

Université du Québec

Mémoire

Présenté

À

L'Institut National de la Recherche Scientifique (eau)

Comme exigence partielle

de la

Maîtrise ès Sciences (eau)

Par

Marc Sinotte

B.Sc. Biologie

"L'incertitude en
matière de contrôle des substances toxiques"

Février 1988

REMERCIEMENTS

L'auteur désire remercier très sincèrement ses directeurs de thèse messieurs Denis Couillard et Jean-Louis Sasseville qui ont su éveiller en lui une dimension jusque là insoupçonnée des problèmes environnementaux.

Enfin, l'auteur est reconnaissant à tous ceux dont les encouragements et la patience ont favorisé la réalisation de cette thèse.

RÉSUMÉ

Le mémoire vise l'élaboration d'une procédure permettant l'estimation de l'incertitude quantitative et qualitative liée aux cas les plus simples de définition d'objectifs de traitement. Cette procédure permettra d'apprécier la possibilité de sous-évaluer ou de surévaluer l'effet d'un rejet sur le milieu récepteur, de vérifier l'ampleur du respect ou du dépassement des recommandations une fois les mécanismes correctifs mis en place ou encore, d'orienter les programmes de suivi environnemental après intervention. L'obtention de moyennes, variances et limites de confiance tout au long du processus pourrait également permettre d'associer une mesure de probabilité ou de risque aux bénéfices et aux coûts des diverses alternatives.

Le premier chapitre de ce mémoire traitera des théories, concepts d'application et méthodes employées dans l'élaboration des objectifs de traitement, ainsi que des hypothèses qui leur sont sous-jacentes. La procédure d'évaluation de l'incertitude sera par la suite traitée au chapitre 2. Cette dernière procédure sera appliquée à quelques cas au troisième chapitre. Enfin, les implications d'une telle méthode seront revues à l'étape de discussion du 4^e chapitre.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
REMERCIEMENTS	i
RESUME	ii
TABLE DES MATIERES	iii
AVANT-PROPOS	iv
INTRODUCTION	1
 1 ^{er} CHAPITRE: Recommandation de traitement touchant les substances toxiques.....	3
1.1 Processus de formulation des recommandations.....	3
1.2 Cadre conceptuel	6
1.2.1 Données de base	10
1.2.2 Concepts d'application:	16
a) Détermination des objectifs	16
b) Application des objectifs	22
1.3 Méthodes de formulation des recommandations de trai- tement	24
 2 ^e CHAPITRE: Procédure d'évaluation de l'incertitude inhérente à la méthode de formulation des recommandations de traitement.....	30
2.1 Sources d'incertitude dans le processus de recomman- dation	30
2.1.1 Données de base	31
2.1.2 Application:	36
a) Détermination des objectifs	38
b) Application des objectifs	46

	Page
2.2 Evaluation de l'incertitude associée au processus de recommandation.....	53
2.2.1 Méthode pour établir l'incertitude:	53
a) Incertitude quantitative	58
b) Incertitude qualitative	59
2.2.2 Limites de la méthode	60
3e CHAPITRE: Etude de cas.....	62
4e CHAPITRE: Discussion.....	66
4.1 Extension de l'analyse d'incertitude au cas de la protection de la santé humaine.....	66
4.2 Besoin d'information	71
4.3 Besoin d'intégration	71
4.4 Recherche du compromis	75
CONCLUSION.....	76
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	77

ANNEXE I

AVANT-PROPOS

Les traces de la pollution sont désormais retrouvées presque partout sur la planète mettant en évidence l'ampleur universelle du phénomène. A cet égard les sociétés industrielles, pour des raisons évidentes, possèdent un risque intrinsèque plus élevé souvent caractérisé par l'occurrence d'événements de nature catastrophique. Il suffit pour se le rappeler, d'en mentionner quelques-unes ayant eu lieu près de nous: rejet et accumulation de plusieurs polluants organiques et inorganiques dans la rivière St-Clair en Ontario, déversement de BPC à Kenora en Ontario, libération de plusieurs substances toxiques par le site d'enfouissement de Love Canal dans l'état de New-York, contamination de nappes phréatiques de Ville-Mercier par des hydrocarbures ou encore production de dioxines par les procédés de blanchiment au chlore des usines de pâtes et papiers.

Des situations moins spectaculaires, mais tout aussi évocatrices, comme la contamination des bélugas du golf Saint-Laurent par le Mirex, pesticide n'ayant pourtant jamais été utilisé au Québec, nous forcent également à admettre que toutes les composantes de l'écosystème sont susceptibles d'être affectées, même si elles se situent parfois loin des sources polluantes.

En effet, l'action polluante, bien qu'habituellement produite de façon sectorielle, engendre souvent des répercussions plus généralisées sur l'ensemble de notre environnement physique, biologique ou socio-économique (Couillard, 1983 a). C'est probablement cet état de fait, de même qu'une difficulté d'appréhension liée à la complexité des situations rencontrées, qui a favorisé le développement de la gestion publique de l'environnement.

Parmi toutes les sources possibles de pollution, il semble que celles liées aux substances toxiques fassent l'objet d'une attention particulièrement récente et généralisée. Le domaine de l'eau n'échappe pas à cette tendance mais, contrairement aux para-

mètres plus conventionnels (DBO₅, MES, pH, etc) utilisés dans la conception des ouvrages d'épuration d'eaux usées, les connaissances sur les substances toxiques semblent davantage parcellaires. Ceci se traduit par des évaluations environnementales qui varient quant à leur exhaustivité et leur fiabilité. Malgré les difficultés et faiblesses de la cognition en regard des toxiques, plusieurs mécanismes ont été mis en place pour prévenir la répétition d'événements malheureux comme la pollution par des produits tel le DDT, le Mirex ou les BPC. Ces mêmes mécanismes seront probablement efficaces dans le cas des nouveaux produits ayant des caractéristiques totalement inacceptables (ceux-ci pouvant alors être rejetés au stade même de leur synthèse). Cependant, pour ceux déjà en utilisation ou pour lesquels les caractéristiques toxiques ne sont pas extrêmes (très toxiques ou totalement inoffensives), l'étendue de l'incertitude rendra sûrement difficile tout refus ou acceptation catégorique. Le dilemme restera probablement toujours celui du choix du compromis idéal entre l'information plus complète et le coût (en temps, argent ou autres ressources) inhérent à son acquisition. La recherche de ce compromis demeurera donc un élément clef de toute prise de décision et cela, peu importe l'étape du processus où la décision devra être prise (connaissance de la toxicité, applicabilité au milieu récepteur réel, choix entre les actions à entreprendre, etc.).

Malgré les progrès notables enregistrés dans le domaine des évaluations effectuées en déficit d'information (analyse de risque ou autres) il faudra du moins pour un certain temps, demeurer humble face à notre capacité de prévoir et de prévenir les événements catastrophiques causés directement ou indirectement par l'être humain. Les techniques de mesures et les modèles de prédiction les plus poussés ne peuvent garantir une compréhension complète des chaînes d'événements conduisant à l'occurrence d'une catastrophe. Il ne faudrait pas prendre trop rapidement pour une panacée les améliorations technologiques récentes au risque d'amères déceptions comme en fait foi un document récent (CEE, 1985-86) sur la politique préventive de la Communauté Européenne en matière de

produits chimiques et d'environnement: après avoir cité les tristes expériences de Sévêso (Italie) et de Bhopal (Inde) le document titrait avec optimisme: "La sécurité nucléaire: un exemple pour la sécurité industrielle"; c'était évidemment avant Tchernobyl (URSS)...

INTRODUCTION

Le présent travail vise l'analyse de l'incertitude lors de la définition des objectifs de traitement pour des sources ponctuelles de substances toxiques. La détermination de l'incertitude est d'une grande importance tant du point de vue scientifique, pour définir les champs de recherche ayant la pertinence maximale d'application, que du point de vue administratif (ou gestionnaire), pour connaître la "force probante" associée aux informations de base servant à la prise de décision touchant les sources polluantes.

À la diversité des sources de substances toxiques et à la complexité des effets engendrés s'attache généralement une somme d'incertitudes d'autant plus importante que la situation est complexe. Les mécanismes utilisés pour contrer ces effets (programme de dépollution) entraînent à leur tour une complexité supplémentaire accompagnée d'une somme d'incertitudes correspondante. Les incertitudes n'ont toutefois pas empêché la prise de décision ni la conduite d'actions à tendance correctrice ou normative. La prise de décision ne sera éclairée qu'en autant que l'information qui la sous-tend soit suffisante pour prévoir les retombées des actions entreprises, mais également pour estimer la probabilité (objective ou subjective) que ces retombées se réalisent effectivement.

Bien que les méthodes actuelles maximisent l'utilisation des données existantes, elles négligent souvent la variabilité attachée aux résultats subséquents (même si cette information est souvent disponible pour les données initiales). Il s'en suit que l'incertitude tant quantitative (intervalle de confiance sur les données de toxicité, les mesures chimiques, les débits mesurés et estimés, les probabilités d'occurrence des événements, etc.) que qualitative (transposition des résultats de laboratoire aux condi-

tions réelles de terrain, variabilité, intra et inter spécifiques, etc.) demeure peu cernée. Les résultats des évaluations sur les substances toxiques sont alors susceptibles de contenir une forte composante aléatoire et en conséquences les choix s'offrant aux gestionnaires également.

1er CHAPITRE: RECOMMANDATION DE TRAITEMENT TOUCHANT LES SUBSTANCES TOXIQUES

1.1 Processus de formulation des recommandations

Le besoin d'actions préventives a probablement favorisé l'acceptation d'hypothèses permettant de porter un jugement "éclairé" découlant d'informations toxicologiques nécessairement incomplètes. En effet, malgré l'utilisation de l'information empirique générée par l'étude a posteriori des événements polluants, des raisons éthiques évidentes limitent les expérimentations à grande échelle sur l'écosystème naturel ce qui nous imposent l'utilisation d'un processus prévisionnel destiné à limiter les cas flagrants de toxicité humaine ou environnementale. Certains diront que ces évaluations sont trop sévères et limitent le développement industriel, d'autres, au contraire, soutiendront qu'aucun risque ne doit être toléré lorsqu'il s'agit de santé humaine ou d'atteinte à notre environnement. Quoiqu'il en soit, ce n'est généralement pas l'utilité du processus prévisionnel comme tel qui est mis en cause par les divers intervenants, mais plutôt les critères de choix associés à chacune de ses étapes.

La figure 1 illustre ce processus de façon formelle bien qu'en pratique, certaines étapes puissent être réalisées de façon non consciente par les intervenants. Il faut remarquer l'existence d'une boucle de rétroaction concernant la caractérisation accrue d'un déséquilibre réel ou potentiel, et ce, par l'utilisation des données générées précédemment ainsi que par la connaissance des liens entre les divers niveaux d'organisations (e.g. espèce, population, écosystème). Le sens des flèches de cette figure illustre la notion d'évaluation d'une situation polluante actuelle, alors que l'inversion du sens des flèches traduit une notion nor-

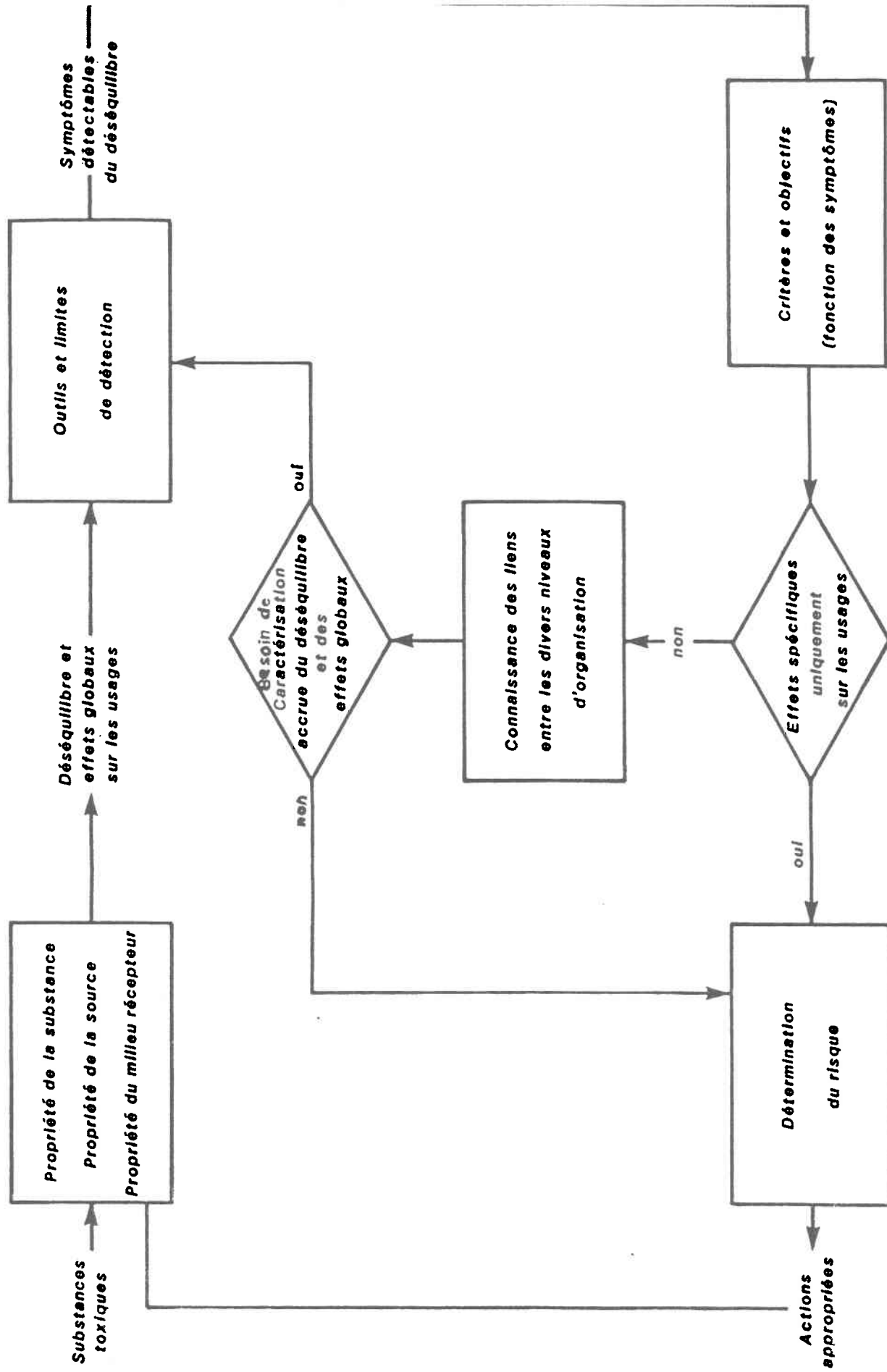


Figure 1. ILLUSTRATION DU PROCESSUS PAR LEQUEL ON ÉVALUE L'ACCEPTABILITÉ D'UNE SOURCE DE SUBSTANCE TOXIQUE.

mative ou préventive du processus d'évaluation de l'acceptabilité d'une nouvelle source polluante.

Le résultat du processus est dépendant des hypothèses propres à chacune de ses étapes: l'acquisition des données toxicologiques varie selon les outils employés, l'utilisation de ces données varie selon les concepts d'application retenus, l'interprétation spécifique conduisant à un jugement décisif est tributaire des critères décisionnels (e.g. le risque acceptable) et ainsi de suite.

Avant d'élaborer sur les sources d'incertitude inhérente au dit processus, ce sont des théories, concepts et méthodes que nous mettrons en évidence tout au long de ce premier chapitre; cependant, nous nous restreindrons désormais à la dimension aquatique des problèmes d'assainissement. Des définitions générales de même que certaines hypothèses seront utilisées pour cerner la majorité des fondements théoriques employés subséquentement dans les évaluations touchant les substances toxiques affectant les divers usages de la ressource eau.

1.2 Cadre conceptuel de la formulation des recommandations

Tel qu'illustré à la figure 1 les substances toxiques, en quantité suffisante, sont en mesure de créer des déséquilibres environnementaux qui produiront des symptômes détectables ou non selon les outils et les limites de détection utilisés pour les mettre en évidence. Les symptômes détectés devront par la suite être confrontés aux critères et objectifs s'y rattachant pour enfin permettre la détermination du risque associé au déversement desdites substances toxiques.

Une étape essentielle de l'évaluation de l'acceptabilité d'une substance (ou source de substances toxiques) demeure la capacité que possède l'évaluateur de détecter les symptômes d'un déséquilibre actuel ou potentiel. Les outils ainsi que leur puissance et limite de détection prennent alors une importance majeure puisque sans symptômes réels ou potentiels il peut difficilement y avoir quelque évaluation.

Il convient alors de situer succinctement dans les tableaux I et II, quelques outils toxicologiques utilisables pour l'usage vie aquatique et santé humaine. On y remarque deux pôles d'attraction, un premier permettant la détection de symptômes simples caractérisé par une facilité d'application de la méthode scientifique, et le second recherchant la mise en évidence d'effets plus globaux mais souvent limité par les difficultés d'utilisation de la méthode scientifique. Comme nous le verrons plus loin chacun de ces outils possède ses avantages et inconvénients de même qu'un niveau d'incertitude intrinsèque.

Nous tenterons maintenant de définir certaines notions permettant de mieux saisir le fonctionnement des processus de formula

TABLEAU I - Liste de quelques outils toxicologiques utilisés pour la vie aquatique, selon deux pôles d'attraction différents

Outils toxicologiques	Symptômes détectés	Type de mesure enregistrée	Pôles d'attraction	
Vie aquatique			Réductionnisme écologique (effets simples)	Facilité de la méthode scientifique
• Toxicité létale aiguë	• mortalité	• CL ₅₀ ^b (courte durée)		
• Toxicité sous-létale aiguë	• immobilisation, réflexe, etc.	• CE ₅₀ (courte durée)		
• Toxicité létale chronique	• mortalité	• CL ₅₀ (longue durée)		
• Toxicité sous-létale chronique	• Reproduction, croissance, comportement, modification fonctionnelle, etc.	• CE ₅₀ (longue durée)		
• Monitoring chimique ^a	• Contamination des composantes de l'environnement	• Concentration de substances toxiques dans diverses matrices		
• Monitoring écologique ^a	• Caractéristiques écologiques des communautés aquatiques	• Diminution ou augmentation de diversité, d'équité, de richesse etc.	Réalisme écologique (effets globaux)	Difficulté de la méthode scientifique

a Les résultats de ces outils ne peuvent être utilisés sans la comparaison avec une valeur de référence ou avec un site témoin (effet relatif au site contrôle)

b Le pourcentage retenu de 50% est arbitraire, il pourrait varier à volonté.

TABLEAU II - Liste de quelques outils toxicologiques utilisés pour la santé humaine, selon deux pôles d'attraction différents

Outils toxicologiques	Symptômes détectés	Type de mesure enregistrée	Pôles d'attraction
Santé humaine			
• Toxicité létale aiguë	• Mortalité	• DL50 (courte durée)	Réductionnisme (effet simple)
• Toxicité létale subchronique	• Mortalité	• DL50 (moyenne durée)	
• Toxicité létale chronique	• Mortalité	• DL50 (longue durée)	
• Toxicité sous-létale subchronique ou chronique	• Croissance, pathologie	• DE50 (Moyenne ou longue durée)	
• Toxicité <u>in vitro</u>	• Mutagénécité, toxicité, etc	• DE50	
• Monitoring chimique ^a	• Contamination de l'eau, de la nourriture ou de l'humain	• Concentration de substances toxiques dans diverses matrices	
• Monitoring épidémiologique ^a	• Caractéristiques de la santé humaine	• Taux accru de maladie (cancer inclu) avec hypothèse causale si possible	Réalisme (effets globaux)
			Facilité de la méthode scientifique
			Difficulté de la méthode scientifique

a Les résultats de ces outils ne peuvent être utilisés sans la comparaison avec une valeur de référence ou avec un site témoin (effet relatif au site contrôle)

b Le pourcentage retenu de 50% est arbitraire, il pourrait varier à volonté.

tion des recommandations de traitement dont quelques exemples sont présentés en annexe. Les tableaux III et IV regroupent respectivement les notions touchant l'acquisition des données de base et l'application qu'on peut en faire ultérieurement.

1.2.1 Données de base

Les notions touchant les données de base, dont les définitions apparaissent plus bas, sont regroupées ici en quatre catégories s'échelonnant selon les pôles d'attraction évoqués précédemment. En effet dans le tableau III les notions présentées sous la catégorie "concept" sont beaucoup plus globales que celles de la catégorie "définition opérationnelle". Il est bon de remarquer dès maintenant qu'à ces différences de perspective (globale vs restreinte) s'attachent souvent des différences quant à la facilité de cerner la composante d'incertitude dont il sera question au chapitre 2.

Substances toxiques : Substances, facteurs ou combinaisons de ces derniers dont la toxicité et la présence dans le milieu peut altérer la santé, le bien-être de l'homme et de son environnement biotique et abiotique (Sasseville, 1978; NAS, 1975).

Cancérogénécité : Propriété d'une substance toxique d'engendrer ou de favoriser le développement d'un cancer (Anonyme, 1982) souvent caractérisé par une longue période de latence (NAS, 1975).

Mutagénécité : Propriété d'une substance toxique de provoquer une mutation (Anonyme, 1982).

Tératogénécité : Propriété d'une substance toxique de provoquer des anomalies de développement (Anonyme, 1982).

TABLEAU III - CLASSEMENT DES NOTIONS PERTINENTES AUX DONNÉES DE
BASE

CLASSE	NOTIONS	
Concept	• Toxicité • Cancérogénécité • Mutagénécité • Tératogénécité	
Catégorie d'étude	• Etude écosystémique • Etude épidémiologique • Etude in vitro • Biotest	
Définition générale	• Toxicité aquatique aiguë • Toxicité aquatique chronique • Toxicité aiguë envers les mammifères • Toxicité chronique envers les mammifères • Bioconcentration • Bioaccumulation • Biomagnification	
Définition opérationnelle	• CL50 • DL50 • CE50 • % V/V • Unité toxique	• MATC • NOEL • NOAEL • LOAEL • Facteur de bioconcentration

Etude écosystémique : Caractéristique d'une étude qui, par opposition aux tests effectués sur une seule espèce, tente de représenter davantage la réalité écologique en étudiant les effets des substances toxiques sur les interactions entre les diverses espèces d'un écosystème (NRC, 1981).

Etudes épidémiologiques : Caractéristique d'une étude qui tente de mettre en évidence les facteurs causant la présence réelle de maladies dans les populations humaines (Howard et al., 1982; GLWQB, 1983; GLWQB, 1986).

Etudes in vitro : Caractéristique d'une étude qui, par opposition à celles employant des animaux entiers, utilise des cellules ou organes maintenus artificiellement en vie à l'extérieur du corps du donneur ou encore des organismes entiers ne faisant pas partie du règne animal, les bactéries par exemple (NAS, 1977 a; GLWQB, 1983).

Biotest : Expérience durant laquelle on tente de définir la sensibilité létale ou sous-létale d'un organisme soumis à un stimulus donné (Brown, 1973; Stephan, 1977).

Toxicité aquatique aiguë : propriété d'une substance toxique d'engendrer un stimulus suffisamment sévère pour induire rapidement (généralement en moins de 96 h.) un symptôme biologique (e.g. mortalité ou immobilisation dans la majorité des tests à court terme) chez une espèce aquatique (NAS, 1975; AIBS, 1978; Southworth et al., 1982; Laliberté et al., 1986).

Toxicité aquatique chronique : propriété d'une substance toxique d'induire un symptôme biologique létal ou sous-létal, lorsqu'un stimulus moins sévère, mais de durée plus longue (généralement supérieure à 14 jours mais s'étendant, si possible, sur un cycle

de vie de l'animal) est appliquée à une espèce aquatique (NAS, 1975; AIBS, 1978; Southworth, G.R. et al. 1982; Laliberté et al., 1986).

Toxicité aiguë envers les mammifères : propriété d'une substance toxique d'engendrer un stimulus suffisamment sévère pour induire rapidement un symptôme biologique (généralement mais non exclusivement la létalité) lors d'une seule et forte administration de la substance à une espèce de mammifère (NAS, 1975; AIBS, 1978; Southworth et al., 1982; Laliberté et al., 1986).

Toxicité sous-chronique pour les mammifères : propriété d'une substance toxique d'induire un symptôme biologique, létal ou sous-létal, lorsqu'un stimulus d'une durée variant entre quelques jours et six mois (période ne dépassant généralement pas 1/8 de la vie normale de l'animal; environ 90 jours chez le rat) est administré à une espèce de mammifère (NAS, 1975; NAS, 1977 a; GLWQB, 1983).

Toxicité chronique envers les mammifères : propriété d'une substance toxique d'induire un symptôme biologique, létal ou sous-létal, lorsqu'un stimulus moins sévère mais de durée plus longue (généralement équivalente à la durée de vie normale de l'animal) est administré à une espèce de mammifère (NAS, 1975; AIBS, 1978; Southworth et al., 1982; Laliberté et al., 1986).

Bioconcentration : Processus par lequel l'accroissement de la concentration d'une substance à l'intérieur d'un organisme vivant est uniquement le résultat d'un partitionnement direct entre l'organisme (via la peau, les branchies, etc...) et le milieu qui l'entoure, en l'occurrence l'eau (Brungs et Mount, 1978; Macek et al., 1979; Neely, 1980; Southworth et al., 1982).

Bioaccumulation : Processus par lequel l'accroissement de la concentration d'une substance à l'intérieur d'un organisme vivant est le résultat combiné de la bioconcentration et de l'ingestion de nourriture contaminée (NAS, 1975; Brungs et Mount, 1978; Macek et al., 1979; Neely, 1980).

Biomagnification : Processus par lequel on assiste à l'augmentation progressive de la concentration d'une substance dans les organismes vivants à mesure que l'on augmente le niveau trophique des dits organismes (NAS, 1975; Brungs et Mount, 1978; Macek et al., 1979; Neely, 1980; Southworth et al., 1982; Conwell et Miller, 1984).

CL 50 (concentration létale cinquante) : mode de représentation des résultats d'un bioessai dans lequel est calculée la concentration (exprimée en poids/volume de milieu ambiant ou en volume/volume du milieu ambiant) devant tuer 50% des individus exposés à la substance toxique pendant une période de temps donné (Verschuere, 1983; Laliberté et al., 1986).

DL 50 (Dose létale cinquante) : Mode de représentation des résultats d'un bioessai dans lequel est calculée la dose (exprimée en poids/poids de l'animal) devant tuer 50% des individus auxquels la dose a été administrée pendant une période de temps donné (Verschuere, 1983; NAS, 1977 a; Laliberté et al., 1986).

CE 50 (Concentration effective cinquante)¹ : Mode de représentation des résultats d'un bioessai dans lequel est calculée la con-

¹ La même définition s'applique à DE₅₀ en interchangeant le mot concentration par le mot dose ainsi qu'en utilisant les unités appropriées.

centration (exprimée en poids par volume de milieu ambiant ou en volume par volume de milieu ambiant) effective provoquant un effet spécifique chez 50% des individus exposés à la substance pendant une période de temps donné.

%V/V (Pourcentage volume sur volume) : Représente le nombre de parties d'un effluent liquide qu'il faut mélanger avec un nombre de parties d'eau de dilution pour obtenir une réponse donnée (e.g. CL₅₀) dans un bioessai.

U.T. (Unité toxique) : Mode de représentation des résultats d'un bioessai dont le résultat de CL₅₀ est exprimé en pourcentage volume sur volume. Une (1) unité toxique est égale à:

$$1 \text{ U.T.} = \frac{100\%}{\text{CL}_{50} (\% \text{ V/V})}$$

MATC (Maximum allowable toxicant concentration)²⁻³ : Représente la concentration la plus élevée d'une substance n'entraînant pas d'effet néfaste sur la survie, la croissance ou la reproduction d'une espèce aquatique. Cette concentration est obtenue idéalement en effectuant une étude de toxicité chronique sur un cycle de vie entière de l'organisme aquatique (EPA, 1978; AIBS, 1978).

NOEL (No Observe Effect Level)²⁻³ : Représente la dose de la substance à laquelle il n'y a pas d'augmentation significative (statistique ou biologique) dans la fréquence ou la sévérité des effets entre la population exposée et un groupe contrôle approprié (EPA, 1980).

NOAEL (No Observed Adverse Effect Level)²⁻³ : Représente la dose de la substance à laquelle il n'y a pas d'augmentation significative (statistique ou biologique) dans la fréquence ou la sévérité des effets néfastes entre la population exposée et un groupe contrôle approprié (EPA, 1980).

LOAEL (Low Observed Adverse Effect Level)² : Représente la dose la plus faible de la substance, provenant d'une étude ou d'un groupe d'études, qui peut produire une augmentation significative (statistique ou biologique) dans la fréquence ou la sévérité des effets néfastes entre la population exposée et un groupe contrôle approprié (EPA, 1980).

Facteur de bioconcentration : Quotient décrivant le pouvoir d'un organisme à bioconcentrer une substance présente dans son environnement. Ce nombre est obtenu en divisant la quantité de substance dans l'organisme par celle qui se trouve dans son environnement, l'eau par exemple (AIBS, 1978; EPA, 1978).

² Pour éviter toute confusion lors de la traduction, les abréviations anglaises ont été conservées.

³ En théorie, aucune valeur rigoureusement exacte ne peut lui être associée, les résultats du test permettent seulement de la situer entre deux limites, à savoir une concentration où il y a eu effet et une où il n'y en a pas eu (EPA, 1978).

1.2.2 Concepts d'application

Il convient de distinguer ici deux notions liées à l'utilisation des données de base. La première touche la détermination des critères qui, lorsqu'ils sont respectés, devraient permettre de protéger les divers usages de l'eau, à savoir la récréation, la vie aquatique (y compris la contamination de la chaîne alimentaire) et l'approvisionnement en eau, qu'il soit privé, municipal, industriel ou agricole (Gouin et Sinotte, 1985). La seconde notion est davantage reliée à l'application au milieu récepteur proprement dit des données de base et des objectifs qui en découlent. Le tableau IV regroupe les notions pertinentes à la détermination des objectifs de même qu'à leur application. Il faut de plus noter que les notions se retrouvant dans les classes opérationnelles, bien que d'interprétation plus simple, ne sont pas pour autant épargnées par la subjectivité ou l'incertitude.

a) Détermination des objectifs

Les divers outils évoqués à la section précédente permettent aux scientifiques d'étudier la toxicité de même que les effets des substances toxiques; cependant, au-delà de l'intérêt scientifique se démarque nettement le besoin d'application des résultats à la prévention d'événements polluants. C'est ce besoin qui force tous les groupes chargés de protéger la ressource eau à établir des critères permettant d'en sauvegarder ou récupérer les divers usages.

Leur but ultime, dans l'établissement des critères, est généralement la protection de tous les organismes vivants (ou la très grande majorité d'entre eux) et ce,

**TABEAU IV - CLASSEMENT DES NOTIONS PERTINENTES À L'APPLICATION
DES DONNÉES DE BASE**

CLASSE	NOTIONS
Détermination des objectifs	
Concept	. Critères . Objectifs . Normes
Définition générale et opérationnelle	. Facteur d'application . Facteur d'incertitude . Estimateur de potentiel cancérigène . Marge de sécurité
Application des objectifs	
Définition générale	. Bruit de fond . Devenir de la substance toxique
Définition opérationnelle	. Facteur de dilution . Zone physique de mélange . Zone de mélange tolérée . Débit critique

dans la majorité des situations (MOE, 1978, 1984; Environment-Canada, 1979; EPA, 1980). Il est, dès lors, entendu que ce sont les données de toxicité chroniques qui seront les informations privilégiées pour définir les critères devant protéger les usages de l'eau. Il se peut également que des critères de toxicité aiguë soient appropriés lors d'événements intermittents (e.g. empoisonnements, déversements spontanés de produits chimiques, etc.), pour éviter les pertes nettes d'habitats fauniques ou pour restreindre davantage les pointes de concentrations enregistrées par les effluents très variables.

Avec un but avoué de protection intégrale des usages de l'eau et face aux renforcements causés par les catastrophes liées aux substances toxiques, il n'est pas surprenant que plusieurs façons administratives de définir des concentrations sécuritaires aient été développées. De manière générale, elles suivent les étapes suivantes (Dourson et Stara, 1983):

1- compilation de toutes les données disponibles (voir les paramètres décrits à la section précédente); et utilisation des courbes dose-réponse définissant les concentrations sans effets (NOEL) pour chacun des tests ou expériences.

2- évaluation de ces données pour déterminer un seuil⁴ "sécuritaire" (ou un risque⁵ donné dans le cas des substances cancérigènes).

⁴ Pour les substances non cancérigènes la notion de seuil est utilisable, c'est-à-dire qu'on assume qu'une "réserve physiologique" existe dans l'organisme et qu'elle doit être épuisée avant l'occurrence d'effets délétères. Pour ces substances, il existe donc un niveau sous lequel aucun effet néfaste ne sera observé (EPA, 1980; Michigan, 1984).

Sur le plan juridico-administratif et technique, la première étape s'avère une opération gestionnaire normale ne nécessitant qu'un minimum de jugement subjectif (cf. section 1.2.1), par contre la seconde comporte des difficultés inhérentes à la définition opérationnelle du terme "sécuritaire" (ou "risque acceptable" dans le cas des substances cancérogènes). Cette difficulté issue du déficit d'information dans la détermination des seuils dits "sécuritaires", a favorisé l'utilisation généralisée d'une forme quelconque de coefficients de sécurité. Les objectifs seront donc très souvent produits en associant aux données lesdits coefficients. Selon les données de base utilisées, ces coefficients de sécurité pourront varier. Un test de courte durée étant moins précis, son coefficient de sécurité sera rehaussé en conséquence.

Les principales notions touchant la définition des objectifs seront abordées dans la suite de cette sous-section. Il est ici utile de souligner que la terminologie dans le domaine est assez récente et que les définitions

5 Pour les produits reconnus ou suspectés cancérogènes, seule la notion de risque acceptable peut être envisagée puisqu'on présume être en présence d'un phénomène sans seuil c'est-à-dire que même à dose extrêmement faible, il y a augmentation de l'incidence de la réponse toxique (tumeur). Selon cette hypothèse, il est donc impossible de définir un seuil sécuritaire et l'objectif est alors défini en associant à chaque concentration de l'agent cancérogène un accroissement de risque correspondant (EPA, 1980; Who, 1984; Michigan, 1984).

de certains termes (e.g. critères, objectifs, standards) possèdent des distinctions assez subtiles dépendant des auteurs consultés (EPA, 1980; Johnson, 1983; BC, 1984; CCMRE, 1986).

Critère : Données scientifiques exprimant la relation entre l'exposition d'une cible à une substance polluante et l'ampleur (ou le risque selon le cas) de l'effet indésirable résultant de l'exposition. Ces données seront évaluées pour en venir à la définition d'objectif pour certains usages de l'eau (adapté de Johnson, 1983; CCMRE, 1986).

Objectif 6 : Limite numérique ou narrative devant être rencontrée en un temps donné pour le maintien et le support d'un usage de l'eau. Il peut, selon le cas, contenir un niveau de protection de base, évitant l'exposition à un risque inacceptable et un niveau de protection intégrale, évitant tout effet indésirable à la cible (adapté de Johnson, 1983; CCMRE, 1986).

Norme : Objectif (ou limite pour l'atteindre) ayant pour but de limiter l'exposition des cibles et qui a force de loi à un palier quelconque de gouvernement (adapté de Johnson, 1983; CCMRE, 1986).

Facteur d'application : Facteur d'ajustement que l'on applique à un résultat de toxicité aiguë pour estimer la

-
6. Pour les fins de ce travail considérons les objectifs comme étant les concentrations résultant du processus d'évaluation spécifique des rejets ponctuels d'une usine polluante.

concentration sans effet d'un test de toxicité chronique n'ayant pu être réalisé. On le définit par le ratio entre la concentration d'une substance toxique n'entraînant pas d'effet néfaste à long terme (e.g. MATC ou NOAEL) et celle causant une toxicité aiguë (CL₅₀ 96 h. ou DL₅₀) pour une espèce soumise à un polluant donné (Eaton, 1973; EPA, 1978; AIBS, 1978).

Facteur d'incertitude (ou de sécurité) : Facteur employé pour s'assurer de la protection efficace d'un usage contre les incertitudes inhérentes au processus d'extrapolation des seuils sécuritaires. La valeur de ces facteurs varie selon l'exhaustivité des données de base disponibles. (Adapté de NAS, 1977 b; EPA, 1980; Dourson et Stara, 1983; Michigan, 1984).

Estimateur de potentiel cancérigène : Constante, spécifique à chacune des substances cancérigènes, correspondant à la limite supérieure de confiance (à 95%) associée au risque de contracter un cas de cancer supplémentaire, lorsqu'on est exposé durant toute sa vie à une concentration faible d'une substance cancérigène (EPA, 1980).

Marge de sécurité : Portion de facteur ne pouvant être expliquée par des sources précises d'incertitude et qui à ce titre entraîne un degré de sécurité accru (Dourson et Stara, 1983).

b) Application des objectifs

Après l'établissement des objectifs devant préserver les usages, il faut s'interroger sur les conditions nécessaires et suffisantes pour entraîner effectivement dans le milieu récepteur les interactions néfastes appréhendées. Cette application doit être entreprise autant dans le cas d'évaluation a priori d'une nouvelle source polluante, que dans l'évaluation a posteriori d'une source existante pour laquelle des recommandations de traitement pourraient être formulées. Il s'agit donc de mettre en évidence l'étendue et l'ampleur de l'atteinte aux usages à l'aide de l'objectif de la substance toxique concernée. Pour ce faire, il faut connaître plusieurs caractéristiques du milieu récepteur et du polluant, nous en décrirons succinctement quelques unes.

Bruit de fond : Concentration amont ou ambiante, naturelle ou anthropogénique, d'une substance toxique dont il faut tenir compte dans l'évaluation de l'impact négatif d'un rejet sur le milieu récepteur.

Devenir de la substance toxique : Tout changement de nature physique, chimique ou biologique de la substance susceptible d'accroître ou de réduire l'exposition des divers usages.

Facteur de dilution (ratio de dilution) : Quotient indiquant la proportion que représente le débit d'un effluent dans un mélange avec de l'eau du milieu récepteur.

Zone physique de mélange : Espace ou volume d'eau requis par une substance toxique pour atteindre par dilution la concentration retrouvée en amont du point de rejet ponctuel.

Zone de mélange tolérée (zone à usage limité) : Espace ou volume d'eau dans lequel est permis le dépassement des objectifs et où il y a donc limitation des usages (I.J.C. 1981; BC, 1984; Gouin, 1984; Power, 1982).

Débit critique : Débit utilisé dans la définition des zones de mélange et des facteurs de dilution, caractérisé par une fréquence de retour et une période (ou durée). En assainissement de l'eau c'est généralement un débit minimum critique qui est utilisé.

1.3 Méthodes de formulation des recommandations

Certains auteurs signalent l'utilisation nord-américaine annuelle de 60 000 substances différentes dont plusieurs ne sont pas même caractérisées pour les données toxicologiques les plus élémentaires. Les nouveaux produits (environ 20 000 annuellement), sont sujets à des exigences plus fermes pour atteindre le stade de la mise en marché; cependant, la situation est loin d'être aussi claire pour les substances déjà en circulation. Le besoin croissant de connaissances associé aux contraintes économiques pousse tout naturellement les organisations à la définition des toxiques présentant les potentiels de risque les plus élevés (Mount, 1977; Bush, 1978; Howard et al., 1978; Neely, 1979; Pearson et Glennon, 1979). Dans ce but de prévention, plusieurs méthodes ont été proposées et utilisées pour évaluer la toxicité des produits chimiques. La très grande majorité d'entre elles ont favorisé l'utilisation des données provenant des bioessais conduits en laboratoire suivant des protocoles simples par opposition à l'acquisition de données "in situ" pourtant plus réaliste. Les connaissances et l'information nécessaires aux diverses étapes du processus sont devenues facilement accessibles grâce à la constitution spécifique de banques de données informatisées (e.g. ISHOW, CESARS, OHM-TADS, AQUIRE, CETIS, etc...). De plus la présence primordiale des données provenant d'outils à caractère réductionniste (voir Tableau I) nous fait constater que les techniques d'extrapolation d'objectifs seront encore utilisées dans l'avenir pour pallier au manque de données ayant un réalisme écologique supérieur.

Le tableau V présente quelques caractéristiques de l'utilisation des données de base et l'application de ces dernières dans la production de recommandations de traitement pour les rejets de substances toxiques. Pour l'usage vie aquatique, il en ressort que dans la majorité des méthodes, on tente d'utiliser tous les

TABLEAU V - Comparaison de quelques méthodes basées sur les caractéristiques d'utilisation des données de base et leur application dans la production de recommandations de traitement pour les sources ponctuelles de substances toxiques.

Caractéristiques	Vie aquatique (références ⁶⁾)	Santé humaine (références ⁶⁾)
Données de base		
• Utilisation de tous les résultats de bioessais appropriés	1,2,3,4,5,6,7,8,9,12	1,2,12
Extrapolation des objectifs		
• Utilisation de facteurs d'application	1,2,3,4,5,6,7,8,9	1
• Utilisation de facteurs d'incertitude (ou de sécurité)	1,2,3,4,5,6,7,8,9,12	1,2,12
• Détermination statistique des divers facteurs utilisés	1,2,12	1,12
Application des objectifs		
• Utilisation de débits critiques minimaux	1,3,4,7,12,13	1,12
• Restriction dans l'étendue de la zone de mélange tolérées	1,5,7,10,11,12,13	1,12

6: Pour fin de présentation, les numéros de ce tableau correspondent aux références suivantes:

1: Michigan, 1982, 1984, 1985; 2: EPA, 1977, 1980, 1985; 3: Connecticut, communication personnelle, 1985; 4: Maine, communication personnelle, 1985; 5: Colombie-Britannique, 1984; 6: Ontario, 1978, 1984; 7: Québec, 1985; 8: Environnement Canada, 1979; 9: CCME, 1986; 10: Yukon, 1984; 11: Territoires du Nord Ouest, 1984; 12: Ohio, 1986; 13: Minnesota, 1987.

résultats de bioessais disponibles, on peut dans certains cas favoriser l'utilisation prépondérante d'espèces résidentes ou d'espèces sensibles pour rendre l'objectif plus spécifique à un milieu récepteur donné.

L'application des données pour extrapoler des objectifs est plus variable; elle va de la simple utilisation d'un facteur d'application, en passant par l'ajout d'un facteur d'incertitude pour protéger les espèces non testées, jusqu'à la détermination statistique de chacun de ces deux facteurs selon la quantité de données disponibles. Pour ce qui est de l'application des objectifs au milieu récepteur, ce n'est généralement pas la méthode qui diffère, mais plutôt les valeurs associées aux paramètres soumis au jugement subjectif du gestionnaire comme: la dimension des zones de mélange tolérées, le débit critique, etc...

Une brève description d'une des méthodes pour l'usage vie aquatique suivra, cependant la procédure complète proposée par l'État de l'Ohio (1986) peut être consultée en annexe 1.

- Extrapolation des critères de toxicité aiguë ou chronique

Cette méthode est basée sur l'extrapolation des données de toxicité déterminant un critère suffisant pour protéger 95% (5e rang centile) des espèces du milieu récepteur. Cette façon de procéder est comparable à celle proposée par Stephan et al. (1985). Les équations présentées ci-dessous sont utilisées indifféremment pour la toxicité aiguë ou chronique; seules les données de toxicité seront interchangeables.

$$\text{Critère} = e^{\frac{A}{B}}$$

Où

e = base des logarithmes népérien (2.71828...)

$$S^2 = \frac{\sum((\ln \text{GMAV})^2) - ((\sum(\ln \text{GMAV}))^2/T)}{\sum(P) - ((\sum(\sqrt{P}))^2/T)}$$

$$L = (\sum(\ln \text{GMAV}) - S(\sum(\sqrt{P}))) / T$$

$$A = S(\sqrt{0.05}) + L$$

GMAV = Valeur de toxicité moyenne par genre (aiguë ou chronique)

P = Proportion cumulée ($R/[N + 1]$) des GMAV ordonnées par ordre croissant auxquelles un numéro (R) a été assigné.

T = Nombre de GMAV utilisés

Lorsque les données de toxicité chronique ne sont pas disponibles, la valeur du critère de toxicité aiguë, calculée à l'aide de la formule précédente, est divisée par un facteur d'application (ou encore facteur de sécurité) de 45 (cf. annexe 1). Cette valeur correspond au 80e rang centile des ratios aigus/chroniques disponibles et classée par ordre croissant. C'est donc dire que dans ce cas, le critère de toxicité chronique devrait être suffisamment sécuritaire pour 95% des espèces du milieu dans 80% des cas.

Pour l'usage santé humaine la concordance apparaît meilleure, on observe cependant la possibilité d'utiliser les données minimales obtenues grâce à un seul test de toxicité aiguë (DL₅₀ chez le rat) pour l'état du Michigan. Les facteurs d'incertitude peuvent également être fixes ou varier lorsque l'on tente de les définir statistiquement à partir des données existantes. Quant à l'application de ces objectifs, il s'appliquent en général au site de la prise d'eau.

Voyons un exemple simple où l'unique valeur disponible est la DL₅₀ pour le rat.

- Extrapolation d'un critère de santé humaine pour une substance non cancérigène

$$\text{Critère santé humaine (mg/l)} = \frac{\text{QMT}}{2,0 + (.0065 \times \text{FBC})}$$

Où

QMT = quantité maximale du toxique n'ayant aucun effet chez l'humain lorsqu'ingéré quotidiennement sur une base chronique (mg/j).

2,0 = quantité d'eau standard consommée journalièrement (l/j) selon l'EPA (1980)

0,0065 = quantité standard de chair d'organismes aquatiques consommée journalièrement (kg/J) aux États-Unis selon l'EPA (1980)

FBC = facteur de bioconcentration dans les organismes aquatiques (l/kg) selon EPA (1980)

La quantité maximale de toxique (QMT) est estimée en utilisant des données disponibles dans la littérature et des facteurs de sécurité appropriés.

Par exemple pour une DL₅₀ pour le rat, voie de pénétration orale:

$$QMT = \frac{DL_{50}(mg/kg) \times ,0001 \times Wh}{100}$$

Où

100 = facteur d'incertitude

,0001 = facteur de correction chronique/aiguë

Wh = poids moyen de l'humain = 70 kg

Des détails supplémentaires peuvent être tirés de l'annexe 1 quant aux autres méthodes d'extrapolation utilisables selon les données disponibles.

2^e CHAPITRE: PROCEDURE D'EVALUATION DE L'INCERTITUDE INHERENTE À LA METHODE DE FORMULATION DES RECOMMANDATIONS DE TRAITEMENT POUR DES SOURCES PONCTUELLES

Nous avons vu au chapitre précédent que plusieurs administrations ont une méthode bien établie pour définir des objectifs de qualité et des recommandations de traitement en regard des substances toxiques. Cependant, aucune d'entre elles ne semble incorporer dans le processus de gestion la notion d'incertitude qui permettrait de connaître les forces et les faiblesses de l'information utilisée dans la formulation des objectifs. L'allocation supplémentaire de ressources pour favoriser l'acquisition de l'information complémentaire, l'implication d'autres intervenants, ou l'orientation des futures stratégies et politiques nécessite une connaissance tant globale que spécifique de l'incertitude liée à un processus donné.

2.1 Sources d'incertitudes dans le processus de recommandations

Le problème gestionnaire en regard de l'incertitude dans le processus de formulation des objectifs peut se résumer par quelques questions majeures:

- 1) La précision sur les recommandations est-elle suffisante?
- 2) L'incertitude globale liée à la procédure engendrant les recommandations est-elle importante?
- 3) L'incertitude spécifique de chacune des étapes de la procédure est-elle importante?
- 4) Pour améliorer la décision, où doit-on consentir les efforts prioritaires?

Il est à noter que ces questions pourraient tout aussi bien être formulées dans l'ordre inverse et que le point central demeure lié à la détermination des sources et de l'ampleur de l'incertitude. Chacune des étapes du processus sera maintenant analysée pour définir les sources d'incertitude et leurs causes présumées. De plus nous tenterons, dans la mesure du possible, d'en quantifier l'étendue. Selon le type de données utilisées, les sources d'incertitude seront variables. Les tableaux VI, VII et VIII en font une brève représentation schématique.

2.1.1 Les données de base

Les données de base sont les fondements primaires du processus de recommandations puisque sans ces dernières le reste du processus de choix ne peut s'élaborer (Couillard, 1983b; 1984). Bien que l'estimation de l'exposition des cibles ou de l'utilisation future d'une substance toxique permettent d'en présumer le potentiel de pollution, la détermination de ce dernier ne peut être faite qu'à partir des propriétés toxicologiques de la substance. En effet, toute substance chimique si commune soit-elle, peut entraîner des effets toxiques si elle se trouve en concentration suffisante et de plus, seules des études sur la toxicologie de la substance sont en mesure de mettre en lumière les conditions permettant aux caractéristiques toxiques de s'exprimer ou non.

Dans le tableau VI, les trois principales sources d'incertitude liées à l'obtention des données de base sont confrontées à divers outils pouvant les générer. Il appert que tous les outils répertoriés sont sujets à incertitude pour les deux usages illustrés. Les sources spécifiques d'incertitude et l'ampleur de ces dernières seront cependant variables comme nous le verrons par la suite. Pour une meilleure compréhension de ce tableau, nous allons définir les différentes formes d'incertitudes qu'on y retrouve.

Usages Incertitudes	Incertitude liée à la réalisation conformément au test standard	Incertitude liée à l'invariabilité de la quantité de polluant	Incertitude liée à la précision statistique du résultat
Vie aquatique			
• Toxicité ^a aiguë	+	+	+
• Toxicité chronique	+	+	+
• Monitorage ^b écologique			
Fermé ^c	+	+	+
Ouvert ^d	-	-	+
Santé humaine			
• Toxicité ^a aiguë	+	+	+
• Toxicité subchronique	+	+	+
• Toxicité chronique	+	+	+
• Toxicité in vitro	+	+	+
• Monitorage ^b épidémiologique	-	-	+

a: Le terme toxicité inclue ici toutes les possibilités des symptômes détectables (i.e. létal, sous-létal, fonctionnel, etc.)

b: Le monitorage chimique a été volontairement délaissé puisqu'il requerra pour son interprétation ultime la comparaison avec des données présentées dans ce tableau, dans son cas, une incertitude supplémentaire concernant la mesure analytique devra être définie.

c: Le terme monitorage écologique fermé englobe ici les études de terrain de nature prédictive, où l'expérimentateur possède le contrôle de certains paramètres dont il tente de définir les effets (e.g. enclos linnétique, microcosme, etc.).

d: Le terme monitorage écologique ouvert fait référence aux études de terrain évaluatives, i.e. où l'expérimentateur ne contrôle pas la source de pollution qu'il tente d'évaluer.

L'incertitude de standardisation est celle liée à la non réalisation du test de toxicité en conformité avec les conditions spécifiées dans la description de sa méthode standardisée. Cette standardisation est nécessaire pour s'assurer de la fiabilité et de la reproductibilité des résultats, de même que pour rendre comparables et interprétables (e.g. formulation d'objectifs de qualité) les données produites par des chercheurs différents. Il suffit de mentionner les effets de la charge de poissons par litre d'eau et ceux de la diète réduisant généralement la toxicité ainsi que ceux liés à l'état de santé des individus sur les résultats de toxicité aquatique pour se convaincre de l'utilité de la standardisation. Des contraintes similaires pourraient être citées dans le cas des tests de toxicité avec les mammifères. L'étendue de l'incertitude engendrée par le non-respect des conditions standard peut à l'occasion être très importante et même compromettre l'utilisation ultérieure des données. Cependant, la relative facilité à se conformer aux tests standard en réduit l'importance pratique, du moins en regard des tests de laboratoire.

La contrepartie des règles strictes associées à toute standardisation est évidemment une perte de flexibilité et une certaine forme de réductionnisme quant à l'interprétation; c'est précisément ce que reprochent les tenants des approches de monitoring aux tenants des tests plus simples et plus facilement contrôlables (Brown, 1973). Le réalisme écologique ou épidémiologique des études de monitoring se prêtant mal aux processus de standardisation, chacune des situations étant presque unique dans le temps et dans l'espace, l'incertitude de standardisation, au sens où nous l'entendons, ne sera donc pas retenue pour ce genre d'études liées aux usages de la vie aquatique et de la santé humaine.

Une seconde source d'incertitude est celle touchant **l'invariabilité de la quantité du polluant**. Les résultats des études de toxicité étant presque exclusivement destinés à définir les conditions nécessaires et suffisantes à l'expression des caractéristiques toxicologiques d'une substance potentiellement toxique, il va de soi que la concentration ou la dose de cette dernière doit être quantifiée de la manière la plus exacte possible. Ainsi, toute disparition ou ajout non contrôlé de la substance étudiée entraînera des sous-évaluations (ou des sur-évaluations) de sa toxicité. Les procédures des méthodes standardisées recommandent d'utiliser des tests à renouvellement continu d'eau et de polluant pour les produits dont le devenir pourrait être affecté pendant la durée du test. Les tests statiques ou à renouvellement périodique sont généralement conseillés pour les paramètres conservatifs en raison des efforts logistiques moindres et de leur reproductibilité relativement bonne. Malgré la logique évidente de ces recommandations, la seule façon de s'assurer de la quantité de polluant atteignant réellement la cible étudiée serait de mesurer en continu la concentration ou la dose du polluant. En pratique, cette mesure devrait représenter le plus fidèlement possible la variabilité statistique de la quantité du toxique étudié. Les standards ne doivent pas être suivis aveuglément et des modifications doivent être entreprises pour s'assurer de la constance de la dose du toxique. Ainsi, même pour des paramètres anodins pour l'environnement comme le fer ou les chlorures, cette constance peut être difficile à maintenir (Kentuky, 1985). Il en va de même dans les test avec des animaux où les concentrations de toxiques dans l'eau de boisson ou la diète peuvent parfois être difficiles à maintenir (NAS, 1977 b).

Cette incertitude peut être cernée grâce à la détermination des concentrations nominales, mesurées ou effectives, en autant qu'elles comprennent une estimation de la tendance cen-

trale (moyenne, médiane, etc.) et une mesure de dispersion (intervalle de confiance, coefficient de variation, etc.) qui soient représentatives. Il est à noter que, selon Stephan (1977), cette variabilité devrait théoriquement être considérée dans la définition des limites de confiance associées au calcul statistique des résultats des tests (e.g. CL50) puisqu'elle y ajoute de l'incertitude.

Dans le cas des études de monitoring le fait de travailler sur le terrain avec des paramètres qui se veulent intégrateurs de la totalité des phénomènes entraînant des effets sur les cibles étudiées, rend caduque ou presque la détermination de l'invariabilité des toxiques puisque la variabilité est une caractéristique majeure du milieu ambiant où sont réellement exposées les cibles à protéger. Ce n'est qu'après coup que les résultats de ces études peuvent être rattachés à des concentrations de toxiques si on a pris soin de mesurer tous les paramètres pouvant influencer les effets décelés. Ici encore, les études de monitoring seront épargnées par l'incertitude touchant l'invariabilité de la quantité du polluant puisque le réalisme écologique ou épidémiologique l'impose. Cependant, le corollaire de cette augmentation de représentativité est sans aucun doute la difficulté de la mise en évidence d'une cause quantifiée expliquant les conséquences détectées.

La dernière étape générant une source d'incertitude liée à l'obtention des données de base est celle attachée à **la précision statistique du résultat**. La description des résultats est la dernière étape du processus de genèse des données et cet aboutissement doit représenter le plus fidèlement possible l'expérience réalisée. Une mesure de la tendance centrale, de même qu'une estimation de la dispersion des données autour de cette dernière est essentielle à l'interprétation adéquate des résul-

tats. À cet égard, plusieurs modèles d'estimation statistiques, paramétriques (e.g. probit, logit, etc.) ou non paramétriques (e.g. moyenne mobile) existent pour déterminer la valeur des CL₅₀, CE₅₀, DL₅₀, etc. et des différences parfois importantes peuvent ressortir de données identiques (Stephan, 1977). Le nombre d'individus testés par concentration entraîne une variation de l'erreur standard et de l'intervalle de confiance (Jensen, 1972), le nombre de concentrations utilisées dans un test semble également avoir des influences similaires (Schütz et Fuchs, 1982). Il est également bon de signaler que pour être en mesure de détecter des effets ayant une probabilité d'occurrence faible, mais dont l'issue peut tout de même être importante, le nombre d'individus doit être augmenté significativement (Brown, 1973). De plus, Schütz et Fuchs (1982) rappellent qu'une différence non significative pourrait, dans certains cas, fort bien le devenir si le nombre de sujets était augmenté.

Pour ce qui est du monitoring, la précision statistique des résultats doit également être définie peu importe le type de mesure rapportée.

2.1.2 Application

L'utilisation pratique des données est généralement l'objectif ultime du processus de production de l'information toxicologique dans son ensemble. C'est aussi dans l'interprétation des données que l'on est le plus susceptible de faire face aux nombreuses sources d'incertitude puisque c'est dans cette partie du processus que se profile la complexité du monde réel. Nous aborderons successivement l'extrapolation des objectifs et l'application de ces derniers aux recommandations de traitement pour les rejets ponctuels en regard de leurs sources d'incertitudes.

a) détermination des objectifs

Les sources potentielles d'incertitude liées à la détermination des objectifs de qualité sont nombreuses; tel que décrit précédemment, la vocation préventive des objectifs entraîne souvent la nécessité d'extrapoler à partir de données incomplètes les concentrations ou doses devant préserver des usages ayant une dynamique spécifique assez complexe. Dès lors, il n'est pas surprenant de constater que ces incertitudes ont une forte connotation biologique et écologique (pris au sens large). Le tableau VII illustre les diverses sources d'incertitude qui peuvent être rencontrées lors de l'extrapolation des objectifs. Il est à remarquer que le nombre⁶ de sources individuelles d'incertitude est évidemment lié à la nature simple ou globale des outils employés pour produire les données de base. L'ampleur de ces incertitudes individuelles est également variable selon que l'outil utilisé reflète plus ou moins l'usage à préserver.

La première source répertoriée concerne **l'incertitude reliée aux tests à court terme**. Pour des raisons monétaires et logistiques, il arrive que les objectifs devant préserver des usages soient extrapolés à partir de données reposant exclusivement sur des tests à court terme (comme par exemple le test CL50 96 heures).

⁶ Il faut cependant se garder de conclure hâtivement que le nombre de ces sources est nécessairement équivalent à la somme des incertitudes liée à l'extrapolation et à l'application des objectifs.

Incertitudes	aux tests à court terme	à la sensibilité interspécifique	à la représentativité des valeurs standardisées utilisées	à la sensibilité intraspécifique	à l'exhaustivité de l'interprétation
Vie aquatique					
• Toxicité ^a aiguë	+	+	+	+	+
• Toxicité chronique	-	+	+	+	+
• Monitorage écologique					
Fem ^b	-	-	+	+	+
Ouv ^c	-	-	-	-	+
Santé humaine					
• Toxicité ^a aiguë	+	+	+	+	+
• Toxicité subchronique	+	+	+	+	+
• Toxicité chronique	-	+	+	+	+
• Monitorage épidémiologique	-	-	-	-	+

a: Le terme toxicité inclue ici toutes les possibilités des symptômes détectables (i.e. létal, sous-létal, fonctionnel, etc.).

b: Le terme monitorage écologique fermé englobe ici les études de terrain de nature prédictive, où l'expérimentateur possède le contrôle de certains paramètres dont il tente de définir les effets (e.g. enclos limnétique, microcosme, etc.).

c: Le terme monitorage écologique ouvert fait référence aux études évaluatives sur le terrain, i.e. où l'expérimentateur ne contrôle pas la source de pollution qu'il tente d'évaluer.

Ces données sont très élevées (donc peu sécuritaires) parce que l'exposition de l'organisme testé n'est pas suffisamment longue (dans le milieu naturel l'exposition peut couvrir la durée totale de la vie des organismes vivants). On sait également que pour se rapprocher des conditions réelles d'exposition des organismes cibles et pour atteindre l'objectif de protection de ces derniers, des concentrations sans effets (MATC, NOEL) doivent être tirées des données de base. L'utilisation des facteurs d'application (cf. section 1.2.2, a) permet d'ajuster les données de base obtenues grâce à des tests de toxicité aiguë pour en estimer les résultats si des tests de toxicité chronique avaient été employés. La valeur obtenue devrait permettre d'éviter tout effet jugé néfaste pour l'organisme testé s'il était soumis à une très longue exposition. Le facteur d'application peut provenir d'un test effectué avec la substance sur une espèce différente ou encore sur le même espèce mais dans un milieu différent (e.g. une eau ayant une dureté différente). Cette utilisation de facteur d'application implique que le ratio chronique/aiguë d'une substance soit similaire peu importe la sensibilité de l'espèce dont il provient (Eaton, 1973). Si plusieurs ratio sont disponibles, l'étendue maximum de ces données pourrait également être utilisée pour définir le ratio sécuritaire comme le suggère le suggère Eaton (1973). Cependant, d'autres techniques seront décrites ultérieurement pour évaluer le seuil de toxicité chronique lorsque plusieurs données sont disponibles, comme c'est effectivement le cas quand plusieurs ratios chronique/aiguë existent.

D'autre part, le gestionnaire peut être confronté à une absence de données de base chroniques ou sous-chroniques, il doit alors utiliser un facteur d'application arbitraire puisqu'aucun ratio chronique/aiguë ne permet de définir un facteur d'application pour la substance étudiée. Une façon de rendre plus rationnel le choix de ce facteur arbitraire est de tenter de le définir en faisant une étude empirique de tous les ratio chroniques/aiguë disponibles. En effet, en utilisant des techniques associées aux statistiques d'ordre, il est possible de définir une valeur (le facteur d'application) ayant une probabilité empirique de dépassement donnée (Michigan, 1982; 1984). Ainsi un peu à la manière dont on établit la fréquence au dépassement d'un certain débit on peut après l'établissement de la droite des ratios classés, définir un facteur d'application devant être sécuritaire pour la majorité des polluants généralement rencontrés.

La définition du facteur d'application comme tel peut donc engendrer de l'incertitude quantifiable du fait que les données de base dont il provient possèdent généralement leur propre intervalle de confiance. De la même façon, la valeur correspondant à une certaine quantité sur la droite des ratio classés pourrait être accompagnée de son intervalle de confiance, ce qui permettrait d'évaluer l'étendue de l'incertitude qui s'y rattache.

Les données de base provenant des tests de toxicité chroniques ne sont pas entachées de cette source d'incertitude puisqu'aucune extrapolation à long terme n'a besoin d'être effectuée dans leur cas. Il en est de

même pour les données provenant du monitoring puisque les organismes cibles "intègrent" généralement l'effet du polluant depuis longtemps.

Une seconde source d'incertitude rencontrée est celle liée à la **sensibilité interspécifique**. Le but de l'extrapolation des objectifs est de protéger convenablement les cibles potentiellement affectées. Dans le cas de la protection de la vie aquatique, ceci implique de sauvegarder la majorité des espèces, peu importe le niveau trophique où elles se trouvent. Ainsi, il serait peu judicieux de tout faire pour préserver une espèce appréciée de poisson si on ne protège pas également les organismes dont elle se nourrit. À cet égard, une estimation de la sensibilité entre toutes les espèces est nécessaire pour tenter de protéger les espèces les plus sensibles même si ces dernières n'ont pas été testées.

Dans le cas de la protection de la santé humaine, la cible unique à protéger est l'être humain et les données servant à l'extrapolation proviennent le plus souvent des tests avec des animaux de laboratoire. Il s'agit donc dans ce cas d'estimer l'écart de sensibilité entre un animal comme le rat par exemple, et l'homme.

Pour arriver à cette fin, l'emploi d'un facteur de sécurité est très fréquent. Toutefois, la façon de procéder pour le définir varie quelque peu selon l'usage. Il existe souvent dans les diverses banques toxicologiques, des données de toxicité aquatique, aiguë ou chronique couvrant plusieurs espèces ayant des sen-

sibilités différentes face à la substance étudiée. L'EPA (1980; 1983; 1985) et l'Etat du Michigan (1982; 1984; 1985) ont mis au point des méthodes permettant de maximiser l'utilisation des données disponibles pour extrapoler (interpoler à l'occasion) des objectifs de qualité devant protéger 95% des espèces aquatiques. Il s'agit une fois de plus de classer les données disponibles par ordre croissant, de choisir une distribution devant théoriquement représenter la population de données et d'extrapoler la valeur correspondant à un quantile, le 95^{ème} dans ce cas-ci (Erichson et Stephan, 1987). La valeur de l'objectif de qualité pourrait en principe être accompagnée d'une mesure d'estimation de dispersion pour en souspeser la plage de variation. Dans le cas de la santé humaine, l'intégration de l'incertitude est obtenue plus simplement en utilisant de façon générale un facteur d'incertitude de 10 par lequel est divisée la donnée de base provenant des études sur les animaux (Dourson et Stara, 1983). Il serait également possible de définir statistiquement la valeur de ce facteur d'incertitude. Il semble que les compilations de Dourson et Stara (1983) permettent d'appuyer intuitivement l'utilisation du facteur de 10 communément utilisé.

Le monitoring de terrain n'est pas sujet à cette source d'incertitude lorsque l'étude permet d'évaluer l'état des organismes ou des populations les plus sensibles. Dans le cas des êtres humains étudiés directement par des études épidémiologiques, cette incertitude interspécifique n'existe pas non plus.

La troisième forme d'incertitude est liée à la **représentativité des valeurs standardisées** utilisées. En effet il existe souvent dans le processus d'extrapolation des objectifs, des valeurs qualifiées de standard décrivant en terme numérique certaines hypothèses. Par exemple, l'utilisation d'un pourcentage moyen des lipides contenus dans diverses espèces de poissons influencera la valeur des objectifs pour des substances liposolubles. De même, l'utilisation de valeurs standards concernant la consommation journalière d'eau par l'être humain (2 litres par exemple) pourrait ne pas être représentative dans toutes les situations.

Des mesures de tendance centrale et de dispersion devraient donc être systématiquement associées à l'utilisation des valeurs standardisées pour en apprécier l'étalement. De plus, les groupes à risque supplémentaire devraient être inclus dans ce type d'analyse pour permettre au gestionnaire de mieux appréhender le risque accru que ces groupes subissent par rapport aux populations moyennes.

Une fois de plus, le monitoring de terrain n'est pas sujet à ce biais puisqu'en théorie il devrait intégrer cette incertitude grâce à l'exposition réelle des cibles.

L'incertitude de sensibilité intraspécifique doit également être comptée parmi les sources d'incertitude liées au processus d'extrapolation des objectifs de qualité. Il s'agit dans ce cas de déterminer quelle est la variabilité de la sensibilité des membres d'une population de même espèce par rapport à la sensibilité

des membres de l'échantillon d'où proviennent les données servant au calcul de l'objectif. Certains auteurs prétendent que les populations d'animaux de laboratoire sont hypersensibles à cause de la sélection de souches particulières; d'autres prétendent que le fait de pouvoir les élever en laboratoire confirme le fait de leur résistance extraordinaire. Quoiqu'il en soit tous s'entendent généralement pour dire que le fait d'utiliser un nombre restreint d'individus lors des tests diminue la probabilité statistique de déceler un effet quelconque, effet qui pourrait bien se manifester dans la réalité.

Cette incertitude n'est pas fréquemment intégrée à l'extrapolation des objectifs de qualité de l'eau; cependant dans ce domaine l'utilisation fréquente des données de base provenant de plusieurs espèces aquatiques permet probablement de corriger en partie cette lacune. Ceci sous-entend que la variabilité interspécifique serait de beaucoup supérieure à la variabilité intraspécifique de l'espèce la plus sensible testée, ce qui reste à démontrer.

Pour ce qui est de la santé humaine, le nombre restreint des animaux et des espèces de laboratoire et l'importance primordiale de l'espèce à protéger ont tous deux favorisé l'utilisation d'un facteur d'incertitude intraspécifique de dix (10). Dourson et Stara (1983) ont tenté de démontrer de façon indirecte la justesse empirique d'un tel facteur en étudiant la variabilité intraspécifique des espèces de laboratoire testées.

Ils l'ont comparé par la suite avec les affirmations d'autres auteurs. Au moins une étude laisse à penser que le facteur de variabilité intraspécifique chez l'humain pourrait varier entre 18 et 30 fois, en incluant la différence enfant/adulte, pour le fluor et les nitrates. Ces auteurs recommandent donc des investigations plus poussées pour restreindre l'ampleur de cette source d'incertitude. Une recommandation supplémentaire pourrait être formulée quant à l'utilisation de données spécifiques à chacun des polluants pour définir un tel facteur. Cependant, le manque de données semble favoriser une méthode où l'on spécifie de façon statistique un facteur devant être suffisamment sécuritaire pour la majorité des polluants rencontrés (e.g. quantile 95). Dès lors, cette valeur et son intervalle de confiance pourrait être définie.

Les études de monitoring devraient en théorie intégrer les différences intraspécifiques; cependant, il faut remarquer que la puissance de la méthode et donc sa "limite de détection" est, entre autres, fonction du nombre d'individus étudiés dans la population cible. Ceci constitue souvent une limite pratique à la prise en compte de l'incertitude intraspécifique dans ce genre d'étude.

Une dernière source d'incertitude, liée à **l'exhaustivité de l'interprétation des résultats** produits par les méthodes employées, doit être reconnue; on remarque dans le tableau VII que toutes les méthodes répertoriées y sont assujetties. Même les méthodes plus intégratrices comme le monitoring n'y échappent pas; en effet, la complexité des systèmes vivants rend souvent

difficile l'interprétation définitive des symptômes détectés dans une population animale ou humaine. Exception faite des évidences majeures, comme des mortalités massives, le gestionnaire est toujours en droit de se demander la signification ultime d'un phénomène plus subtil comme, par exemple, la baisse de la quantité d'ATP dans le muscle d'un poisson soumis à un polluant donné. Le gestionnaire doit-il interpréter la non détection de symptôme comme une absence d'effet de la source polluante? L'étendue de l'incertitude est certainement fonction du réalisme écologique et biologique des outils employés; cependant, l'établissement de la certitude absolue est probablement impossible (ou alors logistiquement irréalisable) peu importe les efforts consentis. Le jugement d'experts demeure essentiel à l'extrapolation finale d'un objectif. D'une part, lorsque l'on détermine un seuil sécuritaire à partir de biotests ou de monitoring, il faut se demander si le maillon le plus faible de la chaîne est bel et bien protégé, et d'autre part, quelle modification (augmentation ou diminution d'un symptôme quelconque) peut-on accepter pour ne pas hypothéquer à long terme l'usage à protéger.

C'est à l'intérieur de cette source d'incertitude que l'on pourrait intégrer plusieurs composantes non quantifiables des sources d'incertitude définies auparavant dans le processus d'extrapolation des objectifs.

b) Application des objectifs

L'application des objectifs, dernière étape du processus de recommandation, fait également l'objet de

plusieurs sources d'incertitude. On est ici confronté à une réalité floue c'est-à-dire à une variété de processus environnementaux non statiques. Plusieurs sources d'incertitude sont ainsi liées à la variabilité spacio-temporelle des composantes du milieu récepteur ou encore tributaires de la complexité et la multiplicité des agressions pouvant affecter l'un ou l'autre des usages à protéger.

Tel qu'illustré dans le tableau VIII, la première zone d'incertitude rencontrée est celle liée à la **variabilité de la source** produisant la substance toxique. Les activités humaines générant des substances toxiques possèdent généralement une variabilité qui leur est propre; en effet, qu'il s'agisse de sources ponctuelles, dont il est ici l'objet ou de sources diffuses, les rejets de toxiques ne sont presque jamais sans fluctuation. Cette variation de la source productrice de substances toxiques peut à l'occasion rendre difficile la détermination de l'exposition réelle des organismes que l'on tente de protéger. Cette source d'incertitude peut cependant être connue à condition de consentir les efforts nécessaires pour bien définir les caractéristiques déterministes (e.g. augmentation de l'eau de refroidissement en été) ou stochastiques (e.g. type de loi représentant bien les données) associées au rejet de la substance étudiée. Avec de tels renseignements, il est alors possible de définir la probabilité d'occurrence d'une concentration donnée, la durée des épisodes critiques de même que leurs intervalles de confiance. Ces caractéristiques permettent de cerner l'incertitude liée à l'émission de la substance toxique.

Usages	Incertitude liée à la variabilité de la source	Incertitude liée à la variabilité du milieu récepteur	Incertitude liée au devenir du polluant	Incertitude toxicologique liée à la répartition temporelle de la dose	Incertitude de coexposition	Incertitude liée aux autres sources du polluant sous étude
Vie aquatique						
• Toxicité aiguë	+	+	+	+	+	+
• Toxicité chronique	+	+	+	+	+	+
• Monitoring écologique						
Femelle	+	+	-	+	-	-
Quart	-	-	-	+	-	-
Santé humaine						
• Toxicité aiguë	+	+	+	+	+	+
• Toxicité subchronique	+	+	+	+	+	+
• Toxicité chronique	+	+	+	+	+	+
Monitoring épidémiologique	-	-	-	-	-	-

a: Le terme toxicité inclue ici toutes les possibilités des symptômes détectables (i.e. létal, sous-létal, fonctionnel, etc.)

b: Le terme monitoring écologique fermé englobe ici les études de terrain de nature prédictive, où l'expérimentateur possède le contrôle de certains paramètres dont il tente de définir les effets (e.g. enclos limétique, microcosme, etc.).

c: Le terme monitoring écologique ouvert fait référence aux études de terrain évaluatives, i.e. où l'expérimentateur ne contrôle pas la source de pollution qu'il tente d'évaluer.

Une fois encore, les études de monitoring, puisqu'elles doivent refléter l'intégration globale des effets de la source polluante, sont exemptées de cette incertitude, malgré que la connaissance de cette dernière est souvent essentielle à la généralisation des résultats obtenus pour d'autres situations similaires.

L'incertitude liée à la **variabilité du milieu récepteur** est sûrement une des plus facilement quantifiable en regard des caractéristiques physiques du moins. En effet, les réseaux de mesures hydrologiques sont bien établis depuis nombre d'années et des extrapolations sont souvent possibles pour les régions moins bien desservies. Les estimations des débits critiques pour des périodes de récurrence données peuvent alors être définis et sont souvent accompagnées de leur intervalle de confiance. Le choix de ces débits critiques devrait être fait en fonction des usages à préserver et des caractéristiques toxicologiques de la substance toxique (toxicité aiguë, chronique, bioaccumulation, cancérogénécité, etc.).

Les données concernant les concentrations ambiantes de substances toxiques (i.e. l'amont de la source ponctuelle étudiée) sont cependant beaucoup moins connus. Les réseaux sont souvent récents et les mesures, lorsqu'elles sont disponibles pour le paramètre recherché, sont généralement peu nombreuses. De plus, dans les cas de toxicité aquatique, la question de la biodisponibilité et des limites de détection de la substance déjà présente dans le milieu vient compliquer l'intégration des concentrations amont avec celles émises par la source polluante.

Le milieu récepteur est également responsable de cette augmentation de complexité. Ses propriétés physiques et les répartitions chimiques liées à la zone de mélange située à l'aval d'un rejet polluant sont en grande partie causées par les caractéristiques morphologiques et hydrauliques du milieu récepteur (Lavallée et al., 1984). Les concentrations ambiantes et la zone de mélange devraient être caractérisées pour déterminer l'importance de l'incertitude qui les entoure.

La troisième source d'incertitude, le devenir du polluant, apparaît lorsqu'on tente d'appliquer les objectifs au milieu récepteur. **L'incertitude liée au devenir du polluant** dépend en effet de la quantification de plusieurs phénomènes physiques, chimiques et biologiques pouvant tous agir simultanément. Il suffit de mentionner par exemple l'absorption, la coagulation, la sédimentation, la volatilisation, la photolyse, l'hydrolyse, la précipitation; la bioaccumulation, la dégradation, pour n'en nommer que quelques-uns (Conway, 1982). En pratique, cette multitude de possibilités peut souvent être réduite selon que les usages à protéger se situent près ou loin de la source de la substance toxique. Plusieurs phénomènes sont de plus inopérants avec certains types de polluants; d'autres deviennent alors prédominants. Il existe une multitude de modèles qui permettent d'estimer le devenir des substances; cependant, la validation requise à toute forme de généralisation fait souvent défaut.

Des mesures de l'étendue que peuvent prendre ces phénomènes sont requises; elles pourraient bien être déterminantes dans plusieurs situations. Des estima-

tions de ces valeurs, sans oublier un aperçu de leur plage de variation sont quelquefois indispensables à l'amélioration des décisions touchant l'exposition présente ou future des cibles.

Les études de monitoring, tant écologique qu'épidémiologique, devraient intégrer tous les phénomènes liés au devenir du polluant puisqu'elles tentent de mettre en évidence des effets d'une pollution. Les symptômes mesurés sont donc la résultante des interactions subies par le polluant. Dès lors, ces études ne sont pas sujettes à l'incertitude liée au devenir de la substance (cf. Tableau VIII); cependant il demeure que le niveau précis causant l'effet n'est toujours pas connu.

Les variabilités du milieu récepteur, de la source, de même que de la substance entraînent une autre forme d'incertitude liée cette fois à la **répartition temporelle de la dose**. On s'est inquiété récemment de l'effet que pourrait avoir sur les organismes vivants (aquatiques surtout) la variation de leur exposition à une substance toxique. Il semble, en effet, que certaines variations autour des seuils de toxicité chronique entraînent une toxicité accrue (EPA 1985; CCMRE 1986). Les biotests étant presque exclusivement réalisés avec des concentrations constantes et les conditions d'exposition réelles étant toujours caractérisées par une variabilité potentielle importante, le gestionnaire doit s'interroger sur l'ampleur d'une telle source d'incertitude qui pourrait, à l'occasion, mettre en doute la valeur sécuritaire des objectifs qu'il tente d'appliquer. Il y aurait lieu de déterminer si des combinaisons particulières entre la concentration et le

temps d'exposition pourrait améliorer la valeur protective des objectifs.

Une fois de plus, les études de monitoring sont exemptées de cette source d'incertitude; toutefois, elles ne peuvent généralement pas nous renseigner sur la cause des effets détectés ou encore si la répartition temporelle de la dose y est pour quelque chose.

Il existe une autre source d'incertitude suspectée depuis longtemps, mais difficilement cernable dans les cas hautement complexes, il s'agit de celle qui est liée à la **coexposition**. En effet, il est possible que d'autres substances toxiques provenant de l'effluent étudié ou du milieu récepteur puissent exercer sur les organismes cibles des effets synergiques, additifs ou antagonistes. Certains polluants pourraient également rendre les cibles plus susceptibles à d'autres types d'agression biologique (eg. virus), physique, etc. Ces interactions sont particulièrement difficiles à cerner compte tenu de la multitude de combinaisons possibles entre les divers facteurs pouvant accroître ou décroître l'effet d'un toxique. Les données, lorsque disponibles, devraient être intégrées à la procédure d'application des critères. Certaines méthodes existent pour tenter de décrire les phénomènes liés aux effets additifs provenant de mélanges ou d'effluents complexes. L'antagonisme et le synergisme semblent cependant moins étudiés.

Ces incertitudes devraient être intégrées par les études de monitoring; elles ne sont donc pas retenues pour ces dernières.

La dernière zone d'incertitude concerne les **autres sources du polluant sous étude**. Les organismes administratifs sectoriels ont souvent l'habitude de ne s'occuper que des polluants qui touchent leur sphère de compétence. Ainsi le gestionnaire devant évaluer les atteintes aux usages de la ressource eau a souvent tendance à restreindre son analyse aux agressions provenant du milieu aquatique (domaine qu'il connaît bien). De même celui qui lutte contre la pollution de l'air est souvent inconscient des apports provenant des autres composantes du milieu. Il peut en résulter une sous-protection si les autres sources du toxique ne sont pas considérés. Les apports aériens et la contamination de la nourriture sont deux exemples illustrant cette situation (Davies et Macpherson, 1986). Une approche intégrée semble hautement souhaitable pour s'assurer du respect des objectifs et ce, avec le maximum d'efficacité.

L'étude directe des organismes et des communautés, si elle est suffisamment sensible pour détecter tout effets néfastes, devrait couvrir cette source d'incertitudes; les études de monitoring n'y sont alors pas soumises.

2.2 Evaluation de l'incertitude associée au processus de recommandation

Nous avons vu à la section précédente les diverses sources d'incertitude pouvant être rencontrées lors du cheminement conduisant l'élaboration de recommandations de traitement pour des sources ponctuelles de substances toxiques. La prise de conscience de l'étendue de l'incertitude provenant de ces multiples sour-

toute estimation, qu'il s'agisse de la génèse des données de base, de la formulation d'objectifs ou encore de leur application, possède des incertitudes pouvant être décrites de manière quantitative ou qualitative (cf. section 2.1). Il est alors légitime de se demander dans quel sens peuvent nous entraîner ces incertitudes. Au sens statistique, il semble que la vraie valeur recherchée puisse se situer n'importe où, de part et d'autre de son estimation centrale (e.g. moyenne, médiane), c'est-à-dire entre les bornes de l'intervalle de confiance pour un niveau de confiance donné (Neely 1980). En d'autres mots, lorsque le résultat d'une étape du processus possède un intervalle de confiance très serré, la valeur vraie recherchée est peu variable alors que dans le cas contraire, cette valeur pourrait varier de façon importante. Dans un processus où l'on recherche la sécurité environnementale (Sasseville et Crowley, 1985), on peut se demander si l'utilisation de la limite supérieure de l'intervalle de confiance d'un estimé ne pourrait pas être justifiée pour s'assurer d'une plus grande probabilité d'obtenir de ladite sécurité.

Un raisonnement similaire pourrait être appliqué à chacune des étapes du processus pour circonscrire la pire condition et par la suite formuler une recommandation de traitement qui en tienne compte. Javitz (1982) souligne avec justesse que les estimations de précision obtenues par l'intervalle de confiance ou autrement, sont souvent disponibles pour des étapes spécifiques, mais rarement sur la totalité des processus. Il peut même être démontré que pour obtenir une précision finale d'une ampleur définie (pour un niveau de confiance donné) les étapes conduisant à la recommandation finale doivent également avoir une précision définie (Cazaillet, 1977; Javitz, 1982). Une certaine quantité d'information doit donc être traitée pour réduire l'incertitude au niveau souhaité (Van

ces est donc essentielle au gestionnaire s'interrogeant sur la précision attachée à ses recommandations.

2.2.1 Méthode pour établir l'incertitude

Le rôle premier du gestionnaire est de s'assurer que les divers usages de l'eau sont effectivement bien protégés. Pour ce faire, il tente généralement de préserver la majorité des communautés, des espèces et des individus de l'écosystème (pris au sens large). En présence de plusieurs sources d'incertitudes face à la connaissance des mécanismes ayant lieu dans le milieu récepteur et aux données qu'il doit utiliser pour en évaluer les atteintes, le doute est omniprésent.

En effet, contrairement à bien des domaines où une bonne évaluation de la tendance centrale d'un phénomène est suffisante pour prendre une décision, les sciences de l'environnement s'intéressent davantage aux événements qui se détachent de la moyenne ou de la médiane des événements. Les points éliminés des séries de données en raison de leur trop grande distance de l'estimation centrale pourraient fort bien être d'une importance capitale dans la définition des conditions environnementales critiques. Il faut souligner à l'instar de Van Gigch (1978) que leur importance ne correspond pas du tout à la faible probabilité d'occurrence qu'ils possèdent. "L'événement unique", celui qui n'aurait pas dû arriver, est donc toujours susceptible de se produire, à moins d'être en présence d'un phénomène parfaitement connu. Comme cette situation est peu plausible et que, du reste, si elle ne l'était pas, nul n'aurait besoin de prédiction, la définition objective ou subjective d'une probabilité d'occurrence de cet événement unique est toujours recherchée. On sait, d'autre part, que

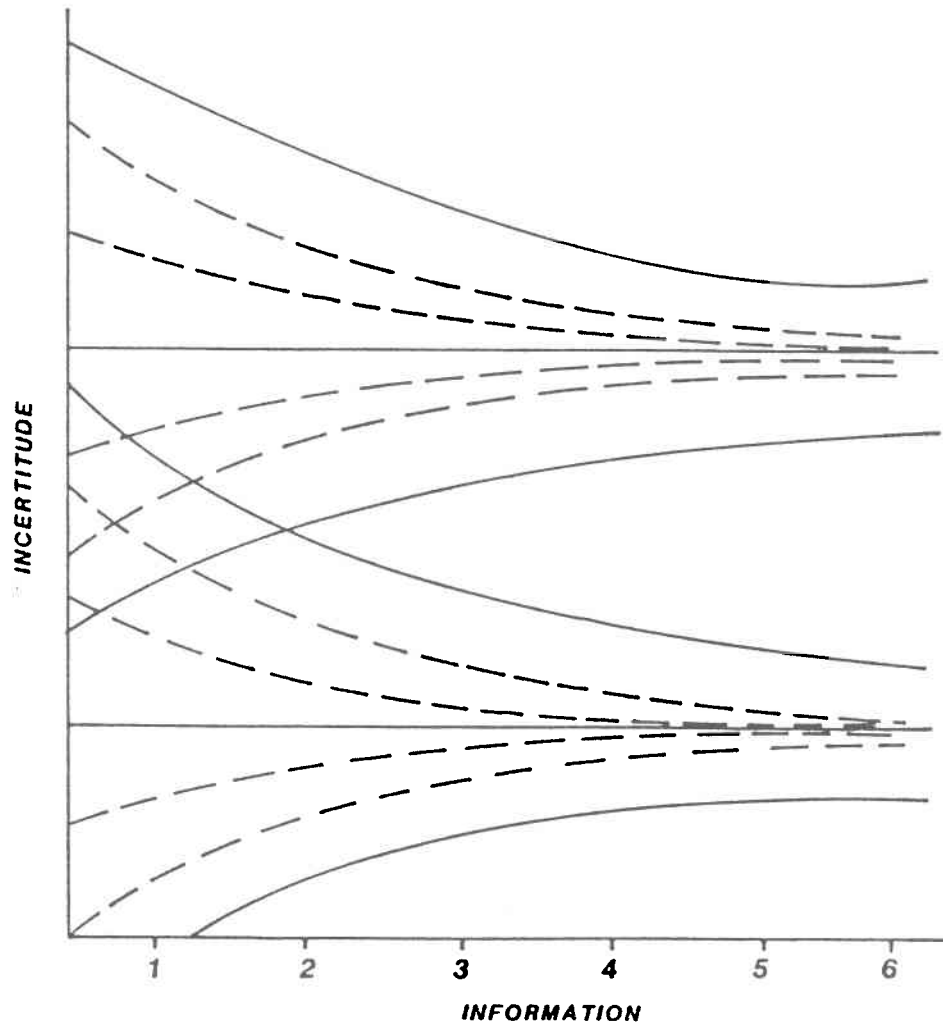


FIGURE 2

**SCHÉMA REPRÉSENTANT LA DIMINUTION PROGRESSIVE
DE L'INCERTITUDE LORSQUE DE L'INFORMATION
SUPPLÉMENTAIRE EST TRAITÉE. (MAKI, 1979)**

Gigch, 1978). Ce phénomène est schématisé à la figure 2; plus grande sera l'information, meilleures seront les chances de réduire la plage de variation entourant les recommandations. Ainsi imaginons que la ligne horizontale supérieure de la figure 2 représente la concentration d'une substance toxique à l'aval d'un rejet et la ligne horizontale inférieure représente l'objectif de qualité. A chacune de ces droites peut être associé un intervalle de confiance. L'étendue de la plage d'incertitude (ou de l'intervalle de confiance) de part et d'autre de ces droites nous montre bien le risque d'avoir un dépassement de l'objectif de qualité dans le milieu récepteur. Chacune des sources d'incertitude est susceptible d'accroître l'intervalle de confiance de ces deux droites nécessaires à la formulation des recommandations ou à l'évaluation des effets d'un rejet. On peut également se représenter l'effet qu'aurait sur les décisions du gestionnaire l'utilisation des intervalles de confiance, supérieures ou inférieures, de part et d'autre de chacune des estimations de la tendance centrale.

Les incertitudes décrites pour chacune des étapes de la méthode de formulation des objectifs (section 2.1) sont toutes susceptibles d'accroître l'intervalle de confiance entourant le processus d'établissement des recommandations. Leur élimination complète, bien que souhaitable, est probablement utopique; cependant, leur estimation, même partielle, est essentielle à la prise de conscience de l'état réel de l'information dont dispose le gestionnaire. Sans une indication de l'ampleur des incertitudes entourant sa recommandation, ce dernier ne peut définir le risque de sous-protéger ou de sur-protéger les usages dont il est responsable.

Certaines sources d'incertitudes décrites dans les tableaux VI à VIII sont éliminables en utilisant des données produites par des outils qui n'y sont pas assujettis. Par exemple l'incertitude associée aux tests à court terme peut être éliminée en effectuant des tests de longue durée. D'autres sont quantifiables lorsque les efforts appropriés y sont consentis comme la caractérisation statistique de la variabilité d'un rejet ponctuel. Quelques-unes, surtout de nature qualitative, sont inhérentes aux processus à caractère préventif. Chacune d'entre elles peut théoriquement être le facteur limitant la réduction de l'incertitude tant recherchée par le gestionnaire et leur appréciation relative lui permettrait de trouver les meilleurs moyens de réduire l'incertitude globale associée aux recommandations de traitement. Il est à noter que la nature quantitative ou qualitative de l'incertitude n'a rien à voir avec sa capacité de limiter la précision globale d'une recommandation et, à cet égard, ces deux types d'incertitude doivent être mis en évidence. La prise en compte de la portion uniquement quantitative, parce que des algorithmes existent pour la réduire, pourrait conduire à des actions inefficaces dans l'éventualité où la limitation déterminante proviendrait de la portion qualitative.

Une fois obtenue cette information, établissant la plage de variation entourant sa recommandation, un choix devra être effectué par le gestionnaire pour définir l'ampleur du risque qu'il est prêt à supporter⁷ si ces recommandations sont

7 L'ampleur du risque supporté est la résultante de la situation technique et juridico-administrative dans lequel oeuvre le gestionnaire, un aperçu de cette situation peut être retrouvé dans les propos de Sasseville et Crowley (1985).

dépassées. C'est, entre autres, l'interprétation des notions suivantes qui lui dictera le degré de sécurité nécessaire et suffisant en choisissant par exemple d'utiliser une limite supérieure de l'intervalle de confiance plutôt que la meilleure droite d'estimation de la tendance centrale ou encore en décidant de générer l'information capable de réduire l'incertitude au niveau requis. En d'autres mots, le **risque** c'est-à-dire la probabilité d'occurrence du **danger**, lui-même fonction de la **toxicité** et de l'**exposition**, contrôlera le positionnement de ce dernier sur l'axe de l'incertitude de la figure 2 (GLWQB, 1982; Johnson, 1983; Marsan, 1984; Sasseville et Crowley, 1985).

a) Incertitude quantitative

Pour être en mesure de cerner de façon rigoureuse la totalité de l'incertitude quantitative liée au processus, il faudrait conserver de la génèse des données de base à l'application des objectifs, l'information pertinente à l'établissement de l'intervalle de confiance de la recommandation finale.

La toxicité d'une substance toxique s'exprime différemment selon les variations de la **dose** et de la **durée** de celle-ci. L'exposition étant une fonction complexe de ce couple, en ce sens que plusieurs combinaisons doses-durées peuvent produire un effet donné (GLWQB, 1982), alors une estimation de l'exposition dans des termes les moins équivoques possibles est essentielle à la définition du risque encouru. De plus, la **fréquence** d'occurrence (Johnson 1985; Stephan et al., 1985) des diverses combinaisons toxiques du couple est nécessaire pour s'assurer d'une marge de sécurité permettant

la récupération des organismes soumis aux conditions de stress.

Il faut, pour interpréter ce triplet doses-durées-fréquences, que le gestionnaire puisse exprimer ses objectifs de qualité en des termes compatibles avec ledit triplet. Bien que plusieurs incertitudes ultimement quantifiables soient présentes tout au long du processus, nous présumerons que celles entourant le concept doses-durées-fréquences sont d'une importance majeure.

b) Incertitude qualitative

Cette forme d'incertitude, souvent omise par difficulté d'appréhension, est d'une importance non négligeable puisqu'elle permet de compléter la définition des zones d'incertitude essentielles à l'adéquation entre les marges de sécurité et le risque anticipé. Elle ne devrait pas être considérée statique, mais plutôt variable selon l'information disponible au moment de sa définition. Très fréquemment, elle est liée aux hypothèses sur lesquelles reposent les notions utilisées tout au long du processus de formulation des objectifs. Comme le souligne Land (1985), plusieurs controverses gravitent autour d'hypothèses prises erronément pour des faits. Ainsi la diminution d'un indice de diversité à l'aval d'une source polluante n'implique pas nécessairement la dégradation du milieu récepteur. On peut ajouter que la définition de l'incertitude qualitative pourrait permettre d'éviter que des données, générées dans un but particulier, ne soient utilisées précipitemment à mauvaise fin ou hors du contexte de leur production.

2.2.2 Limites de la méthode

Le fait de tenter de décrire et de quantifier l'incertitude liée au processus de recommandations de traitement pour les sources ponctuelles de substances toxiques possède, comme nous l'avons vu auparavant, bien des avantages; cependant, il y a également des limites qu'il vaut la peine de mettre en lumière.

Par exemple cette façon de procéder paraît mal adaptée au mode d'action du gestionnaire qui, après avoir mis au grand jour l'étendue de l'incertitude auquel il fait face, pourrait se sentir incroyable dans la défense des positions inhérentes à l'accomplissement de son mandat. Un autre effet pervers de cette méthode pourrait être de focaliser l'attention majeure des intervenants vers la réduction des incertitudes uniquement quantitatives, créant ainsi un faux sentiment de sécurité chez le gestionnaire.

L'auteur croit cependant que ces problèmes peuvent être largement compensés par l'accroissement de l'adéquation entre un risque donné et le niveau de protection qu'il faut consentir pour le réduire. C'est davantage le fait de négliger cet aspect plutôt que l'étendue de l'incertitude qui risque de causer les atteintes les plus graves à la crédibilité d'un gestionnaire et de son organisation face au public ou à tout autre intervenant.

3^e CHAPITRE: ÉTUDE DE CAS

Nous avons vu précédemment les nombreuses sources d'incertitude susceptibles d'être liées au processus de formulation des recommandations, de même que quelques avantages à les définir tant quantitativement que qualitativement. Nous tenterons maintenant d'en cerner l'importance en étudiant l'exemple volontairement simplifié de la protection de la vie aquatique.

Considérons une situation où les **données de base** concernant la substance toxique sont de très bonne qualité c'est-à-dire que le test fut réalisé selon les exigences standardisées, que la concentration du polluant mesurée tout au long de l'expérience est demeurée constante et que la distribution des résultats permet une bonne évaluation statistique de la réponse du test. De même, supposons les incertitudes liées à l'**extrapolation des objectifs** négligeables si des résultats de tests à long terme effectués sur l'espèce la plus sensible de l'écosystème étaient disponibles. Éliminons également de l'**application des objectifs** les incertitudes liées au devenir du polluant, à la coexposition et aux autres sources de la substance toxique, pour ne conserver que celles liées à la variabilité de la source et du milieu récepteur. Ceci pourrait être vraisemblable dans le cas d'une source ponctuelle émettrice d'une substance unique à caractère conservatif.

Dans son évaluation de cette source ponctuelle (présente ou future) le gestionnaire tente généralement de définir les conditions critiques associées au milieu récepteur où se retrouve l'effluent. Pour arriver à une recommandation sécuritaire, il utilise un débit d'étiage d'une durée donnée et ayant un temps de

re
qu
de
né
pr
s
(
a
m
d

gestionnaire choisirait une
e confronté aux exemples ci-
r une recommandation de trai-
à la même recommandation ef-
ns de sûreté (environ 33% de
au minimum pour l'utilisation
nne).

itée dans ces exemples n'a pas
our diverses usines et diffé-
udes de ce type ont permis à
l'utilisation de débits criti-
(i.e. toxicité aquatique ai-
etc.) devant protéger un usage
(1985) sur la variabilité des-
ent qu'une loi log-normale re-
probabilité desdites charges;
iron quatre (4) fois supérieu-
correspond grossièrement à la
re exemple (500% équivalent à

ençant l'ampleur de ces deux
lement pu être intégrées aux
propagation latérale des eaux
ant représentée par une courbe
(1., 1984), le gestionnaire li-
lange tolérée en utilisant le
que moyen pourrait alors incor-
sécurité dans sa formulation
ement, le facteur de dilution
e facteur moyen. De la même
arminé avec le débit maximum ou

Ainsi, dans l'éventualité où le gestionnaire choisirait une approche davantage sécuritaire lorsque confronté aux exemples cités précédemment, il pourrait formuler une recommandation de traitement plus sévère de 66% par rapport à la même recommandation effectuée selon une approche ayant moins de sûreté (environ 33% de différence entre 7Q2 et 7Q10 et 33% au minimum pour l'utilisation de la charge maximale plutôt que moyenne).

L'étendue des incertitudes présentée dans ces exemples n'a pas la prétention d'être généralisable pour diverses usines et différents cours d'eau; cependant, des études de ce type ont permis à Biwas et Bell (1984) de recommander l'utilisation de débits critiques variables selon type d'objectif (i.e. toxicité aquatique aiguë, toxicité aquatique chronique, etc.) devant protéger un usage donné. De même, des études de l'EPA (1985) sur la variabilité des charges de certains pollueurs indiquent qu'une loi log-normale représenterait bien la distribution de probabilité desdites charges; les valeurs maximales seraient d'environ quatre (4) fois supérieures aux moyennes mensuelles, ce qui correspond grossièrement à la valeur maximale répertoriée dans notre exemple (500% équivalent à 5X).

D'autres caractéristiques influençant l'ampleur de ces deux sources d'incertitude auraient également pu être intégrées aux exemples précédents. Ainsi, la propagation latérale des eaux usées dans un milieu non confiné étant représentée par une courbe de tendance gaussienne (Lavallée et al., 1984), le gestionnaire limitant l'étendue de la zone de mélange tolérée en utilisant le facteur de dilution minimum plutôt que moyen pourrait alors incorporer un élément supplémentaire de sécurité dans sa formulation d'objectif. Il semble qu'empiriquement, le facteur de dilution minimum soit 2.5 X plus petit que le facteur moyen. De la même manière, le facteur de dilution déterminé avec le débit maximum ou

moyen de la compagnie est en mesure d'augmenter le potentiel de variabilité d'une recommandation. Un raisonnement semblable pourrait tenir en regard de la variabilité des mesures de la substance déjà présentes en amont de la source étudiée.

Ceci démontre l'importance de la quantification de toutes les sources d'incertitude intervenant tout au long du processus, y compris lors de la production des données de base et de l'extrapolation des objectifs. De plus, toutes les incertitudes qualitatives devraient également être mises à jour, sans quoi la réduction de l'incertitude quantitative pourrait masquer l'importance de l'incertitude qualitative, le tout ayant pour résultante la diminution de la marge de sécurité d'une recommandation. Ainsi, la méthode de Biwas et Bell (1984) permet dans plusieurs cas d'augmenter la charge allouée à une source polluante. Cependant, l'extrapolation d'objectifs est toujours sujette à d'autres incertitudes plus ou moins quantifiables selon l'état des connaissances; l'exhaustivité de l'interprétation de l'objectif en constitue un bel exemple (cf. section 2.1.2). Il en va de même lorsqu'il s'agit d'interpréter toxicologiquement l'incertitude liée à la variation temporelle de la dose. Il semble, en effet, que la toxicité chronique d'une substance soit accrue lorsqu'il y a variation de la concentration autour du seuil devant éviter cette toxicité (EPA, 1985; CCMRE, 1986). Toute réduction de la marge de sécurité d'une recommandation devrait alors être faite en pleine conscience des incertitudes quantitatives et qualitatives entourant l'atteinte potentielle aux usages et selon le risque que le gestionnaire est prêt à assumer.

CHAPITRE: DISCUSSION

Tel que nous l'avons vu précédemment, le processus de formulation des recommandations est sujet à plusieurs sources d'incertitude selon le type de données disponibles, l'étendue de l'extrapolation requise de même que lors des applications au milieu récepteur.

Nous tenterons ici, en étendant l'analyse de l'incertitude au cas de la protection de la santé humaine, de soutenir nos hypothèses de départ à savoir que: 1) seule la définition des zones et de l'étendue de l'incertitude et 2) l'intégration non sectorielle des efforts permettront de réduire efficacement l'incertitude générale entourant les décisions issues du processus de formulation des objectifs de qualité pour l'épuration des eaux et même pour l'assainissement de l'environnement en général.

4.1 Extension de l'analyse de l'incertitude au cas de la protection de la santé humaine

Le processus de formulation des recommandations devant préserver la santé humaine est également sujet à plusieurs sources d'incertitude dont nous avons traité précédemment; ce processus semble davantage dépendant de l'extrapolation que celui touchant la vie aquatique (Conway, 1982) et pour cause les expérimentations humaines posent un problème éthique considérable. Plusieurs documents dont ceux de EPA (1980), Michigan (1982), Dourson et Stara (1983) de même que Michigan (1984) tentent de démontrer la rationalité sous-jacente à l'utilisation nécessaire des divers facteurs de sécurité. Ces incertitudes d'extrapolation et toutes les autres devraient également être estimées et considérées dans la formulation des recommandations pour cet usage. Nous simplifierons volontairement notre exemple pour illustrer brièvement quelques sources d'incertitude pouvant affecter la protection de la santé humaine.

Prenons le cas d'une substance toxique, non cancérigène, dont les renseignements disponibles sont peu soumis aux incertitudes listées dans le tableau III: réalisation conformément aux règles de l'art, invariabilité de la quantité du polluant, bonne précision statistique du résultat. Imaginons également que les données servant à l'extrapolation proviennent d'un test chronique, l'incertitude d'un test à court terme est alors négligeable et supposons que les facteurs de sécurité interspécifiques et intraspécifiques employés correspondent exactement à la variabilité de sensibilité qu'on est susceptible de rencontrer dans la population humaine pour la substance toxique étudiée. Posons également que la connaissance des effets de la substance réduit énormément l'incertitude liée à l'exhaustivité de l'interprétation qu'on peut poser à son sujet. Laissons également le soin au lecteur d'imaginer une situation où la variabilité de la source, du milieu récepteur et de la dose serait nulle et que, de plus, le mécanisme de traitement d'eau potable n'augmenterait pas ou ne diminuerait pas la dose du toxique sous étude.

Les sources d'incertitude restantes sont donc dans l'ordre celles touchant la représentativité des valeurs standardisées utilisées, la coexposition et enfin celles touchant les autres sources non aquatiques du polluant.

Un bref calcul exploratoire dans le cas de la première source permet d'entrevoir l'étendue que pourrait prendre l'incertitude autour d'une recommandation du gestionnaire. Si l'objectif est calculé en utilisant la quantité d'eau journalière standard recommandée par l'ICRP (1977) c'est-à-dire deux (2) litres par jour pour un homme standard de 70 kg ou encore celle recommandée par Truhaut (1979) ou Commins (1981) de 3 litres, déjà on est en présence d'une hausse de 50% de la consommation journalière. Pour une dose journalière admissible (en mg/kg) identique, l'utilisa-

tion d'une consommation de trois (3) litres d'eau réduirait de 33% l'allocation de la substance émise par la source polluante pour éviter le dépassement de l'objectif. Le même calcul pour un enfant consommant un (1) litre d'eau mais pesant environ dix (10) kilogrammes (Tardiff, 1977), entraînerait une réduction d'environ 85% de la recommandation touchant la source émettrice. Ces variations importantes exacerbent le besoin de définir la fonction de densité de probabilité pour chacune des valeurs standard utilisées dans le processus. Dans les régions où le climat est chaud, l'EPA (1976) rapporte des valeurs oscillant entre 0.5 et 6 litres par jour. Commins (1981) rapporte les résultats d'une étude effectuée au Royaume-Uni faisant mention qu'environ 1% de la population consomment au moins 2.6 litres de breuvage à base d'eau, excluant celle servant à la cuisson des aliments. Ce genre d'étude permet de fournir au gestionnaire les informations nécessaires à l'évaluation du risque qu'il devra tôt ou tard réaliser.

Poursuivons notre exemple pour les deux autres sources d'incertitude, c'est-à-dire la coexposition et la présence d'autres sources non aquatiques du polluant. Dans le premier des cas, le gestionnaire doit retenir le fait que d'autres substances toxiques, émanant ou non de la source ponctuelle qu'il investigate, puisse interagir avec la substance pour lequel il tente fixer un objectif. La possibilité d'action synergique, antagoniste ou additive entre divers polluants ne peut être écartée du revers de la main. Lorsque de multiples polluants peuvent atteindre une cible donnée, une approche logique pourrait être de présumer qu'ils auront conjointement un effet simplement additif; des exemples de synergie sont cependant assez fréquents dans le milieu du travail (Plaa et al, 1986) il serait alors plus sécuritaire de présumer qu'un phénomène semblable est en mesure de se produire dans l'environnement en général. Ce type d'interactions est par contre

complexe à étudier lorsque le nombre et la nature des toxiques interagissant potentiellement est mal connu.

La dernière incertitude concerne les sources non aquatiques de la substance toxique faisant l'objet d'une recommandation. Les toxiques de l'environnement sont rarement confinés à un écosystème particulier (i.e. aquatique, terrestre ou aérien) et on les retrouve souvent, à des concentrations différentes il est vrai, dans toutes les composantes de l'environnement. L'incapacité de reconnaître ce phénomène peut entraîner des dépassements des seuils sécuritaires pour la santé humaine. En effet, la formulation et l'application adéquate des objectifs par chacune des administrations sectorielles (eau, air, sol, nourriture, etc.) prise isolément pourraient tout de même permettre le dépassement combiné de la dose journalière admissible. La définition de l'exposition à la substance toxique par toutes les sources potentiellement contaminées est essentielle à la définition du risque de dépassement global de l'objectif. Elle permet de plus d'orienter rationnellement les actions réduisant le risque vers les composantes prioritairement responsables de la production de ce dernier. Certains auteurs suggèrent de réduire l'exposition humaine par les métaux en améliorant prioritairement la qualité de l'eau plutôt que la pollution de l'air, (Commins, 1981); d'autres suggèrent qu'en regard des substances organiques le risque associé à la consommation d'eau contaminée est très faible comparativement à l'apport relatif de la nourriture (Ames, 1985; Davies et Macpherson, 1986).

Il va de soi que cet exemple pourrait être complexifié à volonté, il faut se rappeler alors que toute l'information, quantitative et qualitative, reliée aux sources d'incertitudes devrait être colligée pour cerner la variabilité inhérente à l'analyse du risque et par la suite en favoriser une gestion adéquate.

On constate également en étudiant les tableaux VI à VIII que même certains outils plus intégrateurs y sont sujet. Il faut cependant replacer cette constatation dans sa juste perspective; en effet bien que les études de monitoring soient généralement plus "réalistes" de par leurs protocoles expérimentaux, elles sont généralement handicapées par la difficulté d'application de la méthode scientifique classique (Van Gigch, 1978). De plus, cette difficulté réduit fréquemment la puissance des dites méthodes. Il arrive souvent que le protocole expérimental d'une méthode ne soit pas suffisamment sensible pour détecter le niveau de risque qu'on croit justifié de prévenir. Friberg et Kjellström (1981) l'ont mis en évidence en démontrant qu'une étude épidémiologique suffisamment sensible pour détecter un risque accru de cancer d'un (1) cas supplémentaire de cancer pour cent mille (100,000) personnes, nécessiterait l'étude d'environ quarante mille (40,000) personnes dont la moitié comme groupe témoin. De la même manière Stephan et al. (1985) prétendent qu'une étude de terrain très bien effectuée peut difficilement détecter des variations inférieures à vingt (20) pourcent dans le milieu aquatique.

Ce manque de sensibilité, les contraintes logistiques, de même que le caractère de constatation a posteriori des études de monitoring en réduit l'utilité dans un contexte de prévention et de réduction des effets néfastes engendrés par les sources ponctuelles de substances toxiques. Cependant, ces études peuvent souvent compléter, et valider dans une certaine mesure, les recommandations produites grâce aux processus de formulation basés sur des extrapolations de données. Une attitude favorisant l'utilisation judicieuse de chacune de ces méthodes est donc tout à fait souhaitable.

4.2 Besoin d'information

Le gestionnaire, conscient des incertitudes pouvant entourer le processus de recommandations, se doit de connaître l'ampleur que ces dernières peuvent prendre de même que les zones spécifiques d'où elles originent. En effet, selon l'étendue du danger pesant sur les usages dont il a la protection, il pourra tenter de préciser les zones où une recherche prioritaire d'information est essentielle à la prise de décision. Même l'incertitude non quantifiée doit être systématiquement rapportée, la prise de décision étant parfois obligatoirement basée sur des informations plus subjectives (Sasseville et Crowley, 1985). Des études de sensibilité conduites systématiquement pour toutes les étapes du processus de formulation des recommandations permettraient de mettre en évidence les sources majeures d'incertitudes quantifiables. Ces études conduites en parallèle à la définition, même subjective, de l'étendue des incertitudes qualitatives pourraient permettre la mise en évidence de la quantité d'information requise tout au long de la procédure de recommandations. La réduction de l'incertitude globale à un niveau jugé acceptable, pourrait varier selon l'ampleur du danger rencontré.

Il faut de plus mettre en garde les intervenants contre la tentation de se limiter aux incertitudes facilement quantifiables car cela pourrait perpétuer une vision étroite et sectorielle du problème lié aux substances toxiques.

4.3 Besoin d'intégration

Tel qu'illustré tout au long de ce travail on remarque que la multiplicité des incertitudes s'attachant à la formulation de recommandations touchant une seule substance toxique peut rendre le

processus assez complexe. Nonobstant cet état de fait, la réalité environnementale est elle-même beaucoup plus complexe et le problème lié à l'étude d'un seul toxique peut être rendu immensément plus compliqué en pratique. Les figures 3 et 4 décrivent cet accroissement de complexité selon que l'approche est limitée à l'épuration de l'eau uniquement ou que l'approche est étendue à l'assainissement de l'environnement pris dans son ensemble. Le champ d'action de l'approche la plus simple, orientée uniquement vers les usages de l'eau, peut être élargi pour couvrir les impacts sur les autres ressources (air, sol, etc.) qu'impliquent les actions correctrices liées à l'épuration des eaux usées. Cette approche plus globale face à l'assainissement de notre milieu de vie pourrait, dans l'éventualité où l'on voudrait l'optimiser en fonction de tous les points de contrôle, requérir une quantité phénoménale d'information. Le choix des technologies basé sur des dimensions environnementales et technologiques (Couillard et al. 1985) pour chacune de ces approches, d'épuration et d'assainissement, pourrait être rendu plus complexe encore dans l'hypothèse où l'on incluerait les dimensions sociales et collectives à l'analyse technologique.

L'adéquation entre cette complexité et les actions entreprises pour protéger l'environnement nécessite donc un effort d'intégration important dans les administrations environnementales. Ultimement cet effort devrait être étendu aux autres administrations en général (Environnement Canada, 1986). Il faut admettre toutefois qu'une progression dans cette direction implique des difficultés majeures liées à toute recherche d'un consensus. Ces limites devraient être gardées en mémoire pour éviter de retomber rapidement dans la vision sectorielle de laquelle découle souvent une approche à rationalité limitée, au sens de Sasseville et Crowley (1985).

Figure 3.
APPROCHE D'ÉPURATION

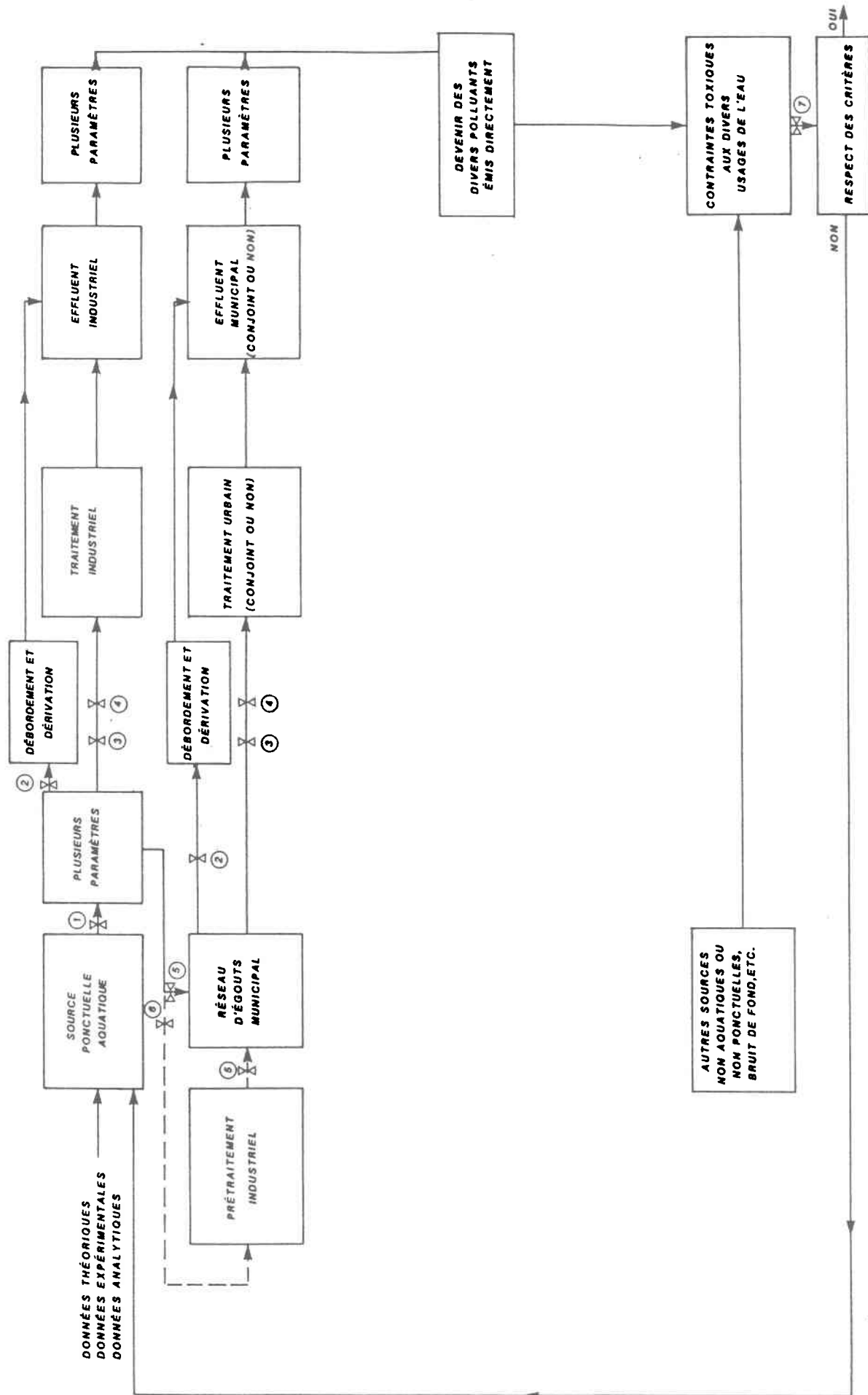
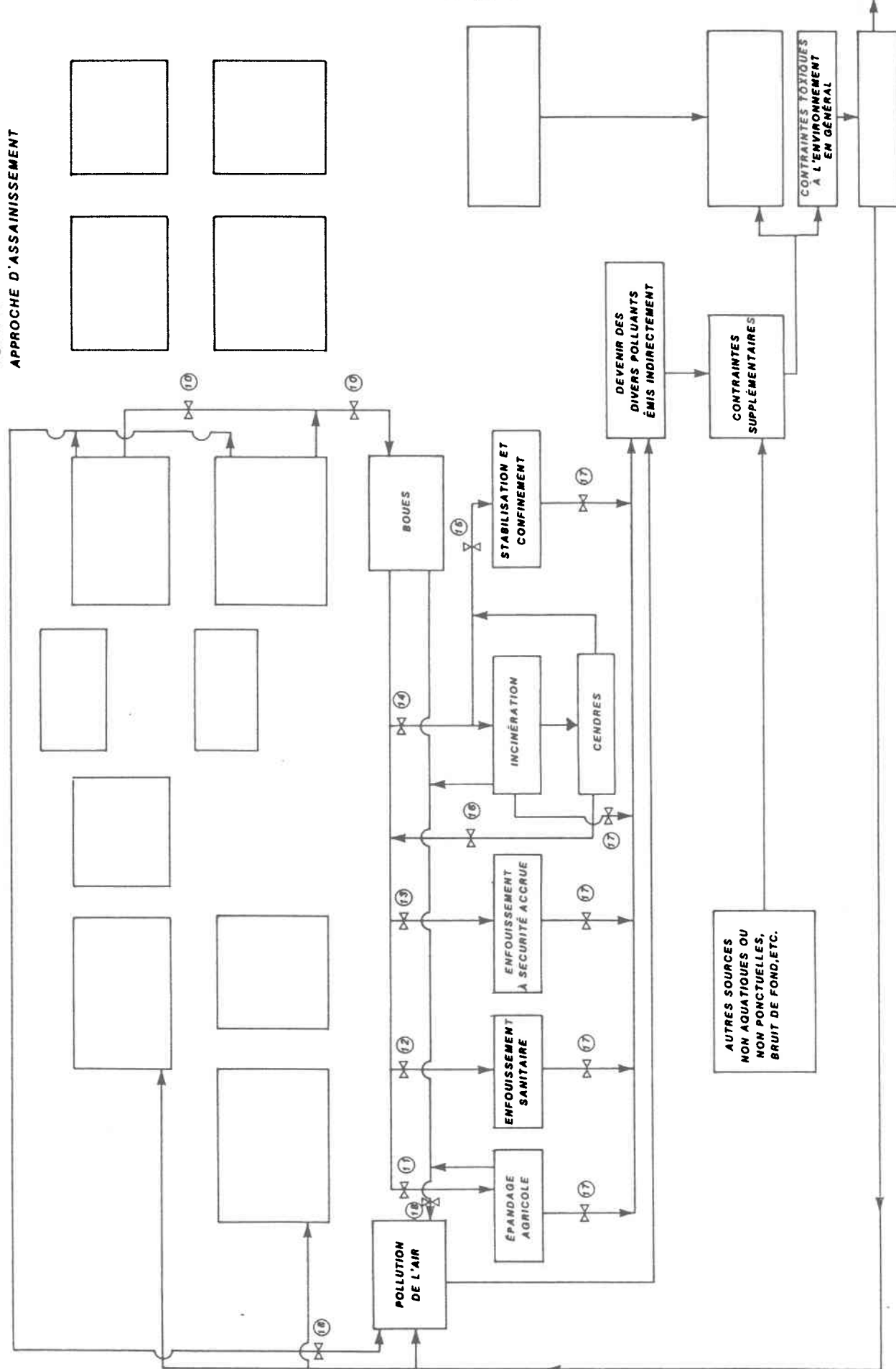


Figure 4.
APPROCHE D'ASSAINISSEMENT



4.4 Recherche du compromis

La recherche du compromis idéal s'applique à tous les niveaux du processus de gestion. Les prises de décision quant à elles nécessitent d'effectuer des choix. L'utilisation d'une méthodologie basée sur la connaissance du niveau d'incertitude au plan opérationnel pourrait permettre de réduire le fossé entre l'urgence des actions correctrices à entreprendre dans un sous-système donné (aquatique, par exemple) et la pertinence requise à plus long terme par une optique environnementale globale (eau, air, sol) ou socio-économique. Ces objectifs seraient respectivement atteignables par la définition des champs de recherche portant un potentiel de solutions à très court terme et par la mise en lumière des efforts à consentir pour cerner le degré de complexité nécessaire et suffisant à la prise de décision.

Comme le soulignent Hochman et Zilberman (1978), on ne saurait trop insister sur l'importance de bien doser le bénéfice à court terme et à long terme des actions suggérées aux décideurs politiques, ces derniers devant généralement rendre des comptes sur leurs agissements à tous les quatre (4) ans.

Il est à espérer que la définition et la prise en compte de la totalité des incertitudes, liées aux diverses démarches entreprises pour contrôler les effets des substances toxiques, améliorera l'efficacité et l'efficience des décisions gestionnaires.

CONCLUSION

Le présent ouvrage s'est attardé à mettre en évidence l'importance que peut revêtir la présence d'incertitudes dans le contrôle des substances toxiques. Après avoir décrit les sources potentielles d'incertitude en regard de la production des données de base, de l'extrapolation des objectifs et de leur application ultérieure, nous nous sommes attachés à estimer l'ampleur possible de cette incertitude pour des cas délibérément simplifié.

Malgré la complexité accrue du milieu réel il est à espérer que la définition du niveau d'incertitude, lié à certaines étapes particulières du processus, favorisera l'émergence des zones d'intérêt prioritaire pour l'acquisition de connaissances supplémentaires. Elle pourrait également orienter les choix stratégiques et politiques visant la réduction générale de l'incertitude, en augmentant par exemple la cohésion entre les divers intervenants en matière d'environnement. Ainsi, selon le degré de complexité et d'importance du problème rencontré, la définition de ces zones d'incertitude pourrait être limitée au niveau simple de l'épuration d'une ou plusieurs sources ponctuelles, être étendue au niveau de l'assainissement plus intégré de l'environnement (eau, air, sol), ou enfin, être généralisée au plan socio-économique.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AIBS (American Institute of Biological Sciences). (1978). "Criteria and Rationale for Decision Making in Aquatic Hazard Evaluation (third draft)", in: J. Cairns, K.L. Dickson et A.W. Maki (eds.), Estimating the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Life, American Society for Testing and Materials, STP 657, 278 p.
- Ames, B.H. (1985). "Testimony presented to the Honorable Art Torred, Chairman, Senate Committee on Toxics and Public Safety Management", State Capitol, Room 4062, Sacramento, California.
- Anonyme. (1982). Dictionnaire de médecine Flammarion, Flammarion, Paris, 935 p.
- Biwas, H. et Bell, B.A. (1984). "A Method for Establishing Site-Specific Stream Design Flows for Wasteboad Allocation", Water Pollution Control Federation Journal, 56 (10): 1123-1130.
- BC (British Columbia). (1984). Principles for Preparing Water Quality Objectives in British Columbia, Ministry of Environment, Victoria, 19 p.
- Brown, V.M. (1973). "Concepts and Outlook in Testing the Toxicity of Substances to Fish" in: G.E. Glass (ed.). Bioassay Techniques and Environmental Chemistry, Ann Arbour Science Publishers Inc., Ann Arbour, Michigan.

- Brungs W.A. and Mount D.I. (1978). "Introduction to a Discussion of the Use of Aquatic Toxicity Tests for Evaluation of the Effects of Toxic Substances", in: Estimating the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Life, J. Cairns, K.L. Dickson et A.W. Maki (eds.), American Society for Testing and Materials, STP657, 278 p.
- Bush, A.W. (1978). "Bioassay Techniques for Relative Toxicity in Water Pollution Control", Water Pollution Control Federation, 54 (7): 1152-1154.
- Cazaillet, O. (1977). Contribution à la rationalisation d'un réseau de mesure de qualité de l'eau: application au réseau de mesure du bassin de la rivière Yamaska, Thèse présentée à l'INRS - EAU, Université du Québec, Ste-Foy, 252 p.
- CCMRE (Conseil Canadien des Ministres des Ressources et de l'Environnement) (1986). Recommandations pour la qualité des eaux au Canada, Ottawa, 951 p.
- CEE (Communauté économique Européenne) (1985-86). "Produits et environnement: la communauté européenne pour une politique préventive", in: Impact Europe, Kraainem, Belgique.
- Commins, B.T. (1981). "The Contribution Drinking Water makes to Man's Overall Exposure to Inorganic Substances", in: Heavy Metal Conference.
- Conway, R.A., Whitmore, F.C. and Hansen, W.J. (1982). "Entry of Chemicals into the Environment" in: Environmental Risk Analysis for Chemicals, R.A. Conway (ed), Van Nostrand Reinhold Company, New York, N.Y., 558 p.

- Conwell, D.W. and Miller G.J. (1984). Chemistry and Geotoxicology of pollution, John Wiley and Sons. New York, N.Y.
- Couillard, D. (1983a). "Quality of life: the Importance of Man-Environment Relations and tentative conceptual Model", Journal of Environmental Systems, 12 (2): 163-185.
- Couillard, D. (1983b). "Data Acquisition Networks", Journal of Environmental Systems, 13 (1): 43-58.
- Couillard, D. (1984). "Information Retrieval for the Preparation of an environmental Impact Statement", Journal of Environmental Systems, 13 (3): 205-230.
- Couillard, D., Crowley, M. and Sasseville, J.L. (1985). "Technological Public Choice in Practice: The Case of Wastewater Treatment Facilities", Journal of Environmental Management, 22 (2): 133-146.
- Davies, K. and Macpherson, A.S. (1986). Huwan Exposure Routes to Selected Persistent Toxic Chemicals in the Great Lakes Basin: A Case Study, Department of Public Health, Toronto, 103 p.
- Dourson, M.L. and Stara, J.F. (1983). "Regulatory and Experimental Support of Incertainty (Safety) Factors", Regulatory Toxicology and Pharmacology, 3: 224-238.
- Eaton, J.G. (1973). "Recent Developments in the Use of Laboratory Bioassays to Determine" Safe Levels of Toxicants for Fish", in: G.E. Glass (ed.), Bioassay Techniques and Environmental Chemistry, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.

- Environment Canada (1979). Guidelines for Surface Water Quality Vol. 1 Inorganic Chemical Substances Preamble, Ottawa, 21 p.
- Environnement Canada (1986). L'intégral système de gestion des produits chimiques, Environnement Canada, EN 40-342/1982F.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1976). National Interim Primary Drinking Water Regulations, Washington, D.C., 163 p.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1978). "Water Quality Criteria-Request for Comments", Federal Register, 43 (97): 21506-21518.
- EPA (Environmental Protection Agency). (1980). "Water Quality Criteria Documents", Federal Register, 45 (231): 79318-79379.
- EPA (Environment Protection Agency). (1985). Technical Support Document for Water Quality-Based Toxics Control, Washington, D.C., 114 p.
- Friberg, L. and Kjellström, T. (1981). "Pitfalls and Prospects in Risk Estimation", in: Heavy Metal Conference.
- GLSAB (Great Lakes Science Advisory Board) (1981). Report of the Aquatic Ecosystem Objectives Committee, International Joint Commission, Windsor, Ontario.
- GLWQB (Great Lakes Water Quality Board). (1986). 1985 Annual Report. Committee on the Assessment of Human Effects of Great Lakes Water Quality, International Joint Commission, Windsor, Ontario, 103 p.

- GLWQB (Great Lakes Water Quality Board). (1983). 1983 Annual Report. Committee on the Assessment of Human Health of Great Lakes Water Quality, International Joint Commission, Windsor, Ontario, 41 p.
- Gouin D. (1984). "La détermination des objectifs de traitement dans un projet d'assainissement, Sciences et techniques de l'eau, 17 (4): 383-388.
- Gouin, D. et Sinotte M.(1985.) "La rationalisation des objectifs de traitement: le cas des toxiques", in: Association Québécoise des techniques de l'eau (ed.) Compte rendu du 8^e symposium sur le traitement des eaux usées, AQTE, 341 p.
- Hochman, E. and Zilberman, D. (1978). "Examination of Environmental Policies using Production and Pollution Microparameter", Econometrica, 46 (4): 739-760.
- Howard, P.H. et al. (1978). "Determining the Fate of Chemicals", Environmental Science and Technology, 12 (4): 398-407.
- Howard, P.H., Santodonato, J. and Durkin, P.R. (1982). "Syracuse Research Corporation's Approach to Chemical Hazard Assessment" in: Environmental Risk Analysis for Chemicals, R. A. Conway (ed.), Van Nostrand Reinhold Company, New York, N.Y., 558 p.
- ICRP (International Commission on Radiological Protection). (1977). Recommandation of the ICRP, ICRP, #26, Pergaman Press, Oxford, England.

- Javitz, H.S. (1982). "Relationship Between Response Parameter Hierarchies, Statistical Procedures and Biological Judgment in the NOEL Determination", in: J.G. Pearson, R.B. Foster and W.E. Bishop (eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Assessment: Fifth Conference, American Society for Testing and Materials, STP 766, 397 p.
- Jensen, A.L. (1972). "Standard Error of LC₅₀ and Sample Size in Fish Bioassays", Water Research, 6: 689-697.
- Johnson, S.P. (1983). The Pollution Control Policy of the European Communities, Graham and Trotman, London, U.K., 242 p.
- Laliberté D., Goulet, M., Vancoillie, R. et Primeau, S. (1986). Recueil d'informations écotoxicologiques: caractérisation toxicologique préliminaire de substances d'intérêt pour la surveillance du milieu aquatique au Québec, Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'environnement du Québec, Québec, 268 p.
- Land, H. (1985). in: "What are we Doing when we think we are Doing Risk Analysis?", in: A.D. Woodhead, C.J. Shellabarger, V. Pond and A. Hollaender (eds.), Assessment of Risk from Low-Level Exposure to Radiation and Chemicals, Plenum Press, New York, N.Y.
- Lavallée, P., Shoiry, P. et Villeneuve, J.P. (1984). "Propagation longitudinale et latérale des eaux usées déversées en cours d'eau", Sciences et Techniques de l'Eau, 17 (4): 361-366.

- Macek, K.J. et al. (1979). "Considerations in Assessing the Potential for, and Significance of, Biomagnification of Chemical Residues in Aquatic Food Chains", in: Support Document for the Proposed Rule 57 Package, Staff Report, Michigan Department of Natural Resources, Environmental Protection Bureau, 1984, 59 p.
- Maki, A.W. (1979). "An Analysis of Decision Criteria in Environmental Hazard Evaluation Programs" in: K.L. Dickson, A.W. Maki and J. Cairns, (eds.), Analyzing the Hazard Evaluation Process, American Fisheries Society, Washington, D.C., 159 p.
- Marsan, André et Associés inc. (1984). Analyse de risque pour la santé et sécurité du public. Exposé sommaire des principes et des méthodes, pour le ministère de l'Environnement du Québec, Québec, 72 p.
- Minnesota (1987). Guidelines for the Development and Application of Water Quality Criteria for Toxic Substances, Minnesota Pollution Control Agency, Draft document.
- Michigan (1984). Support Document for the Proposed Rule 57 Package, Michigan Department of Natural Resources, 59 p.
- Michigan (1982). Proposed Surface Water Quality - Based Effluent Limitation Derivation Procedures for Chemical Substances, Rule 57 advisory Committee Report, Draft Document.
- Michigan (1985). Guideline for Rule 57(2), Michigan Department of Natural Resources, 32 p.

- Mount, D.I. (1977). "An Assessment of Application Factors in Aquatic Toxicology, in: R.A. Turb (ed.), Recent Advances in Fish Toxicology: A Symposium, EPA-600/2-77-085, Washington, D.C., 203 p.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario) (1978). Water Management Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment, Toronto, 67 p.
- MOE (Ministry of the Environment, Ontario) (1984). Water Management Goals, Policies, Objectives and Implementation Procedures of the Ministry of the Environment, Toronto, 70 p.
- NAS (National Academy of Sciences). (1975). Principles for Evaluating Chemicals in the Environment, Washington, D.C. 351 p.
- NAS (National Academy of Sciences). (1977a). Principles and Procedures for Evaluating the Toxicity of Household Substances, Washington, D.C., 130 p.
- NAS (National Academy of Sciences). (1977b). Drinking Water and Health, Washington, D.C., 1090 p.
- Neely, W.B. (1979). "An Integrated Approach to Assessing the Potential Impact of Organic Chemicals in the Environment" in: K.L. Dickson, A.W. Maki et J. Cairns, (eds.), Analysing the Hazard Evaluation Process, American Fisheries Society, Washington, D.C., 159 p.
- Neely, W.B. (1980). Chemicals in the Environment. Distribution, Transport, Fate, Analysis. Marcel Dekker Inc. New York, N.Y., 241 p.

NRC (National Research Council) (1981). Testing for Effects of Chemicals on Ecosystems, Commission on natural resources. National Academy Press, Washington, D.C., 98 p.

Ohio (1986). Water Quality Criteria Development Guidelines for Toxic Chemicals, Ohio Environmental Protection Agency, Draft Document.

Pearson, J.G. and Glennon, J.P. (1979). "A Sequential Comprehensive Hazard Assessment Strategy for Estimating Water Quality Criteria", in: K.L. Dickson, A.W. Maki et J. Cairns, (eds.), Analysing the Hazard Evaluation Process, American Fisheries Society, Washington, D.C., 159 p.

Plaa, G.L., Vezina, M. et Brodeur, J. (1986). "La toxicologie industrielle et le problème des expositions à plus d'un agent chimique", Interface, 7 (6): 27-31.

Power, F.M. (1982). "Implication of Toxicological Studies for the Marine Discharge of Liquid Waste from a Major Energy Development". Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., 1163: 122-144.

Sasseville, J.L. (1978). "L'agression Toxique: la problématique", Eau du Québec, 11, (4): 291-302.

Sasseville, J.L. and Crowley, M. (1985). "A Market Approach to the Identification of Information Needs in Risk Management", soumis pour publication, 42 p.

Southworth, G.R., Parkhurst, B.R., Herbes, S.E. and Tsai, S. (1982). "The Risk of Chemicals to Aquatic Environment", in: Environmental Risk Analysis for Chemicals, R.A. Conway (ed.), Van Nostrand Reinhold Company, New York, N.Y., 558 p.

- Stephan, C.E. (1977). "Methods for Calculating an LC_{50} in: F.L. Mayer et J.L. Hamelink (eds.), Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation, American Society for Testing and Materials, STP 634: 65-84.
- Stephan, C.E., Mount, D.I., Hansen, D.J. Gentile, J.H. Chapman, G.A. and Brungs, W.A. (1985). Guidelines for Deriving Numerical National Water Quality Criteria for the Protection of Aquatic Organisms and their Uses, EPA, Washington, D.C., 106 p.
- Tardiff, R.G. (1977). "Health Effects of Organics: Risk and Hazard Assessment of Ingested Chloroform", Journal of American Water Works Association, December: 658-661.
- Truhaut, R., Gak, J.C. et Graillot, C.L. (1979). "Recherche sur les risques pouvant résulter de la pollution chimique des eaux de consommation", Water Research, 13: 689-697.
- Van Gigch, J. P. (1978). Applied General Systems Theory, Harper and Row, New York, N.Y., 602 p.
- Veith, G.D. (1981). State of the Art Report on Structure Activity Methods Development (II), USEPA Research Laboratory, Duluth, Minnesota, 61 p.
- Verschueren, K. (1983). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, Van Nostrand Reinhold Company, Toronto, 1310 p.
- Who (World Health Organisation). (1984). Guideline for Drinking-Water Quality Recommendations, Geneva, 130 p.

ANNEXE I

**DRAFT
SUBJECT TO REVISION**

**Ohio EPA
Water Quality Criteria Development Guidelines
for Toxic Chemicals**

Prepared by:

**Paul Shulec
Robert Heitzman**

**Standards and Toxics Section
Division of Water Quality Monitoring and Assessment
Ohio Environmental Protection Agency
361 E. Broad Street
Columbus, Ohio 43216**

September 30, 1986

L'INRS ne détient pas les droits pour diffuser cette version du rapport :

Shulec, P. Heitzman, R. (1986) Water quality criteria development guidelines for toxic chemicals pour Ohio Environmental Protection Agency