

CCME

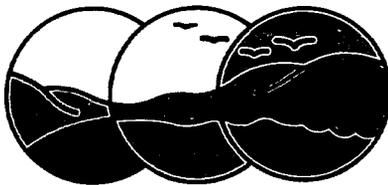
Le Conseil canadien
des ministres
de l'environnement

Canadian Council
of Ministers
of the Environment

Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique: Orientation générale

Mars 1996

Le Programme national
d'assainissement des
lieux contaminés



Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale

Sous-comité du CCME sur les critères
de qualité environnementale pour les lieux contaminés

Le Programme national
d'assainissement
des lieux contaminés

Winnipeg (Manitoba)

Mars 1996

Avis aux lecteurs

Le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) est, au Canada, la principale tribune intergouvernementale qui fait des études et entreprend des mesures conjointe sur tout sujet d'intérêt environnemental d'ordre national, international ou mondial. Les représentants des 13 gouvernements travaillent dans un partenariat voué à l'élaboration nationale de normes, de méthodes et de lois sur l'environnement compatibles partout au pays.

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce rapport, il faut contacter

CCME Documents
c/o Manitoba Statutory Publications
200 Vaughn Street
Winnipeg (Manitoba)
R3C 1T5
Tél (204) 945-4664
Télécopieur (204) 945-7172

Tout commentaire sur ce document doit être adressé à la

Section des sols et des sédiments
Division des recommandations
Direction de l'évaluation et de l'interprétation
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

En 108-4/10-1996F
ISBN 0-662-81017-1



Imprimé sur du papier contenant des rebuts récupérés

Table des matières

RÉSUMÉ	vi
ABSTRACT	vi
PRÉFACE	vii
REMERCIEMENTS	viii
1 0 INTRODUCTION	1
1 1 Contexte	1
1 2 Objectif	1
1 3 Définition de l'évaluation du risque écotoxicologique	1
1 4 Déclencheurs de l'ERE	3
1 5 Introduction au cadre	4
1 6 Niveaux du cadre	6
2 0 PLANIFICATION D'UNE ERE	6
2 1 Personnel chargé de l'ERE	6
2 2 Interaction entre l'évaluateur et le gestionnaire du risque	8
2 3 Caractérisation du lieu	8
2 4 Identification du problème	9
2 5 Identification des composantes valorisées de l'écosystème	9
2 6 Élaboration des objectifs de l'ERE	9
2 7 Élaboration d'un modèle conceptuel	9
2 8 Sélection des paramètres d'évaluation	10
2 9 Sélection des paramètres de mesure	11
2 10 Établissement du niveau d'effort	13
2 11 Sélection des lieux témoins	14
2 12 Produits finals de la planification de l'ERE	15
3 0 ÉVALUATION DE DÉPISTAGE	15
3 1 Introduction	15
3 2 Éléments de l'évaluation de dépistage	16
3 2 1 Caractérisation des récepteurs	16
3 2 2 Évaluation de l'exposition	16
3 2 3 Évaluation du danger	16
3 2 4 Caractérisation du risque	16
3 2 5 Résultats	18
3 2 6 Prochaine étape	19
4 0 ERE QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE	19
4 1 Introduction	19
4 2 Éléments d'une ERE quantitative préliminaire	20
4 2 1 Caractérisation des récepteurs	20
4 2 2 Évaluation de l'exposition	23
4 2 3 Évaluation du danger	23
4 2 4 Caractérisation du risque	24

4 2 5	Résultats	25
4 2 6	Prochaine étape	25
5 0	ERE QUANTITATIVE DÉTAILLÉE	26
5 1	Introduction	26
5 2	Éléments d'une ERE quantitative détaillée	27
5 2 1	Caractérisation des récepteurs	27
5 2 2	Évaluation de l'exposition	27
5 2 3	Évaluation du danger	27
5 2 4	Caractérisation du risque	28
5 2 5	Résultats	30
5 2 6	Besoins en matière de recherche et de développement	30
6 0	RAPPORT SUR L'ERE	30
	RÉFÉRENCES	33
	GLOSSAIRE	35

Tableaux

1	Définitions de l'ERE	2
2	Exemples de transposition d'un problème observé sur le site en paramètres de mesure	11
3	Critères pour la sélection de bons paramètres d'évaluation et de mesure	13
4	Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une évaluation de dépistage	17
5	Points de décision pour la tenue d'une ERE quantitative préliminaire	20
6	Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une ERE quantitative préliminaire	21
7	Points de décision pour la tenue d'une ERE quantitative détaillée	26
8	Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une ERE quantitative détaillée	29

Figures

Figure 1	Structure d'une ERE à trois niveaux	5
Figure 2	Relation entre les éléments de l'ERE	5
Figure 3	Caractéristiques de chaque niveau de l'ERE	7
Figure 4	Structure conceptuelle de l'approche hiérarchique à l'ERE	7
Figure 5	Modèle conceptuel des divers modes d'exposition d'un renard dans un champ pétrolier	10

Résumé

L'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) peut être utilisée pour établir des critères de qualité environnementale ou pour servir de cadre de travail à la prise de décisions relatives à l'application de mesures d'assainissement. Afin de promouvoir la cohérence dans la tenue de l'ERE, un cadre de travail a été mis au point et est recommandé. Ce cadre comprend trois niveaux, soit une évaluation de dépistage, une ERE quantitative préliminaire et une ERE quantitative détaillée. Chaque niveau comprend les mêmes étapes : caractérisation des récepteurs, évaluation de l'exposition, évaluation du danger et caractérisation des risques. Le passage d'un niveau à l'autre est fondé sur le degré d'incertitude associé à l'estimation des risques faite à la dernière étape de chaque niveau. Une planification approfondie est requise avant d'entreprendre une ERE et une présentation détaillée de l'information est essentielle tout au long du processus.

Abstract

Ecological risk assessment (ERA) can be used to derive environmental quality criteria or to serve as the basis for making remediation decisions. In order to encourage consistency in approaching ERA, a framework has been developed and is recommended. The framework consists of three tiers, Screening Assessment, Preliminary Quantitative ERA, and Detailed Quantitative ERA. Each tier is comprised of the same components: receptor characterization, exposure assessment, hazard assessment, and risk characterization. Progression through the tiers is motivated by the level of uncertainty associated with the estimate of risk determined at the completion of each tier. Extensive planning is required before initiating an ERA and detailed reporting is essential throughout the ERA process.

Préface

En réponse à la préoccupation croissante du public quant aux effets possibles des lieux contaminés sur l'environnement et sur la santé des humains, le Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) a mis sur pied en 1989 un programme de cinq ans intitulé le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC) en vue de l'évaluation et de la décontamination des lieux contaminés au Canada. Pour favoriser l'uniformité dans l'évaluation des lieux en vertu du Programme, un cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique a été développé.

Ce document d'orientation générale constitue un guide pour l'évaluation du risque écotoxicologique. Il n'établit et ne modifie aucun droit ni obligation légale. Il ne contient aucune norme exécutoire et n'interdit nullement le recours à d'autres mesures que celles qui sont proposées. En outre, il n'apporte aucune solution finale aux problèmes qui sont abordés. Dans chaque cas, les décisions seront prises en fonction de la législation et de la réglementation existantes, sur la base de faits spécifiques lorsque des règlements sont promulgués ou que des permis sont émis.

Remerciements

Les membres du Sous-comité du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés tiennent à exprimer leur gratitude à Deborah Milne (consultante en environnement) qui a préparé le rapport final, et à EVS Consultants, qui a rédigé les versions précédentes.

Les membres du Sous-comité tiennent également à exprimer leur gratitude aux membres du groupe de travail du CCME sur l'évaluation du risque écotoxicologique qui ont fourni leur expertise et développé ce rapport. Les membres de ce groupe de travail sont Ted Nason (président, Alberta Environmental Protection), Gordon Dinwoodie (Alberta Environmental Protection), Mike Macfarlane (British Columbia Ministry of Environment), Marius Marsh (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario) et Louis Martel (Ministère de l'Environnement du Québec).

Ce rapport est basé sur des discussions, des informations et des conseils fournis par les membres du Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés, soit Connie Gaudet (Environnement Canada), Ted Nason (président actuel, Alberta Environmental Protection), Michel Beaulieu (Ministère de l'Environnement du Québec), Glyn Fox (British Columbia Ministry of the Environment), Renée Gauthier (Ministère de l'Environnement du Québec), Simone Godin (Ministère de l'Environnement du Nouveau-Brunswick), Lee Hofmann (ancien président, Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario) et Marius Marsh (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario).

Cadre pour l'évaluation du risque écotoxicologique : Orientation générale

1 0 INTRODUCTION

1 1 Contexte

Le Programme national d'assainissement des lieux contaminés (PNALC) vise à offrir une approche coordonnée et cohérente à l'échelle nationale en matière d'identification, d'évaluation et d'assainissement des lieux contaminés au Canada qui ont ou risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement. Dans le cadre de ce programme, on a établi une série de critères nationaux provisoires de qualité environnementale pour les lieux contaminés de manière à garantir la cohérence de l'évaluation et de l'assainissement des lieux contaminés (CCME, 1992). Lors d'un atelier tenu en novembre 1990, auquel ont participé plusieurs parties intéressées, il fut convenu que ces critères étaient conformes aux exigences immédiates du PNALC. Il fut également reconnu que pour remplir le mandat du PNALC de promouvoir la cohérence dans l'évaluation et l'assainissement des lieux contaminés au Canada, il était nécessaire d'adopter une orientation nationale en matière d'application de ces critères en procédant lieu par lieu (c-à-d. en établissant des objectifs d'assainissement spécifiques du lieu). Deux approches complémentaires mais distinctes servent de base à l'élaboration d'objectifs d'assainissement spécifiques du lieu.

- *approche basée sur les critères* qui tient compte de considérations spécifiques du lieu comme la concentration de fond des contaminants, les capacités technologiques, les contraintes économiques et des négociations spécifiques du lieu ou de la situation en vue de l'élaboration d'objectifs
- *approche basée sur les risques* qui s'appuie sur une évaluation détaillée du danger et du potentiel d'exposition dans un lieu donné. L'évaluation du risque est un outil important pour fixer des objectifs d'assainissement dans les cas déterminés par l'organisme responsable où, par exemple, il n'existe pas de critères nationaux pour un contaminant, le nettoyage jusqu'à un niveau basé sur des critères n'est pas possible en fonction de l'utilisation prévue du terrain, des objectifs basés sur des critères ne semblent pas appropriés compte tenu des conditions

d'exposition spécifiques du lieu, des récepteurs préoccupants importants ou sensibles ont été identifiés, il existe d'importantes préoccupations du public

L'approche du PNALC est décrite dans un document du CCME (1996a) qui examine l'évaluation du risque écotoxicologique (ERE) dans le cadre d'autres activités d'évaluation des lieux contaminés. Le présent guide préconise une approche basée sur les risques et décrit un cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique.

1.2 Objectif

L'objectif de ce document est de fournir une orientation générale pour une ERE. Les objectifs spécifiques sont les suivants

- fournir un sommaire succinct et convivial des éléments essentiels du cadre d'ERE,
- décrire les différents éléments du cadre, y compris les critères requis pour sélectionner les outils d'évaluation pour chaque élément

Les autres ressources et méthodes susceptibles d'être utilisées dans le cadre d'une ERE sont présentées dans les annexes techniques du document (CCME, 1996b). Quelques démonstrations du cadre de travail ainsi que du processus d'ERE sont présentées dans un autre document du CCME (1996c).

1.3 Définition de l'évaluation du risque écotoxicologique

Divers chercheurs et autorités compétentes ont défini différemment l'évaluation du risque écotoxicologique. Le tableau 1 présente quelques-unes de ces définitions.

Bien qu'aucune définition de l'ERE ne fait consensus, Pastorok et Sampson (1990) ont trouvé des points communs dans toutes les définitions existantes

- prévision de la probabilité d'effets néfastes,
- concept des relations entre l'exposition et la réponse

Tableau 1 Définitions de l'ERE

Définition	Référence
Processus consistant à attribuer des ordres de grandeur et des probabilités à des effets néfastes résultant d'activités humaines (ou de catastrophes naturelles)	Barnthouse et Suter 1986
Série explicite de méthodes scientifiques pour estimer les probabilités et les ordres de grandeur des effets indésirables sur les plantes, les animaux et les écosystèmes résultant d'événements qui se sont produits dans l'environnement notamment le rejet de polluants, une modification physique de l'environnement et des désastres naturels	Fava et coll , 1987
Sous-catégorie d'une évaluation d'impact écologique qui <ul style="list-style-type: none"> • prévoit la probabilité que des effets néfastes se produisent dans un écosystème ou dans une partie ou une autre d'un écosystème à la suite d'une perturbation, • décrit l'ampleur de l'impact de la perturbation 	Norton et coll , 1988
Processus par lequel on évalue la probabilité que des effets écologiques néfastes se produisent à la suite d'une exposition à un ou plusieurs agents stressants Cette définition tient compte du fait qu'il n'y a pas de risque à moins <ul style="list-style-type: none"> • que l'agent stressant ait la capacité inhérente de causer des effets néfastes et • qu'il soit présent ou en contact avec un élément écologique suffisamment longtemps et à une intensité suffisante pour produire le ou les effets néfastes identifiés L'ERE peut porter sur un ou plusieurs agents stressants et sur un ou plusieurs éléments écologiques	U S EPA, 1992

Divers termes et définitions ont été utilisés pour décrire l'ERE et ses composantes. Les termes utilisés dans le présent document seront définis la première fois qu'ils seront employés, ces définitions concorderont généralement avec celles de la U S EPA (Norton et coll , 1988). Un glossaire a été inclus à la fin du document.

Depuis toujours, les effets néfastes potentiels sont évalués uniquement d'après leur impact (test de toxicité). On procède alors généralement à des tests de toxicité aigue, auxquels on applique des facteurs de sécurité ou facteurs d'application afin d'estimer les concentrations de substances chimiques sécuritaires d'un point de vue chronique (Parkhurst et coll , 1990). On assume que les facteurs de sécurité protègent adéquatement les écosystèmes. L'évaluation environnementale consistant à n'utiliser que des données de toxicité ne prend pas en compte la probabilité d'exposition.

L'une des premières procédures d'ERE a été mise au point par Barnthouse et Suter (1986) vers le milieu des années 1980 pour l'Office of Research and Development de la U S EPA. D'après Parkhurst et coll (1990), il est devenu nécessaire d'effectuer des évaluations du risque à mesure que l'on s'est rendu compte que les évaluations du danger étaient généralement associées à des degrés élevés d'incertitude concernant l'étendue, l'ampleur et la probabilité des effets. Le risque est, quant à lui, fonction du danger et de l'exposition des récepteurs.

Les **récepteurs** sont les éléments de l'environnement susceptibles de subir des effets néfastes, il peut s'agir d'individus, de populations, de communautés ou d'écosystèmes.

L'exposition est la présence simultanée d'un agent stressant et d'un **récepteur** écologique (p ex , individu, population, communauté ou écosystème). On la détermine habituellement en expliquant le devenir de l'agent stressant, puis en mesurant ou en estimant sa concentration dans les différents milieux (p ex sol, air et eau).

Le **danger** désigne le type et l'ampleur des effets causés par un agent stressant, il est habituellement évalué en identifiant les effets biologiques associés à différentes concentrations de l'agent stressant lors d'études en laboratoire ou sur le terrain.

Le **risque** désigne la possibilité qu'un effet néfaste se produise. Un effet néfaste est susceptible de se produire dans le milieu naturel uniquement si l'exposition approche ou dépasse les concentrations pour lesquelles les effets néfastes ont été déterminés lors de l'évaluation du danger.

Les premières ERE étaient largement basées sur des concepts empruntés aux sciences de la santé humaine et aux évaluations de la défaillance de systèmes d'ingénierie. La différence fondamentale entre les évaluations du risque pour la santé humaine et l'évaluation du risque écotoxicologique vient du fait que les premières portent sur des effets estimés chez des individus (une espèce, les humains) alors que la dernière porte sur l'estimation des effets chez des

populations, des communautés et des écosystèmes (espèces multiples) De plus, l'évaluation du risque écotoxicologique est un processus beaucoup plus complexe (Parkhurst et coll., 1990)

1.4 Déclencheurs de l'ERE

Pour aider les décideurs à déterminer s'ils doivent ou non choisir d'effectuer une ERE dans le cadre du processus d'évaluation et d'assainissement des lieux contaminés, on propose dans l'encadré ci-dessous une liste de facteurs qui peuvent déclencher la tenue d'une ERE. Cette dernière peut comporter divers degrés de complexité. Une certaine quantité d'informations doit être recueillie pour faciliter la prise de décisions. En outre, le protocole de sélection des «déclencheurs» peut varier d'un palier de compétence à l'autre au Canada, selon les besoins respectifs de chacun.

Les déclencheurs d'une ERE peuvent être classés dans trois catégories

- facteurs relatifs à certaines préoccupations écologiques importantes,
- questions concernant des lacunes inacceptables dans les données,
- points relatifs à certaines caractéristiques particulières du lieu

Préoccupations écologiques importantes

Il faut sérieusement envisager une ERE chaque fois qu'un lieu contaminé comporte un des éléments suivants ou risque d'avoir des effets sur l'un d'eux

- habitat essentiel ou sensible pour la faune, la sauvagine migratrice ou les ressources des pêches,
- espèces, populations ou écosystèmes rares, menacés ou en danger de disparition,
- terres désignées comme étant des aires naturelles, des parcs ou des réserves écologiques,
- terres d'importance locale ou régionale pour la pêche, la chasse ou le piégeage,
- organismes non représentatifs des données sur lesquelles les valeurs établies pour les critères sont fondées,
- valeurs établies pour les critères basées sur des hypothèses qui ne s'appliquent pas au lieu considéré, par exemple, la plupart des critères relatifs aux sols supposent une teneur minimale en matière organique et en argile qui ne s'applique pas nécessairement à tous les lieux,
- variation des facteurs abiotiques et biotiques à l'endroit considéré (p. ex., métaux lourds en concentrations de

fond naturellement élevées), créant des conditions pour lesquelles les critères ne peuvent s'appliquer,

- la définition d'une protection adéquate est susceptible de varier pour un lieu contaminé particulier, nécessitant des données spécifiques du site

Lacunes inacceptables dans les données

Dans l'une ou l'autre des conditions suivantes d'un lieu contaminé, il faudrait envisager une ERE

- on connaît peu de choses sur une ou plusieurs substances chimiques présentes en teneurs supérieures aux concentrations de fond,
- les conditions d'exposition sont imprévisibles ou incertaines,
- les voies de distribution ainsi que la distribution finale des contaminants dans l'écosystème sont peu connues,
- il existe un degré élevé d'incertitude en ce qui concerne les niveaux de danger, d'où un niveau de risque inacceptable pour le lieu considéré,
- l'information relative aux récepteurs écologiques comporte de graves lacunes

Caractéristiques particulières au lieu

Une ERE peut s'avérer être un choix judicieux pour les sites où

- les coûts d'assainissement requis pour satisfaire aux critères environnementaux existants sont extrêmement élevés et des priorités doivent être fixées pour cibler les efforts et évaluer les effets potentiels des mesures d'assainissement,
- les critères existants nécessitent une vérification sur le terrain ou des améliorations,
- aucun critère ne s'applique aux substances chimiques préoccupantes décelées,
- la zone contaminée est si vaste qu'une ERE est nécessaire pour fournir un cadre de travail en vue de l'étude du lieu et de l'établissement des priorités d'assainissement. Les impacts hors-site devraient également être examinés

En plus de ces déclencheurs, les praticiens de l'ERE doivent répondre à la question suivante : Dans quelles circonstances une ERE est-elle peu appropriée ? Par exemple, la nécessité de procéder à une ERE diminue à mesure que l'on cerne mieux les risques associés à certains lieux. En outre, le devenir et les effets de certains produits chimiques sont facilement prévisibles. Lorsque cette information est combinée à un site bien caractérisé, l'ERE peut ne pas être la meilleure option. Soulignons que l'ERE n'est pas nécessairement la meilleure solution pour ce qui est de l'élaboration de stratégies d'assainissement (voir CCME, 1996a).

1.5 Introduction au cadre

Il est d'utiliser un cadre à trois niveaux comportant une série d'évaluations de plus en plus complexes et perfectionnées. Ce cadre est illustré aux figures 1 et 2.

La figure 1 représente l'évaluation à trois niveaux pour un lieu contaminé.

- Évaluation de dépistage
- ERE quantitative préliminaire
- ERE quantitative détaillée

La figure 2 montre les éléments d'une ERE qui sont identiques pour les trois niveaux.

- caractérisation des récepteurs
- évaluation de l'exposition
- évaluation du danger
- caractérisation du risque

Tous les niveaux (figure 1) comportent une structure identique (figure 2), chacun est déterminé par les données, l'information, les connaissances acquises au niveau précédent et par les décisions qui y ont été prises. Chaque niveau est donc progressivement plus complexe. Le niveau d'ERE requis pour bien cerner le risque dépend de facteurs particuliers à chaque lieu et représente un continuum allant du qualitatif au quantitatif.

Si, au premier niveau, on ne peut caractériser adéquatement le risque avec un degré d'incertitude acceptable, il faut passer au niveau de complexité suivant du cadre. Si l'ERE est alors adéquate aux fins de prises de décisions et de gestion des risques écologiques, le processus d'ERE s'arrête à ce niveau. Si le processus d'ERE a été déclenché par des préoccupations écologiques importantes et que les résultats indiquent qu'elles ne sont pas à risque, le processus ne va pas plus loin.

Cet aspect itératif du cadre de travail permet, à l'étape finale de chaque niveau, d'évaluer les progrès accomplis dans la réalisation des objectifs de l'ERE et d'établir les paramètres d'évaluation. On peut intégrer de nouvelles informations dans les modèles conceptuels, déterminer les lacunes qui existent dans les données et/ou évaluer le degré d'incertitude, toutes ces étapes sont utiles pour planifier les activités requises au niveau suivant, si une étude plus poussée est jugée nécessaire, ou pour compléter l'ERE.

Le degré d'incertitude dans l'estimation du risque est le facteur qui détermine si l'on passe au prochain niveau et si l'on réalise une nouvelle itération du processus. Toute décision relative à la gestion du risque ou à l'application de mesures d'assainissement doit être faite compte tenu des incertitudes inhérentes à l'information scientifique sur laquelle sera fondée cette décision.

Les sources d'incertitude dans l'évaluation du risque se résument comme suit.

- la **stochasticité**, c'est-à-dire le caractère aléatoire inhérent du monde qui peut être décrit et estimé, mais qui ne peut être atténué puisqu'il est représentatif du système en cours d'évaluation,
- la **connaissance imparfaite ou incomplète** des choses qui pourraient/devraient être connues,
- l'**erreur humaine** lors de la réalisation des activités d'évaluation.

L'incertitude attribuable à une connaissance imparfaite ou incomplète caractérise tout particulièrement les ERE en raison de la diversité et de la complexité des systèmes écologiques. Les modèles et méthodes d'essai utilisés pour simplifier les écosystèmes afin de faire des généralisations auront une précision limitée. De même, les modèles et méthodes conçus pour représenter la situation avec plus de réalisme et une plus grande précision seront limités dans leurs applications possibles. Cette relation entre une application plus générale et un plus grand réalisme signifie que dans une ERE.

- il n'y a pas de «meilleur» modèle unique ou système d'essais. En général, l'atténuation d'une source d'incertitude entraînera l'accroissement d'autres sources,
- dans la plupart des cas, une série d'évidences multiples et indépendantes est préférable à une approche unique,
- l'incertitude augmente selon le niveau hiérarchique du paramètre d'évaluation.

Le degré d'incertitude considéré comme acceptable pour parachever une ERE doit être déterminé par l'évaluateur du risque, qui fera appel à son jugement professionnel. Les considérations financières et réglementaires, de même que l'opinion publique, peuvent également jouer un rôle important dans la détermination d'un niveau acceptable.

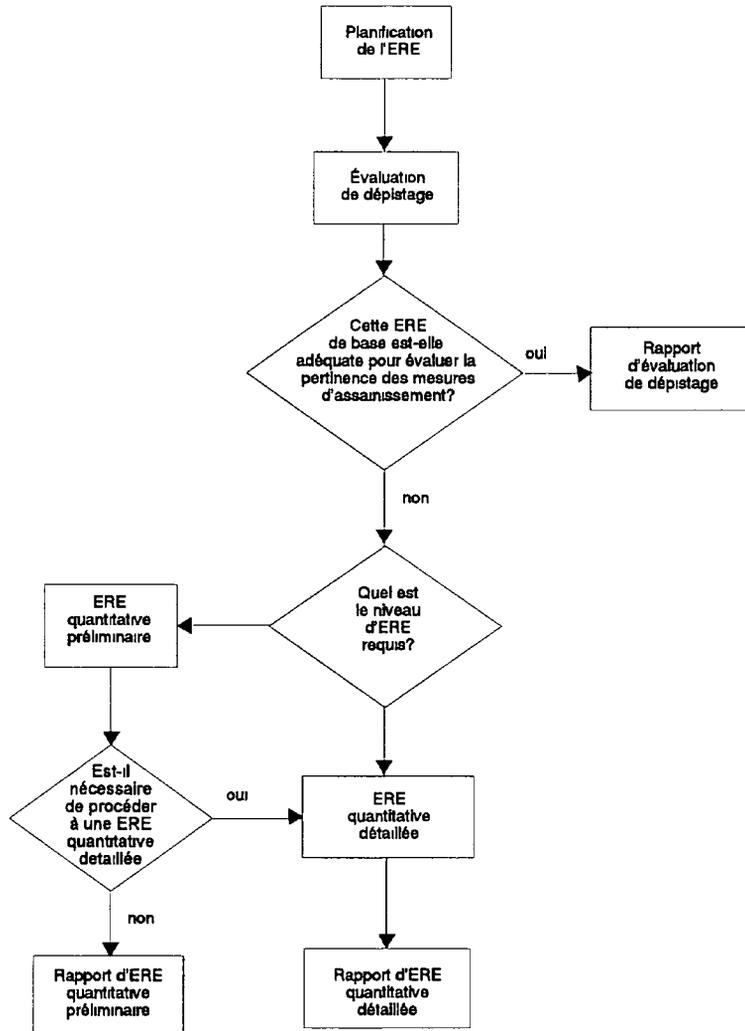


Figure 1 Structure d'une ERE à trois niveaux

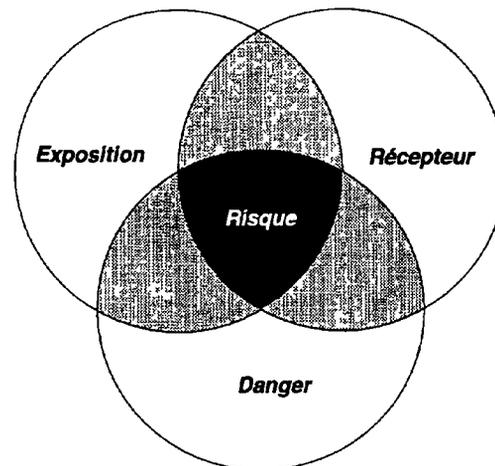


Figure 2. Relation entre les éléments de l'ERE La même relation caractérise chaque niveau de l'ERE

1.6 Niveaux du cadre

La présente approche comprend les niveaux de complexité suivants, qui sont également représentés aux figures 3 et 4

- **L'évaluation de dépistage** est caractérisée par des méthodes simples, qualitatives et/ou comparatives, elle dépend fortement de l'information trouvée dans la documentation et de données recueillies antérieurement. Les études d'évaluation de dépistage visent principalement le niveau des espèces et elles ont tendance à être descriptives plutôt que prédictives. Dans ce cadre de travail, tous les lieux contaminés sont soumis à une évaluation de dépistage.
- **L'ERE quantitative préliminaire** est un niveau intermédiaire entre l'évaluation de dépistage et l'ERE quantitative détaillée, elle fournit de l'information quantitative. Les outils d'ERE qui correspondent à ce niveau comprennent des méthodes et des modèles environnementaux normalisés, ainsi que des approches élaborées spécialement pour l'ERE. On insiste davantage sur la collecte de données en se concentrant sur les questions jugées prioritaires lors de l'étude d'évaluation de dépistage.
- **L'ERE quantitative détaillée** est basée sur des données spécifiques du lieu et sur une modélisation prédictive qui fourniront de l'information quantitative, particulièrement dans le cas de réponses complexes à l'échelle de l'écosystème. C'est à ce niveau que plusieurs des procédés, des méthodes et des mécanismes les plus complexes de l'EPA des É-U s'appliquent. Malgré la valeur reconnue de cette approche raffinée et perfectionnée, les ressources requises ne sont pas toujours justifiées.

En pratique, le cadre de travail contient également deux autres éléments tout aussi importants

- La **planification de l'ERE** est une étape essentielle qui précède la tenue d'une ERE, elle permet de déterminer les principaux facteurs dont il faut tenir compte pour garantir une ERE à la fois efficace et techniquement valable,
- **L'élaboration de rapports d'ERE** est un élément vital du succès de l'ERE et est facilitée par un sommaire bien structuré des résultats. À chaque étape du processus d'ERE, il faut bien documenter les résultats avant de passer à l'étape suivante.

2.0 PLANIFICATION D'UNE ERE

La planification d'une ERE est une étape essentielle au succès global de l'évaluation du risque. La présente section porte sur certaines des étapes qui doivent précéder l'ERE. Dans de nombreux cas ces étapes auront déjà été franchies lors des études initiales. Mentionnons

- le choix du personnel approprié,
- l'établissement d'interaction/de communication entre l'évaluateur du risque et le gestionnaire du risque,
- le caractérisation du site,
- l'identification du ou des problèmes,
- l'identification des composantes valorisées de l'écosystème (CVE),
- l'établissement des objectifs de l'ERE,
- l'élaboration d'un modèle conceptuel du site,
- le choix des paramètres d'évaluation,
- le choix des paramètres de mesure,
- la détermination du niveau d'effort requis,
- la sélection d'un lieu témoin ou de référence

Participation du public

Le niveau de participation du public dans le processus d'ERE variera selon l'utilisateur et/ou l'autorité compétente. En cas de participation du public, les usages et les limitations de l'évaluation du risque ainsi que des autres outils d'évaluation devraient être expliqués clairement lors des étapes initiales de l'évaluation.

2.1 Personnel chargé de l'ERE

Dans le cadre du processus de planification, l'équipe chargée de l'étude doit comprendre des personnes qui ont des compétences dans chacun des domaines techniques exigés pour l'évaluation du risque. L'équipe devrait être coordonnée par un scientifique qui possède de l'expérience dans le processus d'évaluation du risque et qui a un bon sens de l'organisation. Dans certains cas, une personne ayant une bonne expérience dans la gestion de projets et une excellente formation scientifique peut également convenir. L'évaluateur du risque compile et analyse les données relatives au site, détermine le niveau d'exposition et les risques, et rédige le rapport d'évaluation du risque. L'objectif est de faire en sorte que l'évaluation du risque soit faite par des experts techniques de manière à servir d'outil d'aide lors de la prise de décisions par les gestionnaires du risque et les

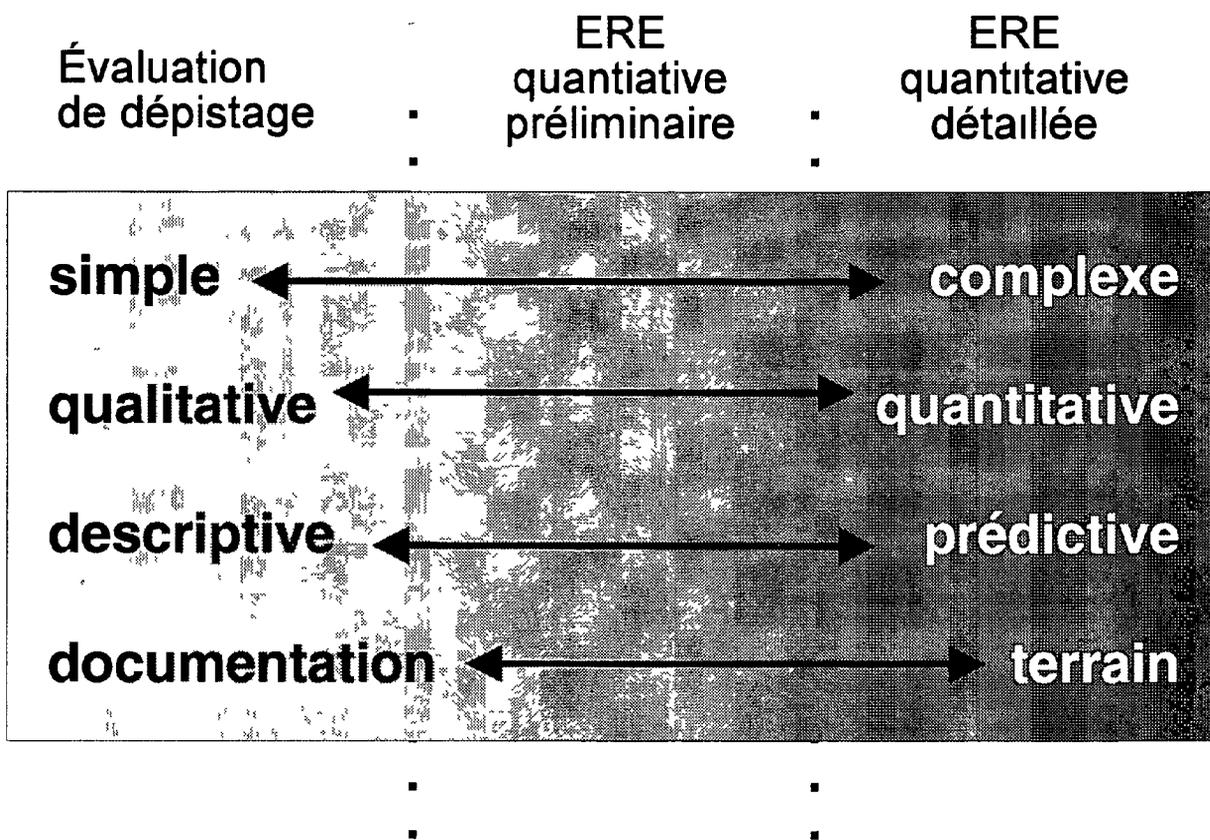


Figure 3 Caractéristiques de chaque niveau de l'ERE

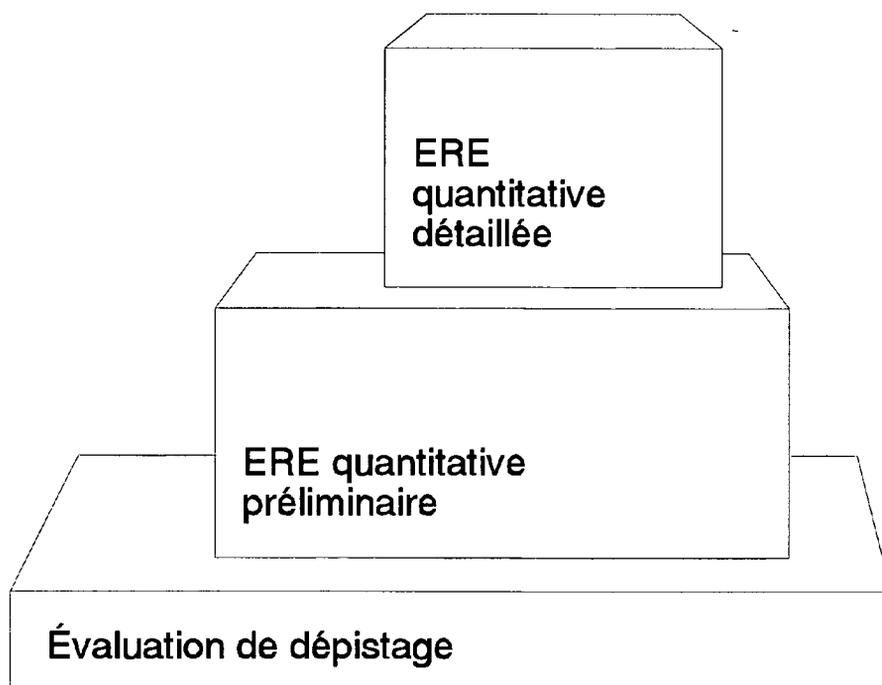


Figure 4 Structure conceptuelle de l'approche hiérarchique à l'ERE

communicateurs en cette matière. Une fois complétée, l'ERE devrait être vérifiée par un examinateur indépendant qui étudiera tout le processus ainsi que les conclusions de l'évaluation.

L'équipe d'évaluation du risque comprend un groupe multidisciplinaire de professionnels ayant de l'expérience dans les domaines suivants

- toxicologie
- écologie (aquatique et terrestre)
- biologie des pêches et de la faune
- botanique/foresterie
- limnologie
- géologie/hydrogéologie
- chimie
- génie de l'environnement/modélisation

Jugement professionnel

Les ERE sont basées sur des données scientifiques qui peuvent être complexes, conflictuelles et incomplètes (U.S. EPA, 1992). L'ensemble du processus d'ERE repose sur le jugement professionnel fondé sur l'expérience et des connaissances spécialisées dans les divers domaines considérés. Cet aspect présente un problème lorsqu'il faut assurer l'uniformisation et la cohérence du processus. Il est impossible d'orienter spécifiquement chaque étape de l'ERE, le présent document est plutôt axé sur la compréhension des éléments et principes de l'ERE. Il incombe aux personnes qui examinent un plan d'ERE de faire preuve de jugement professionnel dans l'examen de l'ERE proposée au lieu considéré.

Les praticiens de l'ERE doivent faire preuve de jugement professionnel pour

- planifier l'évaluation du risque,
- évaluer et sélectionner les outils pour chacun des éléments de l'ERE,
- garantir que les données sont optimales par rapport aux objectifs,
- déterminer le degré d'incertitude associé à chaque élément,
- interpréter l'importance écologique des données et les relier au site.

2.2 Interaction entre l'évaluateur et le gestionnaire du risque

L'évaluation du risque et la gestion du risque sont deux fonctions étroitement liées, cependant, les tâches qui y

sont associées sont différentes. Aux États-Unis, les deux fonctions sont considérées comme étant distinctes depuis que le National Academy of Sciences a publié le «Red Book» de 1983 (NAS, 1983) afin de limiter le nombre de cas où les objectifs de gestion du risque nuisent à l'évaluation impartiale des données scientifiques par l'évaluateur du risque (Jasanoff, 1993). Le rôle du gestionnaire du risque est d'agir à titre de décideur principal pour un site, il doit déterminer si des mesures d'assainissement sont nécessaires. Il utilise les résultats de l'évaluation du risque, de même que l'information sur la faisabilité technique et sur les préoccupations d'ordre social, économique et politique, pour rendre sa décision.

L'évaluateur et le gestionnaire du risque n'ont pas besoin de travailler en étroite collaboration, mais ils doivent maintenir de bonnes relations de travail en organisant plusieurs rencontres tout au long de l'ERE. En outre, les communications écrites sous forme de rapports d'étape mensuels sont à conseiller. L'évaluateur doit présenter les résultats de l'évaluation du risque de façon claire et précise de manière que le gestionnaire puisse prendre des décisions éclairées. Au fur et à mesure des étapes de l'ERE, l'évaluateur et le gestionnaire doivent suivre les progrès accomplis et déterminer si les attentes précisées à l'étape de la planification ont été satisfaites. On s'assure ainsi que les données recueillies dans le cadre de l'ERE contiendront des renseignements pertinents qui faciliteront la prise de décisions concernant le site à l'étude.

2.3 Caractérisation du lieu

Avant d'entreprendre le processus d'ERE, il faut caractériser le lieu de manière à avoir au moins une bonne idée de l'ampleur de la contamination (CCME, 1996a).

La caractérisation commence par une compilation de l'information existante. Il faut d'abord décrire le site, sans toutefois procéder à d'autres études sur le terrain. L'équipe chargée d'évaluer le risque peut ainsi déterminer les éléments qui doivent être examinés. Le cas échéant, la caractérisation du site comprend l'information suivante

- **emplacement du lieu** : cartes et emplacement des plans d'eau avoisnants, des habitats, des types de sol, des modes d'occupation des terrains, des sources de contaminants,

- **historique du lieu** utilisations passées, liste des contaminants potentiels ou observés et leurs caractéristiques,
- **contexte environnemental** . données climatiques, situation écologique, contaminants et voies d'exposition potentiels

L'évaluation de la qualité des données de caractérisation du site est également importante

Pour obtenir de plus amples renseignements sur les principes et les méthodes d'échantillonnage, se référer à l'annexe A du document du CCME (1996b)

2.4 Identification du problème

Un énoncé clair du problème qui existe sur le lieu contaminé potentiel appuie la prise de décisions en matière d'intervention (figure 1) L'identification du problème permet de documenter les questions clés, de définir l'étendue et l'importance de ce problème, et enfin d'établir l'ordre des priorités On détermine si l'information recueillie jusque-là sur le lieu est suffisante pour prendre une décision L'énoncé du problème devrait faire partie d'une ERE Il s'agit de produire un document de fond sur lequel s'appuie la décision de procéder à une ERE

2.5 Identification des composantes valorisées de l'écosystème

En ce qui a trait à l'identification des CVE, il faut tenir compte de leur utilisation par les humains et des ressources qui ont une valeur particulière pour la société La définition des CVE élaborée par Beanlands et Duinker (1983) a été adoptée, les CVE sont les ressources ou les caractéristiques environnementales qui

- présentent une importance pour les populations humaines,
- ont une valeur économique et/ou sociale,
- ont une importance écologique intrinsèque,
- servent de repères à partir desquels les impacts du développement peuvent être évalués, y compris les

changements dans les politiques de gestion ou de réglementation

2.6 Élaboration des objectifs de l'ERE

Il est essentiel d'élaborer des objectifs pour chaque ERE En les élaborant par écrit, on donnera corps à la conception de l'évaluation et on facilitera la sélection des paramètres écologiques d'importance, des méthodes d'étude et des objectifs de qualité des données (U S EPA, 1989)

Les objectifs sont habituellement fixés par les personnes responsables devant le public et sont généralement établis grâce aux apports de ce dernier Des données techniques peuvent être intégrées, mais il ne faut pas s'y limiter, car les objectifs dépendent des valeurs attribuées par le public Par exemple, un objectif possible d'une ERE pour un plan d'eau contaminé pourrait être de maintenir des «eaux propices à la pêche» (Suter, 1993)

2.7 Élaboration d'un modèle conceptuel

Après avoir établi des objectifs particuliers au lieu, l'évaluateur et le gestionnaire du risque doivent élaborer un modèle conceptuel du lieu, qui est une abstraction ou une représentation de la réalité

Le cadre d'ERE présenté ici est lui-même un modèle conceptuel d'un processus Il vise à mieux nous faire comprendre un processus complexe en le décomposant en éléments simples et gérables de manière à favoriser la résolution d'un problème, en tout ou en partie (Voir figure 4)

À ce point, le modèle conceptuel peut être fort simple et incomplet, tout dépendant des données existantes Toutefois, à chaque étape du processus, il peut être revu et raffiné à la lumière de nouvelles informations Des modèles conceptuels d'autres éléments de l'ERE peuvent également être élaborés, ils peuvent être particulièrement utiles pour déterminer les voies d'exposition La figure 5 est un exemple de modèle conceptuel

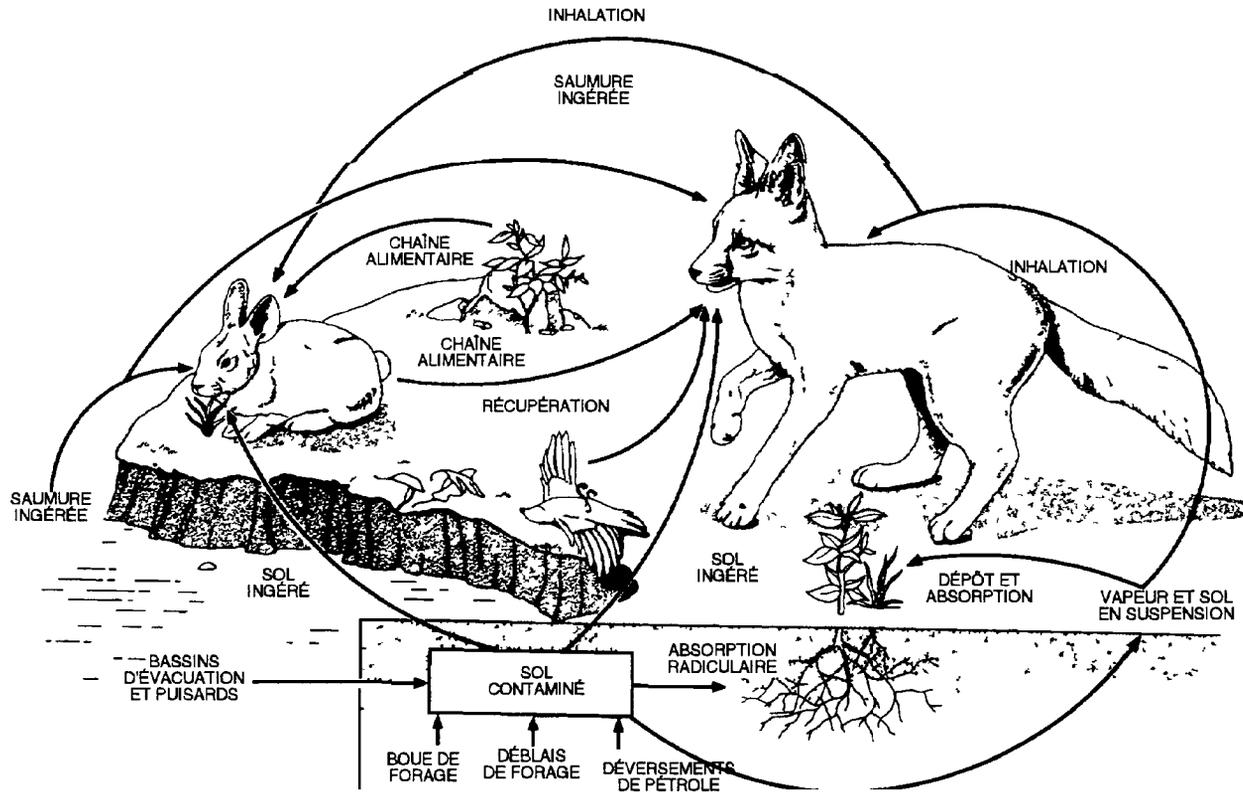


Figure 5. Modèle conceptuel des divers modes d'exposition d'un renard dans un champ pétrolier (d'après Suter, 1993)

Un modèle conceptuel comprend les éléments suivants

- modes de rejet des contaminants
- milieux récepteurs
- mécanismes de transport et de transformation
- milieux contaminés
- modes d'exposition
- récepteurs écologiques
- effets importants

Il peut exclure certains modes de rejet des contaminants, milieux récepteurs, mécanismes de transport, etc jugés peu importants ou improbables ou qui ne sont pas visés par l'évaluation (Suter, 1993)

effectivement définis et évalués (Suter, 1993) Ces paramètres peuvent être modifiés pendant l'ERE à mesure que de nouvelles informations sont recueillies

Un paramètre d'évaluation pour des «eaux propices à la pêche», comme dans l'exemple de Suter (1993), pourrait être une «mortalité épisodique ne touchant jamais plus de 1 % des poissons dans une population exposée»

Les paramètres d'évaluation sont établis généralement à l'échelle de la population, parfois à celle de la communauté et rarement à celle de l'écosystème En général, les réactions observées aux niveaux d'organisation inférieurs sont considérées comme ayant une moins grande importance sociale ou biologique La réponse des communautés édaphiques aux niveaux biochimique et cellulaire fait toutefois exception, en effet, elle peut être indicatrice des effets se produisant à l'échelle de la communauté

La disparition locale d'une espèce est un exemple de paramètre d'évaluation qui revêt une très grande

2.8 Sélection des paramètres d'évaluation

L'objectif d'une ERE est habituellement assez vaste, il faut donc élaborer des paramètres d'évaluation qui permettent de déterminer si les buts sont atteints, qui tiennent compte du danger et qui peuvent être

importance à l'échelle de la population Suter (1989) recommande d'utiliser de tels paramètres pour les lieux contaminés dans les cas où

- des individus d'une espèce importante sont présents dans des communautés exposées,
- la disparition ou la perturbation de ces individus auraient des effets majeurs sur l'ensemble de la population

Les changements que subit une communauté biologique dans un lieu contaminé ou à proximité peuvent avoir une grande importance et être utilisés comme paramètres d'évaluation Par exemple, des changements dans le type de communauté, comme l'état trophique d'un lac, peuvent être clairement définis (Suter, 1989) Les paramètres d'évaluation à l'échelle de la communauté sont applicables aux ERE sur les lieux contaminés où une communauté importante est présente ou reçoit des rejets provenant du lieu contaminé (p ex un lixiviat), en particulier lorsque les individus touchés représentent une portion importante de l'ensemble de la communauté

Les paramètres à l'échelle de l'écosystème sont rarement utilisés dans les ERE, surtout parce qu'ils sont difficiles à prévoir ou à définir Les paramètres du cycle de l'énergie ou des éléments nutritifs sont sensibles aux perturbations chimiques, mais peu de généralisations

peuvent être faites en ce qui concerne leur application à la détection des effets du stress sur le terrain (Sheehan, 1987) D'après Suter (1989), la seule propriété de l'écosystème généralement utile pour l'évaluation d'un lieu contaminé est le potentiel productif Toutefois, aux Pays-Bas (Denneman et van Gestel, 1990), on utilise l'expression «danger sérieux pour les écosystèmes du sol» comme paramètre d'évaluation et on examine des paramètres de mesure potentiels Tout dépendant de l'écosystème considéré, on déterminera s'il existe des paramètres de mesure pratiques au niveau de l'écosystème

2.9 Sélection des paramètres de mesure

Bien qu'ils soient plus définitifs et susceptibles d'être évalués que les objectifs, les paramètres d'évaluation ne sont généralement pas mesurables Par conséquent, les paramètres d'évaluation sont, à leur tour, transposés en paramètres de mesure, qui correspondent aux caractéristiques écologiques mesurables reliées aux paramètres d'évaluation Dans le tableau 2, on présente un exemple du processus de sélection des paramètres de mesure à partir d'un problème décelé sur le site et d'un objectif défini de l'ERE

Les paramètres de mesure sont généralement choisis à l'échelle de l'individu ou de la population et parfois à l'échelle de la communauté ou de l'écosystème Les tests

Tableau 2 Exemples de transposition d'un problème observé sur le site en paramètres de mesure (d'après Suter, 1993)

Problème sur le site	Objectif de l'ERE	Paramètre(s) d'évaluation	Indicateurs des effets	Paramètres de mesure
Utilisation d'un herbicide pour lutter contre les mauvaises herbes dans les lacs	Maintenir des «eaux propices à la pêche»	Réduction maximale de 10 % de la population de poissons de pêche sportive	Toxicité décelée en laboratoire chez les poissons	CL ₅₀ chez les têtes-de-boules
				Relation concentration/mortalité chez les larves d'achigan
			Toxicité décelée en laboratoire chez les organismes de la chaîne alimentaire	CL ₅₀ chez <i>Daphnia magna</i>
				CE ₁₀ chez <i>Selenastrum capricornutum</i>
			Toxicité observée <i>in situ</i> chez les poissons	Pourcentage de mortalité chez les achigans en cage
			Populations dans les lacs traités	Prises par effort unitaire Ratios taille/âge par classe

de toxicité sont largement utilisés pour l'évaluation du danger, et les paramètres de mesure sont habituellement des résumés statistiques de réponses des organismes testés (p ex , la concentration létale affectant 50 % de la population [CL₅₀], la teneur efficace à laquelle se produit un effet subléthal chez 50 % de la population [CE₅₀], ainsi que la concentration sans effet observé [CSEO]) On recommande l'utilisation d'une batterie de tests (c -à-d au moins deux essais de toxicité) et il faut choisir des tests pertinents au lieu D'autres mesures individuelles comme le comportement, la croissance, les bio-indicateurs et la fécondité peuvent aussi servir de paramètres de mesure Les données relatives à la mortalité, à la reproduction et à la croissance peuvent être mises en relation avec les paramètres d'évaluation au niveau de la population à l'aide de modèles de population

Les paramètres types de population (abondance, biomasse, etc) sont largement utilisés pour les études écologiques D'après Suter (1989), l'échelle des réponses de la population est généralement appropriée pour de vastes lieux contaminés ou pour des populations dont l'aire de répartition est petite Les effets reliés au lieu contaminé seront masqués par des mesures effectuées à l'échelle de la population en raison du mouvement des individus au sein de cette population

Les mesures à l'échelle de la communauté ont été normalisées au fil des ans de manière à inclure des paramètres comme la richesse et la diversité des espèces ainsi que l'uniformité ou la dominance, ces mesures résument les données recueillies au cours d'enquêtes écologiques D'après Suter (1989), le problème réside dans la mise en relation de ces mesures avec les paramètres d'évaluation Habituellement, l'évaluation de la communauté devient une évaluation de la population parce que les variations de la diversité des espèces et des indices de la communauté sont régies par la présence ou l'absence de populations Toutefois, les paramètres à l'échelle de la communauté sont utiles dans le cas des lieux où des modifications de la population sont frappantes Les indices de qualité de la communauté peuvent être utiles pour l'évaluation qualitative, mais il est préférable de faire une recherche sur le terrain et une évaluation statistique En outre, l'évaluation des communautés et populations microbiennes ne devrait pas être négligée Les paramètres de mesure comme l'activité enzymatique et la consommation d'oxygène ou la respiration sont intégrateurs et fournissent donc de

l'information au niveau de la communauté et parfois de la population Ces mesures peuvent être particulièrement importantes comme paramètres de mesure pour les communautés édaphiques et fournissent de l'information à l'échelle de l'écosystème et de la communauté

Les paramètres de mesure relatifs à l'écosystème comme le cycle des éléments nutritifs et de l'énergie sont liés au potentiel de production qui est un paramètre d'évaluation de l'écosystème Toutefois, une plus grande importance est généralement accordée à la valeur sociale des paramètres de la communauté et de la population De plus, l'échelle des effets sur l'écosystème est habituellement trop vaste pour un lieu contaminé, de sorte qu'il est difficile de replacer les mesures dans leur contexte

Lorsque les paramètres d'évaluation et de mesure sont identiques, l'analyse de la relation entre l'agent stressant et la réponse est simple Comme certains paramètres d'évaluation potentiels ne sont ni observables ni mesurables et que les évaluations sont souvent limitées à l'utilisation de données normalisées, les paramètres de mesure remplacent souvent les paramètres d'évaluation Dans ce cas, la relation quantitative entre les deux doit être établie et des extrapolations sont utilisées pour prévoir des changements dans le paramètre d'évaluation Parfois, la relation quantitative entre les paramètres d'évaluation et de mesure n'est pas connue et des conclusions qualitatives doivent être faites lors de la caractérisation du risque

Selon Suter (1989), bien que dans bon nombre de programmes de surveillance il y ait des paramètres de mesure, les paramètres d'évaluation ne sont pas clairement définis, ce qui fait gaspiller du temps et des efforts Ce problème peut être évité lors de la planification d'une ERE Essentiellement, les paramètres d'évaluation décrivent les effets qui donnent lieu à une prise de décisions (p ex réduction de populations importantes comme des poissons ou modifications inacceptables de la structure de la communauté) Lors de la planification, il faut se demander pourquoi une mesure donnée est prise Pour que l'évaluation du danger s'avère utile dans l'évaluation du risque, il faut que les paramètres d'évaluation et de mesure choisis facilitent les prévisions et soient pertinents en ce qui concerne la sélection des mesures d'assainissement Suter (1989) précise les critères requis pour obtenir de bons paramètres (tableau 3)

Tableau 3. Critères pour la sélection de bons paramètres d'évaluation et de mesure (d'après Suter, 1989)

Critères pour les paramètres d'évaluation	Critères pour les paramètres de mesure
<ul style="list-style-type: none"> •pertinence sociale •pertinence biologique •définition opérationnelle sans équivoque •mesurable ou prévisible •sensible au danger •logiquement pertinent en ce qui concerne la décision 	<ul style="list-style-type: none"> •correspond à un paramètre d'évaluation ou permet de le prévoir •facile a mesurer •approprié pour l'échelle du lieu •approprié pour les voies d'exposition •dynamique temporelle appropriée •faible variabilité naturelle •diagnostic •largement applicable •standard •ensemble de données existantes

2.10 Établissement du niveau d'effort

Limites logistiques

Il est utile d'établir un niveau d'effort pour le processus d'ERE. Le groupe d'étude doit établir les limites logistiques pour déterminer les contraintes de l'évaluation du risque en tant que processus itératif. Il est bien connu qu'au fur et à mesure que la pertinence écologique de l'information et que la complexité des méthodes de mesure augmentent, la faisabilité de la mise en oeuvre diminue. À un moment donné, des décisions difficiles ayant trait aux limites logistiques doivent être prises et ces décisions doivent concorder avec le niveau de l'ERE (c-à-d, évaluation de dépistage, ERE quantitative préliminaire ou ERE quantitative détaillée), avec les objectifs de l'évaluation, avec le degré d'exposition et avec la caractérisation du risque.

En tenant compte des limites logistiques établies, il faut effectuer en priorité des mesures directes des paramètres d'ERE comme les concentrations d'exposition, la bioaccumulation et les réponses des récepteurs. L'estimation de ces paramètres ne doit être effectuée que si la mesure directe est logistiquement impossible ou économiquement déraisonnable.

Les données disponibles peuvent déterminer le type d'évaluation du risque qui sera mis en oeuvre, particulièrement s'il y a des limites de temps ou des limites budgétaires. Par exemple, les données existantes peuvent permettre d'effectuer une évaluation de dépistage, si cette approche satisfait aux objectifs de l'évaluation, il peut ne pas être nécessaire de recueillir d'autres données. Toutefois, comme c'est plus souvent le

cas, à la phase de planification, on peut déterminer que les données disponibles concernant la caractérisation des récepteurs sont adéquates, mais que des études plus poussées sur l'évaluation du danger et de la caractérisation de l'exposition sont nécessaires. Cela permettra de définir les priorités en ce qui concerne le temps et les démarches consacrés aux études plus poussées (ERE quantitative préliminaire et/ou ERE quantitative détaillée).

Limites spatiales

En plus des limites logistiques, il faut déterminer, pour l'évaluation du risque, des limites spatiales telles que la superficie du lieu contaminé, l'étendue de son influence (p ex lieu, bassin hydrographique, écosystème) et la superficie de l'habitat exposé.

Limites temporelles

Il faut également établir des limites temporelles pour tous les éléments de l'évaluation du risque. La variation temporelle de l'exposition, et donc des effets, peut être un facteur essentiel de l'estimation du risque, par conséquent, elle doit être considérée dans l'ERE. À l'étape de la planification, elle devrait être examinée et intégrée dans la conception de l'étude, le cas échéant. Ce type de variation peut être relié à divers facteurs

- comportement du récepteur (p ex variation du comportement alimentaire aux différents stades du cycle de vie, migration saisonnière),
- changements dans le milieu (p ex saison, conditions météorologiques),
- désastres naturels (p ex inondations, séismes)

En réalité, il y aura des fluctuations temporelles du niveau d'exposition, mais l'utilisation d'hypothèses et de modèles permet d'en tenir compte. L'important est de déterminer le moment où ces fluctuations sont suffisamment extrêmes pour influencer sur le résultat de l'évaluation du risque. Par exemple, les fluctuations peuvent être assez fréquentes mais peu importantes, de sorte que les organismes réagissent bien à leurs effets (Suter, 1993). Par ailleurs, dans l'évaluation du risque, il faudra reconnaître les épisodes extrêmes telles les sécheresses et les inondations comme étant des conditions d'exposition dont il faut prévoir l'occurrence.

Dans l'évaluation de l'exposition, la durée d'exposition de l'organisme doit être déterminée. Par exemple, si l'élément de l'écosystème auquel on accorde le plus d'importance est le Garrot de Barrow, canard ne fréquentant le site que quatre mois par année, il faudra tenir compte de cette contrainte temporelle dans l'évaluation de l'exposition et la détermination du risque. De même, il faudra peut-être modifier les modèles de manière à intégrer les fluctuations d'importantes variables (p ex, débit, dépôts atmosphériques) qui peuvent entraîner des fluctuations dans les scénarios d'exposition. Lors des évaluations de dépistage, on peut dresser des hypothèses du «pire scénario», mais aux autres niveaux de l'ERE, il faut s'aligner davantage sur des scénarios réalistes.

Idéalement, l'influence de la dynamique temporelle de l'exposition sur les effets (évaluation du danger) est déterminée au moyen de tests de toxicité. Toutefois, trop souvent, seuls les résultats finaux sont disponibles et des extrapolations doivent être faites pour la période considérée. Au besoin, si on dispose de données temporelles pour les effets biologiques, on peut les extrapoler à la période considérée. On peut également utiliser de brèves expositions répétées pour les tests de toxicité. On peut développer des modèles ou les modifier pour tenir compte des variations temporelles de l'exposition.

Les changements que subiront les communautés biologiques exposées dans un lieu représentent un autre aspect de la variation temporelle. Les communautés qui en sont à un stade de développement temporaire, comme la colonisation par les plantes, peuvent avoir différentes voies d'exposition et différentes sensibilités par rapport aux communautés climaciques. Lors de la planification, il faut tenir compte des changements ainsi prévus. On

peut intégrer les espèces/communautés futures prévues dans le processus d'évaluation du risque.

À la fin de l'étape de planification, on devrait avoir conçu une évaluation qui assurera la validité scientifique des données et des décisions prises en fonction de ces données et tenu compte du calendrier et des contraintes budgétaires que doivent respecter les décideurs.

2.11 Sélection des lieux témoins

Les lieux témoins servent de points de comparaison pour les lieux situés dans la région à l'étude et de contrôle pour les études sur le terrain. L'utilisation d'un lieu témoin représente un élément important du plan d'échantillonnage et permet de vérifier des hypothèses telles que «il n'y a aucune différence entre les concentrations de contaminants dans les lieux témoins et le lieu contaminé» ou «les concentrations de contaminants n'ont entraîné aucun dommage biologique». Pour vérifier ces hypothèses, il faut choisir un lieu témoin qui se trouve dans la zone non contaminée la plus près contenant un type d'habitat similaire. Les caractéristiques des zones témoins et d'impact doivent être les plus semblables possibles (p ex, type de sol, qualité de l'eau, qualité des sédiments, écotype), à l'exception des paramètres environnementaux à l'étude.

Le choix de la méthode statistique appropriée est basé sur l'objectif visé, l'hypothèse et le plan d'échantillonnage (Green, 1979). Cette règle s'applique à une ERE. À l'étape de la planification, il faut déterminer les lieux témoins ainsi que les points d'échantillonnage sur le terrain dans les zones contaminées. Les lieux témoins doivent être assez nombreux pour que l'on puisse accepter ou rejeter l'hypothèse nulle avec une probabilité d'erreur donnée (U S EPA, 1986).

Les lieux témoins sont choisis en fonction de points précis. Par exemple

- Les lieux témoins peuvent fournir de l'information sur les concentrations de fond des contaminants, de manière à ce que l'on puisse comparer les concentrations relevées avec les conditions locales. Des échantillons de fond doivent être prélevés pour chaque milieu d'intérêt dans des secteurs qui n'ont pas été contaminés par le site (U S EPA, 1989). Les lieux témoins doivent ressembler le plus possible aux lieux échantillonnés, à l'exception du niveau de

contamination. En outre, des échantillons de référence doivent être prélevés et analysés dans les mêmes conditions que les échantillons d'intérêt.

- Les lieux témoins peuvent fournir de l'information sur les récepteurs prévus et les communautés biologiques, de manière à ce que l'on puisse déterminer toute perte ou addition dans l'assemblage des espèces.
- Les lieux témoins peuvent fournir de l'information sur la variabilité naturelle dans les systèmes, de manière à ce que l'on puisse comparer cette variabilité à celle constatée sur le lieu à l'étude. Cela peut être particulièrement utile dans les études préliminaires, pour déterminer le nombre d'échantillons qui doivent être prélevés de manière à pouvoir déceler tout changement important. Souvent, il est inutile de procéder à des analyses statistiques rigoureuses, car les niveaux de contamination diffèrent nettement sur le site et hors du site (U S EPA, 1989). Dans la plupart des lieux, il s'agit non pas de déterminer si l'on peut déceler des concentrations de produits chimiques sur les lieux témoins et sur les lieux à l'étude, mais si l'on peut déterminer l'étendue spatiale (en trois dimensions) du site contaminé en prélevant des échantillons (U S EPA, 1989).

Le nombre et l'emplacement des lieux témoins devraient être choisis en même temps que la planification statistique et la planification du projet. L'équipe chargée de l'ERE doit comprendre une personne qui a de l'expérience dans le domaine de la planification statistique, des consultations concernant la sélection des lieux témoins doivent être tenues assez tôt au cours du processus d'ERE.

2.12 Produits finals de la planification de l'ERE

Les produits finals de la planification de l'ERE doivent être une série de documents décrivant le lieu, le problème et les priorités. Par exemple, un seul rapport de planification faisant référence à d'autres rapports peut être rédigé (p. ex. étude du lieu). La documentation doit contenir un énoncé clair des objectifs de l'ERE, un modèle conceptuel qui précise les valeurs environnementales à protéger, et les données requises pour examiner les problèmes observés sur les lieux. Pour chacun des trois niveaux de l'ERE, il faut préparer

un plan de travail avant d'entreprendre quelque étude que ce soit. Le plan de travail doit décrire en détail la méthode proposée de collecte de l'information requise pour la tenue de l'ERE. Il doit être examiné et approuvé par les organismes de réglementation appropriés. Ces documents doivent être accessibles à tous les membres de l'équipe d'étude et constituer les premiers documents de l'ERE.

3.0 ÉVALUATION DE DÉPISTAGE

3.1 Introduction

Dans le cadre d'une ERE, tous les lieux contaminés doivent faire l'objet d'une évaluation du premier niveau, soit l'évaluation de dépistage. La nécessité de passer à d'autres niveaux dépend du degré d'incertitude associé à l'estimation du risque, elle est évaluée après la caractérisation du risque. Au besoin, l'évaluation de dépistage orientera les activités liées aux évaluations quantitatives du risque, soit les ERE quantitatives préliminaire et détaillée.

L'évaluation de dépistage est basée principalement sur les données tirées de la documentation existante, les études antérieures ou préliminaires du lieu contaminé, les études de surveillance, les données historiques sur le lieu et une visite de reconnaissance pour évaluer les récepteurs, l'exposition, les dangers et les risques sur le lieu. Essentiellement, il s'agit d'un exercice manuel conçu pour utiliser complètement l'information existante de manière à simplifier le processus d'ERE.

Buts de l'évaluation de dépistage

- compiler et évaluer les données existantes,
- déterminer les voies d'exposition appropriées,
- définir les substances chimiques préoccupantes,
- cerner les graves lacunes en matière d'information,
- améliorer et mettre à jour les modèles conceptuels développés à l'étape de la planification,
- raffiner et mettre à jour les paramètres d'évaluation et de mesure choisis à l'étape de la planification,
- établir si des mesures d'assainissement sont requises,
- déterminer si d'autres études d'ERE (ERE quantitative préliminaire ou ERE quantitative détaillée) sont requises en vue de l'élaboration et de l'application de mesures d'assainissement.

3.2 Éléments de l'évaluation de dépistage

Les différentes tâches possibles associées aux divers éléments d'une évaluation de dépistage sont résumées dans le tableau 4

3.2.1 Caractérisation des récepteurs

La caractérisation initiale des récepteurs devrait permettre d'identifier les taxons, les communautés, les habitats et les CVE les plus susceptibles d'être affectés par les contaminants présents sur le site. Pour ce faire, on passe en revue les informations existantes, on procède à des visites de reconnaissance et on consulte des experts qui travaillent dans des universités ou des collèges locaux, dans des musées d'histoire naturelle et dans des organismes locaux, provinciaux ou fédéraux. Bien qu'il y ait lieu de considérer divers niveaux d'organisation biologique, on accorde une attention particulière aux espèces individuelles des populations indigènes pendant l'évaluation de dépistage. La liste des récepteurs préoccupants servira à déterminer les organismes qui devront être considérés au cours de l'évaluation du danger. Les informations existantes sur le cycle biologique devraient servir à identifier les stades et les périodes sensibles, relativement au site contaminé. En outre, on notera les espèces manquantes qui devraient normalement être présentes sur le site. On procédera à une évaluation de l'habitat de manière à examiner les contraintes dues à des facteurs naturels comme les sécheresses ou les inondations et à des facteurs d'origine humaine comme la destruction de l'habitat.

3.2.2 Évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition devrait permettre de déterminer les contaminants, les milieux et les voies d'exposition, de faire ressortir les principales incertitudes et de cerner les grandes lacunes en matière d'information. L'utilisation de méthodes qualitatives et de méthodes quantitatives simples est recommandée pour les évaluations de dépistage. Les éléments clés de l'évaluation de l'exposition comprennent un examen initial des contaminants préoccupants potentiels et une sélection préliminaire des substances chimiques cibles.

Il faut procéder à certaines analyses quantitatives préliminaires du rejet, du transport et du devenir des contaminants, ainsi qu'à une démonstration de l'exposition, pour étayer une caractérisation préliminaire

du risque à l'aide de la méthode des quotients, ces analyses permettraient de rétrécir la plage des contaminants d'intérêt prioritaire aux fins de l'assainissement ou d'une évaluation ultérieure du risque.

De toute évidence, la qualité et la quantité des données de surveillance disponibles influent également sur le type de méthode qui peut être appliquée. Afin d'établir la portée de l'évaluation, il convient normalement, au début d'une évaluation de l'exposition, d'appliquer des méthodes simples à toutes les voies d'exposition pertinentes, pour isoler les voies devant faire l'objet d'analyses plus approfondies.

3.2.3 Évaluation du danger

Le but principal de l'évaluation du danger est d'obtenir des informations sur la toxicité dans les publications portant sur le(s) contaminant(s) préoccupant(s). Cette évaluation devrait être reliée aux paramètres établis à l'étape de la planification de l'ERE. Les espèces utilisées dans les tests de toxicité devraient être reliées le plus étroitement possible aux CVE, mais une correspondance exacte est rarement possible. Au cours de cette étape initiale de l'évaluation du danger, toute information sur la toxicité est utile, plus particulièrement si elle porte sur le site contaminé d'intérêt. Les données sur la mortalité sont très abondantes et fournissent des paramètres de mesure clairs qui sont utilisés pour la caractérisation du risque. Toutefois, les paramètres autres que la mortalité peuvent s'avérer très importants et devraient être considérés.

3.2.4 Caractérisation du risque

La gravité et la nature du risque et le degré d'incertitude associé à l'estimation du risque sont évalués en fonction de l'information existante de manière à déterminer s'il faut procéder à l'ERE quantitative préliminaire. Cette estimation qualitative du risque et de l'incertitude est basée sur l'information recueillie pendant les étapes de l'évaluation de l'exposition, de la caractérisation des récepteurs et de l'évaluation du danger (évaluation de dépistage).

Les méthodes qualitatives et la méthode des quotients conviennent à la caractérisation du risque. Il faudra faire preuve de jugement professionnel lors de l'utilisation de méthodes qualitatives comme les systèmes de classement.

Tableau 4 Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une évaluation de dépistage

Sources d'information	<ul style="list-style-type: none"> • données tirées de la documentation existante <ul style="list-style-type: none"> • études antérieures ou préliminaires du site • études de surveillance • données historiques • visite de reconnaissance
Caractérisation des récepteurs	Voir CCME 1996b, annexe B
<p>Détermination des récepteurs</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les habitats, communautés et écosystèmes susceptibles d'être exposés, par un examen des données et une reconnaissance sur le terrain • le cas échéant, compiler les listes d'espèces, de préférence pour le site mais aussi pour la région • si le site est un lieu naturel, recueillir de l'information qualitative sur celui-ci • cataloguer toutes les espèces potentiellement importantes ou sensibles sur le lieu contaminé ou à proximité • déterminer les récepteurs les plus susceptibles d'être contaminés par des agents stressants associés au lieu contaminé • pour les récepteurs préoccupants, compiler des données sur le cycle de vie et des données de base • déterminer les espèces manquantes en utilisant les systèmes de classification des écosystèmes (c.-à-d. les espèces qui devraient être présentes sur le site mais qui n'y sont pas) • en se basant sur les nouvelles informations recueillies, raffiner et mettre à jour les paramètres d'évaluation et de mesure et vérifier que les récepteurs prioritaires sont encore pertinents et mis en évidence (d'après la planification de l'ERE) 	
<p>Liaison avec l'évaluation de l'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> • évaluer les chevauchements spatiaux/temporels potentiels des récepteurs et des contaminants préoccupants d'après l'évaluation de l'exposition 	
Évaluation de l'exposition	Voir CCME 1996b, annexe C
<p>Sélection des substances chimiques cibles</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les substances chimiques présentes sur le site (utiliser l'information sur les sources) • examiner ces substances chimiques et leurs concentrations par rapport à l'évaluation du danger (toxicité, persistance, bioaccumulation) • examiner, le cas échéant, les données de toxicité pour le site et déterminer s'il y a exposition (d'après les réponses observées) • choisir des substances chimiques cibles d'après un examen ou une évaluation de leurs propriétés • inclure toutes les substances chimiques, à moins de posséder des informations qui justifient leur exclusion 	
<p>Rejet, transport et devenir des contaminants</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les voies de transport possibles • déceler les lacunes dans les données lorsque l'organigramme ne peut être complété • fournir des estimations quantitatives préliminaires, si possible • déterminer les zones contaminées ou susceptibles d'être contaminées • déterminer les lieux témoins potentiels et obtenir de l'information sur ces lieux 	
<p>Analyse des voies d'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les principales voies d'exposition • déterminer les endroits pour lesquels on ne possède pas suffisamment d'information pour exclure des voies potentielles • déterminer pourquoi des voies ont été éliminées 	
<p>Exposition en milieu aquatique et/ou terrestre</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les principales voies d'exposition et leurs liens avec les éléments biologiques menacés • si possible, fournir des estimations préliminaires de l'exposition ou des concentrations dans les tissus à l'aide des facteurs de bioaccumulation et/ou de bioconcentration, déterminer d'autres mesures d'exposition 	

Tableau 4 Suite

<p>Analyse de l'incertitude</p> <ul style="list-style-type: none"> • cerner les lacunes dans les données • faire ressortir les principales incertitudes, tant qualitatives que quantitatives, et déterminer si elles sont acceptables ou inacceptables • évaluer si une évaluation de l'exposition durant l'ERE quantitative préliminaire permettrait d'atténuer sensiblement l'incertitude 	
<p>Évaluation du danger</p> <ul style="list-style-type: none"> • revenir à l'évaluation de l'exposition pour déterminer les contaminants en concentrations susceptibles d'être toxiques ou de s'accumuler dans les tissus des organismes vivants • prendre en compte la présence de mélanges de substances chimiques • utiliser les données de toxicité, le cas échéant, pour estimer les CB des substances chimiques et des espèces choisies • choisir des espèces pour lesquelles on a déjà des données de toxicité et extrapoler pour les CVE • le cas échéant, examiner les données sur les populations et les communautés • tout comme pour l'évaluation de l'exposition, utiliser des bases de données toxicologiques comme AQUIRE IRIS • procéder à une évaluation de l'incertitude 	<p>Voir CCME 1996b, annexe D</p>
<p>Caractérisation du risque</p> <ul style="list-style-type: none"> • intégrer les autres éléments de l'évaluation de dépistage • faire ressortir les principales incertitudes et les lacunes dans les données, faire des recommandations pour satisfaire aux besoins en matière d'information • caractériser le risque comme étant «élevé», «moyen» ou «négligeable» • faire des estimations semi-quantitatives du risque en utilisant la méthode des quotients, si possible 	<p>Voir CCME 1996b, annexe E</p>

qui déterminent le niveau de risque au moyen des qualificatifs «élevé, moyen ou bas»

La méthode des quotients peut être utilisée lorsque l'on possède suffisamment d'information pour estimer une concentration prévue dans l'environnement (CPE) dans le ou les milieux les plus importants et lorsque des études assez nombreuses ont déjà été faites pour déterminer une concentration de base (CB). On peut utiliser une CB pour les espèces locales ou pour des espèces voisines. Le quotient est calculé en utilisant le ratio de la CPE à une CB. Un quotient inférieur à 1 indique que le risque est faible et qu'il n'est pas ou peu nécessaire de prendre des mesures (Burns, 1991). Un quotient proche de 1 signifie qu'il existe une incertitude dans l'estimation du risque et qu'il faut recueillir d'autres données. Enfin, un quotient supérieur à 1 signifie que le risque est vraisemblable et que des mesures réglementaires sont peut-être nécessaires. Même si cette méthode est souvent utilisée, elle comporte plusieurs faiblesses, comme l'absence d'évaluation des effets indirects, l'absence d'impacts des doses incrémentielles, et l'absence d'effets à des niveaux d'organisation plus élevés (Burns, 1991).

Il conviendrait aussi de prévoir des facteurs de sécurité dans la caractérisation du risque (évaluation de dépistage), même si l'on recommande que l'incertitude associée à l'utilisation de ces facteurs soit appliquée à l'établissement des catégories de risque plutôt que directement aux quotients (Suter, 1986).

La méthode des quotients serait également utile dans les applications spécifiques que voici :

- détermination des contaminants d'intérêt prioritaire lorsque le site est très contaminé par de nombreux produits chimiques (c-à-d nombreux quotients >1),
- estimation du risque relatif que représentent des voies d'exposition différentes ou des milieux différents

3.2.5 Résultats

L'évaluateur du risque prépare un rapport d'évaluation de dépistage afin de fournir au gestionnaire du risque de l'information sur les résultats de l'évaluation et de formuler des recommandations pour combler les lacunes dans les données et pour effectuer d'autres études ou

évaluations des risques Il incombe au gestionnaire d'utiliser cette information pour décider si des mesures d'assainissement sont requises D'autres résultats sont énumérés dans l'encadré qui suit

Les principaux résultats de l'évaluation de dépistage comprennent :

- un rapport contenant
 - un modèle conceptuel plus détaillé du problème particulier au lieu
 - une description préliminaire des contaminants préoccupants
 - une description des récepteurs préoccupants
 - des évaluations préliminaires de la toxicité
 - une liste détaillée des principales incertitudes pour chaque élément de l'ERE
- des estimations qualitatives des effets écologiques potentiels dus à la présence de contaminants sur le site et une évaluation du degré d'incertitude associé à ces estimations
- au besoin, un cadre de référence pour une ERE quantitative préliminaire ou une ERE quantitative détaillée

3 2 6 Prochaine étape

Une fois l'évaluation de dépistage réalisée, l'évaluateur et le gestionnaire du risque devront déterminer si l'ERE est conforme aux objectifs établis pour le lieu contaminé Que l'évaluation de dépistage serve à la définition du problème, à la planification ou comme étape finale, les efforts déployés ne seront pas vains puisque les résultats sont bien documentés et que les mesures sont prises en fonction de l'information recueillie

Si le risque perçu est tellement faible qu'il peut être qualifié de négligeable, l'ERE peut se résumer à l'évaluation de dépistage, et un rapport doit être rédigé L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (EPA, 1988) a établi les critères qui déterminent si une simple analyse qualitative est adéquate Ce sont

- normes ou critères environnementaux existants,
- présence de quelques substances chimiques seulement,
- petit nombre de voies d'exposition,
- processus de rejet et de transport assez simples,
- besoin limité de détails et de précisions dans les résultats de l'évaluation

Toutefois, si l'évaluation de dépistage donne lieu à une mesure d'assainissement, il faudra procéder à une estimation semi-quantitative du risque Si plusieurs types de mesures d'assainissement sont proposés, il faudra réaliser une évaluation plus détaillée pour comparer les risques estimés associés à chacune de ces mesures La décision relèvera du gestionnaire du risque et nécessitera l'apport de l'évaluateur du risque

Les lieux qui présentent un risque moyen devront faire l'objet d'une ERE quantitative préliminaire Quant aux lieux qui présentent un risque élevé, ils devront faire l'objet soit

- d'une ERE quantitative préliminaire et, au besoin, d'une ERE quantitative détaillée, soit
- d'une ERE quantitative détaillée

Les critères utilisés pour déterminer s'il faut procéder à une ERE quantitative préliminaire sont énumérés dans le tableau 5 Cette liste n'est pas exhaustive, car la décision de passer à d'autres étapes de l'ERE est fondée sur des facteurs particuliers au site

4.0 ERE QUANTITATIVE PRÉLIMINAIRE

4 1 Introduction

Une ERE quantitative préliminaire repose sur une combinaison de données mesurées *in situ* et sur l'information déjà compilée C'est l'étape qui suit habituellement l'évaluation de dépistage Elle devrait être fondée sur les données compilées sur le lieu et des données devraient être recueillies pour combler les lacunes importantes en matière d'information En particulier, les facteurs reconnus comme présentant des risques modérés dans l'évaluation de dépistage seront examinés plus avant dans l'ERE quantitative préliminaire

Buts d'une ERE quantitative préliminaire

- produire une estimation quantitative préliminaire du risque pour les CVE qui sont exposées aux produits chimiques sur le lieu contaminé ou à proximité,
- améliorer et réévaluer le(s) modèle(s) conceptuel(s) mis au point
- améliorer et réévaluer les paramètres d'évaluation et de mesure,
- au besoin, établir le cadre de référence d'une ERE quantitative détaillée

Tableau 5. Points de décision pour la tenue d'une ERE quantitative préliminaire

Caractérisation des récepteurs	<p>Si les récepteurs potentiels comprennent</p> <ul style="list-style-type: none"> • des espèces rares, menacées ou en danger de disparition, • des habitats essentiels ou vulnérables de la faune, de la sauvagine migratrice ou des ressources des pêches, • des terres désignées comme aires naturelles, parcs ou réserves écologiques,
Évaluation de l'exposition	<p>Si les substances chimiques visées sont nombreuses et présentes à l'état de mélanges (p ex , mélange de substances organiques complexes et de métaux),</p> <p>Si les lacunes en matière d'information sont telles que le rejet, le transport et le devenir des contaminants ne peuvent être prévus de façon qualitative (en particulier si l'évaluation du danger indique que les substances chimiques visées sont très toxiques),</p> <p>Si les voies d'exposition potentielles ne peuvent être identifiées, il faut effectuer des mesures des concentrations de produits chimiques sur le terrain, si elles ne permettent toujours pas de repérer les voies d'exposition, il faut procéder à une ERE quantitative préliminaire,</p> <p>Si le degré d'incertitude est inacceptable compte tenu de l'information sur le danger, et une ERE quantitative préliminaire réduirait considérablement cette incertitude,</p>
Évaluation du danger	<p>Si les données indiquent que le mélange de substances chimiques aura une toxicité synergique (supérieure à celle prévue d'après la toxicité de chacun des paramètres) Ce type d'information est rarement accessible,</p> <p>Si les récepteurs potentiels sont exposés à un mélange de produits chimiques dont on ignore la toxicité ou les effets biologiques, il faudra procéder à des tests de toxicité Ces derniers peuvent être effectués dans le cadre d'une évaluation de dépistage, mais une ERE quantitative préliminaire sera probablement nécessaire, d'après les critères d'autres éléments,</p> <p>En l'absence de CB, on peut utiliser des données sur des lieux témoins ou tirées des ouvrages existants, toutefois, si la substance chimique est «exotique», il faudra sans doute procéder à une ERE quantitative préliminaire pour déterminer les effets sur le lieu considéré</p>
Caractérisation du risque	<p>Si des CB ne sont pas disponibles et qu'elles ne peuvent être calculées parce qu'on ne possède pas de données sur la toxicité, il faudra peut-être effectuer une ERE quantitative préliminaire, en d'autres termes, s'il n'y a pas d'information pour procéder à une caractérisation qualitative du risque,</p> <p>Si le quotient de risque est supérieur à 1</p>

4 2 Éléments d'une ERE quantitative préliminaire

Des exemples de tâches types associées à chacun des éléments d'une ERE quantitative préliminaire sont résumés dans le tableau 6

4 2.1 Caractérisation des récepteurs

Voir CCME 1996b, annexe B

La caractérisation des récepteurs dans une ERE quantitative préliminaire comprend la collecte de

données *in situ* sur les récepteurs d'intérêt et nécessite donc un programme d'échantillonnage approprié sur le terrain (voir CCME 1996b, annexe A) Les études devraient être axées sur les espèces et les communautés identifiées dans l'évaluation de dépistage comme étant des CVE et caractériser les cycles de vie de la population, les exigences en matière d'habitat et la chaîne alimentaire La densité globale de la population ou la structure par classe d'âge pourraient faire l'objet d'estimations quantitatives préliminaires Les données appropriées requises pour évaluer la santé de la

Tableau 6. Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une ERE quantitative préliminaire

Sources d'information	
<ul style="list-style-type: none"> • méthodes quantitatives • collecte de données sur le terrain et en laboratoire • mesure directe • connaissances des experts locaux • méthodes des quotients et de la relation continue d'exposition-reponse (individu, population) • modèles et calculs simples reliés à des données particulières au site 	
Caractérisation des récepteurs	
<p>Exigences en matière de données</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les informations requises d'après l'évaluation de dépistage • élaborer un programme de collecte de données sur le terrain qui satisfera aux objectifs de l'ERE • déterminer le niveau approprié d'organisation (p ex , population, communauté, écosystème) • tenir compte de l'échelle de l'ERE par rapport à l'échelle du (des) récepteur(s) et l'échelle des paramètres d'évaluation et de mesure (p ex , l'échelle chronologique, l'échelle spatiale) 	Voir CCME 1996b, annexe B
<p>Caractérisation de l'habitat</p> <ul style="list-style-type: none"> • fournir des données de base sur les propriétés physiques ou chimiques susceptibles d'influer sur les réponses du récepteur • examiner les relations écologiques entre le lieu contaminé et les habitats adjacents 	
<p>Caractérisation des récepteurs –espèces et populations</p> <ul style="list-style-type: none"> • indiquer les paramètres structurels des CVE [densité de population, biomasse, distribution, structure des classes d'âge, situation (p ex , rare, en danger de disparition), cycle de vie] • évaluer les interactions entre les divers éléments du réseau trophique • établir les paramètres fonctionnels des CVE (exigences alimentaires, taux d'ingestion, potentiel de bioaccumulation, activités) • examiner les effets à l'échelle de la communauté et de l'écosystème 	
<p>Caractérisation des récepteurs –communautés et écosystèmes</p> <ul style="list-style-type: none"> • indiquer les paramètres structurels (biodiversité, biomasse, stade de succession des guildes, réseau trophique) • évaluer les paramètres fonctionnels (production primaire, respiration, décomposition, cycle des éléments nutritifs, résilience) • examiner l'importance locale, régionale 	
Évaluation de l'exposition	
<p>Sélection des produits chimiques cibles</p> <ul style="list-style-type: none"> • réévaluer et revoir les produits chimiques cibles déjà choisis, au besoin 	Voir CCME 1996b, annexe C
<p>Rejet, transport et devenir des contaminants</p> <ul style="list-style-type: none"> • évaluer les principaux mécanismes de rejet (p ex, poussières, volatilisation, contamination des eaux de surface et des eaux souterraines, prise en charge directe par le biote) • évaluer les voies de transport les plus probables et le devenir des contaminants • fournir des estimations quantitatives du rejet, de la distribution et de la concentration des contaminants d'après des mesures directes, des calculs manuels ou des modèles simples 	
<p>Analyse des voies d'exposition</p> <ul style="list-style-type: none"> • déterminer les principales voies d'exposition, pour chacun des récepteurs, d'après les estimations quantitatives de l'exposition • examiner les voies d'exposition des CVE 	

Tableau 6 Suite

<p>Exposition des organismes aquatiques et terrestres</p> <ul style="list-style-type: none"> • examiner le degré d'exposition mentionné dans l'évaluation de dépistage • estimer l'exposition via les principales voies • pour les systèmes aquatiques, fournir des estimations préliminaires de l'exposition ou de la concentration dans les tissus en utilisant un facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration • effectuer une recherche documentaire et établir des contacts pour obtenir des données sur les paramètres d'exposition (p ex , taux d'ingestion, etc) • pour les systèmes terrestres, fournir de l'information sur la dose • au besoin, développer des modèles simples de la chaîne alimentaire • examiner les effets cumulatifs
<p>Analyse de l'incertitude</p> <ul style="list-style-type: none"> • classer les sources d'incertitude par catégorie et par importance (p ex , incertitude des données, du modèle) • fournir des estimations de l'incertitude (limite de confiance ou de tolérance) pour les concentrations d'exposition, si possible Les concentrations types sont les moyennes géométriques et l'exposition maximale raisonnable (EMR) L'EMR correspond à l'intervalle de confiance de 95 % • vérifier et étalonner les estimations initiales à l'aide des données de surveillance
<p>Évaluation du danger Voir CCME 1996b, annexe D</p>
<ul style="list-style-type: none"> • confirmer ou modifier la liste des produits chimiques cibles • revoir les données de toxicité compilées lors de l'évaluation de dépistage et de l'ERE quantitative préliminaire • réévaluer les paramètres de mesure et d'évaluation • établir un plan d'échantillonnage et d'essai pour évaluer les effets des contaminants du lieu sur les CVE • établir un lien entre l'évaluation de l'exposition (c -à-d la distribution des contaminants) et l'échantillonnage en vue de l'évaluation du danger • effectuer les essais de toxicité appropriés, utiliser des substituts au besoin et mettre au point des méthodes d'extrapolation Ces types d'essai devront peut-être être précisés par le responsable de la réglementation pour en assurer l'uniformité • recourir à une batterie d'essais pour les paramètres de mesure • si les effets des produits chimiques cibles requièrent des paramètres sublétaux ou autres, procéder aux essais nécessaires • développer des modèles de population pour prévoir les effets d'une exposition aux contaminants • pour les études sur le terrain, s'intéresser avant tout aux effets sur les populations et les communautés • estimer l'incertitude
<p>Caractérisation du risque Voir CCME 1996b, annexe E</p>
<ul style="list-style-type: none"> • estimer le quotient CPE/CB pour les paramètres les plus sensibles (utiliser les CB pour la concentration seuil produisant un effet et la CME0 le cas échéant, sinon, utiliser les CL₅₀ et d'autres paramètres moins sensibles), avec estimation de l'incertitude • relation continue d'exposition-réponse au niveau individuel estimer la probabilité de plusieurs ordres d'effet (p ex réduction de 5, 10 ou 25 % du taux de survie, de croissance ou de reproduction) • modèles de population combiner les estimations des effets sur la survie, la croissance et la reproduction pour obtenir le potentiel reproducteur moyen (+/- limites de tolérance), la probabilité d'extinction ou d'autres estimations appropriées des effets et des risques • pour toutes les méthodes, examiner les effets et les risques associés aux différentes mesures d'assainissement • établir un cadre de référence pour une ERE quantitative détaillée, le cas échéant

population devraient être recueillies par rapport à l'information sur l'exposition. En outre, l'absence des espèces prévues devrait être notée. L'information recueillie sert à cibler l'évaluation du danger et peut également être utilisée pour définir les différentes étapes de l'évaluation de l'exposition.

4.2.2 Évaluation de l'exposition **Voir CCME 1996b, annexe C**

Avant de déterminer les effets d'un contaminant, il faut évaluer le degré de contamination réel ou potentiel atteignant le récepteur. Les sources, les voies de pénétration et la distribution de tous les produits chimiques préoccupants sur le lieu contaminé seront déterminées. La plupart du temps, il faudra se rendre sur place pour recueillir des données sur le mode de rejet des contaminants, sur le moment des rejets et sur leurs quantités, de manière à estimer les concentrations de contaminants et la gravité de la contamination. L'évaluation du devenir et du comportement des contaminants permettra d'estimer l'exposition (dose ou concentration) des récepteurs via les voies d'exposition. Une évaluation préliminaire de l'exposition devrait également donner des renseignements sur les voies, l'ampleur, la fréquence et la durée de l'exposition aux produits chimiques cibles qui sont présents sur le lieu ou qui en migrent. Ces estimations de l'exposition devraient être accompagnées d'estimations du degré d'incertitude.

Les méthodes employées vont des calculs manuels à l'aide d'équations relativement simples aux modèles utilisant des mesures directes liées aux milieux environnementaux. L'incertitude serait établie à partir des limites de confiance ou de tolérance applicables aux concentrations de contaminants réellement mesurées dans divers milieux ou à partir de simulations utilisant des distributions connues ou estimées des paramètres comme données d'entrée.

Le degré de quantification et de complexité devrait correspondre à celui des autres éléments, plus spécialement l'évaluation du danger et la caractérisation du risque, même si des limites (coût, logistique) imposeraient aussi des contraintes sur les données qui pourraient être obtenues. L'évaluation de l'exposition devrait être relativement complète pour ce qui est de la quantification de l'exposition pour tous les produits chimiques d'intérêt prioritaire et toutes les voies d'exposition.

4.2.3 Évaluation du danger **Voir CCME 1996b, annexe D**

Les évaluations du danger faites dans le cadre de l'ERE quantitative préliminaire devraient permettre d'estimer quantitativement la toxicité des échantillons prélevés sur le site contaminé. On doit, si possible, effectuer les essais de toxicité avec les récepteurs préoccupants, mais on peut procéder par extrapolation pour estimer la toxicité. Le paramètre de toxicité est normalement la mortalité, mais des paramètres chroniques et sublétaux reliés aux récepteurs sont aussi très utiles. Lorsque l'aspect important porte sur l'évaluation de la population ou de la communauté, les mesures directes sont très précieuses.

Les questions d'intérêt dans une évaluation du risque peuvent être reliées aux effets sur l'abondance, la production et la persistance des populations et des niveaux supérieurs de l'organisation. Malgré la grande importance des paramètres au niveau des populations, peu de chercheurs ont mis au point des outils pour évaluer ces effets (Suter, 1993). Donc, les données de toxicité au niveau individuel sont intégrées dans la théorie écologique, de manière à fournir des évaluations utiles des effets des contaminants sur les populations.

Les études effectuées au niveau des populations peuvent comprendre des paramètres de mesure tels que la taille et la densité des populations, la structure par classe, la fréquence/probabilité d'extinction et la superficie requise des habitats.

Suter (1993) examine diverses méthodes pour l'analyse des populations en vue d'une ERE et donne des exemples. Les méthodes sont classées dans différentes catégories : potentiel de reproduction, matrices de projection, modèles globaux et modèles individuels. Ces derniers ayant suscité beaucoup d'intérêt dernièrement, de plus amples informations sont fournies ci-dessous.

Les modèles individuels sont des modèles dans lesquels la dynamique des populations est représentée en termes de physiologie, de comportement et d'autres éléments de chaque organisme. Selon Suter (1993), on peut adopter deux grandes démarches pour développer ces modèles : la première met l'accent sur la simulation de Monte Carlo et la deuxième, sur des solutions analytiques aux équations. La démarche analytique produit des résultats généraux, faciles à vérifier et à comprendre, toutefois, le

niveau de détail est limité et les modèles s'appliquent mieux aux organismes simples. La démarche de simulation peut faire intervenir un nombre illimité de variables et de paramètres. Des modèles informatisés peuvent s'appliquer à des centaines d'individus sur de longues périodes. Les modèles de simulation exigent toutefois de très nombreuses données et sont très complexes.

Dans la plupart des cas, il faut extrapoler les données obtenues lors de l'évaluation du danger (p. ex. d'une espèce à l'autre, d'un paramètre à l'autre, du laboratoire au terrain) et/ou utiliser des modèles de population. Ces derniers sont des éléments importants de l'évaluation du danger dans l'ERE quantitative préliminaire, mais souvent ils contribuent pour une large part de l'incertitude.

Des données quantitatives préliminaires sur le potentiel de bioaccumulation seront produites. Enfin, les facteurs propres au site et susceptibles de modifier les effets prévus seront définis.

4.2.4 Caractérisation du risque Voir CCME 1996b, annexe E

De simples méthodes quantitatives utiliseront l'information recueillie au cours des trois autres étapes de l'ERE quantitative préliminaire afin de déterminer les réactions des espèces sensibles aux contaminants d'intérêt prioritaire et ce, au niveau des populations. Les méthodes appropriées de caractérisation du risque comprennent la méthode des quotients et les méthodes continues d'exposition-réponse à l'échelle des individus ou des populations. Les estimations du risque obtenues avec la méthode des quotients devraient être plus quantitatives que celles utilisées dans l'évaluation de dépistage. L'utilisation de facteurs de sécurité est à déconseiller, à moins que ces facteurs ne soient étayés de façon empirique. Il faut fournir des limites de confiance ou de tolérance pour les CPE et les CB, ou les deux. Il est plus facile de comparer les caractérisations du risque si la CB se rapporte aux effets types [p. ex. CL_{10} , CE_{20} ou un autre quantile] plutôt qu'à la CSEO, à la concentration maximale admissible d'un toxique (CMAT) ou à la concentration minimale produisant un effet observé (CMEO). Il faut noter que si les réponses aux quantiles sont déterminées régulièrement, il est relativement simple de passer au niveau de complexité suivant les relations continues d'exposition-réponse.

Les méthodes des quotients et des relations continues d'exposition-réponse conviennent parfaitement aux applications spécifiques suivantes :

- élaboration de critères d'assainissement,
- caractérisation du risque dans le cas de petits sites ou de contamination limitée à quelques zones.

La plupart des critères et des objectifs ou recommandations actuellement en vigueur au Canada sont établis à l'aide d'une méthode quotient et sont fixés à une certaine CB divisée par un facteur de sécurité. Ainsi, on peut établir les recommandations ou les critères, y compris les critères d'assainissement, de façon uniforme. Toutefois, il y aurait lieu d'évaluer les critères d'assainissement spécifiques qui ont été établis par une méthode des quotients, en procédant à des contrôles ultérieurs ou en les comparant avec des critères établis à l'aide d'autres méthodes, comme les modèles de population.

Il n'est pas toujours nécessaire d'estimer les effets ou les risques à l'échelle des populations lorsque la contamination est limitée à de petites zones. Toutefois, l'évaluateur du risque doit tenir compte des espèces exposées et de l'influence de la variabilité temporelle sur cette hypothèse. Il se peut que les petites zones contaminées ne contiennent que quelques individus, plus spécialement des individus des espèces plus importantes, ou, dans les cas extrêmes, que la zone contaminée soit plus petite que le domaine vital d'un oiseau ou d'un mammifère donné. Dans ces zones, ce sont les apports et les pertes par migration, plutôt que les taux de survie ou de reproduction, qui déterminent le nombre d'organismes; les modèles de population traditionnels ne s'appliquent donc pas.

Il faut utiliser les modèles de population lorsque le site contaminé est suffisamment vaste pour que le nombre d'organismes soit surtout déterminé par les taux de survie et de reproduction sur le site plutôt que par les apports et les pertes par migration. De plus, il peut être difficile, à de telles échelles spatiales, de mesurer *in situ* le nombre d'organismes ou le taux de reproduction. Les modèles de population sont recommandés précisément dans les cas suivants :

- grands sites et études régionales,
- sites où il n'est pas recommandé de procéder *in situ* à l'échantillonnage d'espèces rares, menacées ou en

- danger de disparition ou à la réalisation d'essais de toxicité,
- établissement de priorités lorsque des contrôles, essais de toxicité et analyses chimiques approfondis sont requis,
 - examen de solutions de rechange, plus spécialement d'autres méthodes d'assainissement coûteuses,
 - vérification ou évaluation des critères/méthodes des quotients

La disponibilité des relations exposition-réponse pour les taux de survie, de croissance et de reproduction, ainsi que la disponibilité de modèles convenables (et de programmes informatiques pour ces modèles) sont les principaux éléments qui limitent l'utilisation des modèles de population. De plus en plus, on a recours aux modèles de population dans la caractérisation des risques. La méthode de Monte Carlo est un outil maintenant utilisé dans l'ERE. Elle comprend les étapes suivantes (Suter, 1993)

- 1 définition des distributions statistiques des variables initiales,
- 2 échantillonnage aléatoire de ces distributions de variables initiales,
- 3 calculs répétés du modèle à l'aide d'ensembles de variables initiales choisis au hasard,
- 4 analyse des résultats

Le résultat, après plusieurs itérations, est une distribution probabilistique du risque en fonction de l'exposition avec la valeur la plus probable, la valeur moyenne, les valeurs extrêmes ainsi qu'une courbe qui décrit la variabilité et l'incertitude relatives au risque calculé dû à l'exposition (Gephart et coll., 1994)

Il existe maintenant des programmes informatiques normalisés qui permettent de faire des simulations de Monte Carlo (p. ex., @RISK et Crystal Ball). Toutefois, les hypothèses implicites qui contribuent à l'incertitude de l'ERE peuvent ainsi échapper aux utilisateurs. De même, parce que les simulations de Monte Carlo sont faciles à réaliser, elles sont souvent mal utilisées. Dernièrement, Burmaster et Anderson (1994) ont proposé 14 principes de bonne pratique pour l'utilisation des techniques Monte Carlo à des fins d'ERE dans le but d'aider les utilisateurs à effectuer et réviser les évaluations de probabilité de risque.

Suter (1993) a indiqué qu'il n'était pas toujours facile de recueillir des données pour étalonner un modèle de

population. Une autre méthode de validation du modèle consiste à comparer d'autres modèles pour évaluer la conformité des prévisions.

Quelle que soit la méthode utilisée pour caractériser les risques, l'énoncé des risques devrait décrire les risques relatifs des produits chimiques préoccupants. Cet énoncé peut prendre plusieurs formes, comme la probabilité qu'une concentration donnée d'un contaminant sera dépassée (ou sa fréquence relative) ou la probabilité cumulative que des concentrations d'un contaminant dépassent un certain seuil. Les hypothèses et les incertitudes du modèle doivent également être bien établies de manière que les énoncés du risque soient mis en contexte.

4.2.5 Résultats

Les résultats de l'ERE quantitative préliminaire sont résumés dans l'encadré ci-dessous.

Les principaux résultats d'une ERE quantitative préliminaire comprennent

- une estimation quantitative du risque d'effets écologiques et des estimations du degré d'incertitude associé à cette estimation
- une base de données spécifique du lieu portant sur les produits chimiques prioritaires, les espèces sensibles, la toxicité et les conditions environnementales actuelles
- un rapport spécifiant les activités qui composent le projet, les résultats, les incertitudes, les conclusions et des recommandations
- un modèle simple étalonné (c.-à-d. vérifié avec des données réelles) prévoyant les conditions biotiques et abiotiques futures avec et sans mesures d'atténuation

4.2.6 Prochaine étape

Une fois l'ERE quantitative préliminaire réalisée, l'évaluateur et le gestionnaire du risque devront déterminer si elle est conforme aux objectifs établis pour le lieu contaminé. À ce point, il faut choisir l'une des deux options suivantes.

- on peut prendre des mesures d'après l'ERE quantitative préliminaire
ou
- une partie ou l'ensemble des éléments de l'ERE doivent faire l'objet d'une ERE quantitative détaillée

Les critères utilisés pour déterminer s'il faut procéder à une ERE quantitative détaillée sont énumérés dans le tableau 7. Cette liste n'est pas exhaustive, car la décision de passer à d'autres étapes de l'ERE est fondée sur des facteurs particuliers au site.

À cette étape ou à n'importe quelle autre étape, on peut choisir de passer au niveau de complexité suivant pour un ou plusieurs éléments. Par exemple, à la fin de l'ERE quantitative préliminaire, on peut décider de procéder à une ERE quantitative détaillée pour les études d'exposition ou du danger seulement, si, par exemple, l'on possède suffisamment d'informations sur les espèces sensibles.

5.0 ERE QUANTITATIVE DÉTAILLÉE

5.1 Introduction

On procède à une ERE quantitative détaillée lorsqu'il faut recueillir d'autres données pour atténuer l'incertitude concernant l'estimation du risque faite à l'étape de l'ERE quantitative préliminaire. Il faudra peut-être effectuer des essais plus nombreux sur le terrain, mettre au point des modèles plus complexes ou valider les données pour examiner différents problèmes comme les effets sur la communauté ou l'écosystème, les effets des mélanges de produits chimiques sur le biote et/ou l'exposition par des

Tableau 7 Points de décision pour la tenue d'une ERE quantitative détaillée

<p>Caractérisation des récepteurs</p>	<p>La plupart du temps, on peut caractériser les récepteurs de façon appropriée en procédant à une ERE quantitative préliminaire, sinon, une ERE quantitative détaillée peut s'imposer.</p> <p>La caractérisation des récepteurs mènera plus probablement à une ERE quantitative détaillée selon les récepteurs identifiés, ainsi pour les lieux renfermant des récepteurs qui préoccupent beaucoup le public ou qui suscitent une inquiétude écologique, il faudra peut-être procéder à une ERE quantitative détaillée pour atténuer l'incertitude.</p>
<p>Évaluation de l'exposition</p>	<p>Des méthodes analytiques quantitatives plus complexes sont requises pour les sites présentant une combinaison des éléments suivants</p> <ul style="list-style-type: none"> • nombreux contaminants • absence de norme environnementale ou de critère environnemental • aucune donnée pour calculer les concentrations de base • voies d'exposition multiples • processus complexes de rejet et de transport des contaminants • besoin de résultats analytiques très détaillés et précis <p>Si l'utilisation du lieu est très complexe, entraînant des expositions et des voies d'exposition aux contaminants imprévisibles, il faudra peut-être procéder à une évaluation de l'exposition dans le cadre d'une ERE quantitative détaillée comprenant un vaste programme d'échantillonnage sur le terrain (surtout si l'évaluation du danger indique que les produits chimiques cibles sont très toxiques).</p> <p>Si les produits chimiques cibles sont nombreux et présents à l'état de mélange.</p> <p>Si le degré d'incertitude est inacceptable compte tenu de l'information sur le danger (p. ex. danger extrême) et qu'une ERE quantitative détaillée pourrait atténuer considérablement cette incertitude.</p>
<p>Évaluation du danger</p>	<p>Si les paramètres d'évaluation se trouvent aux niveaux supérieurs de l'organisation biologique (p. ex., communauté ou écosystème) et/ou les paramètres de mesure doivent être techniquement sophistiqués (p. ex., essais de toxicité chronique, microcosmes, mésocosmes).</p>
<p>Caractérisation du risque</p>	<p>Si le paramètre d'évaluation requiert une évaluation du risque à l'échelle de la population ou à un niveau plus élevé (p. ex., modèle type de la colonne d'eau, SWACOM).</p>

voies multiples. Certains éléments requièrent des modèles informatisés

Buts d'une ERE quantitative détaillée

- prévoir quantitativement les risques actuels ou futurs qui menacent les populations écologiques, les communautés et les écosystèmes du fait de la présence et de la migration de produits chimiques sur le lieu et de leur migration hors du site
- élaborer un processus adaptatif pour établir des objectifs d'assainissement quantitatifs, uniques et spécifiques du lieu, lesquels pourront être revus au besoin

5.2 Éléments d'une ERE quantitative détaillée

Il est important de préciser qu'une ERE quantitative détaillée n'est faite que dans certaines circonstances. Dans la plupart des cas, un ou deux éléments seulement d'une ERE (p. ex., évaluation de l'exposition, caractérisation des récepteurs, évaluation du danger, caractérisation du risque) feront l'objet d'une ERE quantitative détaillée, les autres éléments seront soumis à une ERE quantitative préliminaire. Le processus d'ERE sera facilité si les lacunes en matière de données sont comblées en fonction des éléments particuliers. Un résumé des différentes tâches associées aux éléments d'une ERE quantitative détaillée est fourni au tableau 8.

5.2.1 Caractérisation des récepteurs

Voir CCME 1996b, annexe B

La caractérisation des récepteurs est une étape peu fréquente, car l'ERE quantitative préliminaire est habituellement suffisante. Ce niveau très détaillé permet d'examiner des problèmes particuliers qui impliquent des espèces ou des communautés d'une très grande importance. Des études quantitatives qui exigent beaucoup de données sur les communautés et les écosystèmes sont requises.

5.2.2 Évaluation de l'exposition

Voir CCME 1996b, annexe C

Les évaluations de l'exposition sont quantitatives et exigent généralement le recours à des modèles informatisés sophistiqués pour décrire les modes de

transport actuels et futurs. Comme l'échelle spatiale d'une ERE quantitative détaillée est vaste, les évaluations de l'exposition doivent tenir compte de divers mécanismes de rejets et voies d'exposition.

L'estimation de l'incertitude à l'aide de la méthode Monte Carlo, de l'analyse de sensibilité et de l'étalonnage au moyen des données de surveillance peut représenter une partie importante d'une ERE quantitative détaillée, à la condition que des distributions adéquates des paramètres soient disponibles. Les principales limites à l'évaluation sont probablement le manque de données pour les variables initiales et de modèles appropriés, notamment pour les écosystèmes terrestres.

Les analyses d'incertitude effectuées dans le cadre d'une ERE quantitative détaillée seront souvent limitées par la disponibilité de données sur l'exposition.

5.2.3 Évaluation du danger

Voir CCME 1996b, annexe D

Des paramètres de toxicité chronique et sublétales seront estimés pour divers produits chimiques. La toxicité des mélanges de produits chimiques présents sur le site pour les espèces sensibles sera déterminée au moyen d'essais de toxicité réalisés en laboratoire ou *in situ*. Ces tests viseront tout spécialement les milieux contaminés du site.

L'évaluation du danger permet aux investigateurs d'examiner des cas spécifiques liés aux effets biologiques nocifs sur le site contaminé. À ce niveau, les paramètres de mesure sont très semblables aux paramètres d'évaluation. Il faut un protocole expérimental perfectionné comprenant des hypothèses bien précises et vérifiables. On examine normalement les niveaux élevés d'organisation biologique pour étudier des considérations non couvertes par les tests de toxicité.

Quatre types d'effets susceptibles d'être observés dans les essais et les modèles applicables aux écosystèmes ne se manifestent pas au niveau des organismes et des populations (Suter, 1993). Ce sont

- les effets sur la capacité d'une population à interagir avec les populations d'autres espèces,

- les effets indirects sur une population, attribuables aux effets sur les populations avec lesquelles elle interagit,
- les changements dans la structure de l'écosystème,
- les changements dans les fonctions de l'écosystème

Les deux premiers types d'effet touchent les communautés et subissent l'influence de l'écosystème, tandis que les deux derniers sont observés uniquement dans les écosystèmes. Les scientifiques reconnaissent l'importance des écosystèmes tout en continuant d'utiliser les caractéristiques biologiques des organismes et des populations. Cette situation découle en grande partie de l'absence d'outils pour les études à l'échelle des écosystèmes. Les obstacles aux évaluations écosystémiques sont examinés par Suter (1993)

5.2.4 Caractérisation du risque **Voir CCME 1996b, annexe E**

Un modèle de simulation par ordinateur sera sans doute nécessaire pour formuler des prévisions quantitatives au sujet des risques actuels et futurs qui menacent les populations, les communautés et les écosystèmes à cause de la migration de produits chimiques à partir du lieu contaminé. On disposera ainsi d'une base à partir de laquelle on pourra produire des estimations quantitatives du risque écologique qui s'étendent sur toute une gamme de situations, de l'absence de mesures d'atténuation à l'élimination maximale possible.

Les méthodes de caractérisation du risque les plus appropriées sont les modèles des relations continues d'exposition-réponse à l'échelle de l'écosystème. Toutefois, il y a deux cas spécifiques pour lesquels les méthodes des quotients pourraient convenir

- estimation du risque découlant de la présence de produits chimiques multiples, par sommation des quotients
- estimation du risque et élaboration de critères d'assainissement pour les communautés aquatiques

Présentement, la sommation des quotients n'inclut pas les effets toxiques synergiques et/ou antagonistes potentiels causés par les mélanges de produits chimiques. Les données disponibles sont insuffisantes. L'hypothèse d'additivité s'applique particulièrement aux

produits chimiques qui entraînent le même effet par le même mécanisme d'action. Pour les quotients déterminés à l'aide de différents critères de base, il faudrait préciser quels sont ces critères. Il serait difficile de distinguer les quotients en fonction de l'effet et du mécanisme d'action, si cette opération n'est pas bien faite, le risque peut être sous-estimé. Par mesure de sécurité, tous les effets seront traités également et additionnés pour chacun des produits chimiques et voies d'exposition.

Nous n'avons pas tenté d'élaborer des modèles d'écosystème simulant les cas où il y a la présence de contaminants multiples, d'ailleurs, une telle opération serait difficile. La sommation des quotients peut être appropriée lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques pour des espèces individuelles, mais elle ne convient pas à plus grande échelle, à moins que les quotients ne soient basés sur les effets observés à l'échelle de l'écosystème. Il existe des méthodes de quotients à grande échelle applicables aux communautés aquatiques, comme celles utilisées par l'Ohio EPA (1987a, b, 1988). De façon plus générale, il existe de nombreuses publications concernant les impacts sur les communautés de macro-invertébrés benthiques (Klemm et coll., 1990). On peut estimer les risques pour les communautés aquatiques et élaborer des critères d'assainissement pour les sites contaminés, à la condition qu'il existe des données pour des lieux de référence. Toutefois, les méthodes comme celles employées par l'Ohio EPA ne peuvent être utilisées pour prévoir les effets qu'auront les autres mesures d'assainissement et ne tiennent pas compte du transfert des effets d'un niveau à un autre.

Les ERE quantitatives détaillées et les modèles d'écosystèmes seront utilisés tout particulièrement dans le cas des sites très contaminés. Les modèles peuvent également servir à orienter les activités de surveillance et à examiner les autres solutions d'assainissement. Ils sont recommandés dans les cas suivants

- lieux de grande superficie (bassins hydrographiques, écorégions)
- lieux renfermant des habitats essentiels, y compris des communautés ou des écosystèmes uniques
- vérification ou évaluation des critères/méthodes des quotients

Tableau 8 Sommaire des tâches reliées aux éléments d'une ERE quantitative détaillée

Sources d'information	<ul style="list-style-type: none"> • méthodes quantitatives détaillées • études sur le terrain, données de surveillance et modèles informatiques détaillés • modèles doivent permettre de prévoir l'exposition, le danger et le risque associés à chaque mesure d'assainissement ainsi qu'aux conditions existantes pour des voies d'exposition/produits chimiques multiples
Caractérisation des récepteurs	Voir CCME 1996b, annexe B
Étude détaillée	<ul style="list-style-type: none"> • effectuer des analyses approfondies de la structure de la communauté • améliorer la précision et la justesse des données quantitatives recueillies lors de l'ERE quantitative préliminaire • procéder à des mesures sur le terrain des fonctions de l'écosystème • évaluer la trajectoire des successions après l'application de mesures d'assainissement
Évaluation de l'exposition	Voir CCME 1996b, annexe C
Sélection des produits chimiques cibles	<ul style="list-style-type: none"> • revoir ou confirmer à partir de l'ERE quantitative préliminaire, le cas échéant, utiliser les modèles quantitatifs perfectionnés du devenir des contaminants qui incorporent les principales voies de pénétration des produits chimiques individuels et de leurs mélanges
Rejet, transport et devenir des contaminants	<ul style="list-style-type: none"> • combiner les modèles détaillés et les mesures directes (données de surveillance <i>in situ</i>) • appliquer des modèles complexes (p ex , GEMS, EXAMS) au lieu considéré • examiner le transport à distance des contaminants et leur persistance à long terme
Analyse des voies d'exposition	<ul style="list-style-type: none"> • intégrer l'exposition associée à plusieurs voies • confirmer les voies d'exposition par des mesures directes • utiliser des modèles quantitatifs perfectionnés du devenir des contaminants incorporant les principales voies des produits chimiques individuels et de leurs mélanges
Exposition des organismes aquatiques et/ou terrestres	<ul style="list-style-type: none"> • intégrer les modèles détaillés d'exposition aux modèles du transport et du devenir • faire des estimations quantitatives de l'exposition associée aux différentes voies • considérer les modèles du réseau trophique, le cas échéant
Analyse de l'incertitude	<ul style="list-style-type: none"> • fournir des estimations de l'incertitude pour l'exposition • utiliser la méthode Monte Carlo, l'analyse de sensibilité, l'étalonnage à l'aide des données de surveillance lorsque des distributions adéquates de données existent
Évaluation du danger	Voir CCME 1996b, annexe D
<ul style="list-style-type: none"> • réévaluer les paramètres de mesure et d'évaluation • utiliser des modèles perfectionnés d'évaluation du danger (p ex , mésocosmes, microcosmes, QSARS, expériences sur le terrain, croissance, essais de reproduction avec des espèces indigènes, évaluation à l'échelle de la communauté/de l'écosystème) • établir des relations d'extrapolation au besoin, pour atténuer l'incertitude • évaluer les mélanges et les voies d'exposition multiples, le cas échéant • établir des relations exposition-réponse bien documentées pour des échantillons prélevés sur le site • évaluer les relations exposition-réponse pour ce qui est de la survie, de la croissance et de la reproduction de toutes les CVE • évaluer les relations exposition-réponse pour les populations, les communautés et/ou les écosystèmes • estimer l'incertitude 	

Tableau 8 Suite

Caractérisation du risque	Voir CCME 1996b, annexe E
<ul style="list-style-type: none"> • utiliser des modèles de population, de communauté et d'écosystème, en de rares occasions, utiliser la méthode des quotients • fournir des probabilités pour différents ordres de grandeur des effets • estimer l'incertitude et la sensibilité • indiquer les principales sources d'incertitude reliées aux prévisions, établir un programme de surveillance pour vérifier et évaluer ces prévisions • faire des estimations quantitatives du risque écologique 	

5.2.5 Résultats

Les résultats d'une ERE quantitative détaillée sont résumés dans l'encadré ci-dessous

Principaux résultats d'une ERE quantitative détaillée

- une base de données spécifique contenant de l'information sur les produits chimiques cibles, les communautés et le biote récepteurs, la toxicité et les conditions du milieu
- des modèles perfectionnés étalonnés (c-à-d basés sur des données obtenues sur le terrain) pour prévoir les conditions biotiques et abiotiques avec et sans mesures d'atténuation
- un sommaire de tous les points susmentionnés sous forme d'un rapport présentant toutes les étapes du projet et couvrant toutes les activités, les résultats, les conclusions et les recommandations finales

5.2.6 Besoins en matière de recherche et de développement

Parmi les principaux besoins en matière de recherche et de développement associés aux éléments d'une ERE quantitative détaillée, on compte

- l'élaboration de méthodes quantitatives empiriques simples, particulièrement celles basées sur des évaluations rétrospectives antérieures
- l'évaluation des facteurs de sécurité et des extrapolations utilisés dans les méthodes des quotients, et la mise au point de solutions de rechange
- l'élaboration de modèles permettant d'évaluer le risque d'une exposition à des produits chimiques multiples

- l'élaboration de modèles pour les espèces/écosystèmes terrestres et non commerciaux

D'autres points, comme les effets dépendant de la densité et l'exposition par des voies multiples, sont probablement moins importants. Les effets dépendant de la densité peuvent certainement exister, mais, s'ils sont inclus dans la caractérisation du risque, ils diminuent normalement les estimations du risque. Les personnes chargées de la réglementation hésitent peut-être à accepter ces estimations moindres du risque, à moins que ces effets n'aient été démontrés de façon concluante au cours d'études *in situ*. Les voies d'exposition multiples ne sont probablement importantes que pour un nombre limité de composés, car, comme dans la plupart des cas, une voie prédomine (LaKind et Rifkin, 1990).

Les sites faisant l'objet d'une évaluation quantitative détaillée sont probablement très contaminés et les différents éléments du programme d'assainissement peuvent être de nature expérimentale. Il faut donc élaborer un processus sélectif qui permettra de vérifier le succès ou l'efficacité du programme d'assainissement via un programme de surveillance environnementale, lequel fournira de l'information grâce à laquelle le cadre de l'ERE sera raffiné et les méthodes seront éprouvées et améliorées.

6.0 RAPPORT SUR L'ERE

Le document qui résulte d'une évaluation du risque montre de quelle manière l'évaluation du risque a été réalisée et quelles en sont les conclusions. En normalisant les documents d'évaluation du risque et en s'assurant qu'ils sont regroupés dans un endroit central,

on s'assurera de constituer une bibliothèque d'exemples utiles

Chaque évaluation du risque est différente, mais les rapports devraient comporter des éléments types. Évidemment, certaines sections comme la table des matières, la liste des figures, la liste des tableaux, les remerciements, les références et les annexes, doivent être incluses dans tous les rapports. La liste des autres sections requises lors de la production du rapport d'une ERE se trouve ci-dessous.

Le **sommaire exécutif** qui résume l'étude de manière non technique pour les responsables de la prise de décisions devrait comporter les éléments suivants

- l'information générale sur le lieu étudié,
- le fondement et les objectifs de l'évaluation du risque,
- une description du niveau de l'ERE,
- une description des méthodes d'évaluation du risque,
- une description des principales conclusions de l'étude

L'**introduction** devrait comporter les éléments suivants

- un énoncé clair des objectifs de l'étude,
- les raisons à l'origine de la décision d'effectuer une évaluation du risque et le niveau de l'ERE jusqu'à ce point

La **description du site** devrait comprendre les éléments suivants

- une description du site et de ses utilisations, y compris des cartes détaillées et de l'information sur l'utilisation des terrains adjacents et sur d'autres milieux potentiellement touchés (p. ex., eaux souterraines qui s'écoulent dans des eaux de surface),
- une description de la nature et de la gravité de la contamination par type de milieu et de contaminant

La section sur **l'approche adoptée** devrait être conforme au niveau de détail décrit dans le présent document et inclure

- une section sur l'approche globale utilisée pour effectuer l'évaluation du risque (des figures et des schémas sont utiles),
- de la documentation détaillée sur les raisons d'être de l'ERE, comme les déclencheurs,

- une section décrivant la structure du rapport

L'introduction ainsi que les sections sur la description du lieu et sur l'approche adoptée donnent le ton au reste du document, on encourage donc les auteurs à préparer ces sections avant d'entreprendre l'évaluation du risque. Si le public à qui s'adresse le rapport est peu renseigné sur l'évaluation du risque, on peut inclure un bref résumé de la théorie dans l'introduction. Dans la description du site, on devrait mentionner les travaux pertinents entrepris sur les lieux.

Le **corps** de l'évaluation du risque comporte cinq sections principales : planification de l'ERE, caractérisation des récepteurs, évaluation de l'exposition, évaluation du danger, caractérisation du risque. Chacune de ces sections devrait renfermer les renseignements suivants

- introduction présentant l'élément particulier de l'évaluation du risque,
- méthodes particulières utilisées,
- hypothèses,
- constatations, avec accent mis sur la présentation de l'information sous forme de figures et de tableaux,
- prise en compte de l'incertitude, y compris les sources majeures,
- conclusions, avec accent particulier mis sur l'information requise pour les autres éléments de l'évaluation du risque (p. ex., les résultats de la caractérisation des récepteurs sont utiles pour l'évaluation du danger)

Le corps de l'évaluation du risque devrait être suffisamment détaillé pour qu'un praticien de l'évaluation du risque puisse juger si les travaux sont conformes aux objectifs et sont effectués de manière adéquate. Il est plus important de faire des efforts pour l'évaluation du risque elle-même que de produire un rapport détaillé, cependant ce dernier constitue la seule documentation de l'évaluation du risque réalisée.

La section sur **l'incertitude globale** de l'évaluation du risque devrait résumer les incertitudes mises en évidence dans le corps du texte. L'influence de l'incertitude sur les conclusions de l'ERE devrait être examinée.

La **conclusion globale** de l'évaluation du risque devrait être brève et utiliser l'information fournie dans les conclusions de chacun des éléments du corps du rapport. Les conclusions devraient être intégratives et réunir tous

les aspects de l'évaluation La chose la plus importante à garder à l'esprit lorsqu'on prépare des conclusions est de résumer les résultats dans le contexte des objectifs de l'étude

Il est recommandé de préparer un *glossaire*, car la terminologie de l'évaluation du risque n'est pas encore d'usage courant dans un grand nombre de milieux scientifiques

Références

- Barnhouse, L W et G W Suter II, éd 1986 User's manual for ecological risk assessment Prepared for U S EPA, Office of Research and Development, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN
- Beanlands, G E et P N Duinker 1983 An ecological framework for environmental impact assessment in Canada Institute for Resources and Environmental Studies and Federal Environmental Assessment Review Office Halifax (N -É)
- Burmester, D E et P D Anderson 1994 Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments Risk Analysis 14 477-481
- Burns, L A 1991 PIRANHA Pesticide and Industrial Chemical Risk ANalysis and Hazard Assessment Version 2 0 U S EPA, Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, Athens, GA
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement) 1991 Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés Préparé par le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés Winnipeg (Manitoba) CCME EPC-CS34
- CCME 1996a Document d'orientation sur l'élaboration d'objectifs particuliers à un site en vue d'améliorer la qualité du sol des lieux contaminés au Canada Préparé par le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés Winnipeg (Manitoba)
- CCME 1996b A framework for ecological risk assessment technical appendices Ébauche finale
- CCME 1996c Illustrations of the ecological risk assessment framework for contaminated sites Ébauche finale
- Denneman, C A J et C A M van Gestel 1990 Soil contamination and soil ecosystems proposal for c-(test) values based on ecotoxicological risks National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) Report No 725201001 Bilthoven, the Netherlands Traduit du hollandais par Environnement Canada
- Fava, J A , W J Adams, R J Larson, G W Dickson, K L Dickson et W E Bishop 1987 Research priorities in environmental risk assessment Publication of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Washington, DC
- Gephart, L A , J G Tell et L R Triemer 1994 Exposure factor manual J Soil Contam 3 47-117
- Green, R H 1979 Sampling design and statistical methods for environmental biologists Toronto John Wiley and Sons
- Jasanoff, S 1993 Relating risk assessment and risk management EPA Journal 19 35-37
- Klemm, D J , P A Lewis, F Fulk et J M Lazorchak 1990 Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters EPA/600-4-90/030 U S Environmental Protection Agency, Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, Cincinnati, OH
- LaKind, J et E Rifkin 1990 Current method for setting dioxin limits in water requires reexamination Environ Sci Technol 24 963-965
- Norton, S , M McVey, J Colt, J Durda et R Hegner 1988 Review of ecological risk assessment methods Prepared for U S EPA, Office of Planning and Evaluation, by ICF Inc , Fairfax, VA
- National Academy of Sciences 1983 Risk assessment in the federal government managing the process Printing and Publishing Office, National Academy of Sciences, Washington DC
- Ohio EPA (Environmental Protection Agency) 1987a Biological criteria for the protection of aquatic life, vol 2 Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section Columbus, OH Doc 0046e/0013e

- Ohio EPA 1987b Biological criteria for the protection of aquatic life, vol 3 Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section Columbus, OH Doc 0046e/0013e
- Ohio EPA 1988 Biological criteria for the protection of aquatic life, vol 1 The role of biological data in water quality assessment Ohio EPA, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section Columbus, OH Doc 0055e/0015e
- Parkhurst, B R , H L Bergmann, M D Marcus, C S Creager, W Warren-Hicks, H Olem, A Boelter et J P Baker 1990 Evaluation of protocols for aquatic ecological risk assessment and risk management Prepared for WPCF Research Foundation, Technology Assessment Department, Alexandria, VA
- Pastorok, R J et J R Sampson 1990 Review of ecological risk assessment methods to develop numerical criteria for cleanup of hazardous waste sites Draft Prepared for Washington Department of Ecology, Olympia, WA
- Sheehan, P J 1987 Functional processes of ecosystems their use in assessing the effects of mixtures of chemicals *Dans SCOPE 30 Methods for Assessing the Effects of Mixtures of Chemicals*, éd V B Vouk, G C Butler et Ph Bourdeau New York John Wiley and Sons, Ltd
- Suter, G W , II 1986 Toxicity quotients Pp 31-38 *dans* User's manual for ecological risk assessment, éd L W Barnthouse et G W Suter II Prepared for the U S EPA, Office of Research and Development, by the Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN
- Suter, G W , II 1989 Ecological endpoints Pp 2-1 to 2-28 *dans* Ecological assessment of hazardous waste sites A field and laboratory reference document, éd W Warren-Hicks, B R Parkhurst et S S Baker Prepared by Kilkelly Environmental Associates for the U S EPA EPA/600/3-89/013
- Suter, G W , II 1993 Ecological risk assessment Ann Arbor, MI Lewis Publishers
- U S EPA (Environmental Protection Agency) 1986 Superfund risk assessment information directory U S EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC EPA/540/1-86/061
- U S EPA 1988 Superfund exposure assessment manual U S EPA, Office of Remedial Responses, Washington, DC EPA/540/1-88/001
- U S EPA 1989 Risk assessment guidance for Superfund, vol 2 Environmental evaluation Manual, interim final U S EPA, Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC EPA/540/1-89/001
- U S EPA 1992 Framework for ecological risk assessment Risk Assessment Forum February 1992 Washington, DC EPA/630/R-92/001

Glossaire

bio-indicateurs - Indicateurs biochimiques ou cellulaires de l'exposition (p ex charges corporelles, dommages à l'ADN, activité enzymatique et indicateurs biochimiques de l'état reproductif ou bioénergétique)

caractérisation du risque - Évaluation de la probabilité que des effets écologiques adverses puissent se produire à la suite de l'exposition à un agent stressant, notamment une évaluation des conséquences de ces effets

caractérisation du lieu - Évaluation des données et de l'information disponibles concernant le lieu (p ex utilisation du lieu, géologie, hydrologie, données disponibles sur la chimie et la toxicité, etc)

CMAT (concentration maximale admissible d'un toxique) - Concentration maximale à laquelle un agent stressant peut être présent et ne pas être toxique pour l'organisme testé. La CMAT est normalement calculée comme étant la moyenne géométrique de la concentration minimale à laquelle un effet néfaste a été observé (CMEO) et de la concentration maximale sans effet néfaste (CSEO)

CMEO (concentration minimale produisant un effet observé) - La plus faible quantité ou concentration d'un agent stressant pour lequel on a observé un effet biologique

composantes valorisées de l'écosystème (CVE) - Chacun des attributs ou éléments environnementaux résultant de valeurs ou de considérations dues à la société

concentration efficace médiane (CE₅₀) - Concentration d'un agent stressant dans l'eau dont on estime qu'elle produit une certaine réponse biologique, autre que la mortalité, chez 50 pour cent des organismes testés pendant un intervalle de temps spécifique (p ex une CE₅₀-48 h pour les daphnies)

concentration de base (CB) - Concentration spécifique à laquelle on s'attend à un certain niveau d'effet (p ex CL₂₅ CMAT). Elle est dérivée de l'évaluation du danger

concentration létale médiane (LC₅₀) - Concentration d'un agent stressant dans l'eau qui provoque, estime-t-on, la mort chez 50 % des organismes exposés sur une période donnée (p ex , CL₅₀ de 96 h chez les poissons)

concentration prévue dans l'environnement (CEE) - Concentration calculée d'un produit chimique dans un milieu particulier, sur un site donné

CSEO (concentration sans effet observé) - Quantité ou concentration d'un agent stressant qui n'a aucun effet néfaste

essais par niveaux - Méthode d'essai suivant laquelle tous les essais ne sont pas faits de manière synoptique ou même simultanée. Des essais sont effectués initialement pour déterminer les secteurs à étudier en détail, qui peuvent (ou non) comporter une étape plus approfondie

évaluation de l'exposition - Processus consistant à estimer la dose reçue par un organisme, une population ou un écosystème. Il peut être prospectif, auquel cas des estimations des concentrations du produit chimique et les formes sous lesquelles il se trouve sont combinées avec des estimations du comportement de l'organisme pour prévoir la dose. Il peut aussi être rétrospectif, auquel cas la dose est estimée à partir des charges corporelles du produit chimique ou des changements dans l'organisme, causés par le produit chimique (bio-indicateurs)

évaluation du danger - Processus global qui consiste à évaluer le type et l'ordre de grandeur des effets néfastes causés par un agent stressant

évaluation du risque - Série de méthodes scientifiques formelles pour estimer les probabilités et les ordres de grandeur d'effets indésirables résultant de la libération de produits chimiques, d'autres actions humaines ou de catastrophes naturelles

évaluation du risque écotoxicologique (ERE)

- Processus consistant à attribuer des ordres de grandeur et de probabilité à des effets adverses des activités humaines (ou de catastrophes naturelles) (Barnhouse et Suter, 1986)

- Une série formelle de méthodes scientifiques pour estimer les probabilités et les ordres de grandeurs d'effets non désirés sur des plantes, des animaux et des écosystèmes, résultant d'événements qui se sont produits dans l'environnement, notamment la libération de polluants, une modification physique de l'environnement et des désastres naturels (Fava et coll , 1987)
- Une sous-catégorie de l'évaluation de l'impact écologique qui (1) prévoit la probabilité que des effets nuisibles se produisent dans un écosystème ou dans toute partie d'un écosystème à la suite d'une perturbation, (2) met en relation l'ordre de grandeur de l'impact et la perturbation (Norton et coll , 1988)
- L'ERE est le processus qui évalue la probabilité que des effets écologiques nuisibles puissent se produire ou se produisent à la suite de l'exposition à un ou plusieurs agents stressants Cette définition reconnaît qu'un risque n'existe pas à moins que (1) l'agent stressant ait la capacité de causer des effets nuisibles, (2) qu'il coïncide ou reste en contact avec le constituant écologique suffisamment longtemps et à une intensité suffisante pour produire le ou les effets nuisibles décelés (U S EPA, 1992a)

exposition - Processus par lequel un produit chimique est acheminé jusqu'à un organisme auquel il est administré sous forme de dose (quantité d'un produit chimique soit dans l'organisme entier, soit dans un tissu cible) L'exposition est un résultat de la concentration et de la forme d'un produit chimique dans l'environnement, couplée avec la présence de l'organisme

facteur d'application (FA) - Valeur numérique sans dimension qui se calcule en divisant le concentration seuil de toxicité chronique d'un produit chimique par la concentration seuil de toxicité aiguë de ce produit On calcule généralement le FA en divisant les limites [concentration sans effet observé (CSEO) et la concentration minimale produisant un effet observé (CMEO)] de la concentration maximale admissible d'un toxique (CMAT) par la CL_{50} Le FA s'exprime habituellement par un intervalle de valeurs et il est multiplié par la concentration létale médiane d'un produit chimique déterminée par un essai de toxicité à court terme (aiguë) pour estimer la concentration sans effet prévu au cours d'une exposition chronique

facteur de bioaccumulation (FBA) - Rapport de la concentration d'un composé dans les tissus d'organismes aquatiques à la concentration de ce composé dans l'eau

facteur modificateur - Toute caractéristique d'un organisme ou du milieu environnant qui influe sur la toxicité

paramètre de mesure - Effet d'un élément écologique qui peut être mesuré et décrit d'une manière quantitative

paramètre d'évaluation - Caractéristique d'un système écologique qui est le point central de l'évaluation du risque

mésocosme - Modèle physique et biologique composite d'un écosystème, intermédiaire entre un microcosme et un macrocosme, avec un niveau d'organisation le plus similaire possible à celui du monde naturel

microcosme - Simulation en laboratoire d'une portion d'un écosystème (p ex une communauté microbienne dans un bécher)

QSAR (Quantitative Structure Activity Relationship) - Méthode pour estimer des propriétés physiques et toxicologiques d'un produit chimique d'après sa structure chimique, ses groupes fonctionnels et sa ressemblance avec des produits chimiques connus

récepteur - Entité (p ex organisme, population, communauté, écosystème) qui peut subir des effets néfastes à la suite d'un contact ou d'une exposition à une substance préoccupante

risque - Probabilité d'un effet indésirable prescrit comme des blessures, une maladie ou la mort, résultant d'actions humaines ou d'une catastrophe naturelle

simulation Monte Carlo - Un processus itératif au cours duquel, à chaque itération, les valeurs des variables stochastiques d'un modèle sont issues aléatoirement de distributions statistiques définies, une modélisation est réalisée, et un résultat est obtenu La distribution des résultats des différentes itérations permet de déterminer la probabilité d'occurrence d'une valeur particulière (d'après Suter, 1993)

SWACOM - Modèle type de la colonne d'eau, meilleur modèle connu de l'écosystème qui tient compte des processus qui se produisent dans les niveaux supérieurs du réseau trophique comme la compétition, la prédation et les transferts d'énergie via la chaîne alimentaire

voie d'exposition - Moyens par lesquels des organismes sont exposés à des contaminants Ces voies comprendraient l'absorption des contaminants à partir de solution, l'ingestion d'aliments/proies contaminés, l'inhalation de particules contaminées, etc Plus généralement, les voies d'exposition comportent l'exposition par l'intermédiaire de l'eau, du sol, des sédiments, des aliments et des autres milieux