



Recommandations canadiennes  
pour la qualité des sols :  
Environnement et santé humaine

LE NONYLPHÉNOL  
ET SES DÉRIVÉS  
ÉTHOXYLÉS  
2002

Ce feuillet d'information présente les recommandations canadiennes pour la qualité des sols en vue de la protection de l'environnement et de la santé humaine pour le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés (tableau 1). Un document scientifique justificatif est également disponible (Environnement Canada, 2002).

**Information générale**

Nonylphénol (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  $C_{15}H_{24}O$ . 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. Le numéro CAS d'un mélange de plusieurs isomères de NP, possédant différents branchements, est 84852-15-3. Le NP est un liquide visqueux ayant une masse moléculaire de  $220,3 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ , une solubilité dans l'eau de  $5,43 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  à  $20,5 \text{ }^\circ\text{C}$ , une tension de vapeur de  $4,55 \text{ mPa}$  à  $25^\circ\text{C}$  et une constante de la loi d'Henry de  $11,02 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3\cdot\text{mol}^{-1}$  (Reed, 1978; Romano, 1991; Ahel et Giger, 1993; Commission européenne, 1999). Le NP est aussi appelé nonyl phénol et isononylphénol. Les dérivés majeurs du NP sont les nonylphénols éthoxylés (NPE) et les acides nonylphénoxy acétiques (aussi nommés nonylphénols éthoxycarboxylés [NPEC]).

**Tableau 1. Recommandations pour la qualité des sols concernant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés ( $\text{mg } \acute{\text{E}}\text{T}\cdot\text{kg}^{-1}$ ).**

	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle / parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation</b>	<b>5,7<sup>a</sup></b>	<b>5,7<sup>a</sup></b>	<b>14<sup>a</sup></b>	<b>14<sup>a</sup></b>
RQS <sub>SH</sub>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Voie limitant la RQS <sub>SH</sub>	ND	ND	ND	ND
RQS <sub>SH</sub> provisoire	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>	NC <sup>c</sup>
Voie limitant la RQS <sub>SH</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
RQS <sub>E</sub>	5,7	5,7	14	14
Voie limitant la RQS <sub>E</sub>	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol	Contact avec le sol
RQS <sub>E</sub> provisoire	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
Voie limitant la RQS <sub>E</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991)	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur

**Notes :** NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS<sub>SH</sub> = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine; RQS<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement.

<sup>a</sup>Les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>E</sub> seulement. Comme un critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a pas été établi pour ces substances, la RQS<sub>E</sub> devient donc la recommandation pour la qualité des sols.

<sup>b</sup>Il n'y a présentement aucune RQS<sub>SH</sub> pour cette utilisation du terrain.

<sup>c</sup>Il n'y a présentement aucune RQS<sub>SH</sub> provisoire pour cette utilisation du terrain.

<sup>d</sup>Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQS<sub>E</sub> provisoire n'est calculée.

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 et la chaîne éthoxylée est hydrophile. La plupart des applications commerciales et industrielles des NPE se servent de 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. Les concentrations de ces substances trouvées dans l'environnement résultent donc 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). Sous la forme de phosphite tris (4-nonylphényl), il peut être utilisé comme antioxydant dans la stabilisation du caoutchouc, des polymères vinyliques, des polyoléfines et des styréniques (Lorenc et al., 1992).

Les NPE sont présents dans beaucoup de produits de consommation, comme les savons à lessive, shampoings, produits cosmétiques, nettoyeurs domestiques, peintures au latex et spermicides (Metcalf et al., 1996). Ils ont un vaste éventail d'utilisations dans l'industrie en tant que surfactants, détergents, agents mouillants, dispersants, antimousses, produits de désencrage et agents antistatiques. Les principales 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 nettoyeurs industriels et institutionnels, la peinture et les revêtements protecteurs et les pesticides (Metcalf 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 de pesticides

qui contiennent du NP ou des NPE dans leur formulation, l'épandage de boues ou l'utilisation de boues d'épuration ou de papetières sur les sols à vocation agricole.

Une seule étude a été faite sur les concentrations de substances nonylphénoliques dans les sols canadiens. Cette étude a révélé que le sol d'un seul site, sur lequel avaient été épandues des boues, contenait  $2,72 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de NP,  $<0,538 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de NP1EC et de NP2EC ainsi que des quantités traces seulement de NP1EO, de NP2EO et de NP $n$ EO (Water Technology International Corporation, 1998).

### **Devenir dans l'environnement et comportement dans le sol**

La biodégradation est le plus important processus influençant le devenir 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  $\text{CO}_2$ , en  $\text{H}_2\text{O}$  et en sels inorganiques (Swisher, 1987). Les produits de la dégradation intermédiaire sont plus biorefractaires, 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).

La biodégradation définitive des NPE a été observée dans le sol en condition aérobie. Par exemple, durant une expérience de neuf semaines, 57 % du NP9EO appliqué au départ était minéralisé, y compris la décomposition du noyau de benzène (Hughes et al., 1996). La minéralisation du NP a aussi été observée dans une variété de types de sols, notamment des sols agricoles de différentes textures, des sols tempérés non cultivés ainsi que des sols de la toundra canadienne (Topp et Starratt, 2000). Le fait que la biodégradation se produisait dans les sols arctiques indique que les micro-organismes possédaient déjà la biochimie nécessaire au métabolisme du NP sans exposition ni adaptation préalables. Les auteurs ont suggéré que l'exposition des micro-organismes aux substances phénoliques rejetées lors de la décomposition des matières végétales leur avait peut-être permis de dégrader le NP (Topp et Starratt, 2000).

La minéralisation du NP par des bactéries du sol peut être freinée par une surabondance ou par un manque de teneur en eau (Topp et Starratt, 2000). Il a aussi été observé que la température affecte les taux de minéralisation du NP dans le sol. Bien qu'une biodégradation se produise à une température située entre 4 °C et 30 °C, le taux diminue à des températures moins élevées et il y a un temps de latence plus considérable (Topp et Starratt, 2000). En général, les auteurs concluent que le NP dans les boues d'épuration épandues sur le sol subira facilement une biodégradation dans les conditions de sol d'une saison de croissance canadienne normale.

Les NPE à chaînes éthoxylées plus longues sont non rémanents dans l'environnement et subissent une biodégradation primaire rapide. Cependant, il existe des rapports contradictoires concernant la rémanence de leurs produits de dégradation dans le sol. Selon certains chercheurs, en condition aérobie, les composés nonylphénoliques ne sont pas rémanents et la dégradation se produit facilement (Wild et Jones, 1992; Maguire, 1999). Par exemple, les concentrations de NP introduites dans des sols agricoles par suite d'un épandage de boues ont diminué de 90 % en 10 jours (Kirchmann et al., 1991) et de 92 % en trois mois (Diercxsens et Tarradellas, 1987). Par contre, une rémanence avec dégradation complète considérablement plus longue a aussi été observée. Les chercheurs ont observé une minéralisation biphasique de NP, de NP1EO et de NP2EO dans les sols agricoles (Marcomini et al., 1988; Topp et Starratt, 2000). Au cours de la phase initiale, d'une durée de 10 jours, une minéralisation rapide s'est produite et >30 % du NP s'est converti en dioxyde de carbone (Topp et Starratt, 2000). La deuxième phase était beaucoup plus lente, au point que de faibles concentrations de composés nonylphénoliques étaient encore présentes après 360 jours (Marcomini et al., 1988). En condition anaérobie, notamment dans les lieux d'enfouissement, il semble que les composés nonylphénoliques soient rémanents dans le sol (Maguire, 1999). Par exemple, dans une étude portant sur plusieurs lieux d'enfouissement allemands dédiés aux boues d'épuration seulement, des concentrations de NP et de NP1EO de 4 et de 19 mg·kg<sup>-1</sup>ps respectivement ont été détectées dans des échantillons de boues enfouis 30 ans auparavant (Marcomini et al., 1989).

Outre la biodégradation, d'autres processus peuvent aussi influencer le devenir et le comportement du NP et des NPE. Les processus abiotiques affectant le devenir du NP et des NPE dans les sols comprennent, en ordre d'importance décroissant, l'adsorption de particules, l'infiltration d'eaux souterraines et la volatilisation.

En se basant sur des propriétés physiques et chimiques, Wild et Jones (1992) ont avancé l'hypothèse que le NP dans les boues épandues sur les sols agricoles présentent une adsorption élevée aux particules du sol. Divers NPE ont aussi présenté une adsorption élevée sur le sol (Beigel et al., 1998). Le degré relatif d'adsorption parmi les NPE oligomériques semble augmenter avec un nombre décroissant d'unités éthoxylées jusqu'à une affinité maximale du sol d'environ NP9EO, après quoi la tendance à l'adsorption diminue avec un nombre décroissant d'unités éthoxylées (Beigel et al., 1998). Il se peut que l'adsorption augmente à cause d'une hausse de l'hydrophobie, mais avec des chaînes éthoxylées plus courtes, dont la concentration critique de micelle est plus faible, il peut y avoir une préférence pour des interactions surfactant-surfactant ainsi que pour la formation de micelle, plutôt que pour des interactions surface de sol-surfactant (Beigel et al., 1998).

Bien que l'adsorption élevée de composés nonylphénoliques dans les particules du sol laisse croire qu'il y aurait une faible probabilité de lixiviation (Wild et Jones, 1992), de nombreuses études ont démontré que des composés nonylphénoliques s'infiltraient dans les eaux souterraines à partir de lieux d'enfouissement municipaux (Ahel, 1991), de rivières contaminées et de canalisations d'eaux usées (Zoller et al., 1990; Ahel, 1991; Ahel et al., 1996) ainsi qu'à la suite de l'évacuation d'eaux usées par infiltration rapide (Barber et al., 1988; Rudel et al., 1998). En raison de leur solubilité et de leur mobilité plus élevées dans l'eau, les NPEC poseraient un plus grand risque comme contaminants d'eaux souterraines que d'autres composés nonylphénoliques (Ahel et al., 1996). Bien que la rétention du NP, du NP1EO et du NP2EO dans le sol soit plus efficace, des concentrations significatives de ces substances ont été mesurées dans des eaux souterraines à une distance de >100 m de la source originale (Ahel, 1991; Ahel et al., 1996).

Le NP est peu susceptible de se volatiliser du sol en quantités significatives. Par exemple, des 1000 mg·kg<sup>-1</sup> initiaux de NP, additionnés à un mélange de compost et de grès, seulement 0,22 % se sont perdus par volatilisation sur 40 jours (Trocmé et al., 1988).

### **Comportement et effets dans le biote**

Le mécanisme d'action toxique du NP et, à tout le moins, des NPE et des NPEC à chaîne éthoxylée plus courte est vraisemblablement la narcose (Schüürmann, 1991; Fay et al., 2000; Servos et al., 2000). La toxicité des NPE à chaîne plus longue est sans doute causée par une surfactance physique, en particulier à des concentrations

au-dessus des concentrations critiques de micelle. Des substances nonylphénoliques peuvent aussi servir d'agonistes œstrogènes pour perturber les fonctions endocriniennes (White et al., 1994).

#### *Processus microbiens des sols*

Des observations de la diminution et de l'augmentation de la respiration des micro-organismes du sol (telle que mesurée par l'évolution du CO<sub>2</sub>) causées par une exposition au NP ont été documentées. Par exemple, lors d'un test de 40 jours, Trocmé et al. (1988) n'ont observé aucun effet sur l'évolution du CO<sub>2</sub> lorsque le NP était présent dans le sol à une concentration de 100 mg·kg<sup>-1</sup>, mais à 1000 mg·kg<sup>-1</sup>, il y avait une réduction significative de 64 % dans l'évolution du CO<sub>2</sub>. Lors d'une expérience de trois mois, Kirchmann et al. (1991) n'ont observé aucun effet sur l'évolution du CO<sub>2</sub> à une concentration de NP de 10 mg·kg<sup>-1</sup>. À 500 mg·kg<sup>-1</sup>, Kirchmann et al. (1991) ont bien observé un effet, mais contrairement aux résultats de Trocmé et al. (1988), il s'agissait d'une augmentation de l'évolution de 26 % du CO<sub>2</sub>. Kirchmann et al. (1991) ont également examiné les effets du NP sur le cycle de l'azote des micro-organismes. Aucun effet sur la nitrification n'a été observé à une concentration de NP de 10 mg·kg<sup>-1</sup>. À une concentration de NP de 500 mg·kg<sup>-1</sup>, aucun effet sur la minéralisation de l'azote ne s'est produit, mais une réduction de 35 % de la nitrification a été observée.

#### *Plantes terrestres*

En se basant sur les propriétés physiques et chimiques du NP, Wild et Jones (1992) ont prédit une rétention élevée du NP aux surfaces de la racine, avec une assimilation et une translocation modérées à l'intérieur des plantes. Cette théorie est soutenue par des études portant sur du blé en grain (Kirchmann et Tengsved, 1991) ou sur des pousses de tomate (Harms, 1992) qui n'ont décelé aucune augmentation des concentrations de NP lorsque les racines des plantes y étaient exposées. Par contre, la translocation du NP ou de ses métabolites des racines aux pousses à l'intérieur du blé, de la tomate et de l'arroche de jardin a été observée par d'autres chercheurs (Bokern et al., 1998). L'assimilation et le métabolisme du NP ont également été observés dans les cultures de cellules en suspension chez plus d'une douzaine d'espèces de produits agricoles (Bokern et al., 1996; Bokern et Harms, 1997). Les métabolites étaient les β-glucosides de NP différemment hydroxylés, dont certains étaient additionnellement acylés avec de l'acide glucuronique et de l'acide malonique (Bokern et Harms, 1997). Bien que la plupart des espèces de plantes absorbent facilement le

NP (lorsqu'exposées in vitro) et le métabolisent, aucune minéralisation du NP au CO<sub>2</sub> ne semble se produire (Bokern et al., 1998).

Des tests de toxicité du NP dans le sol (par opposition à un milieu de culture) ont été effectués sur cinq espèces de produits agricoles. Chez le navet *Brassica rapa*, une CE<sub>50</sub>-14 j de 10 mg·kg<sup>-1</sup> a été calculée pour l'inhibition de la croissance (Günther et Pestemer, 1992). D'autres effets, d'un ou deux ordres de grandeur supérieurs, ont été rapportés. Lors de tests de 21 jours avec du NP, du soya (*Glycine max*), des tournesols (*Helianthus rodeo*) et du sorgho (*Sorghum bicolor*) n'ont montré aucun effet de croissance à 100 mg·kg<sup>-1</sup>, mais avaient des CE<sub>50</sub> pour l'inhibition de la croissance à 1000 mg·kg<sup>-1</sup> (Windeatt et Tapp, 1986). Des CE<sub>50</sub> pour l'inhibition de la croissance ont aussi été observées pour la laitue (*Lactuca sativa*) à 559 mg·kg<sup>-1</sup> après 7 jours d'exposition et à 625 mg·kg<sup>-1</sup> après 14 jours d'exposition (Hulzebos et al., 1993).

#### *Invertébrés terrestres*

Des tests de toxicité du NP ont été effectués chez trois invertébrés endogés. À la suite d'une exposition de 28 jours de la collembole *Folsomia candida*, Madsen et al. (1998) ont rapporté que la CE<sub>50</sub> pour la reproduction varie entre 16 et 30 mg·kg<sup>-1</sup> et que la CL<sub>50</sub> est >30 mg·kg<sup>-1</sup>. Des chercheurs ont aussi étudié la survie et la reproduction chez une autre espèce de collembole, soit la *Folsomia fimetaria*. Pour des expositions de 21 jours chez cette deuxième espèce, Krogh et al. (1996) ont rapporté une CL<sub>10</sub> de 75,1 mg·kg<sup>-1</sup> et une CL<sub>50</sub> de 151,3 mg·kg<sup>-1</sup>. Pour la reproduction chez la *F. fimetaria*, Krogh et al. (1996) ont rapporté une CE<sub>10</sub>-21 j de 23,6 mg·kg<sup>-1</sup>, tandis que M. Holm (N.d., Département d'écologie terrestre, Institut national de recherche environnementale, Danemark, communication personnelle [cité dans Jensen et al., 1997]) a rapporté des CE<sub>10</sub> de 27 mg·kg<sup>-1</sup> et de 48 mg·kg<sup>-1</sup>. Les CE<sub>50</sub> pour la reproduction chez la *F. fimetaria* s'élevaient à 65,5 mg·kg<sup>-1</sup> (Krogh et al., 1996), à 39 mg·kg<sup>-1</sup> et à 59 mg·kg<sup>-1</sup> (M. Holm, N.d., Département d'écologie terrestre, Institut national de recherche environnementale, Danemark, communication personnelle [cité dans Jensen et al., 1997]). La CL<sub>50</sub>-21 j de NP chez le ver de terre *Apporectodea caliginosa* se produisait à >40 mg·kg<sup>-1</sup> (Krogh et al., 1996). La CE<sub>50</sub> pour l'inhibition de croissance était de 23,9 mg·kg<sup>-1</sup>. Les auteurs ont calculé la CE<sub>10</sub> et la CE<sub>50</sub> pour les effets sur la reproduction à 3,44 mg·kg<sup>-1</sup> et à 13,7 mg·kg<sup>-1</sup> respectivement (Krogh et al., 1996).

*Animaux de laboratoire*

Les seuls mammifères qui ont subi le test de toxicité du NP par voie orale sont des rats de laboratoire. Dans une étude multigénérationnelle, Chaplin et al. (1999) ont examiné les effets du NP administré, à l'aide d'aliments dosés, à des rats Sprague Dawley (*Rattus norvegicus*). Pour une concentration alimentaire de 650 mg·kg<sup>-1</sup> (c.-à-d., une dose variant entre 30 et 108 mg·kg<sup>-1</sup> pc), une ouverture vaginale précoce a été observée chez la génération F1. Les effets significatifs observés pour une concentration alimentaire de 2000 mg·kg<sup>-1</sup> (c.-à-d., une dose variant entre 100 et 360 mg·kg<sup>-1</sup> pc) comprenaient l'augmentation relative du poids des reins et la diminution du poids des ovaires adultes chez la génération F1, ainsi que l'augmentation de la longueur du cycle œstral chez les générations F1 et F2. Laws et al. (2000) ont rapporté des CMEO pour l'augmentation du poids utérin et l'ouverture vaginale précoce à une concentration alimentaire de 50 mg·kg<sup>-1</sup>, de même qu'un dérèglement du cycle œstral à une concentration alimentaire de 100 mg·kg<sup>-1</sup>. Une CMEO de 75 mg·kg<sup>-1</sup> pc par jour pour l'augmentation du poids utérin chez des rates ovariectomisées a été rapportée par Odum et al. (1999).

**Facteur d'équivalence toxique**

Généralement, le NP, les NPE et les NPEC se présentent dans l'environnement sous forme de mélange. Afin d'évaluer les niveaux acceptables de ces substances dans le sol, 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 éthyloxylée 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<sub>i</sub> = la concentration du composé i
- FÉT<sub>i</sub> = le facteur d'équivalence toxique du composé i (sans unité)

**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 n EO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
NP n EO (n ≥ 9)	0,005
NP1EC	0,005
NP2EC	0,005
OP	1
OP n EO (1 ≤ n ≤ 8)	0,5
OP n EO (n ≥ 9)	0,005
OPE1EC	0,005
OPE2EC	0,005

L'application de l'approche d'ÉT dans l'évaluation de la qualité des sols exige que les concentrations de NPE et de NPEC contenues dans les sols soient exprimées en termes d'équivalents du NP. La somme de ces concentrations est alors comparée aux recommandations élaborées dans le présent document. 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 éthyloxy-carboxylés (OPEC) si ces substances sont présentes dans les sols. L'OP et les OPE

ont des structures et des comportements similaires au NP et aux NPE, et ils ont tendance à réagir selon un mode d'action similaire (Servos et al., 2000). Il faudrait toutefois noter que ces ÉT du NP ne doivent pas être confondus avec les ÉT utilisés pour les dioxines, les furannes et les BPC. Ils sont basés sur différents modes d'action toxique et ne peuvent donc pas être combinés.

### **Élaboration des recommandations**

Les recommandations canadiennes pour la qualité des sols sont élaborées pour différentes utilisations des terrains selon la procédure décrite par le CCME (1996) à partir de différents récepteurs et scénarios d'exposition propres à chaque utilisation des terrains (tableau 1). Les détails de l'élaboration des recommandations pour la qualité des sols concernant le NP et les NPE sont présentés dans Environnement Canada (2002).

#### *Recommandations pour la qualité des sols : protection de l'environnement*

Les recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement (RQS<sub>E</sub>) sont basées sur le contact avec le sol à partir des données provenant d'études de toxicité sur les plantes et les invertébrés. En ce qui concerne les terrains à vocation agricole, des données de toxicité relatives à l'ingestion de sol et de nourriture par les mammifères et les oiseaux sont incluses. Dans le but d'élargir le champ de protection, une vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est effectuée. Pour les terrains à vocation industrielle, une vérification portant sur la migration hors site est effectuée.

Pour toutes les utilisations de terrain, la valeur préliminaire relative au contact avec le sol (aussi appelée concentration seuil produisant un effet [CSE] ou plus faible concentration produisant un effet [PFCE], selon la vocation du terrain) est comparée à la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie. Si la valeur résultant de la vérification portant sur les cycles des nutriments et de l'énergie est inférieure à la valeur préliminaire relative au contact avec le sol, la moyenne géométrique de ces valeurs est calculée comme recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol. Si la valeur résultant de cette vérification est supérieure à la valeur préliminaire, cette dernière devient la recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol.

Pour les terrains à vocation agricole, la valeur la plus faible entre la recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol et la recommandation

relative à l'ingestion de sol et de nourriture est recommandée comme RQS<sub>E</sub>.

Pour les terrains à vocation résidentielle/parc et à vocation commerciale, la recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol devient la RQS<sub>E</sub>.

Pour les terrains à vocation industrielle, la valeur la plus faible entre la recommandation pour la qualité des sols concernant le contact avec le sol et la vérification portant sur la migration hors site est recommandée comme RQS<sub>E</sub>.

Dans le cas du NP et des NPE, les RQS<sub>E</sub> recommandées pour toutes les utilisations de terrain sont basées sur la recommandation relative au contact avec le sol, déterminée selon la méthode du poids de la preuve (tableau 3).

#### *Recommandations pour la qualité des sols : protection de la santé humaine*

Il n'y a présentement aucune recommandation ni valeur de vérification disponible pour la protection de la santé humaine (tableau 3).

### **Recommandations pour la qualité des sols concernant le NP et les NPE**

Les recommandations pour la qualité des sols sont habituellement les valeurs les plus faibles parmi les RQS<sub>E</sub> et les critères provisoires de qualité des sols (CCME, 1991). Cependant, puisque aucun critère provisoire de qualité des sols n'a été établi pour le NP et les NPE, les RQS<sub>E</sub> sont les recommandations pour la qualité des sols pour toutes les utilisations de terrain (tableau 1).

Les présentes recommandations devraient s'appliquer à toutes les substances nonylphénoliques (et octylphénoliques) présentes dans les sols, selon l'approche d'ÉT. Des directives supplémentaires sur l'utilisation de l'approche d'ÉT sont fournies dans Environnement Canada (2002). Des documents du CCME (1996) et d'Environnement Canada (2002) donnent des directives sur des modifications potentielles aux recommandations proposées pour la qualité du sol lors de l'établissement d'objectifs particuliers à chaque site.

Références

- Ahel, M. 1991. Infiltration of organic pollutants into groundwater: Field studies in the alluvial aquifer of the Sava River. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 47:586–593.
- Ahel, M., et W. Giger. 1993. Aqueous solubility of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. *Chemosphere* 26:1461–1470.
- Ahel, M., W. Giger, et 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, et C. Schaffner. 1994b. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. 2. Occurrence and transformation in rivers. *Water Res.* 28:1143–1152.
- Ahel, M., C. Schaffner, et W. Giger. 1996. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment. 3. Occurrence and elimination of their persistent metabolites during infiltration of river water to groundwater. *Water Res.* 30:37–46.
- Barber, L.B.I.I., E.M. Thurman, M.P. Schroeder, et D.R. LeBlanc. 1988. Long-term fate of organic micropollutants in sewage-contaminated groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 22:205–211.
- Beigel, C., E. Barriuso, et R. Calvet. 1998. Sorption of low levels of nonionic and anionic surfactants on soil: Effects on sorption of triticonazole le fungicide. *Pestic. Sci.* 54:52–60.
- Bokern, M., et H.H. Harms. 1997. Toxicity and metabolism of 4-n-nonylphenol in cell suspension cultures of different plant species. *Environ. Sci. Technol.* 31:1849–1854.
- Bokern, M., M. Nimtz, et H.H. Harms. 1996. Metabolites of 4-n-nonylphenol in wheat cell suspension cultures. *J. Agric. Food Chem.* 44:1123–1127.
- Bokern, M., P. Raid, et H. Harms. 1998. Toxicity, uptake and metabolism of 4-n-nonylphenol in root cultures and intact plants under septic and aseptic conditions. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 5:21–27.
- CCME. (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Critères provisoires canadiens de qualité environnementale pour les lieux contaminés. CCME, Winnipeg.
- . 1996. Protocole d'élaboration de recommandations pour la qualité des sols en fonction de l'environnement et de la santé humaine. CCME, Winnipeg. [Un résumé du protocole est inclus dans les recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, chapitre 7, Conseil canadien des ministres de l'environnement, 1999, Winnipeg.]
- Chapin, R.E., J. Delaney, Y. Wang, L. Lanning, B. Davis, B. Collins, N. Mintz, et G. Wolfe. 1999. The effects of 4-nonylphenol in rats: A multigeneration reproduction study. *Toxicol. Sci.* 52:80–91.
- CIS (Camford Information Services). 1990. CPI product profile: Nonylphenol. CIS, Don Mills, ON.
- Diercxsens, P., et J. Tarradellas. 1987. Soil contamination by some organic micropollutants related to sewage sludge spreading. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 28:143–159.
- 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.
- Commission européenne. 1999. Draft European Union risk assessment report: Nonylphenol and phenol, 4-nonyl-, branched. 2nd Priority List. European Chemicals Bureau. Rapport provisoire préparé en septembre 1999 par le rapporteur du R.-U.
- Fay, A.A., B.J. Brownawell, A.A. Elskus, et 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.
- Günther, P., et W. Pestemer. 1992. Phytotoxicity of surfactants to higher plants. Dans : Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals, J.E. Hall, D.R. Sauerbeck, et P. L'Hermite (eds.), pp. 103–111. Rapport n° EUR 14236. Commission des Communautés européenne, Luxembourg.
- Harms, H.H. 1992. In-vitro systems for studying phytotoxicity and metabolic fate of pesticides and xenobiotics in plants. *Pestic. Sci.* 35:277–281.
- Hughes, A.I., J. Fisher, et E. Brumbaugh. 1996. Biodegradation of NPE in soil. Dans : Proceedings of the 4th CESIO (Comité Européen des Agents de Surface et leurs Intermédiaires Organiques) Congrès mondial sur les agents de surface, 3–7 juin 1996, Barcelone, Espagne. Vol. 4, pp. 365–372. Royal Society of Chemistry, Cambridge, R.-U.
- Hulzebos, E.M., D.M.M. Adema, E.M. Dirven-van Breeman, L. Henzen, W.A. van Dis, H.A. Herbold, J.A. Hoekstra, R. Baerselman, et C.A.M. van Gestel. 1993. Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environ. Toxicol. Chem.* 12:1079–1094.
- Jensen, J., H.L. Kristensen, et J.J. Scott-Fordsmand. 1997. Soil quality criteria for selected compounds. Working Report No. 83. Danish Environmental Protection Agency, Ministry of Environment and Energy, Denmark.
- Kirchmann, H., et A. Tengsved. 1991. Organic pollutants in sewage sludge. 2. Analysis of barley grains grown on sludge-fertilized soil. *Swedish J. Agric. Res.* 21:115–119.
- Kirchmann, H., H. Åström, et G. Jönsäll. 1991. Organic pollutants in sewage sludge. 1. Effect of toluene, naphthalene, 2-methylnaphthalene, 4n-nonylphenol and di-2-ethylhexyl phthalate on soil biological processes and their decomposition in soil. *Swedish J. Agric. Res.* 21:107–113.
- Krogh, P.H., M. Holmstrup, J. Jensen, et S.O. Petersen. 1996. Økologisk vurdering af spildevandsslam i landbrugsjord [Ecological assessment of sewage sludge on farm land]. Arbejdsrapport Nr. 43. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen [Danish EPA].
- Laws, S.L., S.A. Carey, J.M. Ferrell, G.J. Bodman, et R.L. Cooper. 2000. Estrogenic activity of octylphenol, nonylphenol, bisphenol A and methoxychlor in rats. *Toxicol. Sci.* 54:154–167.
- Lorenc, J.F., G. Lambeth, et 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.
- Madsen, T., M. Winther-Nielsen, et L. Samsøe-Petersen. 1998. Effects of organic chemicals in sludge applied to soil: Degradation and toxicity to organisms living in soil. Danish Environmental Protection Agency, Ministry of Environment and Energy, Denmark.
- Maguire, R.J. 1999. Review of the persistence of nonylphenol and nonylphenol ethoxylates in aquatic environments. *Water Qual. Res. J. Can.* 34:37–78.
- Manzano, M.A., J.A. Perales, D. Sales, et J.M. Quiroga. 1999. The effect of temperature on the biodegradation of a nonylphenol polyethoxylate in river water. *Water Res.* 33:2593–2600.
- Marcomini, A., P.D. Capel, W. Giger, et H. Häni. 1988. Residues of detergent-derived organic pollutants and polychlorinated biphenyls in sludge-amended soil. *Naturwissenschaften* 75:460–462.
- Marcomini, A., P.D. Capel, T. Lichtensteiger, P.H. Brunner, et W. Giger. 1989. Fate of organic pollutants in sludge amended soil and sludge-only landfills: linear alkylbenzenesulphonates, nonylphenols and polychlorinated biphenyls. Dans : Organic Contaminants in Wastewater, Sludge and Sediment. Occurrence, Fate and Disposal, D. Quaghebeur, I. Temmerman, et G. Angeletti (eds.), pp. 105–123. Elsevier Science Publishers Ltd., Barking, UK.
- Metcalf, C., L. Hoover, et S. Sang. 1996. Nonylphenol ethoxylates and their use in Canada. Fonds mondial pour la nature Canada, Toronto.
- Odum, J., I.T.G. Pyrah, J.R. Foster, J.P. Van Miller, R.L. Joiner, et J. Ashby. 1999. Comparative activities of *p*-nonylphenol and diethylstilbestrol in noble rat mammary gland and uterotrophic assays. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 29:184–195.
- Reed, H.W.B. 1978. Alkylphenols. Dans : Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology, M. Grayson, D. Eckroth, H.F. Mark, D.F. Othmer, C.G. Overberger, and G.T. Seaborg (eds.), vol. 2, pp. 72–96. 3rd ed. John Wiley and Sons, New York.
- Romano, R.R. 1991. Current studies on nonylphenol—Physical/chemical, biodegradation and aquatic effects. Dans :

- Proceedings of the seminar on nonylphenol ethoxylates (NPE) and nonylphenol (NP) (1991); Saltsjöbaden, Sweden, Feb. 6-8, 1991, pp. 233-239. ISBN 91-620-3907-5. Ingvar Bingman, Publ., Stockholm. (Cité dans Maguire 1999.)
- Rudel, R.A., S.J. Melly, P.W. Geno, G. Sun, et J.G. Brody. 1998. Identification of alkylphenols and other oestrogenic phenolic compounds in wastewater, septage, and groundwater on Cape Cod, Massachusetts. *Environ. Sci. Technol.* 32:861-869.
- Schüürmann, G. 1991. Acute aquatic toxicity of alkyl phenol ethoxylates. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 21:227-233.
- Servos, M.R., R.J. Maguire, D.T. Bennie, H-B. Lee, P.M. Cureton, N. Davidson, R. Sutcliffe et 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.
- Swisher, R.D. (ed.) 1987. Surfactant biodegradation. 2nd ed., revised and expanded. Surfactant Science Series, vol. 18. Marcel Dekker, Inc, New York.
- Topp, E., et A. Starratt. 2000. Rapid mineralization of the endocrine-disrupting chemical 4nonylphenol in soil. *Environ. Toxicol. Chem.* 19:313-318.
- Trocme, M., J. Tarradellas, et J.-C. Védy. 1988. Biototoxicity and persistence of nonylphenol during incubation in a compost-sandstone mixture. *Biol. Fertil. Soils* 5:299-303.
- Water Technology International Corporation. 1998. Report on alkylphenol ethoxylate persistence in biosolids-treated field soil. Rapport préparé pour l'Institut national de recherche sur les eaux, projet 71773, mars 1998, Burlington, Ont. (Cité dans Servos et al. 2000.)
- White, R., S. Jobling, S.A. Hoare, J.P. Sumpter, et M.G. Parker. 1994. Environmentally persistent alkylphenolic compounds are oestrogenic. *Endocrinology* 135:175-182.
- Wild, S.R., et 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.
- Windeatt, A.J., et J.F. Tapp. 1986. An assessment of ecotoxicological test methods. Part XIX. The effect of six chemicals on the growth of *Sorghum bicolor*, *Helianthus rodeo* and *Glycine max*. Report BL/A/2836. Imperial Chemical Industries, Brixham Laboratory, Brixham, UK.
- Zoller, U., E. Ashash, G. Ayali, et S. Shafir. 1990. Nonionic detergents as tracers of ground water pollution caused by municipal sewage. *Environ. Int.* 16:301-306.

**Comment citer ce document :**

Conseil canadien des ministres de l'environnement. 2002. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine — Le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés, dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg.

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)



**Tableau 3. Recommandations pour la qualité des sols et résultats des calculs de vérification concernant le nonylphénol et ses dérivés éthoxylés (mg ÉT·kg<sup>-1</sup>).**

Recommandation	Vocation du terrain			
	Agricole	Résidentielle/ Parc	Commerciale	Industrielle
<b>Recommandation</b>	<b>5,7<sup>a</sup></b>	<b>5,7<sup>a</sup></b>	<b>14<sup>a</sup></b>	<b>14<sup>a</sup></b>
Recommandations pour la protection de la santé humaine / résultats des calculs de vérification				
RQS <sub>SH</sub>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Recommandation relative à l'ingestion de sol	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Vérification : inhalation de l'air intérieur	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Vérification : migration hors site	—	—	—	NC <sup>b</sup>
Vérification : nappe phréatique (eau potable)	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Vérification : produits agricoles, viandes et lait	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	—	—
RQS <sub>SH</sub> provisoires	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>	NC <sup>b</sup>
Voie limitant la RQS <sub>SH</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Recommandations pour la protection de l'environnement / résultats des calculs de vérification				
RQS <sub>E</sub>	5,7 <sup>c</sup>	5,7 <sup>c</sup>	14 <sup>c</sup>	14 <sup>c</sup>
Recommandation relative au contact avec le sol	5,7	5,7	14	14
Recommandation relative à l'ingestion de sol et de nourriture	NC <sup>d</sup>	—	—	—
Vérification : cycles des nutriments et de l'énergie	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>	NC <sup>d</sup>
Vérification : migration hors site	—	—	—	82
Vérification : nappe phréatique (vie aquatique)	21 <sup>e</sup>	21 <sup>e</sup>	21 <sup>e</sup>	21 <sup>e</sup>
RQS <sub>E</sub> provisoires	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>	NC <sup>f</sup>
Voie limitant la RQS <sub>E</sub> provisoire	ND	ND	ND	ND
Critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991)	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur	Aucune valeur

Notes: NC = non calculée; ND = non déterminée; RQS<sub>SH</sub> = recommandation pour la qualité des sols : santé humaine; RQS<sub>E</sub> = recommandation pour la qualité des sols : environnement; — Le tiret indique des recommandations ou les résultats de calculs de vérification qui ne font pas partie du scénario d'exposition pour cette utilisation du terrain et qui, par conséquent, ne sont pas calculés.

<sup>a</sup> Les données sont suffisantes et adéquates pour ne calculer qu'une RQS<sub>E</sub>. Un critère provisoire de qualité des sols (CCME, 1991) n'a pas été établi pour ces substances. La RQS<sub>E</sub> devient donc la recommandation pour la qualité des sols.

<sup>b</sup> Il n'y a présentement aucune donnée pour cette utilisation du terrain.

<sup>c</sup> La RQS<sub>E</sub> est basée sur la recommandation relative au contact avec le sol.

<sup>d</sup> Les données sont insuffisantes ou inadéquates pour le calcul de ces recommandations ou valeurs de vérification environnementales.

<sup>e</sup> La vérification environnementale de la nappe phréatique (vie aquatique) n'a pas été calculée pour déterminer la recommandation pour la qualité des sols. La vérification du calcul de la nappe phréatique (vie aquatique) devrait être faite en fonction de chaque site.

<sup>f</sup> Comme les données sont suffisantes et adéquates pour calculer une RQS<sub>E</sub> pour cette utilisation du terrain, aucune RQS<sub>E</sub> provisoire n'est calculée.