



## Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie aquatique

## LE NONYLPHÉNOL ET SES DÉRIVÉS ÉTHOXYLÉS

**N**onylphénol (NP) est le terme utilisé pour désigner un groupe d'isomères composés chacun d'une chaîne alkyle de 9 carbones liée à un cycle phénol et de formule chimique  $C_9H_{24}O$ . Les isomères peuvent différer par le degré de branchement de la chaîne alkyle et par la position à laquelle cette dernière est liée au cycle phénol. La majorité du NP produit industriellement est sous la forme 4-nonylphénol (c.-à-d. que la chaîne alkyle est à la position *para*) avec des branchements de chaînes alkyles variés. Les dérivés majeurs du NP sont les nonylphénols éthoxylés (NPE) et les acides nonylphénoxy acétiques (aussi nommés nonylphénols éthoxycarboxylés [NPEC]).

Les NPE sont constitués d'un groupe phénol lié à une chaîne alkyle de 9 carbones et à une chaîne éthoxylée. Leur formule générale est  $C_9H_{19}-C_6H_4O(CH_2CH_2O)_nH$ , où  $n$  peut varier entre 1 et 100, avec une prédominance de NPE industriels contenant entre 6 et 12 groupes éthoxylés. Les NPE sont de nature amphipathique, c'est-à-dire que la partie alkylphényle est hydrophobe tandis que la chaîne éthoxylée est hydrophile. La plupart des applications commerciales et industrielles des NPE utilisent ce caractère surfactant.

Les NPEC ont une structure chimique similaire à celle des NPE, mais ils possèdent un groupe carboxyle ( $-COOH$ ) à la fin de la chaîne éthoxylée. La formule chimique des NPEC est  $C_9H_{19}-C_6H_4O(CH_2CH_2O)_nCH_2COOH$ , où  $n$  désigne le nombre de groupes éthoxylés. Les NPEC sont formés pendant la biodégradation aérobie des NPE (Ahel et al., 1994b).

Les NP, NPE et NPEC sont des composés synthétiques qui n'existent pas à l'état naturel, donc les concentrations de ces substances trouvées dans l'environnement résultent de l'activité humaine. Le NP est majoritairement utilisé pour la production des NPE; cependant, il est aussi utilisé dans la fabrication de pesticides, comme un additif dans les huiles de lubrification et comme un catalyseur dans le durcissement des résines époxydes (CIS, 1990; Lorenc et al., 1992).

Les NPE sont présents dans beaucoup de produits de consommation, comme les savons à lessive, shampoings, produits cosmétiques, nettoyants domestiques, peinture au latex et spermicides (Metcalfé et al., 1996). Ils ont un vaste éventail d'utilisations industrielles : surfactants,

détergents, agents mouillants, dispersants, antimousses, produits de désencrage et agents antistatiques. Les grandes industries canadiennes qui les utilisent sont celles du textile et des pâtes et papiers; ils sont aussi utilisés pour la production de plastiques et d'élastomères, l'extraction et la production pétrolières, le traitement du métal, le traitement du cuir, les nettoyants industriels et institutionnels, la peinture et les revêtements protecteurs, et les pesticides (Metcalfé et al., 1996).

Le NP et ses dérivés éthoxylés peuvent s'infiltrer dans l'environnement pendant la production, l'utilisation, le stockage, le transport, ou lors de déversements accidentels. Ils sont principalement rejetés dans l'environnement par le déversement des eaux usées municipales et industrielles dans les eaux de surface. Les voies d'accès à l'environnement terrestre sont l'épandage des pesticides qui contiennent du NP ou des NPE dans leur formulation, l'épandage de boues ou l'utilisation de boues d'épuration ou de résidus de papetières sur des sols à des fins agricoles. Les écoulements provenant de ces sources terrestres mènent aussi aux systèmes aquatiques.

Une fois dans les systèmes aquatiques, le NP et les NPE peuvent soit être adsorbés aux particules sédimentaires suspendues dans la colonne d'eau lesquelles pourraient sédimenter éventuellement, soit être directement adsorbés aux particules qui reposent à la surface de l'interface eau-sédiment. Les NP et les NPE à chaîne courte sont plus hydrophobes que les NPEC et les NPE à chaîne plus longue; ils ont donc une tendance accrue à s'adsorber aux sédiments. Ceci peut impliquer des interactions hydrophobes avec la matière organique dans les sédiments et des interactions hydrophiles avec les composants minéraux (John et al., 2000).

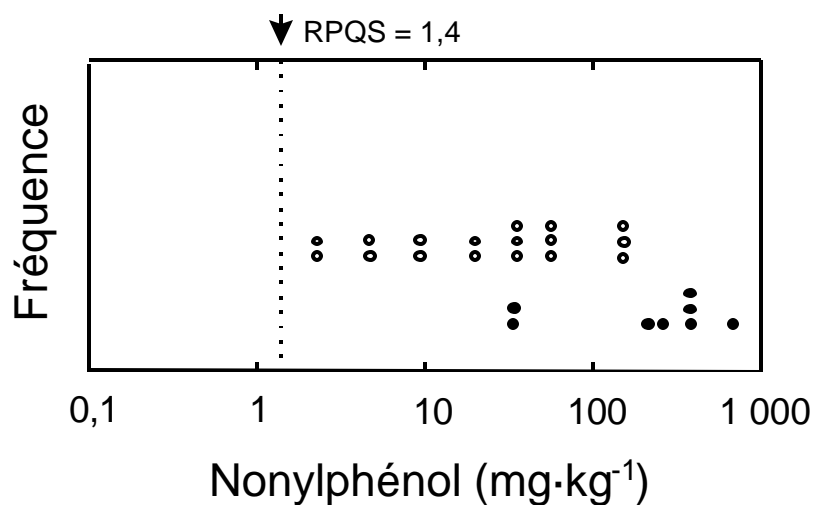
Le partage des NPE entre les phases eau et sédiment et

**Tableau 1. Recommandations provisoires intérimaires pour la qualité des sédiments (RPQS) établies pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ( $mg \cdot kg^{-1} ps^*$ ).**

	Sédiments d'eau douce	Sédiments marins et estuariens
RPQS	1,4 <sup>†</sup>	1,0 <sup>†</sup>

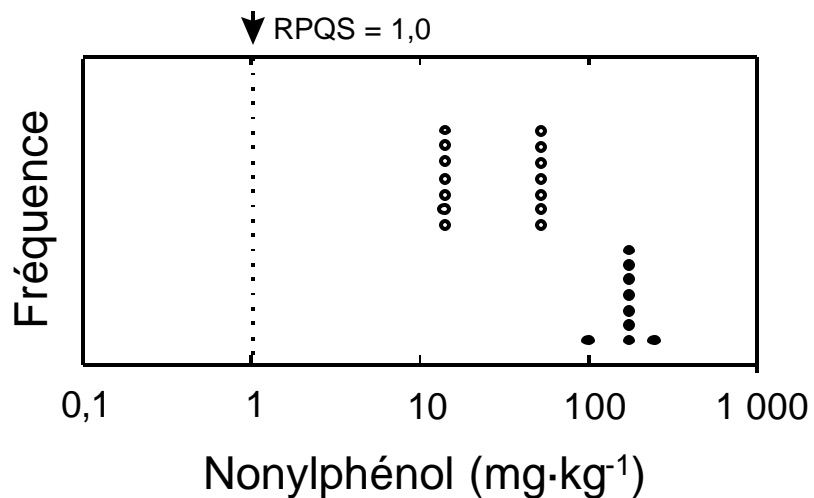
\* Basées sur l'équivalence toxique des FÉT du NP; suppose 1 % du COT.

† Valeur provisoire; utilisation de la méthode du partage à l'équilibre.



**Figure 1. Distribution des concentrations de nonylphénol dans les sédiments d'eau douce, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes.**

Le pointillé indique la recommandation canadienne provisoire intérimaire pour la qualité des sédiments d'eau douce (RPQS).



**Figure 2. Distribution des concentrations de nonylphénol dans les sédiments marins et estuariens, qui entraînent (●) ou non (○) des effets biologiques néfastes.**

La recommandation canadienne provisoire intérimaire pour la qualité des sédiments marins (RPQS) est indiquée en pointillés.

l'atteinte d'un équilibre d'adsorption ont lieu rapidement dans des conditions artificielles et celles de mésocosme (Heinis et al., 1999; John et al., 2000). Le nonylphénol peut rester dans les sédiments pendant des mois. Par exemple, dans une étude d'un mésocosme dulcicole, la demi-vie de la dissipation du nonylphénol des sédiments a été estimée à 66 jours et le temps nécessaire à la dissipation de 95 % du NP, à 401 jours (Heinis et al., 1999). Les NPE (comprenant de 1 à 14 groupes éthoxylés) appliqués aux lots estuariens intertidaux comme ingrédient dans la formulation d'un herbicide ont présenté des concentrations décroissantes dans les sédiments pendant les 14 premiers jours après le traitement, mais elles se sont alors stabilisées et sont restées constantes même après 119 jours (Paveglia et al., 1996). Ceci indique que des apports réguliers de NP mèneront à une accumulation du NP au fil du temps.

La biodégradation est le plus important processus influençant le sort du NP et des NPE (Ahel et al., 1994b). Les NPE subissent un processus de dégradation en deux phases. Premièrement, un retrait progressif des groupes éthoxylés entraîne la formation de produits de biodégradation intermédiaires (NPE et NPEC à chaîne courte, et NP). La seconde étape implique la conversion complète des molécules en CO<sub>2</sub>, en H<sub>2</sub>O et en sels inorganiques (Swisher, 1987). Les produits de la dégradation intermédiaire sont plus bioréfractaires, c'est-à-dire qu'ils se biodégradent moins facilement que les NPE d'origine; donc leur biodégradation complète est plus lente (Ahel et al., 1994a). Les taux de biodégradation augmentent avec la température (Ahel et al., 1994b; Manzano et al., 1999).

Les substances nonylphénoliques dans les sédiments sont absorbées par les organismes benthiques. Le NP et les NPE comprenant de 1 à 3 groupes éthoxylés présentent une faible bioaccumulation dans les organismes aquatiques; la majorité des facteurs de bioaccumulation (FBA) et des facteurs de bioconcentration (FBC) calculés varient entre 30 et 1000 (McLeese et al., 1981; Granmo et al., 1991; Ward et Boeri, 1991; Ahel et al., 1993; Brooke, 1993; Lewis et Lech, 1996). En général, les FBA diminuent à mesure que l'éthoxylation augmente. Rien ne laisse croire que le NP ou les NPE se bioamplifient dans la chaîne alimentaire.

Les recommandations canadiennes provisoires intérimaires pour la qualité des sédiments (RPQS) marins et d'eau douce établies pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ont été élaborées selon une méthode de partage à l'équilibre (PE<sub>q</sub>) (tableau 1). Les RPQS de 1,4 et

1,0 mg·kg<sup>-1</sup> ps, exprimées en unités d'équivalents toxiques du nonylphénol (ÉT du NP) et normalisées à 1 % de la teneur totale de carbone organique (COT), sont établies pour la protection de la vie dulcicole et marine, respectivement. Les RPQS font référence aux concentrations totales de nonylphénol et de ses équivalents contenues dans les sédiments superficiels (c.-à-d. les premiers 5 cm) basées sur le poids sec, calculées par extraction avec des méthodes d'analyse standard (p.ex. extraction par soxhlet, distillation à la vapeur, ou extraction par fluides supercritiques), suivies d'un dépistage à l'aide d'une chromatographie liquide à haute pression, ou du couplage entre une chromatographie en phase gazeuse et une spectrométrie de masse. Les RPQS représentent les niveaux de NP et de NPE dans les sédiments sous lesquels des effets biologiques néfastes ne devraient pas se manifester.

Par manque de données, les RPQS en milieux dulcicole et marin n'ont pu être établies pour le NP et ses dérivés éthoxylés à l'aide des trois approches décrites dans le protocole (c.-à-d. l'approche modifiée du « National Status and Trends Program », l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage ou l'adoption de recommandations provenant d'autres gouvernements) (CCME, 1995). La justification de l'utilisation de la méthode PE<sub>q</sub> peut être retrouvée dans Environnement Canada (2002).

D'après la méthode PE<sub>q</sub>, les RPQS ont été élaborées à partir des recommandations canadiennes pour la qualité de l'eau (RQE) établies pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés avec l'équation suivante (Di Toro et al., 1991; MacDonald et al., 1992) :

$$RPSQ = RQE \cdot K_p \quad (1)$$

où

RQE = la recommandation pour la qualité de l'eau  
(µg·L<sup>-1</sup>)

K<sub>p</sub> = le coefficient de partage entre les sédiments et  
l'eau (L·kg<sup>-1</sup>)

La quantité de COT dans les sédiments a une grande importance dans le partage des alkylphénols (Johnson et al., 1998; Hecht et al., 2000) et des NPE à chaîne courte (Urano et al., 1984; John et al., 2000) entre l'eau et les sédiments. Le coefficient de partage entre les sédiments et l'eau peut donc être relié au coefficient de partage entre le carbone organique et l'eau selon l'équation suivante (Di Toro et al., 1991) :

$$K_p = K_{co} \cdot f_{co} \quad (2)$$

où  
 $K_{co}$  = le coefficient de partage entre le carbone organique et l'eau ( $L \cdot kg_{oc}^{-1}$ )  
 $f_{co}$  = la fraction de carbone organique

Donc, en intégrant l'équation (2) dans l'équation (1), la RPQS peut être calculée comme suit :

$$RPQS = RQE \cdot K_{co} \cdot f_{co} \quad (3)$$

Un  $K_{co}$  de  $141\,254 L \cdot kg_{co}^{-1}$  pour le NP (c.-à-d. la moyenne géométrique des valeurs du log  $K_{co}$  calculées) (Sekela et al., 1999) et une RQE de  $1,0 \mu g \cdot L^{-1}$  pour le NP (Environnement Canada, 2002) donnent une RPQS en milieu dulcicole de 141 mg de NP par kilogramme de carbone organique. La RPQS a été normalisée à 1 % de COT (c.-à-d.,  $f_{co} = 0,01$ ), ce qui donne une RPQS en milieu dulcicole de  $1,4 mg \cdot kg^{-1}$  ps.

En utilisant la recommandation canadienne pour la qualité des eaux marines de  $0,7 \mu g \cdot L^{-1}$  (Environnement Canada, 2002), une RPQS de 99 mg de NP par kilogramme de carbone organique a été élaborée pour les sédiments marins. Ce résultat a été normalisé à 1 % de COT, ce qui donne une RPQS en milieu marin de  $1,0 mg \cdot kg^{-1}$  ps.

Pour calculer les objectifs associés à un site particulier, il est conseillé d'ajuster les recommandations au niveau local de COT. Voir la section «Autres considérations» pour plus de détails.

## Toxicité

Aucunes études de terrain évaluant les effets du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés contenus dans les sédiments sur les organismes des milieux dulcicole et marin n'étaient disponibles. Cependant, un certain nombre de tests de toxicité des sédiments avec dopage ont été effectués pour évaluer les effets du nonylphénol et de ses dérivés éthoxylés associés aux sédiments sur les écosystèmes dulcicole et marin (Environnement Canada, 2002, annexes IIIa et IIIb).

La toxicité du NP dans les sédiments a été déterminée pour une seule espèce d'invertébré d'eau douce, la larve du moucheron *Chironomus tentans*, pendant une période d'exposition de 14 jours (England et Bussard, 1993). Les effets biologiques néfastes se sont traduits par une mortalité plus élevée et une réduction de la croissance, avec une CMEQ de  $34,2 mg \cdot kg^{-1}$  (ps) pour les deux effets. Un autre test de toxicité des sédiments avec dopage a été effectué sur des sédiments d'eau douce par Ward et Boeri

(1992), qui ont examiné la toxicité du NP chez les têtards du ouaouaron *Rana catesbiana* pendant une période d'exposition de 30 jours. Les paramètres de mortalité étaient une CSEO de  $155 mg \cdot kg^{-1}$  et une CMEQ de  $390 mg \cdot kg^{-1}$ , à une  $CL_{50}$  calculée de  $260 mg \cdot kg^{-1}$ . Les auteurs ont également observé des paramètres sublétaux comme la croissance, la léthargie, l'hémorragie et l'apparition de lésions au niveau de la queue. Pour ces effets sublétaux, la CSEO était de  $155 mg \cdot kg^{-1}$ , les CMEQ de  $390 mg \cdot kg^{-1}$  et les  $CE_{50}$  de  $220 mg \cdot kg^{-1}$  (Ward et Boeri, 1992).

Deux études menées en suivant l'approche des tests de toxicité des sédiments avec dopage ont porté sur la toxicité du NP chez les invertébrés marins. L'une des études a évalué la létalité du NP chez l'amphipode *Ampelisca abdita* (Fay et al., 2000). Une  $CL_{50-10 j}$  de  $98,7 mg \cdot kg^{-1}$  a été observée, une mortalité de 100 % étant survenue à une concentration de  $243 mg \cdot kg^{-1}$ . L'autre étude a évalué les effets sublétaux du NP sur le polychète *Capitella* sp. I pendant une période d'exposition de 78 jours (Hansen et al., 1999). Les paramètres sublétaux observés comprennent le temps écoulé jusqu'à la première reproduction, l'intervalle de temps entre les reproductions, le nombre de portées par reproducteur, le nombre d'œufs par individu et par reproducteur, le taux de croissance de la population et la taille à la maturité. Pour tous ces paramètres, la CSEO était de  $52 mg \cdot kg^{-1}$  et la CMEQ de  $174 mg \cdot kg^{-1}$  (Hansen et al., 1999). Par contre, les résultats de cette étude doivent être utilisés avec prudence puisque la procédure standard du test des sédiments avec dopage n'a pas été respectée.

Une comparaison des RPQS avec les données disponibles sur la toxicité des sédiments indique que ces concentrations ont tendance à protéger les organismes qui vivent dans les sédiments (Figures 1 et 2). Par exemple, les concentrations minimales avec effets observés obtenues durant des tests sur la toxicité du NP dans les sédiments des milieux dulcicole et marin étaient  $34,2 mg \cdot kg^{-1}$  et  $174 mg \cdot kg^{-1}$ , respectivement, tel qu'indiqué plus haut. Les recommandations étant plus faibles que ces concentrations avec effets, elles sont donc considérées comme protectrices.

## Facteur d'équivalence toxique

Généralement, le NP, les NPE et les NPEC se présentent dans l'environnement aquatique sous forme de mélange. Afin d'évaluer les niveaux acceptables de ces substances dans les sédiments, il est donc plus utile d'élaborer des recommandations qui tiennent compte de leurs effets combinés. L'approche d'équivalence toxique (ÉT) permet

d'y arriver. Les recommandations contenues dans le présent feuillet d'information ont été élaborées selon les données de toxicité du NP, mais elles devraient aussi s'appliquer aux NPE et aux NPEC en utilisant l'approche d'ÉT.

L'approche d'ÉT est utilisée pour caractériser la toxicité d'un mélange comprenant des composés reliés, en exprimant la toxicité de chaque composé en termes communs et en les additionnant. L'application de l'approche d'ÉT demande un même mécanisme d'action toxique pour tous les composés du mélange afin que leurs effets soient cumulatifs. Les substances nonylphénoliques répondent à cette exigence. À des concentrations environnementales typiques et pour des paramètres de toxicité conventionnels, le mécanisme d'action toxique du NP et à tout le moins celui des NPE et NPEC à chaîne éthoxylée plus courte est la narcose (Schüürmann, 1991; Fay et al., 2000; Servos et al., 2000). L'additivité de leurs effets (opposée à la synergie et à l'antagonisme) est donc la plus probable (Servos et al., 2000).

Les valeurs de toxicité relative, ou facteurs d'équivalence toxique (FÉT) du NP, ont été calculées pour différents composés nonylphénoliques (tableau 2). La concentration totale de NP et de ses équivalents dans un échantillon peut être calculée avec l'équation suivante :

$$ÉT \text{ total} = \sum_{i=1}^n (C_i \times FÉT_i)$$

où

ÉT = la concentration du mélange de composés nonylphénoliques exprimée sous la forme d'équivalents toxiques du NP

n = le nombre de composés nonylphénoliques

i = 1, 2, 3, ..., n

$C_i$  = la concentration du composé i

$FÉT_i$  = le facteur d'équivalence toxique du composé i (sans unité)

L'application de l'approche d'ÉT dans l'évaluation de la qualité des sédiments exige que les concentrations de NPE et de NPEC contenues dans les sédiments soient exprimées en termes d'équivalent du NP. La somme de ces concentrations est alors comparée avec les RPQS. De plus, pour le calcul des équivalents totaux du NP, il est recommandé de considérer l'octylphénol (OP), les dérivés de l'octylphénol (OPE) ou les octylphénols éthoxycarboxylés (OPEC) si ces substances sont présentes dans les sédiments. L'OP et les OPE ont des structures et des comportements très similaires au NP et aux NPE et ils ont tendance à réagir selon un mode d'action similaire (Servos et al., 2000).

**Tableau 2. Facteurs d'équivalence toxique (FÉT) pour le NP, les NPE, les NPEC, l'OP, les OPE et les OPEC (Servos et al., 2000; Environnement Canada, 2002).**

Produit chimique	FÉT (relatifs au NP)
NP	1
NP <sub>n</sub> EO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
NP <sub>n</sub> EO (n ≥ 9)	0,005
NP1EC	0,005
NP2EC	0,005
OP	1
OP <sub>n</sub> EO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
OP <sub>n</sub> EO (n ≥ 9)	0,005
OP1EC	0,005
OP2EC	0,005

## Concentrations

Les données sur les concentrations de NP et de NPE contenues dans les sédiments dulcicoles et marins du Canada n'existent que pour le système Grands Lacs/Saint-Laurent et pour certaines régions de la Colombie-Britannique (Environnement Canada, 2002). La majorité des sédiments analysés pour le NP et les NPE ont été puisés dans des régions situées près d'égouts des stations d'épuration des eaux usées, ou près de zones industrielles. Les données rapportées ici représentent donc probablement l'intervalle supérieur des concentrations retrouvées dans les sédiments au Canada.

Les concentrations de NP dans les sédiments du lit d'eaux dulcicoles qui ont été rapportées s'étendent de niveaux sous les limites de détection à 100 mg·kg<sup>-1</sup> en poids sec (Lee et Peart, 1995; Bennie et al., 1997; Brewer et al., 1999; Bennett et Metcalfe, 1998, 2000; Sabik et al., 2000). Sekela et al. (1999) ont observé des concentrations de NP de 0,021 à 0,087 mg·kg<sup>-1</sup> ps dans les solides en suspension du fleuve Fraser, en Colombie-Britannique. Les concentrations de NP1EO et de NP2EO contenues dans les sédiments des lits dulcicoles canadiens variaient de <0,015 à 75 mg·kg<sup>-1</sup> et de <0,015 – à 18,0 mg·kg<sup>-1</sup> ps, respectivement (Bennie et al., 1997; Bennett et Metcalfe, 2000; Sabik et al., 2000).

Les concentrations de NP observées dans les sédiments marins superficiels du détroit de Georgia, en Colombie-

Britannique, variaient de 0,122 à 0,541 mg·kg<sup>-1</sup> ps (moyenne = 0,273 mg·kg<sup>-1</sup>; n = 21) (Shang et al., 1999; R.W. MacDonald et M.G. Ikonou, 2001, Institut des sciences de la mer, Sidney, C.-B., com. pers., [concernant les données brutes inédites utilisées dans Shang et al., 1999]). Les concentrations de NP1EO et de NP2EO contenues dans les sédiments marins superficiels variaient de 0,065 à 0,558 mg·kg<sup>-1</sup> ps (moyenne = 0,279 mg·kg<sup>-1</sup>; n = 21) et de 0,034 à 0,198 mg·kg<sup>-1</sup> ps (moyenne = 0,069 mg·kg<sup>-1</sup>; n = 21), respectivement. Les concentrations totales de NPnEO (3 ≤ n ≤ 19) variaient de 0,29 à 1,42 mg·kg<sup>-1</sup> ps (moyenne = 0,78 mg·kg<sup>-1</sup>, n = 21). La profondeur n'a joué aucun rôle significatif dans la quantité totale de NPnEO ou dans le profil des concentrations relatives des congénères éthoxylés individuels de NPnEO contenus dans les carottes de sédiments prélevées de ces sites marins (Shang et al., 1999).

### Autres considérations

Quelle que soit l'origine de la teneur en NP et des dérivés éthoxylés contenus dans les sédiments, les organismes aquatiques peuvent subir des effets néfastes suite à une exposition à des niveaux élevés de ces substances. Cependant, la manifestation d'effets biologiques défavorables par suite d'une exposition au NP et aux NPE ne peut pas être prédite précisément en se basant uniquement sur les données relatives aux concentrations. La probabilité que des effets biologiques défavorables se manifestent à un emplacement spécifique dépend de la sensibilité de chaque espèce, des paramètres examinés ainsi que de divers facteurs physico-chimiques (comme la température), géochimiques (comme le COT et la granulométrie) et biologiques (comme le comportement alimentaire et le stade de développement) qui influent sur la biodisponibilité du NP et des NPE (Environnement Canada, 2002). À l'exception du COT, peu d'études ont examiné les effets de ces facteurs sur la biodisponibilité du NP et des NPE, malgré le rôle qu'ils semblent y jouer.

Les caractéristiques physico-chimiques mêmes du NP et des NPE, comme les coefficients de partage entre l'octanol et l'eau ( $K_{oe}$ ) et la solubilité dans l'eau, peuvent aussi influencer sur leur biodisponibilité en regard des organismes aquatiques. Les estimations du log  $K_{oe}$  pour le NP et les NPE varient généralement entre 4,1 et 4,4 (McLeese et al., 1981; Barber et al., 1988; Freij, 1991; Wild et Jones, 1992; Ahel et Giger, 1993b). La solubilité du NP dans l'eau est de 5,43 mg·L<sup>-1</sup> (à 20,5°C), et la solubilité des NPE augmente généralement avec l'éthoxylation (Ahel et Giger, 1993a; Hall et al., 1989).

Tel que mentionné plus haut, le COT est un facteur qui influence grandement la biodisponibilité du NP et des NPE. Les RPQS devraient donc être ajustées aux niveaux de COT propres aux sites étudiés. Les RPQS du tableau 1 ont été normalisées à une teneur en COT de 1% ( $f_{co} = 0,01$ ). Sur les territoires où le pourcentage de carbone organique des sédiments est régulièrement supérieur ou inférieur à 1%, les estimations locales de COT peuvent servir à établir des objectifs relatifs aux sédiments pour des sites particuliers. La RPQS est alors multipliée par le pourcentage de carbone organique. Par exemple, pour des sédiments d'eau douce contenant 2% de COT, la RPQS de 1,4 mg·kg<sup>-1</sup> serait multipliée par 2 pour obtenir un objectif spécifique au site de 2,8 mg·kg<sup>-1</sup>. À des niveaux inférieurs de carbone organique, les contaminants se lieraient moins aux sédiments et une plus grande biodisponibilité serait observée. Il est donc important que le  $f_{co}$  utilisé soit basé sur la plus faible concentration possible de carbone organique contenu dans les sédiments, pour ainsi protéger la vie aquatique du territoire en cause. Pour établir les objectifs spécifiques à un site, il est recommandé de ne pas utiliser de  $f_{co}$  inférieur à 0,002 ou supérieur à 0,12. Dans le cas des sédiments qui contiennent moins de 0,2% ou plus de 12% de COT, d'autres facteurs écartés par la méthode PE<sub>q</sub> peuvent influencer le partage des contaminants (USEPA Science Advisory Board, 1992). Des conseils génériques supplémentaires pour l'implantation de recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments (RQS), l'interprétation de la chimie des sédiments comparée aux RPQS et d'autres outils d'évaluation des sédiments sont proposés ailleurs (CCME, 1995).

Puisque ces recommandations sont basées sur une méthode de PE<sub>q</sub>, elles représentent des concentrations dans les sédiments qui protégeront le biote vivant dans les sédiments lorsque les sédiments et l'eau interstitielle sont en équilibre. Leur utilisation suppose une stabilité thermodynamique du système (c.-à-d. température et pression constantes sans apport ni production d'énergie ou de masse) et suffisamment de temps pour que le NP ou les NPE se distribuent dans le système (Spacie et al., 1995). Des situations de non-équilibre peuvent exister dans certains cas, par exemple après un déversement dans les lits de rivières où les sédiments sont instables, ou dans les zones de dépôt de dragues actives (NYSDEC, 1999). Le « USEPA Science Advisory Board » (1992) met en garde contre l'utilisation de recommandations basées sur le partage de l'équilibre dans des régions de dépôt ou d'érosion rapides des sédiments. Les recommandations pour les sédiments risquent de ne pas protéger le benthos des effets défavorables dans les cas où le partage des

composés nonylphénoliques contenus entre les sédiments et l'eau interstitielle n'est pas en équilibre.

Les RPQS pour le NP et les NPE reflètent l'état actuel des connaissances sur les concentrations, le devenir dans l'environnement et les effets biologiques du NP et des NPE contenus dans les sédiments. Ces RPQS fournissent des points de référence qui peuvent être utilisés avec d'autres outils scientifiques pour évaluer le potentiel d'effets biologiques défavorables du NP et des NPE dans les sédiments. De plus, ces recommandations établissent des cibles provisoires qui peuvent être utilisées dans la gestion des risques associés à ces substances ou dans le traitement des sédiments touchés. Dans ce contexte, il est prévu que les RPQS pour le NP et les NPE faciliteront l'évaluation de l'importance écotoxicologique du NP et des NPE dans les sédiments. Même si ces RQS sont provisoires pour le moment, elles ne devraient pas être utilisées autrement que si elles étaient de véritables RQS. La révision et la réévaluation de ces RPQS seront possibles lorsque suffisamment de données seront disponibles pour appuyer l'utilisation de l'approche modifiée du PNST ou celle du TTSD, telles que décrites dans le protocole (CCME, 1995).

## Références

- Ahel, M., and W. Giger. 1993a. Aqueous solubility of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Chemosphere* 26:1461–1470.
- . 1993b. Partitioning of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates between water and organic solvents. *Chemosphere* 26:1471–1478.
- Ahel, M., J. McEvoy, and W. Giger. 1993. Bioaccumulation of the lipophilic metabolites of nonionic surfactants in freshwater organisms. *Environ. Pollut.* 79:243–248.
- Ahel, M., W. Giger, and M. Koch. 1994a. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment: 1. Occurrence and transformation in sewage treatment. *Water Res.* 28:1131–1142.
- Ahel, M., W. Giger, and C. Schaffner. 1994b. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment: 2. Occurrence and transformation in rivers. *Water Res.* 28:1143–1152.
- Barber, L.B.I.I., E.M. Thurman, M.P. Schroeder, and D.R. LeBlanc. 1988. Long-term fate of organic micropollutants in sewage-contaminated groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 22:205–211.
- Bennett, E.R., and C.D. Metcalfe. 1998. Distribution of alkylphenol compounds in Great Lakes sediments, United States and Canada. *Environ. Toxicol. Chem.* 17:1230–1235.
- Bennett, E.R., and C.D. Metcalfe. 2000. Distribution of degradation products of alkylphenol ethoxylates near sewage treatment plants in the lower Great Lakes, North America. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:784–792.
- Bennie, D.T., C.A. Sullivan, H.B. Lee, T.E. Peart, and R.J. Maguire. 1997. Occurrence of alkylphenols and alkylphenol mono- and diethoxylates in natural waters of the Laurentian Great Lakes basin and the upper St. Lawrence River. *Sci. Total Environ.* 193:263–275.
- Brewer, R., S. Sylvestre, M. Sekela, and T. Tuominen. 1999. Sediment quality in the Fraser River Basin. Dans : *Health of the Fraser River aquatic ecosystem: Vol. 1. A synthesis of research conducted under the Fraser River Action Plan*, C. Gray and T. Tuominen (eds.), pp. 93–107. DOE FRAP 1998-11. Environnement Canada.
- Brooke, L.T. 1993. Accumulation and lethality for two freshwater fishes (fathead minnow and bluegill) to nonylphenol. USEPA contract no. 68-C1-0034; work assignment no. 112. R.L. Spehar (ed.). U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN.
- CCME (Le Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1995. Protocole pour l'élaboration de recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique. CCME EPC-98F. Préparé par Environnement Canada, Division des recommandations, Secrétariat technique du Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Ottawa [Réimpression dans les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 6, Le Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- CIS (Camford Information Services). 1990. CPI product profile: Nonylphenol. CIS, Don Mills, ON.
- Di Toro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R.C. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas, P.R. Paquin. 1991. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ. Toxicol. Chem.* 10:1541–1583.
- England, D.C., and J.B. Bussard. 1993. Toxicity of nonylphenol to the midge *Chironomus tentans*. Analytical Bio-Chemistry Laboratories, Inc. Report No. 40597. Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- Environnement Canada. 2002. Canadian environmental quality guidelines for nonylphenol and its ethoxylates. Scientific supporting document (water, sediment, and soil). Environnement Canada, Direction de la qualité de l'environnement, Bureau national des recommandations et des normes, Ottawa.
- Fay, A.A., B.J. Brownawell, A.A. Elskus, and A. E. McElroy. 2000. Critical body residues in the marine amphipod *Ampelisca abdita*: Sediment exposures with nonionic organic contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:1028–1035.
- Freij, L. (ed.). 1991. Nonylphenoethoxylates. Dans : *Risk reduction of chemicals: A government commission report*, ch. 11, pp. 201–218. KEMI Report No. 1/91. Swedish National Chemicals Inspectorate, The Swedish EPA, Solna, Sweden.
- Granmo, Å., S. Kollberg, M. Berggren, R. Ekelund, K. Magnusson, L. Renberg, and C. Wahlberg. 1991. Bioaccumulation of nonylphenol in caged mussels in an industrial coastal area on the Swedish west coast. Dans : *Organic micropollutants in the aquatic environment: Proceedings of the sixth European symposium held in Lisbon, Portugal*, G. Angeletti and A. Björseth (eds.), pp. 71–79. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Hall, W.S., J.B. Patoczka, R.J. Miranda, B.A. Porter, and E. Miller. 1989. Acute toxicity of industrial surfactants to *Mysidopsis bahia*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18:765–772.
- Hansen, F.T., V.E. Forbes, and T.L. Forbes. 1999. Effects of 4-nonylphenol on life-history traits and population dynamics of a polychaete. *Ecol. Appl.* 9:482–495.
- Hecht, S., J. Gunnarsson, B. Boese, J. Lamberson, C. Schaffner, and W. Giger. 2000. Uptake and accumulation of 4-nonylphenol in estuarine amphipods in response to refractory and labile organic matter. Poster presented at the 21st annual meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 12–16 November 2000, Nashville, TN.
- Heinis, L.J., M.L. Knuth, K. Liber, B.R. Sheedy, R.L. Tunell, and G.T. Ankley. 1999. Persistence and distribution of 4-nonylphenol following repeated application to littoral enclosures. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:363–375.
- John, D.M., W.A. House, and G.F. White. 2000. Environmental fate of nonylphenol ethoxylates: Differential adsorption of homologs to components of river sediment. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:293–300.
- Johnson, A.C., C. White, T.J. Besien, and M.D. Jürgens. 1998. The sorption potential of octylphenol, a xenobiotic oestrogen, to suspended

- and bed-sediments collected from industrial and rural reaches of three English rivers. *Sci. Total Environ.* 210/211:271–282.
- Lee, H.-B., and T.E. Peart. 1995. Determination of 4-nonylphenol in effluent and sludge from sewage treatment plants. *Anal. Chem.* 67:1976–1980.
- Lewis, S.K., and J.J. Lech. 1996. Uptake, disposition, and persistence of nonylphenol from water in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Xenobiotica* 26:813–819.
- Lorenc, J.F., G. Lambeth, and W. Scheffer. 1992. Alkylphenols. Dans : Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, J.I. Kroschwitz and M. Howe-Grant (eds.), vol. 2, pp. 113–143. 4th ed. John Wiley and Sons, New York.
- MacDonald, D.D., S.L. Smith, M.P. Wong, and P. Mudroch. 1992. The development of Canadian marine environmental quality guidelines. Rapport préparé pour le Groupe de travail interministériel sur les recommandations pour la qualité de l'environnement marin et le Conseil canadien des ministres de l'environnement. Marine Environmental Quality Series No. 1. Environnement Canada, Ottawa.
- Manzano, M.A., J.A. Perales, D. Sales, and J.M. Quiroga. 1999. The effect of temperature on the biodegradation of a nonylphenol polyethoxylate in river water. *Water Res.* 33:2593–2600.
- McLeese, D.W., V. Zitko, D.B. Sergeant, L. Burridge, and C.D. Metcalfe. 1981. Lethality and accumulation of alkylphenols in aquatic fauna. *Chemosphere* 10:723–730.
- Metcalfe, C., L. Hoover, and S. Sang. 1996. Nonylphenol ethoxylates and their use in Canada. Fonds mondial pour la nature Canada, Toronto.
- NYSDEC (New York State Department of Environmental Conservation). 1999. Technical guidance for screening contaminated sediments. NYSDEC, Division of Fish, Wildlife and Marine Resources, Albany, NY.
- Paveglione, F.L., K.M. Kilbride, C.E. Grue, C.A. Simenstad, and K.L. Fresh. 1996. Use of Rodeo® and X-77® Spreader to control smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) in a southwestern Washington estuary: I. Environmental fate. *Environ. Toxicol. Chem.* 15:961–968.
- Sabik, H., S. Proulx, F. Gagné, C. Blaise, D. Marcogliese, S. Chiron, R. Jeannot. 2000. Estrogenic compounds in the St. Lawrence River near Montreal: Occurrence and bioaccumulation by mussels (*Elliptio complanata*). Annual meeting of the International Association for Great Lakes Research (IAGLR), May 22–26, 2000, Cornwall, ON.
- Schüürmann, G. 1991. Acute aquatic toxicity of alkyl phenol ethoxylates. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 21:227–233.
- Sekela, M., R. Brewer, G. Moyle, and T. Tuominen. 1999. Occurrence of an environmental estrogen (4-nonylphenol) in sewage treatment plant effluent and the aquatic receiving environment. *Water Sci. Technol.* 39:217–220.
- Servos, M.R., R.J. Maguire, D.T. Bennie, H.B. Lee, P.M. Cureton, N. Davidson, R. Sutcliffe and D.F.K. Rawn. 2000. Canadian Environmental Protection Act. Priority Substances List. Supporting document for nonylphenol and its ethoxylates. Environnement Canada, Direction générale de la prévention de la pollution par les déchets toxiques, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Ottawa. Doc non publié.
- Shang, D.Y., R.W. MacDonald and M.G. Ikonou. 1999. Persistence of nonylphenol ethoxylate surfactants and their primary degradation products in sediments from near a municipal outfall in the Strait of Georgia, British Columbia, Canada. *Environ. Sci. Technol.* 33:1366–1372.
- Spacie, A., L.S. McCarty, and G.M. Rand. 1995. Bioaccumulation and bioavailability in multiphase systems. Dans : Fundamentals of aquatic toxicology: Effects, environmental fate, and risk assessment, G.M. Rand (ed.), ch. 16, pp. 493–521. 2nd ed. Taylor and Francis, Washington, DC.
- Swisher, R.D. (ed.) 1987. Surfactant biodegradation. 2nd ed., revised and expanded. Surfactant Science Series, vol. 18. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Urano, K., M. Saito, and C. Murata. 1984. Adsorption of surfactants on sediments. *Chemosphere* 13:293–300.
- USEPA Science Advisory Board (United States Environmental Protection Agency Science Advisory Board). 1992. An SAB report: Review of sediment criteria development methodology for non-ionic organic contaminants. Prepared by the Sediment Quality Subcommittee of the Ecological Processes and Effects Committee, U.S. Environmental Protection Agency Science Advisory Board. EPA-SAB-EPEC-93-002.
- Ward, T.J., and R.L. Boeri. 1991. Bioconcentration test with nonylphenol and the fathead minnow, *Pimephales promelas*. Report No. 8975-CMA. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Alkylphenol and Ethoxylates Panel, Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- . 1992. Toxicity of nonylphenol to the tadpole *Rana catesbiana*. Report No. 8981-CMA. EnviroSystems Division, Resource Analysts Inc. Chemical Manufacturers Association, Washington, DC.
- Wild, S.R., and K.C. Jones. 1992. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: Screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. *Sci. Total Environ.* 119:85–119.



Comment citer ce document :

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. *Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments — Protection de la vie aquatique : Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés*, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Winnipeg, le Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Pour les questions de nature scientifique, veuillez communiquer avec :

Environnement Canada  
Bureau national 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 communiquer avec :

Documents du CCME  
Sans frais : 1 800 805-3025  
[www.ccme.ca](http://www.ccme.ca)

© Conseil canadien des ministres de l'environnement 2002  
Extrait de la publication n 1300; ISBN 1-896997-36-8

Also available in English.