, la conductivité, la salinité, le TSS, le COD	• Variabilité temporelle, y compris la variabilité saisonnière	• Environnement Canada (2011) • CCME (2012) • Suter et coll. (2000) • PSAMP (1996) • Paquin et coll. (2003)
Sédiments et eau interstitielle des sédiments	• Analyse chimique de sédiments en vrac prélevés par prélèvement ponctuel, plongée ou carottage • Analyse chimique de l'eau interstitielle des sédiments (substances dissoutes) par extraction des sédiments ou directement (p. ex., préleveur d'eau interstitielle à l'avancement)	• Pour les sédiments : carbone organique, taille des particules, pH, sulfures, MES/SVA, parfois les hydroxydes de fer et de manganèse • Pour l'eau interstitielle : oxydoréduction, et paramètres semblables à ceux des eaux de surface	• Compréhension de la pertinence d'utiliser des sédiments en vrac par opposition à l'eau interstitielle pour chaque type de récepteur • Profondeur de l'échantillonnage • Conception et résolution spatiales • Compréhension et prise en compte de l'oxygénéation des échantillons d'eau interstitielle durant la collecte et le transport	• Environnement Canada (2011) • CCME (2012) • Mudroch et MacKnight (1994) • Suter et coll. (2000) • PSAMP (1996)
Air et vapeur	• Rare pour l'ÉRÉ, mais la mesure directe et la modélisation sont toutes deux utilisées (voir le texte)			
Tissus	• Mesures directes préférables • Estimation au moyen de modèles ou de facteurs d'absorption	• Teneur en lipides • Teneur en eau	• Choix d'analyser tout l'organisme ou seulement certains tissus • Choix de dépurier ou non, selon la manière dont les données sur les tissus seront utilisées	• Suter et coll. (2000) • CCME (2012) • Beyer et Meador (2011) • PSAMP (1996)

3.3.1.1. Sol

On utilise très fréquemment les concentrations de contaminants dans le sol comme mesure du milieu d'exposition externe, en particulier pour caractériser l'exposition des plantes et des invertébrés du sol, mais aussi pour caractériser certaines voies d'exposition pour les espèces sauvages. Il est rare que les données sur le sol provenant de l'étude du site soient totalement appropriées aux fins de l'évaluation du risque, à moins que les évaluateurs aient participé dès le départ au processus d'étude. Lorsque les données sur le sol ne répondent pas aux exigences de l'évaluation de l'exposition définies dans la présente section, il se peut qu'on doive recueillir des données additionnelles, surtout dans le cas des évaluations détaillées.

Concept clé :

Par défaut, toutes les données obtenues sur des échantillons de sol prélevés à une profondeur de 1,5 m et moins peuvent être considérées comme des données sur le sol de surface pour les mesures de l'exposition, mais les profondeurs devraient être définies pour chaque site (et chaque récepteur) lorsqu'on a besoin d'estimations précises de l'exposition dans le sol.

Définition du sol de surface – Conformément à la méthode par défaut utilisée pour la sélection des CP, toutes les données obtenues sur des échantillons de sol prélevés à moins de 1,5 m de profondeur peuvent être considérées comme des données sur le sol de surface pour la mesure de l'exposition des plantes et des invertébrés du sol, de même que des récepteurs de niveau trophique supérieur. Cependant, lorsqu'on a besoin de plus de précision, la profondeur des sols de surface devrait être définie pour chaque site, en fonction des éléments suivants :

- La profondeur de la bioturbation due, par exemple, à des insectes ou à des mammifères fouisseurs et aux systèmes racinaires des plantes. Dans le cas des plantes ou des arbres aux racines profondes, il peut être nécessaire de tenir compte de l'exposition aux CP à des profondeurs supérieures à 1,5 m, alors que la profondeur peut être beaucoup moins importante dans le cas des insectes.
- Les politiques applicables à l'échelle provinciale ou autre (pour les sites devant faire l'objet d'un retranchement), stipulant qu'une autre profondeur doit être considérée pour l'exposition dans le sol de surface.
- La différentiation des couches de sol pour certains groupes de récepteurs. Par exemple, certains récepteurs peuvent se limiter à la couche humide plutôt qu'au sol minéral sous-jacent (p. ex., les organismes qui jouent un rôle dans la décomposition des matières organiques). S'il y a une grande différence entre les concentrations de CP de ces deux couches (p. ex., le mercure atmosphérique s'accumule généralement dans la couche humide), il peut être approprié d'utiliser seulement les données de la couche humide du sol.

- La profondeur du sol susceptible d'être touché, compte tenu des sources et de la nature de la contamination dans le site. Pour une source de dépôts atmosphériques, par exemple, il est possible que seule une mince couche superficielle du sol (p. ex., les premiers 2 à 5 cm) ait été contaminée et qu'elle doive être considérée pour comprendre certaines voies d'exposition telles que l'ingestion accidentelle.
- Les processus naturels ou les activités planifiées au site qui causeront l'accumulation de sols ou l'élimination de sols de surface, ce qui entraînera l'exposition des sols en profondeur. Dans ces cas, la couche de sol considérée pour l'exposition actuelle d'un récepteur donné pourrait ne pas être la même que la couche de sol considérée pour une exposition future.

Utilisation des données sur le sol comme mesure de l'exposition – L'évaluateur du

risque qui utilise des données sur le sol doit surtout se demander s'il faut mesurer l'exposition dans le sol en se servant d'échantillons prélevés dans un seul sol ou en utilisant des mesures statistiques, tant horizontalement que verticalement. Dans le cas des plantes et des invertébrés du sol, la

Concept clé :

Les données sur le sol qui représentent l'exposition externe peuvent être caractérisées par la concentration maximale, la moyenne, une limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne ou encore un percentile choisi, selon la quantité échantillonnée, les caractéristiques du récepteur et le degré de prudence approprié pour l'ÉRÉ.

méthode par défaut pour la caractérisation spatiale devrait consister à mesurer l'exposition pour chaque échantillon et à envisager l'utilisation de statistiques sommaires pour chaque ZPE (p. ex., la LSICM à 95 % et le 90^e percentile) dans les cas où on dispose de suffisamment d'échantillons dans chaque ZPE (p. ex., > 10). Verticalement, les données sur le sol qui sont utilisées (pour chaque échantillon ou avec statistiques sommaires) doivent être les seules qui sont pertinentes pour le groupe de récepteurs en cause. Il ne sert à rien de prendre en considération des données sur une couche de sol en profondeur pour des plantes qui sont enracinées en surface.

Si les plantes et les invertébrés immobiles du sol sont touchés localement par les concentrations élevées de CP mesurées dans un site d'échantillonnage du sol, l'échelle spatiale à laquelle les principales mesures de gestion du risque seront mises en œuvre est également pertinente. En d'autres termes, l'exposition (et le risque fondé sur un ÉDP donné) pour les plantes et les invertébrés du sol doit être connue à plus d'une échelle spatiale, car celle-ci est un élément important de l'ampleur du risque estimé (voir le **chapitre 5** pour plus de détails).

Pour ce qui est des mammifères, des oiseaux et des autres récepteurs fauniques exposés au sol, l'ingestion accidentelle de sol peut quelquefois être la principale voie d'exposition. À moins qu'on s'attende à des effets aigus de l'exposition à des concentrations élevées de CP dans un site d'échantillonnage donné, l'exposition de ces

RP devrait toujours être établie à partir de statistiques sommaires comme la moyenne arithmétique, la LSICM à 95 % ou le 90^e percentile, à moins que les échantillons de sol soient peu nombreux (p. ex., < 10) par rapport à la superficie du domaine vital de l'organisme. L'interprétation des statistiques sommaires devrait tenir compte des directives actuelles du CCME (2012) concernant l'échantillonnage des sites contaminés. L'évaluateur du risque doit également déterminer si la répartition spatiale et la densité des échantillons de sol prélevés dans le cadre de l'étude du site, ou d'autres évaluations, sont adéquates pour l'évaluation du risque pour chaque RP de substitution.

Paramètres accessoires – Les paramètres accessoires qui sont souvent pertinents pour le sol comprennent ce qui suit :

- Pourcentage de matière organique : La matière organique est importante pour les composés organiques qui se répartissent principalement dans les lipides (c.-à-d. qui ont un coefficient de partage octanol-eau élevé). Dans un tel cas, il vaut parfois mieux caractériser les concentrations de CP dans le sol au moyen des concentrations normalisées pour le carbone organique.
- pH : Les données sur le pH sont importantes pour connaître l'état général du sol, y compris la solubilité probable, ainsi que la spéciation et la complexation des métaux. Lorsque les valeurs de pH sont extrêmes, les données sur le pH peuvent être utiles pour prévoir le stress subi par les plantes et la présence ou l'absence de biote.
- Teneur en eau : Les données sur la teneur en eau sont importantes si les données sur le sol doivent servir aux modèles de réseau trophique, car les données relatives aux taux d'ingestion accidentelle de sol peuvent s'exprimer en unités de concentration en fonction d'un poids sec ou d'un poids humide.
- Capacité d'échange cationique (CEC) : Quantité maximale de cations que le sol peut contenir. L'argile et l'humus ont habituellement une CEC plus élevée que les sols sablonneux. Cette propriété peut être utile pour déterminer la biodisponibilité relative des métaux, car les sols présentant une faible CEC sont plus susceptibles d'exposer le biote à des métaux.
- Potentiel d'oxydoréduction (Eh) : Mesure électrique caractérisant le transfert d'électrons dans les sols depuis et vers une électrode de référence. L'Eh peut servir à déterminer si un sol est anaérobie (Eh faible) ou aérobie (Eh élevé), ce qui peut avoir une incidence sur la dissolution ou la précipitation de différents métaux.
- Texture et composition du sol : La texture (proportions relatives de sable, de limon et d'argile) et la structure du sol (agglomération de particules de sol en éléments composés plus gros, dont la formation est habituellement due à l'action de microorganismes ou d'invertébrés) peuvent influer sur la dynamique des contaminants dans les sols.

Parmi les références utiles pour les sols, mentionnons Brady et Weil (2008) et Miller et Gardiner (2003). Au sujet de la contamination des sols, on peut consulter Allen (2002), Mirsal (2009), Perzynski et coll. (2005) et Harrison (2001).

Évaluation de la biodisponibilité – Bien que, dans le cadre des ÉRÉ, on puisse utiliser les données recueillies durant l'étude du site pour caractériser initialement la contamination du sol (échantillons de sol entier et analyse chimique du sol non tamisé), il peut être approprié, lorsqu'on a besoin de bien comprendre les risques, d'envisager le recours à des analyses des espèces chimiques ou à d'autres méthodes permettant de caractériser avec plus de précision les formes de contaminants dans le sol. On peut aussi envisager l'utilisation de techniques d'extraction pour caractériser les fractions qui seront probablement les plus biodisponibles (Suter et coll., 2000; Allen, 2002). Par ailleurs, si l'eau interstitielle du sol est considérée comme le milieu d'exposition pertinent (p. ex., pour les racines des plantes), on peut soit effectuer des mesures, soit procéder à des estimations en fonction des caractéristiques chimiques du sol non tamisé au moyen de modèles de partage à l'équilibre. On trouvera de plus amples renseignements à ce sujet dans Suter et coll. (2000) et dans Allen (2002). Enfin, les études portant sur la simulation de la biodisponibilité dans le tube digestif humain (appelées essais de bioaccessibilité ou essais d'extraction sur spécimen physiologique [EESP]) sont maintenant utilisées dans le cadre des évaluations du risque pour la santé humaine (voir les travaux préliminaires de Ruby et coll., 1996), et commencent à être plus fréquentes pour les ÉRÉ. Les résultats obtenus grâce aux méthodes permettant de simuler l'intestin humain pourraient s'appliquer directement aux mammifères qui présentent une anatomie et des conditions intestinales (p. ex., le pH) similaires à celles des humains. Par ailleurs, des protocoles d'essai précis pourraient être modifiés pour d'autres espèces.

3.3.1.2. *Eau de surface*

L'exposition à l'eau de surface se produit par contact direct (p. ex., pour les plantes aquatiques, les poissons et l'épifaune benthique) ou par ingestion (p. ex., pour la faune).

Définition de l'eau de surface – Aux fins de l'ÉRÉ, l'eau de surface est celle qui se trouve au-dessus de l'interface sédiments-eau dans un système aquatique, ce qui peut comprendre les bassins ou les cours d'eau temporaires qui fournissent un habitat aquatique ou de l'eau pouvant être consommée par les organismes. On fait une distinction entre l'eau de surface et l'eau interstitielle des sédiments, qui est l'eau se trouvant dans les espaces interstitiels présents dans les sédiments. Mais surtout, l'eau de surface plutôt que l'eau interstitielle des sédiments (ou en plus de cette eau) peut constituer un milieu d'exposition externe pertinent pour certains organismes qui vivent dans les sédiments. C'est le cas des bivalves, qui se terrent dans les sédiments, mais qui sont exposés à l'eau de surface par leur siphon, qui filtre l'eau directement à partir de l'interface sédiments-eau de surface.

Utilisation des données sur l'eau de surface comme mesure de l'exposition – Comme dans le cas du sol, l'un des défis de l'évaluateur du risque est de décider s'il utilisera les concentrations maximales de CP mesurées ou des mesures statistiques spatiales ou temporelles pour chaque RP. Dans le cas des organismes sessiles (p. ex., les plantes aquatiques), les concentrations maximales peuvent convenir pour représenter les concentrations dans de petits espaces, mais les mesures statistiques (p. ex., la LSICM à 95 % et le 90^e percentile) peuvent aussi servir à la caractérisation des expositions moyennes à certains endroits. Dans le cas des récepteurs mobiles, on recommande l'utilisation des concentrations maximales par défaut si on ne dispose que de quelques échantillons (p. ex., < 10) de la zone correspondant au domaine vital, ou si on s'attend à une variabilité saisonnière des concentrations de CP, sans que celle-ci ait été mesurée. Dans les cas où on dispose de nombreux échantillons et où on a étudié la variabilité saisonnière (au besoin), on peut utiliser des statistiques sommaires (p. ex., la LSICM à 95 % et le 90^e percentile). Mais surtout, si on utilise les données sur l'eau de surface pour représenter l'exposition de la faune par l'eau qu'elle consomme, l'évaluateur du risque doit tenir compte des autres sources à proximité où la faune peut s'abreuver, et de la proportion de l'exposition totale pouvant être associée à chaque source. Dans ces cas, les mesures statistiques des concentrations de CP dans l'eau de surface peuvent consister à calculer la moyenne des sources plutôt que la moyenne de tous les échantillons (ainsi, si on a prélevé 3 échantillons à une source d'eau et 20 à une autre, une LSICM à 95 % établie selon la moyenne de tous les échantillons serait biaisée en faveur de la deuxième source).

L'évaluateur doit également décider s'il utilisera les concentrations des substances dissoutes, les concentrations totales, ou les deux comme mesure de l'exposition. Cette décision doit parfois tenir compte, en partie, de la réglementation, mais également de la pertinence pour l'ÉRÉ. Si les données sur l'eau de surface serviront à plus d'une fin (p. ex., comme milieu d'exposition externe pour le poisson, et comme eau consommée par la faune), elles doivent convenir à toutes ces fins. Les concentrations totales sont les plus pertinentes pour les voies d'ingestion, alors que les concentrations des substances dissoutes (voir la rubrique suivante sur la biodisponibilité pour plus d'information) conviennent mieux aux voies d'exposition par contact direct. Par défaut, l'évaluateur du risque doit se montrer prudent et utiliser les concentrations totales dans l'eau, mais il peut aussi se fier aux concentrations dissoutes s'il peut justifier son choix. Dans un cas comme dans l'autre, il est important de s'assurer que les données sur l'exposition pourront être comparées aux données disponibles sur les effets (p. ex., des données sur l'exposition fondées sur les concentrations dissoutes ne devraient pas être comparées à des données sur les effets fondées sur les concentrations totales).

Concept clé :

L'évaluation de l'exposition par l'eau de surface peut nécessiter d'utiliser la concentration totale et la concentration dissoute du contaminant, ou l'une ou l'autre.

Enfin, dans la plupart des cas, une ÉRÉ ne nécessite pas de quantifier chaque forme du contaminant dissous. Toutefois, dans certains sites où les coûts potentiels de gestion des risques sont élevés et où la toxicité relative d'un CP dépend beaucoup de sa forme, le coût élevé de l'analyse des espèces chimiques en présence peut être justifié. Par exemple, différentes formes de fer dans l'eau interstitielle des sédiments peuvent présenter des degrés de toxicité très différents, et l'établissement d'un lien entre la réponse toxique obtenue dans les essais biologiques et l'effet possible du fer peut nécessiter de connaître la concentration relative de chaque espèce de fer dans les échantillons d'eau interstitielle.

Biodisponibilité – Les contaminants dissous dans l'eau ne sont pas nécessairement biodisponibles. Par exemple, les recherches des deux dernières décennies concernant la biodisponibilité des métaux et les mécanismes de toxicité dans le milieu aquatique ont mené à l'élaboration du modèle du ligand biotique (MLB; Di Toro et coll., 2001; Paquin et coll., 2003; voir la **sous-section 4.2.2** pour plus de détails). Ce modèle rend compte du rôle joué par le total des solides en suspension, le pH, le carbone organique dissous, les cations (Ca, Mg, Na, K), les anions (SO₄, Cl), l'alcalinité, la dureté et les sulfures dans la détermination des concentrations d'ions métalliques libres ayant une incidence sur la biodisponibilité des métaux (et, en fin de compte, sur leur toxicité) dans l'eau douce. Bon nombre des paramètres accessoires typiques énumérés ci-dessous servent à mieux comprendre la biodisponibilité potentielle, y compris par l'utilisation du MLB.

Paramètres accessoires – Les paramètres accessoires habituellement mesurés dans l'eau de surface dépendent du site et de l'ÉRÉ, et comprennent ce qui suit :

- dureté;
- pH (le pH peut aussi être un CP);
- alcalinité;
- acidité;
- température;
- oxygène dissous;
- anions et nutriments (p. ex., chlorures, bromures, fluorures, nitrites, nitrates, sulfures, sulfates, etc.);
- cations (p. ex., Ca, Mg, Na, K);
- conductivité;
- salinité (pour les sites à l'interface de l'eau douce et de l'eau de mer);
- total des solides en suspension;
- carbone organique dissous.

Cette liste n'est pas exhaustive. En général, il faut tenir compte de tout paramètre qui pourrait fournir des renseignements utiles à un coût raisonnable. Certains paramètres comme le pH peuvent être mesurés sur le terrain ou en laboratoire. En général, les appareillages de laboratoire sont plus fiables, mais il vaut mieux prendre également des mesures sur le terrain, surtout si on s'attend à des changements dus au transport et à l'entreposage (p. ex., température), ou si le coût additionnel des mesures sur le terrain est négligeable (p. ex., pH ou oxygène dissous).

3.3.1.3. Eau souterraine

Définition de l'eau souterraine – Aux fins de l'ÉRÉ, l'eau souterraine est toute eau qui n'est pas une eau de surface et qui n'est pas considérée comme faisant partie de la couche biologiquement active des sols ou des sédiments de surface (c.-à-d. l'eau interstitielle).

Utilisation des données sur l'eau souterraine comme mesure de l'exposition

– Les eaux souterraines ne doivent généralement pas être considérées comme un milieu d'exposition dans le cadre d'une ÉRÉ³⁰. Bien que la stygofaune (petits organismes aquatiques qui vivent dans les réseaux d'eau souterraine, comme les grottes et les aquifères) puisse être directement exposée à l'eau souterraine, on l'adopte rarement comme paramètre d'évaluation.

Concept clé :

L'eau souterraine constitue rarement un milieu approprié pour la caractérisation des conditions d'exposition actuelles dans le cadre d'une ÉRÉ, mais elle peut servir de milieu de substitution pour l'eau interstitielle ou l'eau de surface dans certains cas.

L'eau souterraine peut servir de milieu d'exposition de substitution pour les organismes qui vivent dans l'eau interstitielle du sol ou des sédiments, ou même dans l'eau de surface dans certains cas, notamment :

- une évaluation préliminaire ou préalable fondée sur des données existantes, avec prélèvement d'échantillons d'eau souterraine effectués lors d'études sur le site en zones sèches, mais sans prélèvement d'échantillons d'eau interstitielle de sol ou de sédiments;
- une évaluation prudente pour laquelle l'analyse chimique de l'eau souterraine est utilisée pour représenter le pire cas d'exposition;

³⁰ Consulter le document *Recommandations fédérales intérimaires pour la qualité des eaux souterraines sur les sites contaminés fédéraux*, Environnement Canada (2012), pour connaître les exceptions et pour une analyse plus poussée de la question.

- pour les emplacements où l'eau interstitielle du sol ou des sédiments est très difficile d'accès (p. ex., si la zone intertidale ou le bas de plage est recouvert d'un enrochement);
- pour les sites où un panache d'eau souterraine migre vers un plan d'eau de surface, mais ne l'a pas encore atteint. Dans ce cas, l'eau souterraine peut être considérée dans une certaine mesure comme représentative des rejets futurs qui pourraient atteindre l'eau de surface.

Paramètres accessoires – Pour l'eau souterraine, on devrait mesurer presque tous les paramètres accessoires applicables à l'eau de surface, ainsi que le potentiel d'oxydoréduction. Dans le cas de l'eau souterraine, il faut savoir que des paramètres accessoires comme le potentiel d'oxydoréduction et le pH seront probablement différents de ceux mesurés là où l'eau souterraine pénètre dans la zone de transition et entre en contact avec l'eau de surface. Ces paramètres accessoires peuvent avoir un impact important sur la biodisponibilité des contaminants (p. ex., les métaux dissous dans l'eau souterraine peuvent précipiter rapidement sous l'effet de l'oxygénéation de l'eau dans la zone de transition).

3.3.1.4. Sédiments et eau interstitielle des sédiments

Définition des sédiments et de l'eau interstitielle – Aux fins de l'ÉRÉ, les sédiments sont le substrat d'un plan d'eau, et l'eau interstitielle est l'eau qui remplit les espaces interstitiels des sédiments. Les sédiments et l'eau interstitielle des sédiments sont le principal milieu d'exposition des invertébrés benthiques, en particulier de l'endofaune benthique, de même que de nombreuses plantes aquatiques et algues. L'exposition directe peut aussi être en cause aux premiers stades du cycle vital de certains organismes de niveau supérieur (p. ex., les œufs de poisson). L'ingestion accidentelle de sédiments est également une importante voie d'exposition pour certains récepteurs de niveau supérieur comme les poissons de fond et les oiseaux aquatiques.

Concept clé :

Une ÉRÉ peut caractériser l'exposition via les sédiments en vrac et l'eau interstitielle sédimentaire, ou l'un et l'autre.

Définition des sédiments de surface – Comme dans le cas du sol, on doit considérer avec soin la profondeur des sédiments qui est pertinente pour les récepteurs écologiques. Conformément à la méthode par défaut utilisée pour la sélection des CP, toutes les données obtenues sur des échantillons de sédiments prélevés à moins d'un mètre de profondeur peuvent être considérées pour la mesure de l'exposition. Cependant, lorsqu'on a besoin de plus de précision, la profondeur des sédiments de surface devrait être définie pour chaque site, en fonction des éléments suivants :

- La profondeur de la bioturbation due à la flore et à la faune (p. ex., vers, bivalves).

- Les politiques applicables à l'échelle provinciale ou autre (pour les sites devant faire l'objet d'un retranchement), stipulant qu'une autre profondeur doit être considérée pour l'exposition dans les sédiments de surface.
- Les processus naturels ou les activités planifiées sur le site qui causeront le dépôt, l'érosion ou l'élimination de sédiments de surface, ce qui entraînera l'exposition des sédiments en profondeur.

Utilisation des données sur les sédiments et l'eau interstitielle comme mesure de l'exposition – En général, les sédiments en vrac servent d'indicateur initial de l'exposition externe. Presque toutes les lignes directrices sur la qualité de l'environnement sont fondées sur les sédiments en vrac, et non sur l'eau interstitielle. Par conséquent, la caractérisation initiale des sédiments porte surtout sur ce milieu. Toutefois, l'eau interstitielle est souvent le milieu dans lequel les contaminants risquent davantage d'être biodisponibles, par opposition à la portion liée aux matières particulières. Les sédiments et l'eau interstitielle sédimentaire peuvent convenir comme milieu d'exposition externe dans une ÉRÉ. On recommande, dans la plupart des cas, d'utiliser les sédiments en vrac comme milieu d'exposition externe par défaut parce que :

- les données sur les effets sont plus couramment associées aux sédiments. Par conséquent, l'analyse chimique des sédiments en vrac a plus de chance de contribuer aux éléments de preuve pour l'ÉRÉ;
- les concentrations dans les sédiments risquent moins de changer à court terme (p. ex., fluctuations dues aux marées) et même à plus long terme (p. ex., selon la saison), sauf dans les cas de dépôt et d'affouillement;
- il est relativement plus simple d'échantillonner et d'analyser les sédiments que l'eau interstitielle, car celle-ci est plus sensible à l'influence des techniques et méthodes utilisées pour l'extraction, la manipulation et la conservation.

Dans bien des cas, toutefois, il est nécessaire d'évaluer l'eau interstitielle (habituellement en plus des sédiments en vrac), par exemple :

- lorsque les CP sont constamment transportés par l'eau souterraine en phase dissoute vers le milieu aquatique;
- lorsque les CP se répartissent surtout dans l'eau au lieu d'être adsorbés dans les sédiments;
- lorsqu'on veut établir une correspondance plus précise entre les mesures des effets et les concentrations biodisponibles (dissoutes) des contaminants;
- lorsque les mesures des effets qui seront comparés aux données sur l'exposition sont basées sur de l'eau interstitielle (p. ex., essais biologiques sur l'eau interstitielle).

L'évaluateur du risque ne doit pas tenir pour acquis que seuls les sédiments en vrac suffisent pour une ÉRÉ.

Paramètres accessoires et biodisponibilité – Les paramètres accessoires qui sont importants dans le cas de l'eau interstitielle sont les mêmes que ceux énumérés précédemment pour l'eau de surface et l'eau souterraine. Les paramètres accessoires qui sont importants dans le cas des sédiments en vrac comprennent généralement ce qui suit :

- Teneur en carbone organique : Le carbone organique est le facteur le plus important pour déterminer la répartition des composés organiques dans les sédiments.
- Taille des particules (p. ex., % d'argile, de limon, de sable et de gravier) : Comme le rapport de la surface active sur le volume de sédiments est plus élevé dans le cas de sédiments fins, la taille des particules peut influer sur l'évaluation du comportement des concentrations de CP dans les sédiments (c.-à-d., les CP risquent davantage de se lier aux particules dans des sédiments fins).
- pH : Dans les sédiments en vrac, le pH est un indicateur de l'état général du milieu et des types de récepteurs qui risquent d'y être présents.
- Sulfures : Dans les sédiments anaérobies, les sulfures constituent habituellement la phase de liaison prédominante. La mesure des MES/SVA³¹ peut donner une idée de la biodisponibilité potentielle du cadmium, du cuivre, du plomb, du nickel et du zinc. Le modèle MES/SVA peut également incorporer le carbone organique (USEPA, 1999).
- Les hydroxydes de fer et de manganèse (pour les métaux) : Dans les sédiments aérobies, les hydroxydes de fer et de manganèse peuvent constituer une importante phase de liaison. Les techniques d'extraction séquentielle font appel à une série d'étapes de fractionnement chimique en vue d'établir l'importance relative des diverses phases de liaison (p. ex., Tessier et coll., 1979).

3.3.1.5. Air et vapeur

Souvent, il n'est pas justifié d'utiliser l'air comme milieu d'exposition dans une ÉRÉ. Dans de nombreux cas, la contribution des CP atmosphériques à l'exposition totale des espèces sauvages serait négligeable, notamment parce que les composés volatils les plus susceptibles d'être inhalés se volatilisent rapidement dans l'air et sont vite dispersés. Il a

³¹ L'abréviation SVA correspond à « sulfures volatils acides » et l'abréviation MES, à « métaux extraits simultanément ». Si MES/SVA est < 0, on suppose qu'il y a suffisamment de sulfures disponibles pour lier les MES. Le modèle MES/SVA ne s'applique pas aux sédiments oxygénés. On trouvera plus d'information et de mises en garde sur l'utilisation du modèle MES/SVA dans Suter et coll. (2000) et Paquin et coll. (2003)

été montré que l'exposition par inhalation n'était pas importante dans le cas de plusieurs contaminants (USEPA, 2003), mais l'évaluation détaillée des composés organiques volatils a fait l'objet de relativement peu d'études. Des données sur la toxicité sont néanmoins disponibles pour plusieurs composés, et des valeurs de référence pour l'évaluation des risques écotoxicologiques potentiels liés à l'inhalation ont été élaborées et appliquées (Archbold et coll., 2007; Gallegos et coll., 2007; Markwiese et coll., 2008).

Bien que l'air puisse être exclu comme milieu d'exposition dans le cadre de nombreuses ÉRÉ, il faut en tenir compte dans certains cas, notamment :

- lorsqu'un site où se trouvent des récepteurs fauniques est caractérisé par des concentrations très élevées de composés organiques volatils;
- lorsqu'un site où se trouvent des composés organiques volatils abrite des récepteurs fauniques qui creusent des terriers;
- lorsqu'on s'attend à ce que le feuillage accumule certains contaminants (p. ex., mercure, DDT) par l'absorption de vapeurs (Suter et coll., 2000).

Dans de tels cas, l'air peut d'abord être échantillonné directement, y compris dans des terriers existants ou artificiels (Markwiese et coll., 2008), puis comparé à des valeurs de référence telles que celles qui sont résumées ou établies dans la littérature scientifique (Archbold et coll., 2007; Gallegos et coll., 2007).

3.3.1.6. *Tissus consommés dans l'alimentation*

L'analyse des concentrations de contaminants dans les tissus d'organismes est un outil d'exposition externe pertinent lorsque les tissus représentent un aliment important pour un RP. Tel que mentionné à la **sous-section 3.2.2**, la mesure directe des paramètres des

Concept clé :

Les tissus consommés dans l'alimentation peuvent être utilisés de deux manières différentes :

1. S'il existe des données sur les effets fondées sur la concentration de CP dans un aliment (p. ex., RCQE pour les résidus dans les tissus aux fins de la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique), alors la concentration mesurée ou estimée dans les tissus est la mesure de l'exposition qui est comparée aux données sur les effets. Cette utilisation des données sur les tissus correspond à un milieu d'exposition externe.
2. Par ailleurs, il arrive plus souvent que les données sur les effets sont fondées sur la dose totale. C'est le cas pour la plupart des valeurs toxicologiques de référence établies pour des espèces sauvages. La concentration de CP dans un tissu est alors une composante de la dose totale (qui s'ajoute aux données sur les tissus provenant d'autres aliments et à toute autre voie d'exposition pertinente, comme l'eau consommée et l'ingestion accidentelle de sol ou de sédiments).

tissus est préférable à leur estimation.

Définition des tissus consommés dans l'alimentation – Les tissus consommés dans l'alimentation comprennent tout aliment d'un récepteur, sauf l'ingestion accidentelle de sol ou de sédiments.

Utilisation des données sur les tissus consommés dans l'alimentation comme mesure de l'exposition : L'utilisation de tissus consommés dans l'alimentation est appropriée comme mesure d'exposition externe lorsqu'on dispose de données correspondantes sur les effets. Par exemple, on peut comparer les concentrations de substances bioamplifiables (p. ex., mercure, BPC) chez le poisson aux RCQE pour les résidus dans les tissus aux fins de la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique (CCME, 2001). Dans tous les cas d'utilisation de tissus consommés en guise de mesure d'exposition externe, le type de tissu recueilli (p. ex., muscle seulement ou corps entier) doit pouvoir correspondre aux données sur les effets avec lesquelles se feront les comparaisons³². Dans les cas où on utilise le corps entier, l'évaluateur du risque doit, par défaut, ne pas faire dépuré l'organisme (c.-à-d. vider les intestins) ni le faire nettoyer, à moins de savoir que les données sur les effets sur le corps entier ont été établies pour des organismes dépurés.

Paramètres accessoires – Les paramètres accessoires qui sont généralement importants dans le cas d'échantillons de tissus sont la teneur en lipides et la teneur en eau. La teneur en lipides est particulièrement importante pour les contaminants qui se répartissent surtout dans la fraction lipidique (p. ex., les BPC), car les concentrations dans les tissus ne peuvent vraiment être comparées que si elles sont normalisées pour les lipides. La teneur en eau est importante pour que les comparaisons puissent se faire avec les mesures d'effet qui sont exprimées en poids sec ou en poids humide.

3.3.2. Milieu d'exposition interne

Définition du milieu d'exposition interne – L'exposition interne fait référence à la mesure des concentrations de contaminants dans le récepteur même, ce qui peut comprendre des concentrations de substances chimiques dans certains tissus où les effets toxiques se produisent (p. ex., le foie), dans d'autres tissus utilisés comme indicateurs de la charge corporelle (p. ex., les os, les cheveux ou les muscles), ou dans l'animal entier.

³² À moins qu'on ne dispose de modèles pour établir des relations entre les concentrations dans les différents tissus et/ou le corps entier. Si un type de tissu en particulier et le corps entier sont tous deux pertinents (c.-à-d. à des fins différentes), le tissu en question peut être analysé, de même que tous les autres tissus, de sorte qu'il sera possible de calculer ultérieurement la concentration pour le corps entier si cela est nécessaire (sous forme de moyenne pondérée en fonction de la masse).

On désigne couramment les mesures d'exposition interne par les termes « charge corporelle » ou « résidus ».

Utilisation de la concentration interne (charge corporelle) de contaminants comme mesure de l'exposition – La charge corporelle de CP peut servir de mesure d'exposition interne si on dispose de données de référence sur les effets auxquelles comparer les données sur l'exposition. Pour déterminer s'il est possible d'utiliser des mesures d'exposition interne dans une ÉRÉ, l'évaluateur du risque doit :

- s'informer du comportement des CP dans les récepteurs, afin de déterminer si des mesures d'exposition interne seraient utiles. En général, cette information est résumée dans la revue des caractéristiques des CP à l'étape de l'énoncé du problème. Certains CP ne conviennent pas à l'analyse de l'exposition interne en raison de leur comportement ou de leur devenir dans les récepteurs. Par exemple, les HAP sont métabolisés par les espèces sauvages, et la charge corporelle d'HAP risque de ne pas être un indicateur utile de l'exposition;
- prendre connaissance des études publiées qui ont établi des seuils d'effets en fonction de la charge corporelle. Pour ce faire, il faut consulter la littérature primaire. Des seuils ont été compilés par Beyer et Meador (2011) et Suter et coll. (2000), mais ils ne sont pas complets;
- effectuer une recherche dans l'ERED (Environmental Residue-Effects Database)³³ compilée conjointement par l'US Army Corps of Engineers et l'Environmental Protection Agency des États-Unis pour y trouver des données adéquates dont on pourrait tirer des seuils d'effets (au moyen des méthodes décrites au **chapitre 4** et dans le **module technique 2** annexé au présent document);
- s'assurer qu'il existe des méthodes (pratiques) qui conviennent à la collecte d'échantillons du type de tissu dont on aurait besoin pour établir une correspondance avec les données sur les effets. Si les données sur les effets ont été obtenues à partir de concentrations mesurées dans le corps entier, ou de types courants de tissus, il existe peut-être des facteurs d'absorption ou des modèles de bioaccumulation qui permettraient d'estimer plutôt que de mesurer l'exposition interne. Dans le cas des données mesurées, l'évaluateur du risque doit, par défaut, faire dépurier l'organisme (c.-à-d. vider les intestins) ou le faire laver afin que ses résultats soient comparables aux données existantes sur les effets³⁴.

³³ La base de données ERED contient des données issues de plus de 2 000 études, et peut être consultée sur le site suivant : <http://el.erdc.usace.army.mil/ered/>. Cette base de données est la source complète la plus à jour sur les niveaux d'effets des résidus dans les tissus. Dans le cadre d'une ÉRÉ donnée, cette information devrait être complétée par un examen de la littérature récente.

³⁴ Par ailleurs, comme on l'explique aux sous-sections 3.3.1.6 et 3.3.3, la dépuration n'est habituellement pas la méthode par défaut à employer lorsque les tissus sont considérés comme un aliment pour des récepteurs de niveau trophique supérieur.

Lorsqu'on utilise des données sur la charge corporelle, les résultats doivent être interprétés avec prudence. Les organismes en milieu naturel peuvent s'acclimater ou s'adapter de façon à tolérer des concentrations de CP plus élevées que ce à quoi on pourrait s'attendre. Lorsque cela se produit, les risques réels peuvent être inférieurs aux risques prévus. Inversement, comme les données sur les tissus recueillies dans un site proviennent généralement d'organismes vivants, les risques peuvent être sous-estimés du fait que les organismes très exposés pourraient avoir disparu de la population (p. ex., par toxicité directe ou par une baisse de la capacité d'adaptation).

Paramètres accessoires – Les paramètres accessoires qui sont importants pour mesurer l'exposition interne sont les mêmes que ceux associés aux mesures dans les tissus, aux fins de la caractérisation des aliments (**sous-section 3.3.1.6** ci-dessus). Toutefois, il faut également prendre en compte tout autre paramètre qui permettrait de mieux faire associer les données sur l'exposition aux données sur les effets.

3.3.3. Estimation de la dose totale

Définition de dose totale – On évalue souvent l'exposition de récepteurs de niveau trophique supérieur (c.-à-d. la faune) en termes de dose ou d'absorption totale, qui est la quantité totale d'un contaminant provenant de toutes les voies d'exposition. La dose totale peut servir de mesure de l'exposition lorsqu'on dispose de données sur les effets aux fins de comparaison, qu'il s'agisse d'une relation dose-réponse dérivée de la littérature ou d'une valeur toxicologique de référence.

Concept clé :

L'estimation de l'exposition sous forme de dose totale nécessite divers types de données pour caractériser l'exposition des récepteurs. Le module technique 3 fournit des valeurs par défaut pour plusieurs récepteurs fauniques communs du Canada. Ces valeurs peuvent servir de point de départ, en particulier pour les ÉRÉ simples ou les estimations du risque initiales. Lorsqu'il est nécessaire d'obtenir une estimation plus précise du risque, on doit utiliser des renseignements propres au site.

Utilisation de la dose totale comme mesure de l'exposition – La dose totale est la mesure de l'exposition la plus courante pour les organismes de niveau trophique supérieur (c.-à-d. la faune), et il faut toujours en tenir compte dans les évaluations approfondies du risque portant sur des espèces sauvages, à moins qu'on juge d'autres éléments de preuve suffisants pour tirer des conclusions sur le risque. Tel qu'expliqué au **chapitre 2**, les voies d'ingestion (eau, aliments et ingestion accidentelle de sol et de sédiments) sont habituellement de loin les voies d'exposition les plus importantes et il est rarement nécessaire de tenir compte de l'exposition cutanée et par inhalation. Pour chaque voie d'ingestion, les données minimales requises pour estimer la dose totale, et les sources recommandées de données, sont les suivantes (à noter que le module technique 3 fournit

des valeurs par défaut spécifiques pour plusieurs caractéristiques énumérées ci-dessous, applicables à divers récepteurs fauniques communs du Canada) :

- Le taux d'ingestion d'eau (généralement exprimé en L/jour ou en L/kg de poids corporel/jour). Pour les récepteurs qui ne figurent pas dans le module technique 3, on peut obtenir les taux d'ingestion d'eau dans la littérature primaire ou d'autres sources (p. ex., l'*EPA Wildlife Exposure Factors Handbook*, USEPA, 1993). On peut utiliser l'échelle allométrique pour les organismes pour lesquels on ne trouve pas de données, avec les équations mentionnées par Nagy (1987).
- Le taux d'ingestion d'aliments (généralement exprimé en kg d'aliments/kg de poids corporel/jour). Pour les récepteurs qui ne figurent pas dans le module technique 3, on peut obtenir les taux d'ingestion d'aliments dans la littérature primaire ou d'autres sources (p. ex., l'*EPA Wildlife Exposure Factors Handbook*, USEPA, 1993). On peut utiliser l'échelle allométrique pour les organismes pour lesquels on ne trouve pas de données, avec les équations mentionnées par Nagy (1987). Il est également possible d'utiliser des équations établissant un lien entre l'ingestion d'aliments et le taux métabolique (USEPA, 1993).
- Le taux d'ingestion accidentelle de sol et de sédiments (habituellement exprimé en pourcentage de l'ingestion totale d'aliments). Pour les récepteurs qui ne figurent pas dans le module technique 3, on peut obtenir les taux d'ingestion accidentelle dans la littérature primaire ou dans d'autres sources (p. ex., Beyer et coll. (1996); voir aussi CCME [2006] pour plus de détails). Ces taux peuvent varier selon qu'ils tiennent compte du sol et des sédiments présents dans le tube digestif ou du sol et des sédiments pris dans la fourrure (voir le point sur les concentrations de contaminants ci-dessous).
- Le poids corporel de chaque récepteur. Pour les récepteurs qui ne figurent pas dans le module technique 3, on peut obtenir les taux d'ingestion d'eau dans la littérature primaire ou d'autres sources (p. ex., l'*EPA Wildlife Exposure Factors Handbook*, USEPA, 1993).
- Les diverses proportions du régime de tout récepteur qui consomme plus d'un type d'aliments. Le module technique 3 fournit des valeurs par défaut pour certains récepteurs communs. Cependant, les proportions du régime alimentaire sont hautement tributaires de chaque site et varient selon les saisons. Pour les sites nécessitant une estimation précise du risque, on doit recueillir des renseignements propres au site (voir le module technique 3 pour plus de détails).
- Les concentrations de contaminants dans le sol, les sédiments, l'eau et chaque aliment. Tel que mentionné à la **section 3.2**, il est préférable de mesurer les concentrations de contaminants dans chaque milieu, mais on peut aussi les estimer. Les tissus à échantillonner doivent correspondre aux habitudes de consommation. Au moins trois éléments sont à considérer à ce sujet :

- S'il faut utiliser l'animal entier (p. ex., petit mammifère) pour l'analyse, ou seulement des parties de l'animal. Lorsqu'il est peu probable que le récepteur consomme (et digère) certains tissus comme les os ou les plumes, il peut être approprié d'exclure ces tissus des analyses en laboratoire.
- S'il faut dépurer (c.-à-d. vider le tube digestif) les tissus avant l'analyse, ce qui s'applique aux lombrics ou aux organismes filtreurs qui ingèrent des volumes de sol ou de sédiments, mais n'en digèrent que les éléments dont ils se nourrissent. Par défaut, il serait plus prudent de ne pas dépurer (sauf pour les substances bioaccumulables)³⁵. Toutefois, l'évaluateur du risque doit être conscient que les contaminants liés au sol ou aux sédiments ne sont pas nécessairement biodisponibles pour les consommateurs de niveau trophique supérieur.
- S'il faut laver les tissus avant l'analyse. Cette mesure s'applique à tous les organismes comme les invertébrés ou, en particulier, aux mammifères à fourrure. Le lavage enlève le sol pris dans la fourrure, ce qui est acceptable du moment que l'estimation des taux d'ingestion accidentelle de sol tient compte de cette voie d'ingestion de sol.
- La teneur en eau du sol, des sédiments et des aliments, afin qu'on puisse effectuer les conversions (au besoin) entre les taux d'ingestion et les concentrations de CP dans les aliments. Peu importe que les données soient exprimées en poids sec ou en poids humide, il est essentiel d'harmoniser les unités lorsqu'on calcule la dose totale. Il faut faire mesurer la teneur en eau en laboratoire, ou la déduire de la littérature primaire.
- L'étendue du domaine vital et de l'aire d'alimentation de chaque récepteur par rapport à l'étendue du site (ou de la portion pertinente du site). Il faut estimer l'étendue du domaine vital d'après les données figurant dans la littérature récente, mais elle peut être ajustée si un biologiste professionnel de la faune le juge à propos (p. ex., si la qualité de l'habitat laisse à désirer ou si l'étendue du domaine vital est plus grande). Dans certains cas, une évaluation préalable prudente peut poser comme hypothèse que le récepteur passe tout son temps sur le site, mais une évaluation plus réaliste doit répartir l'exposition entre le site et l'extérieur du site (ce qui nécessite des données sur l'exposition en dehors du site). Cela est tout

³⁵ La dépuration n'est pas non plus recommandée comme méthode par défaut lorsque des aliments sont utilisés directement comme mesure d'exposition externe, par exemple lorsqu'on établit une comparaison avec les RCQE pour les résidus dans les tissus aux fins de la protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique. Au contraire, lorsqu'on prélève et analyse des tissus pour mesurer l'exposition interne de l'organisme même, la technique de dépuration est habituellement appropriée (voir la sous-section 3.3.2).

particulièrement important pour les gros mammifères et les autres récepteurs qui ne passent peut-être que très peu de temps sur le site.

- D'autres facteurs d'ajustement de la dose compte tenu d'une biodisponibilité partielle (ou de tout autre facteur qu'on soupçonne avoir une incidence sur la dose réelle) peuvent être appliqués dans les modèles plus réalistes. La plupart des VTR découlent d'études effectuées sur des formes de contaminants très biodisponibles (p. ex., sels métalliques solubles) qui peuvent entraîner une surestimation de la disponibilité réelle dans le milieu en cause. En l'absence de renseignements spécifiques sur la biodisponibilité, l'évaluateur du risque doit supposer une biodisponibilité de 100 %, malgré le fait que cela entraînera une surestimation de l'exposition.

Modèles de réseau trophique – Il

s'agit de modèles simples permettant de calculer la dose totale et pouvant être intégrés à une feuille de calcul.

On trouvera dans l'encadré, à la fin de la présente sous-section, des équations qui pourraient servir à cette fin. Dans

le cas des modèles complexes qui couvrent plusieurs CP, plusieurs récepteurs et plusieurs zones distinctes dans un même site, il vaudra mieux réaliser un programme informatique qu'utiliser une feuille de calcul. Par exemple, pour ne pas répéter une formule dans une feuille de calcul, mieux vaut entrer les données sur une feuille de calcul ou dans un fichier, utiliser un langage de programmation pour lire les données et effectuer tous les calculs (p. ex., Visual Basic pour Applications, si les données sont saisies dans un fichier Microsoft Excel), puis ramener les résultats sur la feuille de calcul ou dans le fichier de données. Visual Basic pour Applications permet aussi d'exécuter d'autres logiciels qui sont utiles pour des fonctions particulières (p. ex., Crystal Ball pour les modèles probabilistes). On trouve également des progiciels qui sont conçus expressément pour les évaluations de risque (p. ex., GoldSim). Il peut valoir la peine d'utiliser plus d'une méthode d'estimation de la dose totale pour détecter les erreurs (c.-à-d. mécanisme d'AQ/CQ pour vérifier le modèle).

Concept clé :

Les modèles de réseau trophique sont constitués d'une série d'équations utilisables dans une feuille de calcul, mais pour des modèles plus complexes, il vaudra mieux réaliser un programme informatique.

Concept clé :

Les modèles de réseau trophique peuvent prendre la forme d'une série d'équations dans une feuille de calcul. Voici un exemple d'une telle série d'équations :

1. **Taux d'ingestion d'aliments** – Lorsqu'on ne connaît pas les taux d'ingestion d'aliments (I_A , kg p.s./kg p.h./jour) pour un récepteur donné, il est possible de les estimer au moyen d'équations allométriques comme celles qui sont décrites dans Nagy (1987) pour différentes guildes alimentaires :

$$I_A = a \times PC^b \quad (\text{Éq. 1})$$

dans laquelle :

PC représente le poids corporel moyen de l'organisme (g, p.h.).

a et b sont les constantes propres à divers groupes de vertébrés terrestres.

Les taux d'ingestion d'aliments exprimés en poids sec peuvent être convertis en poids humide (I_A , kg p.h./kg p.h./jour) à l'aide de l'équation 2 :

$$I_A = I_{A\text{sec}} / (1 - \text{régime}_{\text{humide}}) \quad (\text{Éq. 2})$$

dans laquelle :

$\text{régime}_{\text{humide}}$ (fraction sans unité) représente la teneur en eau moyenne pondérée dans le régime alimentaire de l'animal, en fonction des teneurs mesurées dans les tissus prélevés au site ou des valeurs tirées de la littérature.

2. **Taux d'ingestion de sol et de sédiments** – Les taux d'ingestion de sol et de sédiments (I_S , kg p.s./kg p.h./jour) sont fondés sur la fraction estimée d'ingestion accidentelle lorsque l'animal se nourrit. Lorsqu'ils ne sont pas connus pour un récepteur donné, il est possible de les dériver du taux d'ingestion d'aliments au moyen de l'équation suivante :

$$I_S = I_A \times \phi \quad (\text{Éq. 3})$$

dans laquelle :

I_A (kg p.s./kg p.h./jour) est le taux d'ingestion d'aliments en poids sec.

ϕ est la fraction de sol ou de sédiment ingérés accidentellement lorsque l'animal se nourrit.

3. **Taux d'ingestion d'eau** – Lorsqu'on ne connaît pas les taux d'ingestion d'eau (I_E , L/kg p.h./jour) pour un récepteur donné, il est possible de les estimer au moyen d'équations allométriques comme celles qui sont décrites dans Nagy (1987) :

$$I_E = a \times PC^b \quad (\text{Éq. 4})$$

dans laquelle :

PC (kg p.h.) représente le poids corporel moyen de l'organisme.

a (L/kg * kg/jour) et b (sans unité) sont des constantes propres à divers groupes de vertébrés terrestres.

4. **Dose d'origine alimentaire** – La dose d'absorption de contaminants par voie alimentaire (D_A , mg/kg p.c./jour) est déterminée à partir de la concentration dans le régime alimentaire, au moyen de l'équation suivante :

$$D_A = I_A \times \sum_j^J (C_{Aj} \times p_{Aj}) \quad (\text{Éq. 5})$$

dans laquelle :

I_A (kg p.h./kg p.c./jour) représente le taux d'ingestion d'aliments.

C_{Aj} (mg/kg p.h.) représente la concentration de CP dans la proie j dans le régime alimentaire du RP.

p_{Aj} (sans unité) représente la proportion de la proie j dans le régime du prédateur.

(suite à la page suivante)

- 5. Dose provenant de l'ingestion de sol** (surtout pour les organismes se nourrissant en milieu terrestre) – La dose totale provenant de l'ingestion accidentelle de sol contaminé par des CP (D_S , mg/kg p.c./jour) se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$D_S = I_S \times C_S \quad (\text{Éq. 6})$$

dans laquelle :

I_S (kg p.s./kg p.c./jour) représente le taux d'ingestion de sol.

C_S (mg/kg p.s.) représente la concentration de CP dans le sol ingéré.

- 6. Dose provenant de l'ingestion de sédiments** (surtout pour les organismes se nourrissant en milieu aquatique) – La dose totale provenant de l'ingestion accidentelle de sédiments contaminés par des CP ($D_{SÉD}$, mg/kg p.c./jour) se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$D_{SÉD} = I_S \times C_{SÉD} \quad (\text{Éq. 7})$$

dans laquelle :

I_S (kg p.s./kg p.c./jour) représente le taux d'ingestion de sédiments.

$C_{SÉD}$ (mg/kg p.s.) représente la concentration de CP dans les sédiments ingérés.

- 7. Dose provenant de l'eau ingérée** – La dose totale de CP provenant de l'eau consommée (D_E , mg/kg p.c./jour) se calcule au moyen de l'équation suivante :

$$D_E = I_E \times C_E \quad (\text{Éq. 8})$$

dans laquelle :

I_E (L/kg p.c./jour) représente le taux d'ingestion d'eau.

C_E (mg/L) représente la concentration de CP dans l'eau.

- 8. Dose totale avant ajustement** – La dose totale avant ajustement (D_{TAA} , mg/kg p.h./jour) peut être calculée en additionnant les doses de chaque milieu : aliment, sol, sédiments, eau.

$$D_{TAA} = D_A + D_S + D_{SÉD} + D_E \quad (\text{Éq. 9})$$

dans laquelle :

D_A (mg/kg p.h./jour) est la dose provenant des aliments.

D_S (mg/kg p.h./jour) est la dose provenant du sol.

$D_{SÉD}$ (mg/kg p.h./jour) est la dose provenant des sédiments.

D_E (mg/kg p.h./jour) est la dose provenant de l'eau.

- 9. Facteur d'ajustement de la dose** – Le facteur d'ajustement de la dose peut être calculé en fonction du territoire/aire d'alimentation, de la qualité de l'habitat et de la biodisponibilité des CP.

$$FAD = FAA \times \alpha \quad (\text{Éq. 10})$$

dans laquelle :

FAA (sans unité) est le facteur de l'aire d'alimentation, qui représente la superficie du site chevauchant le territoire ou l'aire d'alimentation de l'espèce.

α (sans unité) représente l'efficacité de l'absorption alimentaire d'une substance chimique donnée et peut être considérée comme la proportion de cette substance qui est absorbée par le tractus intestinal par rapport à la quantité totale ingérée. La valeur ne tient pas compte de la différence de disponibilité dans le sol et dans divers types d'aliments.

- 10. Dose totale ajustée** – La dose totale ajustée (D_{TA} , mg/kg p.h./jour) se calcule en multipliant la dose non ajustée par le facteur d'ajustement de la dose.

$$D_{TA} = D_{TAA} \times FAD \quad (\text{Éq. 11})$$

dans laquelle :

D_{TAA} est la dose totale d'origine alimentaire avant ajustement (mg/kg p.h./jour) d'une substance chimique donnée.

FAD est le facteur d'ajustement de la dose (sans unité).

3.4. Au-delà des estimations ponctuelles de l'exposition

Pour les récepteurs qui sont relativement immobiles (p. ex., les invertébrés et les plantes), l'évaluation de l'exposition se fait habituellement de façon spatialement explicite. On peut procéder par application directe des mesures propres à une station pour représenter une unité de gestion (cellule de grille), ou utiliser de multiples mesures afin de générer une surface modélisée de l'exposition.

L'estimation de l'exposition pose davantage de difficultés dans le cas des espèces sauvages, comme les oiseaux et les mammifères, et des organismes aquatiques et semi-aquatiques mobiles (poissons, amphibiens). Dans les évaluations préalables du risque, on applique souvent le principe de la concentration au point d'exposition (ou concentration d'exposition estimative), qui équivaut à une estimation ponctuelle prudente de la concentration chimique (ou dose) disponible pour un milieu ou une voie d'exposition donnés. Les modèles simples peuvent utiliser les concentrations maximales dans chaque milieu pour représenter la concentration au point d'exposition, ou employer d'autres mesures statistiques (p. ex., la LSICM à 95 % ou le 90^e percentile), selon le nombre d'échantillons.

La méthode simplifiée de l'estimation ponctuelle décrite ci-dessus comporte des inconvénients, dont les suivants :

- cette méthode ne tient pas compte de la position spatiale relative des récepteurs et des milieux contaminés (en raison des préférences d'habitat, des habitudes de migration, etc.), qui peut avoir une grande incidence sur les estimations de l'exposition;
- il y a une trop grande dépendance à l'égard des valeurs extrêmes (maximales) dans le calcul des concentrations au point d'exposition.

La méthode de l'estimation ponctuelle suppose que les récepteurs ont un accès égal et aléatoire à toutes les zones d'une unité d'exposition, et qu'ils sont répartis uniformément dans cette unité. Or, ces conditions se produisent rarement dans les milieux naturels.

Les estimations ponctuelles de l'exposition peuvent être améliorées par l'application de méthodes probabilistes (voir les sous-sections 5.3.6 et 5.6.3) et par l'intégration de données spatiales, comme il est indiqué ci-dessous.

3.4.1. Méthodes spatiales partiellement explicites

Plusieurs méthodes peuvent être employées lorsque l'utilisation de statistiques sommaires entraîne un degré d'incertitude inacceptable. Pour obtenir un meilleur réalisme spatial, on peut utiliser des méthodes plus avancées, notamment :

- Répartir l'exposition par l'eau consommée entre plusieurs sources, en fonction de l'évaluation de leur probabilité d'utilisation.

- Pour estimer l’ingestion accidentelle de sol, on peut pondérer les échantillons de sol en fonction de leur « zone d’influence » spatiale et/ou de leur probabilité relative d’utilisation par un récepteur, en se fondant sur l’évaluation des préférences en matière d’habitat (c.-à-d. qu’il y aura moins d’ingestion accidentelle de sol dans les zones moins fréquentées). Le résultat de cette pondération peut être une concentration moyenne pondérée spatialement (CMPS), utilisée dans le cadre d’une ÉRÉ pour l’évaluation de l’ingestion accidentelle. Une telle approche nécessite habituellement la superposition des données sur le sol et des polygones d’habitat au moyen d’un système d’information géographique (SIG).
- Pour estimer l’ingestion de contaminants par voie alimentaire, on peut pondérer les concentrations mesurées dans les aliments à différents endroits du site en fonction de leur probabilité relative d’être consommés, compte tenu des préférences en matière d’habitat (p. ex., la pondération d’un échantillon de tissu d’insecte prélevé à un endroit peut être deux fois plus élevée que celle d’un échantillon prélevé dans un habitat deux fois moins intéressant pour un récepteur insectivore).
- On peut utiliser le modèle de courbes (Freshman et Menzie, 1996) pour décrire l’exposition d’espèces sauvages qui se nourrissent dans un site contaminé. La méthode repose sur le classement des mesures de la contamination et la prise en compte du domaine vital (aire d’alimentation) de l’espèce à l’étude. Cette méthode tient compte de la distribution des mesures de concentration (fréquence et ampleur), mais non des habitudes d’alimentation ou des préférences en matière d’habitat.

Tous ces types d’améliorations visent à prendre en compte les données spatiales, et l’évaluateur du risque doit les appliquer lorsque le degré de précision requis pour l’estimation du risque justifie qu’il le fasse.

3.4.2. Méthodes spatiales explicites

Aucun des raffinements décrits à la sous-section 3.4.1 ne permet d’obtenir un modèle d’exposition vraiment explicite pour les caractéristiques spatiales. Les modèles d’exposition qui sont vraiment explicites à ce chapitre visent à simuler le comportement spatial des individus sur un site, compte tenu des habitats et des autres facteurs qui ont une incidence sur l’utilisation du site. C’est la seule façon de saisir de façon réaliste la variabilité de l’exposition dans une population d’animaux.

Grâce aux progrès des SIG, il est plus facile de prendre en compte explicitement la distribution hétérogène des récepteurs, leurs habitats et la contamination. Il existe davantage d’outils permettant d’intégrer ces caractéristiques spatiales aux évaluations du

risque écotoxicologique, bien qu'on les utilise plutôt dans les évaluations de risque complexes et de grande envergure.

Il existe des modèles qu'on peut adapter à certains sites (p. ex., le Spatially Explicit Exposure Model [modèle d'exposition spatialement explicite] ainsi que d'autres modèles commentés par Loos et coll., 2010, et Wickwire et coll., 2011), mais leur flexibilité est souvent limitée et il n'y a pas encore eu d'application généralisée de tels modèles. Il faudrait songer à utiliser, ou à élaborer, des modèles d'exposition spatiale explicites lorsque le degré de précision requis dans l'estimation du risque en justifie le coût (voir Hope et coll., 2011, et à Wickwire et coll., 2011, pour plus de détails).

4. ÉVALUATION DES EFFETS

4.1. Introduction

4.1.1. Objectif

L'évaluation des effets a pour objectif général de caractériser la nature des effets causés par chaque CP dans des conditions d'exposition particulière à chaque RP. Cette caractérisation, souvent appelée profil de réponse, est requise pour chaque combinaison CP/ÉDP. À noter que pour certains ÉDP (p. ex., essais de toxicité sur des mélanges de contaminants), il se peut qu'on puisse caractériser uniquement la réponse à ce mélange.

Il existe diverses façons (non mutuellement exclusives) d'utiliser l'information sur les effets dans l'évaluation du risque :

- Déterminer une valeur toxicologique de référence (VTR) : On utilise fréquemment les VTR dans la méthode des quotients de danger (QD) pour la caractérisation du risque (voir la **sous-section 5.3.1** pour plus de détails), par comparaison avec les estimations de l'exposition.
- Établir la relation concentration-réponse (ou dose-réponse) : Ces relations peuvent servir à estimer directement le niveau d'effets pour une concentration d'exposition donnée, ou d'établir une VTR pour un niveau d'effets donné.
- Élaborer un objectif d'assainissement propre au site, dans le cas d'un site où une première ÉRÉ a révélé qu'une gestion des risques est justifiée, à l'aide : a) d'une VTR (premier point ci-dessus) fondée sur la littérature existante ou des données propres au site; ou, b) d'une relation concentration-réponse (deuxième point ci-dessus) fondée sur la littérature existante ou des données propres au site.

Pour chaque élément de preuve (ÉDP) évalué dans une ÉRÉ, on établit, d'une ou de plusieurs façons, une correspondance entre l'exposition et les effets. Par conséquent,

Concept clé :

L'information sur les effets, de même que celle sur l'exposition, est un intrant pour chaque élément de preuve d'une ÉRÉ. Les données sur les effets et sur l'exposition doivent être exprimées en unités compatibles permettant l'intégration des résultats à l'étape de caractérisation du risque.

Définitions :

Le profil de réponse est la relation qui existe entre les concentrations ou doses de CP et les effets écotoxicologiques.

La valeur toxicologique de référence est définie, de manière générale, comme une concentration ou une dose d'exposition qui ne devrait pas entraîner un niveau inacceptable d'effets sur un récepteur exposé à un CP.

l'évaluation des effets n'est pas une étape isolée de l'ÉRÉ, mais est réalisée pour chaque ÉDP. Ce qui est important, c'est que même si les détails de l'évaluation des effets font l'objet de la présente section, il faut bien les comprendre et les formuler à l'étape de l'énoncé du problème en vue de la conception et la planification de l'ÉRÉ.

4.1.2. Vue d'ensemble de l'évaluation des effets

L'évaluation des effets utilisée pour élaborer tout élément de preuve comprend généralement les éléments suivants (les quatre premiers éléments ayant été déterminés dans le cadre de l'énoncé du problème) :

- Déterminer quel *type de mesure d'évaluation des effets* utiliser parmi les quatre catégories suivantes :
 1. *Études toxicologiques propres à un site* – Couvrent les paramètres de mesure liés à des études portant sur l'exposition d'organismes d'essai à un milieu contaminé, dans des conditions contrôlées. Cette catégorie comprend les essais de toxicité effectués : en laboratoire sur les échantillons prélevés au site même; sur le terrain (*in situ*); ou en laboratoire et sur le terrain. Elle comprend aussi les protocoles d'essai normalisés et les techniques exploratoires, comme les évaluations de l'identification de la toxicité.
 2. *Études toxicologiques indirectes* – Couvrent les renseignements toxicologiques recueillis dans d'autres sites (ou d'études en laboratoire), en tenant pour acquis que la relation concentration-réponse est similaire ou peut être estimée à partir de données recueillies dans d'autres sites. On extrapole les résultats pour le site étudié, en tenant compte des profils de contamination, des similitudes en matière d'habitat et des facteurs qui peuvent influer sur la biodisponibilité relative (p. ex., spéciation chimique, teneur en carbone organique ou en lipides, taille des particules, salinité, etc.). Les preuves toxicologiques indirectes peuvent prendre de nombreuses formes, allant de lignes directrices générales sur la qualité de l'environnement fondées sur le contenu des bases de données toxicologiques jusqu'aux relations concentration-réponse tirées de la littérature ou d'études ciblées effectuées pour d'autres sites.
 3. *Études biologiques propres à un site* – Couvrent l'évaluation directe des conditions biologiques d'un site par rapport à la mesure de l'exposition. Cette catégorie peut comprendre des paramètres à l'échelle du suborganisme (p. ex., indicateurs histopathologiques), de l'organisme (p. ex., mortalité, croissance, malformations, érosions, lésions et tumeurs), de la population (p. ex., nombre et proportion d'organismes indicateurs, indices vitaux) et de la communauté (p. ex., diversité, distribution des groupes taxonomiques).

4. *Études biologiques indirectes* – Couvrent l'évaluation indirecte des conditions biologiques, par extrapolation des connaissances acquises dans d'autres sites. Comme dans le cas des études toxicologiques, les preuves biologiques doivent être ajustées aux conditions du site en tenant compte du degré d'exposition et de la pertinence écologique. Compte tenu de la variabilité écologique naturelle, l'information biologique indirecte ne suffirait presque jamais à elle seule à caractériser les risques dans le cadre d'une ÉRÉ détaillée.
- Établir si l'*interprétation des données sur les effets se fait par rapport à un niveau d'effet acceptable* (NEA; [p. ex., pour établir une VTR]) ou sans NEA prédéterminé (p. ex., pour estimer l'ampleur réelle de l'effet et laisser aux gestionnaires du risque le soin de déterminer ce qui est « acceptable » ou « inacceptable »).
 - Déterminer comment les *mélanges de contaminants seront pris en compte*. Alors que chaque combinaison CP/RP doit s'accompagner d'un profil de réponse, un seul profil de réponse peut s'appliquer simultanément à plusieurs CP, si on utilise les mesures appropriées. Les mesures d'évaluation des effets propres au site (p. ex., essais de toxicité ou relevés biologiques) permettent de tenir compte explicitement des mélanges chimiques présents sur le site et d'intégrer ainsi toutes les interactions. En conséquence, on recommande habituellement des méthodes propres au site lorsque c'est possible.
 - Déterminer le *type de profil de réponse* à élaborer compte tenu de la nature des données disponibles sur les effets :
 1. *Profil de réponse continu* – Ce profil décrit comment les effets (c.-à-d. l'ampleur de la réponse) varient dans une plage de degrés d'exposition réalistes. On peut utiliser ce profil directement pour caractériser le risque (p. ex., pour évaluer le niveau d'effets réel associé à un degré donné d'exposition), ou pour générer une valeur toxicologique de référence (VTR) en fonction d'une ampleur de réponse ciblée (p. ex., quel degré d'exposition correspond à 20 % de réponse indésirable?). La compréhension de la relation exposition-réponse facilite également l'interprétation des effets potentiels si l'exposition prédictive dépasse une VTR lors de la caractérisation du risque.

Concept clé :

Le profil de réponse doit tenir compte des conditions d'exposition qui correspondent à celles qu'on s'attend à retrouver sur le site. Outre l'intensité, la durée et la distribution spatiale de l'exposition, ces conditions concernent également les données propres au CP (p. ex., forme du CP, congénères vs BPC totaux, etc.) et les facteurs qui influent sur la biodisponibilité (voir la section 3.3.). Il est préférable d'inclure des mesures d'évaluation des effets qui intègrent les conditions d'exposition propres à un site, car elles sont habituellement plus réalistes et moins entachées d'incertitude.

2. *Profil de réponse discret* – Ce profil correspond aux situations où l'on dispose de peu de données sur les effets (p. ex., si on trouve peu de données sur les effets sur la faune dans la littérature pour certains CP) ou lorsque les effets s'appliquent seulement à certains scénarios d'exposition (c.-à-d. à certaines zones du site). Cela peut se produire avec un plan d'étude contrôle-impact (p. ex., lorsqu'on détermine si une zone contaminée diffère d'une condition de référence) ou un plan par gradient avec des niveaux d'impact distincts, ou lorsqu'on étudie divers mélanges complexes de contaminants au moyen de mesures sur les effets propres au site (p. ex., essais de toxicité ou relevés biologiques). Dans le premier cas (c.-à-d. quand on dispose de peu de données), on peut encore générer une VTR à partir du profil de réponse discret, mais elle ne coïncidera peut-être pas avec l'ampleur de l'effet ou la condition d'exposition souhaitée.
 - **Élaborer des profils de réponse** pour chaque combinaison CP/RP, ou selon le cas (p. ex., pour des mélanges de contaminants), si des profils particuliers CP/RP ne sont pas réalisables ni appropriés.
 - Caractériser les *incertitudes* relatives aux effets en évaluant les répercussions de l'incertitude au moyen d'une analyse de la sensibilité et, au besoin, en intégrant les incertitudes dans l'évaluation des effets (p. ex., au moyen de méthodes probabilistes).

Le résultat de l'évaluation des effets est une mesure qu'on peut associer aux estimations de l'exposition pour obtenir une preuve sous la forme d'un ÉDP. Il est de toute première importance que l'évaluateur du risque conceptualise en même temps l'information sur l'exposition et celle sur les effets (à l'étape de l'énoncé du problème), afin de pouvoir les intégrer efficacement.

La suite du présent chapitre est organisée comme suit :

- La **section 4.2** décrit les principales méthodes d'évaluation des effets.
- La **section 4.3** traite de l'application de ces méthodes à des groupes de récepteurs donnés.
- La **section 4.4** traite des options pour aller au-delà des estimations ponctuelles de toxicité.
- La **section 4.5** traite du rôle des facteurs de sécurité dans l'évaluation des effets.

4.2. Catégories de mesures pour l'évaluation des effets

La présente section porte sur les mesures d'évaluation des effets, réparties selon les quatre grandes catégories d'éléments de preuve présentées à la **sous-section 4.1.2** (exemples au **tableau 4-1**; plus de détails au **chapitre 5**) :

- Études toxicologiques propres au site
- Information toxicologique indirecte

- Études biologiques propres au site
- Information biologique indirecte

Tableau 4-1. Exemples de mesures d'évaluation des effets et catégories

Type de paramètre	Source d'information sur la dose-réponse	Type d'éléments de preuve	Exemples de mesures pertinentes
Toxicologique	Site d'intérêt	(1) toxicologique propre au site	Essai en laboratoire sur la germination dans des sols prélevés sur le site; étude sur des moules d'élevage; essai sur la métamorphose des amphibiens avec des larves prélevées dans une mare printanière du site; essai <i>in situ</i> sur la survie et la croissance de <i>Hyalella</i> ; essai en laboratoire sur la croissance et la survie des poissons aux premiers stades de vie.
Toxicologique	Ligne directrice	(2) toxicologique indirecte	Ligne directrice sur la qualité de l'eau découlant d'essais sur les espèces les plus sensibles; ligne directrice sur la qualité des sédiments d'après une base de données de co-occurrences (BEDS); ligne directrice sur la qualité des sols pour la protection des processus microbiens.
Toxicologique	Littérature scientifique/Compendium	(2) toxicologique indirecte	Seuil CE _x tiré de la base de données Ecotox; valeur toxicologique de référence axée sur la dose aviaire tirée de Eco-SSL; charge critique basée sur une émane de la littérature; répartition de la sensibilité des espèces.
Toxicologique	Autre site	(2) toxicologique indirecte	Utilisation d'un seuil pour le taux de reproduction tiré d'une étude sur l'alimentation de visons en captivité menée pour un autre site sur des poissons prélevés à cet endroit.
Biologique	Site d'intérêt	(3) biologique propre au site	Recensement des organismes d'une communauté benthique; résultats d'une évaluation du taux de reproduction et de production; chez le saumon relevé des petits mammifères (densité, biomasse, migration nette); recensement des espèces dans un quadrat ou le long d'un transect de végétation.
Biologique	Littérature scientifique/Compendium	(4) biologique indirecte	Résumé de la littérature scientifique sur les concentrations dans l'eau associées à la réduction de la richesse en invertébrés épibenthiques. Résumé de la littérature scientifique sur le lien entre les concentrations moyennes de CP dans les sédiments et l'incidence de tumeurs chez le poisson.
Biologique	Autre site	(4) biologique indirecte	Étude sur la reproduction de l'hirondelle bicolore (par évaluation des nichoirs) au site A qui peut servir à l'évaluation des effets potentiels sur les espèces aviaires du site B, en supposant une certaine uniformité de réaction pour une mesure d'exposition normalisée.

Ces catégories de mesures se distinguent doublement :

- Elles sont propres au site ou indirectes, selon qu'elles portent sur les effets dans le milieu d'exposition (ou sur les récepteurs) du site, *in situ* ou *ex situ*, ou qu'elles s'appuient sur des données publiées sur les effets (p. ex., résultats de recherche publiés; documentation parallèle; données sur d'autres sites contaminés).
- Ces mesures sont toxicologiques ou biologiques. Cette distinction nous dit essentiellement si la mesure fait intervenir des manipulations expérimentales pour contrôler les variables environnementales, afin que les traitements ne diffèrent que par leur exposition aux CP (p. ex., essai sur la croissance du poisson, en laboratoire ou sur le terrain – dans des bassins – dans l'eau du site), ou bien si elle quantifie les effets associés à une exposition naturelle (p. ex., étude d'une communauté d'invertébrés benthiques ou relevé d'une population de petits mammifères). La distinction devient plus floue quand on réalise des essais très réalistes sur le terrain, mais, en pratique, ceux-ci sont rares.

Les types de mesures utilisées pour l'évaluation des effets ne s'excluent pas mutuellement. Comme nous le recommandons à la **sous-section 4.2.4**, l'évaluateur du risque d'utiliser plus d'un type de mesure pour évaluer les effets, y compris pour un même paramètre d'évaluation. La décision relative au type de mesures d'évaluation des effets à utiliser dépend partiellement de ce qui suit :

- le degré de rigueur nécessaire pour éclairer la prise de décision;
- les ressources requises pour utiliser la mesure adéquatement;
- l'accessibilité et la qualité de l'information (p. ex., les études publiées);
- le degré de confiance relatif au rendement probable de la mesure (c.-à-d. la facilité d'extrapolation au paramètre d'évaluation et aux incertitudes associées);
- l'existence de données correspondantes sur l'exposition auxquelles il serait possible de combiner ou d'intégrer les résultats des mesures des effets.

Quels que soient les types de mesures utilisées pour évaluer les effets, il est de toute première importance de les préciser dans l'énoncé du problème, au moment de déterminer les éléments de preuve retenus pour l'ÉRÉ.

4.2.1. Études toxicologiques propres au site

Les évaluations toxicologiques propres au site servent à vérifier directement si l'exposition au milieu contaminé (p. ex., eau, sédiments, sol) d'un site entraîne des effets nocifs chez les organismes d'essai dans des conditions contrôlées. Ce dernier point est une distinction importante par rapport aux études sur le terrain car, en contrôlant les variables environnementales, le milieu d'essai devient la principale variable indépendante (c.-à-d. descriptive), et les paramètres de l'essai deviennent les variables dépendantes (c.-à-d. les résultats).

Concept clé :

Les évaluations toxicologiques propres au site servent à vérifier directement si l'exposition au milieu contaminé (p. ex., eau, sédiments, sol) d'un site produit des effets nocifs chez les organismes soumis aux essais dans des conditions contrôlées.

Même si toutes les options de ce type de mesure font intervenir une certaine forme de manipulation expérimentale pour réduire l'influence des facteurs non chimiques sur le résultat de l'essai, elles varient quant à leur capacité de représenter correctement la réalité. À une extrémité de cet éventail, on trouve les essais normalisés de toxicité en laboratoire (c.-à-d. l'exposition *ex situ* au milieu), dans lesquels on apporte un échantillon du milieu au laboratoire et on l'analyse dans des conditions contrôlées selon un protocole minutieux. Ces essais sont de loin les plus courants et ils constituent le principal sujet d'intérêt du présent guide. À l'autre extrémité se trouvent les études toxicologiques *in situ* conçues expressément pour le site étudié.

Les essais en laboratoire dans des conditions contrôlées sont valables, car ils permettent d'isoler un mécanisme toxique qui pourrait passer inaperçu dans un milieu naturel. Il s'ensuit que les essais en laboratoire tendent à être plus précis, quoique pas nécessairement plus exacts (pertinents) pour ce qui est de décrire le paramètre d'évaluation. Comme les types d'erreurs qu'on retrouve dans les essais de toxicité diffèrent du point de vue qualitatif de ceux des études sur le terrain, il vaut mieux ne pas comparer les résultats concentration-réponse au moyen d'un seul coefficient de détermination (r^2) ou d'une autre mesure purement statistique. Il faut plutôt que l'évaluation des incertitudes des essais en laboratoire tienne compte à la fois des mesures numériques de l'incertitude (p. ex., la variabilité entre les répétitions) et de l'incertitude associée à l'extrapolation des résultats obtenus en laboratoire aux conditions sur le terrain.

Plusieurs options s'offrent lorsque le degré de réalisme environnemental des essais de toxicité habituels est insuffisant pour obtenir un profil de réponse adéquat (p. ex., si l'installation physique pour procéder à l'essai n'est pas appropriée ou si la manipulation de l'échantillon du milieu d'exposition ciblé risque d'augmenter ou de diminuer la biodisponibilité du CP). Voici quelques exemples de modification des essais de toxicité pour augmenter le réalisme environnemental :

- Modification des protocoles normalisés (p. ex., installation physique de l'essai) en vue d'augmenter le réalisme du test en laboratoire (voir l'Annexe A du **module technique 1** pour plus de détails). Par exemple, on pourrait augmenter le nombre de renouvellements de l'eau sus-jacente afin de mieux refléter un environnement où l'eau circule.
- Installations d'essais temporaires sur le site (p. ex., installation dans laquelle l'eau circule sans interruption et provient directement d'une zone ciblée).
- Étude toxicologique *in situ* (p. ex., avec installation de confinement comme des enceintes ou des mésocosmes) (voir l'Annexe A du **module technique 1** pour plus de détails).

Un autre type de test de toxicité spécialisé propre au site est l'évaluation de l'identification de la toxicité (ÉIT). Il s'agit de manipulations physiques/chimiques d'un échantillon visant à isoler ou identifier les substances toxiques dans un milieu d'essai.

Les ÉIT s'appliquent de façon itérative pour mettre progressivement le doigt sur un agent toxique particulier ou une classe précise d'agents toxiques. Une identification claire de la causalité précise de la toxicité peut réduire les incertitudes et augmenter la fiabilité des conclusions. On trouvera d'autres renseignements sur les ÉIT dans le **module technique 1**.

Le **module technique 1** comprend un guide sur le choix du test de toxicité et son interprétation. Ce module technique complet traite des points suivants :

- Survol des essais de toxicité dans l'évaluation du risque, qui met l'accent sur l'utilisation des tests dans une méthode axée sur le poids de la preuve ainsi que pour l'établissement d'une VTR propre au site. (On trouvera plus de détails sur les VTR propres au site dans le **module technique 2**.)
- Procédures pour la sélection du test
- Complément d'information sur l'eau interstitielle
- Résumé des principaux renseignements sur environ 75 essais de toxicité parmi les plus utilisés en Amérique du Nord
- Interprétation des résultats des essais de toxicité

Les essais de toxicité propres au site sont considérés comme plus utiles que l'information toxicologique indirecte pour les raisons suivantes (Suter et coll., 2000) :

- On tient compte de la biodisponibilité des contaminants propre au site.
- La forme du contaminant est réaliste.
- On travaille simultanément sur les interactions entre les contaminants.
- Il est possible de déterminer la répartition spatiale de la toxicité.

- Les objectifs d'assainissement peuvent être déterminés avec plus de fiabilité.

Leurs principales limites comprennent ce qui suit (Suter et coll., 2000; SAB-CS, 2008) :

- Le prélèvement de l'échantillon et la préparation de l'essai risquent de modifier le milieu (en particulier pour les sédiments, mais aussi l'eau et le sol), ce qui peut avoir une incidence sur la forme et la biodisponibilité du contaminant;
- Il se peut que les différences de sensibilité entre l'organisme d'essai et le RP ne soient pas connues. Cela peut être dû à une différence taxonomique ou génétique (p. ex., certaines souches de l'organisme d'essai sont connues pour être particulièrement sensibles), ou à d'autres facteurs comme l'acclimatation (p. ex., si les conditions d'entreposage avant l'essai ont une incidence sur la sensibilité de l'organisme dans les essais de toxicité pour des éléments essentiels) ou l'adaptation (p. ex., si la fonction des systèmes naturels de désintoxication de l'organisme n'est pas optimale en raison de son maintien dans de l'eau à faible teneur en métaux).
- Le scénario de l'essai (p. ex., durée et installation) ne reflète peut-être pas complètement la réalité du site.
- La causalité de la toxicité n'est pas connue (à moins de procéder à une ÉIT ou d'utiliser une autre méthode visant à établir les liens de causalité);
- La toxicité apparente peut être due à des différences entre le milieu de référence et le milieu du site en raison de facteurs autres que les concentrations de contaminants (p. ex., taux plus élevé de nutriments, ou réponse en fonction du substrat dans le milieu de référence).
- La variabilité des paramètres d'essai, en particulier les paramètres sublétaux durant une exposition chronique, peut réduire la puissance statistique pour détecter l'ampleur de l'effet ciblé.
- Les coûts élevés, en particulier des essais sur les effets chroniques, peuvent nécessiter des compromis en termes d'échantillonnage spatial ou temporel.
- Les effets sont mesurés sur les organismes individuels. Or, il se peut qu'on doive les extrapolier ou les utiliser pour prévoir les paramètres d'évaluation à l'échelle de la population ou de la communauté.

Bon nombre de ces limites constituent des sources directes d'incertitude pour ce type de mesures. La **section 5.6** traite de méthodes pour prendre en compte les incertitudes.

4.2.2. Information indirecte sur la toxicité

Les évaluateurs du risque peuvent tirer profit de l'importante littérature disponible en écotoxicologie. Internet a favorisé l'accès à cette information : il est possible de chercher des compilations de données en ligne, ou encore de rechercher et télécharger les ouvrages et articles originaux. Par conséquent, pour un coût relativement faible par rapport à d'autres types de mesures, il est possible de consulter une mine de renseignements pour compléter l'évaluation des effets, et ce, de plusieurs façons :

- compilation de données sur les effets préliminaires à l'étape de l'énoncé du problème (voir la **sous-section 2.2.4** pour plus de détails);
- repérage des modèles d'effets publiés, avec références (p. ex., MLB; voir ci-dessous);
- compilation de profils de réponse et dérivation des VTR (se reporter au **module technique 2** pour plus de détails).

On trouvera dans le **module technique 2** un guide d'utilisation de l'information toxicologique indirecte pour l'élaboration des VTR. Les VTR sont une partie importante du profil de réponse, car elles représentent une concentration ou une dose qui ne devrait pas causer d'effet nocif inacceptable (voir la **sous-section 2.3.1** pour en apprendre davantage sur les niveaux d'effets acceptables). Le module technique 2 traite de ce qui suit :

- Types de VTR et leur utilisation dans les ÉRÉ
 - VTR en fonction de la dose
 - VTR en fonction de la concentration pour le milieu d'exposition
 - VTR en fonction de la concentration pour les tissus
- options pour le choix des VTR
- examen des VTR publiées
- généralités sur la dérivation des VTR
- dérivation des VTR propres au site à partir de la littérature scientifique
 - examen de la littérature scientifique

Concept clé :

L'information indirecte sur la toxicité exploite la mine de connaissances existante dans l'abondante littérature sur le sujet. Son utilisation judicieuse peut être une source efficace de données pertinentes pour élaborer des profils de réponse.

- critères de sélection et qualité des données
- méthodes de dérivation
- incertitudes et extrapolations
- modification des lignes directrices existantes en vue d'élaborer des VTR propres au site

Outre les limites inhérentes à l'extrapolation des résultats en laboratoire aux conditions sur le terrain (voir la **sous-section 4.2.1**) pour ce qui est des mesures de la toxicité propres au site, on doit également s'assurer de la pertinence de ce type de données pour le site. Voici quelques sources possibles de biais dans les données toxicologiques tirées de la littérature, et qui constituent des incertitudes pour ce type de mesures (Suter et coll., 2000) :

- La forme chimique utilisée dans les essais de toxicité peut être plus毒ique que les formes dominantes sur le site contaminé.
- On tient rarement compte des interactions entre contaminants.
- Les espèces utilisées pour les essais ne représentent peut-être pas la sensibilité des RP sur le site.
- Le milieu d'exposition utilisé pour les essais ne représente peut-être pas ceux qu'on retrouve sur le site.
- Les conditions d'essai en laboratoire ne représentent peut-être pas les conditions sur le terrain.

On peut améliorer la pertinence de l'information toxicologique indirecte en filtrant les données disponibles pour inclure les études qui se rapprochent le plus des besoins de l'ÉRÉ. Selon le contaminant, il se peut qu'un ou plusieurs paramètres accessoires énumérés aux **sous-sections 3.3.1 et 3.3.2** jouent un rôle dans la détermination de la toxicité (p. ex., en modifiant la biodisponibilité). On peut réduire grandement l'incertitude en faisant correspondre adéquatement les conditions d'essai en laboratoire présentées aux conditions d'exposition réelles. Même si dans de nombreuses situations, l'évaluateur du risque doit filtrer les données (si cela est possible et pertinent), il faudrait qu'idéalement les principaux facteurs de biodisponibilité et de toxicité soient suffisamment bien compris pour soutenir la modélisation prédictive de la toxicité propre à un site donné.

Certains progrès scientifiques permettraient de surmonter certaines des limitations courantes de l'information toxicologique indirecte dont nous venons de traiter. Il s'agit notamment du modèle du ligand biotique (MLB) et de l'approche axée sur les résidus dans les tissus (ART) pour les évaluations toxicologiques, dont il est question ci-dessous.

Modèle du ligand biotique – La recherche des dernières décennies (p. ex., Pagenkopf, 1983; Meyer, 1999) a beaucoup fait progresser les connaissances sur la

biodisponibilité des métaux et les mécanismes de toxicité tant dans les écosystèmes aquatiques (voir l'analyse de Paquin et coll., 2003) que dans les écosystèmes terrestres (voir l'analyse d'Allen, 2002). Le point culminant de cette recherche à ce jour est l'élaboration du modèle du ligand biotique (MLB), qui intègre les principales découvertes de plusieurs disciplines sur toute une gamme de facteurs qui influent sur la biodisponibilité des métaux et, en fin de compte, sur leur toxicité. La prémissse du MLB est que la toxicité est associée avec la fixation des métaux à une partie biochimiquement active de l'organisme (c.-à-d. un ligand biotique) et que cette fixation est fonction des concentrations de cations métalliques libres et de ligands complexants dans l'eau (ou la phase soluble dans les sols). Ces derniers entrent en concurrence avec le ligand biotique (c.-à-d. dans les branchies chez le poisson ou au point d'allongement des racines pour les végétaux) pour les métaux libres et d'autres cations dans l'eau (ou la phase soluble dans les sols), et ils ont ainsi une incidence directe sur la toxicité en fixant les concentrations de métaux dans le site ciblé. Un des avantages importants du MLB est qu'il prend explicitement en considération une gamme de facteurs modificateurs (p. ex., les cations concurrents) qui influent sur le profil de réponse d'un paramètre particulier.

Modèle du ligand biotique en milieu aquatique – Le MLB en milieu aquatique (voir http://www.hydroqual.com/wr_blm.html pour plus de détails et des modèles à télécharger gratuitement) a donné de bons résultats dans la prévision de la toxicité aquatique aiguë du cuivre (Santore et coll., 2001), de l'argent (Paquin et coll., 1999) et du zinc (Santore et coll., 2002). Le fait que le MLB parvienne à prédire la toxicité avec précision a déjà mené à son utilisation dans l'élaboration de critères de la qualité de l'eau. Ainsi, le MLB prédomine dans les critères de l'USEPA pour le cuivre (USEPA, 2007a). Plus récemment, la recherche a surtout porté sur l'application du MLB à la toxicité chronique (De Schampheleere et coll., 2005; Schwartz, 2007; Clifford, 2010, Schroeder et coll., 2010; Peters, 2011) et aux mélanges de métaux (Kamo et Nagai, 2008), ce qui devrait se traduire par une utilisation plus fréquente du MLB en milieu aquatique pour les évaluations du risque.

Modèle du ligand biotique en milieu terrestre – De récents efforts ont donné lieu à l'élaboration et à la validation de MLB destinés spécifiquement aux écosystèmes terrestres. Ainsi, Thakali et coll. ont d'abord utilisé un MLB en milieu terrestre pour prédire la toxicité du cuivre et du nickel pour l'allongement des racines d'orge dans divers sols (2006a); puis, ils ont élargi l'application à une série de paramètres toxicologiques (végétaux, invertébrés et microbes) pour une gamme de sols non calcaires provenant du territoire de l'Union européenne. Les MLB en milieu terrestres ont aussi été utilisés pour prédire la toxicité du cobalt pour les vers (Lock et coll., 2006) et l'orge (Lock et coll., 2007). Il est probable qu'on perfectionnera ces méthodes et qu'on étendra leur utilisation à d'autres métaux et paramètres toxicologiques.

Approche axée sur les résidus dans les tissus – Un autre domaine qui évolue rapidement est celui de l'approche axée sur les résidus dans les tissus (ART). Un atelier Pellston de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) tenu en 2007 a donné lieu

à une série d'articles à la fine pointe des connaissances scientifiques sur ce sujet (Adams et coll., 2011; Escher et coll., 2011; McCarty et coll., 2011; McElroy et coll., 2011; Meador et coll., 2011; Sappington et coll., 2011). Cette approche s'appuie sur la prémissse que les concentrations mesurées dans le corps entier ou un organe en particulier (résidus) constituent une meilleure mesure de la dose pour décrire la toxicité pour les organismes que ne le sont les milieux d'exposition externes (Escher et coll., 2011). Bien que ce postulat soit plutôt intuitif (parce que la biodisponibilité des contaminants est explicitement prise en compte dans l'ART), l'approche n'est pas sans problème, en grande partie en raison de la difficulté à corrélérer les concentrations internes aux résultats écotoxicologiques. La variabilité des résultats écotoxicologiques et de la sensibilité des espèces est en partie attribuable aux différences dans la toxicocinétique, qui comprend plusieurs processus importants (absorption, distribution, métabolisme et excréition [ADME]) influant sur les concentrations internes (Escher et coll., 2011). Quand la variabilité est élevée (c.-à-d. quand les concentrations internes ne sont pas proportionnelles à la concentration ou à la dose au site cible), la modélisation toxicocinétique peut être utile pour établir la dose cible. Une des principales difficultés liées à l'utilisation de l'ART réside dans l'accès à des données adéquates sur la relation réponse-résidu dans les tissus (Sappington et coll., 2011). Compte tenu de l'évolution de l'état des connaissances scientifiques, il serait prudent de considérer cette méthode comme un élément de preuve complémentaire (Sappington et coll., 2011).

4.2.3. Études biologiques propres au site

Les études biologiques propres au site évaluent directement les attributs des RP sur le terrain, éliminant ainsi bon nombre des incertitudes associées à l'information toxicologique. Ces études peuvent cibler une gamme d'attributs à l'échelle de l'individu (p. ex., croissance, taux de reproduction, taux de survie), de la population (p. ex., biomasse, abondance, densité, structure par âge) ou de la communauté (p. ex., diversité, composition en espèces, abondance, densité, biomasse), ce qui permet d'estimer directement le paramètre d'évaluation (annexe D du document du CCME de 1997; Menzie et coll., 2008, Carlsen et coll., 2008). Les comparaisons devraient se faire avec des conditions de référence ou selon des gradients d'exposition. Toutefois, contrairement aux études de toxicité, où plusieurs variables environnementales sont contrôlées en vue d'isoler un « signal » lié à l'exposition, les études biologiques sur le terrain peuvent produire des résultats altérés par la variabilité naturelle attribuable à la complexité inhérente aux systèmes naturels. Il est possible de contrôler jusqu'à un certain point cette variabilité naturelle par un protocole expérimental adéquat (y compris la détermination des covariables et des facteurs de

Concept clé :

Les études biologiques propres au site évaluent directement les attributs des RP sur le terrain, éliminant ainsi bon nombre des incertitudes associées à l'information toxicologique.

catégorisation) et une taille d'échantillonnage accrue (dans le cadre d'une étude isolée ou de plusieurs missions de surveillance).

L'évaluateur du risque doit tenir compte de ce qui suit pour décider s'il est opportun d'effectuer des études biologiques sur le terrain (Suter et coll., 2000) :

- *Échelle* – Ces études sont habituellement plus appropriées dans le cas des RP dont l'étendue du domaine vital est faible et qui sont susceptibles de demeurer surtout à l'intérieur des limites de la zone d'évaluation. Cependant, les études biologiques sur le terrain peuvent aussi être appropriées dans le cas des RP très mobiles et dont le domaine est étendu, notamment lorsque ces RP revêtent une importance particulière pour les parties intéressées.
- *Interprétation* – Les variations concernant l'attribut étudié doivent être interprétables dans un contexte où il existe des facteurs confusionnels, comme l'hétérogénéité de l'habitat.
- *Difficulté* – Les études varient beaucoup au regard du coût et du temps qu'il faut y consacrer. Il faut donc trouver l'équilibre entre ces facteurs et la capacité de ces études à fournir des renseignements utiles.
- *Caractère approprié* – Le plan d'étude et les méthodes doivent convenir à la tâche.
- *Expertise technique* – La complexité de l'étude peut exiger une expertise spécialisée qui dépasse les compétences de l'équipe d'évaluation du risque.
- *Conséquences du relevé* – Dans certains cas (p. ex., échantillonnage qui détruit de petites populations ou des espèces rares), les études biologiques peuvent avoir des répercussions nocives inacceptables.
- *Données existantes* – Il peut exister des ensembles de données de remplacement (p. ex., de projets de gestion environnementale de plus grande envergure; voir la **sous-section 4.2.4**).

Une fois qu'un évaluateur du risque s'est engagé à mesurer les effets biologiques propres à un site dans le cadre d'une ÉRÉ, il peut s'aider de ce qui suit pour concevoir l'étude et la mettre en œuvre. Le plan d'étude doit être élaboré dans le cadre de l'énoncé du problème (voir la **section 2.3**). L'évaluateur du risque qui entreprend une étude biologique propre à un site doit, à tout le moins, tenir compte de ce qui suit à l'étape de la conception de l'étude (et rechercher des renseignements plus précis, pertinents pour la situation en question) :

- *Définition de la question* – Dans la mesure du possible, l'étude doit consister à estimer directement le paramètre d'évaluation. Dans d'autres cas, il faut déterminer à l'avance les objectifs de l'étude et la façon dont on extrapolera les résultats au paramètre d'évaluation (c.-à-d., à l'étape de l'énoncé du problème).

- *Définition de la population évaluée* – Cette question a d’importantes répercussions quant à l’interprétation des effets (p. ex., plus la population évaluée est grande par rapport au site, plus les effets risquent d’être « dilués »). Comme point de départ, il vaut mieux définir la population d’évaluation comme étant les organismes qui habitent le site étudié. On peut ensuite ajuster l’échelle en fonction de considérations particulières au RP. (Voir l’analyse de Menzie et coll. [2008] sur les populations.)
- *Choix des attributs pertinents* – Comme on l’a vu précédemment, les attributs doivent correspondre au paramètre d’évaluation ou pouvoir être facilement extrapolés au paramètre d’évaluation. On recommande de retenir plusieurs attributs, si possible, afin de se doter d’un moyen plus robuste d’évaluer la question (annexe D du document du CCME de 1997; Menzie et coll., 2008; Carlsen et coll., 2008).
- *Conception de l’étude* – Il faut utiliser des méthodes scientifiques appropriées (p. ex., Krebs, 1989; Environnement Canada, 2011) pour optimiser la conception de l’étude destinée à répondre à la question. Il faut donc connaître les méthodes statistiques qui seront éventuellement appliquées.
- *Méthodes sur le terrain* – Les méthodes pour la plupart des types d’études ont au moins été publiées et peuvent même avoir recommandé des protocoles normalisés ou des méthodes de relevé (p. ex., PSAMP, 1996; Environnement Canada, 2002; se reporter au document du SAB-CS [2008] pour d’autres références; l’USEPA affiche également diverses méthodes sur le site de son programme de surveillance et d’évaluation environnementale (Environmental Monitoring and Assessment Program : <http://www.epa.gov/emap/> [en anglais seulement]).
- *AQ/CQ et objectifs de qualité des données* – Les objectifs de qualité des données (OQD) définissent les caractéristiques requises des ensembles de données; les étapes d’assurance de la qualité (AQ) sont les mesures prises pour faciliter l’atteinte de ces objectifs, et les mesures de contrôle de la qualité (CQ) sont les données de référence utilisées pour vérifier la qualité des données (p. ex., Environnement Canada, 2011).
- *Interprétation et analyse des données* – Les méthodes statistiques utilisées doivent être celles choisies à l’étape de la conception. L’interprétation doit tenir compte des principales incertitudes, ce qui revient souvent à exprimer l’ampleur des effets observés avec des limites de confiance pour chaque attribut (p. ex., Environnement Canada, 2011).

Avantages d’une bonne planification des études biologiques propres au site :

- Il est possible d’estimer directement les paramètres d’évaluation.

- Ce type d'étude intègre l'exposition en tenant compte des facteurs de complexité comme la biodisponibilité et les mélanges de contaminants.
- Ces études sont très pertinentes en termes écologiques.
- Ces études complètent les données sur la toxicité.

Limites des études biologiques propres au site :

- Obtenir des ensembles de données solides peut coûter cher et prendre beaucoup de temps, et une telle étude n'est justifiée que si vraiment elle a une grande valeur pour éclairer les décisions de gestion.
- En raison de la variation naturelle, il peut être difficile de repérer les changements liés au contaminant, même dans le cas d'études bien planifiées.
- Les effets mesurés ne sont pas nécessairement dus au CP, mais plutôt à des variables environnementales naturelles confusionnelles ou à des stresseurs non chimiques.
- Les études doivent habituellement reposer sur des comparaisons spatiales (p. ex., pour des gradients d'exposition) en raison de la rareté des données de référence pour le site étudié. Il peut être difficile de choisir des zones de référence appropriées.
- La mise en œuvre de ces études peut avoir des effets nocifs directs sur les RP étudiés.

Certaines de ces limites peuvent se traduire directement en incertitudes. Une grande variabilité naturelle peut masquer les effets ciblés et entraver leur détection, ce qui peut mener à une conclusion faussement négative (c.-à-d., une erreur de deuxième espèce). En revanche, les différences entre les conditions d'exposition et les conditions de référence peuvent entraîner des mesures d'effets qui ne sont pas réellement dus à l'exposition au contaminant, ce qui mène à une conclusion faussement positive (c.-à-d., une erreur de première espèce). Les méthodes statistiques (p. ex., limites de confiance de l'ampleur des effets et de l'analyse de l'efficacité) peuvent aider à comprendre l'étendue des erreurs de deuxième espèce. L'utilisation complémentaire d'essais de toxicité propres au site peut contribuer à établir la causalité (ou l'absence de causalité) dans les études sur le terrain (voir la **sous-section 5.5.2.2** et le **module technique 4** pour plus de détails concernant les causalités).

4.2.4. Information biologique indirecte

Cette catégorie de mesure est analogue à l'information toxicologique indirecte, mais il s'agit ici d'utiliser les résultats d'études biologiques appropriées effectuées sur d'autres sites (p. ex., données dans la littérature) qui pourraient éclairer un profil de réponse pour le site étudié.

En raison des difficultés liées aux ressources et aux techniques requises pour la conception et la mise en œuvre d'études biologiques utiles (voir la **sous-section 4.2.3**), on conçoit clairement les avantages de trouver une étude appropriée. La principale difficulté, toutefois, est d'en établir la pertinence pour le site étudié. Les évaluateurs du risque doivent tenir compte de ce qui suit au moment de tirer des conclusions à partir d'études effectuées sur d'autres sites :

Concept clé :

Les études biologiques dont il est fait état dans la littérature scientifique fournissent des renseignements utiles qui permettent de déduire un profil de réponse pour certaines combinaisons CP/RP. Par exemple, Brasso et Cristol (2008) ont étudié les effets de l'exposition au mercure sur le taux de reproduction chez l'hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*). Les auteurs ont recueilli plusieurs mesures d'exposition au mercure (mercure total dans le sang et les plumes des oiseaux; mercure total dans les insectes dont les oisillons sont nourris) par rapport à leur principale mesure d'effet, soit le nombre d'oisillons qui quittaient les nids (c.-à-d. les jeunes à l'envol). En tenant compte des points soulevés dans le texte, cette étude pourrait fournir des données très pertinentes pour les autres sites où le mercure est le principal CP.

- *Type de contamination* – Les CP et les facteurs qui influent sur sa biodisponibilité doivent idéalement être semblables aux deux sites. Il faut donc comparer les données sur l'évaluation de l'exposition à celles de l'étude publiée. C'est beaucoup plus facile pour les sites contaminés par seulement un ou deux CP.
- *Particularités de la contamination* – Ces particularités sont l'ampleur de la contamination et sa distribution spatiale et temporelle. Idéalement, l'ampleur et les échelles des deux études doivent être semblables.
- *Habitats et récepteurs* – Les modes d'utilisation du site par les récepteurs varient selon les types d'habitat disponibles (c.-à-d., en raison des caractéristiques différentes de l'habitat liées aux besoins écologiques de chaque animal). La configuration des types d'habitat très fréquentés par rapport aux particularités de la contamination a une incidence sur l'exposition du RP.

Une fois qu'on a déterminé qu'une étude est appropriée, il faut en extraire les données, en suivant les mêmes indications que pour l'information toxicologique indirecte. Par exemple, dans l'étude sur le mercure de Brasso et Cristol, 2008 (voir l'encadré), il est possible de tracer un graphique des taux de reproduction de l'hirondelle par rapport aux mesures de l'exposition au mercure (ou simplement l'exposition la plus pertinente pour votre évaluation du risque) pour élaborer un profil de réponse.

4.3. Questions relatives au récepteur

Après avoir traité de chacun des types de mesures d'évaluation des effets, il est question, dans la présente section, du lien entre les mesures et les groupes de récepteurs. Le **tableau 4-2** dresse la liste des fréquences relatives d'utilisation de chacun des principaux types de mesures d'évaluation des effets dans le cadre d'une évaluation du risque³⁶. Il faut savoir que n'importe lequel de ces types de mesures peut convenir à évaluation donnée du risque, et ce tableau ne donne donc qu'un premier aperçu de ce qui se fait habituellement. Le choix dépend en définitive des besoins propres à une évaluation du risque.

Concept clé :

Dans une ÉRÉ, on n'utilise pas de façon égale les quatre types de mesures d'évaluation des effets pour les groupes de récepteurs. La fréquence relative d'utilisation est un reflet de la réalité, qui peut ne pas être idéale, mais reflète souvent les limitations et les difficultés lors de la mise en application.

³⁶ On se base, dans ce cas-ci, sur l'expérience des auteurs des présentes directives.

Tableau 4-2. Fréquence d'utilisation des divers types de mesures d'évaluation des effets pour chaque groupe de récepteurs

Groupe de récepteurs	Études toxicologiques propres au site	Information toxicologique indirecte	Études biologiques propres au site	Information biologique indirecte
Producteurs primaires terrestres	modéré	modéré	modéré	faible
Producteurs primaires aquatiques	élevé	élevé	modéré	faible
Invertébrés terrestres	modéré	modéré	modéré	faible
Invertébrés aquatiques	élevé	élevé	modéré	faible
Poissons	élevé	élevé	modéré	modéré
Oiseaux et mammifères	rare	élevé	faible	modéré
Amphibiens et reptiles	faible	modéré	modéré	modéré

Les catégories sont définies comme suit, d'après l'expérience et le jugement des auteurs :

- Élevé – Cette cote a été attribuée aux deux mesures toxicologiques utilisées pour les groupes de RP aquatiques afin de refléter leur mise en place de longue date, l'élaboration de protocoles et leur valeur pour les évaluations de risques. La cote a aussi été attribuée aux mesures d'information toxicologique indirecte pour les oiseaux et les mammifères, car on dépend de ces mesures en raison coûts et de l'incertitude des autres options.
- Modéré – Cette cote a été attribuée aux deux catégories de mesures toxicologiques pour les groupes de RP terrestres, afin de refléter l'usage croissant de ces mesures. On attribue également cette cote aux mesures d'information toxicologique indirecte pour les amphibiens et les reptiles, surtout en raison des données limitées et parce que l'on exclut ces RP de nombreuses évaluations du risque (bien que leur utilisation augmente avec le temps). On l'attribue enfin aux études biologiques propres au site pour la plupart des récepteurs afin de refléter les difficultés techniques associées à ce type de mesures.

- Faible – Cette cote a été attribuée aux mesures d'information biologique indirecte pour tous les groupes de RP afin de refléter en grande partie la difficulté à trouver des études dont on puisse extrapoler les données aux conditions du site évalué (profil de contamination et biologie pertinente). On l'attribue aussi aux études biologiques propres au site pour les oiseaux et les mammifères afin de refléter le coût et la complexité liés aux études robustes pour distinguer les facteurs de contamination des facteurs physiques ou des facteurs concernant l'habitat. Il faut signaler que le recours aux relevés de reconnaissance, aux relevés de l'habitat et aux mesures semi-quantitatives sur le terrain est une chose plus courante dans le cadre des ÉRÉ, mais ils s'accompagnent d'une plus grande incertitude.
- Rare – Cette cote a été attribuée uniquement aux études toxicologiques propres au site pour les oiseaux et les mammifères. Bien que ce type de mesure soit possible, on l'utilise rarement (et peut-être pas au Canada) en raison d'une foule de difficultés, notamment la protection des animaux (Suter et coll., 2000).

4.4. Au-delà des estimations ponctuelles de toxicité

Dans de nombreuses situations, le résultat d'une évaluation des effets est le calcul d'un ou plusieurs seuils d'effets écotoxicologiques. Ces seuils sont censés représenter la transition depuis une exposition environnementale qui ne produit pas de réponse écologique significative à une exposition qui traduit une possibilité d'effets écotoxicologiques. De tels seuils peuvent être établis pour de nombreux milieux (concentrations dans le sol, dans les sédiments, dans l'eau, dans les tissus et dose ingérée) et être transposés dans la caractérisation du risque où ils servent à calculer les quotients de danger.

Un problème courant de l'évaluation du risque écotoxicologique réside dans le fait qu'une seule valeur seuil est utilisée pour résumer la relation concentration-réponse. Outre la difficulté liée à la simplification excessive d'une relation complexe, l'utilisation d'une estimation ponctuelle est sensible au choix de la méthode statistique ou à la règle de décision utilisée pour calculer le seuil. Ainsi, l'utilisation d'un critère de signification statistique pour distinguer les niveaux d'exposition qui entraînent des effets et ceux sans effet peut donner lieu à des différences substantielles de l'ampleur et/ou de l'importance du seuil d'exposition, sans compter d'autres problèmes relatifs aux statistiques et à l'interprétation (Landis et Chapman, 2011).

Concept clé :

L'utilisation d'une estimation ponctuelle, en particulier tirée d'une seule étude, comporte un degré élevé d'incertitude. Le **module technique 2** offre un guide de réduction de l'incertitude pour l'élaboration des VTR au moyen de techniques relativement simples appliquées à des données existantes.

4.4.1. Questions à considérer

Il est souhaitable de ne pas s'en tenir aux estimations ponctuelles des effets, qui servent habituellement de dénominateur dans les méthodes du quotient. Bien que l'intégration quantitative complète des relations concentration-réponse ne soit pas toujours possible, il est important que les évaluateurs du risque comprennent, à tout le moins, l'ampleur réelle (ou la portée) des effets représentée par une VTR ou une autre mesure des effets, entre autre pour faciliter le choix des VTR en fonction des objectifs de protection et des NEA. En particulier, on peut se baser sur ce qui suit pour évaluer le risque :

- L'ampleur des effets associée à l'étude qui « entraîne » le seuil de toxicité (p. ex., ligne directrice sur la qualité de l'eau, dose de la VTR pour les espèces sauvages).
- La différence entre la DSENO et la DMENO ou la pente de la courbe concentration-réponse lorsque plusieurs niveaux d'exposition font l'objet d'une étude.

- Le degré de représentativité de « l'étude la plus sensible par rapport à un grand nombre de résultats expérimentaux, ou encore par rapport à une réponse qui s'écarte des autres.
- La concordance de la sensibilité pour différents groupes de récepteurs (p. ex., les espèces domestiques par rapport aux espèces sauvages, les passereaux par rapport aux oiseaux de proie, les poissons d'eaux froides par rapport aux poissons d'eaux chaudes).
- La concordance des paramètres d'essais à court terme par rapport aux paramètres d'essais de toxicité chronique; ou les différences de sensibilité entre divers paramètres sublétaux.

On ne peut pas toujours quantifier ce qui précède. Toutefois, l'intégration des intervalles pertinents de réponse potentielle est préférable aux estimations ponctuelles.

Dans leurs recommandations, Allard et coll. (2010) indiquaient que les méthodes fondées sur les méta-analyses pour la dérivation des VTR sont préférables aux résultats d'études isolées. Cela requiert qu'on tienne compte simultanément des résultats de nombreuses études, au moyen d'un graphique illustrant l'ampleur des effets par rapport à la concentration de la substance chimique (voir le **module technique 2**). Bien qu'elle soit compliquée en raison des variations du type de paramètres, des gradients d'exposition et des concepts d'étude, la méthode graphique aide à tenir compte des variations de réponse selon le degré d'exposition.

4.4.2. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE)

Le concept de distribution de la sensibilité des espèces (DSE) est un exemple de méthode statistique appliquée à l'évaluation des effets qui va au-delà de la méthode « traditionnelle » en matière d'élaboration d'une valeur seuil (soit l'utilisation de l'estimation ponctuelle tirée de l'étude la plus sensible à l'aide du critère de signification statistique). Ainsi, le CCME (2007) recommande la méthode fondée sur la SDE pour établir les valeurs seuil sur la qualité de l'eau lorsqu'on dispose de suffisamment de données d'essais de toxicité variées et de qualité.

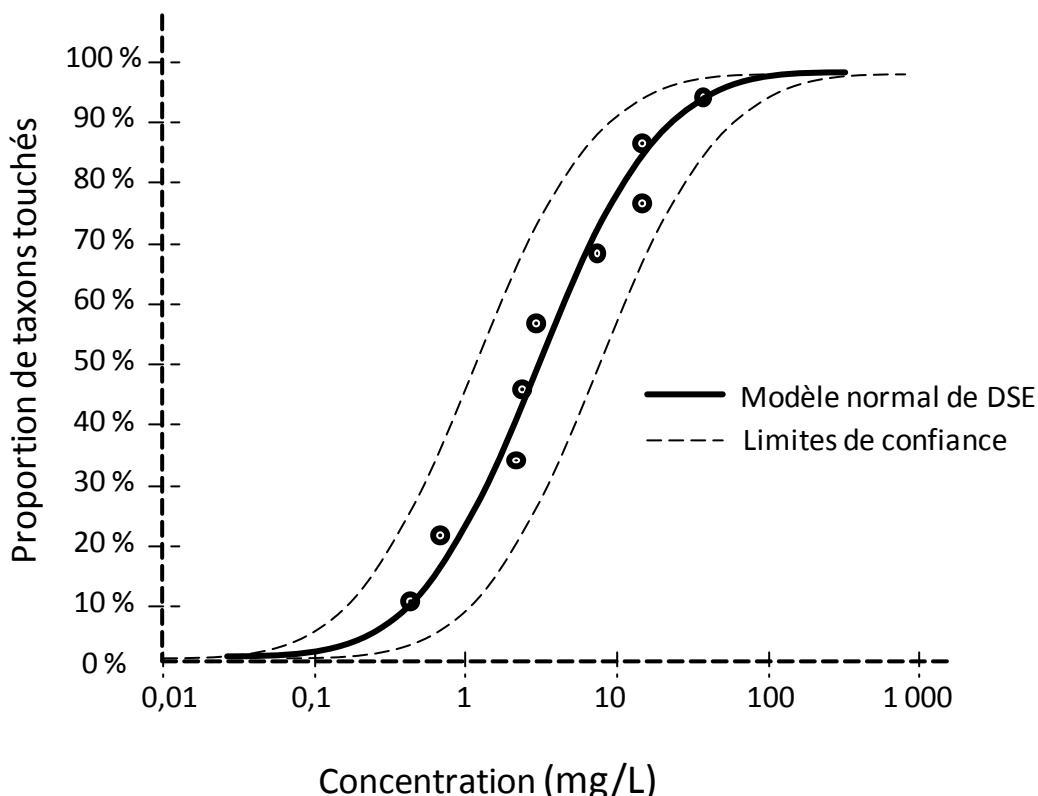
Habituellement, la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) est la distribution cumulative des probabilités d'une mesure de la toxicité d'une certaine substance chimique pour un ensemble d'espèces animales. (Pour plus de détail, voir le **module technique 1** du présent document, SAB-CS [2008], Postuma et coll. [2002] et CCME [2007].) À des concentrations accrues d'un agent toxique, la proportion d'espèces touchées augmente (à un niveau donné d'effet, comme un ralentissement de la croissance de 20 % ou une réduction de l'abondance de 50 %).

Une DSE propre à un site est un exemple d'application spécialisée de la corrélation propre au site entre les méthodes axées sur la relation concentration-réponse, par lesquelles on établit un lien entre une mesure de la DSE propre à un site et la concentration d'un contaminant. La figure ci-dessous constitue un exemple hypothétique de l'application du concept de DSE.

Concept clé :

Une DSE est l'expression numérique des plages de sensibilité d'un organisme à un CP. Une DSE peut caractériser les variations entre les espèces, au sein d'une espèce ou entre les groupes taxonomiques. Plus important encore, le concept de DSE tient compte du fait que chacun des taxons ne répond pas de la même façon à une même concentration.

La méthode axée sur la DSE reconnaît que les espèces peuvent varier beaucoup entre elles pour ce qui est de la sensibilité à un CP donné (Kooijman, 1997), et qu'il n'est pas toujours nécessaire de protéger 100 % des espèces pour protéger les attributs fonctionnels d'une communauté (p. ex., une communauté benthique). En combinant les résultats de plusieurs essais et en couvrant tout un éventail d'organismes d'essai, il est possible de tracer une courbe de distribution de la sensibilité.



Dans cet exemple de graphique, les cercles représentent chaque espèce³⁷ (pour cet exemple, on peut poser comme hypothèse qu'il s'agit d'une épifaune variée d'eau douce). L'axe des x représente la concentration chimique (sur une échelle logarithmique) à laquelle on atteint un seuil de réponse. Cette réponse peut être une diminution de la croissance de 20 % dans un essai de toxicité en laboratoire, ou une réduction de 50 % de l'abondance des espèces dans l'étude d'une communauté benthique. La DSE consiste à déterminer la courbe lissée (ligne pleine) et les limites de confiance associées (lignes tiretées) de la courbe de la relation concentration-réponse. Cela permet d'évaluer la concentration dangereuse à laquelle une proportion donnée des espèces est touchée (ainsi dans cet exemple, 20 % de l'épifaune est touchée à une concentration de 0,6 mg/L).

Pour établir une DSE, on inscrit les données de toxicité d'une seule espèce (p. ex., les valeurs de CL₅₀, de CI_X ou de la DSENO/DMENO) pour de nombreuses espèces sur une courbe de distribution, soit une courbe log-normale ou une courbe log-logistique. À partir de cette distribution des sensibilités des espèces, on détermine la concentration dangereuse (CD_p) à laquelle on suppose qu'un certain pourcentage (*p*) de toutes les espèces seraient touchées (Postuma et coll., 2002). Le choix du pourcentage des espèces et du niveau des effets par l'évaluateur du risque relève, en partie, des politiques et peut être considéré comme la détermination du NEA précédant la caractérisation du risque.

En plus de l'application conventionnelle de la DSE (aux données obtenues dans la littérature), il est également possible d'appliquer la procédure de DSE aux communautés biologiques résidentes. Dans ce dernier cas, il est nécessaire de déterminer un sous-ensemble des taxons énumérés pour lesquels on dispose de suffisamment d'organismes pour évaluer la relation concentration-réponse potentielle. Ensuite, on évalue chaque taxon retenu par rapport au gradient de contamination et on évalue un niveau repère de réponse (p. ex., 20 % ou 50 % de réduction de l'abondance). Pour chaque type d'organisme, on prend note de la concentration à laquelle on observe le seuil de réponse, et on classe en ordre les concentrations obtenues. On dérive ensuite une concentration dangereuse (CD_p) en choisissant la concentration de CP interpolée qui correspond au pourcentage (*p*) cible de toutes les espèces qui, selon les observations, ont été touchées. Cette méthode nécessite qu'on tienne compte de la puissance statistique pour détecter la concentration seuil entraînant une réponse et, de ce fait, convient mieux aux études qui comportent un grand nombre de postes d'échantillonnage et un large gradient de concentrations de CP. En raison de la quantité élevée de données requises par cette méthode, celle-ci n'est recommandée que pour les dernières étapes de l'évaluation du

³⁷ Selon les particularités de la dérivation, un point de donnée peut représenter une seule étude portant sur l'espèce en question ou être un paramètre sommaire qui intègre plusieurs études, p. ex., une moyenne géométrique de plusieurs mesures.

risque; en outre, elle convient moins là où les variations de l'habitat sont importantes, par rapport aux variations des niveaux de contaminations.

4.5. Facteurs de sécurité et extrapolation

C'est une pratique courante, dans le cadre des ÉRÉ, de recueillir des renseignements concernant les effets sur un organisme indicateur ou un paramètre, et d'extrapoler les résultats aux organismes à l'étude dans un site

Concept clé :

Les facteurs de sécurité peuvent être utiles à l'élaboration de seuils prudents pour une évaluation préalable (comme des lignes directrices générales sur la qualité environnementale), mais ne sont pas recommandés pour établir les seuils d'effet utilisés dans les évaluations approfondies du risque.

contaminé. Cela est vrai pour les évaluations fondées sur la littérature scientifique (c.-à-d. les dérivations de valeurs toxicologiques de référence à partir d'études antérieures) tout comme pour les analyses propres à un site (c. à d. le recours à des espèces utilisées en laboratoire pour représenter les réponses possibles d'un large éventail d'espèces locales).

Suivant la pratique historique en matière d'évaluation des risques pour la santé humaine, on a fréquemment eu recours aux extrapolations entre espèces et d'un paramètre à un autre, par l'application de divers facteurs dits d'application, d'évaluation, de sécurité ou d'incertitude (Chapman et coll., 1998). Ces facteurs visent à compenser l'incertitude relative à l'analyse des effets et ont un caractère prudent afin que les risques ne soient pas sous-estimées.

Dans les évaluations du risque antérieures, les facteurs de sécurité ont souvent été utilisés pour divers types d'extrapolations dans le cadre d'évaluations du risque écotoxicologique, notamment :

- les extrapolations des espèces utilisées pour les essais aux espèces sauvages;
- les extrapolations d'une exposition à court terme à une exposition à long terme;
- les extrapolations d'un effet biologique significatif à un effet dont l'ampleur ou la probabilité est négligeable.

Certaines instances législatives ont préconisé l'utilisation de facteurs de sécurité réglementaires. Forbes et Calow (2002) ont résumé les facteurs de sécurité couramment mis en application en Europe et aux États Unis; ils indiquent cependant que ces facteurs n'excluent pas le recours au jugement professionnel.

Le présent document ne préconise pas l'application de facteurs de sécurité pour établir des valeurs toxicologiques de référence. Bien que les facteurs de sécurité puissent être utiles pour l'élaboration de seuils d'évaluation préalable prudents (p. ex., des lignes directrices générales sur la qualité environnementale), leur valeur diminue grandement

dans les évaluations quantitatives du risque. Au nombre des principaux inconvénients liés aux facteurs de sécurité, mentionnons :

- les biais – leur application ne se fait que dans une direction, de façon à accroître l'estimation du risque, sans tenir compte du fait que l'incertitude peut s'appliquer dans les deux directions;
- l'absence de fondement technique – les facteurs de sécurité par défaut habituels (le plus souvent, un facteur de 10) ont un faible lien avec les données sur la relation concentration-réponse;
- la combinaison de mesures de prudence – l'application de nombreux facteurs de sécurité peut donner lieu à des VTR prévues qui sont exagérément faibles;
- le manque de transparence – l'application de facteurs de sécurité camoufle l'incertitude de sorte que l'estimation du risque est modifiée sans toutefois donner d'indication claire quant à la fiabilité (ou absence de celle-ci) de la valeur numérique;
- l'incompatibilité avec les nouvelles méthodes – l'application de facteurs de sécurité arbitraires se concilie mal avec l'application des méthodes (p. ex., la DSE, l'analyse de la relation concentration-réponse, la méthode axée sur l'ampleur de l'effet) qui sont privilégiées pour l'établissement des VTR quantitatives.

Cette recommandation de ne pas appliquer de facteurs de sécurité pour la dérivation des seuils d'effet ne signifie pas qu'on doit ignorer les incertitudes dans une évaluation des effets. Les incertitudes devraient plutôt être évaluées avec soin, conformément aux lignes directrices données à la **section 5.6**.

5. CARACTÉRISATION DU RISQUE

5.1. Introduction

La caractérisation du risque consiste à estimer la probabilité, l'ampleur et l'étendue des effets nuisibles à l'environnement qui s'appuie sur des renseignements provenant d'évaluations de l'exposition et des effets. La caractérisation du risque traite également des « points forts, des limites et des incertitudes relativement aux données et aux modèles utilisés pour tirer des conclusions » (CCME, 1996).

La caractérisation du risque est l'étape où on intègre et interprète les divers éléments de l'étude afin d'en dégager l'importance globale en terme de risque écotoxicologique. La caractérisation du risque permet de présenter des renseignements scientifiques complexes dans une forme utile aux gestionnaires du risque, en communiquant les conséquences écologiques déterminées par les estimations du risque ainsi que les incertitudes qui leur sont associées.

Concept clé :

La caractérisation du risque peut pour la première fois rapprocher les renseignements sur l'exposition et les effets, ou synthétiser des éléments de preuve pour lesquels on a déjà combiné les renseignements sur l'exposition et les effets (voir la figure 1-2.)

5.1.1. Objectif

La caractérisation du risque combine les résultats de l'évaluation de l'exposition et de l'évaluation des effets pour chaque ÉDP et intègre les résultats pour plusieurs ÉDP. Par conséquent, les techniques de caractérisation du risque englobent toutes les méthodes qui servent à analyser et à interpréter le lien qui existe entre les mesures de l'exposition et les mesures des effets.

Si le problème a été bien formulé, de nombreux aspects de la caractérisation du risque doivent être envisagés *a priori*. L'intégration des renseignements sur l'exposition et sur les effets devrait ensuite pouvoir se faire de façon transparente et plutôt mécanique. Toutefois, la caractérisation du risque suppose plus qu'une simple fusion de ces renseignements. Elle consiste en un processus par lequel les résultats de nombreuses études sont évalués en vue d'atteindre les objectifs fondamentaux suivants :

- La synthèse des résultats de multiples mesures, sous la forme d'une conclusion pour chaque élément de preuve, et la synthèse des conclusions des multiples éléments de preuve en une conclusion générale sur les risques écotoxicologiques.
- La rédaction d'un commentaire qui présente les conclusions d'une façon claire et sans ambiguïtés. Dans la mesure du possible, les conclusions sont rédigées dans un langage simple qui privilégie la clarté, de sorte que les gestionnaires du site

puissent utiliser efficacement les résultats de l'évaluation du risque dans le cadre du processus décisionnel.

- L'évaluation qualitative ou quantitative des incertitudes dans les conclusions.
- La révision des questions ou objectifs fondamentaux de l'étude (qu'on peut avoir exprimé sous forme d'au moins une hypothèse de recherche) et la formulation de conclusions pour ce qui est de ces objectifs de gestion du risque.

Concept clé :

Les évaluations du risque comportent souvent des objectifs propres au site (comme l'élaboration de normes d'assainissement du site, l'attribution des effets observés à une ou plusieurs sources, ou la prévision de futurs risques associés à d'autres scénarios de gestion). La caractérisation du risque résume les résultats de ces éléments de l'étude.

Les objectifs résumés ci-dessus ne sont pas de nature aussi mécanique et nécessitent parfois d'exercer un jugement professionnel³⁸. En préparant une caractérisation du risque, le praticien doit tenir compte des grands objectifs de l'évaluation (voir la **sous-section 2.2.1.1**) afin de s'assurer que le commentaire réponde vraiment aux questions et examine les hypothèses posées au départ.

5.1.2. Aperçu des étapes

Le processus de caractérisation du risque comprend les étapes suivantes, décrites dans les sous-sections suivantes :

- **Étape 1 : Vérifier la pertinence** – Après l'examen des données, on procède à une vérification de leur pertinence pour déterminer si, au cours des études sur le terrain ou en laboratoire, des écarts se sont produits pouvant influer sur la pertinence des données à l'appui de l'ÉDP pour lequel on utilisera les données en question. Cette étape est aussi l'occasion d'établir quels ajustements pourraient être nécessaires pour que les données demeurent utiles pour une caractérisation efficace du risque (**section 5.2**).
- **Étape 2 : Interpréter et évaluer chaque ÉDP** – On choisit des méthodes appropriées pour évaluer et interpréter les informations produites dans le cadre de l'évaluation du risque (**section 5.3**).

³⁸ Le rôle du jugement professionnel dans le cadre de l'évaluation du risque écotoxicologique prête à controverse. L'application du jugement professionnel dans l'interprétation ou la synthèse de renseignements techniques exige que le praticien fournit une justification transparente, claire, cohérente et sensée, et ne devrait jamais servir à éviter ou brouiller une prise de décision éclairée (c.-à-d. distorsion ou analyse sélective des résultats afin de parvenir à un résultat souhaité). Le rôle du jugement professionnel est examiné plus à fond à l'étape 4 du processus de caractérisation du risque.

- **Étape 3 : Préparer un sommaire des données compilées** – Il s’agit d’une présentation qui résume les données pour chaque élément de preuve, avant les analyses approfondies proprement dites (**section 5.4**).
- **Étape 4 : Appliquer la procédure de détermination du poids de la preuve** – Il faut intégrer les résultats des nombreux éléments de preuve par une méthode d’évaluation du poids de la preuve, établie à l’étape de l’énoncé du problème. Point important : la procédure de détermination du poids de la preuve est étroitement liée aux étapes 5 à 8 ci-dessous, de sorte que les étapes 4 à 8 sont souvent mises en œuvre simultanément (**section 5.5**).
- **Étape 5 : Évaluer les incertitudes de l’évaluation du risque écologique (ÉRÉ)**
– Il faut tenir compte des incertitudes qui ont une incidence sur l’interprétation et la fiabilité de chaque élément de preuve (**section 5.6**);
- **Étape 6 : Extrapoler et interpoler** – Il s’agit d’évaluer jusqu’à quel point les conclusions sur le risque, tirées d’un nombre limité d’analyses, peuvent être transposées de manière fiable à d’autres conditions existant sur le site (**section 5.7**).
- **Étape 7 : Élaborer des normes propres au site (facultatif)** – Il s’agit d’élaborer, pour le milieu, des normes numériques qui serviront à différencier les seuils d’intervention pour les substances préoccupantes (**Section 5.8**).
- **Étape 8 : Résumer les conclusions sur le risque** – Il faut rédiger un résumé du risque qui caractérise le risque en termes d’ampleur potentielle de la réponse et d’autres attributs clés (p. ex., vraisemblance [probabilité], étendue spatiale, étendue temporelle, niveaux d’organisation qui pourraient être touchés, causalité et autres aspects ayant une pertinence écologique) (**section 5.9**).
- **Étape 9 : Prévoir des mesures de suivi** – Il s’agit de rédiger des recommandations claires et de formuler de façon structurée les étapes subséquentes, à savoir la fermeture du site, les demandes d’autorisation, les liaisons en matière de réglementation, etc. (**Section 5.10**).

Qui plus est, les étapes de caractérisation du risque ne suggèrent pas un degré particulier de détail. Dans le cas des sites sans complications ou présentant des risques estimés négligeables, la caractérisation du risque n’a pas à être trop contraignante, alors que pour les sites complexes, plus de précision et de rigueur seront justifiés.

5.2. Étape 1 – Vérifier la pertinence

Tel que mentionné précédemment, la planification de plusieurs aspects de la caractérisation du risque se fait à l’étape de l’énoncé du problème, y compris le plan d’échantillonnage et d’analyse (PÉA). Par conséquent, les questions de stratégie mentionnées à la **sous-section 2.3.5** influent sur la façon de procéder à la caractérisation

du risque. La planification à l'étape de l'énoncé du problème doit anticiper les liens importants entre l'exposition et les effets qui font l'objet de la caractérisation du risque. En vertu du principe selon lequel il vaut mieux « commencer en pensant à la fin », on s'attend à ce que la conception et la réalisation de l'ÉP/PÉA se fassent de façon à faciliter l'intégration efficace des renseignements sur l'exposition et les effets. C'est pourquoi, à cette étape-ci, les questions de stratégie n'apparaissent pas comme une nouveauté; il s'agit plutôt de les réexaminer à la lumière des résultats de la mise en œuvre de l'évaluation des effets et de l'exposition pour chaque ÉDP.

5.2.1. Revoir l'ensemble des besoins en matière d'évaluation

Avant de procéder à la caractérisation du risque, il est utile de revoir les principales questions de l'évaluation du risque posées à l'étape de l'énoncé du problème et, à la lumière des données recueillies, de voir aux problèmes suivants :

- S'assurer que les techniques et mesures choisies à l'étape de l'énoncé du problème demeurent les plus efficaces et adéquates pour répondre aux principaux besoins de l'évaluation (p. ex., évaluer la causalité). Alors que la pertinence et la valeur de certains paramètres de mesure peuvent être évaluées à l'avance, un examen rétrospectif est nécessaire dans d'autres cas.
- Vérifier si les analyses proposées dans l'énoncé du problème continuent de s'appliquer à l'évaluation d'hypothèses vérifiables³⁹. Si les études n'ont pas pu être effectuées selon le plan ou si des problèmes relatifs à la qualité des données compliquent l'application des méthodes initiales, il faut proposer une méthode modifiée qui soit la mieux adaptée aux besoins de l'évaluation du risque et expliquer les motifs de ces changements.
- S'assurer que les méthodes de présentation indiquées dans l'énoncé du problème sont toujours applicables et qu'elles fourniront des résultats dans un format utile au gestionnaire du risque pour les prises de décision (c.-à-d. si les données recueillies suffisent à l'application des méthodes proposées).

Lors de la caractérisation du risque, il vaut la peine de revoir ces enjeux avant de sélectionner certaines techniques d'analyse

Concept clé :

Dans le cadre de la vérification de la pertinence, le praticien doit déterminer si la qualité ou le volume des données permettent de poursuivre la démarche ou s'il faut refaire l'échantillonnage pour combler les lacunes en matière de données essentielles.

³⁹ Cela ne laisse cependant pas supposer que les tests d'hypothèse classiques soient le seul mode d'analyse des données. Le praticien doit plutôt émettre l'hypothèse que certains effets peuvent survenir et tenter de déterminer si les preuves indiquent la présence d'effets ou dans quelle mesure elles le font.

et de consacrer trop d'efforts au traitement et à la synthèse des données. Si on juge que la collecte des données laisse vraiment à désirer, il peut être nécessaire de reprendre l'échantillonnage ou ajouter d'autres éléments à l'étude avant de passer à la caractérisation du risque. Il vaut mieux prendre une telle décision, au risque de retarder le projet, que de préparer un rapport d'évaluation du risque qui ne répond pas aux besoins en information des gestionnaires du risque.

5.2.2. Apporter des modifications pertinentes

Quand on en arrive à la caractérisation du risque, on a déjà mené à terme les principales recherches, effectué des contrôles de la qualité et procédé à une évaluation préliminaire de chaque paramètre de mesure. Il est courant de devoir réviser le plan d'analyse lorsqu'un certain nombre de facteurs s'écartent du plan idéal établi à l'étape de l'énoncé du problème. Par conséquent, l'étape 1 de la caractérisation du risque consiste à vérifier la pertinence afin de déterminer les conséquences de telles modifications et d'apporter les ajustements requis si la collecte de données ne s'est pas déroulée comme prévu.

Par exemple :

- Si l'énoncé du problème préconisait un plan d'étude par gradient où les mesures des effets devaient être reliées aux gradients de contamination, mais que l'étude n'a pas permis de trouver un gradient de contamination utile, il peut être impossible de mettre en œuvre l'analyse statistique envisagée dans l'énoncé du problème.
- Si l'analyse des données analytiques révèle des problèmes relatifs à la qualité des données (p. ex., échec du témoin négatif, effets d'interférence ou écarts par rapport au protocole), l'utilisation des données doit être réexaminée (p. ex., les données auront moins de « poids » que prévu au départ ou devront être complètement éliminées advenant un manque important de qualité).
- Si les hypothèses sous-jacentes à l'analyse statistiques ne sont pas vérifiées (p. ex., distribution des données), il peut s'avérer nécessaire d'utiliser des méthodes d'analyse de remplacement.
- Si des études à l'échelle de la communauté révèlent des variations significatives quant au type de substrat ou d'habitat qui nuisent à l'analyse des effets liés aux contaminants, ces études peuvent être moins probantes que ce à quoi on s'attendait. Dans de tels cas, d'autres modèles statistiques peuvent être utiles pour différencier les effets liés aux contaminants. Sinon, on peut donner plus de poids à d'autres éléments de preuve, ou encore il se peut aussi qu'un protocole expérimental contrôlant les variables confusionnelles soit plus approprié.

- Si les données sur le terrain révèlent de nouveaux groupes de récepteurs ou de nouvelles voies d'exposition qui n'avaient pas été envisagés auparavant, il faudra d'autres analyses qui n'avaient pas été considérées dans l'énoncé du problème.

Il est important de noter que toute modification du plan d'analyse doit découler de la capacité des mesures et des techniques prévues dans l'énoncé du problème à produire des résultats utiles, et non du fait que la présence, l'ampleur ou le type de réponse environnementale (p. ex., toxicité, structure de la communauté) s'écartent de ce que l'évaluateur anticipait. Lorsqu'il propose des modifications importantes de la méthode d'analyse proposée, il importe que l'évaluateur du risque décrive les changements apportés par rapport au plan original et qu'il justifie tous ces changements.

Les modifications de la caractérisation du risque peuvent se traduire par des changements à des méthodes particulières afin de réaliser une analyse significative. Par exemple, il se peut qu'on doive envisager de transformer les données si les hypothèses sous-jacentes aux méthodes statistiques (p. ex., normalité, stabilité de la variance, absence de valeurs ayant une influence élevée [valeurs aberrantes]) ne se vérifient pas. Dans d'autres cas, on pourra peut-être recourir aux analyses prévues, mais en ajoutant une mise en garde explicite sur la valeur moindre des résultats. Par exemple, une étude de la communauté benthique rendue moins fiable en raison de perturbations mécaniques du substrat aura un poids moindre dans la caractérisation du risque (en raison de la diminution de la puissance statistique par rapport à ce qu'on avait prévu au départ). Dans un milieu terrestre, une telle situation peut survenir lorsque des perturbations anthropiques du paysage nuisent à l'application de stratégies d'échantillonnage théoriques visant à évaluer un gradient de contamination du sol.

De manière générale, l'étape 1 consiste à intégrer les renseignements importants appris à la phase de collecte de données et à affiner les méthodes d'analyse des données qui ont été envisagées à la phase de l'énoncé du problème (au besoin seulement). Le praticien ne doit pas apporter des changements arbitraires à l'analyse, mais bien établir un lien entre les rajustements devant être faits aux objectifs de l'étude et les objectifs en matière de qualité des données.

Concept clé :

Il convient de modifier la méthode de caractérisation du risque si des contraintes empêchent l'acquisition initialement prévue des données, ou encore si on dispose de nouvelles informations ou méthodes depuis que l'énoncé du problème a été formulé.

Il ne convient pas de modifier la méthode de caractérisation du risque pour la simple raison que les résultats ne sont pas ceux qu'on souhaitait ou anticipait.

5.3. Étape 2 – Interpréter et évaluer chaque ÉDP

Après avoir sélectionné et appliqué les paramètres de mesure (à l'étape de l'énoncé du problème), l'évaluateur doit employer des outils d'interprétation des résultats.

L'interprétation doit répondre aux besoins en information du gestionnaire du risque, tels que résumés dans l'énoncé du problème.

Avec un bon énoncé du problème, on devrait déjà avoir établi comment les données seront analysées en vue d'étayer la caractérisation du risque (se reporter au **tableau 2-7** pour un exemple). L'utilisation des données pour la procédure de détermination du PP (voir l'étape 4) devrait orienter la façon de résumer les renseignements pour chaque ÉDP.

Les sous-sections suivantes donnent un aperçu de certains outils courants servant à interpréter chaque ÉDP. Cette liste ne se veut pas exhaustive et ne vise pas à recommander l'utilisation généralisée d'un outil plus qu'un autre. Par ailleurs, les outils ne représentent pas d'options distinctes et ne sont pas mutuellement exclusives.

Les méthodes énumérées dans la présente section (étape 2) sont des outils servant à interpréter les résultats d'un élément de preuve particulier. La présente section porte sur les procédures courantes relatives à leur application et résume les avantages et limites de chacune. Elles sont présentées dans l'ordre suivant :

- Quotients de danger et autres méthodes du quotient – simples rapports d'estimations ponctuelles tant pour l'exposition que pour les effets;
- Relation concentration-réponse – utilisation de la relation mathématique entre l'exposition propre au site et le degré de réponse pour comprendre les réponses propres à un site;
- Rajustement des conditions de référence ou de surveillance – normalisation des données des paramètres pour fournir de l'information sur des réponses relatives plutôt qu'uniquement sur des réponses absolues;
- Gradients – variation des réponses dans l'espace (distance et direction) ou par rapport aux gradients de contamination;

Concept clé :

Le choix des méthodes dépend du contexte et ne peut être prescrit. Cependant, les règles générales suivantes s'appliquent :

Il vaut mieux retenir l'information dont on dispose (p. ex., il ne faut pas appliquer les quotients de danger lorsqu'on dispose de profils concentration-réponse qui réduisent l'incertitude).

Si on a le choix entre deux méthodes d'égale valeur pour étudier un paramètre d'évaluation ou réduire l'incertitude, la méthode la plus simple est préférable.

On parvient mieux à comprendre le risque en examinant un paramètre de mesure sous plusieurs angles (p.ex., plusieurs ÉDP obtenus à partir d'un même paramètre propre au site).

- Techniques multivariées – interprétation d’ensembles complexes de données qui tiennent compte simultanément de plusieurs facteurs;
- Méthodes probabilistes – remplacement d’estimations ponctuelles par des distributions pour obtenir plus de renseignements sur la portée et la vraisemblance des résultats potentiels.

Il faut noter que certaines des techniques mentionnées ci-dessus entraînent le remplacement des estimations ponctuelles par une analyse plus poussée des données disponibles. C’est une pratique courante d’entamer l’évaluation préalable des risques avec des estimations ponctuelles et une méthode de quotient de danger (QD). Toutefois, comme les QD ont tendance à faire appel à des hypothèses prudentes quant à l’incertitude, il faut souvent procéder à une évaluation plus approfondie après une évaluation préalable. Dans ces situations, on recommande des méthodes qui font davantage appel à une plage d’expositions et de renseignements sur les effets. Il est acceptable de procéder de façon séquentielle (échelonnée) en utilisant une variété de méthodes qui remplacent des estimations ponctuelles prudentes par une plage de valeurs ou des distributions.

5.3.1. Quotients de danger et indices de danger

L’outil le plus simple pour évaluer un ÉDP est le quotient de danger (QD), qui est le rapport de la mesure de l’exposition (terme du numérateur) et du seuil fondé sur les effets (terme du dénominateur). Les QD sont largement utilisés, en particulier dans les évaluations préalables (p. ex., évaluation quantitative préliminaire du risque [ÉQPR]) en raison de leur facilité d’application et du caractère généralisé des valeurs d’estimation ponctuelle tant pour l’exposition que pour les effets. Le QD est particulièrement valable comme outil d’évaluation préalable et, dans certaines évaluations du risque, il peut être le seul outil requis. Cependant, lorsque les QD sont calculés, il faut prendre garde de ne pas en tirer plus d’information qu’il n’est justifié et de prendre en considération l’effet d’incertitude dans le numérateur comme dans le dénominateur (**sous-section 5.3.1.1**).

Le terme d’exposition d’un QD peut être établi à partir de nombreuses sources (voir la **section 3** pour plus de détails), dont :

- La concentration mesurée dans un milieu environnemental (p. ex., mg/kg de zinc dans le sol, mg/L de sélénium dans l’eau);
- Une concentration simulée dans un milieu abiotique ou dans des tissus d’organismes, au moyen d’un modèle (allant d’un simple modèle de partition à un

Concept clé :

Un quotient de danger est le rapport du terme d’exposition (dose ou concentration) sur l’expression de la réponse :

$$QD = \frac{\text{Exposition}}{\text{Seuil produisant un effet}}$$

modèle mécaniste complexe de bioaccumulation et de devenir dans l'environnement);

- Une dose modélisée pour un organisme (mg/kg par jour) dans un modèle de réseau trophique ou de transfert trophique.

Le terme de concentration seuil produisant un effet peut aussi provenir de nombreuses sources (voir la **section 4** pour plus de détails), dont :

- Une ligne directrice sur la qualité de l'environnement pour les milieux abiotiques (sol, sédiments, eau, eau souterraine, etc.);
- Une valeur seuil trouvée dans un recueil de résumés d'études toxicologiques;
- Une valeur seuil découlant d'un examen indépendant de la littérature;
- Une valeur seuil (HC_x) issue d'une analyse de la distribution de la sensibilité des espèces;
- Une valeur seuil propre à un site découlant de l'interprétation des résultats d'une étude de toxicité ou d'une communauté, pour une plage de taux d'exposition sur le site évalué;
- Une métá-analyse de plusieurs sources d'information sur les effets (p. ex., compilation des résultats provenant de nombreuses études pouvant couvrir un éventail de paramètres et d'espèces).

On peut appliquer les QD à chacune des quatre grandes catégories de preuves. En pratique, on dérive les QD les plus courants pour des résultats d'analyses chimiques de milieux abiotiques (p. ex., par comparaison avec les lignes directrices sur la qualité du sol, de l'eau ou des sédiments), des paramètres de bioaccumulation (p. ex, résultats préalables par rapport aux recommandations pour les résidus dans les tissus) et des évaluations des espèces sauvages en fonction de la dose (p. ex., en divisant la dose estimée dérivée d'un modèle de réseau trophique par une valeur toxicologique de référence [VTR]). Toutefois, on peut aussi calculer un QD pour une étude de la communauté ou de la toxicité propre au site. On peut calculer des valeurs de référence pour des seuils produisant des effets à partir de courbes concentration-réponse tracées grâce aux données recueillies sur le site⁴⁰, puis les appliquer à d'autres stations ou échantillons pour lesquels on ne dispose que de résultats d'analyses chimiques. La question du dénominateur du QD est examinée de manière plus approfondie au **chapitre 4** (Évaluation des effets).

⁴⁰ Il est question des profils concentration-réponse à la **sous-section 5.3.3**.

5.3.1.1. Erreurs courantes d'application

Même s'ils sont faciles à établir, les QD sont souvent mal interprétés (Allard et coll., 2010). L'erreur la plus fréquente consiste à supposer, de façon erronée, qu'un QD est directement proportionnel à l'ampleur du « risque ». Les QD ne disent rien quant à la probabilité qu'un effet nocif se produise, pas plus qu'ils ne traduisent l'ampleur de l'effet nocif potentiel. Au contraire, un QD typique est calculé à partir d'hypothèses prudentes, auquel cas le rapport indique seulement si la manifestation des effets nocifs est possible ($QD > 1$) ou improbable ($QD < 1$)⁴¹. En pratique, dans le cadre des évaluations du risque écologique, on s'entend largement pour considérer qu'un quotient de danger inférieur ou égal à 1,0 indique un risque négligeable pour le paramètre en question, parce que le calcul du QD s'appuie habituellement sur des hypothèses prudentes.

Une autre erreur fréquente consiste à supposer que les QD mesurés peuvent être proportionnés pour divers CP de façon à fournir un classement fiable du risque lié au contaminant (Allard et coll., 2010). Ce n'est cependant pas le cas, car étant donné que la fiabilité des méthodes du quotient dépend de celle des termes du numérateur et du dénominateur (et des incertitudes qui y sont associées), le degré de danger n'est pas directement comparable. Les méthodes de dérivation pour différents CP peuvent donner lieu à de grandes différences quant au degré de prudence, qui peuvent être masquées dans la présentation de simples rapports. De même, des valeurs de QD distinctes pour un même CP ne peuvent pas être réduites à une fonction linéaire du risque (c.-à-d. qu'un QD de 4 pour la ZPEP 1 ne représente pas nécessairement deux fois plus de risque d'un QD de 2 pour la ZPEP 2), parce que l'estimation ponctuelle du QD ne rend pas compte du point d'intersection, de la pente et de la forme de la courbe illustrant la relation dose-réponse. Des comparaisons fiables ne sont possibles que si on comprend en profondeur les relations concentration-réponse, les facteurs (d'application) de sécurité et les incertitudes; or, le QD ne nous dit rien de tout cela.

Bien qu'un QD très élevé laisse supposer un plus grand « risque » qu'un QD légèrement plus grand que 1, il n'est pas possible de tirer des conclusions en ce qui concerne le risque relatif d'après les différences des QD (p. ex., des valeurs de QD entre 1 et 10 indiquent un risque modéré, alors que des valeurs de QD supérieures à 10 indiquent un risque élevé). En outre il serait faux d'affirmer qu'une petite différence de QD a beaucoup d'importance (Allard et coll., 2010; Ritter et coll., 2002). C'est pour cette raison qu'un nombre excessif de chiffres significatifs peut laisser croire à un degré de certitude et de précision qui, en fait, ne correspond pas à la réalité. On peut arrondir la plupart des QD à un ou deux chiffres significatifs.

⁴¹ Dans certains cas, la valeur seuil du QD est ajustée à la baisse, passant de 1,0 à 0,1, ou 0,2 ou à toute autre valeur, afin de compenser le manque de données pour l'exposition ambiante. En général, ces méthodes sont arbitraires et devraient être évitées (semblable en cela aux facteurs de sécurité arbitraires); il faut au contraire traiter de manière explicite l'incertitude liée à l'estimation de l'exposition totale.

5.3.1.2. *Interprétation des quotients de danger*

Le fait de calculer le QD à partir d'estimations ponctuelles masque l'incertitude, la variabilité et le biais sous-jacent aux données⁴². Par conséquent, pour interpréter un QD, il faut tenir compte explicitement du choix des termes du numérateur et du dénominateur, et se poser diverses questions, à savoir :

- Est-ce que les termes « tendance centrale » ou « estimation prudente » visent à surestimer le risque?
- Si on applique une estimation prudente, celle-ci est-elle fondée sur des hypothèses du « pire cas » (p. ex., la concentration maximale observée et l'espèce la plus sensible)?
- Est-ce que le terme des effets est fondé sur une DSENO, une DMENO ou sur une concentration seuil produisant un effet, et a-t-on utilisé la concentration seuil entraînant une réponse délimitée dans le plan d'étude pour établir le seuil?
- A-t-on utilisé des facteurs d'application (marges de sécurité) aux estimations en vue d'une plus grande prudence?
- Les seuils ont-ils été dérivés en prenant compte d'un grand éventail d'études et de paramètres, ou de données limitées?
- A-t-on évalué l'exposition par des profils détaillés dans l'espace et dans le temps, ou par des mesures isolées?
- L'exposition a-t-elle été estimée au moyen de modèles d'incertains ayant un degré intrinsèque d'incertitude ou de prudence élevé?

Dans une évaluation préliminaire (ÉQPR), la méthode normalisée consiste à appliquer des mesures prudentes au numérateur (limite supérieure de l'estimation de l'exposition) et au dénominateur (limite inférieure de lignes directrices prudentes).

Concept clé :

Un QD n'est fiable qu'en autant que les renseignements utilisés pour en déterminer les termes du numérateur et le dénominateur sont fiables. Il n'existe donc pas de système universel permettant d'interpréter l'ampleur d'un QD (au-delà de sa comparaison avec 1,0), et les divers types de QD ne sont pas directement comparables.

⁴² Dans certains cas, il est possible de calculer un QD quasi probabiliste qui tient compte de certaines incertitudes dans le numérateur ou le dénominateur. On applique rarement cette méthode, mais elle est appropriée si l'examinateur ou l'organisme de réglementation préfère une évaluation du site uniquement sous la forme d'un quotient. S'il est toujours important de faire suivre les types d'incertitudes considérés dans une évaluation probabiliste, cette façon de procéder est particulièrement importante dans les cas où l'évaluation probabiliste se limite au terme des effets ou au terme d'exposition.

De manière générale, l'utilisation des facteurs de sécurité (facteurs d'application) pour le calcul des quotients de danger est déconseillée, comme il a été expliqué à la section 4.5. Forbes et Calow (2002) ainsi que Chapman et coll. (1998) examinent les écueils liés à l'attribution de facteurs de sécurité arbitraires ou implicites dans les évaluations du risque écotoxicologique. La représentation de l'incertitude des QD est mieux rendue par une analyse distincte de l'incertitude, qui rend compte d'un éventail plausible d'estimations du risque selon différentes hypothèses pour les paramètres d'exposition ou d'effets. Pour ce faire, on peut adopter une méthode probabiliste ou procéder à des analyses limitatives.

5.3.1.3. *Lien des QD avec les unités spatiales*

Une difficulté de l'application des QD est l'intégration des variations spatiales aux niveaux d'exposition. Les procédures varient selon les caractéristiques du récepteur qui fait l'objet de l'évaluation.

- Dans le cas des récepteurs qui occupent un grand domaine vital, on peut calculer un seul QD pour tout le site⁴³ au moyen d'une mesure de l'exposition comme la moyenne arithmétique ou la limite supérieure de l'intervalle de confiance de la moyenne (LSICM) à 95 % associée à la concentration moyenne pour toutes les valeurs mesurées dans chaque milieu ou la concentration maximale mesurée (Gilbert, 1987). Le degré de prudence dans le QD qui en découle dépend alors des mesures utilisées, du nombre d'échantillons et de la variabilité entre les échantillons.
- Dans le cas des récepteurs sessiles, ou de ceux qui n'occupent qu'un petit domaine vital, on peut également calculer des quotients de risque distincts dans l'espace, selon la définition spatiale de la population locale, et la possibilité de calculer la probabilité de dépasser un quotient de danger d'une ampleur donnée. On applique généralement cette technique lorsque la méthode d'un QD unique (évaluation préliminaire) donne une valeur supérieure à 1,0 et lorsque la méthode d'un QD unique est considérée comme trop prudente.

Étant donné que ces raffinements s'appuient encore sur le QD comme outil sous-jacent à l'évaluation des risques, leur principale utilisation, pour les sites fortement contaminés, pourrait être de repérer les zones où il est justifié de procéder à une évaluation du risque plus détaillée.

⁴³ Si un RP ayant une vaste aire de répartition a des préférences particulières en termes d'habitat qui nuisent à l'utilisation de certaines portions du site, on peut modifier la procédure décrite ici en adaptant les mesures d'exposition (p. ex., en excluant les données concernant des habitats non pertinents).

Indices de danger et QD pour plusieurs substances

L'indice de danger (ID) est une mesure simple qui sert à regrouper les dangers liés à de nombreuses substances. L'ID est la somme des quotients de danger individuels de substances qui ont le même mécanisme d'action toxique⁴⁴. L'hypothèse implicite du calcul de l'ID est que les risques associés à plusieurs substances s'additionnent lorsque le mécanisme de l'action toxique est semblable. Comme différents polluants peuvent causer des effets nocifs semblables sur la santé, il peut être approprié de combiner les quotients de danger associés aux différentes substances.

Concept clé :

L'indice de danger est la somme des QD individuels des substances qui ont le même mécanisme d'action toxique.

Tout comme dans le cas du quotient de danger, les expositions regroupées dont l'ID est inférieure à 1,0 ne produiront vraisemblablement pas d'effets nocifs. Toutefois, un ID supérieur à 1,0 n'est pas nécessairement indicateur d'effets nocifs probables. En outre, l'ID ne peut pas être traduit en probabilité que les effets nocifs se produiront, et il n'est probablement pas proportionnel au risque.

La combinaison de valeurs par sommation (méthode de l'indice de danger) n'est pas étayée, pour la plupart des substances, par les données toxicologiques existantes. Il y a deux raisons pour lesquelles on ne recommande pas, pour la plupart des substances, l'utilisation de l'indice de danger :

- On obtient les QD individuels en faisant preuve de prudence, de sorte que la somme des QD individuels accentue ce caractère prudent;
- La sommation des risques n'est appropriée que pour les contaminants qui ont le même mécanisme d'action. La plupart des contaminants agissent selon différents mécanismes toxicologiques; par conséquent, le fondement scientifique du calcul de l'ID pour les mélanges de contaminants est faible pour la plupart des récepteurs.

Lorsque le mécanisme d'action est connu et que la toxicité relative des substances apparentées peut être quantifiée, il existe des méthodes pour intégrer les effets de groupes de contaminants apparentés. Ces méthodes s'appliquent à certains groupes de contaminants connus pour être toxiques selon un seul mode d'action, ou soupçonnés de l'être. Par exemple, les contaminants organiques non polaires exercent généralement un

⁴⁴ Remarque : Le CCME a élaboré d'autres indices pour évaluer les effets possibles de plusieurs contaminants. Ainsi, l'indice de qualité des eaux du CCME (www.ccme.ca) évalue la qualité de l'eau d'après un certain nombre de contaminants dont la concentration dépasse les RCQE ainsi que l'amplitude et la fréquence de ces dépassements. L'indice de la qualité de l'eau du CCME mesure la qualité sur une échelle allant de 0 à 100, avec des catégories de qualité de « mauvaise » à « excellente ».

effet toxique direct par narcose, un état réversible causé par une interaction non spécifique des molécules lipophiles avec les membranes biologiques (Escher et Hermens, 2002). C'est pourquoi on a élaboré des lignes directrices qui tiennent compte des effets cumulatifs des substances chimiques qui agissent par ce mécanisme (Di Toro, 2000a et 2000b). En outre, dans le cas de certaines substances organiques chlorées hydrophobes qu'on soupçonne d'agir par voie du récepteur d'hydrocarbures arylques (récepteur *Ah*) (c.-à-d., dioxines, furanes et un sous-ensemble de congénères de BPC), on a élaboré des systèmes d'équivalents toxiques (ÉT) pour tenir compte simultanément des congénères pertinents une fois normalisés pour leur affinité de liaison avec le récepteur. Il est acceptable d'appliquer ces systèmes d'équivalence aux calculs des QD, mais non d'additionner des QD obtenus par différents systèmes (p. ex., on ne peut pas additionner un QD du total des BPC à un QD d'un ÉT de BPC, ni additionner un QD des HAP totaux, poids sec, à un QD établi à partir du modèle de narcose ou à un QD calculé pour un HAP en particulier). Lorsque de tels systèmes existent, leur application est préférable à celle des indices de danger, car ces derniers pourraient ne pas tenir compte de la compréhension des mécanismes qui entrent en jeu relativement à la puissance des contaminants dans les mélanges⁴⁵.

Lorsqu'on examine plusieurs contaminants simultanément, plusieurs hypothèses peuvent s'appliquer au calcul du seuil d'effets, notamment :

- les concentrations des substances dans les mélanges sont additionnées, sans évaluation du potentiel toxique relatif (p. ex., seuil d'HAP totaux dans les sédiments qui ne fait aucune distinction entre les différents HAP du mélange);
- les concentrations des substances dans les mélanges sont additionnées et rajustées selon la puissance relative (p. ex., systèmes d'équivalents toxiques pour les effets narcotiques des HAP dans l'eau interstitielle, ou pour les dioxines/furanes par l'entremise de l'affinité de liaison avec le récepteur *Ah*);
- les concentrations des substances dans les mélanges sont additionnées, mais une correction de la biodisponibilité est effectuée avant l'évaluation préalable (p. ex.,

Concept clé :

Il existe quelques méthodes d'intégration des risques associés à des groupes de substances apparentées. Ces méthodes, qui ont un fondement mécaniste, mettent en pratique le concept d'indice de danger. On ne doit pas utiliser les indices de danger lorsque les preuves sur la présence d'un mécanisme d'action commun des substances sont faibles.

⁴⁵ Il est à noter que les substances prises individuellement peuvent avoir des niveaux d'effet présumé établis qui sont fondés sur une association empirique (évaluation de cooccurrence) plutôt que sur la puissance relative établie par une évaluation mécaniste relative. Dans le premier cas, la somme des QD n'est pas appropriée.

différence de molarité des sulfures acides volatils et somme des molécules de métaux extraits simultanément).

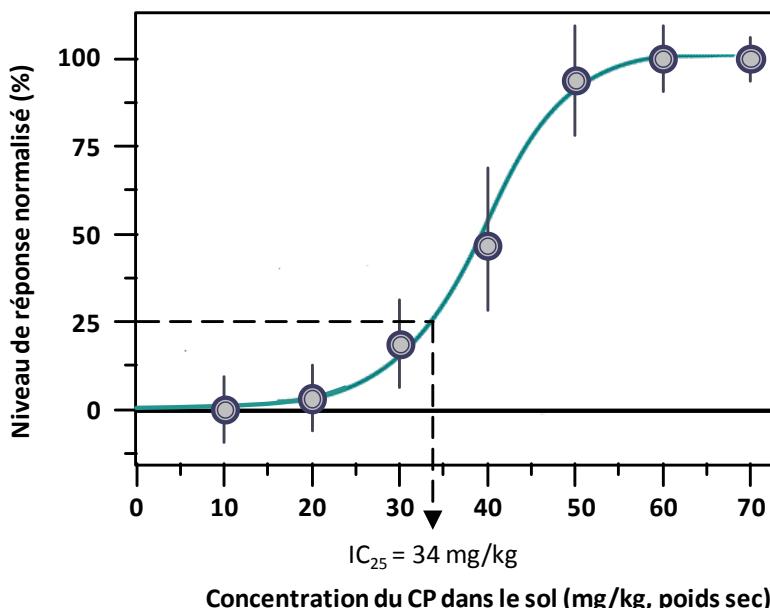
Toutefois, pour la plupart des CP, on n'a pas de méthodes établies pour évaluer les effets synergiques ou antagonistes de leurs interactions avec d'autres substances.

5.3.2. Relations concentration-réponse

Les relations concentration-réponse sont habituellement établies dans le cadre d'une évaluation des effets, les méthodes générales d'analyse étant d'abord décrites dans l'énoncé du problème. Cependant, leur utilisation est presque toujours adaptée aux données, ce qui signifie que c'est souvent dans la caractérisation du risque qu'on trouve les précisions concernant l'analyse de la relation concentration-réponse. Ainsi, un modèle de concentration-réponse qui est bien adapté aux données à de faibles concentrations, mais pas à des concentrations élevées, peut être acceptable si les concentrations mesurées ou estimées sont faibles. Les relations concentration-réponse sont décrites dans cette partie plutôt qu'à la **section 4**, en raison de l'insistance qui est mise sur leur utilisation dans la pratique.

5.3.2.1. Définition

La relation concentration-réponse offre une évaluation de la relation statistique qui existe entre un terme d'exposition et un terme de réponse. Au lieu de fournir un seul seuil pour décrire la puissance chimique d'un CP, la relation concentration-réponse décrit la relation entre l'exposition et la réponse pour une plage de degrés d'exposition et d'ampleurs des effets.



Définition :

Relation concentration-réponse –
Évaluation mathématique de la relation qui existe entre le terme d'exposition et l'observation d'un effet biologique ou toxicologique.

Le graphique ci-dessus est un exemple de relation concentration-réponse pour une seule expérience. Dans cet exemple, l'axe des y représente la mesure de la réponse, comme la survie, la croissance, la reproduction ou toute autre mesure toxicologique ou biologique à l'échelle de l'organisme, de la population ou de la communauté. L'axe des x correspond à la plage de conditions d'exposition dans lesquelles on a effectué l'expérience (dans cet exemple, sept taux de traitement répartis également, avec plusieurs répétitions de chaque traitement et une variance pour chaque traitement, telles qu'indiquées par les barres d'erreur).

5.3.2.2. Avantages

Le graphique ci-dessus fournit nettement plus de renseignements qu'une estimation ponctuelle, comme la DSENO ou la DMENO, et ce pour plusieurs raisons :

- l'ampleur de la réponse est définie pour plusieurs concentrations d'exposition. Par exemple, alors qu'on obtient une réponse de 50 % à une concentration d'environ 40 mg/kg, la ligne verte révèle qu'on a une réponse de 25 % à une concentration d'environ 34 mg/kg;
- la courbe des réponses illustre l'inclinaison du profil de réponse (absence complète de réponse en deçà d'un facteur de 3 de la concentration qui produit une réponse négligeable);
- la variabilité entre les répétitions est illustrée, ce qui fournit une indication de la variation de la réponse (qui fait partie des incertitudes).

La meilleure procédure consiste à estimer directement les effets ou les risques au moyen de l'analyse de la relation concentration-réponse. La principale différence est que le quotient compare l'exposition à une estimation ponctuelle des effets (p. ex., une VTR), alors qu'une véritable estimation du risque évalue explicitement la relation mathématique entre l'exposition et le degré de réponse propres au site dans une plage pertinente d'expositions (c.-à-d., évaluation mathématique de l'ampleur de la réponse par rapport à la concentration ou à la dose de la substance chimique).

Dans l'exemple ci-dessus, le niveau d'effet de 25 % (34 mg/kg) pourrait être utilisé pour établir une VTR. Ou bien, on pourrait appliquer une ampleur de réponse plus contraignante, comme un niveau d'effet de 10 % (25 mg/kg). En reportant sur la courbe l'exposition mesurée ou estimée, on peut comprendre la réponse estimée pour des expositions supérieures ou inférieures à ces valeurs d'exposition. Sans une courbe graphique, il n'est pas possible de comprendre l'ampleur de la réponse associée à l'exposition mesurée ou estimée.

5.3.2.3. Désavantages

Quoique le concept soit intéressant, l'application des modèles qui reposent sur la relation concentration-réponse comporte certaines limites, dont les suivantes :

- Dans les systèmes naturels, il est rare d'observer une relation claire entre l'exposition et la réponse (qu'elle soit linéaire, sigmoïdale ou autre); souvent, la relation correspond à une courbe « interrompue » de la réponse par rapport à la concentration, où au moins un traitement ne suit pas une courbe lisse⁴⁶.
- Les données limitées (p. ex., un nombre restreint de degrés d'exposition ou un manque d'informations précises pour les espèces à l'étude) restreignent l'application de la méthode.
- La relation entre l'exposition et la réponse peut être confondue par d'autres facteurs. Dans l'exemple donné dans la sous-section précédente, il est plausible que la réponse soit causée par un facteur en corrélation avec la concentration de CP, comme le pH du sol ou la taille moyenne des particules.
- Les courbes de relation concentration-réponse sont difficiles (et coûteuses) à établir pour les conditions propres au site en raison du nombre de répétitions et de traitements requis pour confirmer la relation.
- Il existe de nombreuses fonctions mathématiques pour quantifier la relation. Le choix de la fonction appropriée peut représenter une difficulté, particulièrement quand elle est utilisée pour une extrapolation qui dépasse la plage des expositions mesurées. Il existe des méthodes formalisées pour la sélection de modèles qui sont basées sur le critère d'information d'Akaike (CIA) et sur d'autres critères et on devrait en tenir compte (Burnham et Anderson, 2002).
- Lorsque les données sur la relation concentration-réponse sont établies d'après la littérature, il faut s'assurer que les résultats soient transférables au contexte du site étudié. Dans l'exemple ci-dessus, si la relation portait sur des sols bien drainés, mais que le site présentait des conditions semblables à celles d'une tourbière, la relation illustrée par la courbe pourrait ne pas s'appliquer au contexte du site. Il en est de même pour d'autres facteurs propres aux substances chimiques (p. ex., la spéciation des métaux, les facteurs de modification comme les matières organiques dissoutes) ainsi que des facteurs biologiques (représentativité de l'organisme de remplacement, tolérance physiologique des organismes locaux).

Bon nombre de ces désavantages résultent des limites des données. Or, bien que les limites des données influent aussi sur la capacité d'établir les VTR et les QD ponctuels,

⁴⁶ La figure illustre une relation concentration-réponse théorique pour faciliter la compréhension de la méthode.

les praticiens ne doivent pas pour autant se détourner d'un examen des relations concentration-réponse simplement parce que les données sont limitées. En effet, ces limites des données s'accompagnent d'importantes incertitudes quelles que soient les méthodes utilisées pour l'évaluation des effets et la caractérisation du risque.

5.3.2.4. Application

L'estimation du risque « réel » (fondée sur le profil de la relation concentration-réponse) est ce que le CCME (1996) entendait comme caractérisation « détaillée » du risque. Ceci concorde avec le fait connu que les méthodes du quotient ne fournissent pas des estimations du risque parce qu'elles ne permettent pas de caractériser la probabilité et l'ampleur des effets. Dans certains cas, on a même eu recours aux méthodes du quotient au-delà du cadre des évaluations préalables du risque, en raison de plusieurs facteurs, dont le peu de données disponibles pour comprendre la relation concentration-réponse. Cependant, dans bien des cas, les données sont suffisantes pour soutenir une analyse de la relation concentration-réponse, et les praticiens devraient tenter, pour les évaluations détaillées du risque, d'analyser de manière explicite les données sur la relation concentration-réponse chaque fois que cela est possible. Pour certains paramètres de mesure (p. ex., les essais de toxicité aquatique effectués sur des séries de dilution), la caractérisation de la relation concentration-réponse est un aboutissement naturel des résultats de l'essai.

En plus de leur utilisation dans l'estimation du risque, les données sur la relation concentration-réponse propres à un site servent aussi à établir la corrélation propre au site ou à avoir un aperçu quant à la causalité (la causalité et son rôle dans la caractérisation du risque sont examinés en détail à la **section 5.5**). Les méthodes corrélatives propres à un site évaluent l'association entre les concentrations de contaminant et les niveaux de réponse; elles comprennent des méthodes officielles d'association statistique et des évaluations qualitatives. On peut établir le niveau de réponse de tout paramètre de mesure utilisé dans une évaluation du risque, allant du paramètre d'un essai de toxicité (p. ex., croissance ou reproduction dans une épreuve biologique en laboratoire) à une mesure directe de la communauté (p. ex., nombre total d'organismes ou de taxons comptés dans un échantillon d'invertébrés benthiques).

Concept clé :

L'élaboration d'une courbe de relation concentration-réponse requiert qu'on connaisse les hypothèses statistiques sous-jacentes. Les praticiens doivent consulter les protocoles des essais de toxicité ou un biostatisticien lorsqu'ils appliquent des modèles statistiques.

Quelle que soit la façon dont on utilisera les données sur la relation concentration-réponse, les modèles qualitatifs qui établissent un lien entre les réponses et tout facteur de prévision doivent être appropriés aux données. Par exemple, il faut toujours évaluer les résultats dichotomiques (p. ex., la survie dans un essai de toxicité) au

moyen d'un modèle linéaire généralisé (p. ex., régression logistique) qui tient pour acquise la bonne structure (binomiale) d'erreur pour les données. En outre, les modèles qui correspondent aux données groupées (p. ex., résultats d'essais biologiques sur des séries de dilution pour plus d'une station d'échantillonnage) doivent s'appuyer sur des méthodes qui tiennent compte de la nature structurée des données (Pinheiro et Bates, 2000; Wheeler et Bailer, 2009). Bref, en plus de la simple régression linéaire, il est souvent nécessaire d'appliquer des méthodes statistiques avancées. Celles-ci peuvent, de plus, faciliter l'évaluation des relations concentration-réponse, tout en tenant compte explicitement et simultanément de l'influence de facteurs catégoriques et continus sur la nature de la relation.

5.3.3. Conditions de référence ou de surveillance

De nombreux paramètres de mesure biologique ou toxicologique ne peuvent pas être directement interprétés selon leur valeur nominale (p. ex., une valeur de richesse spécifique de 12 n'a guère de signification hors de son contexte écologique), mais nécessitent plutôt qu'on les compare à une condition de référence, si un plan d'étude par gradient (**sous-section 5.3.4**) n'est pas utilisé ou n'est pas réalisable (voir la **sous-section 2.3.5.1** pour une explication approfondie). C'est ainsi que le plan d'étude contrôle-impact et d'autres méthodes comparatives sont d'importants instruments de caractérisation du risque. Le protocole expérimental d'ensemble est établi à la phase de l'énoncé du problème; la présente section se penche sur l'application et l'utilisation des données dans le cadre de la caractérisation du risque.

Il existe plusieurs types d'échantillons qui peuvent servir à normaliser les réponses d'un site, notamment :

- témoins négatifs – substrat artificiel propre ou milieu d'essai utilisé en laboratoire pour évaluer l'acceptabilité des essais. Ils ne sont pas recommandés pour la normalisation des réponses d'un site, car les conditions en laboratoire ne représentent pas nécessairement un milieu pertinent pour le site⁴⁷;

Concept clé :

En termes d'utilité pour la caractérisation du risque, les stations de référence et de surveillance sont préférables aux comparaisons avec un témoin négatif. Il faut s'assurer que les stations de référence ne sont pas contaminées et qu'elles correspondent bien aux conditions du site étudié, préféablement avec un nombre suffisant d'échantillons pour évaluer la variabilité et effectuer des tests statistiques.

⁴⁷ Les milieux du témoin négatif sont principalement destinés à évaluer la sensibilité des organismes d'essais au maniement et à la manipulation; en conséquence, les substrats sont souvent simplifiés ou artificiels (p. ex., sable siliceux), sauf si le laboratoire choisit d'utiliser un substrat naturel. Les praticiens devraient consulter les laboratoires avant les essais et envisager l'utilisation d'autres témoins propres, correspondant mieux aux conditions du site.

- condition de référence – échantillon du milieu recueilli dans le voisinage général du site, mais dont on a confirmé la contamination moindre que le site même;
- condition de fond – échantillon du milieu recueilli dans la région à des stations connues pour leur absence de contamination supplémentaire par rapport aux concentrations naturellement présentes dans l'environnement.

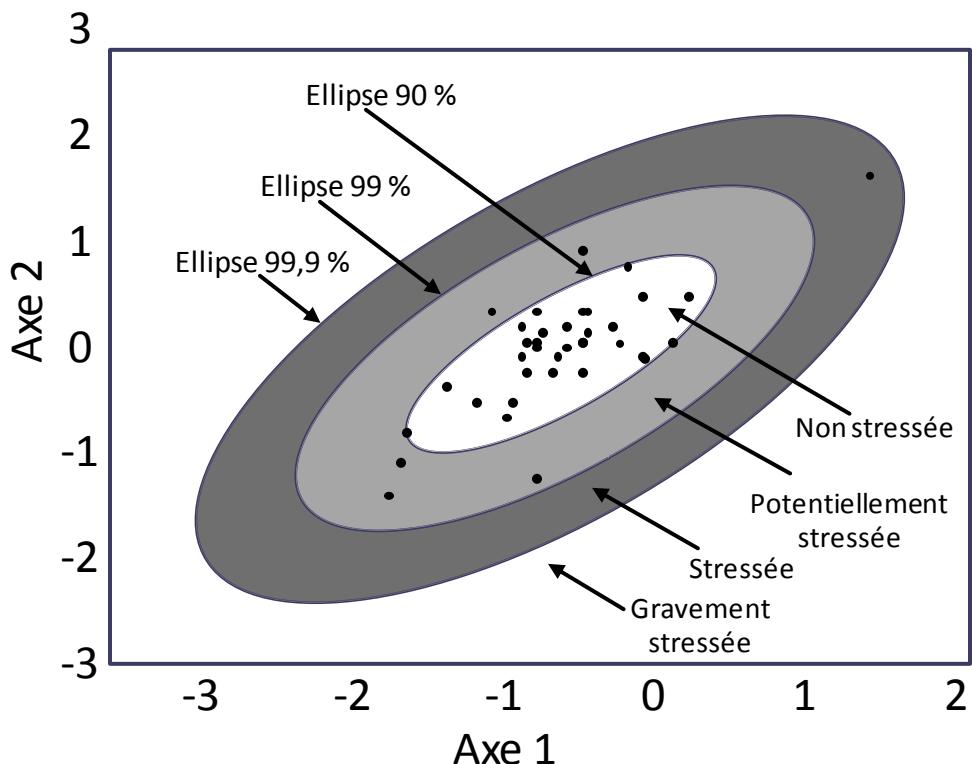
Par exemple, si on utilise une méthode axée sur le quotient pour évaluer un ÉDP donné, il peut être utile de comparer les quotients établis pour les conditions du site aux quotients établis pour une gamme de conditions à l'extérieur du site. Il arrive qu'il soit aussi important de comprendre la différence des risques entre un site et une condition de référence que l'ampleur absolue de l'estimation des risques, en particulier si on a adopté des hypothèses prudentes pour l'évaluation du risque. Par exemple, dans certains milieux, la minéralisation naturelle peut faire augmenter les concentrations de fond régionales au-delà des valeurs de référence et générer des valeurs de QD pour les métaux supérieures à 1,0 qui sont de « faux positifs ».

Dans le cas des évaluations du risque pour les espèces sauvages fondées sur la dose totale, les méthodes comparatives sont particulièrement utiles pour déterminer comment divers milieux d'exposition contribuent au risque supplémentaire sur le site, par rapport à l'extérieur du site.

Une application particulière d'un plan d'étude contrôle-impact, fondée sur l'application de méthodes multivariées, est l'approche des conditions de référence (ACR, qu'on appelle également l'approche d'enveloppe de référence). Cette procédure peut s'appliquer à des études toxicologiques et à des études de communautés sur le terrain. Celle-ci a été proposée comme alternative en vue d'échapper aux limites des échantillons de référence et des témoins négatifs. Ces limites comprennent les écarts dans les caractéristiques des non-contaminants (substrat, habitat, etc.) ainsi que la faible puissance statistique de la comparaison d'un grand nombre d'échantillons à un seul témoin ou un seul échantillon de référence. L'ACR pour l'échantillonnage des invertébrés benthiques (Reynoldson et coll., 1997) consiste à choisir plusieurs lieux de référence dans une base de données de référence comme « témoin » et des sites d'essai séparés comme échantillons de traitement, et à appliquer des méthodes d'ordination multivariées (p. ex., la mise à l'échelle multidimensionnelle non métrique) pour distinguer les tendances entre les échantillons. Les bandes (ovales) de confiance autour des données (**figure 5-1**) indiquent le degré de similitude statistique des échantillons à l'étude, en lien avec la série d'échantillons de référence. C'est sur cette approche que s'appuie actuellement le Réseau canadien de biosurveillerance aquatique (RCBA) (Reynoldson et coll., 2006) et elle a été préconisée dans le sud de la Californie pour l'interprétation des données biologiques (SWAMP, 2009). Environnement Canada a mis au point une méthode semblable pour déceler la variation dans les paramètres toxicologiques de référence dans la région des Grands Lacs : les données toxicologiques sont d'abord normalisées selon la portée, puis on applique la distance euclidienne (une mesure de similitude multivariée) comme

coefficient de distance. Dans l'application de la méthode des lieux de référence, l'application uniforme des critères de sélection pour les lieux de référence est requise, de même qu'une vérification de la pertinence écologique pour s'assurer que les stations de référence conviennent bien aux stations exposées pour ce qui est des principales variables environnementales (enrichissement organique, type de substrat, profondeur, etc.).

Figure 5-1. Illustration de l'approche des conditions de référence pour les communautés d'invertébrés (Reynoldson et coll., 2006)



Les communautés d'invertébrés du site étudié qui se situent dans l'ellipse de probabilité de 90 % sont considérées comme équivalentes à celles du site de référence. Dans une ellipse de probabilité de 99 %, elles sont possiblement différentes. À l'intérieur de l'ellipse de probabilité de 99,9 %, elles sont différentes, et à l'extérieur de l'ellipse de probabilité de 99,9 %, elles sont très différentes.

5.3.4. Plans d'étude par gradient

Compte tenu des difficultés d'établir des conditions de références auxquelles peuvent être comparées les conditions du site, il faut envisager, lorsque cela est possible, des protocoles expérimentaux fondés sur les gradients; le protocole précis doit alors être déterminé dans le cadre de l'énoncé du problème (voir la **sous-section 2.3.5** pour des explications approfondies). Par exemple, en présence d'une source ponctuelle connue de contaminants, il peut être utile de corrélérer les mesures de la réponse à la distance de cette source ponctuelle. Au contraire, si les concentrations des contaminants sont connues, le gradient peut être simplement basé sur une catégorisation d'unités spatiales en fonction de ces concentrations. Si on songe à un plan d'étude par gradient dans une évaluation du risque, il faut se demander comment faire correspondre le mieux possible le concept d'échantillonnage au devenir et aux voies de transport du contaminant. Par exemple, la détermination des gradients spatiaux peut tenir compte de ce qui suit :

- la distance ou la direction par rapport à une source connue;
- les gradients observés antérieurement dans les concentrations de contaminant;
- l'interaction avec des facteurs physiques comme la profondeur de l'eau, la salinité et le type de substrat.

Concept clé :

En examinant les gradients potentiels, les praticiens pourraient devoir s'intéresser à d'autres renseignements que les concentrations brutes de CP, comme des facteurs qui influent sur la biodisponibilité (carbone organique, particules de charbon, sulfures) ou des facteurs physiques (habitat, substrat).

Pour l'application de la méthode par gradient, il est souhaitable de fournir une représentation d'une vaste gamme de niveaux d'exposition, allant d'une exposition à des conditions de fond, ou presque, jusqu'au « pire cas » d'exposition, constatés sur le site. Plus la gamme de concentrations d'exposition est étendue, meilleure sera la capacité à caractériser la relation concentration-réponse. Une définition vague des gradients ou des gradients faibles introduisent une incertitude additionnelle dans l'évaluation des réponses. En outre, si la gamme des niveaux d'exposition est restreinte, la variabilité naturelle peut masquer une relation sous-jacente significative qui serait autrement révélée avec une plus grande variété de conditions d'exposition.

5.3.5. Techniques multivariées

5.3.5.1. Définition

L’analyse statistique multivariée désigne n’importe laquelle des diverses méthodes statistiques utilisées pour l’analyse simultanée de plus de deux variables. L’évaluation des effets à l’échelle de la communauté ou de l’écosystème fait habituellement intervenir la mesure d’un grand nombre de variables abiotiques et biotiques. L’évaluation isolée de chaque variable ou de nombreuses analyses bivariées peuvent être lourdes et difficiles à interpréter, et il se peut également qu’elles ne puissent détecter les tendances qui émergent des interactions entre les variables. Les techniques multivariées peuvent servir à résumer des tendances générales à partir d’une grande série de variables (Bier, 1999; Environnement Canada, 2002; Fairbrother et Bennett, 2000; Sparks et coll., 1999; USEPA, 2007c). Après que le nombre de variables a été réduit, on peut évaluer les tendances dans les données et les comparer à d’autres données (p. ex., si un ensemble de données d’analyse chimique est ramené à quelques variables sommaires, ces variables peuvent être corrélées à des données sur la toxicité en utilisant des techniques de régression multiple ou d’autres techniques semblables).

Même si on peut expliquer les techniques multivariées générales à l’étape de l’énoncé du problème, souvent, ce n’est qu’après avoir évalué les données qu’on peut donner des précisions sur l’analyse. Les grands types d’applications des techniques multivariées dans la caractérisation du risque comprennent, entre autres, l’ordination, le regroupement et la discrimination, et la recherche de relations entre des ensembles de variables (correspondances). On trouvera dans les annexes du document publié par le SAB-CS (2008) un aperçu des méthodes statistiques multivariées courantes et des pièges potentiels liés à leur application (Landis et coll., [2011] abordent aussi la question des pièges potentiels). Voir Sparks et coll. (1999) pour plus de détails sur certaines techniques particulières qui ont été appliquées à l’évaluation du risque. En raison de la complexité des techniques multivariées par rapport à la statistique univariée, il faudra consulter un statisticien qualifié ayant de l’expérience dans les études biologiques et écologiques.

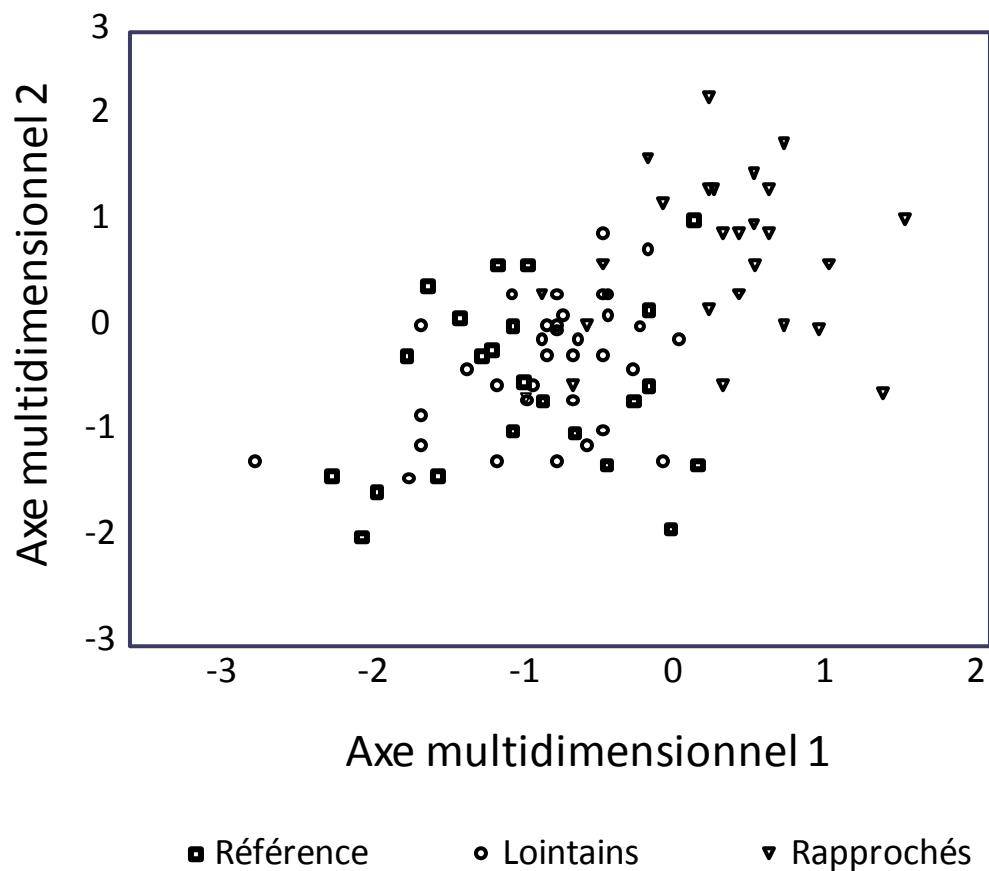
Concept clé :

Les méthodes multivariées visent à simplifier les ensembles de données complexes, avec de nombreux paramètres, en un nombre plus petit de variables qui expliquent la plus grande partie de la variabilité, tout en étant plus simples à comprendre.

- Les **techniques d’ordination** (p. ex., analyses en composantes principales [ACP]) réduisent un grand ensemble de variables en un plus petit ensemble de facteurs dont chacun est une combinaison de variables qui contiennent le plus

d'information possible sur les variables originales. De cette façon, on peut réduire un ensemble multidimensionnel de données en une forme plus facile à interpréter.

- Les **techniques de regroupement par grappes** et de **discrimination** détectent les regroupements naturels dans les unités d'échantillonnage (p. ex., les groupes les plus semblables de lieux d'échantillonnage) et les paramètres qui contribuent le plus à cette similitude (p. ex., abondance de certaines espèces).
- Les **techniques d'analyse des correspondances** (p. ex., analyses de correspondance canonique [ACC]) détectent le degré de covariance entre les ensembles de variables (p. ex., concentrations de plusieurs substances chimiques par rapport à l'abondance de plusieurs espèces) de même que les variables dans chaque ensemble qui contribuent le plus à cette covariance.



Dans l'exemple ci-dessus, on a appliqué l'analyse multidimensionnelle non métrique aux données d'une communauté d'invertébrés du sol, en utilisant l'abondance des principaux groupes taxonomiques comme entrées. L'analyse multidimensionnelle non métrique obtenue a réduit la dimensionnalité à 2. Dans cet exemple, les stations lointaines (que l'on presume définies par les mesures de distance ou de concentration) chevauchent énormément les conditions de référence, alors que les stations rapprochées ne les

chevauchent que partiellement. Pour interpréter les axes, il est nécessaire de corrérer les cotes des axes avec des variables individuelles.

5.3.5.2. Avantages et désavantages

Les méthodes multivariées examinées précédemment visent principalement à explorer les données et sont habituellement utilisées pour déceler les tendances qui justifient qu'on procède à une évaluation quantitative plus précise. Elles permettent d'extraire des ensembles de données complexes et de les réduire à un petit nombre de dimensions (habituellement deux ou trois) qui retiennent les principales sources de variation des données. Les méthodes multivariées conviennent aux représentations graphiques des résultats (p. ex., dendrogrammes d'analyse par grappes, graphique d'ordination) qui sont souvent intuitifs par rapport à la grande classe des graphiques univariés (p. ex., matrice d'intercorrélation). Il faut tirer profit de ces avantages tout en tenant compte des inconvénients suivants :

- la complexité dans l'interprétation et la communication des résultats, et le besoin d'une évaluation en profondeur des hypothèses sous-jacentes aux procédures statistiques appliquées;
- les méthodes multivariées sont généralement exploratoires et, par conséquent, ne peuvent pas être définies en profondeur avant l'acquisition des données (p. ex., on ne peut pas définir *a priori* le nombre de dimensions requises);
- les données environnementales tendent à enfreindre les cadres statistiques paramétriques (p. ex., normalité des distributions, indépendance des intrants, etc.), ce qui nécessite une grande circonspection au moment de les appliquer et de les interpréter, ou encore l'utilisation de techniques non paramétriques;
- le produit de certaines méthodes multivariées ne peut pas se traduire facilement en règles permettant de prendre des décisions importantes en matière d'écologie. Par exemple, les axes d'une ACP d'ordination ne comportent pas d'unités définies; par conséquent, les différences relatives à une dimension quelle qu'elle soit sont difficiles à interpréter en termes de pertinence environnementale;
- certaines méthodes sont sensibles aux contraintes relatives aux données comme des valeurs manquantes ou des concentrations non détectées;
- il faut évaluer la signification de chaque axe par des corrélations avec les intrants individuels.

En ce qui a trait à l'interprétation des résultats, une des questions importantes concernant la caractérisation du risque réside dans la façon de noter et de soupeser les résultats des méthodes d'ordination. Les résultats de ces techniques ne conviennent pas à une CI₂₀ ou à une autre catégorisation fondée sur l'ampleur de l'effet. Le résultat est utile pour identifier les effets (différences relatives entre les stations, les regroupements des stations,

ou par rapport à des conditions de référence), mais l'interprétation de l'importance écologique est plus ardue. Pour déterminer si les différences entre les stations sont significatives en termes écologiques, il faut une évaluation en deux étapes :

- l'analyse des facteurs et variables qui ont causé la différence observée dans l'ordination (p. ex., quels sont les taxons plus ou moins courants aux extrémités de chaque axe de l'analyse multidimensionnelle non métrique);
- l'évaluation de l'importance fonctionnelle de ces différences pour ce qui est de la santé de la communauté. Cette étape fait appel au jugement professionnel, puisqu'elle nécessite qu'on fasse une distinction entre les différences observées (les effets ne se sont pas nécessairement négatifs) et les répercussions (les effets nocifs qui se traduisent par une dégradation de la communauté).

Une application précise des méthodes multivariées (l'approche des conditions de référence) a été exposée plus en détail ci-dessus, dans cette section.

5.3.6. Méthodes probabilistes

Les méthodes probabilistes reconnaissent que les éléments écologiques naturels ne sont pas constants, mais plutôt variables et complexes et que nous ne comprenons pas complètement leurs propriétés. Les modèles probabilistes décrivent l'état d'au moins une variable aléatoire comme une distribution de valeurs possibles plutôt que de valeurs fixes (estimations ponctuelles). Dans les méthodes probabilistes, on tient pour acquis que d'importants paramètres biologiques, chimiques, physiques et environnementaux varient ou sont incertains et que, par conséquent, on les décrit au moyen de distributions.

Concept clé :

Les méthodes probabilistes remplacent les estimations ponctuelles par des distributions. Ces méthodes peuvent simuler l'effet des variations naturelles (stochasticité), l'incertitude au chapitre des connaissances (incertitude relative à l'individu moyen), ou une combinaison des deux.

La plupart des évaluations du risque écologique font appel à des estimations ponctuelles de l'exposition et à des paramètres d'effets. Cette façon de faire est acceptable pour de nombreuses évaluations (p. ex., les évaluations préliminaires), car l'utilisation d'estimations ponctuelles avec le degré de prudence approprié pour tenir compte des incertitudes parvient effectivement à dépister de nombreuses voies de contamination avec relativement peu d'efforts. Par contre, pour ce qui est des risques résiduels, il est parfois difficile de vérifier si l'évaluation du risque n'aurait pas subi l'influence d'une prudence cumulée. En outre, dans le cas de certains paramètres, il est parfois difficile d'incorporer la prudence, car le caractère prudent d'un paramètre dépend de la façon de l'appliquer.

Par exemple, on peut privilégier un aliment donné (p. ex., le poisson consommé par le vison) dans une méthode de modélisation prévisionnelle pour surestimer l'exposition par consommation (car le poisson a tendance à avoir des concentrations plus élevées de

contaminants par rapport à d'autres denrées). Toutefois, si l'évaluation du risque vise à déterminer la concentration seuil de diverses denrées, afin que la dose totale consommée par jour ne dépasse pas la VTR, la situation est plus complexe. Plus précisément, le calcul du taux d'ingestion de tous les aliments serait biaisé vers la voie de contamination par le poisson, de sorte que la sensibilité à une modification de la contamination de l'eau serait exagérée, et qu'on minimiseraît l'importance de la modification de la contamination terrestre. Dans une telle situation, l'utilisation intentionnelle de l'estimation ponctuelle la plus élevée de la préférence alimentaire se traduirait par une décision relative à la gestion des sols (p. ex., dérivation d'un seuil de concentration dans le sol) qui irait à l'encontre de l'objectif de prudence. Les méthodes probabilistes peuvent contribuer à résoudre de tels problèmes en représentant les paramètres sous la forme d'une plage de valeurs plausibles plutôt que de compter uniquement sur la pertinence d'une estimation ponctuelle.

On peut utiliser les méthodes probabilistes lorsqu'on emploie la méthode de quotient, ou lorsqu'on examine l'information contenue dans la relation concentration-réponse (c.-à-d. l'estimation du risque réel). Dans le premier cas, le résultat pourrait être une distribution des probabilités des quotients qui permettrait d'estimer la probabilité que $QD > 1$. Dans le deuxième cas, le résultat d'une évaluation probabiliste peut être une distribution des probabilités des taux d'effets, où l'intégration de cette distribution fournit une estimation du risque *attendu* plutôt qu'une estimation maximale probable du risque. L'évaluation probabiliste du risque reconnaît explicitement la nature stochastique ou incertaine des paramètres du modèle et tente de décrire l'effet de multiples distributions de paramètres liées entre elles. Les méthodes probabilistes peuvent être appliquées séparément durant l'évaluation de l'exposition ou l'évaluation des effets, mais elles peuvent aussi être appliquées durant la caractérisation du risque. Certaines précisions concernant les méthodes probabilistes sont examinées à la **section 5.6**, dans le contexte de l'évaluation des incertitudes. D'autres indications ainsi que des références sont résumées dans Suter (2007).

5.4. Étape 3 – Préparer un sommaire des données compilées

Un outil de caractérisation du risque relativement simple, mais efficace, consiste à préparer un sommaire simplifié des données. Il s'agit simplement de résumer la plage des données obtenues pour les paramètres (sans interprétation élaborée), en organisant les résultats de plusieurs paramètres par station d'échantillonnage, par type d'habitat ou par unité de gestion. L'évaluateur du risque (ou l'examinateur) peut se référer à ce tableau dans le cadre de la caractérisation du risque. Les données compilées constituent une référence utile qui pourrait se perdre dans un processus complexe de détermination du PP (**section 5.5**). Un exemple de sommaire simplifié de données compilées est présenté ci-dessous. Les données (normalisées par rapport aux lignes directrices et aux conditions de référence) sont classées par catégories de réponse, sans autre interprétation.

Station	Substance chimique		Toxicité		Communauté	
	Métaux	HAP	Amphipodes	Bivalves	Abondance de la faune benthique	Richesse des taxons
Paramètre	As – Cu	Concentration faible, Concentration élevée, Concentration totale	Survie – Réenfouissement	Survie – Développement	Total – Sensible	Nombre de taxons
NF-1	○ ●	● ○ ○	○ ○	○ ○	○ ●	○
NF-2	● ●	● ○ ○	○ ○	○ ○	● ○	○
FF-1	● ○	● ○ ●	○ ○	○ ○	○ ●	●
FF-2	● ●	● ○ ○	○ ○	○ ○	● ○	○
FF-3	● ●	● ○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○
FF-4	○ ○	● ○ ○	○ ○	○ ○	○ ○	○

- Données sur les substances chimiques : ○ indique des valeurs inférieures à la RCQS; ● indique les valeurs supérieures à la RCQS, le nombre dans le symbole représentant le degré de dépassement.
- Données sur la toxicité : ○ indique un effet négligeable à faible (< 20 %); ● indique un effet modéré (de 20 à 50 %); ● indique un effet élevé (> 50 %) (tous par rapport à la valeur de référence);
- Données sur les espèces benthiques : ○ indique un effet négligeable à faible (< 20 %); ● indique un effet modéré [de 20 à 50 %]; ● indique un effet élevé (> 50 %) (tous par rapport à la valeur de référence);

Le tableau ci-dessus donne des précisions pour chaque échantillon, mais demeure simplifié, et ce, de deux façons. D'abord, il compartimente les données brutes en catégories plutôt que de consigner l'ampleur réelle de l'effet. Puis, il présente uniquement l'information sur l'ampleur des effets, sans transmettre de renseignements sur la causalité, l'incertitude, la pertinence écologique ou tout autre attribut qui pourrait être opportun pour évaluer les ÉDP. Ce tableau simplifié est probablement plus approprié dans les cas où les données indiquent que les risques sont minimes, ou encore lorsque la complexité du profil de réponse est faible.

Une autre option, qui s'applique davantage aux cas où les données laissent entrevoir des réponses plus importantes ou complexes, consiste à présenter les valeurs absolues des réponses par paramètres (avec des valeurs numériques, mais sans catégorisation) et à présenter aussi les informations brutes sur l'évaluation de la causalité (en vue d'appuyer l'évaluation du PP, décrite à la section 5.5 ci-dessous). Un exemple de format pour un ÉDP unique (abondance des invertébrés du sol) est donné ci-dessous. Ce type de résumé tente de présenter l'information selon sa valeur nominale, sans en faire une interprétation compliquée. Dans un tel cas, les résultats ne sont habituellement pas présentés pour chaque échantillon, mais pour tout un site ou une portion de site.

La difficulté réside dans la présentation d'une version condensée des résultats obtenus sur le terrain (par souci de simplicité ou pour en faire l'examen) sans pour autant manipuler à l'excès les données ou faire appel au jugement professionnel. Les sommaires de données peuvent avoir des portées différentes, mais leur rôle, pour ce qui est de faciliter l'examen par les organismes de réglementation et autres, ne doit pas être sous-estimé. Les formats présentés ici comportent tous deux des avantages et des désavantages, ainsi qu'on l'a décrit précédemment; il s'ensuit que pour des ÉRÉ complexes, il peut être approprié d'utiliser les deux présentations.

EDP	Ampleur	Incertitude relative à l'ampleur	Preuve de causalité	Incertitude relative à la causalité
Abondance des communautés d'invertébrés du sol	Abondance moyenne de 15 % inférieure à la condition de référence	Le test t est non significatif ($p = 0,22$), mais la taille de l'échantillon est limitée; la condition de référence est basée sur 3 sites seulement.	La régression linéaire indique une faible corrélation inverse de l'abondance avec les concentrations de zinc dans le sol.	La régression est non significative ($p = 0,48$) et explique peu la variation ($r^2 = 0,08$). Le meilleur prédicteur de l'abondance est l'humidité du sol (légèrement significative avec $p = 0,09$).

5.5. Étape 4 – Appliquer la procédure de détermination du poids de la preuve

Le terme « poids de la preuve » (PP) est défini dans le présent document comme la moyenne de toute procédure visant à regrouper les renseignements de divers éléments de preuve scientifiques afin de tirer une conclusion relative à la probabilité et à l'ampleur des dommages. Cette définition englobe un éventail de pratiques, allant de l'évaluation axée sur le meilleur jugement professionnel (MJP) aux méthodes quantitatives complexes. On recommande une procédure par défaut de détermination du poids de la preuve (voir l'encadré ci-dessous) qui peut être appliquée à la plupart des sites.

Concept clé :

La procédure par défaut recommandée dans le présent document prévoit les étapes suivantes :

1. Il faut résumer chaque ÉDP d'après : a) l'ampleur des effets (y compris l'étendue spatiale); b) la preuve de relations causales entre contaminants et effets; c) la pertinence écologique. Les méthodes pour coter ou classer chaque attribut doivent être préalablement établies (p. ex., comme au tableau 5-1). Les derniers tableaux sommaires des ÉDP devraient être organisés en fonction des paramètres d'évaluation; des exemples d'ÉDP types sont donnés aux tableaux 5-2 (écosystème terrestre) et 5-3 (écosystème aquatique).
2. Dans le cadre du sommaire des ÉDP, il faut évaluer l'incertitude quant à l'ampleur des effets et la preuve de causalité pour chaque ÉDP (l'incertitude est évaluée dans ses grandes lignes à l'étape 5 après la procédure de détermination du PP, mais doit aussi être évaluée à cette étape-ci afin de caractériser l'incertitude propre à l'ampleur et à la causalité pour chaque ÉDP).
3. Pour chaque paramètre d'évaluation, il faut faire une évaluation intégrée des résultats obtenus pour tous les ÉDP, en tenant compte du degré de concordance entre les divers ÉDP pour le paramètre d'évaluation en question (en d'autres mots, est-ce que les ÉDP indiquent la même chose?). Les évaluations intégrées devraient être basées sur une justification écrite dans laquelle il est clairement exposé comment l'évaluation globale a été dérivée.

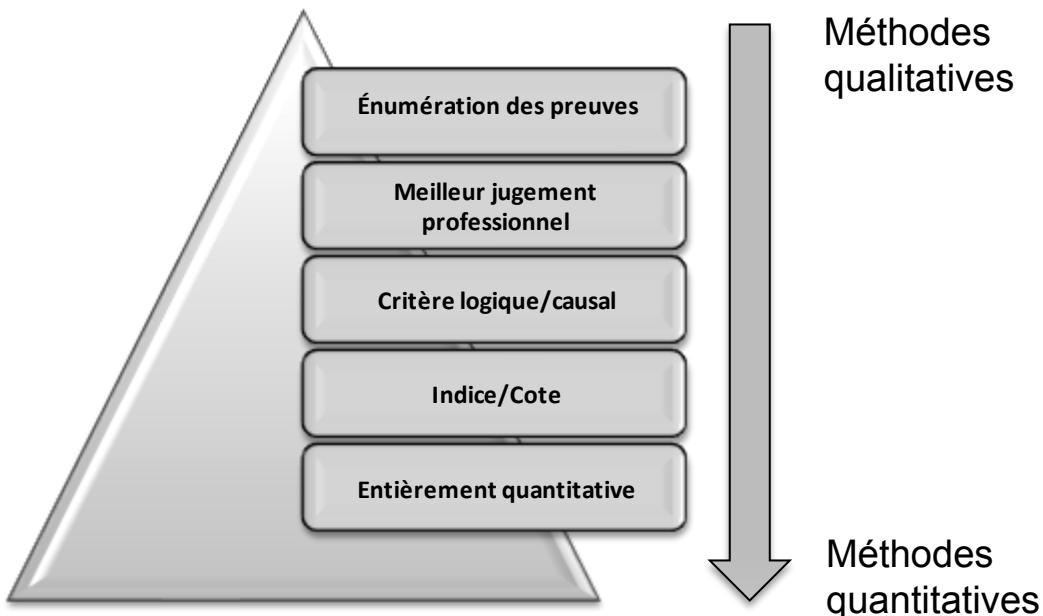
À l'étape de détermination du PP, on intègre les résultats obtenus pour chaque élément de preuve à l'étape 2 (et résumés à l'étape 3). On établit ainsi une structure de base pour toutes les évaluations du PP qui apporte le degré de cohérence et de transparence nécessaire à un examen technique du document. Les sous-sections suivantes fournissent une justification et donnent les détails relatifs à la procédure par défaut prescrite pour réaliser des évaluations du PP, comme il est indiqué dans l'encadré qui précède.

5.5.1. Objet du cadre de travail et type de PP

Le présent document propose une méthode par défaut de détermination du PP qui s'appuie sur la méthode prescrite, en trois étapes, décrite dans le précédent encadré. La méthode par défaut de détermination du PP décrite ci-dessous peut probablement être mise en œuvre dans la plupart des sites fédéraux. D'autres méthodes de détermination du PP ont été décrites dans la littérature scientifique et peuvent être utilisées si elles sont mieux adaptées à certains sites ou à des types particuliers d'ÉRÉ. Linkov et coll. (2009) ont fourni un résumé utile, quoique simplifié, d'un éventail de procédures existantes de détermination du PP (**figure 5-2**). Les auteurs font remarquer que, même si toutes les procédures de détermination du PP peuvent traiter des caractères qualitatifs aussi bien que quantitatifs, on peut les classer par degré croissant de quantification le long d'un continuum.

Un degré de quantification intermédiaire peut se révéler approprié dans la plupart des cas (Suter et Cormier, 2011), et est donc recommandé comme point de départ pour les sites visés par le PASCF. Les méthodes les plus qualitatives et les plus quantitatives (c.-à-d., les extrêmes le long du continuum illustré à la **figure 5-2**) ne sont souvent pas appropriées, car les premières ne constituent pas un moyen transparent de parvenir à des conclusions intégrées, et les dernières peuvent être difficiles à comprendre par les gestionnaires du risque ou les parties intéressées en raison de la complexité de calcul. Cela ne signifie pas que de telles méthodes ne s'appliquent jamais, mais plutôt qu'il est nécessaire de donner des explications quand une méthode « extrême » est choisie, et de tenir compte des faiblesses potentielles de ces méthodes au moment de leur mise en œuvre.

Figure 5-2. Classification des méthodes de détermination du PP dans l'évaluation du risque (Linkov et coll., 2009)



Méthode	Description de la méthode
Énumération des preuves	Présentation des éléments de preuve, sans tentative d'intégration
Meilleur jugement professionnel	Intégration qualitative de plusieurs éléments de preuve
Critère causal	Méthode axée sur les critères pour déterminer la relation entre la cause et l'effet
Logique	Évaluation normalisée de chaque élément de preuve d'après des modèles logiques qualitatifs
Cote	Intégration quantitative de plusieurs éléments de preuve au moyen d'une simple pondération ou d'un classement.
Indice	Intégration des éléments de preuve en une seule mesure d'après les modèles empiriques
Quantification	Évaluation intégrée au moyen d'une analyse officielle de prise de décisions et de méthodes statistiques

Les grands principes énumérés ci-dessous devraient être intégrés à la procédure par défaut de détermination du PP ou à toute autre procédure qui serait utilisée :

- L'intégration des ÉDP doit se faire dans le contexte des paramètres d'évaluation et des objectifs de protection de l'environnement. Plus précisément, le PP doit tenir compte du niveau d'organisation à l'étude (individu, population, communauté) et examiner explicitement le lien qui existe entre les divers ÉDP à ce niveau.
- Il faut évaluer l'ampleur des réponses observées pour divers paramètres de mesure au moyen de règles aussi uniformes que possible, afin de pouvoir comparer divers ÉDP au moyen de critères de décisions compatibles.
- Il faut évaluer avec soins la coïncidence ou la divergence des résultats de multiples paramètres de mesure.
- Les déterminations du PP peuvent être qualitatives ou quantitatives, mais elles doivent toujours être transparentes.
- On peut exercer son jugement professionnel, mais en appliquant une analyse transparente, afin de pouvoir déceler l'influence du jugement professionnel sur les résultats.
- Le degré de confiance dans la conclusion de chaque paramètre est presque aussi important que la conclusion elle-même.

En d'autres mots, lorsqu'il présente les résultats d'une évaluation, l'évaluateur du risque doit s'efforcer de respecter les principes suivants (TCCR; USEPA, 2000) :

- transparence;
- clarté;
- cohérence;
- caractère raisonnable.

Même si ces principes sont difficiles à quantifier, ce sont des aspects obligatoires de la procédure de détermination du PP en vertu du PASCF.

5.5.2. Principaux attributs utilisés pour évaluer les ÉDP

L’application du PP repose en partie sur la prise en compte des attributs utilisés pour évaluer chaque ÉDP. La procédure par défaut de détermination du PP recommandé pour les sites fédéraux prend en considération les attributs suivants⁴⁸:

1. **Ampleur de la réponse** (incluant l’ampleur de l’effet, la probabilité de l’occurrence, l’échelle spatiale et l’échelle temporelle) et l’incertitude qui y est associée;
2. **Preuve de causalité** (est-il probable que la réponse observée soit associée aux contaminants propres au site?) et l’incertitude qui y est associée;
3. **Pertinence écologique** (dans quelle mesure l’ÉDP représente-t-il le paramètre d’évaluation à l’étude?).

Chacun de ces attributs est examiné ci-dessous. La liste des attributs met en évidence l’importance de l’ampleur et de la causalité, même si, dans une certaine mesure, on peut les évaluer de façon séquentielle : si l’ampleur de la réponse est de zéro (c.-à-d. il n’y a aucun effet), il n’est pas nécessaire de rechercher une cause. Inversement, si on mesure une forte réponse, l’évaluation de la causalité revêt alors une importance cruciale (pour plus d’explications, voir le module technique 4⁴⁹; Landis et coll., 2011; Hull et Swanson, 2006; Suter et coll., 2010).

Dans le cas de la procédure par défaut de détermination du PP, l’incertitude concernant l’ampleur de la réponse et la preuve de causalité n’est pas considérée comme un attribut indépendant en soi, mais comme faisant partie intégrante de l’évaluation de chaque ÉDP. L’incertitude dépend de nombreux facteurs, notamment la qualité des données, la capacité de l’ÉDP à détecter l’ampleur des effets à l’étude, la mesure dans laquelle les réponses sont propres aux stresseurs à l’étude, et la représentativité spatiale et temporelle des données. Nombre de ces facteurs sont énumérés à la **sous-section 2.3.4.3**, dans le cadre de la sélection de l’ÉDP⁵⁰. Une évaluation rigoureuse du PP de l’incertitude doit prendre ces facteurs en considération.

Il est important de souligner que la pertinence écologique ainsi que certains des facteurs qui influent sur l’incertitude sont pris en considération non seulement à l’étape de la caractérisation du risque, mais aussi à celle de l’énoncé du problème (voir la **sous-section 2.3.4.3**). Plus précisément, ces considérations peuvent servir de critères pour la sélection de paramètres de mesure et d’ÉDP. Pour ce qui est de la pertinence écologique, le jugement porté au moment de l’énoncé du problème devrait être transposé

⁴⁸ Fondés en partie sur la prise en considération des cadres d’appréciation du PP, dont ceux élaborés par Menzie *et coll.* (1996), Hull et Swanson (2006), et Exponent (2010).

⁴⁹ Le module technique 4 était en cours de préparation quand le présent document a été parachevé.

sans changement à l'étape de caractérisation du risque. Par exemple, un praticien peut juger qu'un essai biologique en laboratoire n'a qu'une pertinence écologique modérée : ce jugement doit être formulé à l'étape de l'énoncé du problème et ne doit pas être modifié à la lumière des résultats de l'essai biologique. Dans le cas de l'incertitude, certains des critères énumérés à la **sous-section 2.3.4.3** pour la sélection des ÉDP (p. ex., la qualité attendue des données) contribuent, au bout du compte, à l'évaluation des incertitudes dans le cadre de la caractérisation du risque.

5.5.2.1. Ampleur de la réponse

L'ampleur de n'importe quelle réponse observée est sans doute l'attribut le plus important d'un ÉDP. La définition du terme « ampleur » est importante, car ce terme peut faire référence à plusieurs caractéristiques dont :

- **l'ampleur de l'effet**, soit les changements ou différences dans la variable d'une réponse, relativement aux NEA ou aux taux qu'on considère comme potentiellement pertinents en termes écologiques.
- **l'échelle spatiale** des changements ou des différences.
- **l'échelle temporelle** des changements ou des différences.
- **la probabilité** d'effets nocifs suggérée par l'analyse⁵¹.

Compte tenu de l'importance de l'échelle spatiale pour la plupart des RP, il convient habituellement de distinguer l'échelle spatiale de l'ampleur de l'effet, afin que les deux types de renseignements soient clairement communiqués. Les précisions relatives aux caractéristiques liées à l'ampleur sont une composante obligatoire de la caractérisation du risque; sans cette formulation, les conclusions descriptives, comme « risque élevé », n'ont pas de signification claire. Par exemple, si le sol d'un site donné est très toxique (p. ex., mortalité > 50 %), le risque serait considéré plus important si tout le site était très toxique comparativement à une petite parcelle de l'endroit.

La détermination relative à l'ampleur peut être qualitative ou quantitative. Si on fait appel à la catégorisation, il est préférable de restreindre le nombre de catégories à cinq (p. ex., négligeable, faible, modérée, élevée, très élevée) ou moins, et de définir clairement les termes (ainsi que les règles de décision pour établir les valeurs de démarcation entre chaque catégorie).

(suite)

⁵⁰ Divers facteurs influant sur l'incertitude ont été répertoriés dans d'autres cadres d'appréciation du PP en tant qu'attributs officiels (p. ex., Menzie *et coll.*, 1996).

⁵¹ Selon le type d'évaluation du risque, il n'est pas toujours pertinent de prendre en considération la probabilité d'effets nocifs. Dans une évaluation rétrospective de l'état du site, la situation est déjà manifeste; alors qu'une évaluation de prédition du risque à partir d'un modèle de population peut évoquer les probabilités de déclin ou de disparition de la population.

5.5.2.2. Causalité

L'évaluation de la causalité dans le cadre d'une évaluation d'un risque écologique tente d'établir la cause des effets observés et de faire la distinction entre les associations qui sont fortuites (ou causées par des facteurs externes) et les associations qui sont dues à des influences spécifiques du contaminant.

Idéalement, on évalue la causalité de manière systématique. Par exemple, une évaluation de l'identification de la toxicité (ÉIT) évalue la relation qui existe entre une cause (ajustement au traitement d'un échantillon) et un effet (modification de l'ampleur de la réponse toxicologique) en analysant, un à la fois, chaque agent causal potentiel. Toutefois, en l'absence de ce type d'approche systématique, on peut avoir recours à des méthodes entièrement empiriques pour apporter un éclairage sur la causalité, pourvu qu'on puisse postuler une explication sous-jacente de la réponse qui soit défendable. La causalité est examinée en détail dans le module technique 4 ainsi que dans Suter et coll. (2010).

Définition :

Causalité – L'action ou le fait de causer. Production d'un effet par une cause. La causalité diffère de l'association (corrélation) en ce que cette dernière ne fait pas intervenir un lien mécaniste entre les observations.

5.5.2.3. Pertinence écologique

Un attribut important de tout ÉDP auquel on songe dans le cadre de l'énoncé du problème et de la caractérisation du risque est la pertinence écologique, qui est la pertinence pour le paramètre d'évaluation qu'on a l'intention d'étudier. Par exemple, les mesures directes d'une communauté (p. ex., abondance et diversité des invertébrés) sont généralement considérées comme écologiquement plus pertinentes que les essais biologiques en laboratoire. Par conséquent, une mesure directe d'une communauté donne plus de force à cet attribut qu'une mesure prise en laboratoire. Par contre, les mesures effectuées en laboratoire peuvent être plus précises et plus en mesure de détecter les réponses, et recevraient une cote plus élevée dans le cas d'autres attributs. La pertinence écologique d'un ÉDP quel qu'il soit doit être évaluée dans le cadre de l'énoncé du problème en tant qu'un des critères de sélection des ÉDP (voir la **sous-section 2.3.4**).

Concept clé :

La pertinence écologique évalue jusqu'à quel point l'ÉDP s'aligne avec le paramètre d'évaluation, ou peut le prédire.

5.5.2.4. Attribut d'incertitude

L'incertitude fait partie intégrante de la caractérisation du risque. Même si la prise en considération de l'incertitude fait partie de la procédure liée au PP, l'étape 5 du processus

de caractérisation du risque est consacrée à cette question (voir la **section 5.6**) afin de s'assurer que l'incertitude est rigoureusement examinée.

L'incertitude représente l'aboutissement de nombreux facteurs individuels (voir la sous-section 2.3.4.3 et Menzie et coll., 1996). On compte d'importantes catégories d'incertitudes, notamment :

- **Sensibilité et spécificité** – La sensibilité fait référence à la capacité d'un ÉDP de détecter de façon fiable un changement dans une réponse environnementale, malgré la variabilité et les incertitudes naturelles ou analytiques. La spécificité désigne à quel point les données, les milieux, les espèces, les conditions environnementales et les types d'habitat utilisés dans le concept de l'étude reflètent le site étudié (Exponent, 2010).
- **Qualité des données** – Degré de réalisation des objectifs relatifs à la qualité des données (OQD) et d'autres caractéristiques de qualité élevée reconnues. Les ÉDP qui appliquent des méthodes précises et normalisées avec des procédures acceptées d'assurance et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) sont plus prisés, alors que ceux qui font appel à de nouvelles méthodes ou à des données imprécises avec des méthodes d'AQ/CQ inacceptables se voient assigner une incertitude plus élevée (Exponent, 2010). En outre, les études conçues pour avoir une puissance statistique appropriée et des concepts d'études solides sont plus valorisées.
- **Représentativité** – Mesure dans laquelle la nature spatiale et temporelle des données recueillies reflète le potentiel réel de l'exposition et des effets. L'attribut de représentativité reçoit la cote la plus élevée dans le cas des études qui :
 - comprennent un échantillonnage synoptique (simultané) des paramètres de mesure;
 - répètent les échantillonnages pour diverses saisons ou conditions environnementales;
 - décrivent la variation spatiale ou temporelle naturelle par répétition ou caractérisation de la stochasticité (erreur aléatoire).

Concept clé :

La sensibilité et la spécificité désignent la sensibilité de l'ÉDP aux facteurs de stress (stresseurs) et aux conditions propres au site.

5.5.3. Cote ou classement des attributs

Les résultats obtenus pour chacun des attributs décrits à la section précédente doivent être évalués. Correspondant à un niveau intermédiaire de quantification dans la caractérisation du risque, chaque attribut peut être résumé à l'aide de cotes ou de classements, comme négligeable-faible-modéré-élévé, ou d'une cote sous la forme d'un nombre entier, ou

d'une cote numérique continue. Le système de cote ou de classement doit être défini à l'avance lors de l'énoncé du problème afin de favoriser la transparence dans l'interprétation des résultats. Des exemples des types habituels d'ÉDP sont donnés au **tableau 5-1**, avec les attributs d'ampleur, de causalité et de pertinence écologique ainsi que les incertitudes qui y sont associées. Dans les cas où il faut une plus grande résolution ou, au contraire, où une résolution plus basse suffit, les praticiens peuvent justifier le recours à d'autres méthodes. Il est important de noter que la classification du rendement des attributs comme étant « négligeable », « faible », « modéré » ou « élevé » doit convenir aux objectifs de protection et aux niveaux d'effet acceptables stipulés dans l'énoncé du problème.

Dès qu'une cote est accordée aux attributs, on doit les prendre en considération simultanément afin d'appuyer l'évaluation globale de plusieurs ÉDP d'un paramètre d'évaluation. En d'autres mots, l'importance relative de l'ampleur, de la causalité et de la pertinence écologique doit être soupesée. On peut procéder quantitativement en combinant quelques attributs, ou plusieurs d'entre eux, dans une mesure commune (p. ex., Exponent, 2010) ou encore qualitativement en conservant, à chacun des attributs, ses propres unités (p. ex., Hull et Swanson, 2006). La méthode par défaut présentée ici s'appuie sur le maintien des unités propres à chacun des principaux attributs afin d'en accroître la transparence. Des exemples des résultats de l'assignation de cotes aux ÉDP sont présentés pour les écosystèmes terrestres et aquatiques aux **tableaux 5-2 et 5-3** respectivement. Ces exemples de tableaux sommaires comprennent une évaluation de l'incertitude (étape 5 de la caractérisation du risque) de même qu'une évaluation globale des risques pour chaque paramètre d'évaluation (dont il est question dans la prochaine section). Les résultats présentés aux **tableaux 5-2 et 5-3** doivent être générés de manière transparente, à l'aide de critères définis à l'avance lors de l'énoncé du problème (p. ex., au **tableau 5-1**).

Tableau 5-1. Exemple de critères utilisés pour accorder une cote aux attributs des principaux types d'éléments de preuve

			Type d'EDP				
			Cote	Analyses chimiques (eau, sol, sédiments, tissus)	Essais de toxicité	Mesures quantitatives – plantes, invertébrés Abondance, biomasse et richesse à l'échelle de la communauté	Mesures qualitatives Présence/absence ou abondance relative
AMPLEUR	Degré de contamination et ampleur de l'effet	Négligeable	Valeur inférieure aux normes, critères et lignes directrices	Ampleur relative de l'effet : < 10 %	Ampleur relative de l'effet : < 10 %	Évaluation subjective fondée sur les distributions spatiales.	Évaluation subjective fondée à la fois sur a) les QD sur place par rapport à une valeur de référence et b) pour les espèces communes, les répercussions probables à l'échelle de la population.
		Faible	Mesures chimiques simplement qualifiées de « supérieures aux valeurs repères » (pour l'eau, le sol et les sédiments) ou « élevées » par rapport à une valeur de référence ou à un gradient local; la différentiation fondée sur le degré de contamination n'est pas utilisée.	Ampleur relative de l'effet : 10-20 %	Ampleur relative de l'effet : 10-20 %		
		Modéré		Ampleur relative de l'effet : 20-50 %	Ampleur relative de l'effet : 20-50 %		
		Élevé		Ampleur relative de l'effet : > 50 %	Ampleur relative de l'effet : > 50 %		
	Échelle spatiale utilisée pour l'évaluation de l'ampleur		Analyse d'échantillons individuels et de groupes d'échantillons provenant de certaines zones du site.	Analyse d'échantillons individuels et de groupes d'échantillons provenant de certaines zones du site.	Analyse d'échantillons individuels et de groupes d'échantillons provenant de certaines zones du site.	Analyse des gradients spatiaux dans les zones d'échantillonnage.	Analyse en fonction de la zone (probablement le site entier ou la zone d'échantillonnage).
	Incertitude relative à l'ampleur	Faible	Évaluation subjective fondée sur le nombre d'échantillons, la qualité et le nombre d'échantillons de référence et toute autre considération pertinente.	Évaluation subjective fondée sur la signification statistique, le nombre d'échantillons, le nombre de témoins et d'échantillons de référence, les hypothèses d'extrapolation et toute autre considération pertinente.	Évaluation subjective fondée sur la signification statistique, le nombre d'échantillons, le nombre de témoins et d'échantillons de référence, les hypothèses d'extrapolation et toute autre considération pertinente.	Évaluation subjective fondée sur le degré de rigueur des mesures utilisées.	Évaluation subjective selon l'incertitude des données sur l'exposition, le type de VTR (DSENO, DMENO, CE _x , etc.), la qualité des données sur la relation dose-réponse, etc.
		Modérée					
		Élevée					
CAUSALITÉ	Preuve de causalité	Aucune	Évaluation qualitative ou quantitative du lien possible entre la contamination et une source associée au site. Pour l'analyse chimique des tissus, on évalue la concordance spatiale entre les données sur les tissus et les autres milieux.	Évaluation subjective fondée à la fois sur le plan d'étude, la taille de l'échantillonnage, la signification statistique et la valeur explicative. Une justification est fournie dans chaque cas.	Évaluation subjective fondée à la fois sur le plan d'étude, la taille de l'échantillonnage, la signification statistique et la valeur explicative. Une justification est fournie dans chaque cas.	Évaluation subjective fondée sur la concordance des distributions spatiales et des données d'analyse chimique.	Évaluation subjective fondée sur la concordance avec les données d'analyse chimique.
		Faible					
		Forte					
	Incertitude relative à la causalité	Faible	Évaluation subjective fondée à la fois sur le plan d'étude, la taille de l'échantillonnage et la compréhension de la caractérisation du site. Une justification est fournie dans chaque cas.	Évaluation subjective fondée sur la signification statistique, le nombre d'échantillons, le nombre de témoins et d'échantillons de référence, les hypothèses d'extrapolation et toute autre considération pertinente.	Évaluation subjective fondée sur la signification statistique, le nombre d'échantillons, le nombre de témoins et d'échantillons de référence, les hypothèses d'extrapolation et toute autre considération pertinente.	Évaluation subjective fondée sur le degré de concordance avec les données d'analyse chimique, la taille de l'échantillonnage, etc.	Évaluation subjective fondée sur le degré de concordance avec les données d'analyse chimique, la taille de l'échantillonnage, etc.
		Modérée					

Tableau 5-2. Exemple de critères utilisés pour accorder une cote aux attributs des principaux types d'éléments de preuve

PERTINENCE ÉCOLOGIQUE	Pertinence écologique	Faible	Comparaison des données d'analyse chimique à des lignes directrices ou des critères généraux de qualité de l'environnement lorsque la pertinence par rapport à un groupe de récepteurs précis est faible.	Paramètres autres que la mortalité, la croissance et la reproduction.			Évaluation subjective : Degré habituellement faible pour les QD simples fondés sur les VTR établies en fonction de la DSENO/DMENO. Degré habituellement modéré pour les valeurs fondées sur les VTR établies en fonction des Cl _x . Degré pouvant être élevé si les résultats sont extrapolés quantitativement en fonction du niveau pertinent d'organisation écologique (p. ex., à l'échelle de la population) et si les effets sont prévus au moyen de relations dose-réponse.
		Modérée	Analyse chimique des tissus, par rapport aux résidus corporels critiques dans les tissus.	Paramètres pour la mortalité, la croissance et la reproduction.			
		Élevée			Les mesures directes portant sur des communautés de plantes et d'invertébrés, comme l'abondance, la biomasse et la richesse, présentent habituellement un degré de pertinence élevé sur le plan écologique.	Les mesures directes de la présence/absence et de l'abondance présentent habituellement un degré de pertinence élevé sur le plan écologique.	

Tableau 5-3. Exemple de tableau sommaire de détermination du PP (écosystème terrestre) par paramètre d'évaluation^{1,2}

	Paramètre d'évaluation	Groupe d'EDP	Ampleur	Échelle spatiale	Incertitude relative à l'ampleur	Preuve de relation de cause à effet entre l'exposition et les effets ³	Incertitude relative à la causalité	Pertinence écologique	Évaluation globale
Plantes	Fonction écologique – nourriture et couvert pour les espèces sauvages	Analyse chimique du sol	Supérieure aux valeurs repères	1 000 m ²	Modérée	Aucune preuve de relations entre les valeurs repères et les effets propres au site observés chez les plantes, car les valeurs repères des CP propres au site sont fondées sur des données sur les invertébrés seulement.	Élevée	Faible	Effets faibles, incertitude élevée : les valeurs repères sur le sol et les caractéristiques chimiques pour les CP propres au site ne sont pas fondées sur des plantes, mais sur des invertébrés. Le recensement de la communauté indique des effets faibles, mais ces effets pourraient être causés par une infection fongique plutôt que par des CP propres au site, et le degré d'incertitude est élevé.
		Recensement de la communauté	Faible	Non applicable	Élevée	Aucune preuve de relations entre la biomasse/richesse et les caractéristiques chimiques du sol. Les taches sur les feuilles et les brûlures sur les pousses observées chez quelques espèces seraient liées à une infection fongique, et non à la présence de contaminants.	Élevée	Élevée	
Invertébrés du sol	Communauté d'invertébrés diversifiée et abondante et fonction écologique – nourriture pour les espèces sauvages	Analyse chimique du sol	Supérieure aux valeurs repères	1 000 m ²	Modérée	Faible preuve (dans les articles publiés) de l'existence de relations entre les valeurs repères et les effets sur les invertébrés du sol, mais l'application à des sites en particulier est limitée du fait de la variation des facteurs de modification de la toxicité.	Élevée	Faible	Effets faibles, incertitude modérée à élevée : bien que les concentrations de CP dans les tissus des lombrics soient élevées et que l'on observe une certaine toxicité propre au site, les résultats sur la toxicité ne sont pas corrélés aux CP. De plus, l'élément de preuve le plus pertinent sur le plan écologique (abondance et richesse des invertébrés) ne révèle pas d'effets.
		Bioaccumulation dans les tissus du lombric	Modérée	300 m ²	Élevée	Faible preuve (dans les articles publiés) indiquant que les concentrations de contaminants observées pourraient être à l'origine de la toxicité.	Modérée	Modérée	
		Survie du lombric (<i>Eisenia fetida</i>) – essais de toxicité en laboratoire	Faible	30 m ²	Modérée	Aucune preuve de relation concentration-réponse. Un échantillon a révélé une toxicité significative, mais pas à une concentration de contaminant élevée.	Modérée	Modérée	
		Abondance et richesse selon l'échantillonnage par quadrats	Négligeable	Non applicable	Élevée	Non applicable	Non applicable	Élevée	
Oiseaux	Population locale reproductrice saine	Recensement de la communauté	Négligeable	Non applicable	Élevée	Non applicable	Non applicable	Élevée	Effets faibles, incertitude modérée : les quotients de danger sont fondés sur certaines espèces (poulet, caille) et on ignore leur pertinence pour ce qui est des oiseaux sauvages; hypothèses d'exposition très prudentes. Les effets prévus étaient faibles et il est peu probable que des réponses individuelles mineures (s'il y en a) se traduisent par des effets à l'échelle de la population.
		Modèle de réseau trophique (dose pour les femelles reproductrices pendant la saison de reproduction)	Faible	1 000 m ²	Modérée	Relation dose-réponse bien établie dans les articles publiés, mais hautement variable d'une espèce à l'autre.	Modérée	Modérée	
Mammifères	Population locale reproductrice saine	Modèle de réseau trophique	Négligeable	1 000 m ²	Modérée	Non applicable	Non applicable	Modérée	Effets négligeables, incertitude modérée : la principale incertitude est liée aux VTR fondées sur des espèces domestiques et de laboratoire. Aucun paramètre mesuré sur le terrain n'est disponible aux fins de confirmation.

¹ Ce tableau peut être fondé sur un tableau détaillé fournissant des données brutes plutôt que des résultats sommaires.

² Il faut définir à l'avance les règles permettant de prendre des décisions pour l'établissement des cotes (p. ex., négligeable - faible - modéré - élevé) de chaque attribut, au moment de l'énoncé du problème (voir les valeurs par défaut du tableau tableau 5-1).

³ Non applicable : Il n'est pas nécessaire d'évaluer la causalité en l'absence d'effets.

Tableau 5-4. Exemple de tableau sommaire de détermination du PP (écosystème aquatique) par paramètre d'évaluation^{1,2}

	Paramètre d'évaluation	Groupe d'EDP	Ampleur	Échelle spatiale	Incertitude relative à l'ampleur	Preuve de relation de cause à effet entre l'exposition et les effets ³	incertitude relative à la causalité	Pertinence écologique	Évaluation globale
Macrophytes	Fonction écologique – nourriture pour les poissons et d'autres espèces sauvages	Analyse chimique des sédiments et des eaux de surface	Supérieure aux valeurs repères	100 m ²	Modérée	Aucune preuve de l'existence de relations entre les valeurs repères et les effets propres au site observés chez les macrophytes.	Élevée	Faible	Effets négligeables, incertitude élevée : les valeurs chimiques repères pour les sédiments et les eaux de surface ne sont pas fondées sur des macrophytes. Le recensement de la communauté indique qu'il n'y a pas d'effets, mais le degré d'incertitude est élevé.
	Recensement de la communauté	Négligeable	Non applicable	Élevée		Non applicable	Non applicable	Élevée	
Benthos	Structure de la communauté des invertébrés aquatiques et fonction écologique – nourriture pour les poissons et d'autres espèces sauvages	Analyse chimique des sédiments et des eaux de surface	Supérieure aux valeurs repères	100 m ²	Modérée	Faible preuve de l'existence de relations entre les valeurs repères et les effets propres au site observés chez le benthos.	Élevée	Faible	Effets modérés, incertitude modérée : trois des quatre mesures fondées sur les effets indiquent des effets modérés, avec preuve variable de l'existence de relations de cause à effet avec les contaminants du site.
		Essai de toxicité chez les amphipodes : survie	Modérée	100 m ²	Élevée	Forte preuve indiquant que la survie est tributaire des CP (selon l'ÉIT et les analyses de régression).	Faible	Modérée	
		Essai de toxicité chez les amphipodes : croissance	Faible	30 m ²	Élevée	Faible preuve indiquant que la croissance est liée aux CP (selon les analyses de régression).	Faible	Modérée	
		Abondance – total des organismes	Modérée	30 m ²	Modérée	Aucune preuve de l'existence d'une relation entre l'abondance et la contamination.	Modérée	Élevée	
		Richesse – total des taxons	Modérée	30 m ²	Modérée	Faible preuve de l'existence d'une relation entre la richesse et les CP (selon les analyses de régression).	Modérée	Élevée	
Poisson	Abondance et viabilité des populations locales de poissons	Qualité des eaux de surface	Supérieure aux valeurs repères	Non applicable	Modérée	Faible preuve de l'existence de relations entre les valeurs repères et les effets réels chez le poisson.	Élevée	Modérée	Effets négligeables à faibles, incertitude modérée : les données n'indiquent pas d'effets directs sur les poissons, mais le degré d'incertitude est élevé. Certains effets sur les sources de nourriture peuvent se produire, mais l'échelle spatiale est limitée et les répercussions à l'échelle des populations sont peu probables.
		Abondance relative	Négligeable	Non applicable	Élevée	Non applicable	Non applicable	Élevée	
		Abondance et diversité du benthos comme nourriture	Modérée	30 m ²	Modérée	Aucune preuve indiquant que l'abondance du benthos est affectée; mais faible preuve en ce qui concerne la richesse.	Non applicable	Élevée	
Espèces sauvages	Abondance et viabilité des populations locales d'oiseaux, de mammifères et d'amphibiens	Modèle de réseau trophique	Négligeable	Non applicable	Modérée	Non applicable	Non applicable	Modérée	Effets négligeables, incertitude modérée : QD < 1 dans tous les cas; le degré d'incertitude est lié à l'incertitude concernant les VTR.

¹ Ce tableau peut être fondé sur un tableau détaillé fournissant des données brutes plutôt que des résultats sommaires.

² Il faut définir à l'avance les règles permettant de prendre des décisions pour l'établissement des cotes (p. ex., négligeable - faible - modéré - élevé) de chaque attribut, au moment de l'énoncé du problème (voir les valeurs par défaut du tableau tableau 5-1).

³ Non applicable : Il n'est pas nécessaire d'évaluer la causalité en l'absence d'effets.

5.5.4. Évaluation intégrée par paramètre d'évaluation

Lorsque les ÉDP sont caractérisés, les résultats doivent être évalués séparément pour chaque paramètre d'évaluation (p. ex., le risque pour les espèces sauvages ne peut pas remplacer le risque pour les invertébrés⁵²). Comme on le voit dans les exemples des **tableaux 5-2 et 5-3**, la dernière colonne comprend un compte rendu sommaire de la principale justification utilisée pour porter des jugements quant aux risques pour chaque paramètre d'évaluation. Cette justification se présente sous forme d'un résumé succinct, qui peut être étoffé dans le corps du texte de l'ÉRÉ, habituellement dans le compte rendu sommaire des conclusions concernant les risques, qui est explicité à l'étape 7 (**section 5.8**).

Concept clé :

La cohérence désigne la convergence des résultats de différents ÉDP, y compris ceux qui sont très en accord, ou qui divergent.

L'élément le plus important lorsque vient le temps d'intégrer les résultats à de nombreux ÉDP est la cohérence, qu'on peut définir comme le degré d'harmonie interne et de logique entre les éléments. La cohérence ne nécessite pas que tous les éléments aient le même type de réponse, mais elle signifie que l'ÉDP devrait idéalement révéler quelque chose de logique et d'ordonné.

L'évaluation de la cohérence procure à l'évaluateur du risque la possibilité de fournir une explication unificatrice concernant les réponses observées, compte tenu des renseignements sur chaque ÉDP, et de leur incertitude et de leur pertinence pour le paramètre d'évaluation.

L'évaluation de la cohérence consiste à exprimer la logique entre les divers résultats concernant les ÉDP. L'évaluateur du risque doit formuler les résultats globaux obtenus pour les ÉDP dans un commentaire expliquant comment des résultats contradictoires ont pu être conciliés. En outre, l'évaluateur du risque doit prendre en compte et reconnaître l'existence de renseignements et d'ÉDP associés qui n'étaient pas disponibles et ne pouvaient donc pas faire partie de la procédure de détermination du PP.

Pour de nombreuses ÉRÉ, la diversité dans les outils de mesure peut donner lieu à des résultats divergents, ce qui signifie que des compromis entre des ÉDP contradictoires devront être faits pour établir une évaluation d'ensemble des risques pour chaque paramètre d'évaluation. En portant des jugements à cet égard, les praticiens devraient prendre en considération les points suivants :

⁵² Les compromis entre les attributs environnementaux pourront être envisagés ultérieurement dans le cadre de la gestion du risque. Dans ce contexte, d'autres facteurs – dont les préoccupations liées à la santé humaine, les préoccupations de nature socio-économique, juridique et financière, et d'autres encore – peuvent, au bout du compte, influer sur la gestion du site.

- Il faut mettre davantage l'accent sur les ÉDP qui ont une grande pertinence écologique lorsqu'il faut faire des compromis entre les ÉDP, à condition que les incertitudes soient comparables.
- Si l'ampleur de la réponse est négligeable et que l'incertitude est réduite, il n'est pas nécessaire de prendre en compte la causalité. Cependant, si l'ampleur ou l'incertitude sont grandes, la causalité devient un aspect plus important.
- S'il n'y a aucune preuve de causalité et que l'incertitude est faible au regard de l'évaluation de la causalité, alors les réponses observées ne sont pas liées aux contaminants présents sur le site.

Un aspect important, lorsqu'on évalue de nombreux ÉDP, concerne leur redondance. S'il manque une des quatre principales catégories de preuves (voir la **sous-section 2.3.4.2**), on lui assigne un poids de zéro, alors que plusieurs mesures pour un élément de preuve important peuvent faire qu'on compte deux fois ou plus l'information redondante ou fortement corrélée. Par exemple, il peut y avoir deux mesures différentes pour la diversité des invertébrés du sol, mais aucune sur la toxicité du sol. Pour résoudre ce problème, l'évaluation globale du PP pour un paramètre d'évaluation doit prendre en compte la redondance, en reconnaissant le chevauchement entre les mesures et en expliquant, dans le commentaire de justification, comment les ÉDP redondants ont été examinés. Dans le cas de sites forts complexes ayant un grand nombre d'ÉDP, il peut être approprié de recourir à des méthodes plus formalisées, comme la combinaison des ÉDP dans un premier lieu, suivi d'une intégration de tous les ÉDP pertinents pour un paramètre d'évaluation.

Jugement professionnel – Le meilleur jugement professionnel (MJP) joue un rôle important dans la procédure par défaut de détermination du PP lors de l'évaluation intégrée de chaque paramètre d'évaluation. Le compte rendu sommaire doit, notamment dans les cas où les ÉDP ont donné lieu à des résultats contradictoires, présenter une justification, fondée sur le jugement professionnel, sur la façon dont ont été tirées les conclusions sur le PP. C'est là le principal rôle du MJP. En revanche, le recours au MJP est plus limité pour l'analyse de chaque ÉDP parce que ces derniers sont évalués d'après des critères qui sont définis à l'avance à l'étape de l'énoncé du problème.

Le rôle du jugement professionnel ne se limite pas à la procédure par défaut de détermination du PP recommandée dans le présent document. Même lorsqu'on utilise des méthodes quantitatives plus formalisées pour combiner les résultats de nombreux ÉDP, il faut faire appel au jugement professionnel pour définir comment les compromis doivent être faits entre les ÉDP contradictoires. Néanmoins, même si le MJP est un élément important et nécessaire de la détermination du PP (Chapman et coll., 2002), des embûches surviennent si on dépend du MJP, notamment :

- les difficultés à démontrer le bien-fondé des décisions;

- le manque de cohérence dans les conclusions sur le risque tirées par différents praticiens à partir de données de départ semblables (c.-à-d. le problème de répétabilité);
- la possibilité que des praticiens en abusent afin de parvenir à un résultat prédéterminé;
- un biais involontaire découlant de la perception qu'on peut avoir des résultats compte tenu d'un paradigme établi, plutôt que de procéder à une évaluation objective de toutes les explications possibles.

Malgré ces difficultés, une bonne partie du problème peut être résolue par une formulation adéquatement structurée des « bonnes pratiques » à suivre dans l'application du MJP. Ainsi, Wandall (2004) affirme que pour que le jugement professionnel soit adéquatement appliqué à l'évaluation du risque : 1) l'évaluateur du risque doit être conscient des valeurs sous-jacentes sur lesquelles il s'appuie; 2) les valeurs doivent être justifiables; 3) la transparence doit être assurée. Cette exigence relative à la transparence est le fondement d'un jugement professionnel bien appliquée et s'exprime sous la forme des principes directeurs suivants⁵³ :

- Toutes les suppositions et les décisions doivent être soutenues par une justification, en particulier si le jugement professionnel repose sur l'éducation et la formation (c.-à-d., sans aucune référence à l'appui).
- Il faut éviter les déclarations ou les affirmations catégoriques telles que : « l'évaluation du risque a prouvé l'absence d'effets nocifs ». L'expression des conclusions doit révéler en quoi on a appliqué le jugement professionnel à l'évaluation (p. ex., « L'évaluation du risque, d'après notre jugement professionnel des données ABC, sous réserve des suppositions XYZ, n'a révélé aucune preuve d'effets nocifs »).

5.6. Étape 5 – Évaluer les incertitudes de l'ÉRÉ

Il existe de nombreuses sources d'incertitude et de variabilité dans l'ÉRÉ. Ces incertitudes s'inscrivent dans de nombreuses catégories (voir l'encadré à la fin du chapitre 2). Il faut évaluer les incertitudes afin de déterminer le degré de confiance associé aux estimations des risques et établir dans quelle mesure il est justifié de poursuivre les travaux en vue de réduire les incertitudes.

Il est important de signaler que le degré de détail et de rigueur nécessaire pour faire face au problème de l'incertitude varie en fonction de la complexité de l'ÉRÉ et des résultats.

⁵³ On trouvera plus de détails sur l'évaluation du MJP dans l'ÉRÉ et la détermination du PP dans Bay et coll. (2007), WDNR (2009), et Lee et Jones-Lee (2002).

Si les risques estimés sont très faibles ou encore très élevés, il peut être nécessaire de démontrer qu'il est peu probable que l'incertitude influe sur la conclusion. Par ailleurs, une évaluation plus rigoureuse de l'incertitude est habituellement justifiée quand les risques estimés se situent dans une tranche qui peut être ou non acceptable.

De nombreux aspects concernant l'incertitude peuvent être intégrés directement aux tableaux sommaires du PP, comme on peut le voir aux tableaux 5-2 et 5-3. Cependant, l'évaluation de l'incertitude dépasse l'évaluation des incertitudes se rapportant à chacun des attributs et paramètres. C'est pour cette raison que la présente section constitue une étape distincte de la détermination du PP (même si les incertitudes sont évaluées dans le cadre de la procédure de détermination du PP).

Pour traiter les incertitudes, il faut que le praticien :

- détermine quelles sont les incertitudes dans l'évaluation des risques et les différencie des éléments liés à l'évaluation des risques pour lesquels on a une certitude raisonnable;
- évalue les répercussions des incertitudes; par exemple, il doit se demander si les conclusions relatives au risque seraient modifiées si les incertitudes étaient réduites et dans quelle mesure les décisions liées à la gestion du risque pourraient changer;
- intègre directement les incertitudes, si cela est justifié, aux méthodes de caractérisation du risque (p. ex., en faisant appel à des méthodes probabilistes) ;
- détermine, au besoin, la valeur potentielle qu'aurait une réduction de l'incertitude grâce à des études de suivi; par exemple, dans quelle mesure d'autres études permettraient d'accroître l'exactitude et la précision des estimations du risque et donneraient lieu à des décisions plus éclairées en matière de gestion du risque.

5.6.1. Définition des incertitudes

La première étape quand vient le temps de traiter les incertitudes dans une ÉRÉ consiste à différencier les facteurs et les conclusions pour lesquels on a une certitude raisonnable de ceux qui sont incertains. Des incertitudes particulières peuvent s'appliquer à quelque donnée, paramètre, modèle ou hypothèse que ce soit qui est utilisé dans l'évaluation du risque. Les diverses sources de données et d'information associées à la caractérisation de l'exposition et des effets (se reporter aux chapitres 3 et 4) peuvent toutes donner lieu à des incertitudes à des degrés divers. Dans le cas des incertitudes qui peuvent être quantifiées à l'aide de données, on peut utiliser des diagrammes (p. ex., tracé en rectangle et moustaches) et des statistiques descriptives pour caractériser l'incertitude des données (p. ex., valeur minimale, valeur maximale, médiane, moyenne, variance).

5.6.2. Évaluation des répercussions des incertitudes

Les incertitudes revêtent de l'importance en raison de leurs possibles répercussions sur les estimations du risque et, au bout du compte, sur les décisions en matière de gestion du risque. Les répercussions de certaines incertitudes sont plus faciles à évaluer à l'aide d'une analyse de sensibilité qui permet de déterminer comment l'estimation du risque varie selon les divers scénarios de simulation pour chaque quantité utilisée. On peut analyser la sensibilité avec les valeurs minimales et maximales possibles pour une quantité donnée ou avec toute autre mesure (p. ex., les 5^e et 95^e centiles). Ainsi, on pourrait estimer un quotient de danger en utilisant les valeurs minimales et maximales des concentrations de CP dans les aliments comme analyse limitative. Si le quotient de risque n'est pas très différent d'un scénario à l'autre (p. ex., si dans les deux cas, il est bien en deçà de 1), l'évaluateur du risque peut conclure que l'incertitude liée à la concentration dans les tissus est négligeable. En revanche, si le quotient de risque est variable, passant d'une valeur inférieure à un à une valeur supérieure à un, il peut être nécessaire d'examiner plus avant l'incertitude quant à la concentration dans les tissus.

On peut modifier les quantités incertaines utilisées dans l'estimation des risques une à la fois ou toutes en même temps, de façon à générer tout un éventail de scénarios d'exposition. Les analyses de sensibilité sont utiles pour comprendre quelles sont les incertitudes qui peuvent le plus influer sur les estimations du risque. Ces méthodes permettent de comprendre, jusqu'à un certain point, les effets cumulatifs de multiples incertitudes. Cependant, pour prendre en compte simultanément l'effet cumulatif de multiples incertitudes, il est préférable de recourir à des méthodes probabilistes, telles que celles décrites ci-dessous.

5.6.3. Intégration des incertitudes dans la caractérisation du risque

On peut mieux comprendre l'influence cumulative des incertitudes à l'aide des méthodes probabilistes. Comme il a été mentionné à la sous-section 5.3.6, les méthodes probabilistes sont utiles pour caractériser les risques parce qu'elles apportent une précision et un réalisme qu'on ne peut saisir lorsque les données et les paramètres sont représentés avec des estimations ponctuelles. Dans le cadre de l'évaluation de l'incertitude, le principal avantage

d'une évaluation probabiliste consiste à faciliter la compréhension des effets cumulatifs de plusieurs incertitudes sur les estimations du risque.

Où est-ce qu'une évaluation probabiliste? – Les méthodes probabilistes se distinguent des méthodes déterministes par le fait

Concept clé :

Les méthodes probabilistes améliorent le degré de précision de la caractérisation du risque en cernant une gamme plus réaliste des résultats possibles que ne le font les méthodes déterministes, et elles accroissent la compréhension des effets cumulatifs des incertitudes multiples sur les estimations du risque.

qu'on caractérise l'exposition par une distribution des probabilités (ou une distribution des fréquences) des estimations possibles, plutôt que par des estimations ponctuelles. On utilise ainsi des distributions pour caractériser une partie ou la totalité des quantités incertaines ayant servi de données d'entrée. Par exemple, toutes les équations d'un modèle de réseau trophique pourraient être fondées sur des distributions plutôt que sur des estimations ponctuelles pour chaque paramètre d'entrée.

Quand doit-on faire appel à une méthode probabiliste? – L'évaluateur du risque doit songer à élaborer un modèle probabiliste lorsqu'il est important d'obtenir une estimation plus exacte du risque à des fins de gestion, ou simplement pour évaluer les effets cumulatifs de multiples incertitudes. En accord avec la méthode itérative de l'ÉRÉ (**section 1.6**), si une évaluation déterministe (estimation ponctuelle) du risque fondée sur des hypothèses prudentes révèle que le risque est acceptable, alors il n'est pas nécessaire de rechercher l'exactitude accrue que confère un modèle probabiliste. Cependant, si des risques sont relevés à l'aide de méthodes déterministes, il faut envisager des méthodes probabilistes.

Comment applique-t-on une méthode probabiliste? – Les incertitudes sont habituellement modélisées au moyen de techniques de simulation numérique comme la méthode de Monte-Carlo⁵⁴. Il est possible d'exécuter des milliers de fois un modèle de simulation en attribuant chaque fois une sélection aléatoire de valeur pour chaque quantité incertaine (selon une distribution des probabilités ou des fréquences). Dans le cas d'un modèle de réseau trophique d'espèces sauvages, le résultat de chaque essai de simulation peut être, par exemple, un quotient de danger ou une estimation de la mortalité prévue.

Bien que l'application des techniques de simulation ait été grandement simplifiée par des logiciels vendus dans le commerce, certains éléments de conception nécessitent un examen attentif. L'évaluateur du risque doit premièrement décider si le modèle de simulation portera sur la variabilité entre les individus d'une population ou seulement sur l'incertitude⁵⁵ (p. ex., l'incertitude relative à un individu moyen), ou sur ces deux éléments à la fois (Hoffman et Hammonds, 1994). Si on tient compte en même temps de la variabilité entre les individus et de l'incertitude relative à l'individu moyen, il peut être utile d'effectuer une simulation bidimensionnelle. En revanche, un modèle simple peut suffire dans bien des cas d'ÉRÉ, pourvu qu'on interprète correctement les résultats. Deuxièmement, il faut tenir compte de toute corrélation entre des variables incertaines

⁵⁴ Les méthodes d'analyse et les méthodes d'approximation par série de Taylor pour la propagation des incertitudes sont examinées dans Cullen et Frey (1999).

⁵⁵ L'incertitude relative à l'individu moyen découle de la description incomplète d'un mécanisme ou d'un processus et d'autres limites du savoir scientifique. Ce type d'incertitude diffère de la variation naturelle et d'autres types d'incertitude. En termes statistiques, dans le cas d'un paramètre tel que le poids corporel, la variabilité parmi les individus pourrait être caractérisée par un écart-type, alors que l'incertitude relative au poids corporel moyen serait caractérisée par une erreur-type.

dans les modèles de simulation, faute de quoi la distribution estimée de probabilité des risques sera trop grande et pourrait être faussée. En réalité, de nombreux paramètres écologiques sont fortement intercorrélés (p. ex., le taux d'alimentation et le taux de croissance d'une espèce, ou les taux d'alimentation de plusieurs espèces qui sont tous fonction de la température). Il existe des façons de tenir compte de ces corrélations dans les simulations (Haas, 1999), mais elles nécessitent d'autres renseignements sur la forme de corrélation. Même si on dispose de structures d'intercorrélation, des incertitudes demeurent dans la structure du modèle lui-même, et il est difficile de déterminer l'effet quantitatif de l'incapacité de nos modèles à représenter exactement les processus naturels.

Les risques représentés comme des probabilités ou des distributions de fréquence sont informatifs, mais l'évaluateur du risque doit trouver des moyens de transmettre l'information de sorte que les gestionnaires du risque et les parties intéressées puissent l'interpréter facilement. Ainsi, il peut être utile, à l'étape de caractérisation du risque, de signaler certaines statistiques, comme la probabilité qu'un individu moyen dépasse un certain seuil d'effets. On trouvera d'autres directives sur les méthodes probabilistes d'étude de l'exposition dans les documents de référence suivants : Cullen et Frey (1999), Suter et coll. (2000) et USEPA (1997a, 1997b et 2001).

Données requises pour les modèles probabilistes – Même si un modèle, quel qu'il soit, est plus efficace avec une abondance de données, l'évaluateur du risque ne doit pas hésiter à avoir recours aux analyses probabilistes lorsque les données sont peu nombreuses. En général, si une analyse probabiliste est appropriée pour une ÉRÉ, les avantages de son application surpasseront les désavantages créés par les limites des données, pourvu que ces limites soient décrites de façon explicite. Il existe des méthodes permettant d'utiliser des données limitées pour la production de distributions de probabilités (Morgan et Henrion, 1990; Cullen et Frey, 1999), et on peut utiliser des distributions simples (p. ex., uniformes, discrètes, triangulaires) dans les cas où on manque de données. En outre, les analyses de sensibilité révèlent habituellement que de nombreuses quantités incertaines ne contribuent guère à l'incertitude cumulative, de sorte qu'une caractérisation précise des incertitudes n'est pas toujours d'importance décisive pour toutes les quantités.

5.6.4. Détermination de la valeur de la réduction de l'incertitude – Quand approfondir l'estimation du risque

Il faut approfondir l'estimation du risque si les avantages (prise de décision plus éclairée) surpassent les coûts liés à la réduction de l'incertitude. Si l'estimation préliminaire du risque indique la possibilité d'effets nocifs, il faut en évaluer les hypothèses prudentes et les incertitudes de façon critique à l'aide des approches décrites précédemment (p. ex., analyse de la sensibilité). Le praticien (et le client) doivent prendre une décision en vue : a) d'approfondir l'évaluation de l'exposition ou des effets de façon à refléter davantage les conditions propres au site; ou b) de conclure que le risque est inacceptable ou

impossible à éliminer, et qu'il faut songer à des mesures d'assainissement ou d'autres méthodes de gestion du risque. Une bonne façon de conceptualiser l'interprétation des incertitudes est une matrice fondée sur les divers degrés de risque issus des estimations et des incertitudes (d'après Pearson et Hopley, 1999) :

	<i>Risque faible</i>	<i>Risque élevé</i>
Peu d'incertitudes dans l'estimation du risque	Peu de précautions	Précautions modérées
Beaucoup d'incertitudes dans l'estimation du risque	Précautions modérées	Grandes précautions

On recommande d'approfondir l'estimation du risque si on obtient la catégorie « Grandes précautions ». Il est possible que la catégorie « Précautions modérées » indique la nécessité de réduire les incertitudes, dans la mesure des besoins, à l'appui des mesures de gestion. Cette estimation approfondie du risque peut faire intervenir une ou plusieurs des stratégies suivantes :

- Réduction de l'incertitude relative à un paramètre en recueillant des données additionnelles. La collecte supplémentaire de données doit cibler la cause sous-jacente à l'incertitude relative au paramètre (p. ex., tenir compte de la couverture spatiale, améliorer les limites de détection des analyses, recueillir des renseignements sur la biodisponibilité, évaluer les mécanismes de cause à effet).
- Réduction de l'incertitude structurale (modèle) par l'adoption d'un modèle plus adéquat et par l'apport de données supplémentaires pour appuyer ce modèle⁵⁶. L'évaluation du risque doit être un processus itératif dans lequel de nouvelles données peuvent donner lieu à une réévaluation des méthodes ou des conclusions précédentes. Ce processus itératif confère à l'évaluation du risque un caractère dynamique qui convient parfaitement aux études écologiques et n'indique en aucune façon l'échec de l'estimation préalable du risque.
- Présentation aux gestionnaires du risque de nombreux scénarios possibles, sous la forme d'une série d'estimations du risque à partir de différentes hypothèses et accompagnées de descriptions des incertitudes.

⁵⁶ Accroître la complexité du modèle ne diminue pas nécessairement l'incertitude, mais peut souvent, au contraire, l'augmenter. Les avantages liés à un modèle plus complexe doivent être évalués au cas par cas.

On fait souvent appel à plusieurs autres stratégies qui, toutefois, ne réduisent pas directement l'incertitude relative à un paramètre ou à un modèle. Par exemple :

- Le jugement professionnel sert souvent à combler les lacunes dans la structure du modèle. Cette méthode peut réduire, ou ne pas réduire, l'incertitude, mais il n'existe aucune méthode objective de le savoir. On formule souvent des hypothèses prudentes dans cette stratégie : même si elles ne réduisent pas l'incertitude, elles font en sorte que la plupart des incertitudes penchent du côté de la vigilance. La difficulté que représente la formulation d'hypothèses prudentes réside dans le maintien d'un équilibre entre prudence et réalisme écologique relativement aux besoins en matière de gestion du site.
- Augmentation du nombre et des types d'éléments de preuve qui serviront à la détermination du poids de la preuve. Cette stratégie ne réduit pas l'incertitude d'un élément de preuve en particulier, mais elle réduit l'incertitude globale des conclusions de l'évaluation du risque, car les forces d'un élément de preuve viennent souvent compenser les limites d'un autre.

5.7. Étape 6 – Extrapoler et interpoler

Cet aspect de l'incertitude dans l'évaluation du risque justifie qu'on lui réserve une étape dans la procédure de caractérisation du risque parce qu'il traite de la question de la transférabilité des résultats à d'autres moments, à d'autres endroits et à d'autres scénarios d'utilisation du site. Cet aspect est particulièrement pertinent pour les gestionnaires de site, étant donné que les décisions en matière de gestion peuvent nécessiter l'assurance que les observations relatives au risque continuent de s'appliquer même si l'on change certaines hypothèses sous-jacentes. Par exemple, dans le cas du retranchement d'un site, d'un changement de propriétaire ou d'un changement d'utilisation des terres, il n'est pas souhaitable de reprendre tout le processus d'ÉRÉ.

C'est délibérément que les évaluations du risque concentrent les ressources sur un sous-ensemble limité de récepteurs potentiels, de lieux et de paramètres de mesure. En se concentrant sur un ensemble restreint et précis d'hypothèses sur le risque, on risque de perdre la vue d'ensemble. Par conséquent, vers la fin de l'évaluation du risque, il est prudent de procéder à une comparaison réaliste, afin d'évaluer dans quelle mesure l'évaluation du risque est représentative de ce qu'elle devrait être en fonction des objectifs généraux en matière de gestion du site.

En théorie, l'extrapolation et l'interpolation consistent à étendre la portée des conclusions sur le risque à partir de résultats détaillés (p. ex., estimation particulière du risque pour les organismes représentatifs et scénarios d'exposition) à des paramètres d'évaluation définis au sens large. En raison de contraintes pratiques, les ÉRÉ sont limitées dans l'espace et le temps considérés, de même que par le degré d'évaluation explicite des combinaisons de composantes chimiques, physiques et biologiques. L'extrapolation et l'interpolation

permettent de vérifier si les résultats de l'étude sont réellement pertinents pour les composantes valorisées de l'écosystème et mettent l'ensemble des résultats en contexte.

Voici quelques questions qu'on se pose tout particulièrement à cette étape :

- *Est-ce que les résultats obtenus pour un récepteur peuvent s'appliquer aux autres espèces présentes sur le site?* Par exemple, si le récepteur préoccupant retenu était le canard colvert, peut-on conclure que les risques pour les autres canards barboteurs, la sauvagine et les oiseaux omnivores en général seront plus faibles que pour le canard colvert? Dans certains cas, on choisit un RP qu'on suppose sensible aux voies d'exposition au CP. Cependant, dans d'autres cas, ce choix est dicté par d'autres considérations (la disponibilité des données, les méthodes normalisées d'évaluation); l'évaluateur du risque doit alors évaluer qualitativement jusqu'à quel point il faut protéger les autres espèces qui n'ont pas fait l'objet d'une évaluation rigoureuse dans le cadre de l'évaluation du risque.
- *Est-ce que le seuil de chaque CP exerce un effet protecteur pour tout le mélange de contaminants?* Si on élabore une norme propre au site pour une substance préoccupante donnée, et si cette substance sert de substitut à d'autres CP, on suppose implicitement que ces autres CP n'augmenteront pas par rapport à cette substance (indicatrice ou de substitution).
- *Est-ce que les conclusions de l'étude dépendent d'une hypothèse selon laquelle l'usage du site ne changera pas? ou est-ce que les résultats s'appliqueront également à un réaménagement ou à une remise en état du site?*
- *Est-ce que les conclusions ou les relations quantitatives déterminées à partir d'un nombre limité d'échantillons peuvent s'appliquer à d'autres unités spatiales, d'autres habitats, d'autres profondeurs ou d'autres conditions physiques?* On pose l'hypothèse que les relations exposition-effet observées dans les zones échantillonnées demeureront applicables à d'autres zones non échantillonnées du site. Cependant, si les zones non échantillonnées diffèrent beaucoup des autres pour les facteurs qui peuvent influer sur la biodisponibilité du CP, ou représentent des habitats dont les conditions n'ont pas été évaluées dans le cadre de l'évaluation du risque, l'extrapolation des résultats de l'étude véhiculera des incertitudes. La question particulière de la dérivation de normes ou de données de référence propres au site, qui suppose de manière implicite la transférabilité des relations quantitatives, est examinée plus avant à l'étape 7.

L'évaluateur du risque doit préciser les contraintes ou les mises en garde qui s'appliquent à l'extension de la portée des résultats de l'étude dans l'espace, dans le temps, à d'autres types d'habitat ou à l'assemblage biologique. Il est à noter que l'exigence d'extrapoler les résultats à de nouvelles conditions (ou de prédire de futures réponses) est étroitement liée aux objectifs d'évaluation établis à l'étape de l'énoncé du problème.

5.8. Étape 7 (facultative) – Élaborer des normes propres au site

Lorsqu'on observe des effets écotoxicologiques importants sur une partie ou la totalité d'un site contaminé, il peut être approprié d'élaborer des normes d'assainissement propres au site. Ces valeurs, souvent appelées niveaux cibles propres au site, représentent les concentrations dans le milieu qui, une fois atteintes, respecteront les objectifs de protection environnementale pour le site. Cette étape est facultative parce que, compte tenu du type d'évaluation et des besoins en gestion du risque, il n'est peut-être pas nécessaire de procéder à l'élaboration formalisée de normes d'assainissements propres à un site. Ainsi, si on procède à une caractérisation du risque à partir d'une évaluation du risque fondée sur les données d'une parcelle de terre ou sur des expositions spatialement explicites (c.-à-d. mailles de grille qu'on évalue indépendamment les unes des autres pour déterminer l'acceptabilité des risques), il n'est alors pas nécessaire d'établir les valeurs numériques de niveaux cibles pour des substances précises.

Dans son document paru en 1996, le CCME propose un cadre pour l'élaboration des objectifs d'assainissement de l'environnement propres à un site. En vertu du cadre de travail, lorsqu'on applique une méthode axée sur le risque, on peut faire appel aux procédures d'évaluation du risque pour établir des objectifs d'assainissement propres à un site, comme on l'explique dans les sous-sections suivantes.

5.8.1. Points à considérer dans l'élaboration de normes d'assainissement propres à un site

5.8.1.1. Milieux appropriés sur le site

La plupart des évaluations du risque évaluent plusieurs milieux naturels (p. ex., le sol, les sédiments, les tissus, l'eau de surface, l'eau souterraine, l'eau interstitielle). Dans de nombreux cas, on peut choisir un milieu d'exposition comme « l'élément moteur » (c.-à-d. celui qui domine l'ampleur des estimations du risque) en raison de sa forte influence sur les expositions environnementales. Pour l'élaboration d'une norme propre à un site, le praticien doit s'assurer de choisir un milieu qui lui permettra d'étudier suffisamment les voies d'exposition au risque qui sont pertinentes, sans négliger les autres voies importantes. Par exemple, si une évaluation du risque pour les espèces sauvages déterminait que l'absorption des métaux par voie du sol et leur absorption par voie de l'eau potable sont deux voies d'exposition importantes, il pourrait devoir 1) élaborer des normes pour ces deux voies d'exposition; ou, 2) élaborer des normes pour une seule voie d'exposition tout en reconnaissant explicitement qu'il en existe une autre.

Un autre facteur à considérer est jusqu'à quel point le milieu peut être utilisé efficacement comme moyen pour élaborer un plan d'assainissement ou de surveillance. Le sol et les sédiments sont des milieux couramment utilisés, car ils constituent des puits

de contaminants et sont relativement immobiles et faciles à échantillonner. En revanche, l'utilisation de tissus ou d'organismes n'est pas courante, parce que les organismes peuvent être mobiles, la disponibilité des tissus peut être saisonnière et le suivi des résultats consécutif à l'assainissement pourrait ne pas être réalisable.

5.8.1.2. Contaminants appropriés

Il faut déterminer quels contaminants ont été identifiés comme les principales sources du risque. La décision peut être simple, ou très complexe, selon la nature des mélanges de contaminants et des risques relatifs estimés pour chaque CPP. Voici certains aspects importants à prendre en considération :

- **Risques cumulatifs** – Pour les substances apparentées, un composé de substitution ou une valeur intégrée peut être utile. Par exemple, on peut employer le total des HAP comme une mesure d'exposition si la composition des HAP constitutifs à l'emplacement est stable.
- **Questions pratiques** – Le paramètre adopté doit être relativement facile à mesurer. Par exemple, la mesure des biphenyles polychlorés (BPC) totaux peut être préférable à une valeur d'équivalent toxique (ÉT) dérivée d'une somme pondérée de congénères de biphenyles polychlorés, en raison des différences dans le coût d'analyse.
- **Degré de causalité** – Il faut établir une correspondance étroite entre le contaminant et la réponse de l'environnement et, idéalement, disposer de fortes preuves du lien de causalité. Pour l'élaboration d'une norme propre à l'emplacement, là où de multiples CPP sont présents sans qu'on ait pu déterminer la causalité, il faut poser comme hypothèse que l'indicateur du CPP est un substitut efficace compte tenu des effets de tout le mélange.

5.8.1.3. Voies d'exposition à la contamination

Dans l'élaboration d'une norme propre à un site, il est important de tenir compte des voies d'exposition qui génèrent le risque ainsi que des hypothèses requises pour que des mesures d'assainissement fondées sur les normes soient efficaces. Par exemple :

- Est-ce que le site sera de nouveau contaminé par des contributions sur place ou hors site (conditions de référence) à la contamination?
- Est-il probable que les concentrations résiduelles diminuent avec le temps? ou augmentent par suite de réactions chimiques?

5.8.1.4. Échelle spatiale

Pour l'application d'une norme propre à un site, il faut tenir compte du domaine spatial pertinent aux récepteurs. Pour ce qui est des récepteurs mobiles, on peut faire intervenir la moyenne pondérée des expositions dans l'élaboration des normes. Pour ce qui est des récepteurs sessiles, il faut tenir compte de l'échelle spatiale qui fera l'objet de la surveillance du risque (p. ex., la profondeur du sol ou des sédiments, la résolution de la caractérisation latérale du CPP).

Le choix des méthodes utilisées pour appliquer la norme dépendra beaucoup de l'échelle de pertinence. Pour un récepteur sessile, la norme pourra être de « ne pas dépasser » un seuil, alors qu'on appliquera une procédure axée sur la moyenne pour les organismes migrateurs. Pour ce qui est des espèces sauvages, on appliquera souvent une moyenne axée sur une région, compte tenu du domaine vital du récepteur par rapport à l'étendue du site.

5.8.1.5. Facteurs de modification

Lorsque les conditions du site sont variables, il peut être approprié d'ajuster les normes propres au site selon la zone à l'étude, ce qui permet de tenir compte des différences relatives à la biodisponibilité ou à la toxicité, qui pourraient avoir une certaine pertinence à petite échelle spatiale. Par exemple, les valeurs de la teneur en carbone organique du sol ou des sédiments peuvent être variables, et il peut être approprié de procéder à un ajustement pour tenir compte des différences relatives à la biodisponibilité si la norme propre au site a été élaborée en fonction d'unités poids sec. Ou encore, si les données sur l'évaluation du risque sont maniables, on peut élaborer une norme après normalisation pour les lipides et le carbone organique. Le pH et la salinité des échantillons aqueux sont d'autres facteurs de modification.

5.8.1.6. Autorisation et application

L'élaboration de toute norme propre à un site doit faire l'objet d'un examen axé sur la réglementation, ce qui pourrait nécessiter la prise en compte de ce qui suit :

- vérifications en matière de gestion relatives au respect des lois et des politiques;
- facteurs socioéconomiques;
- contraintes techniques.

En outre, les mesures d'élimination ou d'assainissement définies à partir des normes propres à un site nécessitent habituellement qu'un lien clair ait été établi avec le plan de gestion du risque, y compris le suivi à long terme. Pour cette raison, l'élaboration de normes d'assainissement propres à un site est souvent effectuée parallèlement à la procédure de gestion du risque, comme il est décrit à l'étape 9, ci-dessous.

5.8.2. Méthodes pour l’élaboration de normes d’assainissement propres à un site

L’élaboration de normes propres à un site s’appuie sur les relations concentration-réponse sous-jacentes. Dans certaines situations, il est possible d’opter directement pour une valeur toxicologique de référence (VTR) élaborée à l’étape de l’évaluation des effets. Cependant, il arrive couramment que des données de synthèse ou de modélisation complémentaires soient nécessaires pour élaborer une norme propre à un site, particulièrement lorsque les éléments décrits à la sous-section 5.8.1 sont pris en considération. Par exemple :

- la conversion des VTR fondées sur la concentration dans les tissus à un milieu dans le sol ou dans les sédiments peut nécessiter qu’on ait recours à des modèles ou des équations de bioaccumulation à des fins de rétro-calcul;
- il peut être nécessaire de synthétiser (simplifier) les relations concentration-réponse tirées des multiples éléments de preuve afin de fournir un seul seuil aux fins de gestion.

L’élaboration d’une norme propre à un site peut être complexe en présence de nombreux CPP et de la plage de réponses observées, mais comprend habituellement les étapes suivantes :

1. Déterminer un degré de dommages jugé acceptable, compte tenu des résultats de la caractérisation du risque. Il peut être exprimé quantitativement (p. ex., concentration dans le sol associée à un quotient de danger de 1,0 pour une espèce sauvage) ou qualitativement (p. ex., risque faible déterminé à partir d’une évaluation du poids de la preuve relatif à la qualité des sédiments).
2. Tracer un graphique du degré de dommages (réponse) par rapport à la concentration de CPP, ou exprimer cette relation sous forme mathématique (p. ex., une analyse de régression).
3. Résoudre les incertitudes associées à une relation d’impact entre la réponse et la mesure d’exposition. Par exemple, il faut déterminer s’il est acceptable de considérer une concentration cible « lissée » comme facteur de protection d’un récepteur, même si une station d’échantillonnage a affiché une réponse écologique importante.
4. Convertir les concentrations cibles dans les unités, échelles et milieux d’intérêt recherchés (comme il a été décrit à la sous-section 5.8.1). La concentration cible doit être clairement définie pour ce qui est de l’application spatiale (p. ex., seuil spatial pondéré, ou valeur maximale à ne pas dépasser à quelque endroit que ce soit), des détails concernant les paramètres (p. ex., poids sec des sédiments par rapport au carbone organique normalisé, concentrations dans les filets par rapport

aux concentrations dans l’organisme entier) et des conditions et hypothèses requises pour que la concentration cible soit applicable.

5.9. Étape 8 – Résumer les conclusions sur le risque

Après l’application technique d’une évaluation du risque, il est important de résumer les résultats de façon claire, précise, concise et significative pour le gestionnaire du risque. Cela prend souvent la forme d’un commentaire sur le risque. Le commentaire sur le risque peut être jumelé à un résumé des risques estimés pour chaque paramètre d’évaluation établis par une méthode fondée sur le poids de la preuve (étape 4, **section 5.5**). Il peut également être présenté séparément. Les évaluateurs du risque doivent commenter les résultats qu’ils ont obtenus en ce qui a trait au degré de confiance, aux incertitudes et à l’importance des répercussions.

Comme il est mentionné en essence dans le document d’Exponent Inc. (2010), un commentaire complet sur le risque s’apparente à la présentation des résultats et de l’analyse dans un article scientifique et vise à aider d’autres examinateurs ou les gestionnaires des risques à comprendre la méthode de l’évaluateur du risque qui l’a mené aux conclusions énoncées à partir des preuves qu’il avait en main. Le commentaire sur le risque peut également servir à établir des consensus, à faire état de divergences et à mettre en évidence certains aspects de l’évaluation du risque qui nécessitent des précisions supplémentaires.

Même si la méthode fondée sur le poids de la preuve permet déjà de produire des résultats pour chaque paramètre d’évaluation tenant compte de l’ampleur des effets (y compris à des échelles spatiales et temporelles) et de la preuve établie pour la causalité, la pertinence écologique et l’incertitude relative à des ÉDP individuels, le commentaire sur le risque doit présenter ces renseignements d’une façon utile pour les décideurs et viser les objectifs spécifiques suivants :

- énoncer, dans un langage clair, les raisons principales sur lesquelles s’appuient les conclusions générales tirées pour chaque paramètre d’évaluation dans le cadre de la méthode fondée sur la preuve;
- résumer le niveau de confiance générale à l’égard de résultats précis, compte tenu de la pertinence écologique de divers ÉDP et de l’importance de la preuve qui attribue la cause de tout effet observé à des contaminants liés à un site;
- résumer le niveau de confiance indiquant que dans l’ensemble les méthodes d’évaluation du risque sont pertinentes et que les résultats peuvent être extrapolés à l’état général d’un site (dans les conditions actuelles et dans un proche avenir);
- résumer la mesure dans laquelle les principales incertitudes peuvent influer sur les conclusions relatives aux risques, et indiquer si d’autres études sont nécessaires pour réduire ces incertitudes;

- clarifier les échelles spatiales et temporelles auxquelles des effets sont observés, ou fournir des résumés distincts des conclusions relatives aux risques pour différentes unités spatiales et temporelles;
- résumer les effets potentiels cumulatifs de contaminants présents sur un site ou d'autres stresseurs.

5.10. Étape 9 – Prévoir des mesures de suivi

La dernière étape de la caractérisation du risque consiste à établir un lien entre les résultats de l'étude et la procédure de gestion du risque. La communication du risque est un aspect important de la procédure de gestion globale du risque et, par conséquent, elle peut servir à paver la voie vers la conclusion du processus d'évaluation du risque. Cette communication peut se faire par un résumé de recommandations et par une formulation claire des étapes subséquentes, qui sont la fermeture du site, les demandes d'autorisation, les liaisons en matière de réglementation, etc. On peut omettre certains détails dans l'ÉRÉ si la gestion du risque n'est pas abordée dans cette évaluation.

Selon le résultat obtenu, et si la portée de l'ÉRÉ prévoit la formulation de recommandations en vue des prochaines étapes, les recommandations en ce qui a trait à la gestion du site peuvent comprendre ce qui suit :

- a) Aucune autre mesure requise – Il faut alors justifier succinctement la décision.
- b) Étude supplémentaire ou nouvelle évaluation du risque – Si l'incertitude résiduelle dans l'évaluation du risque est importante, on pourrait décider d'approfondir les hypothèses et de réduire les incertitudes. Si on songe à une méthode itérative, il faut évaluer les avantages et les limites des études de suivi.
- c) Mise en œuvre de stratégies de gestion du risque – Aucune mesure physique n'est jugée nécessaire, mais des activités de gestion peuvent tout de même être requises (contrôles administratifs, programme de surveillance).
- d) Mesures d'assainissement (souvent en fonction des normes propres au site élaborées dans le cadre de l'évaluation du risque) – On pourrait formuler des propositions relatives à un concept d'assainissement.

L'évaluation des mesures de suivi possibles doit revoir les objectifs généraux de l'évaluation à la lumière des conclusions de l'ÉRÉ. Dans certains cas, avec une approche de gestion adaptative, l'accent peut être mis plutôt sur l'un des autres quadrants du cadre d'évaluation global (sous-section 2.2.1.1). Lorsque des activités de surveillance sont en

place, il faut évaluer les résultats de ces activités pour décider des prochaines mesures à prendre. Lorsque des mesures prises par le passé n'ont pas donné les résultats escomptés, c'est-à-dire une amélioration des conditions environnementales, il peut être plus important d'évaluer la causalité. En revanche, lorsque les améliorations environnementales ont été considérables, il conviendrait de réévaluer la nécessité de la surveillance à long terme. L'étape 9 est une occasion pour les gestionnaires du risque de vérifier les recommandations en matière de gestion du site par rapport aux grands objectifs de gestion des sites, de modifier le cours des études en conséquence et de mettre à jour le modèle conceptuel de site pour tenir compte des renseignements récents.

6. BIBLIOGRAPHIE

Note au lecteur :

Pour plus de détails sur d'autres ouvrages généraux traitant de l'évaluation du risque écotoxicologique, voir la sous-section 1.7.3.

- Adams, W.J., R. Blust, U. Borgmann, K.V. Brix, D.K. DeForest, A.S. Green, J.S. Meyer, J.C. McGeer, P.R. Paquin, P.S. Rainbow et C.M. Wood. 2011. Utility of tissue residues for predicting effects of metals on aquatic organisms. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:75-98
- Allard, P., A. Fairbrother, B.K. Hope, R.N. Hull, M.S. Johnson, L. Kapustka, G. Mann, B. McDonald et B.E. Sample. 2010. Recommendations for the development and application of wildlife toxicity reference values. *Int Environ Assess Manage* 6:28-37.
- Allen, H.E. 2002. *Bioavailability of metals in Terrestrial Ecosystems: Importance of Partitioning for Bioavailability to Invertebrates, Microbes, And Plants*. Metals in the Environment Series. SETAC Publication.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2008. *Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites*. Designation: E 1689-95 (Reapproved 2003). PA, États-Unis.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2011. *Standard Terminology Relating to Biological Effects and Environmental Fate*. Designation: E 943-08. PA, États-Unis.
- Archbold, J.A., R.N. Hull et M. Diamond. 2007. Potential importance of inhalation exposures for wildlife using screening level ecological risk assessment. *Human and Ecological Risk Assessment* 13: 870-883.
- Bay S., W. Berry, P. Chapman, R. Fairey, T. Gries, E. Long, D. MacDonald et S.B. Weisberg. Evaluating consistency of best professional judgment in the application of a multiple lines of evidence sediment quality triad. *Int. Environ. Assess. Manage.* 3(4):491–497.
- BC Ministry of Environment (BC) 1997. *Checklist for the Tier-1 Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites in British Columbia*. Préparé pour le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, Victoria. Institute of Environmental Toxicology and Chemistry, Western Washington University, Bellingham, WA; Ecological Planning & Toxicology Inc., Corvalis, OR; EVS Environment Consultants, North Vancouver, C.-B., 31 mars 1997.

- Beyer, W.N., G.H. Heinz et A.W. Redmon-Norwood [dir.]. 1996. Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations. CRC Press, Boca Raton (Floride).
- Beyer, W.N. et J.P. Meador. 2011. *Environmental Contaminants in Wildlife: Interpreting Tissue Concentrations*, 2nd Edition. CRC Press, Boca Raton (Floride).
- Bier, V. 1999. Challenges to the acceptance of probabilistic risk analysis. *Risk Anal.* 19(4):703-10.
- Brady, N.C., et R.R. Weil. 2008. *The nature and properties of soils*. 14th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River.
- Brasso, R.L. et D.A. Cristol. 2008. Effects of mercury exposure on the reproductive success of tree swallows (*Tachycineta bicolor*). *Ecotoxicology*. 17:133-141.
- Burnham, K.P. et D.R. Anderson. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*. 2nd Edition. Springer, New York.
- California State Water Resources Board. 1997. *Chemistry, Toxicity and Benthic Community Conditions in Sediments of Selected Southern California Bays and Estuaries*. California State Water Resources Board. Mai 1997.
- Carlsen, T.M., P.F. Chapman, S. Brassfield, N. Elmegaard, A. Hoffman, W. Landis, S. J. Moe, D. Nacci, H.M. Noel et J. Spromburg. 2008. Empiric Approaches to Population-Level Ecologic Risk Assessment. In : L.W. Barnthouse, W.R. Munns, Jr. et M.T. Sorensen (éd.) Population-level Ecological Risk Assessment. SETAC Press, Boca Raton, É.-U.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. *Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 1996. *Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : orientation générale*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 1996b. *Document d'orientation sur l'établissement d'objectifs particuliers à un terrain en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada*, Programme national d'assainissement des lieux contaminés, mars 1996.
- CCME. 1997a. *Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique : annexes techniques*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 1997b. *Document d'orientation sur la gestion des lieux contaminés au Canada*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 1999a. *Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique*, CCME, Winnipeg (Manitoba).

- CCME. 1999b. *Protocole d'élaboration de recommandations pour les résidus dans les tissus en vue de protéger les espèces fauniques consommant le biote aquatique au Canada*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2001. *Recommandations canadiennes pour les résidus dans les tissus : protection des espèces fauniques consommant le biote aquatique : biphényles polychlorés (BPC)*, mis à jour dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : environnement et santé humaine : dioxines et furannes*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2006. *Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2007. *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique 2007* dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2008a. *Système national de classification des lieux contaminés : document d'orientation*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2008b. *Standard pancanadien relatif aux hydrocarbures pétroliers (HCP) dans le sol : supplément technique*, CCME, Winnipeg (Manitoba).
- CCME. 2012 (en préparation). Guidance Manual for Contaminated Site Characterization in Support of Environmental and Human Health Risk Assessment. Volume 1 Guidance Manual, Volume 2 Checklists, Volume 3 Suggested Operating Procedures. CCME, Winnipeg.
- CEAEQ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec). 1998. *Procédure d'Évaluation du Risque Écotoxicologique pour la Réhabilitation des Terrains Contaminés*. Ministère de l'Environnement et de la Faune, gouvernement du Québec, 139 p.
- Chapman, P.M., A. Fairbrother et D. Brown. 1998. A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 17(1):99–108.
- Chapman, P.M., B.G. McDonald et G.S. Lawrence. 2002. Weight-of-evidence issues and frameworks for sediment quality (and other) assessments. *Human Ecol. Risk Assess* 8:1489–1515.
- Checkai, R.T., M.S. Johnson et M.S. Hawkins. Selection of Assessment and Measurement Endpoints for Ecological Risk Assessment. Février 2002.

- U.S. Army Environmental Center, Aberdeen Proving Ground, Maryland. SFIM-AEC-ER-TR-2002018.
- Clifford, M., et J.C. McGeer. 2010. Development of a biotic ligand model to predict the acute toxicity of cadmium to Daphnia pulex. *Aquatic Toxicology* 98:1-7.
- Colombie-Britannique. Ministry of Environment 1997. Checklist for the Tier-1 Ecological Risk Assessment of Contaminated Sites in British Columbia. Préparé pour le British Columbia Ministry of Environment, Victoria. Institute of Environmental Toxicology and Chemistry, Western Washington University, Bellingham, WA; Ecological Planning & Toxicology Inc., Corvalis, OR; EVS Environment Consultants, North Vancouver, B.C. 31 mars 1997.
- Cormier, S.M. et G.W. Suter II. A Framework for Fully Integrating Environmental Assessment. 2008. *Environmental Management* 42:543–556.
- Cowan, C.E., D. Mackay, T.C.J. Feijtel, D. Van de Meent, A. Di Guardo, J. Davies et N. Mackay. 1995. The multi-media fate model: a vital tool for predicting the fate of chemicals. SETAC Press, Pensacola (Floride).
- Cullen , A.C. et H.C. Frey. 1999. Probabilistic Techniques in Exposure Assessment: A Handbook for Dealing with Variability and Uncertainty in Models and Inputs. Plenum Press, New York.
- De Schamphelaere, K. A. C., S. Loft et C. R. Janssen. 2005. Bioavailability models for predicting acute and chronic toxicity of zinc to algae, daphnids, and fish in natural surface waters. *Environ Toxicol Chem* 24:1190–1197.
- Di Toro, D., H.E. Allen, H.L. Bergman, J.S. Meyer, P.R. Paquin et R.C. Santore. 2001. Biotic ligand model of acute toxicity of metals. 1. Technical basis. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:2383-2396.
- Di Toro, D. M. et J. A. McGrath, 2000b. Technical basis for narcotic chemicals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon criteria. II. Mixtures and sediments. *Environ. Tox. Chem.* 19:1971-1982.
- Di Toro, D. M., J. A. McGrath et D. J. Hansen, 2000a. Technical basis for narcotic chemicals and Polycyclic Aromatic Hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environ. Tox. Chem.* 19:1951-1970.
- Efron, B. et B. Gong. 1983. A leisurely look at the bootstrap, the jackknife and cross-validation. *Amer. Stat.* 37: 36-48.
- Environment Canada. 2010. Guidance Document on Federal Interim Groundwater Quality Guidelines for Federal Contaminated Sites. Ébauche, mai 2010.
- Environnement Canada. 2011. *Guide technique pour l'Étude de suivi des effets sur l'environnement (ESEE) par les mines de métaux (2011)*, Bureau national des ESEE, Ottawa (Ontario).

- Environnement Canada et ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2007. *Cadre décisionnel pour Canada-Ontario concernant l'évaluation des sédiments contaminés des Grands Lacs*, ISBN 978-0-662-09472-2.
- Escher, B. I. et J. L. M. Hermens, 2002. Modes of action in ecotoxicology: their role in body burdens, species sensitivity, QSARs, and mixture effects. *Environ. Sci. Technol.* 36:4201-4217.
- Escher, B.I., R. Ashauer, S. Dyer, J.L.M. Hermens, J.-H. Lee, H.A. Leslie, P. Mayer, J.P. Meador et M.S.J. Warne. 2011. Crucial role of mechanisms and modes of toxic action for understanding tissue residue toxicity and internal effect concentrations of organic chemicals. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:28-49
- Exponent Inc. 2010. Weight of evidence approach. Draft appendix for addition to British Columbia technical guidance for Detailed Ecological Risk Assessment (DERA) guidance. Mars 2010.
- Fairbrother, A. et R.S. Bennett. 2000. Multivariate statistical applications for addressing multiple stresses in ecological risk assessments. Pages 69-115. In : Ferenc, S.A. et J.A. Foran (éd.). *Multiple Stressors in Ecological Risk and Impact Assessment: Approaches in Risk Estimation*. SETAC Press, Pensacola (Floride).
- Finkel, A.M. 1990. Confronting uncertainty in risk management: a guide for decision makers. Center for Risk Management, Resources for the Future, Washington, D.C.
- Forbes, V.E. et P. Calow. 2002. Extrapolation in ecological risk assessment: balancing pragmatism and precaution in chemical controls legislation. *BioScience* 52(3): 249-257.
- Freshman, J.S. et C.A. Menzie. 1996. Two wildlife exposure models to assess impacts at the individual and population levels and the efficacy of remedial actions. *Human and Ecological Risk Assessment* 2(3):481-498.
- Gallegos, P., J. Lutz, J. Markwiese, R. Ryti et R. Mirenda. 2007. Wildlife ecological screening levels for inhalation of volatile organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 26(6): 1299-1303.
- Gilbert, R.O. 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. Van Norstrand Reinhold, New York (New York).
- GTGLC (Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés). 1999. *Approche fédérale en matière de lieux contaminés*, Gouvernement du Canada. <http://dsp-psd.pwgsc.gc.ca/Collection/EN40-611-2000F.pdf>
- Haas, C.N. 1999. On modeling correlated random variables in risk assessment. *Risk Anal.* 19:1205-1214.

- Hardin, J.W. et J.M. Hilbe. 2007. Generalized Linear Models and Extensions, 2^e edition. Strata Press. Janvier 2007.
- Harrison, R M. 2001. Pollution: causes, effects and control. Cambridge, Royal Society of Chemistry.
- Hill, R.A., P.M. Chapman, G.S. Mann et G.S. Lawrence. 2000. Level of detail in ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 40(6): 471-477.
- Hoffman, F.O. et J.S. Hammonds. 1994. Propagation of uncertainty in risk assessments: The need to distinguish between uncertainty due to lack of knowledge and uncertainty due to variability. *Risk Anal.* 14:707-712.
- Hope, B.K., W.T. Wickwire et M.S. Johnson. 2011. The need for increased acceptance and use of spatially explicit wildlife exposure models. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7(2):156-157.
- Hull, R.N. et S. Swanson. 2006. Sequential analysis of lines of evidence – an advanced weight of evidence approach for ecological risk assessment. *Int. Environ. Assess.* 2(4): 302-311.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2): 187-211.
- Kamo, M., et T. Nagai. 2008. An application of the biotic ligand model to predict the toxic effects of metal mixtures. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:1479-1487.
- Kooijman, S.A.L.M. 1987. A safety factor for LC₅₀ values allowing for differences in sensitivity among species. *Water Res.* 21:269–276.
- Krebs, C.J. 1989. Ecological Methodology. Harper-Collins, New York.
- Landis, W.G. et P.M. Chapman. 2011. Well Past Time to Stop Using NOELs and LOELs. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7(4):vi–viii.
- Landis, W.G., R.M. Sofield et M. Yu. 2011. Introduction to Environmental Toxicology: Molecular Substructures to Ecological Landscapes. Fourth Edition, CRC Press.
- Lee, G. F. et A. Jones-Lee. 2002. *Appropriate Use of Chemical Information in a Best Professional Judgment Triad Weight of Evidence Evaluation of Sediment Quality*. Report of G. Fred Lee & Associates, El Macero, CA. Published in part in the Proceedings of Sediment Quality Assessment (SQA5), Aquatic Ecosystem Health and Management Society, Chicago (Illinois).
- Linkov, I., D. Loney, S. Cormier, F.K. Satterstrom et T. Bridges. 2009. Weight-of-evidence evaluation in environmental assessment: Review of qualitative and quantitative approaches. *Sci. Tot. Environ.* 407(19):5199-5205.

- Lock, K., K.A.C. De Schampelaere, S. Becaus, P. Criel, H. Van Eeckhout et C.R. Janssen. 2006. Development and validation of an acute biotic ligand model (BLM) predicting cobalt toxicity in soil to the potworm Enchytraeus albidus. *Soil Biology & Biochemistry* 38:1924-1932.
- Lock, K., K.A.C. De Schampelaere, S. Becaus, P. Criel, H. Van Eeckhout et C.R. Janssen. 2007. Development and validation of a terrestrial biotic ligand model predicting the effect of cobalt on root growth of barley (*Hordeum vulgare*). *Environmental Pollution* 147:626-633.
- Loos, M., A.M. Schipper, U. Schlink, K. Strelbel et A.M.J. Ragas. 2010. Receptor-oriented approaches in wildlife and human exposure modeling: a comparative study. *Environmental Modelling and Software* 25: 369-382.
- MacDonald, D.D., T. Berger, K. Wood, J. Brown, T. Johnsen, M.L. Haines, K. Brydges, M.J. MacDonald, S.L. Smith et D.P. Shaw. 1999. A compendium of environmental quality benchmarks. Rapport préparé pour Environnement Canada.
- McCarty, L.S., P.F. Landrum, S.N. Luoma, J.P. Meador, A.A. Merten, B.K. Shephard et A.P. van Wezel. 2011. Advancing environmental toxicology through chemical dosimetry: External exposures versus tissue residues. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:7-27.
- McElroy, A.E., M.G. Barron, N. Beckvar, S.B.K. Driscoll, J.P. Meador, T.F. Parkerton, T.G. Preuss et J.A. Steevens. 2011. A review of the tissue residue approach for organic and organometallic compounds in aquatic organisms. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:50-74.
- Meador, J.P., W.J. Adams, B.I. Escher, L.S. McCarty, A.E. McElroy et K.G. Sappington. 2011. The tissue residue approach for toxicity assessment: Findings and critical reviews from a Society of Environmental Toxicology and Chemistry Pellston Workshop. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:2-6.
- Markwiese, J.T., B. Tiller, R.T. Ryti et R. Bauer. 2008. Using artificial burrows to evaluate inhalation risks to burrowing mammals. *IEAM* 4(4): 425-430.
- Menzie, C.A., M.H. Henning, J. Cura, K. Finkelstein, J. Gentile, J. Maughan, D. Mitchell, S. Petron, B. Potocki, S. Svirsky et P. Tyler. 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.
- Menzie, C., N. Bettinger, A. Fritz, L. Kapustka, H. Regan, V. Møller et H. Noel. 2008. Population Protection Goals. In : L.W. Barnthouse, W.R. Munns, Jr. et M.T. Sorensen (éd.) Population-level Ecological Risk Assessment. SETAC Press, Boca Raton, É.-U.
- Menzie, CA., L.M. Ziccardi, Y.W. Lowney, A. Fairbrother, S.S. Shock, J.S. Tsuji, D. Hamai, D. Proctor, E. Henry, S.H. Su, M.W. Kierski, M.E. McArdle et L.J. Yost.

2009. Importance of Considering the Framework Principles in Risk Assessment for Metals. *Environ. Sci. Technol.* 43:8478-8482.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 2011. *Rationale for the Development and Application of Soil and Groundwater Standards for use at Contaminated Sites in Ontario*. Standards Development Branch, Ontario Ministry of Environment.
(http://www.ene.gov.on.ca/stdprodconsume/groups/lr/@ene/@resources/documents/resource/stdprod_086518.pdf).
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario). 2005. Procedures for the Use of Risk Assessment under Part XV.1 of the Environmental Protection Act. Direction de l'élaboration des normes, ministère de l'Environnement de l'Ontario.
- Meyer, J. 1999. A mechanistic explanation for the ln(LC50) vs. ln(hardness) adjustment equation for metals. *Environ. Sci. Technol.* 33:908-912.
- Miller, R.W., et D.T. Gardiner. 2003. *Soils in Our Environment*. 10th Edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs.
- Mirsal, I. 2009. *Soil Pollution: Origin, Monitoring and Remediation*. Springer-Verlag New York.
- Morgan, M.G., et M. Henrion. 1990. *Uncertainty – A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. Cambridge University Press, New York.
- Morgan, M.M. et M. Henrion. 1990. Uncertainty – A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis. Cambridge University Press, New York.
- Mudroch, A. et S.D. MacKnight [éd.]. 2000. *Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling*, 2^e édition. Lewis Publishers – CRC Press, Boca Raton (Floride).
- Nagy, K. A. 1987. Field metabolic rate and food requirement scaling in mammals and birds. *Ecological Monographs* 57(2): 111-128.
- Newman, M.C. 2008. “What exactly are you inferring?” – A closer look at hypothesis testing. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(5): 1013-1019.
- Newman, M.C., D.R. Ownby, L.C.A. Mezin, D.C. Powell, T.R.L. Christensen, S.B. Lerberg et B.-A. Anderson. 2000. Applying species sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 508-515.
- NRC (National Research Council). 2009. *Science and Decisions: Advancing Risk Assessment*. National Academies Press, Washington, D.C.
- Ozretich, R.J., S.P. Ferraro, J.O. Lamberson et F.A. Cole. 2000. Test of Σ PAH model at a creosote-contaminated site, Elliot Bay, Washington, USA. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:2378-2389.

- Pagenkopf, G. 1983. Gill surface interaction model for trace-metal toxicity to fishes: Role of complexation, pH, and water hardness. *Environ. Sci. Technol.* 17:342-347.
- Paquin, P.R., K. Farley, R.C. Santore, C.D. Kavvadas, K.G. Mooney, R.P. Windfield, K.B. Wu et D.M. Di Toro. 2003. Metals in aquatic systems: a review of exposure, bioaccumulation, and toxicity models. Metals in the Environment Series. SETAC Publication.
- Pearsons, T. N. et C. W. Hopley. 1999. A practical approach for assessing ecological risks associated with fish stocking programs. *Fisheries* 24(9):16-23.
- Peters, A., S. Loftis, G. Merrington, B. Brown, W. Stubblefield et K. Harlow. 2011. Development of biotic ligand models for chronic manganese toxicity to fish, invertebrates, and algae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30:2407-2415.
- Pierzynski, G.M., J.T. Sims et G.F. Vance. 2005. *Soils and Environmental Quality*, 3rd Edition. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Pinheiro, J.C. et D.M. Bates. 2000. Mixed-Effects Models in S and S-Plus. Springer, New York.
- Posthuma, L, G.W. Suter et T.P. Traas (dir.). 2002. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Boca Raton: Lewis Publishers.
- PSAMP (Puget Sound Assessment and Monitoring Program). 1996. Puget Sound Protocols and Guidelines –
http://www.psparchives.com/our_work/science/protocols.htm
- Québec (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2000. *Valeurs de référence intérimaires pour les récepteurs terrestres*. Centre d'expertise en analyse environnementale. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 129 p.
- Reynoldson, T.B., C. Logan, T. Pascoe et S.P. Thompson. 2006. Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA). Invertebrate Biomonitoring Field and Laboratory Manual. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada.
- Reynoldson, T.B., Rosenberg, D.R , Day, K.E., Norris, R.H., Resh, V.H. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benth. Soc.* 16:833-852.
- Ritter, L., K. Solomon, P. Sibley, K. Hall, P. Keen, G. Mattu et B. Linton. 2002. Sources, pathways and relative risks of contaminants in surface water and groundwater: a perspective prepared for the Walkerton inquiry. *J. Toxicol. Environ. Health A.* 65:1142.

- Ruby, M.V., A. Davis, R. Schoof, S. Eberle et C.M. Sellstone. 1996. Estimation of Lead and Arsenic Bioavailability Using a Physiologically Based Extraction Test. *Environmental Science & Technology* 30:422-430.
- Sample, B.E., J.J. Beauchamp, R.A. Efroymson et G.W. Suter II. 1998. Development and validation of bioaccumulation models for small mammals. Rapport préparé pour le Department of Energy, Office of Environmental Management des États-Unis.
- Santore, R., D. Di Toro, P.R. Paquin, H.E. Allen et J.S. Meyer. 2001. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 2. Application to acute copper toxicity in freshwater fish and *Daphnia*. *Environ. Toxicol. Chem.* 20: 2397-2402.
- Santore, R.C., R. Mathew, P. Paquin et D. Di Toro. 2002. Application of the biotic ligand model to predicting zinc toxicity to rainbow trout, fathead minnow, and *Daphnia magna*. *Comp. Biochem. Physiol. Part C* 133:271-285.
- Sappington, K.G., T.S. Bridges, S.P. Bradbury, R.J. Erickson, A.J. Hendriks, R.P. Lanno, J.P. Meador, D.R. Mount, M.H. Salazar et D.J. Spry. 2011. Application of the tissue residue approach in ecological risk assessment. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7:116-140.
- SAB-CS. (Science Advisory Board for Contaminated Sites in British Columbia). 2008. *Guidance for Detailed Ecological Risk Assessments (DERA) in British Columbia*. Colombie-Britannique, Canada.
- Schwartz, M.L., et B. Vigneault. 2007. Development and validation of a chronic copper biotic ligand model for Ceriodaphnia dubia. *Aquatic Toxicology* 84:247-254
- Sparks, T.H., W.A. Scott et R.T. Clarke, R.T. 1999. Traditional multivariate techniques: potential for use in ecotoxicology. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18: 128-137.
- Stoddard, J.L., D.P. Larsen, C.P. Hawkins, R.K. Johnson et R.H. Norris. 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications* 16(4): 1267-1276.
- Surface Water Ambient Monitoring Program (SWAMP). 2009. Final Technical Report – Recommendations for the Development and Maintenance of a Reference Condition Management Program (RCMP) to Support Biological Assessment of California's Wadeable Streams. Mars 2009.
- Suter, G.W. II. 1996. *Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessments*. ES/ER/TM-186. Office of Environmental Management, US Department of Energy, Oak Ridge (Tennessee), É.-U.
- Suter, G.W. 2007. *Ecological Risk Assessment*. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton (Floride).

- Suter, G.W., R.A. Efroymson, B.E. Sample et D.S. Jones. 2000. *Ecological risk assessment for contaminated sites*. Lewis Publishers.
- Suter, G.W., S.B. Norton et A. Fairbrother. 2005. Individuals versus organisms versus populations in the definition of ecological assessment endpoints. *Int. Environ. Assess. and Manage.* 1(4): 397-400.
- Suter, G.W. II, S.B. Norton et S.M. Cormier. 2010. The science and philosophy of a method for assessing environmental causes. *Human and Ecological Risk Assessment* 16:19-34.
- Suter, GW II et S.M. Cormier. 2011. Why and how to combine evidence in environmental assessments: Weighing evidence and building cases. *Science of the Total Environment* 409: 1406-1417.
- Swartz, R.C., D.W. Schults, R.J. Ozretich, J.O. Lamberson, F.A. Cole, T.H. De Witt, M.S. Redmond et S.P. Ferraro. 1995. Σ PAH: A model to predict the toxicity of polynuclear aromatic hydrocarbon mixtures in field-collected sediments, *Environ. Toxicol. Chem.* 14, 1977-1987.
- Tessier A, P.G.C Campbell et M. Bisson. 1979 Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 51 (7): 845-851.
- Thakali, S., H.E. Allen, D.M. Di Toro, A.A. Ponizovsky, C.P. Rooney, F.-J. Zhao et S.P. McGrath. 2006a. A Terrestrial Biotic Ligand Model. 1. Development and Application to Cu and Ni Toxicities to Barley Root Elongation in Soils. *Environmental Science & Technology* 40:7085-7093.
- Thakali, S., H.E. Allen, D.M. Di Toro, A.A. Ponizovsky, C.P. Rooney, F.-J. Zhao, S.P. McGrath, P. Criel, H. Van Eeckhout, C.R. Janssen, K. Oorts et E. Smolders. 2006b. Terrestrial Biotic Ligand Model. 2. Application to Ni and Cu Toxicities to Plants, Invertebrates, and Microbes in Soil. *Environmental Science & Technology* 40:7094-7100.
- United States Department of Energy. 1998. *Risk-Based Corrective Action Guide*. U.S. Department of Energy, Office of Environmental Policy & Assistance, RCRA/CERCLA Division, Washington, D.C. Novembre 1998.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency). 1992. *Framework for Ecological Risk Assessment*. Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA/630/R92/001.
- USEPA. 1993. *Wildlife Exposure Factors Handbook*. Vol.1. EPA/600/R-93/187a. Office of Research and Development, Washington, D.C.
- USEPA. 1997a. *Policy for Use of Probabilistic Analysis in Risk Assessment*. 5 mai 1997. Disponible en ligne à l'adresse :
<http://www.epa.gov/osa/spc/pdfs/probpol.pdf>.

- USEPA. 1997b. *Guiding principles for Monte Carlo Analysis*. Risk Assessment Forum, Washington, D.C. EPA/630/R-97/001.
- USEPA. 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment*. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC. EPA/630/R-95/002F.
- USEPA. 1999. *Integrated Approach to Assessing the Bioavailability and Toxicity of Metals in Surface Waters and Sediments*. Présenté à l'EPA Science Advisory Board. Avril 1999. USEPA Office of Water, Washington, DC.
- USEPA. 2000. *Risk characterization handbook*. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science Policy, Washington, DC. 60 p. EPA 100-B-00-002.
- USEPA. 2001. *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS), Volume III - Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment*. Office of Emergency and Remedial Response, U.S. EPA, Washington, D.C. EPA 540-R-02-002. Accessible à l'adresse <http://www.epa.gov/oswer/riskassessment/rags3adt/index.htm>.
- USEPA. 2003. Evaluation of Dermal Contact and Inhalation Exposure Pathways for the Purpose of Setting Eco-SSLs. Attachment 1-3 of the Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. Préparé en novembre 2003.
- USEPA. 2006. Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process. Washington, DC. EPA/240/B-06/001.
- USEPA. 2007a. *Aquatic Life Ambient Freshwater Quality Criteria – Copper*. Office of Water, Washington, DC. EPA-822-R-07-001.
- USEPA. 2007b. *Framework for Metals Risk Assessment*. Office of the Science Advisor. Risk Assessment Forum. March 2007. EPA 120/R-07/001.
- USEPA. 2007c. *Statistical Primer: Multivariate Methods*. Last updated on December 20th, 2007. Available at:
<http://www.epa.gov/bioindicators/statprimer/index.html>
- USEPA. 2007d. *Operating Procedure for Porewater Sampling*. Region 4, Science and Ecosystem Support Division, Athens, Georgia. SOP # SESDPROC-513-R0
- USEPA. 2011. *Integrating Ecological Assessment and Decision-Making at EPA: A Path Forward*. EPA/100/R-10/004. Risk Assessment Forum, Washington, DC.
- Wandall, B. 2004. Values in science and risk assessment. *Toxicol. Lett.* 152:265-272.
- WDNR (Wisconsin Department of Natural Resources). 2009. *Guidance for Evaluating Intake Structures Using Best Professional Judgment (BPJ)*. Bureau of Watershed Management Program Guidance, Wastewater Policy Management Team. Developed under Section 316(b) of the *Clean Water Act* and Section 283.31(6) of Wisconsin Statutes. 2 février 2009.

Wheeler, M.W. et A.J. Bailer. 2009. Benchmark dose estimation incorporating multiple data sources. *Risk Analysis* 29(2): 249-256.

Wickwire, T., M.S. Johnson, B.K. Hope et M.S. Greenberg. 2011. Spatially explicit ecological exposure models: a rationale for and path toward their increased acceptance and use. *Int. Environ. Assess. Manage.* 7(2):158-168.

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