



**Protocoles d'élaboration des recommandations pour la qualité  
des eaux en vue de protéger les utilisations de l'eau à des fins  
agricoles (irrigation et abreuvement du bétail)**

**Publiés initialement en octobre 1993 comme Annexe XV des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (CCMRE, 1987)*. Mis à jour et repris ici avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme.**

**Table des matières**

Introduction .....	2	Introduction .....	12
Remerciements .....	2	Historique .....	12
Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation .....	3	Principes directeurs .....	13
Introduction .....	3	Aperçu de la méthode d'élaboration des recommandations .....	13
Historique .....	4	Choix des variables .....	13
Principes directeurs .....	4	Recherche bibliographique .....	13
Aperçu de la méthode d'élaboration des recommandations .....	5	Ensemble de données requis .....	14
Choix des variables .....	5	Évaluation des données toxicologiques .....	14
Recherche bibliographique .....	5	Élaboration des recommandations .....	15
Ensemble de données requis .....	6	Ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations .....	15
Évaluation des données toxicologiques .....	6	Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations définitives .....	15
Élaboration des recommandations .....	6	Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations provisoires .....	15
Ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations .....	6	Raison d'être des critères minimums concernant les ensembles de données toxicologiques .....	16
Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations définitives .....	6	Disponibilité des ensembles de données toxicologiques minimums .....	16
Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations provisoires .....	6	Critères minimums concernant les données sur le devenir et le comportement dans l'environnement .....	17
Raison d'être des critères minimums concernant les ensembles de données toxicologiques .....	7	Autres renseignements .....	17
Disponibilité des ensembles de données toxicologiques minimums .....	7	Évaluation des données toxicologiques .....	17
Critères minimums concernant les données sur le devenir et le comportement dans l'environnement .....	7	Données toxicologiques primaires .....	17
Autres renseignements .....	8	Données toxicologiques secondaires .....	18
Évaluation des données toxicologiques .....	8	Données toxicologiques inacceptables .....	18
Données toxicologiques primaires .....	8	Élaboration des recommandations .....	18
Données toxicologiques secondaires .....	9	Élaboration des recommandations relatives aux substances cancérogènes .....	19
Données toxicologiques inacceptables .....	9	Élaboration des recommandations relatives aux substances non cancérogènes .....	19
Élaboration des recommandations .....	9	Références .....	21
Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail .....	12	Annexe .....	24

## Introduction

Les *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (CCMRE, 1987) ont été préparées dans le but de fournir des renseignements scientifiques de base sur les effets des paramètres de qualité de l'eau par rapport aux utilisations des eaux au Canada (y compris la protection de la vie aquatique, l'utilisation d'eaux brutes pour l'alimentation en eau potable, les utilisations agricoles, les utilisations à des fins récréatives et esthétiques et l'utilisation comme réserve d'eau industrielle). Elles visent à fournir un moyen d'évaluer les questions et les craintes en matière de qualité de l'eau et à faciliter l'établissement d'objectifs de qualité de l'eau propres à des lieux précis. On y recommande des concentrations tolérables pour diverses substances chimiques — inorganiques, organiques et radioactives — et divers paramètres biologiques. Le chapitre sur les utilisations agricoles comporte des recommandations pour quelque 25 substances chimiques et paramètres. Des modifications périodiques apportées au document original ont permis l'ajout de recommandations pour un certain nombre de pesticides d'intérêt prioritaire (p. ex., carbofuran, glyphosate et atrazine) et d'autres composés.

Les recommandations concernant les eaux agricoles ont été élaborées à la suite d'une demande que le CCME a reçue d'organisations et d'autorités ayant compétence en agriculture. L'approche d'abord choisie pour l'élaboration des recommandations concernant l'eau utilisée en agriculture consistait en une revue de recommandations d'origines diverses et leur adoption comme recommandations canadiennes pour la qualité des eaux quand elles étaient jugées pertinentes pour nos conditions environnementales. Dans le cas contraire, si on disposait des renseignements scientifiques voulus, on les modifiait en conséquence avant de les adopter. Pour beaucoup de substances cependant, aucune recommandation n'avait été

émise par un autre gouvernement ou les recommandations existantes ne pouvaient être modifiées adéquatement. Les membres du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux ont donc jugé nécessaire d'établir une approche cohérente, scientifiquement défendable, qui fût applicable aux substances d'intérêt prioritaire.

Les protocoles, initialement publiés en 1993 sous forme d'annexe au document CCMRE (1987), décrivent une méthode cohérente et scientifiquement défendable permettant l'élaboration de recommandations destinées à protéger les cultures et le bétail contre la contamination par les eaux d'irrigation et d'alimentation, respectivement. On rappelle à ceux qui utilisent ces recommandations (p. ex., les gestionnaires de ressources et les agriculteurs) que ces valeurs sont les concentrations maximales de contaminants recommandées dans l'eau d'irrigation et d'alimentation du bétail; au-delà de ces limites, les récoltes et le bétail peuvent subir des dommages. Les mesures à prendre lorsque la contamination de l'eau dépasse les teneurs indiquées ne sont pas du domaine d'application de ces protocoles; elles sont plutôt la responsabilité de l'utilisateur et/ou des autorités compétentes. Les protocoles permettent d'établir des objectifs spécifiques pour une ferme ou une région donnée pour laquelle les recommandations nationales pour la qualité de l'eau ne seraient pas pertinentes. On reconnaît que les combinaisons de produits chimiques sont des mélanges potentiellement toxiques dont il faut évaluer les risques; par contre, aucune méthode d'évaluation acceptable n'a été mise au point. Les protocoles s'appliquent donc uniquement aux contaminants individuels et non pas aux mélanges. Ils seront mis à jour quand une méthode acceptable d'évaluation du potentiel toxique des mélanges sera connue.

## Remerciements

Ces protocoles sont basés sur une ébauche préparée par Don D. MacDonald (MacDonald Environmental Sciences Ltd.). Les personnes suivantes ont apporté une collaboration importante à leur modification : Pierre-Yves Caux, Gary T. Fan, Sherry L. Walker, Mark A. Bonnell, Donald E. Andersen, Robert A. Kent, Margaret Taylor, Dwayne R.J. Moore, Bruce D. Pauli, John Wood et Duane McNaughton (Environnement Canada).

Nous souhaitons aussi remercier tous les réviseurs du CCME : Paul Shewchuk, Gerry Lutwick, Gary Byrtus, Jackie Shaw et H.P. Sims (Alberta Environmental Protection), Isabelle Guay (ministère de l'Environnement du Québec), N.K. Nagpal et Ron W. Kobylnyk (B.C. Environment), Andrew D. Cameron et Darrell Taylor (Nova Scotia Department of the Environment), et Dwight Williamson et Dennis Brown (Environnement Manitoba).

Parmi les autres réviseurs venant de l'extérieur, mentionnons : Gary D. Buckland (Alberta Agriculture), Michael G. Prior (Alberta Health), Bob W. Coppock, Michelle Mostrom et Clinton A.J. Campbell (Alberta Environmental Centre), Bruce Bowman et E.W. Allison (Agriculture Canada), Peter M. Outridge (Université Trent et Watershed Environmental Consultants), Jim L. Silk,

Chris Warfield, Lorraine C. Smith, Brenda MacDonald et Peter Chan (Santé Canada), Jack Rodenburg (ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario), Francis Jackson et Murray Swyripa (Affaires indiennes et du Nord Canada) et Don D. MacDonald (MacDonald Environmental Sciences Ltd.).

## **Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation**

### **Introduction**

Le Canada est un chef de file mondial dans la production de bien des cultures, en particulier le blé et d'autres céréales. Toutefois, dans beaucoup de régions du Canada, l'insuffisance des précipitations à des moments critiques de la saison de croissance peut provoquer une diminution de la productivité. À ces endroits, il est nécessaire d'irriguer les cultures pour maintenir la croissance et les rendements élevés. Dans la présente méthode, on définit les récoltes comme le résultat de la culture de n'importe quelle plante à des fins commerciales ou pour usage personnel.

En 1970 (la dernière année pour laquelle Statistique Canada a recueilli ces données), environ la moitié (47 %) de toutes les terres irriguées (~ 196 000 ha) servait à la production de foin cultivé et de pâturages (Statistique Canada, 1971); le quart (24 %) d'entre elles était affecté aux céréales et le reste, aux autres cultures comme le tabac, la pomme de terre, la betterave à sucre, les autres légumes et les arbres fruitiers. En 1990, c'est en Alberta que la superficie des terres agricoles irriguées était la plus grande, soit 458 000 ha, c'est-à-dire à peu près 64 % du total canadien (Statistique Canada, 1992). La Colombie-Britannique, la Saskatchewan et l'Ontario se partageaient 85 % du reste de ces terres.

D'après Hess (1986), l'irrigation des terres agricoles nécessite chaque année plus de  $2,7 \times 10^9 \text{ m}^3$  d'eau. De ce total, à peu près  $89 \times 10^6 \text{ m}^3$  (3,3 %) d'eau sont tirés de sources souterraines. Dans certaines provinces, il faut faire appel davantage à la nappe phréatique pour satisfaire aux besoins d'irrigation; plus de 10 % de toute l'eau utilisée pour l'irrigation en Ontario et en Colombie-Britannique proviennent de la nappe phréatique.

Jusqu'à récemment, les craintes exprimées à propos de la qualité de l'eau d'irrigation se rapportaient surtout à sa salinité (Environment Council of Alberta, 1992). En outre, les craintes soulevées par les répercussions possibles de variables spécifiques comme le sélénium, le bore, l'ion chlorure et un certain nombre de métaux et d'autres ions traces (que l'eau d'irrigation peut contenir) sur les récoltes ont entraîné la préparation de recommandations relatives à ces éléments dans l'eau d'irrigation par la Saskatchewan Water Corporation (1988). Les effets possibles des pesticides agricoles, des polluants industriels et des autres contaminants de l'environnement n'ont pas été adéquatement évalués. Les répercussions que peuvent avoir les pesticides soulèvent évidemment des craintes immédiates chez les agriculteurs (et les consommateurs), car l'utilisation et la réutilisation d'une eau d'irrigation contenant des résidus de pesticides peuvent avoir des effets néfastes sur les cultures sensibles (Davis et coll., 1989)

Dans le cas des contaminants persistants qui ne se dégradent pas (p. ex., les métaux lourds), des concentrations ayant des effets délétères peuvent être atteintes à la suite de l'accumulation dans l'environnement terrestre. Dans le passé, on considérait que les toxines pouvaient s'accumuler pendant 100 ans environ dans le sol avant que des effets délétères n'apparaissent (CCMRE, 1987); il n'est cependant plus acceptable de simplement retarder l'apparition de la toxicité. Au contraire, en cas d'accumulation de contaminants, il faut chercher à se procurer une autre source d'eau qui en soit exempte. Les recommandations tirées du présent protocole sont des concentrations maximales recommandées ayant pour but d'aider les agriculteurs à évaluer la qualité de leur eau d'irrigation. Elles peuvent aussi aider les organismes investis d'un pouvoir de réglementation locale à fixer des objectifs particuliers pour un endroit donné et à mettre en place des mesures de contrôle.

## Historique

Depuis la publication des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (CCMRE, 1987) par le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (maintenant le Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME]), un certain nombre de craintes sont apparues concernant l'approche suivie pour élaborer les recommandations relatives à l'eau d'irrigation. D'après le chapitre sur les utilisations agricoles (CCMRE, 1987), les recommandations provisoires étaient basées sur des critères proposés par l'agence de protection de l'environnement (EPA) des États-Unis (National Academy of Sciences/National Academy of Engineering, 1973). Ces critères ont été évalués et adoptés comme recommandations pour la qualité des eaux au Canada, étant jugés pertinents dans les conditions canadiennes. Toutefois, comme ce document (CCMRE, 1987) ne comporte aucune justification, il est impossible d'évaluer de façon scientifique les critères présentés (c.-à-d., des études clés) et les méthodes suivies pour élaborer ces recommandations. Les recommandations plus récentes (postérieures à 1987) faites relativement à l'eau d'irrigation ont une base plus scientifique, mais un protocole établi et approuvé leur fait toujours défaut.

Le protocole recommandé dans la présente publication vise à prévenir l'usager des effets délétères que peut avoir sur les cultures une eau d'irrigation contaminée sans égard à son origine. Le choix des mesures correctrices à prendre en cas de contamination est laissé à chaque usager et autorité compétente, car elles dépassent la portée du présent protocole. De plus, les organismes du sol (p. ex., microbes et invertébrés) qui peuvent être affectés ne sont pas couverts par le présent protocole, mais plutôt par le *Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine*, qu'a développé le Sous-comité du CCME sur les critères de qualité environnementale pour les lieux contaminés (CCME, 1996). De plus, pour la protection des consommateurs humains, Santé Canada établit et fait respecter en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements des limites maximales de résidus (LMR) de toxines (p. ex., pesticides) dans les tissus végétaux et animaux. On rappelle à ceux qui se servent des recommandations faites dans le présent document que les valeurs mentionnées sont des concentrations limites de contaminants dans l'eau d'irrigation qui ne peuvent être dépassées sans risque de dommages aux cultures.

Les recommandations pour la qualité des eaux sont basées sur des renseignements critiques de deux types : 1) la sensibilité des cultures mesurée par les taux d'épandage acceptables exprimés en kilogrammes d'ingrédient actif par hectare ( $\text{kg i.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) dans le cas des pesticides et par les concentrations acceptables dans le sol exprimées en milligrammes de contaminants par kilogramme de sol ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) dans celui des substances chimiques industrielles ou autres; et 2) le taux maximum d'irrigation des cultures exprimé en litres par hectare par année ( $\text{L}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ). Le processus d'élaboration des recommandations fait intervenir aussi d'autres renseignements. Les sections qui suivent comportent des détails concernant le protocole, notamment en ce qui touche l'ensemble de données minimum requis et les modes de calcul et procédés de révision utilisés.

## Principes directeurs

Les principes directeurs suivants ont été établis pour élaborer les recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation selon l'approche choisie par le CCME (CCME, 1991) :

- L'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux doit tenir compte de toutes les données disponibles sur les cultures. Lorsque ces données sont limitées, mieux vaut, juge-t-on, avoir des recommandations provisoires que pas de recommandations du tout.
- L'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux doit tenir compte de la sensibilité de chaque espèce et stade de vie des cultures canadiennes.
- Les recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation ne doivent mentionner qu'un seul chiffre établi en fonction des données recueillies pour la culture la plus sensible. Sur les terres où sont cultivées uniquement des espèces moins sensibles, il peut être pertinent, si les recommandations nationales s'avèrent trop strictes, de fixer des objectifs spécifiques mieux adaptés à la situation (c.-à-d. à l'espèce moins sensible cultivée). Ces recommandations devraient être basées sur des données toxicologiques chroniques lorsque celles-ci sont disponibles.
- À moins d'indication contraire, une recommandation correspond à la concentration totale d'un contaminant et de ses produits toxiques de transformation présente

dans un échantillon d'eau non filtrée représentatif de ce qui peut être épandu sur le terrain.

*l'environnement*). En outre, l'aide des organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux est demandée pour identifier les problèmes régionaux.

### Aperçu de la méthode d'élaboration des recommandations

Voici un bref aperçu de la marche à suivre pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation (figure 1).

#### Choix des variables

Les variables ou substances chimiques d'intérêt pour l'élaboration des recommandations sont choisies dans la liste canadienne des substances d'intérêt prioritaire (c.-à-d., la liste des pesticides d'intérêt prioritaire du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux ou la liste des substances d'intérêt prioritaire de la *Loi canadienne sur la protection de*

#### Recherche bibliographique

Pour chaque variable devant faire l'objet d'une recommandation pour la qualité des eaux, il faut établir une bibliographie exhaustive des publications scientifiques et, avec la permission des compagnies, passer en revue leurs données confidentielles non publiées afin d'en tirer les renseignements suivants :

- propriétés physiques et chimiques;
- concentrations dans l'environnement;
- devenir et comportement dans l'environnement;
- potentiel de bioconcentration;
- toxicité aiguë envers les cultures;
- toxicité chronique envers les cultures;
- recommandations existantes;
- autres renseignements pertinents.

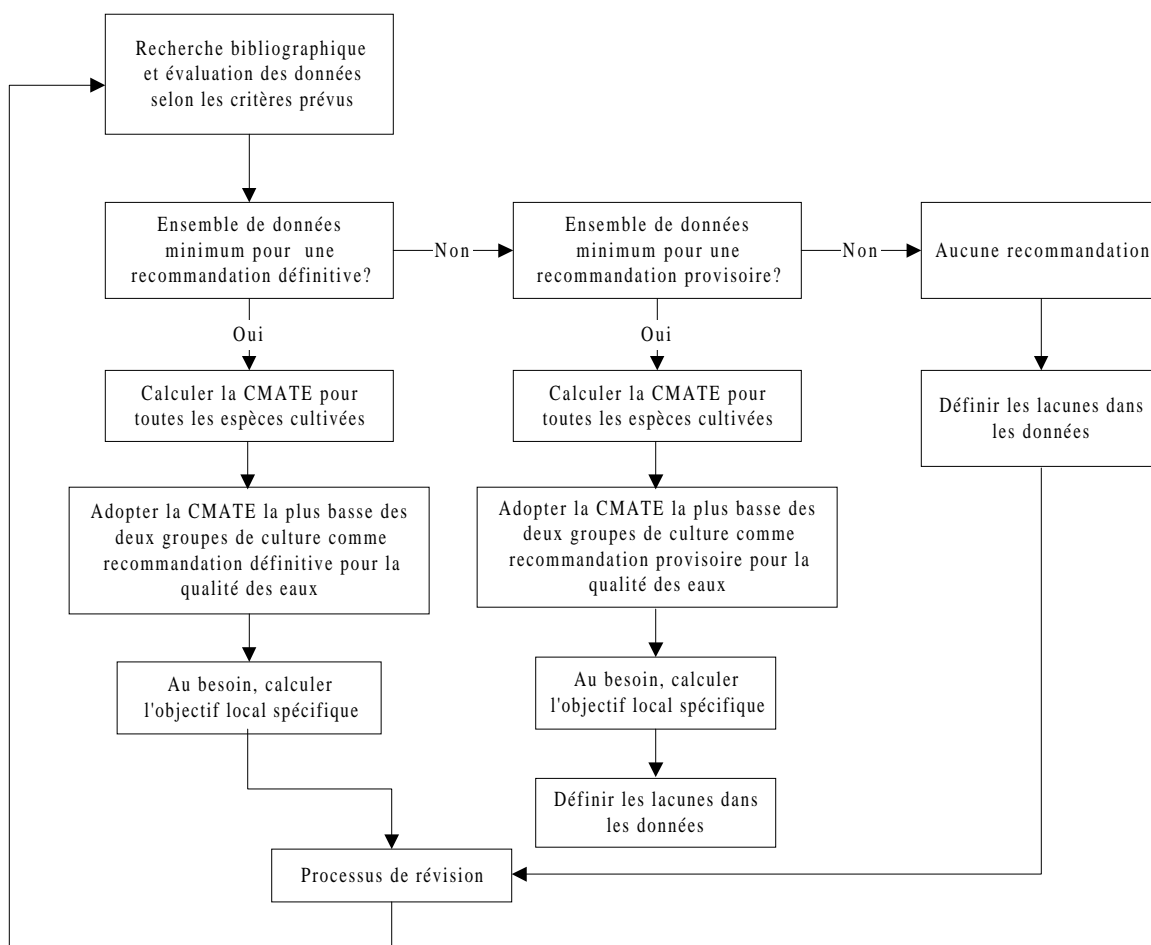


Figure 1. Marche à suivre pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation.

### *Ensemble de données requis*

Pour procéder à l'élaboration des recommandations concernant un paramètre, il faut posséder un ensemble de données minimum sur sa toxicité et son devenir dans l'environnement (voir Ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations).

### *Évaluation des données toxicologiques*

Il se peut que les renseignements trouvés dans la littérature scientifique ne conviennent pas tous à l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation. Chaque étude toxicologique sélectionnée durant la recherche bibliographique doit être évaluée de façon à s'assurer que la conception et la réalisation des expériences rapportées ont fait intervenir de bonnes pratiques, tant sur le terrain qu'en laboratoire. Chaque étude doit être classifiée soit primaire, soit secondaire, soit inacceptable, selon le degré d'acceptabilité des protocoles expérimentaux.

### *Élaboration des recommandations*

Les recommandations pour la qualité des eaux doivent être déduites des données de toxicité en fonction de la dose pour les récoltes sensibles cultivées au Canada. Affectées d'un facteur de sécurité approprié, ces données servent de base au calcul des concentrations acceptables dans le sol (CAS), exprimées en milligrammes de substance par kilogramme de sol ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), ou des taux d'épandage acceptables (TEA) exprimés en kilogrammes d'ingrédient actif de la substance par hectare ( $\text{kg i.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). La CAS est multipliée par la masse d'un hectare de sol (kg), et la masse résultante (ou le TEA pour chaque culture) est divisée par le taux d'irrigation maximum ( $\text{L}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) pour cette culture au Canada, ce qui donne la concentration maximale acceptable de toxiques pour une espèce (CMATE) exprimée en microgrammes par litre ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ). Il est possible de calculer les recommandations pour la qualité des eaux qui sont applicables a) aux céréales, au foin cultivé et aux pâturages ainsi que b) aux autres cultures au moyen de la CMATE la plus basse dans chaque groupe. Quand on possède des données tirées d'études sur l'irrigation de la culture, les CMATE sont calculées plutôt en divisant la moyenne géométrique de la concentration minimale produisant un effet nocif observé (CMENO) et de la concentration sans effet nocif observé (CSENO), respectivement, par un facteur d'incertitude approprié.

### **Ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations**

#### *Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations définitives*

Les recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation visent à protéger les espèces et les stades de vie les plus sensibles des récoltes cultivées au Canada. Il est essentiel qu'elles soient calculées à partir de données recueillies sur diverses espèces, de préférence lors d'essais où les cultures ont été exposées aux contaminants avec l'eau d'irrigation. Voilà pourquoi les ensembles de données toxicologiques suivants sont jugés minimums :

Céréales, foins cultivés et pâturages (p. ex., blé, orge, sorgho, phalaris des Canaries, luzerne, trèfle, etc.)

- Au moins trois études sur au moins trois espèces de céréales, de foins ou de pâturages cultivés au Canada sont requises.

- Au moins deux des études mentionnées ci-dessus doivent être des essais chroniques (sur toute une saison de croissance) portant sur des critères sensibles et biologiquement pertinents (p. ex., rendement à la récolte, vitesse de croissance, etc.). On préfère des études à long terme sur l'irrigation.

#### Autres cultures

- Au moins trois études sur au moins cinq espèces cultivées au Canada sont requises et doivent inclure au moins deux des familles suivantes : légumineuses (p. ex., fève soja, pois), pas encore incluses dans les pâturages; composées (p. ex., laitue, tournesol); crucifères (p. ex., chou); cucurbitacées (p. ex., concombre); liliacées (p. ex., onion); solanacées (p. ex., tomate); ombellifères (p. ex., carotte); enfin, chénopodiacées (p. ex., betterave à sucre).
- Au moins deux des études mentionnées ci-dessus doivent être des essais chroniques (sur toute une saison de croissance) portant sur des critères sensibles et biologiquement pertinents (p. ex., rendement à la récolte, vitesse de croissance, etc.). On préfère des études à long terme sur l'irrigation.

#### *Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations provisoires*

En cas de lacunes dans l'ensemble de données minimum requis pour l'élaboration de recommandations définitives

pour la qualité des eaux, il est possible d'énoncer des recommandations provisoires à la condition que soient respectés les critères minimums suivants :

Céréales, foins cultivés et pâturages

- Au moins deux études sur au moins deux espèces de céréales, de foins ou de pâturages cultivés au Canada sont requises.

Autres cultures

- Au moins deux études sur au moins deux espèces végétales cultivées au Canada sont requises : légumineuses, composées, crucifères, cucurbitacées, liliacées, solanacées, ombelliféracées et chéno-podiacées.

### *Raison d'être des critères minimums concernant les ensembles de données toxicologiques*

La sensibilité des plantes vasculaires aux contaminants de l'environnement est très diverse. Certains produits chimiques, les herbicides par exemple, sont fabriqués et mis sur le marché pour leur toxicité envers les plantes. Les critères minimums ont été choisis de façon à inclure une gamme de cultures qui pourraient être exposées aux contaminants présents dans l'eau d'irrigation. Les effets des contaminants sur les céréales, les foins cultivés et les pâturages sont particulièrement importants, car ces cultures occupaient 71 % de l'ensemble des terres irriguées en 1970 (Statistique Canada, 1971). (Dernière année où Statistique Canada a recueilli ces données).

L'application de critères minimums assure que les recommandations pour la qualité des eaux qui seront émises s'appliqueront à diverses espèces irriguées au Canada, en particulier celles ayant une importance économique majeure (p. ex., les cultures). Une recherche préliminaire dans les bases de données existantes sur les effets de sept herbicides utilisés couramment sur les cultures (dinosèbe, dicamba, bromoxynil et quatre herbicides à base de triazine) a établi la nature et la portée des renseignements trouvés par rapport aux critères minimums déjà mentionnés. Dans le cas du dinosèbe, on a trouvé des données de toxicité pour neuf espèces de céréales, de foins cultivés et de pâturages (Kent et coll., 1991). Dans le pire des cas, si on ne trouvait des données que sur les trois récoltes les moins sensibles parmi celles mentionnées (ensemble de données minimum requis ci-dessus), le protocole protégerait toujours les espèces les plus sensibles de ce groupe. Cette analyse s'est encore montrée vraie lors du choix des cinq cultures les moins sensibles (critère minimum d'après le protocole) parmi les 14 du groupe des autres cultures (p. ex., orge, laitue, concombre, luzerne, tomate, etc.) pour lesquelles il

existait des données de toxicité relatives au dinosèbe. Le critère de cinq espèces est établi vu la plus grande diversité des réponses dans ce groupe en comparaison des foins cultivés, des pâturages et des céréales. Des résultats analogues ont été obtenus lors de l'évaluation des bases de données sur la toxicité des herbicides à base de dicamba et de bromoxynil. Ces analyses semblent indiquer que le protocole devrait pouvoir protéger les cultures.

### *Disponibilité des ensembles de données toxicologiques minimums*

Il est difficile d'évaluer la disponibilité des données toxicologiques sur les produits agricoles. Les Recommandations pour la qualité des eaux au Canada élaborées avant le présent document relativement à quatre herbicides à base de triazine (atrazine, métribuzine, cyanazine et simazine) ne comportaient pas de sommaires complets des données disponibles. Par contre, on a trouvé les études requises pour quatre autres herbicides (dinosèbe, dicamba, diclofop-méthyl et bromoxynil), ce qui semble indiquer qu'il pourrait en être de même pour les autres pesticides et herbicides utilisés en agriculture. Quant aux autres composés (p. ex., produits chimiques industriels, effluents de papeterie, métaux lourds, etc.), il est peu probable que des renseignements pertinents existent sur leurs effets sur les productions agricoles.

### *Critères minimums concernant les données sur le devenir et le comportement dans l'environnement*

Le comportement et le devenir des contaminants dans l'environnement sont régis par des facteurs propres à la fois à chaque substance chimique et à l'environnement où elle se trouve. Pour comprendre les interactions complexes qui surviennent dans l'environnement, il faut connaître les principaux processus de transformation et la persistance de la substance dans l'eau, les sédiments, le sol, l'air et le biote. Ces processus sont, entre autres, l'hydrolyse, l'oxydation, la photolyse, la dégradation aérobie et anaérobie, la sorption sur les matières organiques dans le sol et les sédiments, la lixiviation, la volatilisation, le transport à grande distance, la biotransformation et la bioconcentration. Il n'est pas nécessaire de posséder des renseignements précis sur chacun de ces processus. Il s'agit plutôt de pouvoir identifier les principales voies de pénétration et le devenir des substances chimiques dans l'environnement, en prêtant une attention spéciale aux processus qui influent sur leur capacité de contaminer les sources d'eau utilisée

en agriculture. Il faut recueillir et évaluer les renseignements suivants :

- mobilité de la substance chimique dans l'environnement;
- compartiments environnementaux où la substance chimique risque le plus de se retrouver;
- types de réactions chimiques et de processus biologiques ayant lieu pendant son transport et après sa retombée;
- formes chimiques possibles (produits de transformation biotique et abiotique);
- persistance de la substance chimique dans l'eau (aussi bien la nappe phréatique que les eaux de surface), les sédiments, les sols et le biote.

Dans ce cas, la persistance doit être exprimée en fonction du TD<sub>50</sub> (temps de dissipation de 50 % de la concentration initiale) ou de la demi-vie du contaminant.

### *Autres renseignements*

Les éléments suivants ne font pas partie de l'ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux, mais ils sont essentiels pour évaluer les répercussions de la substance sur l'environnement et son devenir dans l'environnement; ils doivent donc être inclus lorsqu'ils existent :

- production et utilisations;
- propriétés physico-chimiques (et formules mises sur le marché dans le cas des pesticides);
- méthodes d'analyse et limites de détection actuelles;
- voies d'entrée et concentrations dans les eaux de surface, la nappe phréatique, les sédiments, l'atmosphère et le biote;
- mutagénicité, tératogénicité et cancérogénicité;
- propriétés organoleptiques (goût et odeur);
- recommandations, objectifs et normes existants, relevant d'autres autorités compétentes.

### **Évaluation des données toxicologiques**

Comme la qualité des études publiées varie fortement, les données de toxicologie soumises doivent être sélectionnées en s'assurant que les expériences ont été réalisées pour chacun des contaminants d'une façon cohérente et acceptable. Les études reçoivent la classification primaire, secondaire ou inacceptable en fonction des critères énoncés ci-dessous.

### *Données toxicologiques primaires*

Seules des données toxicologiques primaires peuvent servir à établir une recommandation définitive. Pour que les données soient jugées primaires, les études toxicologiques doivent respecter les critères suivants :

- Les essais toxicologiques doivent avoir été effectués selon de bonnes pratiques d'exposition en laboratoire avec témoins environnementaux (p. ex., OCDE, 1992). Les essais faits selon des protocoles publiés, établis par des organismes gouvernementaux ou des agences de normalisation (p. ex., ASTM) sont généralement acceptables. Les autres essais qui font intervenir des protocoles plus récents seront jugés individuellement.
- Le rapport des essais de toxicité doit indiquer : les concentrations dans l'eau d'irrigation (en microgrammes par litre [ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ]) ou les taux d'épandage (en kilogrammes d'ingrédient actif par hectare [ $\text{kg i.a.}\cdot\text{ha}^{-1}$ ] dans le cas d'un pesticide ou en milligrammes par kilogramme de sol [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  sol] dans celui des autres contaminants); la durée des essais; enfin, la formule et la méthode d'épandage utilisées pour l'étude.
- Il est préférable que les concentrations administrées aux plantes soient dosées, mais les études où les concentrations sont calculées ou mesurées dans des solutions mères sont aussi acceptables.
- Les essais de toxicité où les cultures sont exposées au contaminant dans l'eau d'irrigation sont préférables, mais les études où l'exposition des plantes est faite par épandage sur les feuilles ou le sol sont aussi acceptables.
- Pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux, il est préférable que les essais portent sur toute une saison de croissance. Les critères de sensibilité peuvent comprendre les effets sur le développement embryonique, la survie aux premiers stades de la vie, la croissance, la reproduction et le rendement à la récolte.
- La réponse et la survie des témoins doivent être mesurées et jugées acceptables et pertinentes pour le stade de vie choisi et l'espèce utilisée.
- Les méthodes statistiques ayant servi à l'analyse des données produites par l'étude doivent être mentionnées



et elles doivent être conformes à des normes scientifiques acceptables. On préfère les études qui signalent les erreurs de type I ( $\alpha$  = probabilité de rejeter l'hypothèse nulle quand elle est vraie) et les erreurs de type II ( $\beta$  = probabilité de ne pas rejeter l'hypothèse nulle quand l'hypothèse alternative est vraie). Comme la plupart des études ne mentionnent pas  $\beta$  (qu'on nomme aussi puissance), il n'est pas possible de respecter entièrement ce critère.

### *Données toxicologiques secondaires*

Les recommandations provisoires pour la qualité des eaux peuvent être basées sur des données primaires ou secondaires. Les données secondaires sont en général les résultats de tests acceptables, sauf qu'un ou deux des critères mentionnés ci-dessus n'ont pas été respectés. Les études devraient être classifiées comme secondaires si elles satisfont aux critères suivants :

- Les essais de toxicité peuvent faire intervenir une plus grande plage de méthodes (p. ex., mesure de la toxicité pendant que l'espèce test est soumise à d'autres contraintes, comme une basse température, un éclairage faible, une sécheresse après l'exposition, etc.) que celles mentionnées sous « Données toxicologiques primaires ».
- Les manifestations toxicologiques acceptables incluent la létalité en plus de celles énumérées pour les données primaires.
- La réponse et la survie des témoins doivent être mesurées et jugées acceptables et appropriées pour le stade de vie et l'espèce étudiés.

### *Données toxicologiques inacceptables*

Les données toxicologiques sont généralement jugées inacceptables quand les études ne satisfont pas aux critères mentionnés pour les données primaires ou secondaires. Une autre cause d'inacceptabilité des données est un manque de renseignements permettant d'évaluer la conception de l'étude, les méthodes suivies ou les résultats obtenus. Les données inacceptables peuvent devenir des données secondaires ou primaires s'il est possible de trouver des renseignements supplémentaires à leur sujet dans des études connexes ou d'en obtenir auprès des auteurs.

Pour l'élaboration de recommandations définitives, toutes les données incluses dans l'ensemble de données minimum doivent être primaires. Pour les recommandations provisoires, les données peuvent être primaires ou secondaires. Les données inacceptables sont mentionnées, mais elles ne peuvent servir à l'élaboration de ces deux types de recommandations.

### **Élaboration des recommandations**

Les autres gouvernements ne se conforment à aucune approche scientifique ni à aucune méthode équivalente d'établissement des critères, recommandations, objectifs ou normes de qualité de l'eau d'irrigation. Ce protocole a été élaboré pour permettre d'évaluer les risques posés par l'irrigation des cultures avec une eau de surface ou une eau souterraine contaminée. Les recommandations pour la qualité des eaux visant à protéger les cultures sont élaborées en fonction des résultats d'études portant sur l'irrigation ou d'études apparentées, concurremment avec les taux d'irrigation maximums employés au Canada.

Avec le temps, les toxines biodisponibles qui ne se dégradent pas (p. ex., les substances inorganiques comme les métaux lourds) peuvent s'accumuler dans le sol et atteindre des concentrations délétères. Les toxines ne doivent pas pouvoir s'accumuler, ni à court ni à long terme, aux endroits où leur apport est constant. Dans le cas contraire, les apports doivent être interrompus pour empêcher que le sol ne se dégrade davantage. Comme l'utilisation de ce genre d'eau doit cesser, il faut traiter l'eau contaminée et/ou trouver d'autres sources d'eau d'irrigation.

Pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation, il est préférable d'utiliser les résultats d'études à long terme sur l'exposition des cultures à des contaminants par l'irrigation. Lorsque ces études existent, les concentrations maximales acceptables de toxiques pour une espèce (CMATE) sont calculées pour des cultures de chaque groupe en divisant la moyenne géométrique de la concentration minimale produisant un effet observé (CME0) et de la concentration sans effet observé (CSEO) par un facteur d'incertitude de 10, soit :

$$CMATE = (CME0 \cdot CSEO)^{0.5} \div FI$$

où

CMATE = concentration maximale acceptable de toxiques pour une espèce ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )

CMEO = concentration minimale produisant un effet observé

CSEO = concentration sans effet observé

FI = facteur d'incertitude de 10

Quand la CSEO égale 0, il est possible de calculer la moyenne géométrique en faisant l'estimation suivante :  $CSEO = CMEO \div 4,5$  (voir l'annexe), sinon cette moyenne n'aurait aucun sens.

Lorsqu'il n'existe aucune étude adéquate sur l'irrigation, les recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation sont établies par une autre méthode. La première étape consiste à déterminer pour toutes les cultures des deux groupes pour lesquelles des valeurs existent les concentrations acceptables dans le sol (CAS) (en milligrammes par kilogramme de sol [ $mg \cdot kg^{-1}$ ]). La CAS est une évaluation de la concentration dans le sol qui n'entraînerait pas d'effets délétères sur les cultures en cas d'accumulation pendant une saison de croissance. La CAS est calculée en divisant la moyenne géométrique de la CMEO et de la CSEO par un facteur d'incertitude approprié, soit :

$$CAS = (CMEO \cdot CSEO)^{0,5} \div FI$$

où

CAS = concentration acceptable dans le sol ( $mg \cdot kg^{-1}$  sol)

CMEO = concentration minimale produisant un effet observé ( $mg \cdot kg^{-1}$  sol)

CSEO = concentration sans effet observé ( $mg \cdot kg^{-1}$  sol)

FI = facteur d'incertitude de 10

Quand la CSEO égale 0, il est possible de calculer la moyenne géométrique en faisant l'estimation suivante :  $CSEO = CMEO \div 4,5$  (voir l'annexe).

Cette étape est simple pour les composés dont la concentration environnementale est normalement signalée en milligrammes par kilogramme de sol (p. ex., les produits chimiques industriels, les métaux lourds, etc.). Dans le cas des pesticides, dont le taux d'épandage est normalement exprimé en kilogrammes d'ingrédient actif par hectare, une approche analogue est suivie. Le taux d'épandage acceptable (TEA) est calculé, à la place de la CAS, en divisant la moyenne géométrique du taux d'épandage le plus faible entraînant l'observation d'un effet (TEFEO) et du taux d'épandage sans effet observé (TESEO) par un facteur d'incertitude (FI) approprié :

$$TEA = (TEFEO \cdot TESEO)^{0,5} \div FI$$

où

TEA = taux d'épandage acceptable ( $kg \text{ i.a.} \cdot ha^{-1}$ )

TEFEO = taux d'épandage le plus faible entraînant l'observation d'un effet ( $kg \text{ i.a.} \cdot ha^{-1}$ )

TESEO = taux d'épandage sans effet observé ( $kg \text{ i.a.} \cdot ha^{-1}$ )

FI = facteur d'incertitude de 10

Quand le TESEO égale 0, il est possible de calculer la moyenne géométrique en faisant l'estimation suivante :  $TESEO = TEFEO \div 4,5$  (voir l'annexe). On calcule la moyenne géométrique plutôt que la moyenne arithmétique, car les données de toxicité ne suivent pas une courbe de distribution normale mais plutôt une courbe log-normale (USEPA, 1985). On doit calculer la CAS ou le TEA pour toutes les plantes des deux groupes de cultures pour lesquelles il existe des données acceptables. Ces valeurs sont une estimation de la concentration dans le sol ou du taux d'épandage sans effets nocifs pour les cultures pendant toute une saison de culture. Le TEA ne doit pas être confondu avec les taux d'épandage indiqués sur l'étiquette des produits antiparasitaires épandus sur les cultures et/ou utilisés en chimigation.

Le FI sert à tenir compte de l'incertitude de l'estimation des concentrations de contaminant qui sont sûres d'après les données disponibles. L'incertitude sur l'estimation de la CAS et du TEA provient des différences de sensibilité à l'intérieur d'une même espèce (p. ex., variabilité génétique, santé des individus, sexe, stade de vie) et entre les espèces (extrapolation d'une espèce à d'autres), de la sensibilité de la mesure des manifestations toxicologiques, de la variabilité des types de sol ainsi que d'autres facteurs. On recommande l'emploi d'un FI de 10 pour le calcul de la CAS et du TEA. Ce choix est confirmé par Fletcher et ses collaborateurs (1990), qui signalent des rapports de sensibilité moyens de  $10,5 \pm 3,5$  pour 151 espèces végétales envers 16 herbicides. Les exigences minimales concernant la base de données assurent que celle-ci comprend des données toxicologiques sur les cultures sensibles et celles ayant une importance économique. Quand, pour d'autres raisons (p. ex., persistance de la substance chimique, extrapolation de résultats d'essais en conditions aiguës à des expositions chroniques ou particularités propres à l'emplacement) le degré d'incertitude sur la CAS ou le TEA est supérieur, le FI peut être augmenté à 100. Cette décision doit faire intervenir un jugement professionnel.

L'étape suivante est le calcul de la quantité maximale de contaminant tolérée dans une parcelle cultivée de 1 ha (100 m x 100 m). Dans le cas des pesticides, il s'agit simplement du TEA par hectare. Pour les autres contaminants (p. ex., les produits chimiques industriels), cela nécessite des estimations de la masse volumique moyenne des sols agricoles et de la profondeur de sol irriguée. Il est possible d'évaluer la masse volumique apparente des sols agricoles à  $1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$  (Koorevaar et coll., 1983); c'est cette valeur qui doit être employée en l'absence de données propres à l'emplacement. Dans la publication du CCMRE de 1987, une valeur de 15 cm était utilisée dans le calcul des recommandations pour la qualité de l'eau d'irrigation comme profondeur à laquelle des traces d'ions seraient retenues dans un sol. Les contaminants mobiles (p. ex., les sels) peuvent cependant être lixiviés passé la rhizosphère, dont la profondeur peut atteindre 1,5 m dans le cas de bien des céréales, foins cultivés et pâturages (Riewe, 1990). La profondeur adéquate à utiliser dans ces calculs doit être déterminée en fonction du devenir et du comportement des contaminants dans l'environnement. La profondeur maximum à laquelle on a observé la lixiviation du contaminant dans un sol canadien, soit 1,5 m (profondeur de la rhizosphère), doit être utilisée comme profondeur d'irrigation du sol. Ces données sont souvent connues pour les pesticides, mais elles ne le sont pas pour maints contaminants industriels. En l'absence d'études pertinentes sur la profondeur de lixiviation du contaminant dans les sols canadiens, il faut donc, pour en faire une estimation prudente, choisir la valeur maximum trouvée (15 cm). La masse maximale de contaminants admissible dans une superficie de 1 ha se calcule comme suit (sauf pour les pesticides) :

$$\begin{aligned} &\text{masse de contaminant admissible} \\ &= \text{CAS} \cdot \text{masse de sol} \\ &= \text{CAS} \cdot \text{masse volumique apparente du sol} \cdot \text{volume} \\ &\quad \text{apparent du sol} \\ &= \text{CAS} \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1} \cdot 1300 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3} \cdot (100 \text{ m} \cdot 100 \text{ m} \cdot \\ &\quad \text{profondeur de lixiviation [m]}) \end{aligned}$$

La masse de contaminant admissible par hectare (exprimée en milligrammes) sert ensuite à calculer, avec le taux d'irrigation (TI), la CMATE. L'emploi du taux maximum d'irrigation utilisé au Canada permet de

reproduire les conditions du pire des cas et de s'assurer que la recommandation formulée pour la qualité des eaux s'applique à toutes les régions. Par exemple, certaines régions de la vallée de l'Okanagan en Colombie-Britannique doivent recevoir jusqu'à 1200 mm d'eau d'irrigation par année (l'équivalent de  $1,2 \cdot 10^7 \text{ L}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ) (CCMRE, 1987).

$$\text{CMATE} = (\text{masse de contaminant} \div \text{TI}) \cdot 10^3$$

où

$$\begin{aligned} \text{CMATE} &= \text{concentration maximale acceptable de} \\ &\quad \text{toxiques pour une espèce } (\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}) \text{ — masse de} \\ &\quad \text{contaminant en milligrammes par litre} \\ \text{TI} &= \text{taux annuel d'irrigation} = 1,2 \cdot 10^7 \text{ L}\cdot\text{ha}^{-1} \\ 10^3 &= \text{facteur de conversion des milligrammes en} \\ &\quad \text{microgrammes} \end{aligned}$$

La CMATE pour l'espèce la plus sensible de chacun des deux groupes de cultures — a) céréales, foins cultivés et pâturages et b) autres cultures — est adoptée comme recommandation pour la qualité des eaux pour le groupe en question, et la valeur la plus basse des deux devient la recommandation pour la qualité de l'eau d'irrigation. La valeur de la CMATE doit être calculée pour chacune des cultures, de façon à permettre de fixer des objectifs propres à l'emplacement. Pour que ces objectifs soient respectés, il se peut qu'il faille apporter des modifications aux recommandations pour la qualité des eaux; en effet, dans certaines régions, l'espèce la plus sensible peut ne pas être cultivée ou l'eau d'irrigation peut ne pas être la seule source de contaminant (p. ex., teneur de fond naturelle, engrais, apports atmosphériques, etc.). On calcule les objectifs propres à l'emplacement après avoir fixé une nouvelle masse de contaminant admissible qui tient compte des teneurs de fond et des autres sources de toxine :

$$\begin{aligned} &\text{masse de contaminant admissible propre à l'emplacement} \\ &= (\text{CAS} \text{ — teneur de fond — autres sources}) \cdot \text{masse} \\ &\quad \text{de sol} \end{aligned}$$

Cette nouvelle masse de contaminant sert ensuite à calculer, de la façon décrite ci-dessus, la CMATE et l'objectif propres à l'emplacement.

## Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail

### Introduction

L'élevage du bétail est très diversifié au Canada, tant pour l'exportation que pour la consommation domestique. Vu leur importance économique, ce sont les bêtes à cornes, le mouton, le porc, la chèvre, le cheval et la volaille qui reçoivent le plus d'attention lors des évaluations de la production agricole. La production d'espèces moins communes comme le lapin, le renard, le vison, l'élan et le buffle est cependant liée à des industries rentables ayant une importance économique. Pour les besoins du présent protocole, la définition du bétail inclut tout animal élevé pour en tirer un profit ou pour son usage personnel (p. ex., bêtes à cornes, porcs, volaille, sauvagine, etc.). Vu la différence dans les voies d'exposition aux contaminants, ce sont les recommandations pour la qualité des eaux visant à protéger la faune aquatique qui s'appliquent le mieux à l'élevage des organismes aquatiques comme bétail (p. ex., l'aquiculture des poissons).

Le succès de la production du bétail dépend de la présence de réserves amplement suffisantes d'eau de bonne qualité (Ayers et coll., 1985). Une eau de qualité inférieure peut être délétère pour les animaux et donc entraîner des pertes monétaires à leurs producteurs (Rowe et Hymas, 1954). La contamination des réserves d'eau d'alimentation du bétail par les produits chimiques, tant agricoles qu'industriels, pose des inquiétudes particulières et elle est couverte par le présent protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail. La présence de résidus de produits chimiques dans les aliments consommés par les humains est régie par Santé Canada en vertu de la *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements. À moins de spécifications contraires, la limite maximale de résidus (LMR) de produits chimiques agricoles acceptable dans les tissus du bétail et des plantes comestibles a été fixée par règlement à  $0,10 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Les LMR, qui ont force de loi, visent à protéger les consommateurs de produits végétaux et animaux. (Pour une définition précise des « produits chimiques agricoles » et une liste des LMR pour divers produits chimiques, consulter les articles B.01.001 et B.15.002 ainsi que le tableau II de la section

15 de la *Loi sur les aliments et drogues* et ses règlements [Santé et Bien-être social Canada, 1992]). Les recommandations pour la qualité des eaux établies par le CCME selon le présent protocole sont des concentrations limites au-delà desquelles la présence des contaminants dans l'eau d'abreuvement peut être délétère pour le bétail.

### Historique

Depuis la publication des *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada* (CCMRE, 1987) par le Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (maintenant le Conseil canadien des ministres de l'environnement [CCME]), un certain nombre de craintes ont été soulevées quant à l'approche suivie pour établir les recommandations relatives à l'eau d'abreuvement du bétail. D'après le chapitre sur les applications agricoles (CCMRE, 1987), les recommandations adoptées sont tirées des divers règlements canadiens ou américains qui sont jugés applicables aux conditions canadiennes. Il est donc difficile de déterminer le mode de sélection des études clés et la méthode suivie pour les établir. Les recommandations plus récentes sont mieux documentées, mais elles sont quand même entachées de l'absence d'un protocole normalisé, bien établi et approuvé. Ces tentatives d'amélioration ne fournissent que peu d'orientation sur la façon d'établir des recommandations pour la qualité des eaux visant la protection du bétail. Il faut évaluer la justesse de la présente approche consistant à s'aligner, avec des écarts, sur les recommandations pour la qualité de l'eau potable plutôt que d'avoir des recommandations propres à l'alimentation en eau du bétail (afin de protéger le bétail, par conséquent les consommateurs, en éliminant la possibilité que des teneurs résiduelles inacceptables en contaminant soient présentes dans l'eau).

Tout en respectant les principes directeurs fixés pour l'élaboration des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, le présent protocole a été conçu, de façon à protéger le bétail, en fonction des renseignements critiques suivants :

- dose journalière admissible de contaminant (en milligrammes par kilogramme par jour [ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ]);
- quantité d'eau consommée quotidiennement (en litres par jour [ $\text{L}\cdot\text{j}^{-1}$ ]);
- masse corporelle (en kilogrammes [ $\text{kg}$ ]);
- possibilité de bioconcentration par le bétail.

(La bioconcentration est définie comme étant la concentration dans un organisme d'un contaminant présent dans l'environnement et les aliments de cet organisme. Les contaminants sont tout produit chimique, élément, organisme microbien, etc., seul ou en mélange, ayant un effet nocif sur le bétail.) Le calcul des valeurs recommandées nécessite d'autres renseignements. Le protocole s'applique à toutes les substances, y compris celles soupçonnées d'être cancérogènes ou reconnues comme telles. Dans le cas de ces composés, une évaluation de l'ensemble de données existant permettra de décider si les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada doivent être adoptées comme recommandations provisoires pour la protection du bétail. Les sections qui suivent contiennent des détails sur le protocole recommandé, notamment en ce qui touche l'ensemble de données minimum requis et les modes de calcul et procédés de révision utilisés.

## Principes directeurs

Les principes directeurs suivants adoptés pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail sont basés sur l'approche choisie par le CCME (CCME, 1991).

- Lors de l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux, il faut tenir compte de toutes les données disponibles sur toutes les espèces de bétail élevées au Canada. Lorsqu'il n'existe qu'un nombre limité de données, une recommandation provisoire est jugée préférable à l'absence de recommandation.
- Lors de l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux, il faut tenir compte de la sensibilité de chaque espèce de bétail canadien, à chaque stade de vie. En l'absence de données sur certaines de ces espèces, il faut les remplacer par des modèles.
- Toute recommandation pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail doit être une valeur unique, basée sur les données trouvées pour l'espèce de bétail la plus sensible. Dans le cas d'exploitations où seules des espèces moins sensibles sont élevées, il peut être

pertinent de fixer un objectif spécifique si la recommandation nationale est trop stricte pour ces espèces. Ces recommandations locales doivent être basées sur des données de toxicité chronique s'il en existe.

- À moins de mention contraire, chaque recommandation représente la concentration totale de contaminant et de ses produits de transformation toxiques dans un échantillon d'eau filtrée représentatif de ce que le bétail peut ingérer.

## Aperçu de la méthode d'élaboration des recommandations

Voici un bref aperçu de la marche à suivre pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail (figure 2).

### Choix des variables

Les variables ou substances chimiques d'intérêt pour l'élaboration des recommandations sont choisies dans la liste canadienne des substances d'intérêt prioritaire (c.-à-d., la liste des pesticides d'intérêt prioritaire du Groupe de travail du CCME sur les recommandations pour la qualité des eaux ou la liste des substances d'intérêt prioritaire de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*). En outre, l'aide des organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux est demandée pour identifier les problèmes régionaux.

### Recherche bibliographique

Pour chaque variable nécessitant l'énoncé d'une recommandation pour la qualité des eaux, il faut établir une bibliographie exhaustive des publications scientifiques et, avec la permission des compagnies, passer en revue leurs données confidentielles non publiées afin d'en tirer les renseignements suivants :

- propriétés physiques et chimiques;
- concentrations dans l'environnement;
- devenir et comportement dans l'environnement;
- potentiel de bioconcentration;
- toxicité aiguë envers les oiseaux et les mammifères;
- toxicité chronique envers les oiseaux et les mammifères;

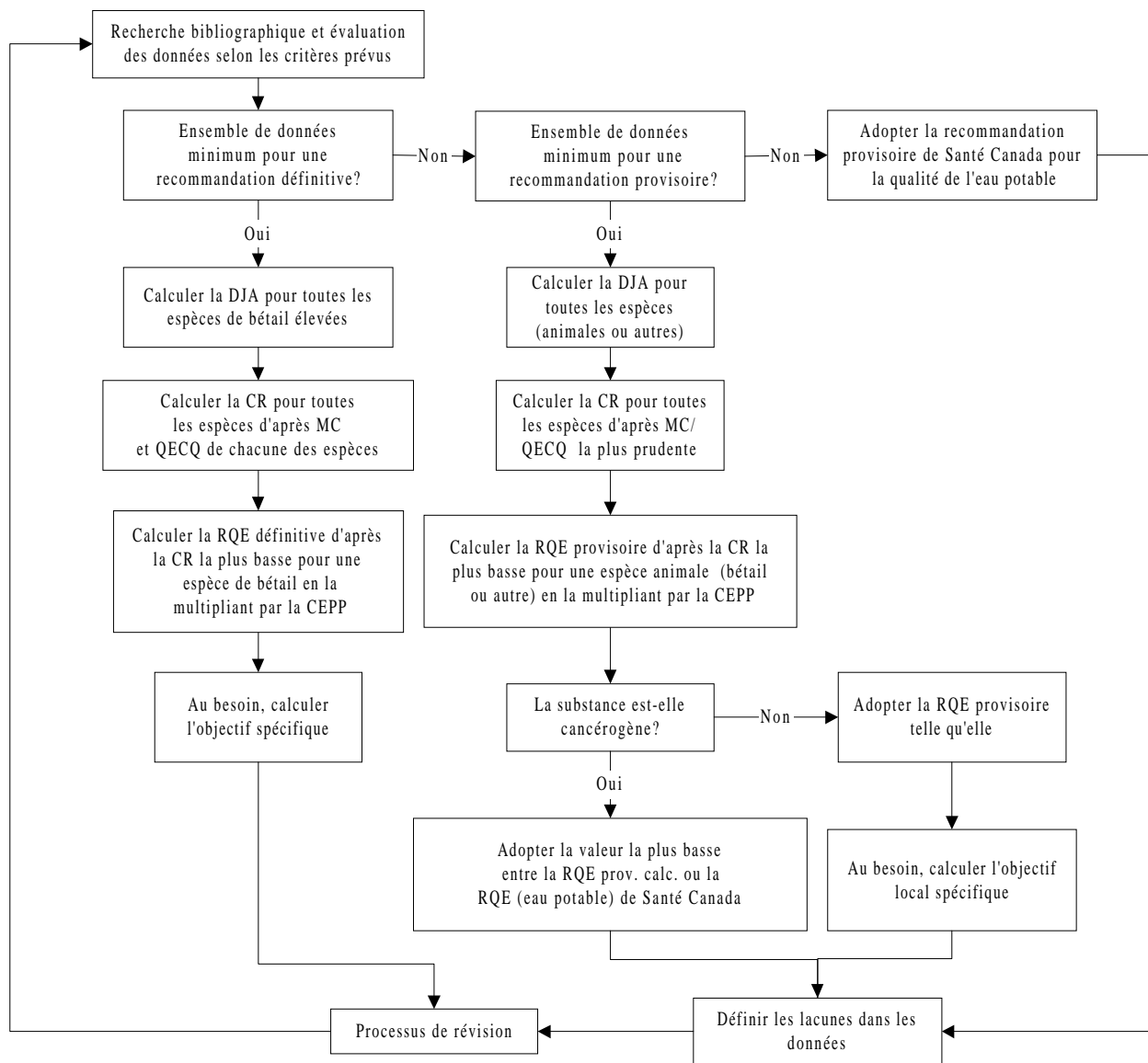


Figure 2. Marche à suivre pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail.

- mutagénicité, tératogénicité et cancérogénicité;
- recommandations existantes;
- autres renseignements pertinents (p. ex., rapports cliniques).

*Ensemble de données requis*

Pour procéder à l'élaboration des recommandations concernant un paramètre, il faut posséder un ensemble

minimum de données sur sa toxicité et son devenir dans l'environnement.

*Évaluation des données toxicologiques*

Il se peut que les renseignements trouvés dans la littérature scientifique ne conviennent pas tous à l'élaboration des recommandations pour la qualité de

l'eau d'abreuvement du bétail. Chaque étude toxicologique sélectionnée durant la recherche bibliographique doit être évaluée de façon à s'assurer que la conception et la réalisation des expériences rapportées ont fait intervenir de bonnes pratiques de laboratoire (p. ex., OCDE, 1992). Chaque étude doit être classifiée soit primaire, soit secondaire, soit inacceptable, selon le degré d'acceptabilité des protocoles expérimentaux.

### *Élaboration des recommandations*

Les recommandations pour la qualité des eaux doivent être déduites des résultats d'études appropriées d'exposition chronique (ou aiguë) portant sur les manifestations toxiques et les stades de vie les plus sensibles. Les études durant lesquelles la substance a été administrée par voie orale (p. ex., dans l'eau, la nourriture, ou par gavage) sont préférables. La dose journalière admissible (DJA) est calculée en divisant la moyenne géométrique de la dose minimale produisant un effet observé (DMEO) et de la dose sans effet observé (DSEO) par un facteur d'incertitude approprié (USEPA, 1985). Finalement, pour calculer la valeur de la recommandation pour la qualité des eaux, on fait intervenir la DJA, la quantité d'eau consommée quotidiennement par le bétail et la masse du bétail.

### **Ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des recommandations**

#### *Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations définitives*

Comme les recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail visent à protéger les espèces et les stades de vie les plus sensibles du bétail élevé au Canada, elles sont basées sur les données recueillies sur le bétail, tant les oiseaux que les mammifères, et tiennent compte de préférence des essais à long terme portant sur les stades de vie les plus sensibles. Vu la grande variabilité de ces données, les ensembles de données toxicologiques suivants sont jugés minimums :

#### Mammifères

- Au moins trois études sur au moins trois espèces de mammifères sont requises, dont au moins deux études sur du bétail élevé au Canada incluant une espèce de ruminant.

- Au moins deux des études mentionnées ci-dessus doivent être des essais à long terme (de préférence sur tout un cycle de vie) portant sur une manifestation sensible (p. ex., croissance, reproduction, développement et production — c'est-à-dire production laitière, taille des portées, transformation des aliments, etc.).
- Au moins une étude sur la bioconcentration dans les tissus d'au moins une espèce de bétail est requise. En l'absence de ce renseignement, on peut envisager de calculer un facteur de bioconcentration (FBC) particulier pour chaque cas en fonction des résultats d'études de bioconcentration chez d'autres êtres vivants ou d'estimations, d'après des modèles, basées sur des propriétés physico-chimiques (p. ex., coefficient de partage octanol-eau [ $\log K_{oc}$ ]).

#### Oiseaux

- Au moins deux études sur au moins deux espèces d'oiseaux sont requises et doivent inclure au moins une espèce de volaille domestique élevée au Canada.
- Au moins une des études mentionnées ci-dessus doit être un essai à long terme (de préférence sur tout un cycle de vie) portant sur une manifestation sensible (p. ex., croissance, reproduction, développement et production — c'est-à-dire production d'oeufs, transformation des aliments, etc.).

Dans certains cas, il peut ne pas être nécessaire de se conformer strictement aux exigences minimales. Par exemple, le critère de deux études chroniques chez des mammifères peut être modifié s'il existe des renseignements acceptables sur le rapport entre effets chroniques/aigus chez les mammifères permettant de transformer les résultats des études de toxicité aiguë. En outre, lorsque des données acceptables montrent que la toxicité n'augmente pas de façon significative avec la période d'exposition, ou que les études sur le devenir dans l'environnement indiquent qu'il est très peu probable qu'il y ait exposition à long terme à la substance, il est possible de ne pas se conformer au critère de deux études chroniques.

#### *Ensemble de données toxicologiques minimum requis pour l'élaboration de recommandations provisoires*

En cas de lacunes dans l'ensemble de données servant à l'élaboration de recommandations définitives pour la qualité des eaux, il est possible d'énoncer des

recommandations provisoires à la condition que soient respectés les critères minimums suivants. Au besoin, les recommandations provisoires pour la qualité des eaux peuvent être établies à l'aide de données recueillies chez des mammifères et/ou des oiseaux non élevés (rats, souris, colin de Virginie, canard colvert), à la condition que soient respectés les critères minimums suivants :

**Mammifères**

- Au moins deux études sur au moins deux espèces de mammifères sont requises, dont au moins une sur du bétail élevé au Canada.

**Oiseaux**

- Au moins une étude de toxicité aiguë ou chronique sur au moins une espèce d'oiseau élevée au Canada est requise.

***Raison d'être des critères minimums concernant les ensembles de données toxicologiques***

Étant donné l'importance de l'élevage des mammifères et de la volaille dans l'économie, et de la vaste plage de leur sensibilité aux contaminants de l'environnement, on doit connaître la toxicité relative de ces contaminants envers ces espèces pour s'assurer qu'elles sont adéquatement protégées par les recommandations pour la qualité des eaux. En outre, les oiseaux sont d'une sensibilité notoirement particulière à bien des contaminants de l'environnement comme les pesticides (Hill et Camardese, 1986). Les bases de données sur la toxicité de la plupart des produits chimiques devraient provenir en majeure partie d'études sur les rongeurs, mais elles peuvent aider à déterminer la variabilité intraspécifique de la réponse et du mécanisme de toxicité. Dans un ensemble de données de toxicité, la variabilité est due à des différences dans les voies d'exposition employées (p. ex., orale, cutanée, injection, etc.), la sensibilité des espèces, les critères terminaux mesurés, le stade de vie soumis aux essais, la durée des essais et d'autres facteurs.

L'examen de plusieurs bases de données typiques sur les effets des pesticides agricoles chez le bétail a permis de choisir le nombre et le type d'études requises pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux. Ces données semblent montrer que des différences réelles de sensibilité du bétail aux pesticides devraient être décelées s'il existe des renseignements sur

au moins trois espèces de mammifères et deux espèces d'oiseaux. Les données qu'on possède sur le dinosèbe, un herbicide d'usage fréquent, confirment cette hypothèse. Une estimation de la CMENO pour le critère le plus sensible (calculée d'après les résultats d'études sur l'agneau, le lapin, le rat, le canard et le faisan) correspondait généralement, à un ordre de grandeur près, à la CMENO réelle ( $1,0 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$  pour la toxicité envers les fonctions de la reproduction chez le rat).

***Disponibilité des ensembles de données toxicologiques minimums***

Une recherche bibliographique préliminaire a permis de déterminer que le nombre requis d'études toxicologiques existait souvent pour les pesticides, mais pas pour les produits chimiques industriels. On signalait dans les Recommandations pour la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail (CCMRE, 1987) pour quatre herbicides à base de triazine (atrazine, cyanazine, simazine et métribuzine) des  $DL_{50}$  pour cinq mammifères (dont un ongulé et quatre rongeurs) et deux oiseaux en moyenne. Les exigences minimales concernant l'ensemble de données de toxicité étaient également respectées pour trois autres herbicides (dinosèbe, dicamba et bromoxynil), ce qui semble indiquer que ces données seraient disponibles aussi pour les autres classes de pesticides (c.-à-d., insecticides, fongicides, etc.). Par contre, l'ensemble de données minimum devrait comporter des lacunes majeures dans le cas des produits chimiques industriels.

Les renseignements sur la bioconcentration par les mammifères et les oiseaux constituent une des principales lacunes des bases de données de toxicité minimales. Bien qu'il existe certaines études, en particulier sur les résidus dans le lait, il est probable qu'on ne trouvera des données détaillées sur la bioconcentration par le bétail que pour une faible proportion des produits chimiques pour lesquels des recommandations pour la qualité des eaux sont nécessaires. Il est possible, au prix d'une augmentation du degré d'incertitude, de combler ces lacunes en faisant appel à des estimations réalisées au moyen de modélisations basées sur des propriétés physico-chimiques et aux résultats d'études sur la bioconcentration dans d'autres êtres vivants et la métabolisation par le bétail. Il sera donc nécessaire de faire intervenir alors un autre facteur d'incertitude dont



l'importance devra être établie avec la plus grande rigueur scientifique possible.

### *Critères minimums concernant les données sur le devenir et le comportement dans l'environnement*

Le comportement et le devenir des contaminants dans l'environnement sont régis par des facteurs propres à la fois à chaque substance chimique et à l'environnement où elle se trouve. Pour comprendre les interactions complexes qui surviennent dans l'environnement, il faut connaître les principaux processus de transformation et la persistance de la substance dans l'eau, les sédiments, le sol, l'air et le biote. Ces processus sont, entre autres, l'hydrolyse, l'oxydation, la photolyse, la dégradation aérobie et anaérobie, la sorption sur les matières organiques dans le sol et les sédiments, la lixiviation, la volatilisation, le transport à grande distance, la biotransformation et la bioconcentration. Il n'est pas nécessaire de posséder des renseignements précis sur chacun de ces processus. Il s'agit plutôt de pouvoir identifier les principales voies de pénétration et le devenir des substances chimiques dans l'environnement, en prêtant une attention spéciale aux processus qui influent sur leur capacité de contaminer les sources d'eau utilisée en agriculture. Il faut recueillir et évaluer les renseignements suivants :

- mobilité de la substance chimique dans l'environnement;
- compartiments environnementaux où la substance chimique risque le plus de se retrouver;
- types de réactions chimiques et de processus biologiques ayant lieu pendant son transport et après sa retombée;
- formes chimiques possibles (produits de transformation biotique et abiotique);
- persistance de la substance chimique dans l'eau (aussi bien la nappe phréatique que les eaux de surface), les sédiments, les sols et le biote.

Dans ce cas, la persistance doit être exprimée en fonction du TD<sub>50</sub> (temps de dissipation de 50 % de la concentration initiale) ou de la demi-vie du contaminant.

### *Autres renseignements*

Les éléments suivants ne font pas partie de l'ensemble de données minimum requis pour l'élaboration des

recommandations pour la qualité des eaux, mais ils sont essentiels pour évaluer les répercussions de la substance sur l'environnement et son devenir dans l'environnement; ils doivent donc être inclus lorsqu'ils existent :

- production et utilisations;
- propriétés physico-chimiques (et formules mises sur le marché dans le cas des pesticides);
- méthodes d'analyse et limites de détection actuelles;
- sources et concentrations dans les eaux de surface, la nappe phréatique, les sédiments, l'atmosphère et le biote;
- mutagénicité, tératogénicité et cancérogénicité;
- propriétés organoleptiques (goût et odeur);
- recommandations, objectifs et normes existants, relevant d'autres autorités compétentes.

### **Évaluation des données toxicologiques**

Comme la qualité des études publiées varie fortement, les données de toxicologie soumises doivent être sélectionnées en s'assurant que les expériences ont été réalisées pour chacun des contaminants d'une façon cohérente et acceptable. Les études reçoivent la classification primaire, secondaire ou inacceptable en fonction des critères énoncés ci-dessous.

#### *Données toxicologiques primaires*

Seules des données toxicologiques primaires peuvent servir à établir une recommandation définitive. Pour que les données soient jugées primaires, les études toxicologiques doivent respecter les critères suivants :

- Les essais toxicologiques doivent avoir été effectués selon de bonnes pratiques d'exposition en laboratoire avec témoins environnementaux (p. ex., OCDE, 1992). Les essais faits selon des protocoles publiés qui ont été établis par des organismes gouvernementaux ou des agences de normalisation (p. ex., ASTM) sont généralement acceptables. Les autres essais qui font intervenir des protocoles plus récents seront jugés individuellement.
- Le rapport des essais de toxicité doit indiquer les doses (en milligrammes par kilogramme de masse corporelle par jour [mg·kg m.c.<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>] pour les essais de toxicité chronique et en milligrammes par kilogramme de masse corporelle [mg·kg m.c.<sup>-1</sup>] pour

les essais de toxicité aiguë), la durée de l'exposition, la formule administrée et le mode d'administration utilisé pour l'étude.

- Il est préférable que les concentrations de contaminants (doses) administrées aux animaux soient dosées, mais les études où les concentrations sont calculées ou mesurées dans des solutions mères sont aussi acceptables.
- Dans les essais de toxicité, le produit chimique devrait être administré de façon à reproduire l'exposition à l'eau potable. Les essais au cours desquels les animaux sont exposés aux contaminants dans l'eau et les aliments par gavage, intubation oesophagienne ou fistulisation du rumen, sont appropriés. L'exposition par une autre voie (p. ex., intravasculaire, intramusculaire, intrapéritonéale, respiratoire, sous-cutanée, dermique ou oculaire) est acceptable à la condition que suffisamment de renseignements supplémentaires soient fournis sur la pharmacocinétique (absorption, distribution, métabolisation et excrétion) du produit chimique et que la dose administrée soit mesurée.
- Pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des eaux, il est préférable que les essais portent sur tout un cycle de vie. Les critères de sensibilité recherchés incluent les effets sur le développement embryonique, la croissance, la fécondité, une mesure de la production (c.-à-d., production laitière, taille des portées, transformation des aliments, etc.) et d'autres paramètres importants, tant biochimiques, physiologiques que comportementaux.
- La réponse et la survie des témoins doivent être mesurées et jugées acceptables et pertinentes pour le stade de vie choisi et l'espèce utilisée.
- Les méthodes statistiques ayant servi à l'analyse des données produites par l'étude doivent être mentionnées et elles doivent être conformes à des normes scientifiques acceptables. On préfère les études qui signalent les erreurs de type I ( $\alpha$  = probabilité de rejeter l'hypothèse nulle quand elle est vraie) et les erreurs de type II ( $\beta$  = probabilité de ne pas rejeter l'hypothèse nulle quand l'hypothèse alternative est vraie). Comme la plupart des études ne mentionnent pas  $\beta$  (qu'on nomme aussi puissance), il n'est pas possible de respecter entièrement ce critère.

### *Données toxicologiques secondaires*

Les recommandations provisoires pour la qualité des eaux peuvent être basées sur des données primaires ou secondaires. Les données de toxicité secondaires sont en général les résultats de tests acceptables, sauf qu'au moins un des critères mentionnés ci-dessus n'a pas été respecté. Les études devraient être classifiées comme secondaires si elles satisfont aux critères suivants :

- Les essais de toxicité sont acceptables même si la voie d'administration de la substance chimique est différente.
- Les études sont acceptables même si elles ne suivent pas de bonnes pratiques d'exposition en laboratoire, à la condition que la dose administrée, la durée de l'exposition et les effets aient été établis ou puissent l'être sans avoir à faire intervenir une hypothèse.
- La réponse et la survie des témoins doivent être mesurées et jugées acceptables et appropriées pour le stade de vie et l'espèce étudiés.

### *Données toxicologiques inacceptables*

Les données toxicologiques sont généralement jugées inacceptables si les études ne satisfont pas aux critères mentionnés pour les données primaires ou secondaires. Une autre cause d'inacceptabilité des données est un manque de renseignements permettant d'évaluer la conception de l'étude, les méthodes suivies ou les résultats obtenus. Les données inacceptables peuvent devenir des données secondaires ou primaires s'il est possible de trouver à leur sujet des renseignements supplémentaires dans des études connexes ou d'en obtenir auprès des auteurs.

Pour l'élaboration de recommandations définitives, toutes les données incluses dans l'ensemble de données minimum doivent être primaires. Pour les recommandations provisoires, les données peuvent être primaires ou secondaires. Les données inacceptables sont mentionnées, mais elles ne peuvent servir à l'élaboration de ces deux types de recommandations.

### **Élaboration des recommandations**

Deux approches sont préconisées, selon la nature de la substance chimique envisagée, pour l'élaboration de

recommandations relatives à la qualité de l'eau d'abreuvement du bétail. Que la substance soit cancérigène ou non, le calcul des valeurs recommandées devrait faire intervenir une estimation des risques posés pour le bétail. D'après la disponibilité d'études adéquates, donc le type de recommandations (c.-à-d., définitive ou provisoire), il est possible soit de déduire ces dernières en respectant le présent protocole, soit d'adopter les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada publiées par Santé Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1989a).

### *Élaboration des recommandations relatives aux substances cancérigènes*

Bien des chercheurs sont convaincus que toute exposition aussi faible qu'elle soit à une substance cancérigène est potentiellement nocive (c.-à-d. qu'il n'existe pas de seuil des effets). Voilà pourquoi le calcul des valeurs recommandées doit nécessairement faire intervenir une estimation des risques posés par l'exposition des consommateurs aux diverses substances cancérigènes que peut contenir l'eau. Les recommandations pour la qualité des eaux sont donc établies sur une base scientifique, c'est-à-dire en définissant les concentrations de polluants qui représentent un risque négligeable pour les consommateurs d'une eau contaminée.

L'évaluation des risques pour l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau potable relatives aux substances cancérigènes est faite par Santé Canada. Ces recommandations représentent pour l'humain les probabilités (c.-à-d., les risques) de contracter un cancer qui sont essentiellement négligeables sur une période d'exposition prolongée (la vie). En l'absence de renseignements précis à l'effet contraire, on suppose que le bétail devrait être protégé adéquatement par l'application des mêmes recommandations. Toutefois, l'élaboration des recommandations pour la qualité de l'eau potable suit des modèles à hypothèses très prudentes, peut-être même trop prudentes lorsque appliquées à du bétail. Il est donc conseillé de préparer des recommandations définitives particulières s'il existe suffisamment de données le permettant; le cas échéant, le protocole à suivre est celui applicable aux substances non cancérigènes. Si le nombre de données trouvées ne permet que l'élaboration de recommandations provisoires, la recommandation pour la qualité de l'eau destinée à l'abreuvement du bétail doit correspondre au

chiffre le plus bas entre la valeur calculée et celle de la recommandation pour la qualité de l'eau potable. En l'absence d'une quantité suffisante de données pour la préparation d'une recommandation provisoire, c'est la recommandation pour la qualité de l'eau potable qui doit être adoptée comme recommandation pour la qualité de l'eau destinée à l'abreuvement du bétail (figure 2).

### *Élaboration des recommandations relatives aux substances non cancérigènes*

Pour les substances non cancérigènes, on propose que les recommandations pour la qualité des eaux soient élaborées selon une méthode d'évaluation des risques qui soit compatible avec le protocole du CCME [1991] visant la protection de la faune aquatique (figure 2). Les Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada peuvent servir provisoirement pour l'eau d'abreuvement du bétail en attendant que soit complétée une évaluation détaillée de chaque substance d'intérêt prioritaire. Santé Canada applique des limites maximales de résidus aux produits du bétail pour protéger les consommateurs des substances qui peuvent être bioconcentrées dans les oiseaux et les mammifères (Santé et Bien-être social Canada, 1989b).

Vu une meilleure résolution dans la prévision des seuils de toxicité, les données de toxicité chronique sont les données les plus pertinentes pour l'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux. On préfère donc les études de toxicité chronique au cours desquelles la substance chimique a été administrée aux animaux pendant une partie importante de leur vie. En l'absence de ces données, il est possible d'établir des recommandations pour la qualité des eaux à partir des résultats d'études de toxicité aiguë, à la condition de posséder des renseignements acceptables sur le rapport de toxicité aiguë/toxicité chronique (de façon à permettre de transformer par extrapolation des résultats à court terme en des concentrations sans effets à long terme). Chaque étude choisie pour l'élaboration des recommandations doit montrer une relation dose-réponse évidente, et la CMENO doit être statistiquement significative.

La première étape de l'élaboration de la recommandation est le calcul de la dose journalière admissible (DJA) en milligrammes par kilogramme par jour ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{j}^{-1}$ ) pour chacune des espèces pour lesquelles il existe des données de toxicité acceptables. En pratique, la DJA est définie comme étant une

évaluation de la quantité d'une substance (exprimée en milligrammes par kilogramme de masse corporelle par jour) qui ne devrait pas avoir d'effets nocifs sur la santé en cas d'exposition chronique d'une espèce de bétail, y compris les sous-groupes sensibles. Un effet est jugé nocif s'il entraîne un dysfonctionnement ou des lésions pathologiques pouvant nuire au bon fonctionnement de l'organisme ou réduire sa capacité de réagir à d'autres stress (Santé et Bien-être social Canada, 1990).

La DJA est calculée à partir des résultats d'une épreuve de toxicité chronique portant sur des manifestations sensibles. Elle est obtenue en divisant la moyenne géométrique de la CMENO et de la CSENO d'une étude de toxicité acceptable pour chacune des espèces par un facteur d'incertitude approprié :

$$DJA = (CMENO \cdot CSENO)^{0,5} \div FI$$

où

- DJA = dose journalière admissible ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )
- CMENO = concentration minimale produisant un effet nocif observé ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )
- CSENO = concentration sans effet nocif observé ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )
- FI = facteur d'incertitude

Lorsque la CSENO est égale à zéro, il est possible de l'évaluer ainsi :  $CSENO = CMENO \div 5,6$ , de façon à obtenir une moyenne géométrique qui soit significative (voir l'annexe).

Le facteur d'incertitude sert à tenir compte de l'incertitude liée à la dose sûre de substance, dont l'estimation a été faite en fonction des données existantes. Les sources d'incertitudes dans l'estimation de la DJA sont liées à la variabilité génétique au niveau de l'espèce, au sexe, au stade de vie, à la durée de l'exposition (c.-à-d., par extrapolation des résultats à toute une vie), à la nature et à la gravité des effets mesurés, à la voie d'exposition, à la relation entre les conditions au laboratoire et celles sur le terrain ainsi qu'à un certain nombre d'autres facteurs. À la suite d'une revue de la littérature existante sur la toxicité des pesticides envers les mammifères et les oiseaux, on préconise l'emploi d'un FI de 10 pour le bétail. D'après les résultats d'une étude portant sur la toxicité de 57 pesticides, effectuée par Gaines et Linder (1986) chez des rats Sherman adultes et récemment sevrés, il y aurait une différence réelle de sensibilité aux contaminants en fonction du sexe et du stade de vie.

Pour certains pesticides, les femelles étaient jusqu'à quatre fois plus sensibles que les mâles et les adultes, jusqu'à cinq fois plus sensibles que les jeunes rats. Pour d'autres, les jeunes rats étaient au moins aussi sensibles, sinon davantage, que les adultes (Brodeur et Dubois, 1963; Gaines et Linder, 1986). Il semblerait raisonnable de supposer qu'un FI de 10 tiendrait adéquatement compte de ces sources de variabilité dans la plupart des circonstances. En cas de justifications suffisantes, le FI peut être augmenté à 100. Parmi les raisons de le faire, mentionnons l'augmentation de l'incertitude relative à la DJA, la prise en considération de la spécificité locale et le cas des produits chimiques bioconcentrés. Le choix d'un FI raisonnable doit faire intervenir un jugement professionnel.

Dans le cas d'espèces pour lesquelles il n'existe que des données de toxicité aiguë, il est possible de calculer la DJA par une autre méthode faisant intervenir une estimation de la CSENO à partir de la  $DL_{50}$ . Lors d'une étude comparative de la toxicité de 17 produits chimiques chez le rat, on a trouvé un rapport de toxicité aiguë/chronique (RAC) moyen de 69,2 (MDNR, 1984). En divisant la  $DL_{50}$  par 70, on obtient une estimation de la CSENO moyenne, entraînant une erreur moins grande. Dans ce cas aussi on applique un FI de 10, comme dans celui du calcul de la DJA à partir de données de toxicité chronique, mais il est possible, comme nous l'avons mentionné ci-dessus, d'augmenter ce facteur à 100 en cas de justification suffisante. Le calcul de la DJA pour chacune des espèces s'effectue donc ainsi :

$$DJA = DL_{50} \div 70 \div FI$$

où

- DJA = dose journalière admissible ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )
- $DL_{50}$  = dose létale pour 50 % de la population ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{j}^{-1}$ )
- 70 = facteur dû à l'extrapolation de la toxicité chronique en fonction de la toxicité aiguë
- FI = facteur d'incertitude

La DJA permet, avec la masse corporelle (MC) et la quantité d'eau consommée quotidiennement (QECQ), le calcul de la concentration de référence (CR) pour chaque espèce de bétail. Lorsque l'ensemble de données correspond au minimum requis pour une recommandation définitive, on doit établir la recommandation pour la qualité des eaux en fonction de la MC et de la QECQ utilisées pour chaque espèce de

bétail afin de calculer la DJA (tableau 1) Si l'ensemble de données n'est conforme qu'au minimum requis pour une recommandation provisoire, le rapport MC/QECQ le plus faible doit être utilisé, quelle que soit l'espèce la plus sensible, de façon à inclure un autre facteur compensant l'accroissement du degré d'incertitude. La CR constitue un indice de sensibilité relative des diverses espèces de bétail aux contaminants de l'environnement; elle se calcule comme suit (USEPA, 1988a) :

$$CR = (DJA \cdot MC) \div QECQ$$

où

CR = concentration de référence (mg·L<sup>-1</sup>)  
 DJA = dose journalière admissible (mg·kg<sup>-1</sup>·j<sup>-1</sup>)  
 MC = masse corporelle (kg)  
 QECQ = quantité d'eau consommée quotidiennement (L·j<sup>-1</sup>)

Le bétail peut être exposé aux contaminants par d'autres sources que l'eau potable contaminée (p. ex., aliments contaminés, exposition dermique, inhalation, etc.). L'U.S. Environmental Protection Agency (USEPA, 1988a) a recommandé pour l'humain (Santé Canada est d'accord avec cette proposition) une eau potable qui ne devrait pas fournir plus de 20 % de la DJA. En l'absence de données spécifiques pour le bétail, cette valeur est utilisée comme substitut. Si des indices montrent que cette proportion peut être inappropriée pour le bétail ou pour une substance chimique donnée, certaines modifications peuvent être justifiées. Dans le cas contraire, la contribution de l'eau potable (CEP) doit être fixée à 20 %. Le calcul de la recommandation finale devient alors :

$$RCQE = CR \cdot CEP$$

où

RCQE = recommandation canadienne pour la qualité des eaux (mg·L<sup>-1</sup>)  
 CR = concentration de référence (mg·L<sup>-1</sup>)  
 CEP = contribution de l'eau potable (%)

Lorsque l'ensemble de données correspond au minimum requis pour une recommandation définitive, la recommandation pour la qualité des eaux est établie en fonction de l'espèce de bétail la plus sensible, même si on a trouvé une espèce plus sensible qui n'est pas du bétail. Si l'ensemble de données n'est conforme qu'au

minimum requis pour une recommandation provisoire, celle-ci est basée sur l'espèce la plus sensible, qu'il s'agisse ou non de bétail (figure 2).

## Références

- Ayers, H.D., H.R. McCrimmon et A.H. Berst. 1985. The construction and management of farm ponds in Ontario. Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, Toronto.
- Brodeur, J. et K.P. Dubois. 1963. Comparison of acute toxicity of anticholinesterase insecticides to weanling and adult male rats. *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 114:509-511.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Annexe IX — Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux : protection des utilisations agricoles (avril 1991), dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux. [Mise à jour et reprise avec de légères modifications de fond et d'autres au niveau de la forme dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, chapitre 4, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- . 1993a. Annexe XIV — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (octobre 1993), aldicarbe et diméthoate, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- . 1993b. Annexe XII — Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : mise à jour (avril 1993), bromoxynil, dicamba et diclofop-méthyl, dans *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement. 1987. Préparée par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- . 1996. A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines. CCME, Winnipeg. [On trouve un résumé du protocole au chapitre 7 des Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CCREM (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Préparées par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- Davis, A.R., R.C. Pierce et M.P. Wong. 1989. Canadian water quality guidelines. Pesticide impact on irrigation and the environment, dans *Toxic substances in agricultural water supply and drainage: An international environmental perspective*. Proceedings from the Second Pan-American Regional Conference of the International Commission on Irrigation and Drainage, juin 1989, J.B. Summers et S.S. Anderson, éd. Ottawa.
- Environment Council of Alberta. 1982. Irrigation agriculture in Alberta. ECA81-17/IB8. Edmonton.
- Ensminger, M.E. 1980. Dairy cattle science. The Interstate Printers & Publishers Inc., Danville, IL.
- Fletcher, J.S., F.L. Johnson et J.C. McFarlane. 1990. Influence of greenhouse versus field testing and taxonomic differences on plant sensitivity to chemical treatment. *Environ. Toxicol. Chem.* 9:769-776.
- Gaines, T.B. et R.E. Linder. 1986. Acute toxicity of pesticides to adult and weanling rats. *Fundam. Appl. Toxicol.* 7:299-308.
- Hess, P.J. 1986. Ground-water use in Canada, 1981. NHRI Paper No. 28, IWD Technical Bulletin No. 140. Institut national de recherches

- en hydrologie, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.
- Hill, E.F. et M.B. Camardese. 1986. Lethal dietary toxicities of environmental contaminants and pesticides to Coturnix. Fish and Wildlife Technical Report 2. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC.
- Kent, R.A., B.D. Pauli et P.-Y. Caux. 1991. Dinosèbe : Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Étude n° 189, Série scientifique. Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Division de la qualité des eaux, Ottawa.
- Koorevaar, P., G. Menelik et C. Dirksen. 1983. Developments in soil science 13: Elements of soil physics. Elsevier Science Publishing Company, Inc., Amsterdam.
- Leeson, S. et J.D. Summers. 1991. Commercial poultry nutrition. University Books, Guelph, ON.
- MAAO (Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario) 1991. Water use by agriculture: Summary report for water efficient Ontario. Données recueillies par J.P. Myslik, Resources Management Branch, Guelph, ON.
- MDNR (Michigan Department of Natural Resources). 1984. Support document for the proposed Rule 57 package. Environmental Protection Bureau.
- National Academy of Sciences/National Academy of Engineering. 1973. Water quality criteria—1972. EPA-R3-73-033. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques). 1992. The OECD principles of good laboratory practice. OECD Series on Principles of Good Laboratory Practice and Compliance Monitoring, Number 1, Environment Monograph No. 45. Environment Directorate, Paris.
- Riewe, R.V. 1990. Crop rooting depth study. Irrigation and Resource Management Division, Applied Research Report 1989-90, 1990-91. Alberta Agriculture, Edmonton.
- Rowe, V.K. et T.A. Hymas. 1954. Summary of toxicological information on 2,4-D and 2,4,5-T type herbicides and an evaluation of the hazards to livestock associated with their use. Am. J. Vet. Res. 15:622-629.
- Santé et Bien-être social Canada. 1989a. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. 4<sup>e</sup> éd. Préparées par le Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu et du travail. [6<sup>e</sup> éd. publiée en 1996.]
- . 1989b. Maximum residue limits for agricultural chemicals. Canadian Food and Drugs Act and Regulations, Division 15, Table II. Ottawa.
- . 1990. Biological safety factors in toxicological risk assessment. Report 90-EHD-154. Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa.
- . 1992. Food and Drugs Act and Regulations, Division 15, B1501-B1502. Ottawa.
- Saskatchewan Water Corporation. 1988. Irrigation water quality—soil compatibility: Guidelines for irrigation in Saskatchewan. Regina.
- Statistique Canada. 1971. 1970 Census of Canada—Agriculture. Ottawa.
- . 1992. Census of Agriculture 91. Catalogue 93-350. Ottawa.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1985. Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses. Report Number PB 85-227049. USEPA, Office of Research and Development, Washington, DC.
- . 1988a. Description and use in health risk assessments. Integrated Risk Information System Background Document 1. Washington, DC.
- . 1988b. Recommendations for and documentations of biological values for use in risk assessment. PB88 179874, EPA/600/6-87/008. Cincinnati, OH.

**Tableau 1. Masses corporelles approximatives, taux de consommation quotidienne d'eau et taux de consommation d'aliments pour le bétail, la volaille et d'autres animaux.**

Animal	Masse corporelle (kg)	Taux de consommation d'eau (L·j <sup>-1</sup> )	Taux de consommation d'aliments (kg·j <sup>-1</sup> )	Rapport MC/TCE
<u>Animaux d'élevage</u>				
Vache laitière <sup>1,2</sup>	540-862	38-137	11-26	6,3-14,2
Boeuf de boucherie <sup>1</sup>	730	80	—	9,1-12
Porc <sup>3,4</sup>				
sevré	10-25	1-2	0,7	10-12
croissance	50-100	2-6	1,92	8,3-12
engraissement	50-100	6-11	2,88	8,3-9,1
truite tarie, sanglier et remplacement	136-159	11-14	2,27	11-12
truite en lactation	170-181	18-25	6,80	7,9-9,4
Moutons <sup>1</sup>	120	15	2,4	8,0
Chèvre <sup>5</sup>				
maintenance	59-68	3,52	2,1-2,4	17-19
lactante	59-68	6,38	3,0-3,4	9,2-11
Cheval <sup>3,6</sup>	500-600	15-42	13-25	10-13,3
Lapin <sup>7</sup>	1,4-5	0,17-0,45	0,05-0,15	8,2-11
<u>Volaille</u>				
Poulet <sup>7,8</sup>				
Leghorn blanche	1,6-2,3	0,12-0,61	0,11-0,15 <sup>9</sup>	3,8-13
Ross à rôtir	6,5	0,38-0,85	0,39	7,6-17
Dinde <sup>3,8</sup>	7,23	1,0-1,6	—	4,5-7,2
Canard <sup>8</sup>	2,1-4,3	0,45-0,64	0,09-0,14	4,7-6,7
Oie <sup>8</sup>	5,1-7,1	0,60-0,62	0,19-0,29	8,5-11
<u>Autres animaux</u>				
Rats <sup>7</sup>	0,25-0,44	0,02-0,04	0,02-0,09	11-12,5
Souris <sup>7</sup>	0,02-0,045	0,004-0,01	0,003-0,009	4,5-5
Renard <sup>3,10</sup>				
reproduction	6,5-7,5	0,312	0,22-0,23	21-24
fourrure	5,5-6,5	0,170	0,17	32-38
Vison <sup>3,10</sup>				
reproduction	1,5-3	0,204	0,09-0,25	7,4-15
fourrure	1,3-2,5	0,170	0,17-0,34	7,6-15

<sup>1</sup>W. Buckley, 1992, Agriculture Canada, comm. pers.

<sup>2</sup>Ensminger, 1980.

<sup>3</sup>MAAO, 1991.

<sup>4</sup>F. Kains, 1993, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, comm. pers.

<sup>5</sup>A. O'Brien, 1993, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, comm. pers.

<sup>6</sup>S. Koch, 1993, Canadian Voltige Federation, comm. pers.

<sup>7</sup>USEPA, 1988b.

<sup>8</sup>Leeson et Summers, 1991.

<sup>9</sup>Calculé à partir de l'équation allométrique présentée dans USEPA (1988b).

<sup>10</sup>B. Tapscott, 1993, ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Ontario, comm. pers.

Annexe

La Direction de la santé des écosystèmes d'Environnement Canada a effectué, dans les bases de données sur les pesticides, un relevé préliminaire des produits chimiques pour lesquels on est en train de mettre en place des recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Les CSENO et les CMENO de ces pesticides (aldicarbe, bromoxynil, dicamba, diclofop-méthyl et diméthoate) envers divers organismes ont été tirées de la documentation de façon à pouvoir faire une estimation représentative du rapport CSENO/CMENO pour les végétaux (tableau 2) et les animaux (tableau 3). Ces références sont toutes citées dans les documents sommaires appropriés publiés par le CCME en annexes à la publication de 1987 du CCMRE.

Le rapport CMENO/CSENO moyen pour les végétaux (réunion des deux groupes faisant l'objet de recommandations pour la qualité des eaux) exposés à l'aldicarbe, au dicamba et au diclofop-méthyl était de 3,09 avec limites de confiance à 95 % (1,71 et 4,47) (tableau 2). La division de la valeur de la CMENO par un facteur de 4,5 (à peu près la valeur supérieure avec limite de confiance à 95 %) devrait donner une estimation sûre de la CSENO dans environ 95 % des cas.

Pour les animaux soumis à des conditions semblables, le rapport CMENO/CSENO moyen était de 3,93 avec limites de confiance à 95 % (2,31 et 5,55) (tableau 3). La division de la valeur de la CMENO par un facteur de 5,6 devrait donner une estimation sûre de la CSENO dans environ 95 % des cas.

Tableau 2. CSENO et CMENO pour des végétaux exposés à divers pesticides.

Espèce	CSENO (kg·ha <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	CMENO (kg·ha <sup>-1</sup> ) <sup>1</sup>	CMENO/CS ENO
<u>Aldicarbe</u> <sup>2</sup>			
Mélilot*	13,5	135	10
Tabac <sup>†</sup>	4,48	6,72	1,5
<u>Bromoxynil</u> <sup>3</sup>			
Lin Bolley*	0,56	1,12	2
Tournesol <sup>†</sup>	0,07	0,14	2
<u>Dicamba</u> <sup>3</sup>			
Coton <sup>†</sup>	0,068	0,285	4,2
	50	100	2
	0,016	0,032	2
Concombre <sup>†</sup>	50	100	2
Fève soja <sup>†</sup>	0,011	0,028	2,5
Tournesol <sup>†</sup>	0,0016	0,0032	2
Navette*	1,1	0,14	1,3
Frêne blanc <sup>†</sup>	2,2	3,4	1,5
Chêne des marais <sup>†</sup>	1,1	2,2	2
Épinette du Colorado <sup>†</sup>	1,1	2,2	2
Cerisier <sup>†</sup>	0,3	0,85	2,8
Genévrier <sup>†</sup>	0,3	0,85	2,8
<u>Diclofop-méthyl</u> <sup>3</sup>			
Maïs*	102,4 µg·L <sup>-1</sup>	1024 µg·L <sup>-1</sup>	10

<sup>1</sup>Sauf indication contraire.

<sup>2</sup>CCME, 1993a.

<sup>3</sup>CCME, 1993b.

CMENO/CSENO moyennes (et limites de confiance à 95 %) :

\*Céréales, foins cultivés et pâturages

$\bar{x}$  = 5,82 (-1,86, 13,5) s = 4,83 n = 4

<sup>†</sup>Autres cultures

$\bar{x}$  = 2,25 (1,82, 2,68) s = 0,71 n = 13

Réunis

$\bar{x}$  = 3,09 (1,71, 4,47) s = 2,68 n = 17



Tableau 3. CSENO et CMENO pour des animaux exposés à divers pesticides.

Espèce	CSENO (mg·kg <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup> )	CMENO (mg·kg <sup>-1</sup> ·j <sup>-1</sup> )	CMENO/CSENO
<u>Aldicarbe</u> <sup>1</sup>			
Rat*	0,1	0,5	5
	0,4	0,8	2
	0,125	0,25	2
	2,5	5,0	2
	5,0	20,0	4
	2,5	5,0	2
	2,4	16,2	6,75
	5,4	16,2	3
	0,6	1,8	3
	1,8	5,4	3
	0,47	1,67	3,55
	0,5	1,8	3,6
	Souris*	0,6	1,2
9,6		27,4	2,85
6		18	3
Chien*	0,025	0,25	10
	0,25	0,5	3,23
	0,125	0,625	3,25
<u>Bromoxynil</u> <sup>2</sup>			
Lapin*	30	60	2
Colin de Virginie <sup>†</sup>	11,5	37,2	3,23
Canard colvert <sup>†</sup>	16,6	54	3,25
<u>Dicamba</u> <sup>2</sup>			
Rat*	37,3	119	3,2
	25	40	1,6
	250	500	2
<u>Diméthoate</u> <sup>1</sup>			
Vache*	0,22	0,6	2,73
Souris*	2,6	8,5	3,27
Chien*	0,05	1,25	25
Lapin*	20	40	2
Rat*	6	12	2
	6	18	3

<sup>1</sup>CCME, 1993a.

<sup>2</sup>CCME, 1993b.

CMENO/CSENO moyennes (et limites de confiance à 95 %) :

\*Mammifères  $\bar{x}$  = 3,98 (2,24, 5,72) s = 4,48 n = 28

†Oiseaux  $\bar{x}$  = 3,24 (3,15, 3,33) s = 0,01 n = 2

Réunis  $\bar{x}$  = 3,93 (2,31, 5,55) s = 4,33 n = 30

Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles — protocoles*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez contacter :

Environnement Canada  
Division des recommandations et des normes  
351, boul. St-Joseph  
Hull (Québec) K1A 0H3  
Téléphone : (819) 953-1550  
Télécopieur : (819) 953-0461  
Courrier électronique : [ceqg-rcqe@ec.gc.ca](mailto:ceqg-rcqe@ec.gc.ca)  
Adresse Internet : <http://www.ec.gc.ca>

Pour obtenir d'autres exemplaires de ce document, veuillez contacter :

Documents du CCME  
a/s de Publications officielles du Manitoba  
200, rue Vaughan  
Winnipeg (Manitoba) R3C 1T5  
Téléphone : (204) 945-4664  
Télécopieur : (204) 945-7172  
Courrier électronique : [spcme@chc.gov.mb.ca](mailto:spcme@chc.gov.mb.ca)

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 1999  
Extrait de la publication n° 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.