



Environment
Canada Environnement
Canada

***Loi canadienne sur la protection de l'environnement
(1999)***

**Recommandations fédérales pour la qualité de
l'environnement**

Éthoxylates d'alcool

Environnement Canada

Février 2013

Introduction

Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement établissent des points de référence relativement à la qualité du milieu ambiant. Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement (ci-après appelées Recommandations) établissent des points de référence relativement à la qualité de l'environnement. Lorsque les Recommandations sont respectées, la probabilité de conséquences préjudiciables sur l'utilisation protégée (les formes de vie aquatiques ou les espèces fauniques qui peuvent en consommer) est faible. Ces Recommandations sont établies en fonction des effets ou des risques toxicologiques des substances ou des groupes de substances précis et ne tiennent pas compte de la capacité analytique ou des facteurs socioéconomiques. Les Recommandations fédérales pour la qualité de l'environnement ont trois fonctions. En premier lieu, elles peuvent servir d'outil de prévention de la pollution en fournissant des objectifs acceptables pour la qualité de l'environnement. En deuxième lieu, elles peuvent aider à évaluer l'importance des concentrations actuelles de substances chimiques dans l'environnement (surveillance des eaux, des sédiments et des tissus biologiques). Et en troisième lieu, elles peuvent servir de mesures de rendement des activités de gestion des risques. Le recours aux Recommandations fédérales pour la qualité des eaux est volontaire, à moins que leur observation soit exigée par un permis ou par un outil réglementaire. Ainsi, les Recommandations fédérales qui portent sur le milieu ambiant ne sont pas des limites d'effluents ni des valeurs « à ne jamais dépasser » mais pourront être utilisées pour déduire des limites d'effluents. L'élaboration des Recommandations relève de la responsabilité du ministre fédéral de l'Environnement, conformément à la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)]. L'objectif est d'élaborer des Recommandations pour appuyer l'évaluation et la gestion des risques des produits chimiques d'intérêt prioritaire recensés dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) ou d'autres initiatives fédérales. La présente fiche d'information décrit les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux visant la protection de la faune et de la flore d'eau douce contre les éthoxylates d'alcool et certains de ses dérivés (voir la figure 1) et prend en considération l'information obtenue jusqu'en 2004. Pour le moment, aucune Recommandation n'a été élaborée pour les sols, les sédiments ou les tissus biologiques.

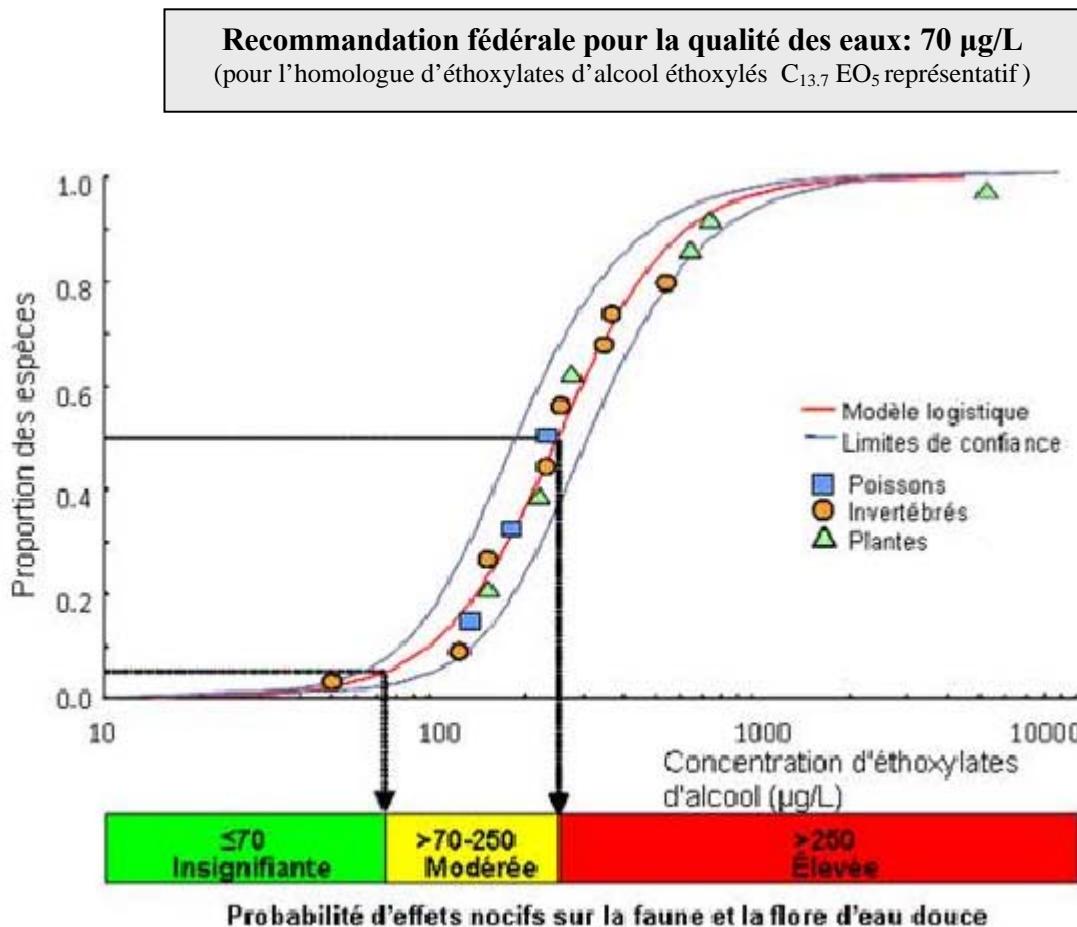


Figure 1. Distribution de la sensibilité des espèces (DSE) – Données sur la toxicité de l'homologue d'éthoxylates d'alcool C_{13.7} EO₅ représentatif et les concentrations associées entraînant des effets sur la faune et la flore d'eau douce .Les directives pour les homologues individuels sont présentées au Tableau 3.

Identité de la substance

Les éthoxylates d'alcool (EA) font partie de la catégorie des alcoxylates d'alcool, laquelle comprend également les propoxylates et les butoxylates d'alcool. Les éthoxylates d'alcool (EA) sont une catégorie de surfactants non ioniques qui contiennent une chaîne alkyle hydrophobe attachée à une chaîne de groupes oxyde d'éthylène (OE) hydrophile grâce à un lien éther, et possèdent une structure générale R(OCH₂CH₂)_nOH. Même si la longueur et le niveau linéaire de la structure peuvent varier, la chaîne alkyle (R) contient habituellement entre 8 et 18 atomes de carbone par molécule (pour la gamme de surfactants utilisée dans les détergents). La longueur des chaînes de groupes oxyde d'éthylène peut également varier entre 1 et 40 unités d'oxyde d'éthylène. Un éthoxylate d'alcool ayant une structure C₉₋₁₁OE_{6.5}, par exemple, contient des chaînes alkyles dont la longueur varie entre 9 et 11 carbones, avec une moyenne de 6,5 unités oxyde d'éthylène par chaîne alkyle. Il convient de noter que, même s'il s'agit d'une description générale du mélange, des structures homologues sont aussi présentes. Par exemple, un éthoxylate d'alcool dérivé d'un mélange d'alcool C₁₂₋₁₅ peut produire plus de cent surfactants

différents (Raney, 2000). En raison du nombre important d'éthoxylates d'alcool possibles, il existe de différents numéros de registre CAS et des noms commerciaux pour la substance éthoxylate d'alcool (tableau 1). Plusieurs de ces substances ont été identifiées en tant que priorité devant faire l'objet d'autres mesures dans le cadre du PGPC étant donné les préoccupations qu'elles soulèvent pour la santé humaine et l'environnement.

Les centaines de variantes d'éthoxylates d'alcool possibles ont chacune des propriétés physiques et chimiques légèrement différentes; (Hennes-Morgan et De Oude, 1994) toutefois, la présence d'une partie très hydrophile (chaîne éthoxylée) et d'une partie très hydrophobe (chaîne alkyle), reliées entre elles, donnent aux éthoxylates d'alcool des propriétés tensioactives caractéristiques (Swisher, 1987). Les éthoxylates d'alcool se concentrent sur la surface et dans l'interface des solutions aqueuses et créent un film de surface qui réduit la surface de tension de l'eau et modifie les propriétés mouillantes entre l'eau et les matières solides (Aveyard, 1984; Swisher, 1987). La solubilité des éthoxylates d'alcool dans l'eau découle de la présence du groupe hydrophile (Aveyard, 1984).

Utilisations

Les éthoxylates d'alcool sont les surfactants non ioniques les plus fabriqués et utilisés actuellement au Canada et partout dans le monde (Camford Information Services, 1997; Campbell, 2002). Les éthoxylates d'alcool sont principalement utilisés dans les produits industriels et de consommation, tels que les détergents à lessive et les produits de nettoyage à usages multiples; dans une moindre mesure, ils sont aussi utilisés par les secteurs de l'agriculture, de la cosmétique, du textile, du papier et des produits pétroliers (Talmage, 1994; Camford Information Services, 1997; Madsen *et al.*, 2001). En 1996, on a estimé à 72 000 tonnes la capacité de production d'éthoxylates d'alcool au Canada (Camford Information Services, 1997). En 2000, la consommation d'éthoxylates d'alcool au Canada et aux États-Unis a atteint 216 800 tonnes (Modler *et al.*, 2002). De ce total, environ 41 % ont été utilisés dans les détergents à lessive en liquide, 20 % dans les détergents à lessive en poudre, 3 % dans les détergents pour lave-vaisselle en liquide et 9 % dans les autres produits de nettoyage domestiques; les 27 % restants ont été absorbés par le biais d'autres utilisations. De plus, en 2000, le Canada et les États-Unis ont utilisé 411 408 tonnes d'éthoxylates d'alcool supplémentaires dans la production d'éthoxysulfates d'alcool, un groupe de surfactifs anioniques. En 2002, on a évalué à environ 500 000 tonnes la consommation d'alcools gras et de surfactants à base d'alcool gras en Amérique du Nord (Modler *et al.*, 2004). Environ 67 % de ce volume se composaient d'éthoxylates d'alcool ou d'éthoxylates d'alcool sulfatés.

Tableau 1. Produits chimiques pour lesquels les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement pour les alcools éthoxylés s'appliquent

Numéro de registre CAS	Nom chimique
61791-28-4	Alcools de suif éthoxylés
66455-14-9	Alcools en C12-13, éthoxylés
68002-96-0	Alcools en C16-18 éthoxylés, propoxylés
66455-15-0	Alcools en C10-14, éthoxylés
68002-97-1	Alcools en C10-16, éthoxylés
68131-39-5	Alcools en C12-15, éthoxylés
68154-96-1	Alcools en C14-18, éthoxylés
68154-98-3	Alcools en C14-18 éthoxylés, propoxylés
68155-01-1	Alcools en C16 et C18, insaturés, éthoxylés
68213-23-0	Alcools en C12-18, éthoxylés
68213-24-1	Alcools en C12-16 éthoxylés, propoxylés
68439-45-2	Alcools en C6-12, éthoxylés
68439-46-3	Alcools en C9-11, éthoxylés
68439-50-9	Alcools en C12-14, éthoxylés
68439-51-0	Alcools en C12-14 éthoxylés, propoxylés
68439-54-3	Alcools en C11-13 ramifiés, éthoxylés
68526-94-3	Alcools en C12-20, éthoxylés
68551-12-2	Alcools en C12-16, éthoxylés
68551-13-3	Alcools en C12-15 éthoxylés, propoxylés
68551-14-4	Alcools secondaires en C11-15 éthoxylés et propoxylés
68920-66-1	Alcools en C16-18 et en C18 insaturés, éthoxylés
68951-67-7	Alcools en C14-15, éthoxylés
68991-48-0	Alcools en C7-21, éthoxylés
69013-19-0	Alcools en C8-22, éthoxylés
69227-20-9	Alcools en C16-22, éthoxylés
69227-21-0	Alcools en C12-18 éthoxylés, propoxylés
70879-83-3	Alcools en C6-10, éthoxylés
71243-46-4	Alcools en C8-16, éthoxylés
73049-34-0	Alcools en C16-20 éthoxylés, propoxylés
106232-83-1	Alcools en C12-5 ramifiés et linéaires, éthoxylés
111905-53-4	Alcools en C13-5, ramifiés et normaux, butoxylés/éthoxylés
111905-54-5	Alcools en C13-15 ramifiés et linéaires, éthoxylés propoxylés
139626-71-4	Alcools en C14-100, éthoxylés

Sources

Les éthoxylates d'alcool sont des substances chimiques synthétiques qui ne se présentent pas de manière naturelle dans l'environnement. Étant donné que la majorité des éthoxylates d'alcool est utilisée dans les agents nettoyants et les détergents, le plus gros récepteur des déversements de produits chimiques est le milieu aquatique, essentiellement par les effluents des eaux usées en raison des pratiques d'élimination des consommateurs (Holt *et al.*, 1992). D'autres sources d'exposition potentielles existent dans les secteurs industriels où les éthoxylates d'alcool sont fabriqués ou utilisés (fabrication des produits de nettoyage industriel, des produits de pâtes et papier et des produits chimiques). Les processus de dégradation naturelle et les techniques de traitement des eaux usées enlèvent une grande partie des éthoxylates d'alcool de l'eau; toutefois, il existe toujours des risques

d'exposition possibles pour le milieu aquatique. Étant donné la partie hydrophobe des composés éthoxylate d'alcool, lorsque ces derniers sont introduits dans le milieu aquatique, ils peuvent s'adsorber aux matières particulières et se déposer dans les sédiments (McAvoy et Kerr, 2001). Une autre voie d'exposition environnementale aux éthoxylates d'alcool est le contact par l'application directe au sol, comme dans les boues d'épuration, ou encore par l'utilisation de fosses septiques qui se servent du sol pour traiter et disperser les eaux usées (Nielsen *et al.*, 2002).

Devenir, comportement et répartition dans l'environnement

Le processus le plus important dans le devenir des éthoxylates d'alcool est de loin la biodégradation aérobie microbienne. Étant donné les voies d'élimination des éthoxylates d'alcool par le réseau d'égouts, leur biodégradation se produit en grande partie dans le réseau d'assainissement (Nielsen *et al.*, 2002), les stations d'épuration des eaux usées, (McAvoy *et al.*, 1998), les fosses septiques (Matthijs *et al.*, 1995) et, dans une moindre mesure, dans des eaux naturelles (Vashon et Schwab, 1982). Même si les éthoxylates d'alcool ayant diverses ramifications (dont la minorité du marché commercial canadien d'éthoxylates d'alcool est composée) (Campbell, 2002) se dégradent plus lentement que les éthoxylates d'alcool linéaires, (Birch, 1984; Marcomini *et al.*, 2000) les premiers peuvent être considérés comme facilement dégradables. Les produits de décomposition intermédiaire des éthoxylates d'alcool peuvent comprendre les alcools gras non estérifiés, les polyéthylènes glycols (PEG) et les acides carboxyliques gras.

La capacité d'adsorption des éthoxylates d'alcool joue un rôle mineur dans leur devenir dans le milieu aquatique, compte tenu de la sorption aux matières humiques, aux sédiments en suspension ou aux matériaux du lit, ainsi qu'aux boues des stations d'épuration. Les éthoxylates d'alcool ne devraient pas se volatiliser dans l'atmosphère (Kiewiet *et al.*, 1997).

Les éthoxylates d'alcool sont rapidement absorbés par les tissus des branchies des poissons, (Bishop and Maki 1980; Wakabayashi *et al.*, 1987; Tolls *et al.*, 1994; Newsome *et al.*, 1995) lesquels les métabolisent et les éliminent aussitôt (Bishop et Maki, 1980; Wakabayashi *et al.*, 1987; Newsome *et al.*, 1995). Basés sur les taux élevés d'élimination, Tolls *et al.*, (2000) ont conclu qu'une biotransformation rapide se produisait chez les tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et qu'il n'y avait pas de dépôt d'éthoxylates d'alcool dans les poissons. Les métabolites qui se formaient pendant la biotransformation sont moins inquiétants que le composé d'origine, puisque les métabolites à courte chaîne ont une faible lipophilie et sont, par conséquent, moins toxiques (Roberts, 1991; Newsome *et al.*, 1995). Les facteurs de bioconcentration signalés pour les éthoxylates d'alcool sont habituellement inférieurs à 300 (p. ex. Tolls *et al.*, 2000) et ne répondrait pas aux critères de persistance ou de bioaccumulation (Gouvernement du Canada, 2000). Cependant, les estimations effectuées des coefficients de partage octanol/eau ($\log K_{oe}$) relatifs à divers éthoxylates d'alcool varient entre 3 et 7, ce qui semble indiquer que certains éthoxylates d'alcool ont un potentiel de bioaccumulation (Müller *et al.*, 1999b).

Concentrations dans l'air ambiant

Chaque concentration d'éthoxylates d'alcool détectée dans l'environnement provient d'émissions anthropiques. Cependant, les alcools gras non estérifiés, contenus dans les mélanges d'homologues d'éthoxylates d'alcool, peuvent aussi se présenter naturellement dans l'environnement. Étant donné que les alcools gras non estérifiés sont en général analysés et quantifiés en tant qu'éthoxylates d'alcool, il peut y avoir une surestimation des concentrations d'éthoxylates d'alcool. À l'heure actuelle, il n'existe aucune information sur les concentrations d'éthoxylates d'alcool dans l'air ambiant au Canada.

En août 2003, on a prélevé des échantillons des eaux résiduaires de huit stations d'épuration municipales du Canada (P&G – Shell, 2003; Sherren *et al.*, 2003; Eadsforth *et al.*, 2006). Les concentrations totales d'éthoxylates d'alcool relatives à ces huit stations variaient entre 1,0 et 22,7 µg/L, avec une moyenne de 6,8 µg/L (Sherren *et al.*, 2003). Il convient de noter que les deux concentrations les plus élevées se trouvaient dans les eaux résiduaires de deux stations qui n'ont pas eu recours au procédé de traitement par les boues activées. Les mesures des totaux des éthoxylates d'alcool tenaient compte des variétés sans aucun (zéro) groupe éthoxylé (c-à-d des alcools gras non estérifiés). Au sein des huit stations d'épuration des eaux usées, les alcools gras non estérifiés représentaient entre 21 et 62 % de la concentration totale d'éthoxylate d'alcool. Bien que certains de ces alcools non estérifiés soient probablement la conséquence de la dégradation des éthoxylates d'alcool, d'autres ont pu également provenir de différentes sources, y compris à partir de surfactants à base d'alcool, comme les sulfates d'alkyle et les éthoxysulfates d'alcool, d'autres utilisations des alcools et en tant que sous-produits métaboliques provenant de la dégradation microbienne des matières végétales et animales des stations d'épuration (Scott Belanger, Procter & Gamble, comm. pers., 2004; Mudge *et al.*, 2008). Des rapports entre les concentrations molaires d'alcools gras non estérifiés et les éthoxylates d'alcool dans les effluents ont été déterminés pour chaque longueur de chaîne alkyle. À l'aide de ces rapports, il est ainsi possible de déterminer des « plafonds alcools », c'est-à-dire les niveaux maximaux de concentration d'alcools gras non estérifiés dans les effluents qui pourraient provenir des éthoxylates d'alcool. On entend par « plafond alcool » le rapport (pour chaque longueur de chaîne) entre l'alcool de l'eau résiduaire pouvant provenir de l'éthoxylates d'alcool et le total d'éthoxylates d'alcool dans l'eau résiduaire ($OE > 1$). Les valeurs correspondantes aux plafonds obtenues à partir des calculs de Stephenson *et al.* (2004) étaient 0,58, 0,63, 0,33, 0,25, 0,26 et 0,05 pour C₁₂, C₁₃, C₁₄, C₁₅, C₁₆ et C₁₈, respectivement. La valeur du plafond n'est appliquée à chaque calcul que si la valeur évaluée de la concentration d'alcool dans l'eau résiduaire est supérieure : plafond x somme (OE_{1-20}). Lorsque les plafonds alcools sont appliqués aux données de surveillance des huit stations d'épuration municipales canadiennes, les concentrations totales d'éthoxylates d'alcool varient de 0,8 à 11,5 µg/L, avec une moyenne de 4,9 µg/L (P&G –Shell, 2003).

D'après l'étude des concentrations d'éthoxylates d'alcool dans les effluents des eaux usées municipales canadiennes (P&G – Shell, 2003; Sherren *et al.*, 2003), il est aussi possible de déterminer la distribution moyenne des homologues. Lors de l'application d'un plafond alcool, la longueur moyenne de la chaîne alkyle était de 13,68 carbones et la longueur moyenne de la chaîne alkyle était de 5,03 unités éthoxylées (Scott Belanger, Procter & Gamble, comm. pers., 2004). En d'autres termes, la distribution moyenne des homologues

dans les effluents des eaux usées municipales canadiennes est représentée par C_{13,7}OЕ₅.

Mode d'action

Bien que le mécanisme exact par lequel les éthoxylates d'alcool ont des effets défavorables sur les organismes aquatiques ne soit pas entièrement compris, il est probable que les éthoxylates d'alcool agissent par le biais d'une narcose non spécifique, selon le nombre d'unités d'oxyde d'éthylène (Roberts, 1991; Dorn *et al.*, 1997a; Müller *et al.*, 1999a). La narcose est un état réversible, non spécifique, de perturbation de l'activité cellulaire provoquée par l'action毒ique des produits chimiques hydrophobes. Nombreux sont les chercheurs qui pensent que les surfactants comme les éthoxylates d'alcool peuvent perturber le fonctionnement des membranes de l'appareil branchial des poissons, des invertébrés et des amphibiens, et entraîner le gonflement et la sécrétion des muqueuses des cellules épithéliales des branchies (Moore *et al.*, 1987; Cardellini et Ometto, 2001). Ces perturbations des membranes cellulaires peuvent avoir une incidence sur la distribution d'oxygène dans les branchies et finalement entraîner une suffocation (Moore *et al.*, 1987; Cardellini et Ometto, 2001).

On pense que dans les cellules algoïdes, les surfactants comme les éthoxylates d'alcool peuvent dénaturer la paroi cellulaire en y fixant des protéines, modifiant ainsi la perméabilité des membranes cellulaires aux éléments nutritifs et aux produits chimiques (Lewis, 1990). La vulnérabilité des espèces algoïdes peut varier en fonction de l'épaisseur et de la composition chimique de leurs parois cellulaires. Les espèces algoïdes ayant des parois cellulaires plus épaisses subiront moins d'effets entraînés par l'exposition aux surfactants (Nyberg, 1988; Lewis, 1990). Les surfactants hydrophobes pénétreront plus facilement les espèces algoïdes dont les parois cellulaires ont un taux élevé de lipides et de protéines (Lewis, 1990).

Dans certains cas, la toxicité des éthoxylates d'alcool peut aussi découler des effets physiques des agents de surface. Lorsqu'il est appliqué à la surface des plans d'eau, l'éthoxylate d'alcool peut former un film qui modifie la surface de tension de l'eau, ayant ainsi une incidence sur les larves ou les adultes de la faune invertébrée qui respirent ou se déplacent à la surface des eaux (Mulla *et al.* 1983).

Toxicité en eau douce

Les poissons et les invertébrés sont généralement plus vulnérables aux éthoxylates d'alcool que les plantes ou les algues (Bishop et Perry, 1981; Dorn *et al.*, 1997a,b). Le degré de toxicité de chaque homologue éthoxylate d'alcool dépend de sa structure chimique. Le degré de toxicité des éthoxylates d'alcool s'accroît avec l'augmentation de la longueur de la chaîne alkyle (Wong *et al.*, 1997; Dorn *et al.*, 1997a; Lizotte *et al.*, 1999; Ghirardini *et al.*, 2001) et avec la diminution de la longueur de la chaîne éthoxylée (Macek et Krzeminski, 1975; Maki et Bishop, 1979; Yamane *et al.*, 1984; Wong *et al.*, 1997; Raney, 2000). De la même manière, la structure de la chaîne peut aussi avoir une incidence sur le degré de toxicité, car les éthoxylates d'alcool linéaires sont plus toxiques que les éthoxylates d'alcool ramifiés (Dorn *et al.*, 1993; Kaluza et Taeger, 1996; Ghirardini *et al.*, 2001). Parmi les autres facteurs qui se sont avérés avoir une incidence sur la toxicité, il faut citer l'emplacement de la fixation entre la chaîne d'alcool et la

chaîne éthoxylée (p. ex. alcool primaire par rapport à alcool secondaire) (Kurata *et al.*, 1977), la distribution des groupes homologues de la chaîne éthoxylée (Garcia *et al.*, 1996), la dureté de l'eau (Tovell *et al.*, 1975) et la température (Lewis et Hamm, 1986).

Les éthoxylates d'alcool commerciaux sont composés d'un mélange de divers homologues éthoxylates d'alcool qui diffèrent dans leur toxicité relative. Par conséquent, parmi toutes les études disponibles sur la toxicité des éthoxylates d'alcool, il est impossible d'établir des comparaisons directes, en raison des essais effectués sur de nombreux mélanges différents. C'est aussi par la distribution des homologues que les mélanges commerciaux d'éthoxylates d'alcool, utilisés dans les essais de toxicité, se distinguent des mélanges éthoxylates d'alcool, trouvés dans le milieu aquatique à la suite de divers degrés de biodégradation. Pour cette raison, il est impossible d'établir des comparaisons directes entre les résultats des essais de toxicité effectués en laboratoire et les concentrations totales d'éthoxylates d'alcool qui ont été mesurées dans les eaux ambiantes. Pour pouvoir évaluer les niveaux acceptables d'éthoxylates d'alcool dans l'eau, la solution consiste à normaliser les données sur la toxicité en fonction d'une distribution des homologues commune.

Une enquête de surveillance des effluents des eaux usées municipales canadiennes a déterminé la distribution moyenne des homologues éthoxylates d'alcool dans les effluents canadiens (rajustée en fonction d'un plafond alcool), représentée par C_{13,7}O₅ (Scott Belanger, Procter & Gamble, comm. pers., 2004). Lorsque la distribution exacte des homologues éthoxylates d'alcool d'un site particulier est inconnue, cette distribution moyenne peut être utilisée en tant que structure en fonction de laquelle toutes les données acceptables sur la toxicité des éthoxylates d'alcool sont normalisées. Cependant, il faudrait souligner que cette distribution moyenne est basée uniquement sur des analyses des effluents des eaux usées municipales. Lorsque les éthoxylates d'alcool trouvés dans les milieux aquatiques canadiens proviennent d'autres types de sources (p. ex. rejets effectués par les industries), il est possible que la distribution des homologues ne soit pas la même en raison des différences rencontrées dans les types de composés parents d'éthoxylates d'alcool utilisés.

Les données sur la toxicité des éthoxylates d'alcool ont été normalisées en fonction des effets prévus des concentrations concernant à la fois la structure expérimentale et la structure normalisée, déterminées à l'aide des modèles de relations quantitatives structure-activité (RQSA). Un certain nombre de relations quantitatives structure-activité ont été établies pour les éthoxylates d'alcool, à la fois pour l'exposition aiguë et chronique, ainsi que pour divers types d'organismes.

Voici la formule générale utilisée pour normaliser les données sur la toxicité des éthoxylates d'alcool en fonction d'une distribution des homologues commune :

$$\text{CE}_{\text{env}} \text{ normalisée} = \text{CE}_{\text{test signalée}} \times \frac{\text{CE}_{\text{env}} \text{ prévue}}{\text{CE}_{\text{test prévue}}}$$

où :

CE_{env} normalisée = concentration normalisée produisant un effet pour la distribution dans l'environnement

CE _{test} signalée	= concentration produisant un effet à partir d'un essai de toxicité sur une distribution commerciale
CE _{env} prévue	= concentration produisant un effet à partir d'un modèle RQSA basé sur la distribution dans l'environnement
CE _{test} prévue	= concentration produisant un effet à partir d'un modèle RQSA basé sur une distribution commerciale

Lors de la normalisation des données sur la toxicité pour les organismes aquatiques, on a également apporté des corrections à la sorption. Les corrections de la sorption ont été effectuées pour tenir compte de la capacité de sorption aux matières en suspension propre à chaque homologue, en supposant que les parties adsorbées ne soient pas biodisponibles et que, par conséquent, ne contribuent pas à la toxicité de la distribution de l'éthoxylate d'alcool. Des rectifications ont été apportées à la sorption à l'aide d'un modèle RQSA basé sur une régression entre K_d ou K_{co}, la longueur de la chaîne et le nombre d'éthoxylates (Van Compernolle *et al.*, 2006). Ceci a été réalisable, car toutes les études sur les phénomènes de sorption ont utilisé des matières pures et non des mélanges. Les corrections de la sorption ont servi à rectifier la distribution moyenne des homologues dans l'environnement. Des corrections relatives à la solubilité ont été apportées à l'aide d'un modèle RQSA développé par Hansch *et al.* (1968) basé sur le coefficient K_{oe}. Les corrections apportées à la fois à la sorption et à la solubilité ont servi à rectifier la distribution moyenne des homologues dans l'environnement. On a toutefois estimé que les corrections apportées à la solubilité ont peu d'incidence, puisque les concentrations des homologues éthoxylates d'alcool mesurées dans les effluents des eaux usées municipales canadiennes se sont avérées ne jamais dépasser les limites de solubilité. Quant aux éthoxylates d'alcool utilisés dans les essais de toxicité, on a supposé que tous les homologues sont biodisponibles et en dessous des limites de solubilité; de ce fait, aucune correction n'a été nécessaire.

Les niveaux de vulnérabilité aux éthoxylates d'alcool s'imbriquent parmi les taxons (tableau 2). L'espèce la plus vulnérable aux éthoxylates d'alcool signalée est la *Corbicula fluminea*, suivie du cladocère (*Daphnia magna*), des bivalves invertébrés. L'éphémère commune (*Isonychia bicolor*) s'est avérée l'espèce invertébrée la moins vulnérable selon l'ensemble des données. Parmi les espèces de poissons, la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) représentaient les espèces la plus et la moins vulnérables, respectivement. En règle générale, les plantes sont souvent moins sensibles que les invertébrés et les poissons, même si certaines espèces peuvent être assez vulnérables (p. ex. les rotifères). Parmi les plantes, la *Navicula pelliculosa* était la plus vulnérable, alors que la *Chlorella vulgaris* était la moins sensible.

Élaboration des recommandations canadiennes pour la qualité des eaux

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux élaborées dans le présent document définissent des points de référence ayant trait aux écosystèmes aquatiques dont l'objectif est de protéger toutes les formes de vie aquatiques pendant une période d'exposition indéfinie. Même si les éthoxylates d'alcool se dégradent rapidement dans l'eau dans des conditions naturelles, les organismes aquatiques peuvent être exposés aux éthoxylates d'alcool de manière chronique en raison des rejets permanents dans les effluents des eaux usées municipales. Les données considérées comme acceptables pour

l'élaboration des recommandations relatives aux éthoxylates d'alcool tiennent compte de trois espèces de poissons, huit espèces d'invertébrés et six espèces de plantes (tableau 2).

Tableau 2. Paramètres utilisés pour déterminer les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux ayant trait aux éthoxylates d'alcool. Les concentrations ont été normalisées en fonction de la formule C_{13,7}OE₅.

Espèce	Groupe	Paramètre ultime	Concentration ($\mu\text{g/L}$)
Bivalve (<i>Corbicula fluminea</i>)	●	56 jours CE ₂₀ (augmentation de la longueur)	50
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	●	21 jours CE ₂₀ (reproduction)	124
Truite arc-en-ciel (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	■	56 jours CE ₂₀ (poids sec)	135
Rotifère (<i>Brachionus calyciflorus</i>)	●	48 heures CE ₂₀ (taille de la population)	153
Diatomée (<i>Navicula pelliculosa</i>)	▲ △	96 heures CE ₂₀ (densité cellulaire)	153
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	■	35 jours CE ₂₀ (pourcentage d'éclosion)	181
Algues bleues (<i>Microcystis aeruginosa</i>)	▲	96 heures CE ₂₀ (densité cellulaire)	221
Éphémère commune (<i>Elimia</i> sp.)	●	56 jours CMAT (gain de poids)	229
Crapet arlequin (<i>Lepomis macrochirus</i>)	■	35 jours CE ₂₀ (pourcentage d'éclosion)	233
Copépode d'eau douce (<i>Ceriodaphnia dubia</i>)	●	7 jours CE ₂₀ (reproduction)	257
Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	▲	72 heures CE ₂₀ (taux de croissance)	278
Moucheron (<i>Chironomus tentans</i>)	●	10 jours CL ₂₀ (survie)	346
Amphipode (<i>Hyalella azteca</i>)	●	10 jours CL ₂₀ (survie)	370
Éphémère commune (<i>Isonychia bicolor</i>)	●	4 jours CL ₂₀ (survie)	542
Algues vertes (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	▲	72 heures CE ₂₀ (taux de croissance)	646
Merde de grenouille (<i>Lemna minor</i>)	▲	7 jours CE ₂₀ (nombre de feuilles)	741
Algues vertes (<i>Chlorella vulgaris</i>)	▲	72 heures CE ₂₀ (taux de croissance)	5 281

Légende : ■ = Poissons; ● = Invertébrés; ▲ = Plantes

CE₂₀ = Concentration effective ou concentration produisant un effet sur 20% de la population;

CL₂₀ = Concentration létale pour 20% de la population; CMAT = Concentration maximale acceptable de toxiques

La courbe relative à la distribution de la sensibilité des espèces (DSE) a été ajustée à l'aide des données sur la toxicité (figure 1). Chacune des espèces, pour lesquelles on avait accès à des données « ad hoc » sur la toxicité, a été classée selon le niveau de vulnérabilité; on a également déterminé la position centralisée de chacune dans la distribution de la sensibilité des espèces. Conformément au protocole du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME, 2007), plusieurs fonctions de distribution cumulative ont été adaptées aux données à l'aide des méthodes de régression; le choix du meilleur modèle s'est fondé sur l'examen sur la validité de l'ajustement et la faisabilité du modèle (consulter CCME, 2007 pour obtenir plus de détails). Le modèle logistique a fourni le modèle le plus adapté des modèles essayés; le cinquième centile (CH_5) du schéma de la distribution de la sensibilité des espèces s'élève à 70 µg/L, dont la limite inférieure et la limite supérieure de confiance étaient de 50 et de 110 µg/L, respectivement (figure 1).

La recommandation canadienne pour la qualité des eaux est de 70 µg/L. La recommandation représente la concentration en dessous de laquelle il ne devrait y avoir aucune probabilité ou qu'une probabilité insignifiante d'effets nocifs sur la vie aquatique. Outre cette recommandation, deux autres niveaux de concentration sont fournis pour être utilisés dans le cadre de la gestion des risques. À des concentrations supérieures au 5^e centile et inférieures au 50^e centile de la distribution de la sensibilité des espèces (> 70 - 250 µg/L), la probabilité d'effets nocifs sur la vie aquatique est modérée. Les concentrations supérieures au 50^e centile (> 250 µg/L) ont une probabilité plus élevée d'entraîner des effets nocifs. Il se peut que les gestionnaires des risques trouvent utiles ces niveaux de concentration additionnels pour définir des objectifs de gestion des risques à court terme ou provisoires, lors d'une planification de gestion des risques par étapes. On peut également se servir des niveaux de concentration modérés à élevés pour fixer des objectifs visant une moindre protection lorsque les eaux sont déjà fortement dégradées ou lorsqu'il y a des considérations d'ordre socioéconomique qui empêchent la possibilité de respecter la recommandation canadienne pour la qualité des eaux (c.-à-d. le 5^e centile).

Cette recommandation canadienne pour la qualité des eaux représente la distribution moyenne des homologues de l'éthoxylate d'alcool et peut être utilisé où dans l'eau ambiante est connue sous la forme C_{13,7}OE₅; cette formule peut être aussi utilisée comme recommandation par défaut lorsque la distribution moyenne des homologues éthoxylates d'alcool d'un site est inconnue. Les valeurs recommandées ont été aussi déterminées pour une série d'homologues éthoxylates d'alcool individuels qui pourraient se présenter dans l'environnement (tableau 3). Ces valeurs ont été déterminées à l'aide des mêmes méthodes utilisées pour la recommandation par défaut, c'est-à-dire en normalisant les données sur la toxicité en fonction de chaque homologue (considéré individuellement) et en créant une distribution de la sensibilité des espèces à chacun des homologues. Dans la mesure du possible, on recommande de déterminer les concentrations pour chacun des homologues éthoxylates d'alcool d'un site et de les comparer avec la valeur recommandée correspondante fournie dans le tableau 3 (au moyen d'une approche dont les résultats sont exprimés en unité toxique).

Tableau 3. Valeurs recommandées (mg/L) pour la qualité de l'eau douce destinées aux homologues spécifiques d'éthoxylates d'alcool (voir les explications dans le texte).*

N°EO	C9	C10	C11	C12	C13	C14	C15	C16	C18
0	0,179	0,121	0,080	0,051	0,032	0,019	0,011	0,006	0,002
1	0,225	0,149	0,096	0,061	0,037	0,022	0,013	0,007	0,002
2	0,303	0,199	0,128	0,080	0,049	0,029	0,017	0,009	0,003
3	0,394	0,257	0,164	0,102	0,062	0,037	0,021	0,012	0,003
4	0,498	0,323	0,206	0,128	0,078	0,046	0,026	0,015	0,004
5	0,617	0,400	0,254	0,158	0,096	0,057	0,033	0,018	0,005
6	0,753	0,488	0,310	0,193	0,118	0,070	0,040	0,023	0,007
7	0,909	0,588	0,374	0,233	0,142	0,084	0,049	0,028	0,008
8	1,085	0,703	0,447	0,279	0,170	0,102	0,059	0,033	0,010
9	1,285	0,832	0,531	0,332	0,203	0,121	0,071	0,040	0,012
10	1,511	0,980	0,625	0,392	0,240	0,144	0,084	0,048	0,014
11	1,766	1,146	0,732	0,460	0,283	0,170	0,100	0,057	0,017
12	2,052	1,333	0,853	0,537	0,331	0,200	0,117	0,067	0,020
13	2,374	1,544	0,990	0,624	0,386	0,233	0,138	0,079	0,024
14	2,735	1,781	1,144	0,723	0,448	0,272	0,161	0,093	0,029
15	3,139	2,047	1,317	0,834	0,518	0,316	0,188	0,109	0,034
16	3,590	2,344	1,511	0,959	0,598	0,365	0,218	0,127	0,040
17	4,094	2,677	1,728	1,099	0,687	0,421	0,252	0,147	0,046
18	4,656	3,048	1,971	1,257	0,788	0,484	0,291	0,171	0,054
19	5,280	3,462	2,243	1,433	0,901	0,555	0,335	0,197	0,063
20	5,975	3,923	2,546	1,630	1,027	0,635	0,385	0,228	0,074

* Les valeurs recommandées propres aux homologues ont été déterminées en calculant les CH₅ d'une distribution de la sensibilité des espèces et tracées avec les données sur les effets des CE₂₀, normalisées en fonction de l'homologue en question.

La procédure suivante a été suivie afin de définir la recommandation pour les homologues spécifiques (chaque cellule) présentés dans le tableau 3. Tout d'abord, pour chacun des homologues, la valeur calculée de log P (C log P) (une mesure théorique de l'hydrophobie fondée sur la modélisation structurelle) a été déterminée en fonction de la longueur de la chaîne carbonée et de la longueur de l'éthoxylate. Le C log P a remplacé le log K_{oe} puisqu'il est difficile d'obtenir les coefficients de partage octanol-eau (K_{oe}s) pour les éthoxylates d'alcool, car en tant que surfactants, ils ne se répartissent bien dans aucun des deux liquides; ils tendent plutôt à émulsionner l'interface octanol-eau. En raison de la tendance à former des micelles, la détermination du K_{oe} d'un surfactant sera aussi fortement influencée par sa concentration (Müller *et al.*, 1999b). À la place, le C log P calculé en fonction de la structure de la substance peut se trouver à l'aide d'une version modifiée de la méthode des fragments de Leo et Hansch (Roberts, 1991; Roberts and Marshall, 1995). Dans cette méthode, à l'aide du C₁₂EO₁ linéaire combiné à un log P de 5,23 comme composé d'origine, un incrément de 0,54 s'ajoute pour chaque unité de carbone supplémentaire et un incrément de -0,10 est employé pour chaque groupe d'OE supplémentaire. Pour s'adapter à la ramifications de la chaîne carbonée, on soustrait le terme [1,44 log (C_s + 1)] lorsque C_s représente le nombre d'atomes de carbone de la chaîne la plus courte (Roberts et Marshall , 1995).

Ensuite, pour chacun des homologues spécifiques en question, l'équation RQSA appropriée que l'on retrouve au tableau 4 a servi à prévoir la toxicité pour chacun des

paramètres de toxicité répertoriés dans le tableau 2 (pour 17 espèces : trois espèces de poissons, huit espèces d'invertébrés et six espèces végétales) étant donné la toxicité de l'éthoxylate d'alcool analysé. On a ensuite effectué une distribution de la sensibilité des espèces pour chaque homologue spécifique. Le HC₅ de la distribution de la sensibilité des espèces a été déterminé comme recommandation fédérale de la qualité des eaux pour chacun des homologues spécifiques des éthoxylates d'alcool qui figurent dans chaque cellule du tableau 3.

Tableau 4 : Relations quantitatives structure-activité (RQSA) utilisées pour convertir les données sur la toxicité inscrites dans le tableau 1 pour l'homologue par défaut en les homologues présentés dans le tableau 3.

Équation RQSA	Unités	Type de données auxquelles les RQSA s'appliquent	Référence
DONNÉES SUR LA TOXICITÉ CHRONIQUE			
log (CE ₂₀ sur 72 heures algues) = 0,378 x log K _{oe} – 4,072	mmol L ⁻¹	Toxicité chronique pour les plantes et les algues	Wind et Belanger, 2006
log (CE ₂₀ sur 21 jours <i>Daphnia magna</i> , reproduction) = 0,532 x log K _{oe} – 3,025	mol L ⁻¹	Toxicité chronique pour les invertébrés	Boeije <i>et al.</i> , 2006
log (CE ₂₀ sur 30 jours <i>Pimephales promelas</i>) = 0,307 x log K _{oe} – 3,92	mol L ⁻¹	Toxicité chronique pour les poissons	Boeije <i>et al.</i> , 2006
log (mésocosme CSEO) = 0,74 x log K _{oe} – 2,78	mol L ⁻¹	Mésocosme	Boeije <i>et al.</i> , 2006
DONNÉES SUR LA TOXICITÉ AIGUË			
log (CE ₅₀ sur 48 heures <i>Daphnia magna</i>) = -0,38 x longueur de la chaîne alkyle + 0,1 * longueur de l'OE – 1,77	mol L ⁻¹	Toxicité aiguë pour les invertébrés	Wong <i>et al.</i> , 1997
log (CL ₅₀ sur 96 heures <i>Pimephales promelas</i>) = -0,34 x longueur de la chaîne alkyle + 0,05 x longueur de l'OE -1,65	mol L ⁻¹	Toxicité aiguë pour les poissons	Wong <i>et al.</i> , 1997

Considérations pour la mise en exécution des Recommandations

La recommandation canadienne par défaut pour la qualité des eaux, visant la protection de la faune et de la flore d'eau douce contre les effets nocifs produits par les éthoxylates d'alcool, est de 0,07 mg/L normalisée en fonction de la distribution moyenne des homologues de structure C_{13,7}OE₅. Cette valeur recommandée peut être utilisée ensemble avec les valeurs de la figure 1 lorsque la distribution moyenne des homologues des éthoxylates d'alcool d'un site particulier est inconnue. Une simple mesure de la concentration totale d'éthoxylates d'alcool dans les eaux ambiantes peut être comparée aux valeurs recommandées afin de déterminer s'il y a un dépassement. Il s'agit en effet de l'approche la plus simple et la meilleure marché, puisque les analyses chimiques pour chaque homologue peuvent être coûteuses, et très peu de laboratoires d'analyse sont actuellement équipés pour le faire. Bien que les analyses de chaque homologue ne soient pas obligatoires pour permettre l'utilisation des recommandations par défaut, les

méthodes d'analyses utilisées devraient pouvoir détecter de faibles concentrations en partie par milliard ainsi que des alcools gras non estérifiés et des chaînes courtes de groupes oxyde d'éthylène.

Pour des raisons d'ordre pratique, les recommandations par défaut sont basées sur la distribution dans l'environnement et sont exprimées sous la forme C_{13,7}OE₅ EA, ce qui est vraisemblablement une caractéristique de nombreux sites où la source principale d'exposition aux éthoxylates d'alcool s'avère être par les effluents des eaux usées municipale.. Lorsque les éthoxylates d'alcool qui se trouvent dans les eaux ambiantes proviennent d'autres sources (p. ex. déversements industriels) la distribution moyenne des homologues peut être considérablement différente. Si une mesure initiale de la concentration totale d'éthoxylates d'alcool du site est jugée supérieure aux recommandations par défaut, on pourra alors envisager une évaluation plus approfondie par des analyses des homologues spécifiques. L'utilisation des recommandations propres aux sites fourniront une meilleure indication pour savoir si la présence éventuelle d'éthoxylates d'alcool à un lieu particulier peut ou non produire des effets nocifs. Dans de tels cas, il serait judicieux d'utiliser les valeurs des recommandations propres aux sites qui sont présentées dans le tableau 3.

L'approche analytique recommandée, permettant de déterminer les concentrations des homologues individuels d'éthoxylates d'alcool dans les eaux ambiantes d'un site particulier, est actuellement la méthode utilisant le spectromètre de masse et la chromatographie en phase liquide (CPL) avec le pyridinium (Dunphy *et al.*, 2001). Il faudrait déterminer au moins les concentrations concernant les homologues avec des chaînes alkyles ayant entre 12 et 18 atomes de carbones de longueur (à l'exception des EA C₁₇), et des chaînes éthoxylées dont la longueur varie entre zéro (0) et 18 unités d'oxyde d'éthylène. Les concentrations mesurées des homologues peuvent être comparées aux valeurs des recommandations propres aux sites figurant dans le tableau 3 à l'aide de l'approche utilisant le concept d'unité毒ique (consulter Boeije *et al.*, 2006, pour obtenir de la documentation supplémentaire sur l'élaboration de cette approche pour les éthoxylates d'alcool). Pour chacun des homologues, la concentration mesurée est divisée par la valeur correspondante des recommandations propres aux sites (présentée dans le tableau); on obtiendra ainsi l'unité毒ique pour l'homologue en question. Les unités毒iques pour tous les homologues présents dans l'échantillon sont ensuite additionnées. Si le total de toutes les unités毒iques est égal ou inférieur à un, alors la valeur recommandée pour l'éthoxylate d'alcool n'a pas été dépassée. Lorsque le total de toutes les unités毒iques est supérieur à un, cela veut dire que la valeur recommandée a été dépassée.

Quant aux alcoxylates d'alcool, lorsque la chaîne hydrophile du surfactant contient un mélange des groupes éthoxylés, propoxylés et butoxylés, les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux ayant trait aux éthoxylates d'alcool peuvent également être appliquées. Cette recommandation est basée sur des données (consulter Roberts *et al.*, 2007) suggérant que l'alcoxylate d'alcool présente une toxicité pour les organismes aquatiques semblable à son alcool mère, l'éthoxylate d'alcool, et contient un nombre semblable de groupes éthoxylés.

Références

- Aveyard, R. 1984. Adsorption at the air/liquid, liquid/liquid, and solid/liquid interfaces. Pages 153-173 in T.F. Tadros, éd. *Surfactants*. Toronto: Academic Press, Inc.
- Belanger, S.E., P.B. Dorn, R. Toy, G. Boeije, S.J. Marshall, T. Wind, R. Van Compernolle, D. Zeller. 2006. Aquatic risk assessment of alcohol ethoxylates in North America and Europe. *Ecotox. Environ. Safe.* 64:85-99.
- Birch, R.R. 1984. Biodegradation of nonionic surfactants. *J. Am. Oil. Chem. Soc.* 61:340-343.
- Bishop, W.E., A.W. Maki. 1980. A critical comparison of two bioconcentration test methods. Pages 61-77 in J.G. Eaton, P.R. Parrish, et A.C. Hendricks, éds. *Aquatic Toxicology*, ASTM STP 707. American Society for Testing and Materials.
- Bishop, W.E., R.L. Perry. 1981. Development and evaluation of a flow-through growth inhibition test with duckweed (*Lemna minor*). Pages 421-435 in D.R. Branson et K.L. Dickson, éd. *Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Proceedings of the Fourth Annual Symposium on Aquatic Toxicology*. Philadelphia (PA):American Society for Testing and Materials.
- Camford Information Services, Inc. 1997. CPI Product Profiles: Ethoxylated alcohols (linear alcohol ethoxylates, etc). Toronto. 2 p.
- Campbell, P.M. 2002. Alternatives to nonylphenol ethoxylates: Biodegradation, and technical-economic aspects. Rapport préparé pour Environnement Canada. 83 p.
- Cardellini, P., L. Ometto. 2001. Teratogenic and toxic effects of alcohol ethoxylate and alcohol ethoxy sulfate surfactant on *Xenopus laevis* embryos and tadpoles. *Ecotox. Environ. Safe.* 48:170-177.
- (CCME) Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2007. Protocole d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger la vie aquatique. In: Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.
- Dorn, P.B., J.H. Rodgers, S.T. Dubey, W.B. Gillespie, Jr., R.E. Lizotte, Jr. 1997a. An assessment of the ecological effects of a C₉₋₁₁ linear alcohol ethoxylate surfactant in stream mesocosm experiments. *Ecotoxicology*. 6:275-292.
- Dorn, P.B., J.H. Rodgers, Jr., W.B. Gillespie, Jr., R.E. Lizotte, Jr., A.W. Dunn. 1997b. The effects of a C₁₂₋₁₃ linear alcohol ethoxylate surfactant on periphyton, macrophytes, invertebrates and fish in stream mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* 16:1634-1645.
- Dorn, P.B., J.P. Salanitro, S.H. Evans, L. Kravetz. 1993. Assessing the aquatic hazard of

some branched and linear nonionic surfactants by biodegradation and toxicity. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1751-1762.

Dunphy, J.C., D.G. Pessler, S.W. Morrall. 2001. Derivatization LC/MS for the simultaneous determination of fatty alcohol and alcohol ethoxylate surfactants in water and wastewater samples. *Environ. Sci. Technol.* 35:1223-1230.

Eadsforth, C.V., A.J. Sherren, M.A. Selby, R. Toy, W.S. Eckhoff, D.C. McAvoy, E. Matthijs. 2006. Monitoring of environmental fingerprints of alcohol ethoxylates in Europe and Canada. *Ecotox. Environ. Safe.* 64(1):14-29.

Garcia, M.T., I. Ribosa, S. Leal, W. Hreczuch. 1996. Effect of homologue distribution on the toxicity of alcohol ethoxylates. *J. Am. Oil. Chem. Soc.* 73:903-906.

Ghirardini, A.V., A.A. Novelli, B. Likar, G. Pojana, P.F. Ghetti, A. Marcomini. 2001. Sperm cell toxicity test using sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck (Echinodermata: Echinoidea) : Sensitivity and discriminatory ability toward anionic and nonionic surfactants. *Environ. Toxicol. Chem.* 20:644-651. Gouvernement du Canada. 1999. *Loi canadienne sur la Protection de l'environnement*, 1999. S.C., 1999, c. 33, Gazette du Canada. Partie III, vol. 22, no. 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>

Gouvernement du Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) : *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 29 mars 2000, DORS/2000-107. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Hansch, C., J.E. Quinlan, G.L. Lawrence. 1968. Linear free-energy relationship between partition coefficients and the aqueous solubility of organic liquids. *J. Organic Chem.* 33:347-50

Hennes-Morgan, E.C., N.T. De Oude. 1994. Detergents. Pages 130-153 in P. Calow, éd. *Handbook of Ecotoxicology*. Boston: Blackwell Scientific Publications, Inc.

Holt, M.S., G.C. Mitchell, R.J. Watkinson. 1992. The environmental chemistry, fate and effects of nonionic surfactants. Pages 89-144 in N.T. De Oude, éd. *Anthropogenic compounds: Detergents*. Berlin/Heidelberg (Allemagne) : Springer-Verlag.

Kaluza, U., K. Taeger. 1996. Einfluß der chemischen struktur auf ökotoxikologische eigenschaften von alkanol-ethoxylaten. *Tenside Surf. Det.* 33:46-51.

Kiewiet, A.T., J.R. Parsons, H.A.J. Govers. 1997. Prediction of the fate of alcohol ethoxylates in sewage treatment plants. *Chemosphere*. 34:1795-1801.

Kurata, N., K. Koshida, T. Fujii. 1977. Biodegradation of surfactants in river water and their toxicity to fish. *Yukagaku* 26:115-118.

Lewis, M.A. 1990. Chronic toxicities of surfactants and detergent builders to algae: A

review and risk assessment. *Ecotox. Environ. Safe.* 20:123-140.

Lewis, M.A., B.G. Hamm. 1986. Environmental modification of the photosynthetic response of lake plankton to surfactants and significance to a laboratory-field comparison. *Wat. Res.* 20:1575-1582.

Lizotte, R.E., Jr., D.C.L. Wong, P.B. Dorn, J.H. Rodgers, Jr. 1999. Effects of a homologous series of linear alcohol ethoxylate surfactants on fathead minnow early life stages. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37:536-541.

Macek, K., S.F. Krzeminski. 1975. Susceptibility of bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) to nonionic surfactants. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 13:377-384.

Madsen, T., H. Buchardt Boyd, D. Nylén, A. Rathmann Pedersen, G.I. Petersen, F. Simonsen. 2001. Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products. Environmental Project No. 615. Danish EPA. 240 p.

Maki, A.W., W.E. Bishop. 1979. Acute Toxicity of Surfactants to *Daphnia magna* and *Daphnia pulex*. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 8:599-612.

Marcomini, A., G. Pojana, C. Carrer, L. Cavalli, G. Cassani. 2000. Aerobic biodegradation of monobranched aliphatic alcohol polyethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:555-560.

Matthijs, E., G. Debaere, N. Itrich, P. Masscheleyn, A. Rottiers, M. Stalmans, T. Federle. 1995. The fate of detergent surfactants in sewer systems. *Wat. Sci. Tech.* 31:321-328.

McAvoy, D.C., S.D. Dyer, N.J. Fenderinger, W.S. Eckhoff, D.L. Lawrence, W.M. Begley. 1998. Removal of alcohol ethoxylates, alkyl ethoxylate sulfates, and linear alkylbenzene sulfonates in wastewater treatment. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:1705-1711.

McAvoy, D.C., K.M. Kerr. 2001. Association of alcohol ethoxylates with a dissolved humic substance. Pages 177-186 in Humic Substances and Chemical Contaminants. Madison, WI: Soil Science Society of America.

Modler, R.F., R. Gubler, A. Kishi. 2002. Surfactants, household detergents and their raw materials. Chemical Economics Handbook. CEH Marketing Report. 89 p.

Modler, R.F., R. Gubler, Y. Inoguchi. 2004. Detergent alcohols. In: Chemical Economics Handbook. SRI International Consulting, Menlo Park, p. 609.500A – 609.500S. (cité dans Federle et Itrich 2006)

Moore, S.B., R.A. Diehl, J.M. Barnhardt, G.B. Avery. 1987. Aquatic toxicities of textile surfactants. *Text. Chem. Color* 19:29-32.

Mudge, S.M., S.E. Belanger, A.M. Nielsen. 2008. Fatty Alcohols and Natural Occurrence in the Environment. Royal Society of Chemistry, Cambridge (R.U.). 159 p.

- Mulla, M.S., H.A. Darwazeh, L.L. Luna. 1983. Monolayer films as mosquito control agents and their effects on nontarget organism. *Mosq. News* 43:489-495.
- Müller, M.T., A.J.B. Zehnder, B.I. Escher. 1999a. Membrane toxicity of linear alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:2767-2774.
- Müller, M.T., J.B. Zehnder, B.I. Escher. 1999b. Liposome-water and octanol-water partitioning of alcohol ethoxylates. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:2191-2198.
- Newsome, C.S., D. Howes, S.J. Marshall, R.A. van Egmond. 1995. Fate of some anionic and alcohol ethoxylate surfactants in *Crassius auratus*. *Tenside Surf. Det.* 32:498-503.
- Nielsen, A.M., A.J. DeCarvalho, D.C. McAvoy, L. Kravetz, M.L. Cano. 2002. Investigation of an onsite wastewater treatment system in sandy soil: site characterization and fate of anionic and nonionic surfactants. *Environ. Toxicol. Chem.* 21:2606-2616.
- Nyberg, H. 1988. Growth of *Selenastrum capricornutum* in the presence of synthetic surfactants. *Wat. Res.* 22:217-223.
- P&G - Shell. 2003. Preliminary summary evaluation of alcohol ethoxylates in Canadian effluents. Préparé pour Environnement Canada par The Procter & Gamble Company et Shell Global Solutions. 13 p.
- Raney, K.H. 2000. Impact of phase behavior on aquatic toxicity testing of alcohol ethoxylates. *Colloid. Surface. A* 167:151-164.
- Roberts, D.W. 1991. QSAR issues in aquatic toxicity of surfactants. *Sci. Total Environ.* 109/110:557-568.
- Roberts DW, Marshall SJ. 1995. Application of hydrophobicity parameters to prediction of the acute aquatic toxicity of commercial surfactant mixtures. *SAR and QSAR in Environmental Research* 4:167–176.
- Roberts, J.F., S.J. Marshall, D.W. Roberts. 2007. Aquatic toxicity of ethoxylated and propoxylated alcohols to *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 26:68-72.
- Sherren, A.J., M.A. Selby, C.V. Eadsforth. 2003. Analysis of effluents for alcohol ethoxylates from a Canadian monitoring study. Analytical Technology Business Group, Shell Global Solutions (R.-U.). Chester (Angleterre). 24 p.
- Stephenson, R.J., C.V. Eadsforth, A.J. Sherren, J.D. Williams, M.A. Selby, R.N. Bumpus. 2004. NEODOL 25-7 and GENAPOL T110: an assessment of the fate of a 2:1 alcohol ethoxylate mixture during simulated aerobic sewage treatment. RTS Report OG.03.49009. Shell Global Solutions International B.V., La Haye (Pays-Bas). 74 p.
- Swisher, R.D. 1987. Surfactant Biodegradation. New York: Marcel Dekker, Inc.

- Talmage, S. 1994. Environmental and Human Safety of Major Surfactants: Alcohol Ethoxylates and Alkylphenol Ethoxylates. Lewis Publishers, Boca Raton (FL). 374 p.
- Tolls, J., M. Haller, E. Labee, M. Verweij, D.T.H.M. Sijm. 2000. Experimental determination of bioconcentration of the nonionic surfactant alcohol ethoxylate. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:646-653.
- Tolls, J., P. Kloepper-Sams, D.T.H.M. Sijm. 1994. Surfactant bioconcentration -- a critical review. *Chemosphere* 29:693-717.
- Tovell, P.W.A., C. Newsome, D. Howes. 1975. Effect of water hardness on the toxicity of a nonionic detergent to fish. *Wat. Res.* 9:31-36.
- van Compernolle, R., D.C. McAvoy, A. Sherren, T. Wind, M.L. Cano, S.E. Belanger, P.B. Dorn, K.M. Kerr. 2006. Predicting the sorption of fatty alcohols and alcohol ethoxylates to effluent and receiving water solids. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 64:61-74.
- Vashon, R.D., B.S. Schwab. 1982. Mineralization of linear alcohol ethoxylates and linear alcohol ethoxy sulfates at trace concentrations in estuarine water. *Environ. Sci. Technol.* 16:433-436.
- Wakabayashi, M., M. Kikuchi, A. Sato, T. Yoshida. 1987. Bioconcentration of alcohol ethoxylates in Carp (*Cyprinus carpio*). *Ecotox. Environ. Safe.* 13:148-163.
- Wind, T. and S.E. Belanger 2006. Acute and chronic toxicity of alcohol ethoxylates to the green alga, *Desmodesmus* (=*Scenedesmus*) *subspicatus*, and the subsequent development of structure activity relationships. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (2006) 76:218–225.
- Wong, D.C.L., P.B. Dorn, E.Y. Chai. 1997. Acute toxicity and structure-activity relationships of nine alcohol ethoxylate surfactants to fathead minnow and *daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* 16:1971-1976.
- Yamane, A.N., M. Okada, R. Sudo. 1984. The growth inhibition of planktonic algae due to surfactants used in washing agents. *Wat. Res.* 18: 1101-1105.

Liste des acronymes

EA : Éthoxylates d'alcool

CAS : Chemical Abstracts Service

CCME : Conseil canadien des ministres de l'environnement

CE : Concentration effective ou concentration produisant un effet

CL : Concentration létale

CMAT : Concentration maximale acceptable de toxiques

DSE : Distribution de la sensibilité des espèces

MOD : Matière organique dissoute

OE : Oxyde d'éthylène

PGPC : Plan de gestion des produits chimiques

RQSA : Relations quantitatives structure-activité