

Évaluation préalable pour le Défi concernant la

Colophane hydrogénée

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
65997-06-0**

**les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters
avec le pentaérythritol**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
64365-17-9**

**les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters
avec le glycérol, numéro de registre du Chemical Abstracts**

**Service
65997-13-9**

**les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters
avec le triéthylèneglycol**

**Numéro de registre du Chemical Abstracts Service
68648-53-3**

**Environnement Canada
Santé Canada**

Janvier 2011

Sommaire

Conformément à l'article 74 de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) [LCPE (1999)], les ministres de l'Environnement et de la Santé ont mené une évaluation préalable sur la colophane hydrogénée (HR), dont le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (numéro de CAS) est 65997-06-0; les acides résiniques et les acides colophaniques hydrogénés, esters avec le pentaérythritol (HRPE), numéro de CAS* 64365-17-9; les acides résiniques et les acides colophaniques hydrogénés, esters avec le glycérol (HRGE), numéro de CAS 65997-13-9; et les acides résiniques et les acides colophaniques hydrogénés, esters avec le triéthylèneglycol (HRTE), numéro de CAS 68648-53-3. Dans la présente évaluation, ces substances sont désignées par leurs sigles anglais, à savoir HR, HRPE, HRGE et HRTE, respectivement. On a accordé une priorité élevée à l'évaluation préalable de ces substances et on les a incluses dans l'initiative du Défi en vertu du Plan de gestion des substances chimiques parce qu'on a trouvé qu'elles répondent aux critères de catégorisation écologiques de persistance, de potentiel de bioaccumulation et de toxicité intrinsèque pour les organismes non humains et qu'elles semblent être commercialisées au Canada. Les HR, HRPE, HRGE et HRTE n'ont pas été considérés comme étant hautement prioritaires au titre de l'évaluation des risques potentiels pour la santé humaine à la suite de l'utilisation des outils simples de détermination de l'exposition et du danger, qui ont été élaborés pour la catégorisation des substances de la Liste intérieure des substances.

Les HR, HRPE, HRGE et HRTE sont des UVCB organiques (produits de composition inconnue ou variable issus de réactions complexes ou de matières biologiques). Au Canada, ces substances sont employées à des fins diverses, notamment dans la fabrication d'adhésifs et de scellants, de cosmétiques, de produits électroniques, de peintures et d'enduits, d'encre et de papiers. La fraction acide résinique de ces substances est présente naturellement dans certaines plantes, mais les acides résiniques hydrogénés et les esters d'acides résiniques hydrogénés ne sont pas, a priori, d'occurrence naturelle. Aucune de ces substances n'a été déclarée comme étant fabriquée au Canada. En revanche, en 2006, les quantités importées étaient de 10 000 à 100 000 kg par an de HR et de HRPE, de 100 000 à 1 000 000 kg par an de HRGE et de 1 000 à 10 000 kg par an de HRTE.

Compte tenu de certaines hypothèses et des modes d'utilisation déclarés au Canada, on s'attend à ce que l'essentiel de ces substances aboutisse dans des décharges. De manière générale, on estime que 5 % ou moins de ces substances sont rejetées dans l'eau à la suite de leur utilisation par les fabricants industriels, les commerces et les consommateurs, et on ne s'attend à aucun rejet dans l'air ou dans le sol. De manière expérimentale, on a constaté la faible solubilité dans l'eau des HR, HRPE, HRGE et HRTE. Toutefois, la solubilité des HR dépend du pH et augmente en même temps que ce dernier. On s'attend

* Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf en réponse à des besoins législatifs et aux fins des rapports destinés au gouvernement en vertu d'une loi ou d'une politique administrative.

à ce que les HR, HRPE, HRGE et HRTE se répartissent dans les sédiments lorsqu'ils sont rejetés dans l'eau. Cependant, une fraction importante des HR pourrait rester présente dans la colonne d'eau.

Compte tenu des propriétés physiques et chimiques et des données expérimentales sur la biodégradation des HR, HRPE, HRGE et HRTE, des données sur la biodégradation des analogues des HRTE et des données prévues pour les quatre substances, on s'attend à ce que les HR, HRPE, HRGE et HRTE persistent dans le milieu environnant. De nouvelles données expérimentales sur la bioconcentration des constituants des HR et le potentiel calculé de bioaccumulation d'autres composants laissent entendre que le potentiel d'accumulation des HR dans les tissus adipeux est faible. Les résultats obtenus par plusieurs modèles ne montrent pas une tendance élevée à la bioaccumulation des constituants à faible masse moléculaire des HRPE, HRGE et HRTE, laissant croire que le métabolisme affaiblit ce pouvoir de bioaccumulation. On prévoit que les éléments plus gros, à poids moléculaire plus élevé, aient une biodisponibilité limitée et, par conséquent, on ne s'attend pas à une bioaccumulation importante. Sur le fondement des renseignements disponibles, les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne présentent pas de potentiel de bioaccumulation dans l'environnement.

Les données expérimentales sur la toxicité d'un UVCB apparenté aux HRPE et HRGE laissent entendre que les solutions saturées de cet UVCB ne causent pas de dommages graves aux organismes aquatiques, y compris les espèces testées de poisson, de daphnies et d'algues.

Les données expérimentales sur la toxicité d'un analogue chimique UVCB des HR montrent qu'une solution saturée de cette substance n'a aucun effet nocif aigu sur les espèces de poissons et d'algues qui ont été utilisées à des fins d'essai. Cependant, on a observé des effets sur les daphnies aux plus fortes concentrations d'essai. Par conséquent, on s'est appuyé sur la toxicité des composants chimiques des HR pour parvenir à une détermination prudente de la concentration estimée sans effet (CESE). Pour les HR, un scénario d'exposition prudent a été utilisé selon lequel des rejets de cette substance ont lieu dans le milieu aquatique environnant à partir de deux grandes installations industrielles. La concentration environnementale estimée (CEE) dans l'eau était inférieure de plusieurs ordres de grandeur aux CESE calculées pour les HR. Puisqu'on n'a trouvé aucun analogue chimique convenable pour les HRTE, on a utilisé des valeurs de toxicité prévue des composants chimiques pour parvenir à une détermination prudente de la CESE. On a choisi un scénario d'exposition prudent dans lequel une installation industrielle déverse des HRTE dans le milieu aquatique environnant. De la même façon, la CEE dans l'eau était inférieure de plusieurs ordres de grandeur aux CESE prudentes calculées pour les HRTE.

Aucune donnée empirique n'a été relevée concernant les concentrations de ces composés dans les milieux naturels. On s'attend à ce que le potentiel d'exposition de la population générale aux HR, HRPE, HRGE et HRTE dans les milieux naturels soit faible. Il existe en outre un potentiel d'exposition à de faibles concentrations au cours de l'utilisation d'un nombre limité de produits de consommation, notamment les bâtons de rouge à lèvres, les

fards à cils, les produits de coiffure et d'épilation et les adhésifs. Compte tenu des propriétés physico-chimiques de ces substances, on ne s'attend à aucune exposition par inhalation de ces produits; toutefois, il y a un faible potentiel d'exposition par voie cutanée ou orale (rouge à lèvres). La base de données sur les effets sur la santé des HR, HRPE, HRGE et HRTE est limitée. Les études sur la chronicité des HR et d'analogues choisis n'ont permis d'observer aucun indice de cancérogénicité chez les animaux expérimentaux, et les données disponibles n'indiquent aucun potentiel de génotoxicité. Des réactions de sensibilisation de la peau semblent être associées à des produits de consommation dans lesquels la concentration de HRGE ou de HRPE, voire de HRTE, est supérieure ou égale à 20 %. Toutefois, il y a des éléments de preuve indiquant que les HR pourraient déclencher des réactions de sensibilisation de la peau à des concentrations plus faibles. On s'attend à ce que l'utilisation de produits renfermant ces substances soit faible.

Les écarts entre les estimés supérieurs d'exposition via le milieu environnemental et les produits de consommation pour le HR, HRPE, HRGE ou HRTE avec les effets critiques oraux observés dans des études avec un ou plusieurs de ces composés ou de leurs analogues proches sont considérés suffisantes pour tenir comptes des incertitudes pour les effets humains et les bases de données d'exposition.

La comparaison entre, d'une part, les limites supérieures estimatives d'exposition aux HR, HRPE, HRGE et HRTE par l'intermédiaire des milieux naturels et des produits de consommation et, d'autre part, les résultats des études sur les niveaux d'effet critiques pour des effets par voie orale pour un ou plusieurs de ces composés ou analogues chimiques, ne suscite pas de préoccupations pour la santé humaine.

Sur le fondement des renseignements disponibles, on conclut que les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont ou pourraient avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou qui constituent ou pourraient constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie.

Sur le fondement des renseignements disponibles, on conclut que les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui constituent un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Les HR, HRPE, HRGE et HRTE répondent par contre aux critères de persistance, mais pas à celui de la bioaccumulation tel que le définit le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne satisfont à aucun des critères énoncés à l'article 64 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*.

Ces substances feront partie de l'initiative de mise à jour de l'inventaire de la Liste intérieure des substances. De plus, des activités de recherche et de surveillance viendront, le cas échéant, appuyer la vérification des hypothèses formulées au cours de l'évaluation préalable.

Introduction

La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) [LCPE (1999)] (Canada, 1999) exige que les ministres de l'Environnement et de la Santé procèdent à une évaluation préalable des substances qui répondent aux critères de la catégorisation énoncés dans la *Loi* afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

Selon l'information obtenue dans le cadre de la catégorisation, les ministres ont jugé qu'une attention hautement prioritaire devait être accordée à un certain nombre de substances, à savoir :

- celles qui répondent à tous les critères environnementaux de la catégorisation, notamment la persistance (P), le potentiel de bioaccumulation (B) et la toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques (Ti), et que l'on pense être commercialisées au Canada;
- celles qui répondent aux critères de la catégorisation pour le plus fort risque d'exposition (PFRE) ou qui présentent un risque d'exposition intermédiaire (REI) et qui ont été jugées particulièrement dangereuses pour la santé humaine, compte tenu des classifications établies par d'autres organismes nationaux ou internationaux concernant leur cancérogénicité, leur génotoxicité ou leur toxicité pour le développement ou la reproduction.

Le 9 décembre 2006, les ministres ont donc publié un avis d'intention dans la Partie I de la *Gazette du Canada* (Canada, 2006) dans lequel ils priaient l'industrie et les autres intervenants de fournir, selon un calendrier déterminé, des renseignements précis qui pourraient servir à étayer l'évaluation des risques, ainsi qu'à élaborer et à évaluer les meilleures pratiques de gestion des risques et de bonne gestion des produits pour ces substances jugées hautement prioritaires.

Une attention hautement prioritaire a été accordée à l'évaluation du risque que comportent les substances, à savoir la colophane hydrogénée (HR); les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le pentaérythritol (HRPE), les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le glycérol (HRGE), les acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le triéthylèneglycol (HRTE), car ce groupe de substances a été jugé persistant, bioaccumulable et intrinsèquement toxique pour les organismes aquatiques et il semble que celui-ci est commercialisé au Canada. Le volet du Défi portant sur ces substances a été publié dans la *Gazette du Canada* le 20 juin 2009 (Canada, 2009). En même temps a été publié un profil pour chacune des quatre substances, présentant l'information technique obtenue avant décembre 2005, sur laquelle a reposé leur catégorisation. Des renseignements sur les caractéristiques et les utilisations des substances ont été reçus en réponse au Défi.

Même si l'évaluation des risques que présentent les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE pour l'environnement a été jugée hautement prioritaire, ces substances ne répondent pas aux critères de la catégorisation pour le PFRE ou le REI ni aux critères

définissant un grave risque pour la santé humaine, compte tenu des classements attribués par d'autres organismes nationaux ou internationaux quant à sa cancérogénicité, génotoxicité, toxicité pour le plan du développement ou toxicité pour la reproduction. La présente évaluation est donc axée principalement sur les renseignements utiles à l'évaluation des risques écologiques.

Les évaluations préalables effectuées aux termes de la LCPE (1999) mettent l'accent sur les renseignements jugés essentiels pour déterminer si une substance répond aux critères au sens de l'article 64 de la *Loi*. Les évaluations préalables visent à examiner les renseignements scientifiques et à tirer des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence.²

La présente évaluation préalable finale prend en considération les renseignements sur les propriétés chimiques, les dangers, les utilisations des substances en question et l'exposition à celles-ci, y compris l'information supplémentaire fournie dans le cadre du Défi. Les données pertinentes pour l'évaluation préalable de ces substances sont tirées de publications originales, de rapports de synthèse et d'évaluation, de rapports de recherche de parties intéressées et d'autres documents consultés au cours de recherches documentaires menées récemment, jusqu'en février-mars 2010 (sections du document concernant la santé humaine et les aspects écologiques). Les études les plus importantes ont fait l'objet d'une évaluation critique. Il est possible que les résultats de modélisation aient servi à formuler des conclusions.

Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements présentés dans l'évaluation des dangers provenant d'autres instances ont également été pris en compte. L'évaluation préalable finale ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Elle présente plutôt les études les plus critiques et les éléments de preuve relatifs à la conclusion.

La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d'Environnement Canada et elle intègre les résultats d'autres programmes exécutés par ces ministères. La section écologique de la présente évaluation a fait l'objet d'une étude consignée par des pairs ou d'une consultation de ces derniers.

² La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères énoncés à l'article 64 est basée sur une évaluation des risques potentiels pour l'environnement ou la santé humaine associés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant et intérieur, l'eau potable, les produits alimentaires et l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE (1999) sur les substances des lots 1 à 12 du Défi, énumérées dans le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC), n'est pas pertinente à une évaluation, qu'elle n'empêche pas non plus, par rapport aux critères de risque définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés*, qui fait partie d'un cadre réglementaire pour le Système d'information sur les matières dangereuses au travail (SIMDUT) pour les produits destinés à être utilisés au travail. De la même manière, la conclusion qui s'inspire des critères contenus dans l'article 64 de la LCPE (1999) n'empêche pas les mesures prises en vertu d'autres autres de la LCPE ou d'autres lois.

De plus, une version provisoire de la présente évaluation préalable finale a fait l'objet d'une période de commentaires du public de 60 jours. Bien que les commentaires externes aient été pris en considération, Santé Canada et Environnement Canada assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable. Les méthodes utilisées dans les évaluations préalables du Défi ont été examinées par un Groupe consultatif du Défi indépendant.

Les principales données et considérations sur lesquelles repose la présente évaluation finale sont résumées ci-après.

Identité de la substance

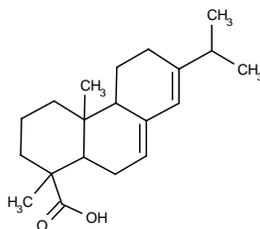
Nom de la substance

Aux fins du présent document, les substances dont il est question ici s'appellent HR (colophane hydrogénée); HRPE (acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le pentaérythritol); HRGE (acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le glycérol); HRTE (acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le triéthylèneglycol), d'après leurs noms sur la Liste intérieure des substances (LIS). Il faut prendre note que l'expression « acides résiniques » est générique et comprend les acides terpéniques non volatils que l'on trouve dans les résines végétales en général, tandis que l'expression « acides colophaniques » est plus courante et est très propre aux acides résiniques présents dans la colophane (Zinkel et Russell, 1989).

Les évaluations des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ont été regroupées en un seul rapport d'évaluation en raison de la similarité de ces substances dans les caractéristiques structurales et les profils d'utilisation au sein du commerce canadien.

Les colophanes hydrogénées (c.-à-d., HR) et leurs dérivés estérifiés (c.-à-d., HRPE, HRGE et HRTE) sont des substances UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques) qui proviennent des matières biologiques qui sont transformées de façon à en accroître la valeur commerciale. Le tableau 1a résume les renseignements relatifs à l'identité de la substance pour chacune de ces substances. Un éventail de structures peut caractériser les colophanes; toutefois, pour aider à la présente évaluation, on a retenu un nombre limité de structures et de renseignements correspondants du Simplified Molecular Input Line Entry System (SMILES) pour représenter chaque substance. En choisissant des structures représentatives pour les HR, HRPE, HRGE et HRTE, on a pris en considération des représentants des précurseurs naturels résiduels (p. ex., acides résiniques non modifiés et neutres présents dans la colophane), des réactifs résiduels utilisés dans la fabrication (p. ex., triéthylèneglycol), et des produits importants que l'on sait présents dans chaque substance (p. ex., acides résiniques hydrogénés et/ou estérifiés). Dans la sélection des structures représentatives, on a tenu compte tant de l'importance compositionnelle que des risques écologiques éventuels. Un court résumé de ces considérations est donné pour chaque substance.

La production de HR fait intervenir l'hydrogénation des colophanes, qui se composent principalement de la fraction riche en acides résiniques provenant du tallöl, du bois et de la gomme (voir le tableau suivant pour connaître la composition habituelle des acides résiniques dans ces trois sources). Les acides résiniques sont des acides diterpènes monocarboxyliques, dont les plus répandus ont la formule moléculaire $C_{20}H_{30}O_2$. Les acides résiniques les plus courants sont de la classe squelettique de l'abiétane dont l'acide abiétique (voir la [structure A] ci-dessous) est le plus fréquent.



[structure A]

Composition typique selon le pourcentage d'acides résiniques dans diverses sources de colophanes (Zinkel et Russell, 1989)

| Éléments | Tallöl ³ | Gomme ³ | Bois ³ |
|---|---------------------|--------------------|-------------------|
| Acide abiétique ¹ [structure A] | 38 | 24 | 51 |
| Acide palustrique ¹ | 8 | 21 | 8 |
| Acide isopimarique ² | 11 | 17 | 16 |
| Acide déhydroabiétique ¹ | 18 | 5 | 8 |
| Acide néoabietique ¹ | 3 | 19 | 5 |
| Acide pimarique ² | 4 | 5 | 7 |

¹ Classe d'abiétane.

² Classe de pimarane et d'isopimarane.

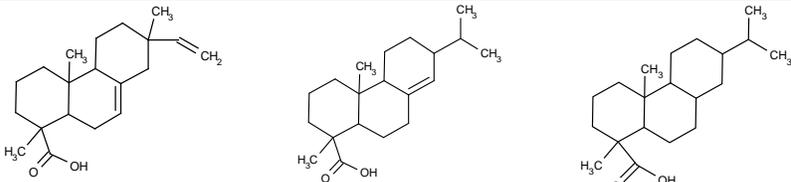
³ Pourcentage de fraction acide.

En général, l'hydrogénation se fait à l'aide d'un catalyseur en métal précieux (p. ex., de type palladium) dans des conditions douces (c.-à-d., température et pressions relativement faibles) et constitue depuis longtemps la méthode la plus satisfaisante pour stabiliser des acides résiniques et la colophane à l'oxydation (Zinkel et Russell, 1989). L'hydrogénation partielle pour saturer l'une des doubles liaisons conjuguées et créer des produits dihydro se fait relativement facilement. L'hydrogénation complète, pour saturer la seconde liaison double et créer des produits tétrahydro est plus difficile car la seconde liaison double résiduelle n'a pas l'avantage de la conjugaison et est assujettie à un encombrement stérique accru (Zinkel et Russell, 1989). En conséquence, les dérivés de

colophanes hydrogénés disponibles sur le marché ne sont pas, en réalité, totalement hydrogénés; en général, ils sont plutôt hydrogénés à 75 % ou plus selon la gravité des conditions de réaction (Panda, 2005). La caractérisation chimique des principaux produits de l'hydrogénation a démontré que la composante majeure est l'acide abiétique dihydrogéné (tableau 1a - structure 2) (Burgstahler *et al.*, 1969). De plus, la présence du dérivé d'acide abiétique tétrahydrogéné (tableau 1a - structure 3) peut également être importante dans la composition d'une colophane hydrogénée malgré la formation favorable de l'acide abiétique dihydrogéné (Duan *et al.*, 2001; Kumooka, 2008). Finalement, en raison du danger écologique potentiel d'acides résiniques non altérés, un représentant de cette classe peut également être pris en considération. On a choisi l'acide isopimarique (tableau 1a - structure 1) en se fondant sur le fait qu'il se composait d'une quantité importante (c.-à-d., plus de 10 %) de tallöl et qu'il donnait une estimation plus prudente du potentiel d'effets nocifs comparativement à d'autres acides résiniques non modifiés en fonction d'une toxicité éventuelle plus élevée (Geiger *et al.*, 1985; Kutney *et al.*, 1981a, 1981b) et aussi éventuellement de sa persistance dans l'environnement (Volkman *et al.*, 1993) comparativement à d'autres acides résiniques.

Certaines composantes de fraction de neutres de tallöl (4-15 %), y compris les insaponifiables (c.-à-d., non hydrolysable) comme le bêta-sitostérol, la pinosylvine et l'acide abiétique dimérisé peuvent survivre à la transformation (c.-à-d., fractionnement, hydrogénation ou estérification) et être présentes en tant que résidus dans la colophane hydrogénée. Toutefois, en raison de leur faible concentration résiduelle prévue et de leur faible potentiel relatif d'effets nocifs prévu pour ces diverses composantes, elles ne sont pas considérées une préoccupation dans la colophane transformée.

Tableau 1a. Identité de la substance HR

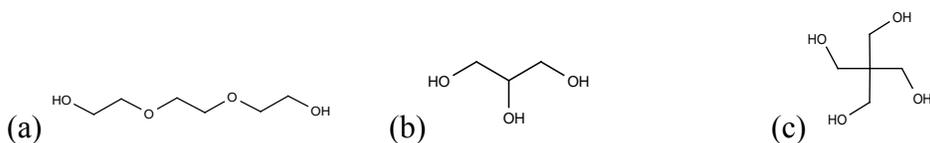
| | |
|--|---|
| Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) | 65997-06-0 |
| Nom dans la LIS | HR |
| Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹ | <i>HR</i> (TSCA, EINECS, ENCS, AICS, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC); <i>hydrogenated rosin</i> (ECL) |
| Autres noms | <i>Foral AX; Foral AX-E; Hypale; Hypale CH; KR 100; KR 100 (rosin); KR 610; KR 611; KR 612; Pinecrystal KR 610; Regalite M 335; Rosin, partially hydrogenated; SE 50; Selosol D 101; Staybelite; Staybelite Resin; Staybelite Resin E</i> |
| Groupe chimique (groupe de la LIS) | UVCB biologiques |
| Principale classe chimique ou utilisation | Colophane |
| Principale sous-classe chimique | Acides carboxyliques |
| Formule chimique | Variable |
| Structures chimiques représentatives utilisées pour exécuter le modèle d'estimation² |  <p>Structure 1 (Acide isopimarique)</p> <p>Structure 2</p> <p>Structure 3³</p> |
| SMILES représentatif utilisé pour exécuter le modèle d'estimation² | <chem>CC1(CCC2C(C1)=CCC1C2(C)CCCC1(C)C(O)=O)C=C</chem> (structure 1) <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)=C1</chem> (structure 2) <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> (structure 3) |
| Masse moléculaire | 302,5 g/mol (structure 1); 304,5 g/mol (structure 2); 306,5 g/mol (structure 3) |

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act).

² Cette substance fait partie de la catégorie des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques); c.-à-d. qu'elle n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures. Aux fins de la modélisation, la structure et le SMILES correspondant présentés ici ont été choisis pour la représenter.

³ Structure utilisée pour la catégorisation

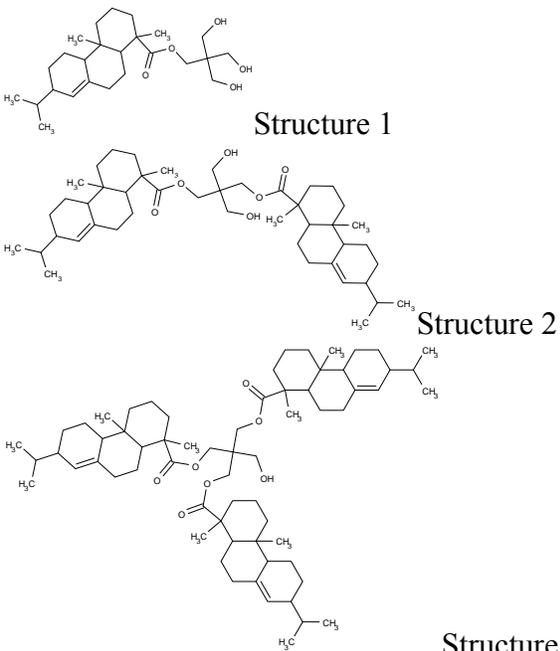
L'estérification de la colophane à l'aide d'alcools polyhydroxyliques comme a) le triéthylèneglycol, b) le glycérol et c) le pentaérythritol [structure 2 ci-dessous] se fait habituellement à des températures élevées (p. ex., 260 à 280 °C). Il est généralement souhaitable de diminuer le nombre d'acides du produit qui en résulte afin de réduire le nombre d'acides carboxyliques libres et de s'assurer d'obtenir un degré relativement élevé d'estérification (Zinkel et Russell, 1989).

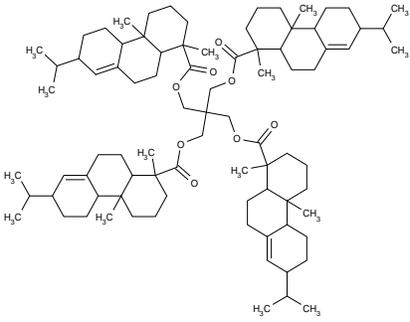


[Structure 2]

En général, on préfère le niveau le plus élevé d'estérification; toutefois, dans certains cas (p. ex., tétraesters avec le pentaérythritol), un encombrement stérique accru peut permettre de réduire ce niveau. Lors de l'estérification, des produits dérivés collectivement appelés « résinol » peuvent se former, ce qui donne lieu à des répercussions non souhaitables sur la qualité du produit (p. ex., point de ramollissement) (Hind *et al.*, 1954). Ainsi la réduction de formation de résinol est souhaitable par l'entremise du contrôle des conditions de réaction (p.ex., températures inférieures à 300 °C) et l'élimination matérielle de tout résinol excédentaire présent dans le produit de réaction. Les principales composantes des substances colophaniques estérifiées sont des monoesters, diesters, triesters et tétraesters, selon l'alcool réactant (structure 2) de même qu'une petite quantité (moins de 10 %) de composantes de HR non altérées. Toutefois, de façon générale, on utilise un excédent d'alcool pour produire la réaction et réduire la quantité d'acide résinique libre résiduel qui aurait des répercussions non souhaitables sur la qualité du produit (Panda, 2005). Étant donné que les composantes de HR seront évaluées dans le cadre de la présente évaluation, il n'a pas été nécessaire de reconsidérer la présence éventuelle de ces composantes résiduelles dans les esters, sauf si l'on s'était attendu à une incidence sur les conclusions auxquelles on en était venu pour les esters dans la présente évaluation. On a choisi des structures représentatives en se fondant sur les compositions attendues dans les produits définitifs, tout en adoptant une approche prudente par le choix de composantes plus biodisponibles et, par conséquent, probablement dangereuses de constituants de poids moléculaire moins élevé. Plusieurs combinaisons d'esters d'acides résiniques hydrogénés et non modifiés avec les alcools (structure 2a, structure 2b et structure 2c) sont possibles. Toutefois, l'approche adoptée a été d'utiliser les esters d'acides colophaniques hydrogénés les plus représentatifs dans la composition (c.-à-d., esters d'acide abiétique dihydrogéné) étant donné que les variations structurales possibles entraîneront une variation accrue dans les propriétés globales prévues. Cependant, l'examen préliminaire de plusieurs variantes structurales candidates (p. ex., esters avec un acide isopimarique ou tétrahydroabiétique) a illustré que la variation dans les éléments des acides résiniques entraînait des différences négligeables dans les propriétés de toxicité, de bioaccumulation et de persistance estimées.

Tableau 1b. Identité de la substance – HRPE

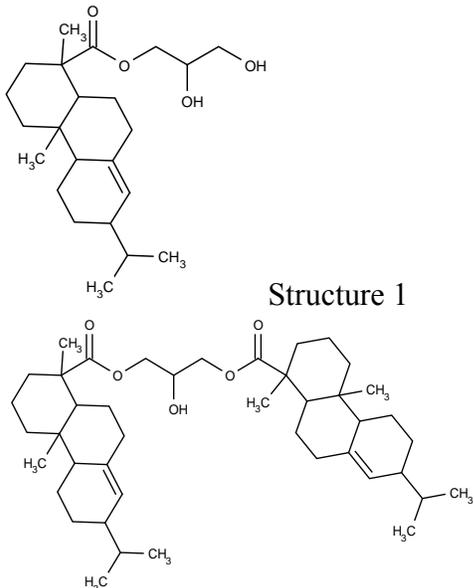
| | |
|--|---|
| Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) | 64365-17-9 |
| Nom dans la LIS | Acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le pentaérythritol |
| Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹ | <i>Resin acids and Rosin acids, hydrogenated, esters with pentaerythritol</i> (TSCA, EINECS, AICS, ECL, ASIA-PAC, NZIoC) <i>Hydrogenated rosin pentaerythritol ester</i> (ENCS) |
| Autres noms | <i>A 115; Ester Gum HP; Foral 105; Foral 105E; Foralyn 110; Hydrogenated resin acid pentaerythritol esters; Hydrogenated rosin, pentaerythritol ester; KE 359; Pentalyn C; Pentalyn H; Pentalyn H-E; Pentalyn K; Pinecrystal KE 359; Resin acids, hydrogenated, esters with pentaerythritol; Rikatac F 105; Rikatac PH; Super Ester 75; Super Ester A 115</i> |
| Groupe chimique (groupe de la LIS) | UVCB biologiques |
| Principale classe chimique ou utilisation | Acides résiniques et acides colophaniques |
| Principale sous-classe chimique | Ester |
| Formule chimique | Variable |
| Structures chimiques représentatives utilisées pour exécuter le modèle d'estimation² |  <p>Structure 1</p> <p>Structure 2</p> <p>Structure 3</p> |

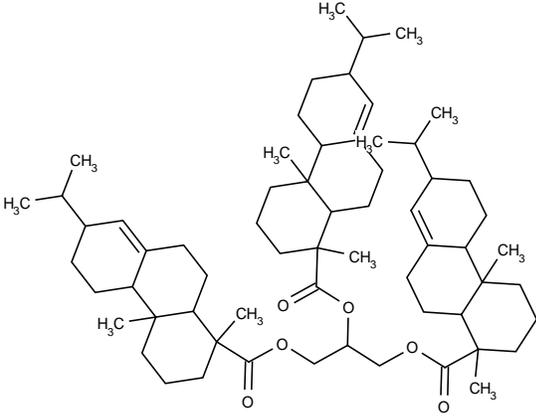
| | |
|---|--|
| |  <p style="text-align: right;">Structure 4</p> |
| <p>SMILES représentatif utilisé pour exécuter le modèle d'estimation²</p> | <p><chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO)=C1</chem> (structure 1)</p> <p><chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> (structure 2)</p> <p><chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> (structure 3)</p> <p><chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> (structure 4)</p> |
| <p>Masse moléculaire</p> | <p>422,6 g/mol; 709,1 g/mol; 995,5 g/mol; 1 282 g/mol</p> |

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (liste des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); NZIoC (inventaire néo-zélandais des substances chimiques); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la *Toxic Substances Control Act*).

² Cette substance fait partie de la catégorie des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques); c.-à-d. qu'elle n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures. Aux fins de la modélisation, la structure et le SMILES correspondant présentés ici ont été choisis pour la représenter.

Tableau 1c. Identité de la substance – HRGE

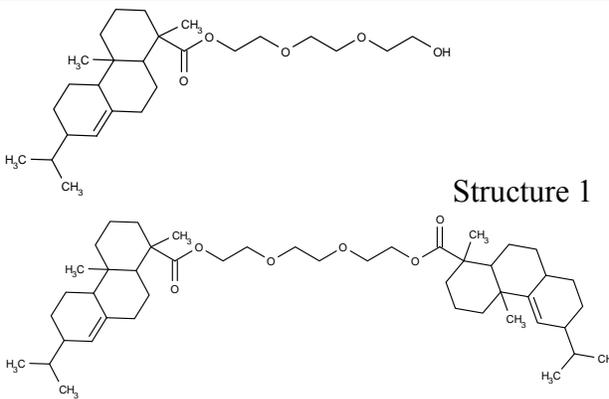
| | |
|--|--|
| Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) | 65997-13-9 |
| Nom dans la LIS | Acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le glycérol |
| Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹ | <i>Resin acids and Rosin acids, hydrogenated, esters with glycerol</i> (TSCA, EINECS, AICS, ECL, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) <i>Hydrogenated rosin glycerin ester</i> (ENCS) <i>Resin acids and rosin acids ester of glycerol, hydrogenated</i> (PICCS) <i>HR, glycerol ester</i> (PICCS) |
| Autres noms | <i>A 100; Elkan A 120; Ester Gum H; Foral 69; Foral 85; Foral 85E; Foral 85-55WKX; Foralyn 90; Glycerides, rosin, hydrogenated; Glycerol ester of partially hydrogenated wood rosin; Hydrogenated rosin glycerides; hydrogenated rosin, disproportionated rosin, glycerol ester; KE 100; Pinecrystal KE 311; Pinecrystal KE 100; Resin acids, hydrogenated, esters with glycerol; Rikatac F 85; Rikatac SE 7; HR, ester with glycerol; Staybelite Ester 10; Staybelite Ester 10.55WK; Staybelite Ester 10E; Staybelite Ester 5; Staybelite Ester 5E; Staybelite Ester 5E-JQ; Staybelite Ester 610; Super Ester A 100; Wood HR, ester with 1,2,3-propanetriol</i> |
| Groupe chimique (groupe de la LIS) | UVCB biologiques |
| Principale classe chimique ou utilisation | Acides résiniques et acides colophaniques |
| Principale sous-classe chimique | Ester |
| Formule chimique | Variable |
| Structures chimiques représentatives utilisées pour exécuter le modèle d'estimation² |  <p>Structure 1</p> <p>Structure 2</p> |

| | |
|--|--|
| |  <p style="text-align: right;">Structure 3</p> |
| SMILES représentatif utilisé pour exécuter le modèle d'estimation² | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)CO)=C1</chem> (structure 1) <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> (structure 2) <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)OC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> (structure 3) |
| Masse moléculaire | 378,6 g/mol; 665,0 g/mol; 951,5 g/mol |

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon); NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act).

² Cette substance fait partie de la catégorie des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques); c.-à-d. qu'elle n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures. Aux fins de la modélisation, la structure et le SMILES correspondant présentés ici ont été choisis pour la représenter.

Tableau 1d. Identité de la substance – HRTE

| | |
|--|--|
| Numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) | 68648-53-3 |
| Nom dans la LIS | Acides résiniques et acides colophaniques hydrogénés, esters avec le triéthylèneglycol |
| Noms relevés dans les National Chemical Inventories (NCI)¹ | <i>Resin acids and Rosin acids, hydrogenated, esters with triethylene glycol</i> (TSCA, EINECS, AICS, ECL, PICCS, ASIA-PAC, NZIoC) <i>Hydrogenated rosin triethyleneglycol ester</i> (ENCS) <i>Staybelite Ester 3</i> (PICCS) <i>Resin Acids & Rosin Acids, hydrogenated, ester with triethylene glycol</i> (PICCS) |
| Autres noms | <i>Ester de triéthylène glycol de la colophane hydrogénée</i> <i>Acides résiniques hydrogénés, esters avec le triéthylèneglycol</i> <i>Staybelite Ester 3E</i> |
| Groupe chimique (groupe de la LIS) | UVCB biologiques |
| Principale classe chimique ou utilisation | Acides résiniques et acides colophaniques |
| Principale sous-classe chimique | Ester |
| Formule chimique | Variable |
| Structures chimiques représentatives utilisées pour exécuter le modèle d'estimation² |  <p>Structure 1</p> <p>Structure 2</p> |
| SMILES représentatif utilisé pour exécuter le modèle d'estimation² | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCO)=C1</chem> (structure 1) <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOC(=O)C2(C)CCCC3(C)C2CCC2CCC(C=C32)C(C)C)=C1</chem> (structure 2) |
| Masse moléculaire | 436,6 g/mol; 723,1 g/mol |

¹ National Chemical Inventories (NCI), 2007 : AICS (inventaire des substances chimiques de l'Australie); ASIA-PAC (listes des substances de l'Asie-Pacifique); ECL (liste des substances chimiques existantes de la Corée); EINECS (inventaire européen des substances chimiques commerciales existantes); ENCS (inventaire des substances chimiques existantes et nouvelles du Japon);

NZIoC (inventaire des substances chimiques de la Nouvelle-Zélande); PICCS (inventaire des produits et substances chimiques des Philippines); et TSCA (inventaire des substances chimiques visées par la Toxic Substances Control Act).

² Cette substance fait partie de la catégorie des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réactions complexes ou matières biologiques); c.-à-d. qu'elle n'est pas un composé chimique défini et elle peut donc être représentée par différentes structures. Aux fins de la modélisation, la structure et le SMILES correspondant présentés ici ont été choisis pour la représenter.

Propriétés physiques et chimiques

Les tableaux 2a, b, c et d présentent les propriétés physiques et chimiques expérimentales et modélisées des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE, respectivement, qui se rapportent à leur devenir dans l'environnement.

On a utilisé des modèles de relations quantitatives structure-activité (QSAR) afin de produire des données pour certaines propriétés physiques et chimiques des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE. Ces modèles (sauf WSKOWWIN, 2000) s'appuient sur des méthodes d'ajout de fragments, c'est-à-dire qu'ils reposent sur la structure d'un produit chimique. Étant donné que ces modèles n'acceptent en général que les formes neutres d'un produit chimique comme intrants (sous forme SMILES), les valeurs modélisées figurant au tableau 2 concernent la forme neutre des substances, sauf indication contraire.

La valeur modélisée de solubilité dans l'eau pour la HR a été déterminée à l'aide de la méthode d'ajustement de la valeur expérimentale (EVA) dans WATERNT (2002). Cette méthode estime l'hydrosolubilité pour un produit chimique donné en comparant sa structure à celle d'un produit chimique analogue qui a une valeur empirique d'hydrosolubilité. La valeur empirique de l'hydrosolubilité pour cet analogue est ajustée en fonction de l'effet que devraient avoir les différences structurales sur l'hydrosolubilité lorsqu'on compare les deux substances chimiques.

Tableau 2a. Propriétés physiques et chimiques — HR

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|-----------------------------|--------------|---------------------|------------------|--------------------------------|
| Point de fusion (°C) | | | | |
| Structure 1 | Expérimental | 160 | | Suntio <i>et al.</i> , 1988 |
| Structure 2 | Modélisé | 147 | | MPBPWIN, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|----------|--|------------------|----------------|
| Structure 3 | Modélisé | 142 | | MPBPWIN, 2008 |
| Point d'ébullition (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 391 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 391 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 387 | | MPBPWIN, 2008 |
| Masse volumique (kg/m³) | | | | |
| | | Aucune n'est disponible. | | |
| Pression de vapeur (forme neutre) (Pa) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 7,54 x 10 ⁻⁵ (5,65 x 10 ⁻⁷ mmHg) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,05 x 10 ⁻⁴ (7,91 x 10 ⁻⁷ mmHg) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 1,5 x 10 ⁻⁴ (1,13 x 10 ⁻⁶ mmHg) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Constante de la loi de Henry (forme neutre) (Pa·m³/mol) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 6,04 x 10 ⁻¹ (5,96 x 10 ⁻⁶ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 8,10 x 10 ⁻¹ (7,99 x 10 ⁻⁶ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|--------------|--|------------------|---------------------------------|
| Structure 3 | Modélisé | $7,80 \times 10^{-1}$ ($7,70 \times 10^{-6}$ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Log D_{oe}² (Coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension) | | | | |
| HR | Expérimental | 2,5–7,6 ⁶ | | USEPA, 2008a |
| Structure 1 | Modélisé | 5,5 ³ | | ACD/pK _a DB, 2005 |
| Structure 2 | Modélisé | 6,0 ³ | | ACD/pK _a DB, 2005 |
| Structure 3 | Modélisé | 6,3 ³ | | ACD/pK _a DB, 2005 |
| Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau) (sans dimension) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 3,2 ⁴ | | PCKOCWIN, 2000 |
| Structure 2 | Modélisé | 3,5 ⁴ | | PCKOCWIN, 2000 |
| Structure 3 | Modélisé | 3,6 ⁴ | | PCKOCWIN, 2000 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | | | |
| HR | Expérimental | 1,18 | 20 | USEPA, 2008a |
| Acide abiétique [structure A] | Expérimental | 3,6 ⁵ | 20 | Nyren et Back, 1958 |
| Structure 1 | Modélisé | 2,42 ⁷ | | WATERNT, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|--|--------------|---------------------|------------------|---------------------|
| Structure 2 | Modélisé | 2,69 ⁷ | | WATERNT, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 2,00 ⁷ | | WATERNT, 2008 |
| pK_a (constante de dissociation) (sans dimension) | | | | |
| Acide abiétique [structure A] | Expérimental | 6,4 | | Nyren et Back, 1958 |
| Structure 1 | Modélisé | 4,90 | | ADME, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 4,90 | | ADME, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 4,90 | | ADME, 2008 |
| Diamètre moléculaire (Valeurs Dmax min-max; nm) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 1,15–1,43 | | CPOP, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,25–1,44 | | CPOP, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 1,26–1,44 | | CPOP, 2008 |

¹ Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

² Le log D_{oc} est le log du coefficient de partage (D_{oc}) qui représente le rapport de la somme de la concentration de toutes les formes du composé (ionisé et non ionisé) dans l'octanol et dans l'eau.

³ Rajusté en supposant qu'un pH de 7 et une pK_a de 6,4 à l'aide de la formule $D = f_N K_{oc-N} + (1-f_N) K_{oc-I}$ où K_{oc-Neutre} et K_{oc-ionisé} ont été obtenus en déterminant les estimations du log D_{oc} pour la substance à l'aide de ACD/pKaDB (2005) à un niveau de pH 14 et de pH 1, respectivement.

⁴ D'après le log D_{oc} estimé et tient par conséquent compte de l'effet des formes ioniques plus solubles de la substance, mais non du jumelage acide-base ou des interactions électrostatiques avec des substrats solides.

⁵ Solubilité de la forme neutre ou ionisée seulement (la solubilité augmentera de façon marquée avec l'augmentation pH)

⁶ La plage des valeurs du log D_{oc} mesurées à pH 2 (forme non ionisée) et peut ne pas s'appliquer aux conditions typiques du milieu.

⁷ La méthode EVA de WATERNT (2008) utilisée avec l'acide abiétique et une solubilité empirique dans l'eau de 3,6 mg/L (la solubilité augmentera de façon marquée avec l'augmentation du pH).

Tableau 2b. Propriétés physiques et chimiques — HRPE

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|----------|--|------------------|---------------|
| Point de fusion (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 223 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 309 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 350 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | 350 | | MPBPWIN, 2008 |
| Point d'ébullition (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 523 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | > 550 (707) | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | > 550 (908) | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | > 550 (1108) | | MPBPWIN, 2008 |
| Masse volumique (kg/m³) | | | | |
| | | Aucune n'est disponible. | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | <1,3x10 ⁻⁴ (3,32 x 10 ⁻¹²) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | <1,3x10 ⁻⁴ (1,33 x 10 ⁻¹⁵) | 25 | EPIWIN, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|--------------|--|------------------|----------------|
| Structure 3 | Modélisé | $<1,3 \times 10^{-4}$ ($3,35 \times 10^{-25}$) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | $<1,3 \times 10^{-4}$ ($1,85 \times 10^{-26}$) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | $3,94 \times 10^{-5***}$ ($3,89 \times 10^{-10}$ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | $3,74 \times 10^{-5***}$ ($3,69 \times 10^{-10}$ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | $3,56 \times 10^{-5***}$ ($3,51 \times 10^{-10}$ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | $3,38 \times 10^{-2***}$ ($3,34 \times 10^{-7}$ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Log K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension) | | | | |
| HRPE | Expérimental | 4,6–7,3 ² | | USEPA, 2008b |
| Structure 1 | Modélisé | 5,70 | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau) (sans dimension) | | | | |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|--|--------------|----------------------------|------------------|--|
| Structure 1 | Modélisé | 5,31 | | EPIWIN, 2008 (Modèle de fugacité de niveau III v1.66) |
| Structure 2 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Structure 3 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Structure 4 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | | | |
| HRPE | Expérimental | < 0,22 | 20 | USEPA, 2008b |
| Structure 1 | Modélisé | 8,52 | | WATERNT, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 4,17 x 10 ^{-6***} | | WATERNT, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 9,97 x 10 ^{-7***} | | WATERNT, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | 1,28 x 10 ^{-6***} | | WATERNT, 2008 |
| Diamètre moléculaire (Valeurs Dmax min-max; nm) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 1,36–1,84 | | CPOP, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,74–3,04 | | CPOP, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 2,09–2,94 | | CPOP, 2008 |
| Structure 4 | Modélisé | 2,28–2,88 | | CPOP, 2008 |

¹ Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

² Mesurée à un niveau de pH 2.

* Aucune valeur du log K_{oc} supérieure à 9 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 9 ou en principe plus grande.

** Aucune valeur du log K_{oc} supérieure à 7 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 7 ou en principe plus grande.

***Domaine paramétrique extérieur du modèle (poids moléculaire non représenté par l'ensemble d'étalonnage).

Tableau 2c. Propriétés physiques et chimiques — HRGE

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|----------|--|------------------|---------------|
| Point de fusion (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 182 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 279 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 350 | | MPBPWIN, 2008 |
| Point d'ébullition (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 457 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | >550 (641) | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | >550 (846) | | MPBPWIN, 2008 |
| Masse volumique (kg/m³) | | | | |
| | | Aucune n'est disponible. | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | < 1,3 x 10 ⁻⁴ (4,03 x 10 ⁻⁹) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | < 1,3 x 10 ⁻⁴ | 25 | EPIWIN, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|--------------|--|------------------|---|
| | | (1,54 x 10 ⁻¹⁵) | | |
| Structure 3 | Modélisé | < 1,3 x 10 ⁻⁴ (4,76 x 10 ⁻¹⁹) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 6,11 x 10 ⁻⁴ (6,03 x 10 ⁻⁹ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 5,81 x 10 ^{-4***} (5,73 x 10 ⁻⁹ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 5,52 x 10 ^{-1***} (5,45 x 10 ⁻⁶ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Log K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension) | | | | |
| HRGE | Expérimental | 4,7-5,8 ² | | USEPA, 2008b |
| Structure 1 | Modélisé | 5,23 | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau) (sans dimension) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 4,84 | | EPIWIN, 2008 (Modèle de fugacité de niveau III v.1.66) |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|--|--------------|----------------------------|------------------|----------------|
| Structure 2 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Structure 3 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | | | |
| HRGE | Expérimental | 0,15 | 20 | USEPA, 2008b |
| Structure 1 | Modélisé | 2,54 | | WATERNT, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,30 x 10 ^{-6***} | | WATERNT, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 9,51 x 10 ^{-7***} | | WATERNT, 2008 |
| Diamètre moléculaire (Valeurs Dmax min-max; nm) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 1,27–1,90 | | CPOP, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,59–3,05 | | CPOP, 2008 |
| Structure 3 | Modélisé | 1,98–2,72 | | CPOP, 2008 |

¹ Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

² Mesurée à un niveau de pH 2.

* Aucune valeur du log K_{oc} supérieure à 9 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 9 ou en principe plus grande.

** Aucune valeur du log K_{oc} supérieure à 7 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 7 ou en principe plus grande.

***Domaine paramétrique extérieur du modèle (poids moléculaire non représenté par l'ensemble d'étalonnage).

Tableau 2d. Propriétés physiques et chimiques — HRTE

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|--|----------|--|------------------|-------------------|
| Point de fusion (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 201 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 290,80 | | MPBPWIN, 2008 |
| Point d'ébullition (°C) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 483,58 | | MPBPWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | > 550 (667) | | MPBPWIN, 2008 |
| Masse volumique (kg/m³) | | | | |
| | | Aucune n'est disponible. | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | < 1,3 x 10 ⁻⁴ (1,09 x 10 ⁻⁹) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | < 1,3 x 10 ⁻⁴ (1,84 x 10 ⁻¹³) | 25 | EPIWIN, 2008 |
| Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 3,04 x 10 ⁻⁶ (3,00 x 10 ⁻¹¹ atm·m ³ /mol) | 25 | HENRYWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 2,89 x 10 ^{-3***} (2,85 x 10 ⁻⁸) | 25 | HENRYWIN, 2008 |

| Propriété | Type | Valeur ¹ | Température (°C) | Référence |
|---|----------|----------------------------|------------------|---|
| | | atm·m ³ /mol) | | |
| Log K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau) (sans dimension) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 5,31 | | KOWWIN, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | > 9* | | KOWWIN, 2008 |
| Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique-eau) (sans dimension) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 4,92 | | EPIWIN, 2008 (Modèle de fugacité de niveau III v.1.66) |
| Structure 2 | Modélisé | > 7** | | PCKOCWIN, 2000 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 0,62 | | WATERNT, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 7,23 x 10 ^{-7***} | | WATERNT, 2008 |
| Diamètre moléculaire (Valeurs Dmax min-max; nm) | | | | |
| Structure 1 | Modélisé | 1,31–2,33 | | CPOP, 2008 |
| Structure 2 | Modélisé | 1,76–3,47 | | CPOP, 2008 |

¹ Les valeurs entre parenthèses représentent les valeurs originales rapportées par les auteurs ou estimées par les modèles.

* À l'extérieur du domaine de prévision du modèle.

* Aucune valeur du log K_{oe} supérieure à 9 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 9 ou en principe plus grande.

** Aucune valeur du log K_{co} supérieure à 7 n'a été mesurée pour les substances dans l'ensemble d'étalonnage du modèle. Cette prévision est considérée incertaine, mais sera d'au moins 7 ou en principe plus grande.

*** Domaine paramétrique extérieur du modèle (poids moléculaire non représenté par l'ensemble d'étalonnage)

Sources

Les acides résiniques non modifiés (p. ex., structure 1 de HR) surviennent dans les pins, entre autres, et sont donc présents dans l'environnement à l'état naturel. En outre, la transformation du matériel végétal (p. ex., dans la production de pâte pour la production de papier) peut entraîner le rejet d'acides résiniques non modifiés dans l'environnement. La plupart des mesures des niveaux environnementaux sont associées aux décharges dans la production de pâtes et papiers (Leppänen *et al.*, 2000; Lahdelma et Oikari, 2005; Lee et Peart, 1991; Owens *et al.*, 1994; Quinn *et al.*, 2003). Les composantes hydrogénées de HR (c.-à-d., les structures 2 et 3), qui composent la majorité de la substance commerciale, ne sont pas connues pour se produire naturellement. Dans un même ordre d'idées, les esters de HRPE, HRGE et HRTE ne sont pas connus pour se produire naturellement.

Les renseignements recueillis aux termes des avis prévus à l'article 71 de la LCPE (1999) pour les années civiles 2005 et 2006, indiquent que les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ont été importées au Canada en une quantité supérieure aux seuils de déclarations réglementaires. Le tableau 3 résume le nombre de déclarants et de parties intéressées, de même que les volumes déclarés connexes, de chaque substance pour les années 2006, 2005 et l'année d'inscription sur la LIS, soit 1986 (Environnement Canada 2009a, 2006, 1988).

Tableau 3. Renseignements sur l'importation de HR, HRPE, HRGE et HRTE au Canada

| | Déclarant (>100 kg/année) | | | | | | Intérêts des intervenants | |
|------|---------------------------|-----------------------|--------------|---|------|--------------------------|---------------------------|------|
| | 2006 | | 2005 | | 1986 | | 2006 | 2005 |
| | N | V* | N | V* | N | V* | I | I |
| HR | 13 | 10 000– 100 000 | 10 3 2 | 100–1000 1001– 100 000 > 100 000 | 12 | 1 000 000– 10 000 000 | 19 | 10 |
| HRPE | 6 | 10 000– 100 000 | n.d. . | n.d. | <4 | > 10 000 000 | 15 | n.d. |
| HRGE | 9 | 100 000– 1 000 000 | n.d. . | n.d. | <4 | > 10 000 000 | 16 | n.d. |
| HRTE | <4 | 1000– 10 000 | n.d. . | n.d. | <4 | 1 000 000– 10 000 000 | 9 | n.d. |

N = Nombre de déclarations au cours de cette année.

V = Volume total, en kilogrammes, déclaré au cours de cette année.

I = Nombre de formulaires d'intérêt reçus d'intervenants au cours de cette année.

n.d. = non disponible.

*Volume déclaré comme étant fabriqué, importé ou en commerce au Canada.

La substance HR a été déclarée produit chimique à volume de production élevé (VPE) par l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) (OCDE,

2004), à VPE aux États-Unis (USEPA, 2009) et à VPE par l'International Congress and Convention Association (ICCA, 2005). Selon les renseignements provenant de l'Environmental Protection Agency (EPA) des États-Unis, l'importation et la production de HR ont été de l'ordre de 45 000 à 226 000 tonnes (100 à 500 millions de livres) en 1986. L'importation et la production ont diminué pour atteindre 4 500 à 23 000 tonnes (10 à 50 millions de livres), puis ont diminué une fois de plus pour revenir à 4 500 à 23 000 tonnes (10 à 50 millions de livres) en 2002 (USEPA, 2009).

La substance HRPE a été déclarée produit chimique VPE par l'OCDE (OCDE, 2004), l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2009) et l'International Congress and Convention Association (ICCA, 2005). Selon les renseignements provenant de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, l'importation et la production de HRPE ont été de l'ordre de 23 000 à 45 000 tonnes (50 à 100 millions de livres) en 1986. L'importation et la production ont diminué pour atteindre 400 à 4 500 tonnes (1 à 10 millions de livres) en 1990, 1994, 1998 et 2002 (USEPA, 2009).

La substance HRGE a été déclarée produit chimique VPE par l'OCDE (OCDE, 2004), l'Environmental Protection Agency des États-Unis (USEPA, 2009) et l'International Congress and Convention Association (ICCA, 2005). Selon les renseignements provenant de l'Environmental Protection Agency des États-Unis, l'importation et la production de HRGE ont été de l'ordre de 45 000 à 226 000 tonnes (plus de 100 à 500 millions de livres) en 1986. L'importation et la production ont diminué pour atteindre 5 000 à 23 000 tonnes (10 à 50 millions de livres) en 1990 et 1994, suivies par une autre diminution en 1998 pour passer à 5 à 23 tonnes (10 000 à 500 000 livres) et augmenter à nouveau en 2002 pour atteindre 5 000 à 23 000 tonnes (10 à 50 millions de livres) (USEPA, 2009).

L'importation et la production de HRTE ont été de l'ordre de moins de 450 à 4 500 tonnes (1 à 10 millions de livres) en 1986 (USEPA, 2009). L'importation et la production ont diminué pour atteindre 4,5 à 226 tonnes (10 à 500 000 livres) en 1990 et 1994, suivies par une augmentation en 1998 et 2002 pour atteindre 226 à 450 tonnes (500 000 à 1 000 000 livres) (USEPA, 2009).

Utilisations

Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE sont utilisées dans les adhésifs, les scellants, les peintures et revêtements, les colorants et pigments, les encres d'imprimerie, les cosmétiques et les produits électroniques, d'après les renseignements reçus suite à l'avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999) pour l'année civile 2006 (Environnement Canada, 2006).

Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE sont utilisées dans les matériaux à souder qui servent à la fabrication de plus de 75 % des produits électroniques, y compris les systèmes évolués de défense et les technologies des télécommunications et du transport. Dans l'industrie de l'électronique, les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE sont

utilisées dans des flux liquides de brasage tendre, tant dans le milieu de suspension du flux de la pâte à souder que dans l'âme fourrée du fil à souder, dans lesquels elles fournissent les propriétés chimiques et électriques nécessaires pour l'assemblage efficace et fiable de la plupart des produits électroniques (IPC, 2009).

Les substances HR, HRGE, HRPE et HRTE sont utilisées dans l'industrie automobile à diverses fins, notamment dans un bain fondu d'un produit de scellement de pièce, les revêtements, les amortisseurs de bruit des freins et d'autres pièces automobiles (Environnement Canada, 2009a; HPD, 2010).

La substance HRPE est connue pour servir dans les appareils médicaux, y compris les pansements commercialisés au Canada (Bristol Myers Squibb Company, 1994; NPSS, 2009).

Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE sont également utilisées dans les produits de soins personnels comme les cires à épiler et d'autres produits cosmétiques (CNS, 2010; Church & Dwight Co., Inc., 2008). Les esters colophaniques HRGE et HRPE ont été déclarés comme ingrédients dans plus de cent produits cosmétiques au Canada qui sont énumérés dans la base de données du Système de déclaration des cosmétiques (CNS, 2010). Cependant, les esters colophaniques ne figurent pas sur la Liste critique des ingrédients, c'est-à-dire la liste administrative de Santé Canada des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques au Canada (Santé Canada, 2009). Au Canada, les cosmétiques qui contiennent les substances HRGE et HRPE sont la cire à épiler, le rouge à lèvres et le maquillage pour les yeux (p. ex., fard à cils) (CNS, 2010). De plus, la substance HR a été recensée dans quelques produits de coiffure, principalement les cires et les pommades pour les cheveux (CNS, 2010).

En outre, la substance HR est utilisée comme additif dans les pigments, les peintures et les encres d'imprimerie, et on peut, par conséquent, la trouver dans des colorants utilisés pour les matières plastiques, les peintures et les revêtements, et les encres d'imprimerie (Environnement Canada, 2009a; Ciba Canada Ltd., 2008; Ciba Canada Ltd., 2009; courriel de février 2010 envoyé par la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée).

Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ne font pas partie de la liste des additifs alimentaires approuvés en vertu de la section 16 du *Règlement sur les aliments et drogues* (Canada, 1978). La substance HR sert d'agent poisseux dans certaines encres destinées aux matériaux d'emballage alimentaire utilisés principalement dans des applications sans contact avec les aliments. Par exemple, la substance HR a été recensée dans deux concentrés de matière colorante qui peuvent servir à la fabrication de capsules de bouteille et dans un élément d'un revêtement adhésif qui est en contact avec du lait (courriel de décembre 2009 envoyé par la Direction des aliments, Santé Canada, adressé au Bureau de gestion du risque, Santé Canada; source non citée). La substance HRGE peut être présente dans des encres utilisées dans des matériaux de conditionnement des aliments pour des applications sans contact avec les aliments (courriel de décembre 2009

envoyé par la Direction des aliments, Santé Canada, adressé au Bureau de gestion du risque, Santé Canada; source non citée). Ni la substance HRTE ni la substance HRPE n'ont été recensées comme étant utilisées dans des applications de conditionnement pour aliments (courriel de décembre 2009 envoyé par la Direction des aliments, Santé Canada, adressé au Bureau de gestion du risque, Santé Canada; source non citée). Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE n'ont pas été recensées comme étant utilisées dans des additifs indirects (courriel de décembre 2009 envoyé par la Direction des aliments, Santé Canada, adressé au Bureau de gestion du risque, Santé Canada; source non citée).

Les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ne sont inscrites ni dans la base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP, 2010), ni dans la base de données sur les ingrédients non médicinaux de la Direction des produits thérapeutiques, ni dans la base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN, 2010), ni dans la base de données sur les produits de santé naturels homologués (BDPSNH) en tant qu'ingrédients médicinaux ou non médicinaux dans les produits pharmaceutiques finaux, les produits de santé naturels ou les médicaments vétérinaires (courriels de la Direction des produits thérapeutiques, de la Direction des produits de santé naturels et de la Direction des médicaments vétérinaires de Santé Canada adressés au Bureau de gestion du risque de Santé Canada de novembre 2009 à janvier 2010; source non citée; sites Web des BDPP, BDIPSN et BDPSNH de Santé Canada).

Les substances HR et HRPE sont des produits de formulation de la liste 2 de la liste des produits de formulation de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA, 2007). La substance HR est un produit de formulation dans les teintures utilisées dans quatre fongicides de traitement des semences à une concentration de 0,036 à 0,23 % en poids du produit de lutte antiparasitaire (courriel de février 2010 de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée). La substance HRPE est un produit de formulation dans une peinture antisalissures pour utilisation non alimentaire à une concentration de 1,72 % en poids (courriel de février 2010 de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée).

En outre, il existe des renseignements plus anciens relatifs au profil des utilisations provenant de l'inscription sur la LIS (1984-1986).

Les codes d'utilisation suivants de la LIS ont été indiqués pour la substance HR, soit :

- 04 – Adhésif/liant/matériau d'étanchéité/bouche-pores
- 13 – Coloration – pigment/colorant/teinture/encre
- 21 – Composant de formulation
- 30 – Peinture/additif d'enrobage
- 44 – Solvant/transporteur
- 45 – Décapant/graveur/agent d'impression par enlevage/solvant pour encre
- 51 – Fonction autre que celles spécifiées dans les codes 02 à 50
- 52 – Production d'adhésifs et de matériaux d'étanchéité

- 61 – Produits électriques ou électroniques
- 80 – Peintures et enrobages
- 84 – Produits photographiques et de photocopie
- 85 – Pigments, teintures et encre d'imprimerie
- 86 – Matières plastiques
- 89 – Impression et reliure

Les codes d'utilisation suivants de la LIS ont été indiqués pour les substances HRPE et HRGE, soit :

- 04 – Adhésif/liant/matériau d'étanchéité/bouche-pores
- 21 – Composant de formulation
- 30 – Peinture/additif d'enrobage
- 52 – Production d'adhésifs et de matériaux d'étanchéité

Les codes d'utilisation suivants de la LIS ont été indiqués pour la substance HRTE, soit :

- 04 – Adhésif/liant/matériau d'étanchéité/bouche-pores
- 52 – Production d'adhésifs et de matériaux d'étanchéité

Rejets dans l'environnement

Les rejets de HR, HRPE, HRGE et HRTE dans l'environnement varient selon les différentes pertes des substances pendant leur fabrication, leur utilisation industrielle ainsi que leur utilisation commerciale et par les consommateurs. Ces pertes peuvent être regroupées en sept types : (1) déversements dans les eaux usées; (2) émissions atmosphériques; (3) pertes dans les terres; (4) transformation chimique; (5) élimination sur les sites d'enfouissement; (6) élimination par recyclage; et (7) élimination par incinération. Elles sont estimées à partir de données issues d'enquêtes réglementaires, des industries, ainsi qu'en fonction des données publiées par différents organismes. Pour aider à estimer ces pertes, une feuille de calcul (outil de débit massique) a été utilisée; elle intègre toutes les données et hypothèses requises pour l'estimation (Environnement Canada, 2008). À moins de disposer de données précises sur le taux ou le potentiel de rejet de cette substance provenant des sites d'enfouissement et des incinérateurs, l'outil de débit massique ne permet pas de quantifier les rejets dans l'environnement à partir des sites d'élimination des déchets.

Dans le contexte de l'estimation facilitée par l'outil de débit massique, les déversements dans les eaux usées concernent les déversements des eaux usées brutes non traitées, qu'il s'agisse du traitement des eaux usées industrielles sur place ou du traitement des eaux usées municipales hors site. De la même manière, les pertes par transformation chimique font référence aux modifications de l'identité de la substance qui ont lieu au cours des

étapes de fabrication, d'utilisation industrielle ou d'utilisation commerciale et par les consommateurs, mais elles excluent celles qui ont lieu pendant les opérations de gestion des déchets telles que l'incinération et le traitement des eaux usées.

Les pertes estimées dans le cas des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE au cours de leurs cycles de vie sont présentées au tableau 4 (Environnement Canada, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d). On s'attend à ce que jusqu'à 5 % de la quantité totale de ces substances utilisées dans le commerce au Canada soient rejetées dans les eaux usées. Les volumes de 2006 déclarés dans le commerce au Canada (tableau 3) ont été de l'ordre de 10 000 à 100 000 kg/année dans le cas des substances HR et HRPE, de 100 000 à 1 000 000 kg/année dans le cas des HRGE, et 1 000 à 10 000 kg/année dans le cas des HRTE. On estime que le volume total rejeté dans les eaux usées est en ordre décroissant les HRGE, suivis des HR, puis des HRPE; on s'attendait à ce que les HRTE soient la substance la moins rejetée dans les eaux usées. En général, la perte dans les eaux usées entraîne certains rejets d'effluents dans l'eau de surface et potentiellement aussi dans le sol par suite de l'épandage de biosolides provenant d'installations de traitement des eaux usées.

Tableau 4. Pertes estimatives de HR, HRPE, HRGE et HRTE au cours de leurs cycles de vie*

| Type de perte | Proportion (%) | | | |
|--------------------------|----------------|------|------|------|
| | HR | HRPE | HRGE | HRTE |
| Eaux usées | 3,9 | 0,9 | 2,4 | 5,4 |
| Émissions atmosphériques | - | - | - | - |
| Sol | - | - | - | - |
| Transformation chimique | - | - | - | - |
| Sites d'enfouissement | 79,2 | 92,8 | 94,5 | 91,8 |
| Recyclage | 14,5 | 2,6 | - | - |
| Incinération | 2,4 | 2,9 | 2,9 | 2,8 |

*Les étapes pertinentes du cycle de vie sont l'utilisation industrielle, l'utilisation commerciale et par les consommateurs.

Les HR, HRPE, HRGE et HRTE peuvent également être rejetés dans l'environnement par des voies autres que les eaux usées. Par exemple, la substance recueillie par les installations de recyclage peut être acheminée en petites quantités dans l'eau ou le sol, selon les caractéristiques opérationnelles de ces installations. Les substances éliminées dans des sites d'enfouissement ont également le potentiel de lixivier en petites quantités dans l'eau souterraine.

On s'attend à ce que ces substances soient utilisées dans certains articles manufacturés et produits de consommation. Même si l'on dispose de certains renseignements quant à la quantité de produits de consommation et d'articles manufacturés importés au Canada qui contiennent des HR, HRPE, HRGE et HRTE, on prévoit que d'autres matériaux peuvent être importés et pour lesquels on ne dispose d'aucun renseignement. Toutefois, on ne s'attend pas à ce que les quantités totales perdues dans les eaux usées soient nettement différentes des estimations données dans la présente évaluation, quoique les quantités

acheminées à la gestion des déchets puissent être plus élevées si l'on tient compte de l'importation de ces articles.

Devenir dans l'environnement

HR

D'après ses propriétés physiques et chimiques, cette substance devrait demeurer principalement dans l'eau et les sédiments ou dans l'eau et le sol, selon le milieu de rejet.

La constante de dissociation acide (pK_a) relativement élevée obtenue du modèle, soit 4,9 dans le cas du groupe fonctionnel acide carboxylique dans les HR, indique que la moitié de la substance sera dissociée à un pH de 4,9. Toutefois, la pK_a empirique plus élevée de 6,4 (tableau 2a) dans le cas de l'acide abiétique du produit chimique analogue [structure A] laisse entendre qu'une quantité encore plus grande que prévu de la substance HR pourrait être de forme neutre aux valeurs du pH que l'on retrouve dans l'environnement. Il existe d'autres preuves empiriques selon lesquelles la pK_a de la plupart des acides résiniques, y compris les produits dérivés, devrait être de l'ordre de ~6-7 (Sundberg *et al.*, 2009; Holmbom, 2010). Tout cela, conjugué aux étroites similarités structurales entre l'acide abiétique [structure A] et les structures représentatives des HR (en particulier les structures 2 et 3), laisse entendre que la pK_a de 6,4 obtenue de façon empirique devrait être prise en compte et elle est plus appropriée que la valeur estimée de 4,9. La présence (c.-à-d., acide abiétique [structure A]) ou l'absence de doubles liaisons dans les groupes cycliques loin du groupe fonctionnel carboxylique auraient-ils une incidence négligeable sur la pK_a de cet acide.

D'après la pK_a de 6,4 dans des plans d'eau à des valeurs de pH dans l'environnement (6 – 9), une partie de la substance HR sera dissociée, ce qui indique que l'exposition biotique aux HR peut provenir de la forme neutre et de la forme ionisée de la substance. À une valeur de pH de 6, 30 % serait sous forme ionisée, et 70 %, sous forme neutre; à un pH de 7, 80 % serait sous forme ionisée et 20 % sous la forme neutre; à un pH de 9, pratiquement toute la substance serait ionisée. Prenez note qu'une proportion plus élevée serait sous la forme ionisée, en supposant une pK_a de 4,9.

Compte tenu de la proportion élevée de produits chimiques dissociés à des valeurs de pH pertinentes dans l'environnement, on peut décrire le comportement de répartition à l'aide du $\log D_{oe}$ et du $\log K_{co}$ corrigé. Même si les interactions électrostatiques entre la forme ionisée de la substance et les particules à charge positive (c.-à-d., le sol ou les sédiments) peuvent influencer sur la répartition dans le milieu aquatique, l'ampleur de cette influence n'est pas connue.

D'après une pression de vapeur modélisée relativement faible ($3,24 \times 10^{-4}$ — $7,54 \times 10^{-5}$ Pa) et une constante de la loi de Henry ($6,04 \times 10^{-1}$ — $8,10 \times 10^{-1}$ Pa m³/mol), la substance HR sous sa forme neutre est considérée n'être que légèrement volatile, tandis que la forme ionisée de la substance ne le serait pas du tout. D'après ces valeurs

paramétriques modélisées conjuguées aux rejets prévus dans le milieu aquatique et une ionisation à des valeurs de pH pertinentes dans l'environnement, on s'attendrait à ce qu'il y ait des quantités négligeables de HR qui se répartiraient dans l'atmosphère s'il y avait rejet dans l'eau.

La nature hydrophobe des acides résiniques les amène à se répartir dans les solides en suspension au cours du traitement biologique des eaux usées et dans les milieux aquatiques récepteurs (Leppanen *et al.*, 2000). On a trouvé un acide isopimarique (structure 1, tableau 1a) à des concentrations de 0,02 mg/L dans l'eau et de 11,7 mg/kg (poids sec) dans les sédiments aux environs de l'exutoire de l'effluent d'une usine de pâtes et papiers (Volkman *et al.*, 1993). L'importance de ces concentrations dans l'environnement n'est pas directement pertinente étant donné que les acides résiniques visées par la présente étude proviennent principalement du bois de pin naturel transformé à l'usine de pâtes et papiers et non de la substance commerciale HR visée par la présente évaluation. Toutefois, la répartition relative entre l'eau et les sédiments donne une indication de la proportion de HR qui pourrait se répartir dans les sédiments à partir de l'eau. Les produits dérivés hydrogénés des acides résiniques, qui composent l'essentiel des HR, peuvent même avoir une tendance plus grande à se répartir dans les sédiments en fonction de leurs coefficients de partage carbone organique - eau prévus légèrement plus grands (log K_{co} de 3,5 à 3,6 pour les structures représentatives 2 et 3 du tableau 2a) comparativement à l'acide résinique non modifié (log K_{co} de 3,2 pour une structure représentative 1 du tableau 2a). La faible solubilité dans l'eau mesurée (1,18 mg/L) dans le cas des HR laisserait également entendre que s'il y a rejet dans l'eau, ces composants auraient tendance à se répartir dans les sédiments. De plus, la forme ionisée d'une substance (le carboxylate en l'occurrence) peut faire l'objet d'une chélation avec des substrats à charge contraire et, par conséquent, manifester une affinité pour les solides dans les sédiments. La chélation et l'adsorption de substances ionisées sont importantes lorsque l'on tient compte de la répartition dans les supports de la substance dans l'environnement et de la ou des voies d'exposition qui en résultent. Un log K_{co} modélisé moyen (3,2 à 3,6) dans le cas des HR laisse entendre que s'il y a rejet dans l'eau, on s'attend à ce que les HR se répartissent dans les sédiments, une quantité moindre demeurant dans la colonne d'eau. Dans un même ordre d'idées, s'il y a rejet dans le sol, on s'attend à ce que les HR se répartissent dans l'eau de façon limitée (p. ex., les eaux interstitielles du sol, ou l'eau souterraine), une plus grande quantité demeurant dans le sol.

Esters colophaniques (HRPE, HRGE et HRTE)

Étant donné que ces substances ne s'ionisent pas de façon marquée dans des conditions environnementalement pertinentes puisqu'il s'agit d'esters, l'utilisation de la modélisation standard de la fugacité de niveau III convient. Selon leurs propriétés physiques et chimiques (tableau 2b, c et d), les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (tableau 5) laissent entendre que les HRPE, HRGE et HRTE (comme ils sont prévus à l'aide de toutes les structures représentatives) devraient demeurer principalement dans le sol ou les sédiments, selon le milieu dans lequel ils sont rejetés, moins de 10 % de

n'importe quelle composante de la substance devant résider dans l'eau lors du rejet dans l'eau.

Tableau 5. Résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (EQC, 2003) à 20 °C

| | Pourcentage de la substance HRPE¹ répartie dans chaque milieu | | | |
|---------------------------------|---|------------|------------|------------------|
| Substance rejetée dans : | Air | Eau | Sol | Sédiments |
| l'air (100 %) | 0 | 0 | 99,6–99,7 | 0,3–0,4 |
| l'eau (100 %) | 0 | 0,9–3,4 | 0,1 | 96,6–99,1 |
| le sol (100 %) | 0 | 0 | 99,6–99,7 | 0,3–0,4 |
| | Pourcentage de la substance HRGE² répartie dans chaque milieu | | | |
| Substance rejetée dans : | Air | Eau | Sol | Sédiments |
| l'air (100 %) | 0 | 0 | 99,6–99,7 | 0,3–0,4 |
| l'eau (100 %) | 0 | 0,4–8 | 0 | 92–99,6 |
| le sol (100 %) | 0 | 0 | 99,6–99,7 | 0,3–0,4 |
| | Pourcentage de la substance HRTG³ répartie dans chaque milieu | | | |
| Substance rejetée dans : | Air | Eau | Sol | Sédiments |
| l'air (100 %) | 0 | 0 | 99,6–99,7 | 0,3–0,4 |
| l'eau (100 %) | 0 | 0,9–6,9 | 0 | 93,1–99,1 |
| le sol (100 %) | 0 | 0,3–0,4 | 99,6–99,7 | 0 |

¹Selon toutes les structures représentatives illustrées au tableau 1b.

²Selon toutes les structures représentatives illustrées au tableau 1c.

³Selon toutes les structures représentatives illustrées au tableau 1d.

Si elles sont rejetées dans l'eau, les substances HRPE, HRGE et HRTE devraient fortement s'adsorber dans les solides en suspension et dans les sédiments en fonction de valeurs de $\log K_{co}$ estimatives élevées, égales ou supérieures à 4,8. La volatilisation à partir de l'eau de surface devrait être un processus non important du devenir en fonction de la pression de vapeur et des constantes de la loi de Henry des HRPE, HRGE et HRTE. Par conséquent, si l'eau est le milieu récepteur, les HRPE, HRGE et HRTE devraient surtout se répartir dans les sédiments (voir le tableau 5).

Si elles sont rejetées dans le sol, les substances HRPE, HRGE et HRTE devraient avoir une capacité d'absorption élevée dans le sol (c'est-à-dire qu'elles devraient être relativement immobiles) d'après leur $\log K_{co}$ estimé. La volatilisation à partir des surfaces de sol humide semble un processus peu important dans le devenir de ces substances d'après la constante estimée de la loi de Henry. Par conséquent, si elles sont rejetées dans le sol, les substances HRPE, HRGE et HRTE demeureront principalement dans ce milieu naturel, ce qu'illustrent les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III (voir le tableau 5).

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

On trouve couramment des acides résiniques dans l'oléorésine des conifères comme les pins, les épinettes et les sapins où ils peuvent représenter de 0,2 à 0,8 % du poids total du bois (Fengel et Wegner, 1985; Liss *et al.*, 1997). Comme on l'a mentionné plus tôt, ces substances telles que la structure 1 des HR (acide isopimarique) se trouvent par conséquent de façon courante dans les effluents des usines de pâtes et papiers (Liss *et al.*, 1997). Il a été démontré que les systèmes de traitement biologique aérobie des eaux usées réduisaient les concentrations d'acides résiniques de l'effluent des usines de pâtes et papier (McLeay et Associates Ltd., 1986; Liss *et al.*, 1997; Stuthridge *et al.*, 1991). Toutefois, le rendement des systèmes de traitement biologique aérobie pour dégrader les acides résiniques subit une forte influence de la variation dans la composition des composantes de l'effluent, la disponibilité des éléments nutritifs, et de la situation de la communauté microbienne (Liss *et al.*, 1997). En raison des propriétés inhibitrices de certaines composantes des acides résiniques, la biodégradation des mélanges d'acides résiniques peut faire l'objet d'une période de latence de durée variable (Hemingway et Greaves, 1973). Dans la nature, on s'est rendu compte que certaines bactéries et certains champignons biodégradent les acides résiniques (Kutney *et al.*, 1981a, 1981b, Kutney *et al.*, 1985; Liss *et al.*, 1997; Nilsson *et al.*, 1992; Singh *et al.*, 1994; Wilson *et al.*, 1996). On a observé que des acides résiniques de type pimarane ou isopimarane tels que l'acide isopimarique (structure 1 de HR — tableau 1a) étaient moins facilement éliminés que les acides résiniques de types abiétane tels que l'acide abiétique [structure A], en raison de la présence du groupe vinyle (Liss *et al.*, 1997). Bien que la biodégradation survienne dans le milieu naturel, ces taux sont souvent lents et seules quelques bactéries peuvent utiliser des acides résiniques comme unique source de carbone (Liss *et al.*, 1997). Toutefois, il a été bien étayé qu'un métabolite d'acide résinique relativement persistant, le rétène (7-isopropyl-1-méthylphénantrène), domine dans les conditions anaérobies par activité microbienne (Tavendale *et al.*, 1997; Leppänen *et al.*, 2000).

Le tableau 6a présente des données empiriques sur la biodégradation qui indiquent une biodégradation de 0,95 %, 3,0 % et 47,3 % sur 28 jours dans un essai de biodégradabilité immédiate en ce qui concerne les HR, HRPE et HRGE respectivement (USEPA, 2008a; USEPA, 2008b). Ces essais de biodégradabilité immédiate ont été réalisés conformément au protocole 301B de l'OCDE de 1992, l'essai modifié Sturm, qui s'applique précisément aux substances ayant une faible solubilité (p. ex., moins de 10 mg/L), une volatilité négligeable et un potentiel élevé d'adsorption. Les résultats de l'essai indiquent que la demi-vie dans l'eau dans le cas des HR et HRPE sera probablement supérieure à 182 jours, et que ces deux substances persisteront dans le milieu aquatique. Même si l'on ne peut pas considérer les HRGE comme étant « biodégradables immédiatement » selon les critères précisés dans le protocole 301B de l'OCDE, cette substance pourrait avoir une demi-vie de dégradation dans l'eau inférieure à 182 jours, étant donné que près de 50 % de la biodégradation a été observée après 28 jours. Toutefois, comme la substance HRGE

comporte de multiples composantes (voir les trois structures représentatives dans le tableau 2c), les composantes restantes après l'étude de 28 jours peuvent être relativement récalcitrantes et il se peut que la biodégradation qui suivrait soit lente et limitée. À ce titre, la persistance des HRGE n'est pas, dans une certaine mesure, précise, si l'on se fie uniquement à ces données empiriques.

D'après ces résultats expérimentaux, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a classé les substances HR et HRPE comme étant très persistantes (USEPA, 2008a; USEPA, 2008b) tandis que la substance HRGE était classée comme étant moyennement persistante (USEPA, 2008b).

Tableau 6a. Données empiriques relatives à la biodégradation des HR, HRPE et HRGE

| Substance | Milieu | Processus du devenir | Valeur pour la dégradation | Paramètre et unités de la dégradation | Référence |
|--|--------|----------------------|----------------------------|---------------------------------------|--------------|
| Colophanes hydrogénées (n° CAS 65977-06-0) | Eau | Biodégradation | 0,95 | Biodégradation à 28 jours/% | USEPA, 2008a |
| HRPE (n° CAS 64365-17-9) | Eau | Biodégradation | 3,0 | Biodégradation à 28 jours/% | USEPA, 2008b |
| HRGE (n° CAS 65997-13-9) | Eau | Biodégradation | 47,3 | Biodégradation à 28 jours/% | USEPA, 2008b |

Puisque l'on ne dispose pas de données expérimentales sur la biodégradation de la substance HRTE, on a utilisé les données empiriques sur la biodégradation de la colophane de la substance analogue, l'ester de diéthylèneglycol (RDE), (n° CAS 68153-38-8), pour combler les données manquantes. En outre, les données sur la biodégradation produites conformément au protocole 301B de l'OCDE (1992), essai modifié Sturm, indiquent que la substance HRTE sera persistante dans le milieu aquatique (USEPA, 2008b). On fait remarquer que bien que cette substance contienne une composante de diéthylèneglycol qui devrait avoir des propriétés semblables au triéthylèneglycol, la composante d'acide résinique de cet analogue n'est pas hydrogénée comme les composantes des acides résiniques de la substance HRTE, ce qui peut avoir une incidence sur la persistance mesurée des HRTE par rapport à celle de l'analogue (voir l'annexe IIc pour une comparaison structurale entre RDE et HRTE). Compte tenu de ces incertitudes, ces données empiriques de l'analogue pourraient ne pas suffire en soi pour déterminer de façon concluante la persistance de la substance HRTE.

Tableau 6b. Données empiriques sur l'analogue concernant la dégradation de HRTE

| Substance | Analogue pour | Milieu | Processus du devenir | Valeur pour la dégradation | Paramètre et unités de la dégradation | Référence |
|-----------------------------------|---------------|--------|----------------------|----------------------------|---------------------------------------|-----------------|
| RDE (n° CAS 68153-38- 8) | HRTE | Eau | Biodégradation | 19,7 | Biodégradation à 28 jours/% | USEPA, 2008b |

Étant donné qu'on dispose de peu de données empiriques et données sur l'analogue relativement à la dégradation des HR, HRPE, HRGE et HRTE ou de leurs composantes, une méthode du poids de la preuve reposant sur des RQSA (Environnement Canada, 2007) a également été utilisée avec les modèles de dégradation indiqués dans les tableaux 6c, 6d et 6e.

Tel que l'illustre le modèle de la fugacité de niveau III (EQC, 2003), les HRGE, HRPE et HRTE sont essentiellement des substances non volatiles et ne se répartiront pas dans le milieu atmosphérique au moment de leur rejet dans l'environnement. Les prévisions de dégradation atmosphérique ont été uniquement produites pour les trois structures représentatives de HR (voir le tableau 6c), étant donné que certains éléments constitutifs de cette substance étaient jugés légèrement volatiles. Dans l'air, une demi-vie prévue par oxydation atmosphérique de 0,082 jour, 0,098 jour et 0,365 jour pour les structures représentatives 1, 2 et 3 respectivement des HR (voir le tableau 6c) indique que ces substances sont susceptibles de s'oxyder rapidement. Les structures représentatives 1 et 2 pour les HR devraient également réagir plus fortement dans l'atmosphère avec d'autres espèces photooxydantes, comme l'ozone (O₃). Étant donné que pour ces trois sous-structures, les demi-vies varient de 0,027 à 0,365 jour, on considère que la substance HR n'est pas persistante dans l'air.

Tableau 6c. Données modélisées pour la dégradation de la substance HR dans l'atmosphère

| Sous-structure de HR | Processus du devenir | Modèle et base du modèle | Résultat et prévision du modèle | Demi-vie extrapolée (jours) |
|----------------------|-------------------------|---------------------------|---|-----------------------------|
| Structure 1 | Oxydation atmosphérique | AOPWIN, 2008 ¹ | t _{1/2} = 0,082 jour (~ 1 h) | < 2 |
| | Réaction avec l'ozone | AOPWIN, 2008 ¹ | t _{1/2} = 0,027 jour (~ 0,63 h) | < 2 |
| Structure 2 | Oxydation atmosphérique | AOPWIN, 2008 ¹ | t _{1/2} = 0,098 jour (~ 1,2 h) | < 2 |
| | Réaction avec l'ozone | AOPWIN, 2008 ¹ | t _{1/2} = 0,027 jour (~ 0,63 h) | < 2 |

| Sous-structure de HR | Processus du devenir | Modèle et base du modèle | Résultat et prévision du modèle | Demi-vie extrapolée (jours) |
|----------------------|-------------------------|---------------------------|----------------------------------|-----------------------------|
| Structure 3 | Oxydation atmosphérique | AOPWIN, 2008 ¹ | $t_{1/2} = 0,365$ jour (~ 4,4 h) | < 2 |
| | Réaction avec l'ozone | AOPWIN, 2008 ¹ | N/D ² | N/D ² |

¹ EPIsuite (2008)² Le modèle ne donne pas d'estimation pour ce type de structure.

Étant donné l'importance écologique du milieu aquatique, le fait que la plupart des modèles disponibles s'appliquent à l'eau et le fait que ces substances devraient être libérées dans ce milieu, la dégradation dans l'eau est celle qui a surtout été étudiée. Le tableau 6d résume les résultats des modèles de RQSA disponibles pour le potentiel d'hydrolyse des HRPE, HRGE et HRTE. Puisque l'on dispose déjà de données empiriques sur la biodégradation qui sont claires et fiables pour les HR et HRPE, et en raison des incertitudes sur la persistance des HRGE et de l'absence de données empiriques sur la dégradation des HRTE, on présente des résultats de persistance modélisée uniquement pour ces deux dernières substances. Le tableau 6e résume les résultats des modèles de RQSA disponibles sur la dégradation dans l'eau des HRGE et HRTE.

Dans l'eau, la demi-vie prévue de l'hydrolyse allant de 3,7 à 58 ans (pH 7) et de 137 jours à 5,8 ans (pH 8) dans le cas des structures représentatives des HRPE, HRGE et HRTE (voir le tableau 6d), démontre que bien que ces produits chimiques possèdent des groupements fonctionnels hydrolysables, les taux de réaction seront lents, probablement en raison de l'encombrement stérique des liaisons d'ester et vraisemblablement aussi du manque de solubilité appréciable de ces substances dans l'eau. Il faut toutefois interpréter ces valeurs de l'hydrolyse avec prudence étant donné que le logiciel HYDROWIN (2008) a utilisé des fragments de substitution pour compléter les caractéristiques structurales pour lesquelles on ne disposait d'aucune donnée dans la bibliothèque des fragments de substitution.

Tableau 6d. Données modélisées pour l'hydrolyse des HRPE, HRGE et HRTE

| Processus du devenir | Hydrolyse | |
|--------------------------|---------------------------------|---------------------|
| | HYDROWIN, 2008 | |
| Modèle et base du modèle | Résultat et prévision du modèle | |
| | pH 7 | pH 8 |
| HRPE | | |
| Structure 1 | $t_{1/2} = 58$ ans | $t_{1/2} = 5,8$ ans |
| Structure 2 | $t_{1/2} = 29$ ans | $t_{1/2} = 2,9$ ans |
| Structure 3 | $t_{1/2} = 19$ ans | $t_{1/2} = 1,9$ an |
| Structure 4 | $t_{1/2} = 14$ ans | $t_{1/2} = 1,4$ an |

| HRGE | | |
|-------------|---------------------|-----------------------|
| Structure 1 | $t_{1/2} = 19$ ans | $t_{1/2} \sim 2$ ans |
| Structure 2 | $t_{1/2} = 9,6$ ans | $t_{1/2} = 350$ jours |
| Structure 3 | $t_{1/2} = 3,7$ ans | $t_{1/2} = 137$ jours |
| HRTE | | |
| Structure 1 | $t_{1/2} = 8,8$ ans | $t_{1/2} = 322$ jours |
| Structure 2 | $t_{1/2} = 4,4$ ans | $t_{1/2} = 161$ jours |

Les résultats présentés dans le tableau 6e concernant les HRGE et HRTE indiquent des degrés variables de biodégradation primaire et ultime, selon les structures chimiques examinées et leur complexité. En général, les résultats modélisés de la biodégradation indiquent que les esters colophaniques plus complexes et plus grands (c.-à-d., oligoesters) seront plus persistants que les molécules plus petites (c.-à-d., monoesters). Étant donné que les HRGE et HRTE contiennent habituellement de plus petites quantités de monoesters en raison du souhait de l'industrie d'atteindre des niveaux élevés d'estérification (Zinkel et Russell, 1989), la persistance de ces substances sera davantage pondérée par rapport à la persistance des oligoesters (c.-à-d., les diesters, les triesters et les tétraesters). L'évaluation suivante de la biodégradation des HRGE et HRTE porte donc sur les résultats pour les oligoesters.

Tableau 6e. Données modélisées pour la biodégradation des HRGE et HRTE dans le milieu aquatique

| Processus du devenir | | Biodégradation primaire | Biodégradation ultime | | | | |
|--------------------------|---------------------------------|---|---|--|--|---------------------------------------|--|
| | | | BIOWIN, 2008 | | | TOPKAT, 2004 Probabilité ⁴ | CATABOL, 2008 % DBO ⁵ |
| Modèle et base du modèle | | BIOWIN, 2008 | BIOWIN, 2008 | | | | |
| | | Sous-modèle 4 : enquête d'expert (résultats qualitatifs) ³ | Sous-modèle 3 : enquête d'expert (résultats qualitatifs) ³ | Sous-modèle 5 : MITI Probabilité linéaire ⁴ | Sous-modèle 6 : MITI Probabilité non linéaire ⁴ | | |
| HRGE | | | | | | | |
| Structure 1 (monoester) | Résultat et prévision du modèle | 3,5 « se biodégrade rapidement » | 2,4 « se biodégrade rapidement » | 0,6 « se biodégrade rapidement » | 0,25 « se biodégrade lentement » | 0,0 « se biodégrade lentement » | 30,9 « peut se biodégrader rapidement » |
| | Demi-vie extrapolée | ≤ 182 | ≤ 182 | ≤ 182 | > 182 | > 182 | ≤ 182 |
| Structure 2 (diester) | Résultat et prévision du modèle | 2,9 « se biodégrade lentement » | 1,3 « se biodégrade lentement » | 0,2 « se biodégrade lentement » | 0,0 « se biodégrade très lentement » | 0,0 « se biodégrade lentement » | 27,3 « peut se biodégrader rapidement » |
| | Demi-vie extrapolée | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | ≤ 182 |
| Structure 3 (triester) | Résultat et prévision du modèle | 2,2 « se biodégrade lentement » | 0,2 « se biodégrade très lentement » | -0,2 « se biodégrade très lentement » | 0 « se biodégrade très lentement » | 0,0 « se biodégrade lentement » | 25,3 « peut se biodégrader rapidement » |

| | | | | | | | |
|----------------------------|---------------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|-------------------------------------|---|------------------------------------|--|
| | Demi-vie extrapolée | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | ≤ 182 |
| HRTE | | | | | | | |
| Structure 1 (monoester) | Résultat et prévision du modèle | 3,2 « se biodégrade rapidement » | 2,1 « se biodégrade lentement » | 0,5 « se biodégrade rapidement » | 0,0 « se biodégrade très lentement » | 0,0 « se biodégrade lentement » | 34,8 « se biodégrade rapidement » |
| | Demi-vie extrapolée | ≤ 182 | > 182 | ≤ 182 | > 182 | > 182 | ≤ 182 |
| Structure 2 (diester) | Résultat et prévision du modèle | 2,6 « se biodégrade lentement » | 1,0 « se biodégrade lentement » | 0,1 « se biodégrade lentement » | 0,0 « se biodégrade très lentement » | 0,0 « se biodégrade lentement » | 27,5 « peut se biodégrader rapidement » |
| | Demi-vie extrapolée | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | > 182 | ≤ 182 |

¹ EPIsuite (2008)² Le modèle ne donne pas d'estimation pour ce type de structure.³ Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.⁴ Le résultat s'exprime par un taux de probabilité.⁵ DBO = Demande biochimique d'oxygène

Contrairement aux résultats empiriques (voir le tableau 6a), la plupart des résultats modélisés de la biodégradation indiquent que la substance HRGE peut être persistante. Les résultats du modèle de biodégradation primaire provenant de BIOWIN sous-modèle 4 estiment que la demi-vie de biodégradation primaire des structures 2 et 3 se fera relativement lentement, c.-à-d. en 182 jours et plus. En outre, les modèles de biodégradation ultime BIOWIN 3, 5 et 6 de même que TOPKAT indiquent que les structures 2 et 3 de HRGE auront une demi-vie dans l'eau de 182 jours et plus. Les résultats du modèle CATABOL indiquent que la persistance des structures 2 et 3 (dégradation de 27,3 % et de 25,3 % respectivement, sur 28 jours) est incertaine, ce qui veut dire que leurs demi-vies de dégradation ultime pourraient être légèrement inférieures ou supérieures à 182 jours. Bien que l'on accorde habituellement plus de poids aux données empiriques en raison de la composition variable de cette substance, la valeur de biodégradation immédiate de 48 % sur 28 jours présentée au tableau 6a n'est pas suffisamment élevée pour déterminer de façon concluante qu'aucune composante majeure de HRGE ne sera persistante dans l'environnement (c.-à-d., les 52 % restants pourraient contenir une proportion élevée de composantes rémanentes de poids moléculaire plus grand). Par conséquent, selon les résultats empiriques et les résultats du modèle, en tenant compte de la variabilité compositionnelle de cette substance conjuguée à la présence de caractéristiques structurales associées aux produits chimiques qui ne sont pas facilement biodégradés (c.-à-d., deux ou plusieurs cycles et hydrogénation), la demi-vie de la biodégradation dans l'eau de la substance HRGE est égale ou supérieure à 182 jours.

Les résultats de la biodégradation du modèle pour HRTE indiquent que cette substance se biodégradera lentement dans le milieu aquatique. Les résultats du modèle de la biodégradation primaire provenant du sous-modèle 4 de BIOWIN indiquent que le diester subira une biodégradation primaire à un rythme relativement lent, avec une demi-vie de plus de 182 jours, si on prend en considération la minéralisation complète. En outre, les résultats du modèle de biodégradation ultime provenant de BIOWIN 3, 5, et 6 et de

TOPKAT pour la structure représentative 2 (un diester) indiquent que la demi-vie de cette substance dans l'eau sera égale ou supérieure à 182 jours. Toutefois, les résultats du modèle de CATABOL (27,5 %) ne sont que légèrement supérieurs au seuil de 20 %, ce qui indique que la demi-vie dans l'eau de cette substance pourrait être légèrement inférieure ou supérieure à 182 jours. L'interprétation des résultats du modèle pour la composante monoester (structure 1) de HRTE n'est pas claire. Toutefois, cette composante serait présente en plus petites quantités dans la substance HRTE comparativement au diester (structure 2) en raison du niveau élevé d'estérification requis pour répondre aux exigences en matière de qualité dans la fabrication de cette substance. Par conséquent, d'après les données modélisées concernant la structure plus représentative (c.-à-d., structure 2 - diester) de HRTE, les données sur la biodégradation de l'analogue expérimental (c.-à-d., tableau 6b) et la présence de caractéristiques structurales associées aux produits chimiques qui ne sont pas facilement biodégradés (p. ex, deux ou plusieurs cycles et hydrogénation), la demi-vie de dégradation dans l'eau de la substance HRTE est égale ou supérieure à 182 jours.

Compte tenu des données empiriques sur la biodégradation, des données empiriques sur l'analogue, des résultats du modèle ainsi que des caractéristiques structurales, il y a suffisamment de preuves cohérentes qui indiquent que la demi-vie de la biodégradation ultime des HR, HRPE, HRGE et HRTE est égale ou supérieure à 182 jours dans l'eau.

D'après un ratio d'extrapolation 1:1:4 de la demi-vie de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments (Boethling *et al.*, 1995), la demi-vie dans le sol est également supérieure à 182 jours, alors que celle dans les sédiments est supérieure à 365 jours. Ainsi, les substances HR, HRGE, HRPE et HRTE devraient être persistantes dans le sol et les sédiments.

Étant donné que les substances HR, HRGE, HRPE et HRTE ne se répartissent pas dans l'air, on peut conclure que ces substances sont persistantes dans l'eau, le sol et les sédiments et que la substance HR n'est pas persistante dans l'air selon les critères énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel de bioaccumulation

L'évaluation de la bioaccumulation était fondée sur les données expérimentales et modélisées disponibles. On a obtenu des données expérimentales sur la bioconcentration d'acides résiniques dans des organismes aquatiques. Des truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ont été exposées à un acide isopimarique, structure 1 représentative de HR, en combinaison avec d'autres acides résiniques dans un système à circulation continue pendant 20 jours, suivis de 10 jours de dépuración. La concentration hydrique moyenne de l'acide isopimarique était de $2,7 \pm 0,8$ µg/L, et le pH était d'environ 8. Le facteur de bioconcentration (FBC) moyen de l'acide isopimarique a été calculé comme étant 34 ± 14 L/kg d'après les valeurs du FBC sur 14 et 20 jours qui ont été déterminées au cours de la période pendant laquelle les poissons avaient atteint des concentrations à l'équilibre. La demi-vie de la dépuración des acides résiniques n'a pu être calculée étant donné qu'aucun acide libre ou conjugué n'a été décelé dans les poissons.

échantillonnés entre les jours 4 et 10 de la période de dépuración. Toutefois, les auteurs estiment que la demi-vie des trois acides résiniques libres et conjugués est inférieure à quatre jours chez la truite arc-en-ciel (Niimi et Lee, 1992). On a fait remarquer que dans la bile des poissons exposés à des émissions de sources ponctuelles d'acides résiniques (c.-à-d., les effluents des usines de pâtes et papiers), 90 à 98 % des acides résiniques se trouvent sous la forme de conjugués métaboliques (Oikari *et al.*, 1984). Ainsi, l'excrétion d'acides résiniques des poissons est principalement active et fait intervenir une conjugaison dans les hépatocytes et une sécrétion dans la bile sous la forme de glucuronides en l'espace de plusieurs jours.

Une autre étude sur la bioconcentration (Burggraaf *et al.*, 1996) a mesuré l'accumulation d'acides isopimariques, ainsi que d'autres acides résiniques et dérivés d'acides résiniques dans des moules d'eau douce (*Hyridella menziesi*). Les moules ont été exposées à l'effluent d'usines de pâte et de papier kraft pendant huit semaines, suivi d'une période de dépuración de 21 jours. Les niveaux d'exposition moyens d'acide isopimarique allaient de 4,5 à 5 µg/L, et le pH de l'expérience variait entre 7,3 et 7,6. Les acides résiniques ont été rapidement accumulés par les moules et ont atteint l'équilibre en sept jours ou moins. Le FBC moyen de l'acide isopimarique a été calculé comme étant 180±30 L/kg de poids sec en fonction de valeurs de FBC de 7, 14 et 28 jours. L'acide isopimarique avait une constante du taux de dépuración (c.-à-d. k_2) de 0,24/jour et une demi-vie de trois jours.

Les données empiriques sur la bioconcentration dans le cas des poissons et des moules sont résumées dans le tableau 7.

Tableau 7. Données empiriques sur la bioaccumulation de HR

| | Organisme d'essai | Constante de la vitesse de dépuración (1/jour) | Paramètre | Valeur (L/kg) | Référence |
|----------------------------|----------------------------|---|------------------|----------------------|--------------------------------|
| Structure 1 (isopimarique) | <i>Oncorhynchus mykiss</i> | n.d. | FBC | 34 ¹ | Niimi et Lee, 1992 |
| Structure 1 (isopimarique) | <i>Hyridella menziesi</i> | 0,24 | FBC | 180 ² | Burggraaf <i>et al.</i> , 1996 |

¹Poids humide; ²Poids sec

Étant donné que peu de données expérimentales du FBC concernant la substance HR n'étaient disponibles et qu'aucune donnée ne l'était dans le cas des HRPE, HRGE et HRTE, on a également appliqué une méthode prédictive à l'aide du facteur de bioaccumulation (FBA) disponible et des modèles de FBC comme l'illustrent les tableaux 8a, b, c, et d. Selon le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000), une substance est bioaccumulative si son FBC ou son FBA est égal ou supérieur à 5 000. Toutefois, l'évaluation du potentiel de bioaccumulation des substances doit préférablement s'appuyer sur des mesures du FBA. En effet, le facteur de bioconcentration ne prend pas en compte de manière adéquate le potentiel de bioaccumulation des substances par l'alimentation, lequel est un facteur majeur pour les

substances dont le log K_{oe} est supérieur à ~4,0 (Arnot et Gobas, 2003). On estime que la modélisation cinétique du bilan massique sert en principe à fournir la prévision la plus fiable pour déterminer le potentiel de bioaccumulation puisqu'elle se fonde sur les principes fondamentaux de la cinétique de bioaccumulation. Ceci suppose que le log K_{oe} comme intrant est du domaine du log K_{oe} du modèle et que l'assimilation et l'élimination suivent un modèle de diffusion passive.

Des estimations du FBC et du FBA, corrigées en fonction d'une biotransformation potentielle, ont été produites à l'aide de modèle BCFBAF (EPI Suite, 2008). Dans le cas des substances HRPE, HRGE et HRTE, les constantes du taux métabolique ont été obtenues à l'aide de relations quantitatives structure-activité décrites ci-après dans la méthode d'Arnot *et al.* (2008a, 2008b et 2009). Étant donné qu'une relation peut être établie entre le potentiel métabolique et le poids corporel et la température (Hu et Layton, 2001; Nichols *et al.*, 2007), le modèle BCFCAF normalise davantage la k_M dans le cas d'un poisson de 10 g à 15 °C par rapport au poids corporel des poissons de niveau trophique intermédiaire dans le modèle d'Arnot-Gobas (184 g) (Arnot *et al.*, 2008b). Des poissons de niveau trophique intermédiaire ont été utilisés pour représenter les sorties globales du modèle, comme l'a laissé entendre le concepteur du modèle, et ce modèle est plus représentatif des poissons susceptibles d'être consommés par des piscivores aviaires ou terrestres. Toutefois, pour la substance HR, les constantes du taux métaboliques ont été obtenues à l'aide d'une routine de normalisation FBC *in vivo* fondée sur la demi-vie de dépuratation maximale estimée pour les acides résiniques, y compris la structure 1 (isopimarique) de quatre jours dans la truite arc-en-ciel (Niimi et Lee, 1992). Cette valeur représente une estimation prudente du taux métabolique de plusieurs acides résiniques libres et conjugués dans la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposée aux concentrations hydriques.

Tableau 8a : Données modélisées pour la bioaccumulation de HR

| | Organisme d'essai | Log D_{oe}^1 | Vitesse de métabolisme (k_M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|-------------------|----------------|---|-----------|-------------------------------|---|
| Structure 1 | Poisson | 5,5 | n.d. | FBC | 10 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 5,5 | 0,34 | FBC | 1096 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBC) |
| | Poisson | 5,5 | 0,34 | FBA | 1738 | BCFBAF, 2008 |

| | Organisme d'essai | Log D_{oe}¹ | Vitesse de métabolisme (k_M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|--------------------------|---------------------------------------|---|------------------|--------------------------------------|--|
| | | | | | | (modèle de bilan massique FBA) |
| | Poisson | 5,5 | 0,046 | FBC | 92 | BBM avec facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |
| Structure 2 | Poisson | 6,0 | n.d. | FBC | 10 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 6,0 | 0,34 | FBC | 1000 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBC) |
| | Poisson | 6,0 | 0,34 | FBA | 2884 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBA) |
| | Poisson | 6,0 | 0,056 | FBC | 112 | BBM avec facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |
| Structure 3 | Poisson | 6,3 | n.d. | FBC | 56 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 6,3 | 0,34 | FBC | 871 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan |

| | Organisme d'essai | Log D _{oe} ¹ | Vitesse de métabolisme (k _M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|--|-------------------|----------------------------------|--|-----------|-------------------------------|--|
| | | | | | | massique FBC) |
| | Poisson | 6,3 | 0,34 | FBA | 3981 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBA) |
| | Poisson | 6,3 | 0,058 | FBC | 140 | BBM avec facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |

¹ Les valeurs ajustées du log D_{oe} du pH 7 sont tirées du tableau 2a.

Tableau 8b : Données modélisées pour la bioaccumulation de HRPE

| | Organisme d'essai | Log K _{oe} | Vitesse de métabolisme (k _M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|-------------------|---------------------|--|-----------|-------------------------------|---|
| Structure 1 | Poisson | 5,7 | n.d. | FBC | 2670 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 5,7 | 1,6 | FBC | 227 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBC) |
| | Poisson | 5,7 | 1,6 | FBA | 259 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique |

| | Organisme d'essai | Log K_{oe} | Vitesse de métabolisme (k_M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|---|---------------------------|---|------------------|--------------------------------------|--|
| | | | | | | FBA) |
| | Poisson | 5,7 | 6,1 x 10 ⁻⁶ | FBC | 2745 | BBM avec facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |
| | | | | | | |
| Structure 2 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |
| Structure 3 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |
| Structure 4 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |

Tableau 8c : Données modélisées pour la bioaccumulation de HRGE

| | Organisme d'essai | Log K_{oe} | Vitesse de métabolisme (k_M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|--------------------------|---------------------------|---|------------------|--------------------------------------|---|
| Structure 1 | Poisson | 5,22 | n.d. | FBC | 1290 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 5,22 | 1,3 | FBC | 289 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBC) |
| | Poisson | 5,22 | 1,3 | FBA | 306 | BCFBAF, |

| | Organisme d'essai | Log K _{oe} | Vitesse de métabolisme (k _M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|---|---------------------|--|-----------|-------------------------------|--|
| | | | | | | 2008 (modèle de bilan massique FBA) |
| | Poisson | 5,22 | 2,04 x 10 ⁻⁶ | FBC | 2094 | BBM avec facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |
| Structure 2 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |
| Structure 3 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |

Tableau 8d : Données modélisées pour la bioaccumulation de HRTE

| | Organisme d'essai | Log K _{oe} | Vitesse de métabolisme (k _M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|-------------------|---------------------|--|-----------|-------------------------------|---|
| Structure 1 | Poisson | 5,31 | n.d. | FBC | 1480 | BCFBAF, 2008 (modèle linéaire) |
| | Poisson | 5,31 | 0,87 | FBC | 432 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBC) |
| | Poisson | 5,31 | 0,87 | FBA | 479 | BCFBAF, 2008 (modèle de bilan massique FBA) |
| | Poisson | 5,31 | 2,0 x 10 ⁻⁶ | FBC | 1127 | BBM avec |

| | Organisme d'essai | Log K _{oe} | Vitesse de métabolisme (k _M) Poissons de 10 g à 15 °C (1/jour) | Paramètre | Valeur (poids humide en L/kg) | Référence |
|-------------|---|---------------------|--|-----------|-------------------------------|---|
| | | | | | | facteurs atténuants (Dimitrov <i>et al.</i> , 2005) |
| Structure 2 | Tous les résultats du modèle étaient à l'extérieur du domaine d'estimation du modèle. | | | | | |

Les valeurs du FBC prévues par BBM et le modèle BCFBAF linéaire de la substance HR (tableau 8a) devraient être fiables étant donné que leurs poids moléculaires et les valeurs du log D_{oe} sont nettement à l'intérieur des domaines d'estimation des modèles. Les structures représentatives de HR sont aussi à l'intérieur du domaine structural de BBM. De plus, les valeurs du FBC pour plusieurs acides résiniques ayant des structures ressemblant à celles des structures 1, 2 et 3 de HR (tableau 1a) ont été comprises dans l'ensemble d'étalonnage du composé ionique du modèle BCFBAF. Les modèles du bilan massique à l'équilibre de BCFBAF (2008) ne sont pas censés s'appliquer aux substances qui s'appliquent de façon marquée; toutefois, d'après la valeur estimative du pK_a des composantes de HR (de 4,9 à 6,4) à un pH de 6, jusqu'à 70 % de la substance peut se trouver sous forme neutre. Par conséquent, les résultats pour ce modèle sont également présentés dans le tableau 8a.

Quelques-unes des valeurs modélisées des structures représentatives des tableaux 8b, c et d ne sont pas présentées. Elles ont été jugées fiables étant donné qu'aucun produit chimique de comparabilité structurale n'était contenu dans les ensembles d'étalonnage du modèle. La structure 4 de HRPE a un poids moléculaire de 1 282 g/mol, qui est à l'extérieur du domaine d'estimation des modèles BBM et BCFBAF. De plus, les valeurs du log K_{oe} des structures 2, 3 et 4 de HRPE, et des structures 2 et 3 de HRGE sont toutes à l'extérieur des domaines d'estimation des modèles BBM et BCFBAF. La structure 2 de HRPE et la structure 2 de HRTE ont des valeurs de log K_{oe} prévues supérieures à 9, ce qui est à l'extérieur des domaines d'estimation des modèles BCFBAF et BBM. Tous les résultats de modèle valables des composantes monoester (structure 1) de HRPE, de HRGE et de HRTE laissent entendre que ces composantes ne se bioaccumuleront pas en raison surtout des vitesses importantes de métabolisme (k_m). Quelques écarts importants dans les constantes cinétiques du métabolisme prévues sont évidents entre les modèles BCFBAF et BBM dans les tableaux 8b, c et d. Toutefois, même aux vitesses inférieures du métabolisme prévues des diverses composantes (c.-à-d. la prévision k_m de BBM pour la structure 1 de HRPE, la structure 1 de HRGE et la structure 1 de HRTE), les valeurs prévues du FBC n'étaient pas suffisamment élevées pour considérer ces composantes bioaccumulatives. Dans le cas des composantes qui présentent un log K_{oe} beaucoup plus

grand, à tel point qu'elles étaient à l'extérieur du domaine des modèles, il faudrait prendre note que la dilution par croissance conjuguée à des taux d'assimilation lents peut constituer un facteur important qui limiterait le potentiel de bioaccumulation (Arnot et Gobas, 2003). D'autres facteurs atténuants qui limiteraient le potentiel de bioaccumulation de ces substances (y compris les structures 2, 3 et 4 de HRPE, les structures 2 et 3 de HRGE et la structure 2 de HRTE) sont abordés de façon plus détaillée ci-dessous.

Selon l'ETAD (1995), les caractéristiques moléculaires indiquant une absence de bioaccumulation sont un poids moléculaire supérieur à 450 g/mol et un diamètre transversal supérieur à 1,05 nm. Des enquêtes plus récentes relativement aux données du FBC des poissons et aux paramètres de la taille moléculaire (Dimitrov *et al.*, 2002; Dimitrov *et al.*, 2005; BBM, 2008) laissent entendre que la probabilité qu'une molécule traverse les membranes cellulaires à la suite d'une diffusion passive diminue de façon importante avec l'augmentation du diamètre maximal (D_{\max}). La probabilité qu'une diffusion passive se produise diminue de façon notable lorsque le diamètre maximal est supérieur à environ 1,5 nm et diminue de façon encore plus significative dans le cas des molécules ayant un diamètre maximal supérieur à 1,7 nm. Sakuratani *et al.* (2008) ont également étudié l'effet du diamètre transversal sur la diffusion passive à l'aide d'un ensemble d'essai comptant environ 1 200 substances chimiques nouvelles et existantes. Ils ont observé que les substances dont le potentiel de bioconcentration n'était pas très élevé (FBC inférieur à 5 000) avaient souvent un D_{\max} supérieur à 2,0 nm ainsi qu'un diamètre transversal effectif (D_{eff}) supérieur à 1,1 nm.

Comme l'ont évoqué Arnot *et al.* (2010), il existe des incertitudes quant aux seuils proposés par Dimitrov *et al.* (2002, 2005) et Sakuratani *et al.* (2008), étant donné que les études sur le FBC utilisées pour calculer ces seuils n'ont pas fait l'objet d'évaluations critiques. Arnot *et al.* (2010) ont souligné que la taille moléculaire a un effet sur la solubilité et la capacité de diffusion dans l'eau et dans les phases organiques (membranes), et que les plus grosses molécules peuvent avoir un taux d'absorption plus lent. Toutefois, ces mêmes contraintes liées aux facteurs cinétiques s'appliquent aux voies de diffusion de l'élimination chimique (c.-à-d., absorption lente = élimination lente). Un potentiel de bioaccumulation important peut donc s'appliquer aux substances qui sont soumises à un processus d'absorption lent, si elles sont biotransformées ou éliminées lentement par d'autres processus. Par conséquent, lorsqu'on évalue le potentiel de bioaccumulation, les données sur la taille moléculaire doivent être utilisées avec discernement et de pair avec des éléments de preuve pertinents dans le cadre d'une méthode du poids de la preuve.

On estime que les D_{\max} des composantes représentatives de HRPE varient de 1,84 nm (structure 1) à plus de 2 nm pour les structures 2, 3 et 4, et leurs poids moléculaires varient de 422,61 g/mol (structure 1) à 1 281,99 g/mol (structure 4), qui dépassent certaines valeurs de seuil mentionnées plus haut dans le cas des diesters, triesters et tétraesters (c.-à-d., structures 2, 3 et 4) et laissent entendre que le taux d'absorption de ces composantes peut être plus lent comparativement à celui de substances plus petites, plus

compactes, atténuant ainsi le potentiel global de bioconcentration, étant donné le potentiel de biotransformation de ces substances.

Il en est de même pour les HRGE et les HRTE. On estime que les diamètres maximums pour les HRGE varient de 1,90 nm (structure 1) à plus de 2 nm pour les structures 2 et 3, et leurs poids moléculaires varient de 378,56 g/mol (structure 1) à 951,48 g/mol (structure 3), qui dépassent certaines valeurs de seuil mentionnées plus haut dans le cas des diesters et triesters (c.-à-d., structures 2 et 3) et laissent entendre que le taux d'absorption de ces composantes peut être plus lent comparativement à celui de substances plus petites, plus compactes, atténuant ainsi le potentiel global de bioconcentration. Finalement, on estime que le diamètre maximum pour les HRTE est supérieur à 2 nm pour les structures 1 et 2, et son poids moléculaire varie de 436,64 g/mol (structure 1) à 723,10 g/mol (structure 2), qui dépasse certaines valeurs de seuil mentionnées plus haut dans le cas des monoesters et diesters (c.-à-d., structures 1 et 2) et laissent entendre que le taux d'absorption de ces composantes peut être plus lent comparativement à celui de substances plus petites, plus compactes, atténuant ainsi le potentiel global de bioconcentration, étant donné le potentiel de biotransformation de ces substances.

Il est reconnu que des seuils de coupure rigoureux pour la taille et le poids moléculaire devraient être appliqués avec prudence pour prévoir le potentiel de bioaccumulation étant donné que, dans certains cas, de grosses molécules ayant un faible taux d'absorption peuvent afficher des taux d'élimination encore plus lents, ce qui pourrait mener à une bioaccumulation. Toutefois, si l'on tient vraiment compte du fait que les valeurs du log K_{oe} de ces substances plus grosses, qui étaient à l'extérieur des domaines des modèles BCFBAF et BBM, étaient supérieures à 9, elles auront probablement des taux d'absorption tellement faibles que la dilution par croissance atténuerait le potentiel de bioaccumulation de ces substances, étant donné le potentiel de biotransformation de ces substances (Arnot et Gobas, 2003).

Les preuves dont on dispose indiquent que la substance HR devrait avoir un faible potentiel de bioaccumulation en raison de ses propriétés physiques et chimiques (c.-à-d. capacité d'ionisation) et ses FBC expérimentaux faibles (34-180) pour les structures des composantes (c.-à-d. acide isopimarique). Les valeurs estimatives du FBC métabolisme-RQSA corrigées vont de 10 à 1 096 L/kg selon le modèle utilisé et la composante qui a été modélisée. De plus, les valeurs estimatives du FBA métabolisme-RQSA corrigées étaient de 1 738 à 3 981 L/kg selon la composante qui a été modélisée. D'après les valeurs disponibles obtenues par modélisation cinétique et empirique, corrigées en fonction du métabolisme, et compte tenu des preuves empiriques de potentiel métabolique, la substance HR ne répond pas au critère de bioaccumulation (FBA § 5 000) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Les HRPE, HRGE et HRTE devraient également avoir de faibles potentiels de bioaccumulation en raison de leurs propriétés physiques et chimiques (c.-à-d. poids

moléculaires élevés, diamètres transversaux importants de certaines composantes), un faible potentiel d'absorption dans le cas des composantes plus importantes et de faibles FBC et FBA prévus dans le cas de composantes plus petites. Les valeurs du FBC et du FBA prévues corrigées en fonction du métabolisme pour les composantes du monoester vont de 259 à 2 745 L/kg dans le cas de HRPE, de 289 à 2 094 L/kg dans le cas de HRGE, et de 432 à 1 480 L/kg dans le cas de HRTE, selon le modèle utilisé. Les résultats du FBA prévu disponibles des substances HRPE, HRGE, et HRTE atteignent jusqu'à 259, 306-140 et 479 L/kg, respectivement. Les structures plus importantes des HRPE, HRGE et HRTE se trouvaient de façon générale en dehors du domaine des modèles BCFBAF et BBM. Cependant, selon leur taille moléculaire prévue élevée (D_{\max} supérieure à 2 nm), leurs poids (supérieurs à 450 g/mol) et leurs $\log K_{oe}$ (supérieurs à 9), ces composantes auraient des taux d'absorption tellement lents que le métabolisme et la dilution par croissance atténueraient effectivement la bioaccumulation. Ainsi, les substances HRPE, HRGE et HRTE ne répondent pas au critère de bioaccumulation (FBA § 5 000) énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

A – Dans le milieu aquatique

Il existe des preuves expérimentales selon lesquelles les substances HRPE et HRGE n'ont aucun effet nocif sur les organismes aquatiques à la suite d'une exposition à court terme (aiguë) à des concentrations relativement faibles. Toutefois, certaines preuves expérimentales laissent entendre que des composantes des substances HRTE et HRGE peuvent avoir des effets nocifs sur des organismes aquatiques à la suite d'une exposition à court terme (aiguë) à des concentrations relativement faibles.

La toxicité aquatique d'analogues de HRPE, HRGE et HR a été déterminée à l'aide de la méthode de la fraction aqueuse (OCDE, 2000). Cette méthode a été mise au point pour vérifier la toxicité de mélanges hydrophobes pour les organismes aquatiques. Seulement une fraction de la masse totale de substances comportant de multiples composantes responsables de la composition d'une fraction aqueuse peut être présente dans la solution de fraction aqueuse. Par conséquent, le « taux de charge » a été préconisé pour exprimer les expositions de mélanges qui ne se dissolvent pas totalement et ne forment pas complètement une émulsion ou dispersion stable sur la plage d'essai requise (Girling *et al.*, 1992). Le taux de charge est le rapport masse-volume du mélange par rapport au support utilisé dans la préparation d'une fraction aqueuse. Ainsi, on peut considérer les fractions aqueuses analogues à l'expression « concentration nominale » utilisée pour les substances de ce type, avec toutes les limites inhérentes à cette expression (OCDE, 2000).

Ainsi, les concentrations responsables d'effets lors des essais fondés sur des fractions aqueuses peuvent être calculées à partir (1) des taux de charge, qui sont cernés comme étant soit une charge létale 50 (c.-à-d. un taux de charge qui cause la mort de 50 % de la population d'essai) (LL_{50}) ou une charge produisant un effet 50 (c.-à-d., un taux de charge qui a un effet non léthal sur 50 % de la population d'essai) (CE_{50}) ou (2) la masse mesurée de la substance d'essai dans l'eau d'essai dont les valeurs sont soit CL_{50} , soit CE_{50} . Les valeurs LL_{50} ou CE_{50} sont analogues aux valeurs nominales de LL_{50} ou CE_{50} déterminées dans le cas des substances pures mises à l'essai à l'intérieur de leur plage de solubilité. Dans un même ordre d'idées, la CSEO (concentration sans effet observé) est analogue au TCSEO (taux de charge sans effet observé). Les méthodes statistiques pour déterminer les valeurs de LL_{50} , CE_{50} et TCSEO sont les mêmes que celles que l'on utilise pour déterminer les valeurs de CL_{50} , CE_{50} et CSEO (OCDE, 2000).

Dans le cas des essais de fractions aqueuses mentionnés dans la présente évaluation, le matériau d'essai était dissous dans l'eau après avoir été brassé pendant 48 heures dans des contenants fermés (c.-à-d. pour éviter une perte de composantes volatiles) avant l'essai de toxicité, de manière à assurer un temps adéquat pour que toutes les composantes soient à l'équilibre dans les conditions d'essai.

HR

Les données relatives à la toxicité pour les organismes aquatiques pour la substance HR présentées dans le tableau 9a pour la colophane (n° CAS 8050-09-07) ont été produites à l'aide de la méthode de la fraction aqueuse.

Ce matériau sert d'analogie à la substance HR étant donné qu'un grand nombre des mêmes composantes structurales seraient présentes; toutefois, les principales composantes seraient les structures 2 et 3 (tableau 1a) avec deux doubles liaisons toujours présentes (p. ex. acide abiétique [structure A]) (voir la comparaison fondée sur la structure à l'annexe IIa). Il est reconnu que ces variations structurales peuvent entraîner de légères différences au niveau de la toxicité pour les organismes aquatiques. Cependant, la comparaison du log K_{oc} , la solubilité dans l'eau et les structures chimiques représentatives, les poids moléculaires et les diamètres transversaux laissent tous entendre que cet analogue peut être étroitement relié à la substance HR pour ce qui est de la biodisponibilité globale *in situ* et *in vivo*. Les taux de charge de la colophane de l'analogie de HR (n° CAS 8050-09-7) étaient de 0, 1, 10, 100 ou 1 000 mg/L dans le cas des algues, des poissons et des *Daphnia*. De plus, les effets du filtrage et un pH plus faible relativement à la toxicité observée ont été examinés et aucune mortalité ni aucun autre effet n'ont été observés dans le cas du tête-de-boule (*Pimephales promelas*) ou des algues vertes (*Pseudokirchneriella subcapitata*) aux concentrations les plus élevées mises à l'essai (1 000 mg/L). Chez les *Daphnia sp.* toutefois, il y a eu une mortalité de 60 % dans le groupe de traitement filtré de 1 000 mg/L et de 90 % dans le traitement de 1 000 mg/L de pH ajusté (c.-à-d., pH 6,7 par rapport à pH supérieur à 8 dans les essais ajustés autres que pH). Lors de l'essai définitif réalisé sans filtrer ou utiliser des ajustements de pH et des gradients de concentration de 0, 125, 250, 500 et 1 000 mg/L, on a constaté une mortalité de 85 % à 1 000 mg/L après 48 heures (ce qui a constitué le fondement de la CE_{50} de 911 mg/L illustrée au tableau 9a).

Tableau 9a. Données empiriques sur la toxicité pour les organismes aquatiques des analogues de HR et de la structure 1 représentative (acide isopimarique)

| Organisme d'essai | Type d'essai | Paramètre | Valeur (mg/L) | Référence |
|---|-------------------------------|-------------|------------------|--------------------------|
| Colophane (n° CAS 8050-09-7) | | | | |
| Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>) | Toxicité aiguë (72 heures) | CE_{50}^1 | SEO ⁴ | USEPA, 2008a |
| <i>Daphnia sp.</i> | Toxicité aiguë (48 heures) | CL_{50}^3 | 911 | USEPA, 2008a |
| Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) | Toxicité aiguë (96 heures) | CL_{50}^2 | SEO ⁴ | USEPA, 2008a |
| HR structure 1 (acide isopimarique; tableau 1a) | | | | |
| <i>Daphnia sp.</i> | Toxicité aiguë (24 heures) | CL_{50}^2 | 0,26 | Peng et Roberts, 2000 |
| | (48 heures) | CL_{50}^2 | 0,07 | |
| | (96 heures) | CL_{50}^2 | 0,02 | |

| Organisme d'essai | Type d'essai | Paramètre | Valeur (mg/L) | Référence |
|---|-------------------------------|-------------------------------|---------------|--------------------------------|
| Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>) | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ | 0,22 | Leach et Thakore, 1977 |
| Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ ² | 0,87 | Geiger <i>et al.</i> , 1985 |
| Saumon rouge (<i>Oncorhynchus nerka</i>) | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ ² | 0,7 | Kutney <i>et al.</i> , 1981b |
| <i>Daphnia sp.</i> | Toxicité aiguë (96 heures) | CE ₅₀ ¹ | 1,3 | Kutney <i>et al.</i> , 1981b |

¹ CE₅₀ — Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

² CL₅₀ — Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

³ DE₅₀ — Taux de charge effectif que l'on estime léthal pour 50 % (n'est pas l'équivalent de CL₅₀ ou CE₅₀ de la substance).

⁴ SEO — Sans effet observé à saturation à des charges pouvant atteindre 1 000 mg/L.

L'évaluation des données disponibles sur la toxicité de la fraction aqueuse dans le cas des poissons et d'une algue (tableau 9a) indique qu'aucun effet n'a été observé à la limite de la solubilité dans l'eau (saturation) de la colophane de l'analogue de HR (n° CAS 8050-09-7). L'évaluation des données disponibles sur la toxicité de la fraction aqueuse pour l'analogue de HR exposé aux *Daphnia sp.* (tableau 9a) indique que certains effets ont été observés à des taux de charge élevés où une DE₅₀ de 911 mg/L a été signalée. La toxicité observée de la colophane de l'analogue, qui est un mélange d'acides résiniques, peut en partie être attribuable à d'autres composantes semblables comme la structure 1 de HR (acide isopimarique). En raison de la toxicité combinée et d'autres facteurs liés à la matrice, le potentiel de toxicité de la colophane au composé pur individuel, représenté par l'acide isopimarique (structure 1), devrait différer grandement (Spurgeon *et al.*, à venir). En fin de compte, le poids de la preuve fondé sur les mesures de la CL₅₀ avec l'acide isopimarique (structure 1) laisse entendre que les composantes de la substance HR auraient des effets dangereux aigus pour les organismes aquatiques à des concentrations relativement faibles (c.-à-d., inférieure à 1 mg/L). L'estimation de toxicité la plus sensible a été signalée par Peng et Roberts (2000) selon des essais de toxicité avec les *Daphnia magna*, où les valeurs de CL₅₀ à 24, 48 et 96 heures étaient de 0,26 mg/L, 0,07 mg/L et 0,02 mg/L. Cette étude a été réalisée à l'aide de la norme ISO 6341 et de la norme britannique BS 6068 (ISO, 1989, BSI, 1990), au moyen de cinq réplicats d'organismes et de quatre réplicats d'aliquote pour un total de 20 organismes par concentration avec un pH d'eau de dilution entre 7,6 et 8,0. Il a été déterminé que ces données sont suffisamment solides pour donner une bonne estimation du danger de la structure 1 de HR (voir le sommaire de rigueur d'étude à l'annexe I). En outre, en raison du manque de données sur la toxicité des structures 2 et 3 de HR, et de la similarité structurale suffisante entre la structure 1 et les structures 2 et 3 de HR, les données empiriques sur la toxicité de la structure 1 pourraient servir de renseignements sur l'analogue pour toute la substance dans l'approche la plus prudente pour HR.

HRPE, HRGE et HRTE

Les données sur la toxicité pour les organismes aquatiques présentées dans le tableau 9b pour la colophane, ester avec le pentaérythritol (RPE) (n° CAS 8050-26-8) ont été

produites à l'aide de la méthode de la fraction aqueuse. Le RPE peut servir d'analogue qui convient pour les HRPE et HRGE. La différence entre le RPE et les HRPE/HRGE est que le RPE contient surtout des composantes d'acides résiniques non modifiés (c.-à-d. avec deux doubles liaisons toujours présentes comme l'acide abiétique [structure A] et les HRGE est estérifié à l'aide d'un réactif à base d'alcool légèrement différent (c.-à-d., glycérol [structure 2]b) que celui utilisé pour le RPE et les HRPE (c.-à-d., pentaérythritol [structure 2]c). Globalement, on a jugé que le RPE présentait un profil de biodisponibilité adéquatement semblable et un mode semblable d'action toxique (mode d'action d'ester) pour les HRPE et HRGE dans le cas des données d'écotoxicité déduites à partir d'analogues (voir l'annexe IIb).

Des expériences de délimitation d'une plage ont été réalisées à 0, 1, 10, 100 et 1 000 mg/L, où l'on n'a observé aucune mortalité ni autres effets dans le cas du tête-de-boule ou de *Daphnia*. L'effet de filtration a été évalué à 1 000 mg/L et l'effet de pH moindre (c.-à-d., pH 6,5-6,7) à 0 et 1 000 mg/L, sans effet observé pour l'un ou l'autre des paramètres.

Dans le cas des essais de détermination de plage sur les algues vertes, la densité finale des cellules dans la fraction aqueuse non ajustée préparée à 1 000 mg/L était d'environ 17 % inférieure à celle des témoins. Les inhibitions en pourcentage des densités finales des cellules dans le cas de la fraction aqueuse préparée à 100 et 10 mg/L ont été de 13 % et 9 %, respectivement. Ceci indiquait que le taux de charge des algues vertes pourrait avoir une incidence sur le nombre final de cellules. Ainsi, l'essai définitif a été réalisé à des gradients de concentration de 0, 125, 250, 500, 750 et 1 000 mg/L sans filtration ni ajustement de pH, et aucun effet n'a été observé dans l'essai définitif. Les essais définitifs dans le cas du tête-de-boule et de *Daphnia* ont été réalisés sans filtration ni ajustement de pH à 0 mg/L et 1 000 mg/L. Aucune des expériences de toxicité mentionnées dans le tableau 9b n'ont permis de constater des effets à saturation. L'évaluation des données disponibles sur la toxicité pour les algues, les invertébrés aquatiques et les poissons indique que le danger aigu potentiel pour ces organismes aquatiques est faible pour le RPE, ce qui, en raison de la biodisponibilité semblable et du mode d'action prévu (ester), s'appliquerait aussi aux HRPE et HRGE. Les sommaires de rigueur d'étude pour les essais de toxicité par fraction aqueuse de RPE ont été préparés par l'USEPA (2002).

Tableau 9b. Données empiriques sur la toxicité pour les organismes aquatiques de l'analogue de RPE (n° CAS 8050-26-8)

| Organisme d'essai | Type d'essai | Paramètre | Valeur (mg/L) | Référence |
|---|-------------------------------|-------------------------------|------------------|--------------|
| Algues vertes (<i>Selenastrum capricornutum</i>) | Toxicité aiguë (72 heures) | CE ₅₀ ¹ | SEO ³ | USEPA, 2008b |
| <i>Daphnia sp.</i> | Toxicité aiguë (48 heures) | CE ₅₀ ¹ | SEO ³ | USEPA, 2008b |
| Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>) | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ ² | SEO ³ | USEPA, 2008b |

¹ CE₅₀ — Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

² CL₅₀ — Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

³ SEO — Sans effet observé à saturation à des charges pouvant atteindre 1 000 mg/L.

On a jugé que le RPE ne convenait pas pour estimer l'écotoxicité de HRTE en raison d'importantes différences compositionnelles, étant donné que le RPE se composerait principalement de triesters (structure 3) et de tétraesters (structure 4), tandis que les HRTE se composeraient davantage de diesters (structure 1) et de monoesters (structure 2) de poids moléculaire plus faible. Ces différences ont une incidence directe sur le potentiel de biodisponibilité et laissent entendre que le RPE serait moins biodisponible et probablement moins toxique que les HRTE. Toutefois, le RPE devrait avoir un mode d'action toxique semblable (mode d'ester) pour les HRTE. Des valeurs écotoxicologiques ont été prévues (tableau 9c) pour chaque structure représentative de HRTE.

Tableau 9c. Données modélisées sur la toxicité aquatique de HRTE

| Organisme d'essai | Type d'essai | Paramètre | Valeur (mg/L) | Référence |
|-------------------|----------------------------|-------------------------------|---------------|--------------------------------|
| Structure 1 | | | | |
| Poisson | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ ¹ | 0,53 | ECOSAR, 2000-2008 ³ |
| | | | 1,13 | AIEPS, 2003-2007 |
| <i>Daphnia</i> | Toxicité aiguë (48 heures) | CE ₅₀ ² | 0,46 | ECOSAR, 2000-2008 ³ |
| | | | 2,51 | AIEPS, 2003-2007 |
| Algues | Toxicité aiguë (96 heures) | CE ₅₀ ² | 0,77 | ECOSAR, 2000-2008 ³ |
| | | | 2,33 | AIEPS, 2003-2007 |
| Structure 2 | | | | |
| Poisson | Toxicité aiguë (96 heures) | CL ₅₀ ¹ | 2,23* | AIEPS, 2003-2007 |
| | | | 3,58* | CPOP, 2008 |
| <i>Daphnia</i> | Toxicité aiguë (48 heures) | CE ₅₀ ² | 3,71* | AIEPS, 2003-2007 |
| Algues | Toxicité aiguë (96 heures) | CE ₅₀ ² | 3,85* | AIEPS, 2003-2007 |

¹CL₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes d'essai.

²CE₅₀ – Concentration d'une substance qu'on estime susceptible de causer un effet chez 50 % des organismes d'essai.

³ Pigment organique neutre RSA (toxicité de base).

* Dépasse la solubilité dans l'eau de la composante d'un facteur supérieur à 10.

Les monoesters constitutifs de HRTE (c.-à-d., structure 1) ont montré qu'ils avaient un potentiel de moyen à élevé de causer des effets nocifs aigus aux organismes aquatiques selon les valeurs de toxicité prévues du tableau 9c. Cette composante de HRTE est considérée du domaine du programme Ecological Structure-Activity Relationship (ECOSAR) selon les considérations du log K_{oe} et de poids moléculaires, et moyennement dans le domaine de Artificial Intelligence Expert Predictive System (AIEPS) selon une compatibilité moyenne (supérieur à 60 %) avec des structures (28) dans l'ensemble d'étalonnage du système AIEPS. La structure représentative de la structure 1 de HRTE

n'était pas du domaine du modèle de CPOP (2008) et, ainsi, aucune estimation n'est donnée pour cette composante. En raison du potentiel de toxicité aiguë égal ou supérieur à 1 mg/L prévu par le modèle ECOSAR, on conclut que cette composante a le potentiel d'être dangereuse pour les organismes aquatiques.

Le diester (c.-à-d., structure 2 de HRTE) était à l'extérieur du domaine du modèle ECOSAR, en raison de l'important $\log K_{oe}$ (supérieur à 10) prévu pour ces substances. Ainsi, les résultats du modèle ECOSAR pour cette composante de HRTE n'ont pas été jugés fiables et n'ont pas été présentés ici. La solubilité prévue de la structure 2 était très faible (supérieure à $1,3 \times 10^{-6}$ mg/L) et les valeurs empiriques de solubilité dans l'eau pour la substance entière étaient supérieures à 1 mg/L (tableau 2d). Cela laisse entendre que la composante oligoester de HRTE peut ne pas être suffisamment soluble pour devenir dangereuse de façon aiguë pour les organismes aquatiques selon les estimations de toxicité aquatique prévues pour cette composante dans le tableau 9c. Cela étaye la notion voulant que la probabilité d'effets aigus puisse être très faible dans le cas des produits chimiques ayant un $\log K_{oe}$ aussi élevé.

Le poids de la preuve concernant les données modélisées et expérimentales pour la HR et les HRTE indique que certaines composantes de HR (c.-à-d. structure 1 — acide isopimarique) et HRTE (c.-à-d. structure 1 — monoester) peuvent avoir des effets nocifs aigus pour les organismes aquatiques à des concentrations faibles (c.-à-d., les CL_{50} aiguës sont supérieures à 1,0 mg/L). Le poids de la preuve concernant les données écotoxicologiques de la fraction aqueuse pour les analogues de HRPE et HRGE indique que ces substances ne devraient pas avoir d'effets nocifs aigus pour les organismes aquatiques à de faibles concentrations (c.-à-d., aucun effet à saturation n'a été mesuré dans le cas des substances analogues). De plus, la biodisponibilité réduite associée à une masse moléculaire plus importante, une taille et un $\log K_{oe}$ prévu pour les composantes de l'oligoester abondant (c.-à-d., diester, triester et tétraester) de HRPE et HRGE étayent ces conclusions.

B — Dans d'autres milieux naturels

Lorsque des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE sont rejetées dans un plan d'eau, elles se répartissent dans les matières particulaires en suspension et les sédiments benthiques, où les organismes vivant dans les sédiments seraient exposés à la substance. Toutefois, on ne dispose d'aucune donnée appropriée de surveillance environnementale ou de toxicité propres aux organismes vivant dans les sédiments pour ces substances. Même si l'on dispose d'un nombre considérable de renseignements sur les niveaux d'acides résiniques (y compris des éléments constitutifs mineurs de HR) en aval des points de décharge des usines de pâtes et papiers, ces données n'ont pas été jugées pertinentes pour les sources et les utilisations de la HR dans la présente évaluation.

Pour ces substances, un quotient de risque fondé sur l'exposition dans l'eau interstitielle des sédiments peut être calculé en fonction des valeurs de la concentration environnementale estimée (CEE) et de la concentration estimée sans effet (CESE) en

milieu aquatique présentées plus haut, puis être utilisé pour la caractérisation des risques liés aux sédiments. Dans le calcul, les sédiments de fonds et son eau interstitielle sont censés être en équilibre avec l'eau sus-jacente, et les organismes benthiques et pélagiques sont censés montrer des sensibilités similaires à la substance. Par conséquent, la CEE et la CESE pour l'eau interstitielle seraient jugées identiques pour le milieu aquatique. Cette approche d'équilibre aboutirait donc à un quotient de risque (CEE/CESE) du milieu sédimentaire identique à celui du milieu aquatique.

Évaluation de l'exposition dans l'environnement

Aucune donnée convenable sur les concentrations de ces substances dans l'eau au Canada n'a été retracée. Les concentrations dans l'environnement ont donc été évaluées sur la base des renseignements disponibles, y compris les estimations relatives aux quantités de la substance, aux taux de rejets et aux plans d'eau récepteurs. La substance HR et, dans une moindre mesure, HRPE, HRGE et HRTE peuvent contenir de petites quantités résiduelles d'acides résiniques non modifiés (p. ex., structure 1 de HR), et ainsi être présentes naturellement dans divers milieux dans des concentrations naturelles et en raison de la contamination de l'environnement provenant des activités de production d'usines de pâtes et papiers. Toutefois, les composantes les plus importantes au plan quantitatif des substances visées par la présente évaluation ne sont pas d'origine naturelle et ne devraient pas non plus être présentes dans l'effluent des usines de pâtes et papiers.

A – Rejets industriels

L'exposition aquatique des substances HR et HRTE est prévue si les substances sont rejetées par les utilisations industrielles vers une usine de traitement des eaux usées et que l'usine évacue son effluent dans des eaux réceptrices. La concentration des substances dans les eaux réceptrices près du point de rejet de l'usine de traitement des eaux usées est utilisée comme les concentrations environnementales estimées (CEE) dans l'évaluation du risque que posent les substances en milieu aquatique. On peut la calculer à l'aide de l'équation

$$C_{\text{eau-ind}} = \frac{1000 \times Q \times L \times (1 - R)}{N \times F \times D}$$

où

- C_{eau-ind} : concentration en milieu aquatique due aux rejets industriels, en mg/L
 Q : quantité de substance totale utilisée chaque année sur un site industriel, en kg/an
 L : pertes dans les eaux usées, fraction
 R : taux d'élimination de l'usine de traitement des eaux usées, fraction
 N : nombre de jours de rejets annuels, en jour/an
 F : débit de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées, m³/jour
 D : facteur de dilution dans l'eau réceptrice, sans dimension

Étant donné que les substances HR et HRTE sont utilisées dans un cadre industriel et qu'on en prévoit des rejets dans l'eau, des scénarios de rejets industriels sont utilisés pour estimer les concentrations des substances dans l'eau à l'aide de l'outil d'exposition générique industriel - milieu aquatique (Industrial Generic Exposure Tool - Aquatic), ou IGETA, d'Environnement Canada (2009b). La perte estimée dans les eaux usées durant le cycle de vie de l'utilisation dans un cadre industriel s'élevait à 3,8 % (la valeur totale de 3,9 % signalée dans le tableau 4 comprenait l'utilisation commerciale et par les consommateurs également); elle était de 0,9 % pour les HRTE (la valeur totale de 5,4 % mentionnée dans le tableau 4 comprenait également l'utilisation commerciale et par les consommateurs). Ces rejets industriels dans les eaux usées résultent principalement de l'application industrielle, de la formulation et des activités liées à la manutention de conteneurs relativement à leurs utilisations dans les matériaux de soudure et les adhésifs. Le scénario de l'outil IGETA suppose également que les rejets se produisent 250 jours par an, habituellement pour les petites et moyennes installations, et qu'ils sont acheminés à une usine de traitement des eaux usées (UTEU) présentant une estimation prudente de taux d'élimination primaire des eaux usées de 55,7 % pour la substance HR (ASTreat, 2006) et de 49 % (Simple Treat, 1997) pour la substance HRTE.

Dans le cas de la substance HR, le scénario propre au site se fondait sur deux grands utilisateurs industriels de la substance (c.-à-d. représentant plus de la moitié de l'utilisation industrielle totale déclarée en 2006, ce qui a donné une CEE perfectionnée de $3,3 \times 10^{-5}$ mg/L (Environnement Canada, 2010e).

Dans le cas de la substance HRTE, on a supposé une quantité totale de l'utilisation industrielle de 100 à 1 000 kg/an dans un site présentant un flux estimé de façon prudente de 3 456 m³ par jour, correspondant au 10e percentile du débit des effluents des UTEU au Canada, ce qui donne une CEE perfectionnée de $3,3 \times 10^{-4}$ mg/L (Environnement Canada, 2010f).

Étant donné que les substances HRPE et HRGE ne montraient aucun effet aigu à saturation et bien au-delà selon les résultats de toxicité de la fraction aqueuse de l'analogue RPE, aucun scénario de rejet industriel n'a été calculé pour ces substances.

B – Rejets par les consommateurs

Étant donné que les substances HR et HRPE se retrouvent dans des produits de consommation et peuvent être rejetés dans l'eau, Mega Flush, outil d'Environnement Canada qui sert à estimer les rejets à l'égout issus d'utilisations par les consommateurs, a été utilisé pour estimer la concentration possible de la substance dans différents cours d'eau récepteurs d'effluents des usines de traitement des eaux usées dans lesquelles ont été rejetés par les consommateurs des produits contenant cette substance (Environnement Canada, 2009c). Cet outil est conçu de manière à fournir des estimations sur la base d'hypothèses prudentes en ce qui concerne la quantité de la substance utilisée et rejetée par les consommateurs.

Nous supposons par défaut que les taux d'élimination sont de 0 % dans les usines de traitement des eaux usées primaires et secondaires, que l'utilisation de la substance par les consommateurs est supérieure à 365 jours par année et que le débit est relativement faible pour tous les sites (c.-à-d., la valeur du dixième percentile). Ces estimations sont réalisées pour 1 000 sites de rejet environ dans tout le Canada, prenant donc en compte les usines de traitement des eaux usées les plus importantes du pays. Les pertes provenant de l'utilisation par les consommateurs sont estimées à 0,1 % (la valeur totale de 3,9 % mentionnée au tableau 4 comprenait également l'utilisation industrielle (pour la substance HR) en fonction de son utilisation comme colorant dans les peintures et les plastiques, et de 4,5 % (la valeur de 5,4 % mentionnée au tableau 4 comprenait également l'utilisation industrielle) pour la substance HRTE en fonction principalement de son utilisation dans les cires dépilatoires.

L'équation et les entrées utilisées pour calculer la CEE de HR et HRTE dans les eaux réceptrices sont décrites dans le rapport d'Environnement Canada (2010g, 2010h). Chaque scénario a été exécuté en supposant une utilisation totale par les consommateurs de 10 000 à 100 000 kg/an pour la substance HR et de 1 000 à 10 000 kg/an pour la substance HRTE (Environnement Canada, 2010a, 2010d).

À l'aide de ce scénario, l'outil estime que les CEE dans les eaux réceptrices varient de $1,2 \times 10^{-5}$ à $3,8 \times 10^{-8}$ mg/L pour la substance HR et de $2,6 \times 10^{-5}$ à $8,3 \times 10^{-8}$ mg/L pour la substance HRTE.

Étant donné que les substances HRPE et HRGE ne montraient aucun effet aigu à saturation et bien au-delà selon les résultats de toxicité de la fraction aqueuse de l'analogue RPE, aucun scénario de rejet par les consommateurs n'a été calculé pour ces substances.

Caractérisation des risques pour l'environnement

La démarche suivie dans cette évaluation écologique préalable consistait à examiner les renseignements scientifiques disponibles et à tirer des conclusions suivant la méthode du poids de la preuve et le principe de prudence exigé en vertu de la LCPE (1999). Les éléments de preuve pris en compte comprennent les résultats d'un calcul du quotient de risque prudent ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, la toxicité intrinsèque, les sources et le devenir de la substance dans l'environnement.

Comme on l'a décrit plus tôt, les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ont des demi-vies relativement longues dans tous les milieux naturels. Toutefois, on s'attend aussi à ce qu'elles aient de faibles potentiels de bioaccumulation.

La colophane de l'analogue de HR (n° CAS 65997-06-0) ne montrait aucune toxicité aux taux de charge de la fraction aqueuse atteignant 1 000 mg/L dans le cas des plantes aquatiques et poissons représentatifs. Toutefois, un taux de charge effectif de 50 % (CE₅₀) de 911 mg/L a été recensé pour cette substance pour les *Daphnia sp.* (voir le

tableau 9a). De plus, la structure représentative 1 pour la substance HR (acide isopimarique) a montré une valeur de toxicité critique de 0,07 mg/L qui constituait la toxicité aiguë observée pour les *Daphnia sp.* signalée par Peng et Roberts (2000). La CL₅₀ 96 h de 0,02 mg/L n'a pas été utilisée étant donné que cette période d'exposition peut s'approcher de celle utilisée pour la toxicité chronique de *Daphnia sp.* Toutefois, la présente étude n'a pas été réalisée en tant qu'étude de la toxicité chronique. La substance analogue RPE de HRPE et HRGE (n° CAS 8050-26-8) n'a montré aucune toxicité à des taux de charge de la fraction aqueuse pouvant atteindre 1 000 mg/L pour les poissons, les invertébrés aquatiques et les plantes représentatives (voir le tableau 9b). Ce résultat est conforme à la faible biodisponibilité dans l'environnement, au faible potentiel de bioaccumulation et à l'important encombrement stérique des composantes d'oligoester plus important que l'on sait composer l'essentiel des substances HRPE et HRGE.

On a obtenu une CESE prudente en fonction de la structure 1 de HR (acide isopimarique) qui a montré une CL₅₀ aiguë de 0,07 mg/L pour les *Daphnia*. Cette valeur a été choisie en tant que valeur critique de toxicité pour la substance HR et divisée par un facteur d'évaluation de 100 pour traduire les incertitudes associées à la variabilité interspécifique et intraspécifique de la sensibilité et à l'extrapolation d'une valeur sans effet sur le terrain à partir d'une CL₅₀ observée en laboratoire. Ce calcul a donné une CESE de 0,0007 mg/L pour la substance HR.

Dans le cas de la substance analogue RPE de HRPE et HRGE, étant donné qu'aucun effet n'a été observé à saturation et au taux de charge le plus élevé mis à l'essai de 1 000 mg/L (quantité beaucoup plus importante que celle prévue dans l'environnement), il n'a pas été possible de déterminer la CESE. Ainsi, on ne s'attendrait à aucun effet aigu à saturation et aucune analyse du quotient de risque n'était nécessaire.

Dans le cas de la substance HRTE, on a obtenu la CESE du paramètre prévu le plus sensible — une CE₅₀ aiguë pour les *Daphnia* de 0,46 mg/L pour la composante monoester. Cette valeur a été choisie en tant que valeur critique de toxicité pour la substance HR et divisée par un facteur d'évaluation de 100 pour traduire les incertitudes associées à la variabilité interspécifique et intraspécifique de la sensibilité et à l'extrapolation d'une valeur sans effet sur le terrain à partir d'une CE₅₀ observée en laboratoire. Ce calcul a donné une charge pour la CESE de 0,0046 mg/L pour la substance HRTE.

Dans le cas de la substance HR, la pire CEE réaliste pour les principaux sites d'utilisation industrielle a été estimée être de l'ordre de $3,3 \times 10^{-5}$ mg/L, ce qui a donné un quotient de risque de $CEE/CESE = 3,3 \times 10^{-5} \text{ mg/L} / 0,0007 \text{ mg/L} = 0,05$, ce qui indique qu'il n'existe aucun potentiel d'effets nocifs dans n'importe quel site en fonction des utilisations industrielles de la substance HR au Canada. Le scénario d'utilisation par les consommateurs a permis de constater qu'aucun site ne dépassait une CESE de 0,0007 mg/L selon des débits du 10^e percentile pour tous les sites et un taux d'élimination par les eaux usées de 0 %; ainsi, rien n'indique qu'il y ait un risque lié à l'utilisation par les consommateurs de la substance HR au Canada.

Dans le cas de la substance HRTE, une CEE prudente concernant les utilisations industrielles au Canada a été estimée être de l'ordre de $3,3 \times 10^{-4}$ mg/L. Ainsi, pour ce qui est des utilisations industrielles au Canada, le quotient de risque était $CEE/CESE = 3,3 \times 10^{-4} \text{ mg/L} / 0,0046 \text{ mg/L} = 0,07$, ce qui indique qu'il n'y a aucun potentiel d'effets nocifs dans n'importe quel site selon les utilisations industrielles de la substance HRTE au Canada. Le scénario d'utilisation par les consommateurs a permis de constater qu'aucun site ne dépassait une CESE de 0,0046 mg/L selon des débits du 10^e percentile pour tous les sites et un taux d'élimination par les eaux usées de 0 %; ainsi, rien n'indique qu'il y ait un risque lié à l'utilisation par les consommateurs de la substance HRTE au Canada.

Les quotients de risque qui en résultent et qui sont fondés sur une charge prudente (CEE/CESE) inférieure à 1 dans le cas des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE indiquent que les valeurs d'exposition pour ces substances sont peu susceptibles d'être suffisamment élevées pour avoir des effets nocifs sur les organismes aquatiques. Par conséquent, il est peu probable que les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE aient des effets nocifs pour l'environnement au Canada.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Toute modélisation des propriétés physiques et chimiques d'une substance ainsi que des caractéristiques P, B et Ti est fondée sur les structures chimiques. Comme ces substances sont des UVCB (substances de composition inconnue ou variable, produits de réaction complexes ou matières biologiques), elles ne peuvent pas être présentées par une seule structure chimique distincte. Par conséquent, aux fins de la modélisation, des « structures représentatives » qui fourniraient des estimations prudentes ont été recensées. Or, comme plusieurs structures représentatives peuvent être utilisées pour la même substance UVCB, il est reconnu que des incertitudes liées à la structure existent pour ces substances. Lors de la production de substance UVCB, y compris les substances visées par la présente évaluation, le potentiel d'une quantité résiduelle de composantes qui peut être très dangereuse (c.-à-d., persistante, bioaccumulative, toxique) existe. En raison de la variabilité des matières de départ et du processus de réaction, ainsi que de la complexité des produits qui peuvent comporter des matières résiduelles très dangereuses, il existe une incertitude concernant la présence de certaines composantes dans chaque substance UVCB évaluée. Cependant, des efforts importants fondés sur la documentation disponible et un jugement expert en chimie ont été déployés pour recenser les principales composantes préoccupantes dans chaque substance UVCB afin de fonder l'évaluation sur une estimation prudente.

La formation de métabolites potentiellement dangereux (c.-à-d., la rétène) a été établie pour divers acides résiniques non modifiés, provenant principalement de la décharge d'usines de pâtes et papiers. Il subsiste une incertitude dans le présent travail concernant l'ampleur dans laquelle des composantes de la substance HR et éventuellement des substances HRPE, HRGE et HRTE se dégraderaient dans l'environnement de tels métabolites. Selon les taux généralement faibles de dégradation prévus pour les composantes hydrogénées et estérifiées dans ces substances, et étant donné que la quantité résiduelle d'acides résiniques non modifiés devrait être faible dans ces substances, la production de ces métabolites est probablement minimale.

Les estimations d'écotoxicité dans les cas des substances HRPE et HRGE se fondent sur des données d'écotoxicité mesurées de substances chimiques analogues semblables. Les petites différences structurales entre les substances évaluées et leurs analogues peuvent donner lieu à des incertitudes dans cette méthode fondée sur les données déduites à partir d'analogues. La pertinence de chaque analogue a été jugée en fonction des principaux paramètres physiques et chimiques (c.-à-d., log K_{oc} , solubilité dans l'eau, poids moléculaire et taille), le mode d'action toxique, et la similarité de structures.

De plus, en ce qui concerne l'écotoxicité, le comportement de répartition prévu de ces substances montre que les données disponibles sur les effets ne permettent pas d'évaluer comme il se doit l'importance du sol et des sédiments comme milieux d'exposition. En effet, les seules données sur les effets qui ont été trouvées s'appliquent principalement aux expositions aquatiques pélagiques, même si la colonne d'eau peut ne pas être le moyen le plus préoccupant d'après les estimations sur la répartition. Pour ces substances, un quotient de risque fondé sur l'exposition dans l'eau interstitielle des sédiments peut être calculé en fonction des valeurs de la CEE et de la CESE du milieu aquatique présentées ci-dessus et utilisées pour la caractérisation des risques liés aux sédiments. Dans le calcul, les sédiments benthiques et leur eau interstitielle sont censés être en équilibre avec l'eau sus-jacente, et les organismes benthiques et pélagiques sont censés montrer des sensibilités similaires aux substances. Par conséquent, la CEE et la CESE pour l'eau interstitielle seraient jugées identiques pour le milieu aquatique. Cette approche d'équilibre aboutirait donc à un quotient de risque (CEE/CESE) du milieu sédimentaire identique à celui du milieu aquatique.

Les données critiques relatives à la toxicité en milieu aquatique prises en compte pour les substances HRPE et HRGE ont été produites à l'aide de la méthode de la fraction aqueuse. L'évaluation des données disponibles relativement à la toxicité aiguë pour les poissons, les invertébrés aquatiques et les plantes aquatiques indique que le danger aigu pour les organismes aquatiques est faible étant donné qu'aucun effet n'a été observé à la limite de solubilité dans l'eau (saturation) de RPE, une substance analogue (n° CAS 8050-26-8). Bien que les essais de toxicité aiguë n'aient montré aucune toxicité dans les organismes aquatiques, les propriétés chimiques et physiques et le devenir des substances dans cette catégorie indiquent qu'elles sont solubles dans l'eau à des concentrations qui soulèvent une incertitude concernant le potentiel d'avoir des effets chroniques. Par conséquent, l'essai de toxicité chronique chez les invertébrés demeure une source d'incertitude.

Étant donné que la substance est utilisée dans d'autres pays, il est possible que les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE entrent sur le marché canadien comme composants d'articles manufacturés ou de produits de consommation. On prévoit que même s'il était possible de tenir compte de ces quantités, les quantités de ces substances rejetées dans les divers milieux naturels (en particulier l'eau), ne seraient pas tellement différentes de celles estimées ici. Il est également reconnu qu'étant donné que la majorité de ces substances se retrouvent dans des installations d'élimination des déchets, des rejets provenant des sites d'élimination de déchets seraient possibles et contribueraient aux

concentrations globales dans l'environnement. Toutefois, étant donné les propriétés physiques et chimiques de ces substances, on s'attend à ce que de tels rejets soient minimaux.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Milieu naturel

Aucune donnée empirique n'a été relevée pour les substances HR, HRPE, HRGE ou HRTE dans l'air, l'eau, le sol ou les sédiments, au Canada ou ailleurs. Les concentrations dans l'environnement des substances HR, HRGE, HRPE et HRTE ont été estimées à l'aide des pourcentages de perte prévus par l'outil de flux massique (voir le tableau 4) (Environnement Canada, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d). Les pourcentages ont été appliqués à la quantité totale de substances HR, HRGE, HRPE et HRTE dans le commerce au Canada en 2006. On a estimé de façon prudente que les quantités totales dans le commerce étaient les quantités maximales des plages dans le commerce : 100 000 kg pour la HR, 100 000 kg pour les HRPE, 1 000 000 kg pour les HRGE et 10 000 kg pour les HRTE (Environnement Canada, 2009a). Les pertes sont présentées au tableau 10. Les hypothèses prudentes suivantes ont été faites : on suppose que les pertes dans les eaux usées atteignent les plans d'eau, que les pertes dans les sites d'enfouissement lixivent dans le sol et que les pertes dans les installations de recyclage parviennent à l'environnement (une répartition uniforme entre l'eau et le sol) (Environnement Canada, 2010a, 2010b, 2010c, 2010d).

Tableau 10. Estimations prudentes des pertes de HR, HRPE, HRGE et HRTE à diverses étapes de leurs cycles de vie

| Type de perte | Quantité de perte (kg par an) | | | | Étapes pertinentes du cycle de vie |
|------------------------------------|-------------------------------|--------|---------|------|---|
| | HR | HRPE | HRGE | HRTE | |
| Eaux usées (dans l'eau) | 3 900 | 900 | 24 000 | 540 | Fabrication, utilisation industrielle et utilisation commerciale ou par les consommateurs |
| Site d'enfouissement (dans le sol) | 79 200 | 92 800 | 945 000 | 9180 | Fabrication, utilisation industrielle, utilisation commerciale et par les consommateurs |
| Recyclage (dans l'eau et le sol) | 14 500 | 2600 | - | - | Fabrication, utilisation industrielle, utilisation commerciale et par les consommateurs |

Les pertes estimées ont été utilisées dans ChemCAN, un modèle d'exposition environnementale propre au Canada, afin d'estimer les concentrations dans différents milieux naturels (ChemCAN, 2003). Ce modèle diffère des modèles à sources ponctuelles utilisés dans la section de l'évaluation écologique du document, qui fournissent des estimations de l'exposition à proximité des points de rejets, dans le sens où il s'agit d'un modèle régional de fugacité de niveau III en champ lointain qui est utilisé

pour estimer les concentrations moyennes dans différents milieux, dans le but d'éclairer les estimations relatives à l'exposition humaine. Les CEE sont présentées au tableau 11 et servent de substituts pour les données mesurées afin d'obtenir les estimations d'absorption. Les estimations d'absorption pour chaque support, en plus de l'absorption totale pour chaque groupe d'âge, sont présentées aux annexes III a à d. Les absorptions quotidiennes maximales totales sont présentées dans le tableau 12 et varient entre 0,0029 et 0,17 µg/kg p.c. par jour; on estime que l'eau et le sol sont les sources prédominantes dans l'environnement.

Tableau 11. Concentrations estimées de HR, HRPE, HRGE et HRTE dans les milieux naturels à l'aide de ChemCAN v6.0 (ChemCAN, 2003)¹

| Substance | Milieu | Concentration |
|-----------|------------------------|-------------------------|
| HR | Air ² | 0,342 ng/m ³ |
| | Eau ³ | 41,4 ng/L |
| | Sol ³ | 2 179 ng/g de solides |
| | Sédiments ³ | 2 874 ng/g de solides |
| HRPE | Air ² | 0,248 ng/m ³ |
| | Eau ³ | 65,5 ng/L |
| | Sol ³ | 2 114 ng/g de solides |
| | Sédiments ³ | 2 535 ng/g de solides |
| HRGE | Air ² | 0,238 ng/m ³ |
| | Eau ³ | 1 020 ng/L |
| | Sol ³ | 16 223 ng/g de solides |
| | Sédiments ³ | 18 318 ng/g de solides |
| HRTE | Air ² | 0,180 ng/m ³ |
| | Eau ³ | 17,2 ng/L |
| | Sol ³ | 263 ng/g de solides |
| | Sédiments ³ | 374 ng/g de solides |

¹ Toutes les modélisations supposaient un rejet dans la région du sud de l'Ontario (plaines à forêts mixtes de l'Ontario).

² On a estimé les demi-vies de la dégradation par hydrolyse à l'aide d'AOPWIN v1.92 (AOPWIN, 2000).

³ En raison de la persistance dans l'eau, le sol et les sédiments, la dégradation dans ces milieux environnementaux a été jugée négligeable.

Tableau 12. Estimations maximales de la limite supérieure de l'absorption quotidienne de HR, HRGE, HRGE et HRTE

| Substance | Absorption quotidienne maximale totale (µg/kg p.c. par jour) | Groupe d'âge |
|-----------|--|---|
| HR | 0,016 | Tout-petit (0,5 à 4 ans) |
| HRPE | 0,017 | Tout-petit (0,5 à 4 ans) |
| HRGE | 0,17 | Nourrissons nourris au lait maternisé (0 à 0,5 ans) |
| HRTE | 0,0029 | Nourrissons nourris au lait maternisé (0 à 0,5 ans) |

Produits de consommation

Selon les propriétés physiques et chimiques de ces substances, on ne s'attend pas en général à une exposition par la voie respiratoire provenant des produits de consommation. De plus, selon le poids moléculaires et le log K_{oc} estimé des substances, on s'attend aussi à ce que l'absorption cutanée soit faible, même si l'on ne disposait d'aucune étude empirique sur la pénétration cutanée. On a estimé que les données empiriques sur l'absorption orale dans le cas des acides résiniques et colophaniques, esters avec le glycérol (n° CAS 8050-31-5) étaient inférieures à 5 % (voir la section Absorption, distribution, métabolisme et excrétion). Les estimations d'exposition pour ce qui est du dépôt cutané ont été calculées ci-dessous, mais on s'attend à ce que les doses internes réelles soient beaucoup plus faibles selon les propriétés des substances. Les fiches signalétiques portant sur l'utilisation professionnelle et générale des produits contenant des HR, HRPE ou HRGE peuvent inclure des avertissements sur l'irritation de la peau et/ou réaction de sensibilisation aussi bien que des mesures de premiers soins (3M Canada Company, 2007, 2009; AIM, 2001, 2009; Church & Dwight Co., Inc., 2008; Ciba Canada Ltd., 2008, 2009; Henkel Canada Corporation, 2010). Cependant, il n'y avait aucune mention des avertissements d'irritation/de sensibilisation pour quelques-uns des produits contenant HRGE ou HRPE (Bristol Myers Squibb Company, 1994; 3M Canada Company, 2008).

HR

Au Canada, la substance HR est présente dans un adhésif thermofusible offert aux consommateurs (3M Canada Company, 2008). Les adhésifs thermofusibles sont des colles solidifiées qui sont principalement utilisées dans les pistolets à colle dont se servent les amateurs pour assembler des pièces de modèle ou pour des fleurs décoratives (RIVM, 2007). Le potentiel d'exposition pendant l'utilisation d'un pistolet à colle a été estimé à l'aide de ConsExpo, ce qui a donné une concentration moyenne liée à l'inhalation et un dépôt cutané aigu de 0,0186 mg/m³ et 0,141 milligramme par kilogramme de poids corporel (mg/kg p.c.) par événement respectivement (ConsExpo, 2006) (voir l'annexe IV).

Les produits de coiffure telles que la cire et la pommade peuvent également contenir des HR à une concentration de 10 à 30 % par poids (CNS, 2010). Un scénario fondé sur un gel pour cheveux dans ConsExpo v4.1 a donné lieu à un dépôt cutané chronique de 1,36 mg/kg p.c. par jour (voir l'annexe IV).

On se sert de la substance HR comme traitement de surface dans la fabrication de pigments pour un nombre limité de pigments (p. ex., pigments au bleu d'indanthrène) (courriel de février 2010 envoyé par la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée). Ce traitement peut entraîner l'introduction non intentionnelle d'une petite quantité de HR dans un produit manufacturé final comme un toner sec (2,5 % par poids) ou une peinture liquide (moins de 0,2 % par poids habituellement) en tant que produit résiduel du pigment (Environnement Canada, 2009a;

Ciba Canada Ltd., 2008, 2009; courriel de février 2010 de la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée). Cette peinture est utilisée dans le domaine automobile et les revêtements automobiles du marché secondaire destiné à une utilisation industrielle (courriel de février 2010 de la Direction des secteurs des produits chimiques, Environnement Canada, adressé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada; source non citée). Les autres utilisations des HR, par exemple la pâte et le fil à souder (AIM, 2001, 2009; Henkel Canada Corporation, 2010), la matière fondue en construction automobile, la résine à effet collant des adhésifs industriels, les adhésifs à épissures pour les applications de stratification, les revêtements en poudre et les opérations de dispersion d'encre et d'imprimerie commerciale (Environnement Canada, 2009a), ne sont pas considérées comme donnant une exposition importante pour la population en général.

HRPE

La substance HRPE peut être présente dans des produits de consommation comme les cosmétiques et les adhésifs pour les pansements (Bristol Myers Squibb Company, 1994; NPSS, 2009; Toedt *et al.*, 2005). Les adhésifs médicaux contenant la substance HRPE ont été documentés. Cependant, les auteurs n'ont pas indiqué la concentration de HRPE utilisée dans ces adhésifs (Pereira *et al.*, 2007).

Les cosmétiques contenant des HRPE comprennent le mascara et le rouge à lèvres. Le fard à cils peut contenir jusqu'à 8 % de HRPE par poids (CNS, 2010; Environnement Canada, 2009a) et peut être appliqué tous les jours près des paupières, ce qui permet au produit de pouvoir toucher la surface cutanée de la paupière et constituer un dépôt cutané au cours de la journée (16 heures) (RIVM, 2006a). Une estimation de la limite supérieure de l'exposition cutanée chronique au fard à cils de 0,0282 mg/kg p.c. par jour a été déterminée. Les rouges à lèvres contiennent entre 3 et 10 % de HRPE par poids (CNS, 2010), et les estimations d'exposition maximale comprennent l'application jusqu'à quatre fois par jour sur les lèvres et l'ingestion à partir des lèvres au cours de cette période. On a calculé une estimation de la limite supérieure d'exposition orale chronique au rouge à lèvres comme étant 0,0564 mg/kg p.c. par jour. Les deux scénarios cutané et oral, pour le fard à cils et le rouge à lèvres, sont présentés à l'annexe IV.

D'autres utilisations de la substance HRPE, notamment dans les pièces automobiles manufacturées, les agents de composé thermofusible pour l'industrie du vitrage isolant et dans le fil à souder (Environnement Canada, 2009a) ne sont pas considérées comme donnant une exposition importante à la population générale.

HRGE

Les produits de consommation contenant de la substance HRGE comprennent les adhésifs pour articles enduits, utilisés dans des projets de bricolage (Environnement

Canada, 2009a) et dans la cire dépilatoire pour l'épilation chez soi (CNS, 2010; Church & Dwight Co., Inc., 2008).

Les produits dépilatoires contenant des résines sont, selon toute probabilité, sous la forme de cire chaude, de crèmes que l'on enlève ou de bandes dépilatoires. Ceux qui contiennent des HRGE comme ingrédient, ainsi que des HRTE (chacun à des concentrations variant entre 40 et 50 % par poids (Church & Dwight Co., Inc., 2008) sont présents dans les cires dépilatoires et les bandes préenduites plutôt que dans les crèmes à épiler. Cependant, on a signalé des concentrations de HRPE et HRGE de l'ordre de 10 à 30 % par poids dans la base de données du système de déclaration des cosmétiques (CSN, 2010). La concentration maximale recensée dans Church & Dwight Co., Inc. (2008) de 50 % par poids a été utilisée à des fins de modélisation étant donné qu'il s'agissait de la valeur la plus prudente. Malgré le fait que l'enlèvement de follicules pileux laisse des pores ouverts, on ne s'attend pas à ce que le HRGE soit absorbé par la surface cutanée comme il est décrit ci-dessus. En supposant une exposition cutanée à la surface des deux jambes d'un adulte à raison de 17 fois par année, on a déterminé un dépôt cutané chronique et aigu de 38,8 mg/kg p.c. par fois et de 1,8 mg/kg p.c. par jour, respectivement (annexe IV).

Les adhésifs utilisés dans les projets de bricolage pour les matériaux lamellés sur bois, plastiques ou autres matériaux peuvent contenir des HRGE dans une concentration variant entre 5 et 10 % par poids (Environnement Canada, 2009a). En supposant l'utilisation de cette colle de construction qui contient 10 % de HRGE deux fois par année, l'exposition est limitée (Environnement Canada, 2009a). Cependant, la main du consommateur peut toucher à l'adhésif au moment de l'application, soit de façon accidentelle, soit en employant un doigt pour étendre la colle sur une surface. On a calculé une estimation de la limite supérieure du dépôt cutané dans le cas de l'adhésif pour laminés de 0,353 mg/kg p.c. par activité. La volatilité des HRGE est très faible, ce qui se prête à une estimation négligeable d'exposition liée à l'inhalation (concentration moyenne liée à l'inhalation de $2,86 \times 10^{-7}$ mg/m³ (Annexe IV).

On ne s'attend pas à ce que d'autres utilisations des HRGE, notamment dans les adhésifs contact industriels (3M Company 2010a, b; 3M Canada Company 2007, 2009), la résine industrielle à effet collant et les pièces automobiles manufacturées (Environnement Canada, 2009a), donnent lieu à une importante exposition de la population en général.

HRTE

On trouve des HRTE avec des HRGE de façon très courante dans une cire dépilatoire, chaque substance étant à des concentrations variant entre 40 et 50 % par poids (Church & Dwight Co., Inc., 2008). En utilisant le même scénario que celui qui est décrit pour les HRGE, un scénario d'exposition cutanée dans le cas de l'utilisation des HRPE dans les cires dépilatoires a été exécuté de façon à donner un dépôt cutané chronique et aigu de 38,8 mg/kg p.c. par événement et de 1,8 mg/kg p.c. par jour respectivement (annexe IV).

Évaluation des effets sur la santé

L'annexe V comporte un résumé des renseignements disponibles relatifs aux effets des substances HR, HRPE et HRGE sur la santé. Aucune donnée sur la toxicité n'a été recensée dans le cas des HRTE.

Aucune classification ni aucun examen en profondeur des effets sur la santé des HR, HRPE, HRGE et HRTE par des organismes de réglementation nationaux ou internationaux n'ont été recensés. Cependant, l'Environmental Protection Agency des États-Unis a inclus les HR, HRPE et HRGE dans des caractérisations préalables des risques dans le cadre d'un premier établissement des priorités fondé sur les risques de produits chimiques à volume de production élevé (USEPA, 2008a, 2008b).

Les résultats des analyses de toxicité aiguë par voie orale ont indiqué que les valeurs de la DL₅₀ chez les rats en ce qui concerne les substances HR, HRPE, et HRGE étaient toutes supérieures à 2 000 mg/kg p.c. à la suite d'une seule exposition (Commission européenne, 2000a, 2000b, 2000c, 2000d; USEPA, 2008a). Les valeurs de la concentration non létale aiguë mesurées par inhalation (CL₀) signalées chez les rats variaient de plus de 0,158 mg/L (plus de 158 mg/m³) dans le cas des HRGE à plus de 2 480 ppm (supérieure à 31 000 mg/m³) dans le cas de la substance HR (Commission européenne, 2000a, 2000c). Aucune étude sur l'absorption cutanée par doses répétées ou aiguës et aucune étude sur l'inhalation par doses répétées n'ont été recensées. On ne disposait d'aucune étude sur la génotoxicité ou la toxicité pour la reproduction et le développement dans le cas des substances HR, HRPE, HRGE ou HRTE. Ainsi, les descriptions qui suivent pour chaque composé comportent les résultats relatifs à la sensibilisation et l'irritation et à la toxicité par doses répétées.

HR

Dans le cadre d'une étude de toxicité chronique et de cancérogénicité chez des rats Sprague-Dawley exposés par voie orale à la substance HR sur une période de deux ans, le seul effet observé a été une diminution du poids corporel à la dose la plus élevée, 1 000 mg/kg p.c. par jour (Kay, 1962a). On a également signalé une diminution du poids corporel moyen reliée à une diminution de consommation de nourriture et une prise de poids corporel à une dose de 1 000 mg/kg p.c. par jour dans le cadre d'une étude de 90 jours avec la même souche de rats. En outre, une augmentation statistiquement significative du poids relatif des organes, y compris le foie, les reins et la rate chez les mâles et le foie chez les femelles, a été observée à cette dose (Calandra, 1960a, 1967).

En ce qui concerne la sensibilisation cutanée, dans un test de maximisation dans le cadre duquel les cobayes étaient provoqués avec la substance HR après induction intracutanée ou épidermique de la même substance, on a observé une réponse positive significative. Toutefois, on n'a pas observé un tel effet avec l'adjuvant complet de Freund chez les mêmes espèces (Karlberg *et al.*, 1988). Dans le cadre d'un test épicutané sur des patients humains qui avaient une allergie connue à la colophane, Karlberg *et al.* (1988) ont signalé

une diminution marquée de la fréquence des réactions allergiques à la substance HR à des concentrations allant jusqu'à 20 % comparativement à leurs réactions à la colophane aux mêmes concentrations.

HRGE

Dans le cadre d'une étude de 28 jours au cours de laquelle des rats Sprague-Dawley étaient exposés par voie orale à la substance HRGE dans l'alimentation, on a signalé une diminution du poids corporel seulement chez les femelles à une dose de 500 mg/kg p.c. par jour comparativement aux témoins (la consommation de nourriture n'était pas touchée). Ainsi, il a été déterminé que la dose minimale avec effet observé (DMEO) était de 500 mg/kg p.c. par jour. Toutefois, lors d'une étude de 90 jours chez des rats Sprague-Dawley exposés par voie orale à la substance HRGE dans l'alimentation, aucun effet sur la santé relié au traitement n'a été observé à des doses allant jusqu'à 2 500 mg/kg p.c. par jour (USEPA, 2008b).

L'exposition cutanée à la substance HRGE n'a pas entraîné de sensibilisation chez les cobayes ni d'irritation chez les lapins (Commission européenne, 2000a). Lors d'un test épicutané sur des sujets humains, le matériau d'essai contenant 10 % de HRGE n'a donné aucun signe d'irritation ou de sensibilisation de la peau (Johnson, 2004). Dans quelques études de cas, lorsque des tests épicutanés de suivi étaient appliqués à des patients humains présentant les symptômes cliniques de sensibilisation ou d'irritation après avoir utilisé des produits de consommation contenant des HRGE, on a observé des réactions positives de sensibilisation cutanée lors d'exposition à une gelée de pétrole contenant jusqu'à 20 % de HRGE (Ota *et al.*, 2007; Foti *et al.*, 2006; Bonamonte *et al.*, 2001).

HRPE

Aucune étude de toxicité en doses répétées n'a été recensée dans le cas de la substance HRPE.

Certaines réactions positives associées à l'utilisation de pansements contenant des HRPE ont été signalées. Cependant, les auteurs n'ont pas indiqué les concentrations de HRPE utilisées dans les portions adhésives des pansements (Pereira *et al.*, 2007; Sasseville *et al.*, 1997; Schliz *et al.*, 1996).

Résultats des modèles RQSA/RSA et données sur les analogues

Les résultats des modèles de prévision RQSA/RSA (DEREK, 2008, TOPKAT, 2004, CASETOX, 2008 et Leadscope Model Applier, 2009), sur les principales structures chimiques représentatives de HR, HRPE, HRGE et HRTE étaient limités et étaient principalement négatifs, inconcluants ou à l'extérieur du domaine d'applicabilité pour le modèle. Un modèle de RAS, DEREK, a atteint un niveau d'alerte pour une prolifération des peroxysomes « plausible » chez les rongeurs (souris et rats) dans le cas des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE.

Puisqu'on ne disposait que de données limitées en ce qui concerne la toxicité des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE, et que les résultats des modèles RQSA/RSA étaient très limités, on a également tenu compte des renseignements pertinents sur les analogues potentiels de ces substances, et les renseignements sont résumés à l'annexe VI.

Des données sur trois substances analogues (annexe VI) ont été analysées pour accroître la compréhension des effets potentiels sur la santé liés à l'exposition aux substances HR, HRPE, HRGE et HRTE. La colophane (n° CAS 8050-09-7), les acides résiniques et colophaniques, esters avec le pentaerythritol (n° CAS 8050-26-8) les acides résiniques et colophaniques, esters avec le glycérol (n° CAS 8050-31-5) ont été retenus comme analogues pour l'évaluation des effets sur la santé en fonction de leur similarité structurale et de la disponibilité d'études sur la toxicité.

Colophane (n° CAS 8050-09-7)

Dans une étude combinée sur la toxicité orale pour la reproduction et le développement où on a utilisé de la colophane, on n'a observé aucun effet relié au traitement sur l'accouplement, la fécondité ou la durée de la gestation chez les rates Sprague-Dawley exposées à des doses allant jusqu'à 825 mg/kg p.c. par jour. Aucune anomalie externe évidente n'a été constatée chez les petits, peu importe la dose. La masse des testicules et des épидидymes étaient semblables chez tous les groupes. Le taux de survie à la naissance, indiqué par l'indice de naissances et l'indice de viabilité, était semblable chez tous les groupes. L'effet signalé pour la reproduction et le développement a été la réduction de la taille de la portée et du poids des fœtus en conséquence d'une ingestion réduite de nourriture chez les mères à une dose de 825 mg/kg p.c. par jour (Clubb et Sutherland, 2002).

Comme dans ce qui est signalé pour la substance HR, dans une étude de deux ans sur la toxicité chronique et la cancérogénicité, on n'a observé aucune différence importante entre les groupes traités et les témoins en ce qui concerne le taux de tumeurs, l'hématologie, l'analyse d'urine, ou la pathologie clinique ou microscopique chez les rates Sprague-Dawley rats exposées par voie orale à la colophane à une dose pouvant atteindre 1 000 mg/kg p.c. par jour (USEPA, 2008a). On a observé une augmentation du poids relatif du foie et une diminution de la prise de poids corporel moyen associée à une diminution de la consommation de nourriture à la dose élevée (1 000 mg/kg p.c. par jour) (USEPA, 2008a; Kay, 1962b). On a obtenu des résultats semblables dans des études de toxicité orale de 90 jours avec la colophane (Calandra, 1960b) et la substance HR avec la même souche de rats (USEPA, 2008a).

La colophane est classée par l'Union européenne comme un agent sensibilisant cutané (R43; peut entraîner une sensibilisation par contact avec la peau) (ESIS, 2009). En Allemagne et en Suède, des réactions positives de sensibilisation chez les humains ont été signalées lors de tests épicutanés avec la colophane (Commission européenne, 2000e). La colophane est bien reconnue comme agent sensibilisant cutané et représente également la troisième cause en importance d'asthme professionnel. Toutefois, les allergènes précis

visés particulièrement dans l'asthme professionnel n'ont pas été complètement évalués ou recensés (Sadhra *et al.*, 1994).

Acides résiniques et colophaniques, esters avec le glycérol (n° CAS 8050-31-5)

Dans une étude de 90 jours, aucun effet lié au traitement n'a été observé chez les rats Fisher 344 à qui on avait administré des doses par voie orale pouvant atteindre 2 500 mg/kg p.c. par jour d'ester glycérique de la colophane (Blair, 1991). Toutefois, dans une étude de 90 jours chez des rats Sprague-Dawley, on a observé des augmentations statistiquement significatives, reliées à la dose du poids absolu et relatif du foie à des doses orales de 1 000 et de 5 000 mg/kg p.c. par jour d'ester glycérique de la colophane (Mann *et al.*, 1982).

L'ester glycérique de la colophane n'était pas mutagène dans le test de Ames avec *Salmonella typhimurium* (Jagannath, 1988; Ishidate *et al.*, 1984). De plus, on n'a observé aucun signe de synthèse non programmée de l'ADN dans les cellules mammaliennes (Cifone, 1988) ou d'aberrations chromosomiques dans les cellules fibroplasiques et les ovaires des hamsters chinois lors de tests avec l'ester glycérique de la colophane (Murli, 1988; Ishidate *et al.*, 1984).

On a signalé une légère irritation cutanée, mais non des yeux, lors de l'essai avec l'ester glycérique de la colophane chez les lapins. Cependant, aucune sensibilisation cutanée n'a été constatée avec un produit contenant l'ester glycérique de la colophane lors de tests sur des humains (aucun détail de l'étude n'est fourni) (Commission européenne, 2000d; Johnson, 2004).

Acides résiniques et colophaniques, esters avec le pentaérythritol (n° CAS 8050-26-8)

Dans une étude combinée sur la toxicité orale pour la reproduction et le développement où on a utilisé l'ester de la colophane avec le pentaérythritol, on n'a observé aucun effet relié au traitement sur l'accouplement, la fécondité ou la durée de la gestation chez les rates Sprague-Dawley exposées à des doses allant jusqu'à 1 900 mg/kg p.c. par jour (USEPA, 2008b). D'autres résultats paramétriques signalés dans cette étude étaient semblables à ceux observés dans le cas de la colophane (Clubb et Sutherland, 2002). La DSEO concernant les effets systémiques et pour la reproduction et le développement dans le cas de l'ester de la colophane avec le pentaérythritol a été supérieure à 1 900 mg/kg p.c. par jour (la plus forte dose administrée) (USEPA, 2008b).

Les résultats observés lors d'une étude de deux ans chez les rats par administration orale d'ester de la colophane avec le pentaérythritol étaient semblables à ceux signalés lors d'études de deux ans sur l'administration par voie orale de la substance HR et de la colophane à des rats. On n'a observé aucun effet évident relié au traitement chez les rats Sprague-Dawley exposés à une dose de 50 mg/kg p.c. par jour en ce qui concerne le taux de tumeurs, l'hématologie, l'analyse d'urine, ou la pathologie clinique ou microscopique (Kay, 1962c). Comme pour les résultats obtenus dans des études de 90 jours pour la

substance HR, la colophane et l'ester glycérique de la colophane, on a observé des augmentations statistiquement significatives du poids absolu et relatif du foie à la dose élevée (2 500 mg/kg p.c. par jour) dans une étude de 90 jours pour l'ester de la colophane avec le pentaérythritol (Calandra, 1960c).

Lors d'un test épicutané recouvert à une seule attaque avec l'ester de la colophane avec le pentaérythritol, on a observé des irritations cutanées allant de minimales à modérées chez les lapins. Cependant, on n'a décelé aucun signe de sensibilisation allergique de la peau lors d'un test de maximisation chez les cobayes. Andersen (1998) a aussi signalé des irritations des yeux induites par l'ester de la colophane avec le pentaérythritol et il a également démontré que les formulations contenant de 7 à 9,6 % d'ester de la colophane avec le pentaérythritol n'induisaient pas de réactions de sensibilisation ni d'irritations cutanées chez les humains lors de tests épicutanés à attaques répétées.

Absorption, distribution, métabolisme et excrétion

On n'a recensé aucune étude de l'absorption, de la distribution, du métabolisme et de l'excrétion dans le cas des substances HR, HRPE, HRGE ou HRTE. Les renseignements limités sur l'analogue, l'ester glycérique de la colophane, indiquaient qu'il est très stable dans le tube digestif des rats et que seulement une petite fraction, fort probablement la fraction de l'ester monoglycérique, subira une hydrolyse partielle. Moins de 1 % de l'ester glycérique de la colophane administré par le régime alimentaire a été excrété soit comme dioxyde de carbone expiré, soit dans l'urine et la majeure partie de la dose (plus de 95 %) a été récupérée dans les selles (OMS, 1996). Par conséquent, moins de 5 % de l'ester glycérique de la colophane semble être absorbé dans le tube digestif des rats. Cela peut expliquer les fortes DMEO observées dans des études à doses répétées chez des rats avec l'ester glycérique de la colophane. En raison des DMEO élevées dans des études à doses répétées chez des rats avec HRGE et HR qui sont semblables à celles observées dans le cas de l'ester glycérique de la colophane, on s'attend à ce que HRGE et HR manifestent également une faible absorption dans le tube digestif des rats.

Confiance dans la base de données sur la toxicité

La confiance dans la base de données sur la toxicité de HR, HRPE, HRGE et HRTE est considérée comme étant de faible à modérée puisqu'on a recensé un nombre limité de données empiriques. Toutefois, des analogues avec d'autres données sur la toxicité ont fourni des résultats semblables à ceux observés dans le cas des HR, HRPE, HRGE et HRTE et on peut les utiliser pour combler les lacunes dans la base de données.

Caractérisation du risque pour la santé humaine

Des études chroniques limitées concernant la substance HR et des analogues choisis ont indiqué qu'il n'y avait aucun signe de cancérogénicité chez les animaux de laboratoire et des effets toxicologiques limités à des doses de 1 000 mg/kg p.c. et plus par jour. En outre, aucune étude sur la génotoxicité n'a été recensée dans le cas des HR, HRPE, HRGE ou HRTE. Les résultats des modèles de prévision RQSA/RSA concernant la

génétoxicité des substances HR, HRPE, HRGE et HRTE ont été principalement négatifs, inconcluants ou hors du domaine d'applicabilité. Les données limitées sur la génotoxicité *in vitro* dans le cas de l'analogue, l'ester glycérique de la colophane, ne laissaient pas entendre qu'il y avait mutagénicité; cependant, aucune donnée sur la génotoxicité *in vivo* n'a été recensée. On ne disposait d'aucune étude sur la toxicité pour la reproduction et le développement dans le cas de la substance HR ou de ses esters (HRPE, HRGE et HRTE). En ce qui concerne les analogues, la colophane et l'ester de la colophane avec le pentaérythritol, aucun effet évident relié à une exposition n'a été signalé chez les rats adultes ou les petits dans le cadre d'études combinées sur la toxicité pour la reproduction et le développement. Pour ce qui est d'études sur la toxicité à doses répétées concernant les substances HR, HRGE et les analogues choisis, les DMEO s'élevaient à 500 mg/kg p.c. par jour selon la diminution de poids corporel reliée au traitement chez les rates lors d'une étude de 28 jours par voie orale avec les HRGE.

On s'attend à que le potentiel d'exposition de la population générale à la HR, aux HRPE, HRGE et HRTE dans les milieux naturels soit faible. Une comparaison entre le niveau d'effet critique dans le cas d'une exposition à doses répétées par voie orale (500 mg/kg p.c. par jour) et l'absorption quotidienne maximale totale estimée la plus élevée provenant de toutes les voies d'exposition environnementales (0,17 µg/kg p.c. par jour), selon les données sur la substance HRGE, a pour résultat une marge d'exposition (ME) d'environ 2 900 000. On considère que cette marge assure une protection adéquate de la santé humaine en raison de la nature prudente des estimations d'exposition et des incertitudes dans la base de données.

En ce qui concerne les produits de consommation, il y a un potentiel de faible niveau d'exposition quotidienne par voie orale et cutanée aux HRPE provenant de rouges à lèvres et un potentiel d'exposition par voie cutanée aux HRPE provenant de l'utilisation de fard à cils et aux HRGE et HRTE provenant de produits de consommation par événement (p. ex., cire dépilatoire). On s'attend à ce que l'exposition par voie cutanée aux HRGE et HR suite à l'utilisation occasionnelle de produits de consommation (adhésifs à base d'eau, adhésifs thermofusibles) soit faible en raison de l'utilisation peu fréquente. On considère que l'exposition par inhalation est négligeable en raison de la faible pression de vapeur de ses composés. Les estimations de dépôt cutané aigu variaient entre 0,14 et 39 mg/kg p.c. par jour tandis que les estimations de dépôt cutané chronique variaient entre 0,03 et 1,8 mg/kg p.c. par jour. L'exposition chronique par voie orale provenant du rouge à lèvres a été estimée à 0,06 mg/kg p.c. par jour. Ces estimations d'exposition sont plusieurs ordres de grandeur inférieures aux niveaux d'effet par voie orale observés chez les animaux de laboratoire et, conjuguées à la faible absorption prévue par voie cutanée, elles ne sont pas considérées comme étant préoccupantes pour la santé humaine.

Même si des études sur la sensibilisation et l'irritation ont donné des résultats discutables chez les animaux et les humains, des réactions positives à la sensibilisation reliées à l'utilisation de produits de consommation contenant des HRGE et HRPE ont été signalées dans plusieurs cas. Dans certains cas, les auteurs ont attribué la présence de résidus de colophane non modifiée dans les produits de consommation à la réaction positive de sensibilisation. En outre, l'allergénicité de la colophane, un sensibilisant cutané reconnu,

a été considérablement réduite par l'hydrogénation selon Karlberg *et al.* (1988). Des réactions positives semblent associées à des produits de consommation contenant des concentrations égales ou supérieures à 20 % de HRGE ou HRPE. Toutefois, des preuves indiquent que la substance HR peut être un sensibilisant cutané possible à des concentrations plus faibles. Une faible utilisation de produits contenant ces substances par le consommateur est attendue. Pour les produits classés sous le Règlement sur les produits contrôlés, établi en vertu de la *Loi sur les produits dangereux*, les effets potentiels sur la santé, incluant la sensibilisation, seraient définis sur la fiche signalétique.

Incertitudes de l'évaluation des risques pour la santé humaine

La confiance dans les estimations d'exposition dans l'environnement concernant les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE est faible. Aucune donnée concernant les concentrations de ces substances dans les milieux naturels n'a été relevée dans la littérature. Cependant, des quantités dans le commerce pour l'année civile 2006 sont connues, et elles ont été combinées aux pourcentages estimatifs de pertes provenant de l'outil de flux massique pour modéliser les concentrations dans l'environnement. Comme on a utilisé, pour la modélisation, les valeurs maximales des plages de quantités dans le commerce, il est probable que les résultats modélisés constituent des estimations prudentes de l'exposition dans l'environnement. La confiance à l'égard des estimations relatives à l'exposition des produits de consommation est modérée. Même si l'on disposait de scénarios d'exposition dans ConsExpo v4.1 pour les produits de consommation recensés à partir des recherches documentaires, la base de données du Système de déclaration des cosmétiques de Santé Canada et les réponses à un avis publié en vertu de l'article 71 de la LCPE (1999), l'absence de propriétés physiques et chimiques expérimentales comme données d'entrée pour modéliser nuit à la confiance dans les estimations d'exposition.

Même si la similarité structurale et les profils de risque donnent confiance dans l'utilisation d'analogues (colophane, ester glycérique de la colophane et ester de la colophane avec le pentaérythritol), il subsiste des incertitudes reliées à la question de savoir si les données reflètent avec exactitude le danger que présentent la substance HR et ses dérivés estérifiés HRPE, HRGE et HRTE.

Conclusion

Selon leurs propriétés physiques et chimiques, les données expérimentales sur la biodégradation des substances HR, HRPE et HRGE, les données sur la biodégradation des analogues pour les HRTE, et les données prévues, on s'attend à ce que les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE se biodégradent lentement dans l'environnement. En outre, de nouvelles données expérimentales relatives à la bioconcentration de composantes de HR ainsi que le potentiel prévu de bioaccumulation d'autres composantes laissent entendre que la substance HR présente un faible potentiel d'accumulation dans les tissus lipidiques d'organismes. Les composantes à poids moléculaire moindre de HRPE, HRGE et HRTE ne montrent pas un potentiel de bioaccumulation prévu élevé d'après plusieurs résultats prévus, ce qui laisse entendre que le métabolisme atténuera le potentiel de bioaccumulation. Il a été prévu que les composantes à poids moléculaire plus grand, plus élevé des HRPE, HRGE et HRTE auraient une biodisponibilité limitée à tel point que l'on ne s'attend pas à une bioaccumulation importante. Par conséquent, les substances HR, HRPE, HRGE et HRTE répondent au critère de la persistance, mais ne répondent pas à celui de la bioaccumulation énoncé dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* (Canada, 2000).

Des données expérimentales sur la toxicité concernant une substance UVCB analogue chimique de HRPE et HRGE laissent entendre que ces substances n'auraient pas d'effets nocifs pour les organismes aquatiques, y compris les poissons, les daphnies et les algues visés, à des concentrations analysées nettement au-dessus des limites de solubilité de ces substances.

Des données expérimentales sur la toxicité concernant une substance UVCB analogue chimique de HR indiquent que les solutions saturées de la substance n'ont pas d'effets nocifs sur les algues et les poissons visés par les essais. Cependant, on a observé des effets sur les daphnies aux plus fortes concentrations d'essai. Ainsi, on a utilisé une toxicité fondée sur les composantes pour déterminer une CESE prudente concernant la substance HR. Pour cette dernière, un pire scénario réaliste d'exposition a été appliqué dans lequel deux exploitations industrielles déversent la substance HR dans le milieu aquatique. La CEE dans l'eau était de plusieurs ordres de grandeur inférieure aux CESE calculées dans le cas de la substance HR.

Puisqu'on n'a trouvé aucun analogue chimique convenable pour les HRTE, on a utilisé des valeurs de toxicité prévue des composants chimiques pour parvenir à une détermination prudente de la CESE. Ensuite, on a choisi un scénario d'exposition prudente dans lequel une exploitation industrielle déverse la substance HRTE dans le milieu aquatique. La CEE dans l'eau était également de plusieurs ordres de grandeur inférieure aux CESE prudentes calculées pour la substance HRTE.

Sur le fondement des renseignements disponibles, on conclut que les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui ont ou pourraient avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif

sur l'environnement ou sur la diversité biologique, ou qui constituent ou pourraient constituer un danger pour l'environnement essentiel pour la vie.

Aucune donnée empirique n'a été relevée concernant les concentrations de ces composés dans les milieux naturels. On s'attend à ce que le potentiel d'exposition de la population générale à la HR, aux HRPE, HRGE et HRTE dans les milieux naturels soit faible. Il existe en outre un potentiel d'exposition à de faibles concentrations au cours de l'utilisation d'un nombre limité de produits de consommation, notamment les bâtons de rouge à lèvres, les fards à cils, les produits de coiffure et d'épilation et les adhésifs. Compte tenu des propriétés physico-chimiques de ces substances, on ne s'attend à aucune exposition par inhalation de ces produits; toutefois, il y a un faible potentiel d'exposition par voie cutanée ou orale (rouge à lèvres). La base de données sur les effets sur la santé des HR, HRPE, HRGE et HRTE est limitée. Les études sur la chronicité des HR et d'analogues choisis n'ont permis d'observer aucun indice de cancérogénicité chez les animaux expérimentaux, et les données disponibles n'indiquent aucun potentiel de génotoxicité. Les sensibilisations cutanées semblent provenir des produits de grande consommation dont la concentration en HRGE ou HRPE, et éventuellement en HRTE, est supérieure ou égale à 20 %. Toutefois, il y a des éléments de preuve indiquant que les HR pourraient déclencher des réactions de sensibilisation de la peau à des concentrations plus faibles. On s'attend à ce que l'utilisation de produits renfermant ces substances soit faible.

La comparaison entre, d'une part, les limites supérieures estimatives d'exposition à la HR, aux HRPE, HRGE et HRTE par l'intermédiaire des milieux naturels et des produits de consommation et, d'autre part, les résultats des études sur les niveaux d'effet critiques pour des effets par voie orale pour un ou plusieurs de ces composés ou analogues chimiques, ne suscite pas de préoccupations pour la santé humaine.

Sur le fondement des renseignements disponibles, on conclut que les HR, HRPE, HRGE et HRTE ne pénètrent pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions qui constituent un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il est par conséquent proposé que les substances HR, HRGE, HRPE et HRTE ne répondent à aucun des critères énoncés en vertu de l'article 64 de la LCPE (1999).

Références

- 3M Canada Company. 2007. Fiche signalétique : 3M™ FastBond™ Contact Adhesive 30-NF Neutral. London (Ont.) : 3M Canada Company. [date d'émission : le 8 juin 2007]. Accès : http://multimedia.3m.com/mws/mediawebserver?66666UtN&ZUxLymtIXTV58T6LVu9K17emVU_LXT1u666666-- [consultée le 2 mars 2010]
- 3M Canada Company. 2008. Fiche signalétique : 3M™ Scotch-Weld™ Hot Melt Adhesive 3776LM PG, 3776LM Q, 3776LM TC, 3776LM AE. London (Ont.) : 3M Canada Company. [date d'émission : le 18 août 2008]. Accès : http://multimedia.3m.com/mws/mediawebserver?66666UtN&ZUxLymtLxMy4X&6nVu9K17emVU_LXT1u666666-- [consultée le 26 février 2010]
- 3M Canada Company. 2009. Fiche signalétique : 3M™ FastBond™ Contact Adhesive 30H. London (Ont.) : 3M Canada Company. [date d'émission : le 23 septembre 2009]. Accès : http://multimedia.3m.com/mws/mediawebserver?66666UtN&ZUxLymtLxMEMX&EMVu9K17emVU_LXT1u666666-- [consultée le 2 mars 2010]
- [3M] 3M Company. 2010a. 3M™ Fastbond™ Contact Adhesive. 3M Company: St. Paul (MN). Accès : http://solutions.3m.com/wps/portal/3M/en_US/WW2/Country/Corp/Contact3M/ [consultée le 2 mars 2010]
- [3M] 3M Company. 2010b. 3M™ Fastbond™ 30NF Contact Adhesive Green, 5 gal pail, 1 per case. St. Paul (MN) : 3M Company. Accès : http://solutions.3m.com/wps/portal/3M/en_US/WW2/Country/Corp/Contact3M/ [consultée le 2 mars 2010]
- ACD/pK_aDB [module de prévision]. 2005. Version 12.01. Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development. Accès : http://www.acdlabs.com/products/phys_chem_lab/pka/ [consulté le 12 mars 2010] [réserve de consultation]
- ADME. 2008. Version 3.5. Model developed by Advanced Chemistry Development, Inc. (ACD/Labs), Toronto (Ont.), Canada. Accès : <http://www.pharma-algorithms.com/webboxes/> [consulté le 12 mars 2010]
- [AIEPS] Artificial Intelligence Expert Predictive System. 2003–2007. Version 2.05. Ottawa (Ont.) : Environnement Canada. Modèle élaboré par Stephen Niculescu. Disponible auprès d'Environnement Canada, Division des évaluations écologiques, Section de l'évaluation des substances chimiques nouvelles.
- AIM. 2001. Fiche signalétique : Sn63/Pb37 209AXT/NC. Montreal (Qc) : AIM. [date de validation : le 18 octobre 2001]. Accès : http://www.psinter.com/downloads/aim/Sn63-Pb37_209AXT-NC.pdf [consulté le 2 mars 2010]
- AIM. 2009. Fiche signalétique : SAC 305 NC254. Montreal (Qc) : AIM. [date d'émission : le 7 janvier 2009]. Accès : [http://www.aimsolder.com/msds/NC%20254%20-%20SAC305%20\(Solder%20Paste%20-%20NC\).pdf](http://www.aimsolder.com/msds/NC%20254%20-%20SAC305%20(Solder%20Paste%20-%20NC).pdf) [consultée le 2 mars 2010]
- Andersen, F.A. 1998. Amended final report on the safety assessment of pentaerythrityl rosinat. *Int. J. Toxicol.* 17(4) suppl:83-94.
- [AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2008. Version 1.92. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

- [ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2007. Note réglementaire REG 2007-04 de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) : liste des produits de formulation de l'ARLA. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, ARLA. [consultée le 10 mars 2010].
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. 2003. A generic QSAR for assessing the bioaccumulation potential of organic chemicals in aquatic food webs. *QSAR Comb. Sci.* 22(3):337-345.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Bonnell, M. 2008a. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(2):341-351.
- Arnot, J.A., Mackay, D., Parkerton, T.F., Bonnell, M. 2008b. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* 27(11):2263-2270.
- Arnot, J.A., Meylan, W., Tunkel, J., Howard, P.H., Mackay, D., Bonnell, M., Boethling, R.S. 2009. A quantitative structure-activity relationship for predicting metabolic biotransformation rates for organic chemicals in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(6):1168-1177.
- Arnot, J.A., Arnot, M., Mackay, D., Couillard, Y., MacDonald, D., Bonnell, M., Doyle, P. 2010. Molecular size cut-off criteria for screening bioaccumulation potential: Fact or fiction? *Integrated Environmental Assessment and Management* 6(2):210-224.
- [ASTreat Model] Sewage Treatment Plant Removal Model. 2006. Version 1.0. Cincinnati (OH) : Procter & Gamble Company [consulté le 10 mars 2010]. Disponible auprès de Procter & Gamble Company, C.p. 538707, Cincinnati (OH). 45253-8707, États-Unis.
- [BBM] Baseline Bioaccumulation Model. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques. Modèle élaboré selon celui de Dimitrov *et al.*, 2005 [consulté le 10 mars 2010]. Disponible sur demande.
- [BCFBAF] BioConcentration Factor Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 3.00. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- [BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données sur Internet]. 2010. Ottawa (Ont.) : Ministère de la Santé. Accès: <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mpps/prodnatur/applications/licen-prod/lnhpd-bdpsnh-fra.php> [consultée le 29 mars 2010]
- [BDIPSNH] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels homologués [base de données sur Internet]. 2010. Santé Canada. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mpps/prodnatur/applications/licen-prod/lnhpd-bdpsnh-fra.php> [consulté le 29 mars 2010]
- [BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2008. Version 4.10. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>
- Blair M. 1991. Thirteen-week dietary toxicity study in rats. Study No. 548-007. Mattawan (MI) : International Research and Development Corporation. [cité dans USEPA, 2002]
- Boethling, R.S., Howard, P.H., Beauman, J.A., Larosche, M.E. 1995. Factors for intermedia extrapolations in biodegradability assessment. *Chemosphere* 30(4):741-752.
- Bonamonte, D., Foti, C., Angelini, G. 2001. Contact allergy to ester gums in cosmetics. *Contact Derm.* 45:110-111.

Bristol Myers Squibb Company. 1994. Fiche signalétique : NDC 0003-0225-69 Durahesive Wafer W/Low Profile Flange. Princeton (NJ) : Convatec Division of Bristol Myers Squibb Company [date d'émission : le 23 février 1994]. Accès : <http://hazard.com/msds/f2/byq/byqdc.html> [consulté le 26 avril 2010]

[BSI] British Standards Institution. 1990. Water quality. Biological methods. Water quality. Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Acute toxicity test. London (R.-U.) : British Standard BS 6068

Burggraaf, S., Langdon, A.G., Alistair, L.W., Roper, D.S. 1996. Accumulation and depuration of resin acids and fichtelite by the freshwater mussel *Hyridella Menziesi*. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(3):369-375.

Burgstahler, A.W., Marx, J.N., Zinkel, D.F. 1969. Structure and stereochemistry of reduction products of abietic-type resin acids. *J. Org. Chem.* 34(6):1550-1561.

Calandra, J.C. 1960a. Ninety-day subacute oral toxicity of [nom commercial omis] hydrogenated rosin. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2004]

Calandran, J.C. 1960b. Ninety-day subacute oral toxicity of rosin [nom commercial omis]. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2004]

Calandra, J.C. 1960c. Ninety-day subacute oral toxicity of [nom commercial omis; pentaerythritol ester of rosin]. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2002]

Calandra, J.C. 1967. Ninety-day subacute oral toxicity of [nom commercial omis; glycerol ester of hydrogenated rosin] – albino rats. IBT No. B 4862. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2002]

Canada. 1978. Règlement sur les aliments et drogues. C.R.C., c. 870. Accès : <http://laws.justice.gc.ca/fra/C.R.C.-ch.870/index.html>

Canada. 1999. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. L.C. 1999, c. 33, *Gazette du Canada*. Partie III. vol. 22, n° 3. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>

Canada. 2000. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Règlement sur la persistance et la bioaccumulation*, C.P. 2000-348, 23 mars 2000, DORS/2000-107, *Gazette du Canada*. Partie II, vol. 134, n° 7, p. 607-612. Accès : <http://gazette.gc.ca/archives/p2/2000/2000-03-29/pdf/g2-13407.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement, ministère de la santé. 2006. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis d'intention d'élaborer et de mettre en œuvre des mesures d'évaluation et de gestion des risques que certaines substances présentent pour la santé des Canadiens et leur environnement*, *Canada Gazette*. Partie I, vol. 140, n° 49, p. 4109-4117. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/archives/p1/2006/2006-12-09/pdf/g1-14049.pdf>

Canada. Ministère de l'Environnement. 2009. *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances identifiées dans le dixième lot du Défi*, *Gazette du Canada*. Partie I, vol. 143, n° 25, p. 1796-1810. Accès : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/2009-06-20/pdf/g1-14325.pdf>

CASETOX [module de prévision]. 2008. Version 2.0. Beachwood (OH) : MultiCASE. Accès : <http://www.multicase.com/products/prod03.htm> [consulté le 8 janvier 2010] [réserve de consultation]

[CATABOL] Probabilistic assessment of biodegradability and metabolic pathways [modèle informatique]. c2004-2008. Version 5.10.2. Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical Chemistry. Accès : <http://oasis-lmc.org/?section=software&swid=1>

- [ChemCAN] Level III fugacity model of 24 regions of Canada. 2003. Version 6.00. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html> [consulté le 15 février 2010]
- Church & Dwight Co., Inc. 2008. Fiche signalétique : NAIR Soothing Wax Strips; NAIR Face Wax Strips. Princeton (NJ) : Church & Dwight Co., Inc. [date d'émission : le 24 juin 2008]. Accès : http://whatsinproducts.com/msds/10227_03005084%20MSDS%20Nair%20Hair%20Removal%20Kit%20%2015%20sec%20Microwave%20Wax.pdf?PHPSESSID=5259 [consultée le 26 février 2010]
- Ciba Canada Ltd. 2008. Fiche signalétique : Cromophtal Blue 4GNP. Mississauga (Ont.) : Ciba Canada Ltd. [date mise à jour : le 18 avril 2008]. Accès : <http://candmz04.brenntag.ca/MSDS/Fr/00067796.pdf> [consultée le 2 mars 2010]
- Ciba Canada Ltd. 2009. Fiche signalétique : Cromophtal Red 2B. Mississauga (Ont.) : Ciba Canada Ltd. [date mise à jour : le 26 mars 2009]. Accès : <http://candmz04.brenntag.ca/MSDS/Fr/00069782.pdf> [consulté le 2 mars 2010]
- Cifone, M.A. 1988. Mutagenicity test on [glycerol ester of rosin] in the rat primary hepatocyte unscheduled DNA synthesis assay. HLA Study No. 10349-0-44. Kensington (MD) : Hazleton Laboratories America, Inc. [cité dans PCA, 2002]
- Clubb, S., Sutherland, J.R. 2002. Rosin (n° CAS 8050-09-7) reproduction/developmental toxicity screening test. Report No. 21491. Tranent (R.-U.) : Inveresk Research. [cité dans USEPA, 2008a]
- Commission européenne. 2000a. IUCLID Dataset. Resin acids and rosin acids, hydrogenated, esters with glycerol, n° CAS 65997-13-9 [en ligne]. Year 2000. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/IUCLID-DataSheets/65997139.pdf>. [consulté le 9 février 2010]
- Commission européenne. 2000b. IUCLID Dataset. Resin acids and rosin acids, hydrogenated, esters with pentaerythritol, n° CAS 64365-17-9 [en ligne]. Year 2000. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>. [consulté le 9 février 2010]
- Commission européenne. 2000c. IUCLID Dataset. Rosin, hydrogenated, no CAS 65997-06-0 [en ligne]. Year 2000. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>. [consulté le 9 février 2010]
- Commission européenne. 2000d. IUCLID Dataset. Resin, acid and rosin acids, esters with glycerol, no CAS 8050-31-5 [en ligne]. Year 2000. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>. [consulté le 9 février 2010]
- Commission européenne. 2000e. IUCLID Dataset. Resin, acid and rosin acids, n° CAS 8050-09-7 [en ligne]. Year 2000. Ispra (Italie) : Commission européenne, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/>. [consulté le 9 février 2010]
- [ConsExpo] Consumer Exposure Model [en ligne]. 2006. Version 4.1. Bilthoven (Pays-Bas) : Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement). Accès : <http://www.rivm.nl/en/healthanddisease/productsafety/ConsExpo.jsp#tcm:13-42840>
- [CPOP] Modèle canadien de POP. 2008. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques; Bourgas (Bulgarie) : Bourgas Prof. Assen Zlatarov University, Laboratory of Mathematical

Chemistry. [Modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.*, 2005]. Disponible auprès de la Division des évaluations écologiques d'Environnement Canada.

[DEREK] Deductive Estimation of Risk from Existing Knowledge [module de prévision]. 2008. Version 10.0.2. Leeds (R.-U.) : Lhasa Limited. Accès : <https://www.lhasalimited.org/derek/> [réserve de consultation]

Dimitrov, S., Dimitrova, N., Walker, J., Veith, G., Mekenyan, O. 2002. Predicting bioconcentration potential of highly hydrophobic chemicals. Effect of molecular size. *Pure Appl. Chem.* 74(10):1823-1830.

Dimitrov, S., Dimitrova, N., Parkerton, T., Comber, M., Bonnell, M., Mekenyan, O. 2005. Base-line model for identifying the bioaccumulation potential of chemicals. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(6):531-554.

Duan, W.G., Chen, X.P., Wang, L.L., Deng, S., Zhou, Y.H., An, X.N. 2001. Analysis of main chemical composition in hydrogenated rosin from Zhuzhou. *Se Pu* 19(1):78-81.

[ECOSAR] Ecological Structural Activity Relationships Class Program for Windows [en ligne]. 2000-2008. Version 1.00. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Environnement Canada. 1988. Données de la Liste intérieure des substances (LIS) 1984-1986, recueillies en vertu du paragraphe 25(1) de la LCPE (1988), et conformément au guide de déclaration à la Liste intérieure des substances [guide], Ministre des Approvisionnements et Services, n° de cat. DSS En40-364/1998E. Préparé par la Division des substances nouvelles d'Environnement Canada.

Environnement Canada. 2006. Données pour certaines substances recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Avis concernant certaines substances considérées comme priorités pour suivi*. Données compilées par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration de programmes.

Environnement Canada. 2007. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: QSARs. Document de travail préliminaire révisé. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2008. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Mass Flow Tool. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010a. Données sur les substances du lot 10 recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)*. Données recueillies par Environnement Canada, Division de la mobilisation et de l'élaboration des programmes.

Environnement Canada. 2009b. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: The Industrial Generic Exposure Tool – Aquatic (IGETA). Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2009c. Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999, Science Resource Technical Series, Technical Guidance Module: Mega Flush Consumer Release Scenario. Document de travail. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010a. Assumptions, limitations and uncertainties of the Mass Flow Tool for SUBSTANCE, n° CAS 65997-06-0. Document provisoire interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010b. Assumptions, limitations and uncertainties of the Mass Flow Tool for SUBSTANCE, n° CAS RN 64365-17-9. Document provisoire interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010c. Assumptions, limitations and uncertainties of the Mass Flow Tool for SUBSTANCE, n° CAS 65997-13-9. Document provisoire interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010d. Assumptions, limitations and uncertainties of the Mass Flow Tool for SUBSTANCE, n° CAS 68648-53-3. Document provisoire interne. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010e. Rapport IGETA, n° CAS 65997-06-0, le 25 mars 2010. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010f. Rapport IGETA, no CAS 68648-53-3, le 25 mars 2010. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010g. Rapport Mega Flush : n° CAS 65997-06-0, le 25 mars 2010. Version 2.11. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

Environnement Canada. 2010h. Rapport Mega Flush : no CAS 68648-53-3, le 25 mars 2010. Version 2.11. Rapport inédit. Gatineau (Qc) : Environnement Canada, Division des évaluations écologiques.

[EPISuite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.0. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuited.htm>

[EPISuite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 4.0. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuitedl.htm>

[EQC] Equilibrium Criterion Model. 2003. Version 2.02. Peterborough (Ont.) : Trent University, Canadian Environmental Modelling Centre. Accès : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/EQC2.html>

[ESIS] European Chemical Substances Information System [base de données sur Internet]. c1995-2009. Bureau européen des substances chimiques (BESC). [consultée le 9 février 2010]. Accès : <http://ecb.jrc.ec.europa.eu/esis/index.php?PGM=dat>

[ETAD] Ecological and Toxicological Association of Dyes and Organic Pigments Canadian Affiliates, Dayan, J., Trebitz, H., consultants. 1995. Health and environmental information on dyes used in Canada. Rapport inédit présenté à Environnement Canada, Division des substances nouvelles. En page couverture : An overview to assist in the implementation of the New Substances Notification Regulations under the Canadian Environmental Protection Act.

[FAS] World Health Organization food additive series. 1989. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants, Glycerol ester of wood rosin (WHO Food Additives Series 35). Accès : <http://www.who.int/ipcs/publications/jecfa/monographs/en/>

[FAS] World Health Organization food additive series (FAS). 1996. Toxicological evaluation of certain food additives and contaminants, Glycerol ester of wood rosin (WHO Food Additives Series 37). Accès : <http://www.who.int/ipcs/publications/jecfa/monographs/en/>
<http://www.inchem.org/documents/jecfa/jecmono/v37je02.htm>

Fengel, D., Wegner, G. 1985. Wood: Chemistry, Ultrastructure, Reactions. New York (NY) : Walter de Gruyter Inc.

Foti, C., Bonamonte, D., Conserva, A., Casulli, C., Angelini, G. 2006. Allergic contact dermatitis of glyceryl-hydrogenated rosin in a topical plaster. *Contact Derm.* 55:120–121.

Geiger, D.L., Northcott, C.E., Call, D.J., Brooke, L.T. 1985. Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*) Vol. 2:321. University of Wisconsin, Center for Lake Superior Environmental Studies.

Girling, A.E., Markarian, R.K., Bennett, D. 1992. Aquatic toxicity testing of oil products-some recommendations. *Chemosphere* 24(10):1469-1472.

Hemingway, R.W., Greaves, H. 1973. Biodegradation of resin acid sodium salts. *TAPPI J* 56(12):189-192.

Henkel Canada Corporation. 2010. Fiche signalétique : 97SC C400 3C 1.02MM 0.5KG AM. [date d'émission : le 13 janvier 2010]. Mississauga (Ont.) : Henkel Canada Corporation. Accès : <http://henkelconsumerinfo.com/products/henkel.datasheets.Search.pdf?BUSAREA=0006&DOCTYPE=MSDS&LANG=EN&COUNTRY=CA&MATNR=673830&VKORG=3400> [consultée le 2 mars 2010]

[HENRYWIN] Henry's Law Constant Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000–2008. Version 3.20. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Hind, J.D., Kanno, T.T., Miner, C.S. 1954. Ester gum by esterification of rosin with glycerol. *Ing. Eng. Chem.* 46(3):441–452.

Holmbom, B. 2010. Communication personnelle par courriel le 12 février 2010.

[HPD] Household Products Database [base de données sur Internet]. 2010. Bethesda (MD) : National Library of Medicine (US). [mise à jour en septembre 2009; consultée en avril 2010]. Accès : <http://householdproducts.nlm.nih.gov/>

Hu, T.M., Layton, W.L. 2001. Allometric scaling of xenobiotic clearance: uncertainty versus universality. *AAPS PharmSci* [en ligne]. [consulté le 10 mars 2010]. Vol. 3(4):29. Accès : <http://www.aapsj.org/view.asp?art=ps030429>

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2008. Version 2.00. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

[ICCA] International Council of Chemical Associations. 2005. Website of the Global Initiative on High Production Volume (HPV) Chemicals. [consulté en décembre 2005 et en janvier 2006]. Accès : <http://www.cefic.org/activities/hse/mgt/hpv/hpvinit.htm>

[IPC] IPC–Association Connecting Electronics Industries. 2009. RE: Chemical Management Plan, Batch 10 Substances. [communication avec le Groupe de travail du Plan de gestion des produits chimiques, Environnement Canada]. [date d'émission le 1^{er} octobre 2009]. Accès : http://www.ipc.org/3.0_Industry/3.4_EHS/Comments-on-Rosin-2.pdf [consulté le 27 avril 2010]

Ishidate, M.J., Sofuni, T., Yoshikawa, K., Hayashi, M., Nohmi, T., Sawada, M., Matsuoka, A. 1984. Primary mutagenicity screening of food additives currently used in Japan. *Food Chem. Toxicol.* 22:623-636. [cité dans OMS, 1989]

[ISO] Organisation internationale de normalisation. 1989. Water quality – determination of the inhibition of mobility of *Daphnia Magna Straus*. Genève (Suisse) : ISO 6341.

Jagannath, D.R. 1988. Mutagenicity test on [glycerol ester of rosin] in the Ames Salmonella/microsome reverse mutation assay. HLA Study No. 10349-0-401. Kensington (MD) : Hazleton Laboratories America, Inc. [cité dans PCA, 2005]

Johnson, W. 2004. Final report of the amended safety assessment of Glyceryl Hydrogenated Rosinate and Glyceryl Undecylenate. *Int. J. Toxicol.* 23 (Suppl. 2):55-94.

Karlberg, A., Boman, A., Nilsson, J.L.G. 1988. Hydrogenation reduces the allergenicity of colophony (rosin). *Contact Derm.* 19(1):22–29.

Kay, J.H. 1962a. Two-year chronic oral toxicity of [hydrogenated rosin] - albino rats. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2004]

Kay, J.H. 1962b. Two-year chronic oral toxicity of b-wood resin – albino rats. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2004]

Kay, J.H. 1962c. Two-year chronic oral toxicity of [nom commercial omis; pentaerythritol ester of rosin] – albino rats. Northbrook (IL) : Industrial Bio-Test Laboratories, Inc. [cité dans USEPA, 2002]

[KOWWIN] Octanol-Water Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000–2008. Version 1.67. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm

Kumooka, Y. 2008. Analysis of rosin and modified rosin esters in adhesives by matrix-assisted laser desorption/ionization time-of-flight mass spectrometry (MALDI-TOF-MS). *Forensic Sci. Int.* 176:111-120.

Kutney, J.P., Singh, M., Hewitt, G., Salisbury, P.J., Worth, B.R., Servizi, J.A., Martens, D.W., Gordon, R.W. 1981a. Studies related to biological detoxification of kraft pulp mill effluent. I. The biodegradation of dehydroabietic acid with *Mortierella isabellina*. *Can. J. Chem.* 59:2334-2341.

Kutney, J.P., Singh, M., Hewitt, G., Dimitriadis, E., Salisbury, P.J., Worth, B.R., Servizi, J.A., Martens, D.W., Gordon, R.W. 1981b. Studies related to biological detoxification of kraft pulp mill effluent. II. The biotransformation of isopimaric acid with *Mortierella isabellina*. *Can. J. Chem.* 59:3350-3355.

Kutney, J.P., Lewis, S.L., Hewitt, G., Salisbury, P.J., Singh, M. 1985. Biotransformation of dehydroabietic acid with resting cell suspensions and calcium alginate-immobilized in polyurethane foam. *Appl. Environ. Microbiol.* 49(1):96-100.

Lahdelma, I., Oikari, A. 2005. Resin acids and retene in sediments adjacent to pulp and paper industries. *J. Soils Sediments* 5(2):74-81.

Laveglia, J. 1987. Ninety-day dietary study in rats with [glycerol ester of hydrogenated rosin]. Project No. WIL-87001. Ashland (OH) : WIL Research Laboratories, Inc. [cité dans PCA, 2002]

Leach, J.M., Thakore, A.N. 1977. Compounds toxic to fish pulp mill waste streams. *Prog. Water Technol.* 9:787-798.

Leadscope [module de prévision]. 2009. Leadscope Model Applier Version 1.2.0-3. Columbus (OH) : Leadscope, Inc. Accès : http://www.leadscope.com/all_products.php [consulté le 8 janvier 2010][réserve de consultation].

- Lee, H.B., Peart, T.E. 1991. Determination of resin and fatty acids in sediments near pulp mill locations. *J. Chromatogr.* 547:315-323.
- Leppänen, H., Kukkonen, J.V.K., Oikari, A.O.J. 2000. Concentration of retene and resin acids in sedimenting particles collected from a bleached kraft mill effluent receiving lake. *Water Res.* 34(5):1604-1610.
- Liss, S.N., Bicho, P.A., Saddler, J.N. 1997. Microbiology and biodegradation of resin acids in pulp mill effluents: a minireview. *Cdn. J. Microbiol.* 75:599-611.
- MacLeay and Associates Ltd. 1986. Aquatic toxicity of pulp and paper mill effluent: a review. Document préparé pour Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Association des produits forestiers du Canada ainsi que le ministère de l'Environnement de l'Ontario. Rep. EPS 4/pf/1.
- Mann, S.W., Iulicci, J.D., Schlicht, M.P. 1982. Three month toxicity study on [trade name deleted; glycerol ester of rosin] given orally (diet) to rats. Project No. 5-073. Plain City (OH) : Adria Laboratories Inc. [cité dans USEPA, 2002]
- Mekenyan, G., Dimitrov, S.D., Pavlov, T.S., Veith, G.D. 2005. POPs: A QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites. *SAR QSAR Environ. Res.* 16(1-2):103-133.
- Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 1990. L'allaitement maternel au Canada : pratiques et tendances. N° de catalogue H39-199/1990F; ISBN 0-662-18397-5. Ottawa (Ont.) : Ministère de la Santé nationale et du Bien-être social. 9 p. [cité dans Santé Canada, 1998].
- [MPBPWIN] Melting Point Boiling Point Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000-2008. Version 1.43. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Murli H. 1988. Mutagenicity test on [glycerol ester of rosin] in an in vitro cytogenetic assay measuring chromosomal aberration frequencies in Chinese hamster ovary (CHO) cells. HLA Study No. 10349-0-437. Kensington (MD) : Hazleton Laboratories America, Inc. [cité dans OMS, 1989]
- [NCI] National Chemical Inventories [base de données sur CD-ROM]. 2007. Issue 1. Columbus (OH) : American Chemical Society. Accès : <http://www.cas.org/products/cd/nci/index.html> [consultée le 11 décembre 2007]
- Nichols, J.W., Fitzsimmons, P.N., Burkhard, L.P. 2007. In vitro – in vivo extrapolation of quantitative hepatic biotransformation data for fish. II. Modeled effects on chemical bioaccumulation. *Environ. Toxicol. Chem.* 26:1304-1319.
- Niimi, A.J., Lee, H.B. 1992. Free and conjugated concentrations of nine resin acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) following waterborne exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 11:1403-1407.
- Nilsson, T., Singh, A., Daniel, G. 1992. Ultrastructure of the attack of *Eusideroxylan zwageri* wood by tunneling bacteria. *Holzforschung* 46(5):361-367.
- [NPSS] Norfolk Pharmacy and Surgical Supplies. 2009. Convatec Skin Barriers (Dura). Guelph (Ont.) : Norfolk Pharmacy and Surgical Supplies. Accès : http://well.ca/categories/convatec-skin-barriers-dura_111.html [consulté le 26 avril 2010]
- Nyrén, V., Back, E. 1958. The ionization constant, solubility product and solubility of abietic and dehydroabietic acid. *Acta Chem. Scand.* 12(7):1516-1520.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 1992. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques : Biodégradabilité facile. Paris (France) : OCDE. 301 B CO2 evolution (modified Sturm test). Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/17/16/1948209.pdf>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2000. Guidance Document on Aquatic Toxicity Testing of Difficult Substances and Mixtures. Série sur les essais et l'évaluation de l'OCDE numéro 23. Report Number ENV/JM/Mono(2000)6. Accès : [http://www.olis.oecd.org/olis/2000doc.nsf/LinkTo/NT00002DCA/\\$FILE/00087241.PDF](http://www.olis.oecd.org/olis/2000doc.nsf/LinkTo/NT00002DCA/$FILE/00087241.PDF)

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques. 2004. La liste 2004 OCDE de substances chimiques produites en grandes quantités [en ligne]. Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement. Accès : <http://www.oecd.org/dataoecd/55/38/33883530.pdf>

Oikari, A., Ånäs, E., Kruzynski, G., Holmbom, B. 1984. Free and conjugated resin acids in the bile of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 33:233-240.

Ota, T., Oiso, N., Iba, Y., Narita, T., Kawara, S., Kawada, A. 2007. Concomitant development of photo allergic contact dermatitis from ketoprofen and allergic contact dermatitis from menthol and rosin (colophony) in a compress. *Contact Derm.* 56:47-48.

Owens, J.W., Swanson, S.M., Birkholz, D.A. 1994. Environmental monitoring of bleached kraft pulp mill chlorophenolic compounds in a northern Canadian river system. *Chemosphere* 29(1):89-109.

Panda, H. 2005. Handbook on Speciality Gums, Adhesives, Oils, Rosin and Derivatives, Resins, Oleoresins, Katha, Chemicals with Other Natural Products. Delhi (Inde) : Asia Pacific Business Press, Inc. 792 p.

[PCA] Pine Chemicals Association, Inc. 2002. High Production Volume (HPV) Chemical Challenge Program—Test Plan for Rosin Esters. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/rosnstrs/c13552.pdf>

[PCA] Pine Chemicals Association, Inc. 2005. Robust Summaries of Data for Rosin Esters. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/rosnstrs/c13552rr2.pdf>

[PCKOCWIN] Organic Carbon Partition Coefficient Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2008. Version 2.00. Washington (DC) : USEPA, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm [consulté le 10 mars 2010]

Peng, G., Roberts, J.C. 2000. Solubility and Toxicity of Resin Acids. *Water Res.* 34(10):1-7.

Pereira, T.M., Flour, M., Goossens, A. 2007. Allergic contact dermatitis from modified colophonium in wound dressings. *Contact Derm.* 56:5-9.

Quinn, B.P., Booth, M.M., Delfino, J.J., Holm, S.E., Gross, T.S. 2003. Selected resin acids in effluent and receiving waters from a bleached and unbleached kraft pulp and paper mill. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(1):214-218.

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2006a. Cosmetics fact sheet: To assess the risks for the consumer. [en ligne]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). RIVM Report 320104001/2006. Accès : <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320104001.pdf> [consulté en février 2010]

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2006. Cosmetics fact sheet: To assess the risks for the consumer. [en ligne]. [consulté en février 2010]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). RIVM Report 320104001/2006. Accès : <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320104002.pdf>

[RIVM] Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2007. Do-it-yourself products fact sheet: To assess the risks for the consumer [en ligne]. [consulté en février 2010]. Bilthoven (Pays-Bas) : RIVM (Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement). RIVM Report 320104007/2007. Accès: <http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/320104007.pdf>

Sadhra, S., Foulds, I.S., Gray, C.N., Koh, D., Gardiner, K. 1994. Colophony uses, health effects, airborne measurement and analysis. *Ann. Occup. Hyg.* 38:385-396.

Sakuratani, Y., Noguchi, Y., Kobayashi, K., Yamada, J., Nishihara, T. 2008. Molecular size as a limiting characteristic for bioconcentration in fish. *J. Environ. Biol.* 29(1):89-92.

Santé Canada. 2010. Base de données sur les produits pharmaceutiques [en ligne]. Accès : <http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/prodpharma/databasdon/index-eng.php>. [consultée le 29 mars 2010]

Santé Canada. 1998. Exposure factors for assessing total daily intake of priority substances by the general population of Canada. Rapport inédit. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Direction de l'hygiène du milieu.

Santé Canada. 2009. Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques – septembre 2009 [en ligne]. Ottawa (Ont.) : Santé Canada, Sécurité des produits de consommation. Accès : http://www.hc-sc.gc.ca/cps-spc/person/cosmet/info-ind-prof/_hot-list-critique/hotlist-liste-fra.php [consultée le 1^{er} mars 2010]

Sasseville, D., Tennstedt, D., Lachapelle, J.M. 1997. Allergic contact dermatitis from hydrocolloid dressings. *Am. J. Contact Dermat.* 8(4):236–238.

Schliz, M., Rauterberg, A., Weib, J. 1996. Allergic contact dermatitis from hydrocolloid dressings. *Contact Derm.* 34:146–147.

[SDC] Système de déclaration des cosmétiques [base de données exclusive]. 2010. Disponible auprès de Santé Canada, Division des cosmétiques.

Sundberg, A., Strand, A., Vähäsalo, L., Holmbom, B. 2009. Phase distribution of resin and fatty acids in colloidal wood pitch emulsions at different pH-levels. *J. Dispers. Sci. Technol.* 30(6):912-919.

Suntio, L.R., Shiu, W.Y., MacKay, D. 1988. A review of the nature and properties of chemicals present in pulp mill effluents. *Chemosphere* 17:1249-1290.

SimpleTreat [modèle sur l'élimination des usines de traitement des eaux usées]. 1997. Version 3.0. Bilthoven (Pays-Bas) : Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement (RIVM). [consulté le 4 novembre 2009]. Disponible auprès du RIVM, Laboratory for Ecological Risk Assessment, C.p. 1, 3720 BA Bilthoven, Pays-Bas.

Singh, A.P., Waitling, R.N., Drysdale, J.A. 1994. Microbial attack of CCA-treated *Pinus radiata* timber from a retaining wall. *Holzforshing* 48(6):458-462.

Spurgeon, D.J., Jones, O.A.H., Dorne, J.-L. C.M., Svendsen, C., Swain, S., Sturzenbaum, S.R. 2010 (15 août). Systems toxicology approaches for understanding the joint effects of environmental chemical mixtures. *Sci. Total Environ.* 408(18):3725-34. Publication électronique le 15 mars 2010.

Sturthridge, T.R., Campin, D.N., Langdon, A.G., Mackie, K.L., McFarlane, P.N., Wilkins, A.L. 1991. Treatability of bleached kraft pulp and paper mill wastewaters in a New Zealand aerated lagoon treatment system. *Water Sci. Technol.* 24(3/4):309-317.

Tavendale, M.H., McFarlane, P.N., Mackie, K.L., Wilkins, A.L., Langdon, A.G. 1997. The fate of resin acids-1. The biotransformation and degradation of deuterium labelled dehydroabietic acid in anaerobic sediments. *Chemosphere* 35(10):2137–2151.

- Toedt, J., Koza, D., VanCleaf-Toedt, K. 2005. Chemical Composition of Everyday Products. Westport (CT) : Greenwood Press. Accès : http://books.google.ca/books?id=UnjD4aBm9ZcC&pg=PA47&lpg=PA47&dq=rosin+ingredient+in+mascara&source=bl&ots=9jeJohuiXW&sig=K4W-hitd5TGbkg2yHph_rLEQTd8&hl=en&ei=2GV9S_CzPMnklAeHz4DMBQ&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=8&ved=0CCcQ6AEwBw#v=onepage&q=&f=false [consulté le 18 février 2010]
- [TOPKAT] Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [en ligne]. 2004. Version 6.2. San Diego (CA) : Accelrys Software Inc. Accès : <http://www.accelrys.com/products/topkat/index.html> [consulté le 8 janvier 2010]
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2002. Robust summaries of data for rosins ester category [en ligne]. High Production Volume Information System 201-15573B. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/rosnstrs/c13552rs.pdf> [consulté le 9 février 2010]
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2004. Robust summaries of data for rosins and rosin salts [en ligne]. High Production Volume Information System 201-15573B. Accès : <http://www.epa.gov/hpv/pubs/summaries/rosnsalt/c13134fs.pdf> [consulté le 9 février 2010]
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008a. Supporting Documents for Initial Risk-Based Prioritization of High Production Volume Chemicals. Rosin and Rosin Salts Category [septembre 2008]. Accès : http://iaspub.epa.gov/oppt/hpv/mpv_hpv_prioritizations.index_html
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2008b. Supporting Documents from Initial Risk-Based Prioritization of High Production Volume Chemicals. Rosin Esters Category [septembre 2008]. Accès : http://iaspub.epa.gov/oppt/hpv/mpv_hpv_prioritizations.index_html
- [USEPA] United States Environmental Protection Agency. 2009. Inventory update reporting, previously collected data: Non-confidential production volume information submitted by companies under the 1986,1990,1994,1998, and 2002 Inventory Update Reporting Regulation: Resin acids and Rosin acids, hydrogenated, esters with pentaerythritol, CAS RN 64365-17-9 [en ligne]. Washington (DC) : USEPA. Accès : <http://www.epa.gov/opptintr/iur/tools/data/index.htm> [consulté le 22 mai 2009]
- Volkman, J.K., Holdsworth, D.G. 1993. Determination of resin acids by gas chromatography and high-performance liquid chromatography in paper mill effluent, river waters and sediments from the upper Derwent Estuary, Tasmania. *J. Chromatogr.* 643:209-219.
- [WATERNT] Water Solubility Program [modèle d'évaluation]. 2000–2008. Version 1.01. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Wilson, A.J., Moore, E.R.B., Mohn, W.W. 1996. Isolation and characterization of isopimaric acid-degrading bacteria from a sequencing batch reactor. *Appl. Environ. Microbiol.* 62:3146–3151.
- [WSKOWWIN] Water Solubility for Organic Compounds Program for Microsoft Windows [modèle d'évaluation]. 2000–2008. Version 1.41. Washington (DC) : US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation. Accès : www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm
- Zinkel, D.F., Russell, J. 1989. Naval Stores: Production, Chemistry, Utilization. New York (NY) : Pulp Chemicals Association.

Annexe I – Sommaire de rigueur d'études

| Sommaires de rigueur d'études : toxicité intrinsèque pour les organismes aquatiques | | | | |
|--|--|--------------------|----------------|---|
| N° | Élément | Pondération | Oui/non | Précisions |
| 1 | Référence : Solubility and Toxicity of Resin Acids, G. Peng et J.C. Roberts, 2000, <i>Water Research</i> , Vol. 4, N° 10, pp. 2779-2785. | | | |
| 2 | Identité de la substance : n° CAS | n.d. | Non | |
| 3 | Identité de la substance : nom(s) chimique(s) | n.d. | Oui | |
| 4 | Composition chimique de la substance | 2 | Oui | |
| 5 | Pureté chimique | 1 | Oui | L'étude a évalué la concentration d'acides résiniques dans des solutions standard en utilisant un CG-DIF. |
| 6 | Indication de la persistance/stabilité de la substance en milieu aqueux? | 1 | Oui | La solubilité sur 72 heures a été surveillée par un CG-DIF. |
| Méthode | | | | |
| 7 | Référence | 1 | Oui | ISO 6341 et norme britannique BS 6068 |
| 8 | Méthode normalisée (OCDE, UE, nationale, ou autre)? | 3 | Oui | |
| 9 | Justification de la méthode ou du protocole si non standard | 2 | n.d. | |
| 10 | Bonnes pratiques de laboratoire (BPL) | 3 | Non | |
| Organisme d'essai | | | | |
| 11 | Identité de l'organisme : nom | n.d. | Oui | <i>D. Magna</i> |
| 12 | Indication du nom latin ou des deux noms (latin et commun)? | 1 | Oui | |
| 13 | Âge ou stade biologique de l'organisme d'essai | 1 | Oui | Moins de 24 heures |
| 14 | Longueur et/ou poids | 1 | n.d. | |
| 15 | Sexe | 1 | n.d. | |
| 16 | Nombre d'organismes par répétition | 1 | Oui | Cinq |
| 17 | Charge en organismes | 1 | Non | |
| 18 | Type de nourriture et périodes d'alimentation pendant la période d'acclimatation | 1 | Non | |
| Conception et conditions des essais | | | | |
| 19 | Type d'essai (toxicité aiguë ou chronique) | n.d. | Oui | Aiguë |
| 20 | Type d'expérience (en laboratoire ou sur le terrain) | n.d. | Oui | Laboratoire |
| 21 | Voies d'exposition (nourriture, eau, les deux) | n.d. | Oui | Eau |
| 22 | Durée de l'exposition | n.d. | Oui | 24 heures |

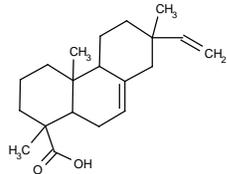
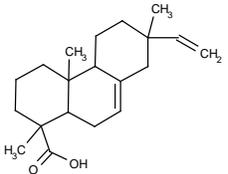
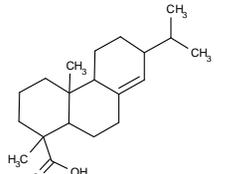
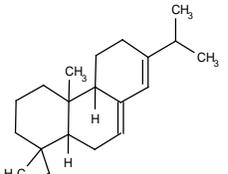
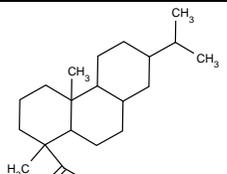
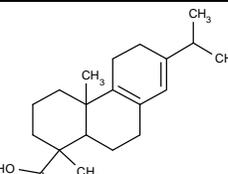
| | | | | |
|---|--|------|------|----------------------|
| 23 | Témoins négatifs ou positifs (préciser) | 1 | Oui | Négatif + dose-effet |
| 24 | Nombre de répétitions (y compris les témoins) | 1 | Oui | Six |
| 25 | Des concentrations nominales sont-elles indiquées? | 1 | Non | |
| 26 | Des concentrations mesurées sont-elles indiquées? | 3 | Non | |
| 27 | Type de nourriture et périodes d'alimentation durant les essais à long terme | 1 | n.d. | |
| 28 | Les concentrations ont-elles été mesurées périodiquement (spécialement dans les essais de toxicité chronique)? | 1 | Non | |
| 29 | Les conditions du milieu d'exposition pertinentes pour cette substance sont-elles indiquées? (p. ex. : pour la toxicité des métaux – pH, COD/COT, dureté de l'eau, température) | 3 | Oui | |
| 30 | Photopériode et intensité de l'éclairage | 1 | Non | |
| 31 | Préparation de solutions mères et de solutions d'essai | 1 | Oui | |
| 32 | Emploi d'un agent émulsionnant ou solubilisant si la substance était peu soluble ou instable? | 1 | Non | |
| 33 | Si un agent émulsionnant ou stabilisant a été employé, sa concentration est-elle indiquée? | 1 | n.d. | |
| 34 | Si un solubilisant/émulsifiant a été utilisé, son écotoxicité a-t-elle été signalée? | 1 | n.d. | |
| 35 | Les intervalles des contrôles (y compris les observations et les paramètres de la qualité de l'eau) sont-ils indiqués? | 1 | Non | |
| 36 | Méthodes statistiques utilisées | 1 | Non | |
| Renseignements d'intérêt pour la qualité des données | | | | |
| 37 | Le paramètre déterminé est-il directement attribuable à la toxicité de la substance, non à l'état de santé des organismes (p. ex., lorsque la mortalité des témoins est > 10 %) ou à des facteurs physiques (p. ex., « effet d'ombrage »)? | n.d. | Oui | |
| 38 | L'organisme d'essai correspondait-il à l'environnement canadien? | 3 | Oui | |
| 39 | Les conditions d'essai (pH, température, O.D., etc.) sont-elles typiques pour l'organisme d'essai? | 1 | Oui | |
| 40 | Le type et la conception du système (statique, semi-statique, dynamique, ouvert ou fermé, etc.) correspondent-ils aux propriétés de la substance et à la nature ou aux habitudes de l'organisme? | 2 | Oui | |
| 41 | Le pH de l'eau d'essai était-il dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (de 6 à 9)? | 1 | Oui | |

| | | | | |
|------------------|---|------|------|--------------------------------|
| 42 | La température de l'eau d'essai était-elle dans la plage des valeurs typiques de l'environnement au Canada (5 à 27 °C)? | 1 | Oui | |
| 43 | La valeur de la toxicité était-elle inférieure à celle de la solubilité de la substance dans l'eau? | 3 | Oui | |
| Résultats | | | | |
| 44 | Valeurs de la toxicité (indiquer paramètres et valeurs) | n.d. | n.d. | |
| 45 | Autres paramètres indiqués – p. ex., FBC/FBA, CMEO/CSEO (préciser)? | n.d. | Non | |
| 46 | Autres effets nocifs indiqués (p. ex., cancérogénicité, mutagénicité)? | n.d. | Non | |
| 47 | Note : ... % | | | 66,7 |
| 48 | Code de fiabilité d'Environnement Canada : | | | 2 |
| 49 | Catégorie de fiabilité (élevée, satisfaisante, faible) : | | | Confiance satisfaisante |

Annexe IIA – Comparaison de l'analogue de HR avec la colophane pour une estimation des dangers écologiques

On a exécuté une méthode fondée sur les données déduites à partir d'analogues pour estimer le danger écologique de HR à l'aide de la colophane (n° CAS 8050-09-7) en raison d'un manque de données empiriques concernant la HR. La colophane analogue avait un log D mesuré de 1,9 - 7,7 (pH = 2) et une solubilité dans l'eau de 0,95 mg/L, ce qui se comparait bien à celui de HR (log D de 2,5 à 7,6 et solubilité dans l'eau de 1,18 mg/L) (USEPA, 2008a). En outre, dans le tableau ci-dessous, on présente une comparaison des caractéristiques structurales, du poids moléculaire et de la taille. Globalement, on s'attend à ce que les valeurs de biodisponibilité des composantes dans la HR et la colophane soient semblables, ce qui fait de la colophane un bon analogue pour la HR dans la présente évaluation.

Tableau de comparaison de l'analogue de HR par rapport à la colophane

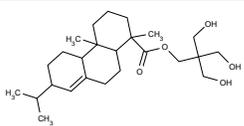
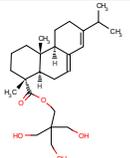
| HR (n° CAS 65997-06-0) | | Colophane (n° CAS 8050-09-7) | |
|---|---------------------------|--|--------------------------|
| Log D (pH =2) | 2,5-7,6 | Log D (pH =2) | 1,9-7,7 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | 1,18 | Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,95 |
| Structures représentatives | p.m.* (g/mol)/taille (nm) | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 302,5/ 1,15-1,43 |  | 302,5/ 1,15-1,43 |
|  | 304,5/ 1,25-1,44 |  | 302,5/ 1,31-1,46 |
|  | 306,5/ 1,23-1,44 |  | 302,5/ 1,29-1,46 |

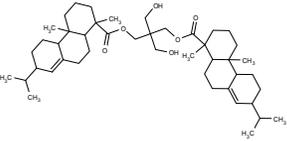
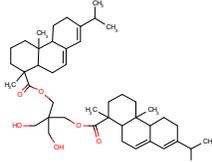
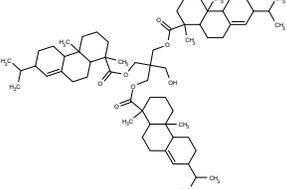
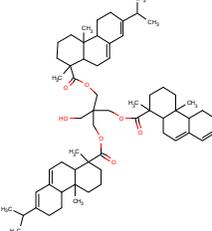
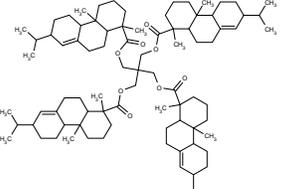
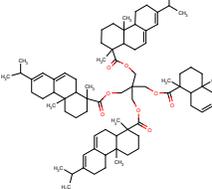
* poids moléculaire

Annexe IIb - Comparaison de l'analogue de HRPE et de HRGE avec le RPE pour une estimation du danger écologique

On a exécuté une méthode fondée sur les données déduites à partir d'analogues pour estimer le danger écologique de HRPE et HRGE à l'aide d'acides résiniques et d'acides colophaniques, esters avec le pentaérythritol (RPE; n° CAS 8050-26-8) en raison d'un manque de données empiriques concernant les HRPE et HRGE. Le RPE analogue avait un log K_{oe} mesuré de 3,5 à 7,1 et une solubilité dans l'eau de 0,38 mg/L, ce qui se comparait raisonnablement bien aux HRPE et HRGE avec un log K_{oe} de 4,6 à 7,3 et 4,7 à 5,8 et solubilité dans l'eau inférieure à 0,22 mg/L et 0,15 mg/L (USEPA, 2008b). En outre, dans les tableaux de comparaison des analogues, on présente une comparaison des caractéristiques structurales, du poids moléculaire et de la taille. Globalement, on s'attend à ce que les valeurs de biodisponibilité des composantes dans le RPE et les HRPE soient semblables, ce qui fait de RPE un bon analogue pour les HRPE dans la présente évaluation. De plus, la biodisponibilité des composantes dans le RPE et les HRGE peut être suffisamment semblable pour la méthode des substances analogues. On pense que les deux substances, RPE et HRGE, sont enrichies dans les composantes de triester de poids moléculaire de 951,5 g/mol (1,98 à 2,72) et de 988,7 g/mol (2,05 à 2,86) et, ainsi, servent d'analogues semblables à utiliser aux fins de la présente évaluation. Les composantes de monoester (plus de 500 g/mol) qui seraient plus disponibles que les composantes plus grandes manifestent également une similarité entre le RPE (analogue) et les HRGE, venant étayer davantage la notion selon laquelle les deux substances auraient une biodisponibilité semblable. Finalement, le RPE contiendrait aussi une quantité importante de tétraesters (plus de 1 000 g/mol) qui ne seraient pas présents dans la substance HRGE. Cependant, on ne s'attend pas à ce que la biodisponibilité globale de la substance RPE subisse une influence en raison de la taille et du poids moléculaire plus grands de cette composante.

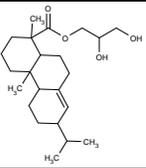
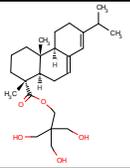
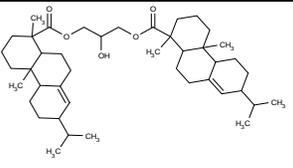
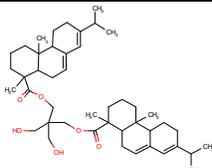
Tableau de comparaison de l'analogue pour les HRPE par rapport au RPE

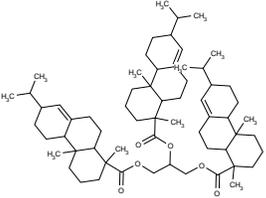
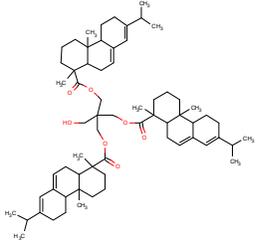
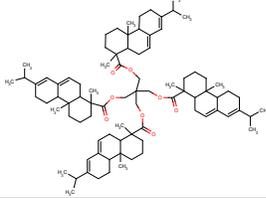
| HRPE (n° CAS 64365-17-9) | | RPE (n° CAS 8050-26-8) | |
|---|---------------------------|---|--------------------------|
| Log K_{oe} | 4,6-7,3 | Log K_{oe} | 3,5-7,1 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | <0,22 | Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,38 |
| Structures représentatives | p.m.* (g/mol)/taille (nm) | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 422,6/ 1,36-1,84 |  | 420,3/ 1,30-1,90 |

| HRPE (n° CAS 64365-17-9) | | RPE (n° CAS 8050-26-8) | |
|--|---------------------------|---|--------------------------|
| Log K _{oe} | 4,6-7,3 | Log K _{oe} | 3,5-7,1 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | <0,22 | Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,38 |
| Structures représentatives | p.m.* (g/mol)/taille (nm) | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 709,1/ 1,74-3,04 |  | 704,5/ 1,73-3,01 |
|  | 995,5/ 2,09-2,94 |  | 988,7/ 2,05-2,86 |
|  | 1282/ 2,28-2,88 |  | 1 273/ 2,21-3,03 |

* poids moléculaire

Tableau de comparaison de l'analogue pour les HRGE par rapport au RPE

| HRGE (n° CAS 65997-13-9) | | RPE (n° CAS 8050-26-8) | |
|---|---------------------------|--|--------------------------|
| Log K _{oe} | 4,7-5,8 | Log K _{oe} | 3,5-7,1 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,15 | Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,38 |
| Structures représentatives | p.m.* (g/mol)/taille (nm) | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 378,6/ 1,27-1,90 |  | 420,3/ 1,30-1,90 |
|  | 665,0/ 1,59-3,05 |  | 704,5/ 1,73-3,01 |

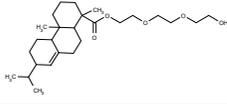
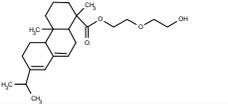
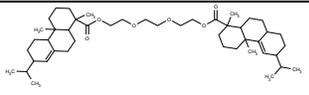
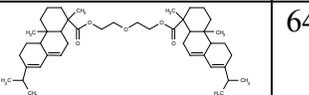
| HRGE (n° CAS 65997-13-9) | | RPE (n° CAS 8050-26-8) | |
|---|---------------------------|--|--------------------------|
| Log K _{oe} | 4,7-5,8 | Log K _{oe} | 3,5-7,1 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,15 | Solubilité dans l'eau (mg/L) | 0,38 |
| Structures représentatives | p.m.* (g/mol)/taille (nm) | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 951,5/ 1,98-2,72 |  | 988,7/ 2,05-2,86 |
| - | - |  | 1 273/ 2,21-3,03 |

* poids moléculaire

Annexe IIc - Comparaison de l'analogue de HRTE avec le RPE pour estimation de la persistance

Une méthode fondée sur les analogues pour estimer la persistance pour les HRTE dans l'environnement a été exécutée avec des acides résiniques et des acides colophaniques, les esters avec le diéthylèneglycol (RDE; n° CAS 68153-38-8) en raison de l'absence de données empiriques sur la persistance de HRTE. Le RDE analogue avait un log K_{oe} mesuré de 4,0 à 5,8 et une solubilité dans l'eau inférieure à 2,38 mg/L, ce qui était passablement semblable aux valeurs prévues pour les structures représentatives de HRTE, à savoir un log K_{oe} supérieur à 5,31 et une solubilité dans l'eau inférieure à 0,62 mg/L. De plus, une comparaison des caractéristiques structurales et du poids moléculaire est présentée dans le tableau ci-dessous.

Tableau de comparaison de l'analogue pour les HRTE par rapport au RDE

| HRTE (n° CAS 68648-53-3) | | RDE (n° CAS 68153-38-8) | |
|---|---------------|--|--------------------------|
| Log K_{oe} | $\geq 5,31$ | Log K_{oe} | 4,0-5,8 |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | $< 0,62^{**}$ | Solubilité dans l'eau (mg/L) | $< 2,38$ |
| Structures représentatives | pm*(g/mol)/ | Structures représentatives | p.m. (g/mol)/taille (nm) |
|  | 436,6 |  | 390,4 |
|  | 723,1 |  | 648,8 |

* poids moléculaire

**d'après les données modélisées tirées du tableau 2d.

Annexe IIIa. Estimations de la limite supérieure des absorptions quotidiennes de HR pour divers groupes d'âge

| Voie d'exposition | Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de HR, par groupes d'âge | | | | | | | |
|---|---|---------------------------|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | 0 à 0,5 an ^{1,2,3} | | | 0,5 à 4 ans ⁴ | 5 à 11 ans ⁵ | 12 à 19 ans ⁶ | 20 à 59 ans ⁷ | 60 ans et plus ⁸ |
| | Nourris au lait maternel | Nourris au lait maternisé | Pas nourris au lait maternisé | | | | | |
| Air ⁹ | $9,6 \times 10^{-5}$ | $9,6 \times 10^{-5}$ | $9,6 \times 10^{-5}$ | $2,0 \times 10^{-4}$ | $1,6 \times 10^{-4}$ | $9,1 \times 10^{-5}$ | $7,8 \times 10^{-5}$ | $6,8 \times 10^{-5}$ |
| Eau potable ¹⁰ | N.D. | $4,4 \times 10^{-3}$ | $1,6 \times 10^{-3}$ | $1,9 \times 10^{-3}$ | $1,5 \times 10^{-3}$ | $8,4 \times 10^{-4}$ | $8,8 \times 10^{-4}$ | $9,2 \times 10^{-4}$ |
| Aliments et boissons ¹¹ | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. |
| Sol ¹² | $8,7 \times 10^{-3}$ | $8,7 \times 10^{-3}$ | $8,7 \times 10^{-3}$ | $1,4 \times 10^{-2}$ | $4,6 \times 10^{-3}$ | $1,1 \times 10^{-3}$ | $9,2 \times 10^{-4}$ | $9,1 \times 10^{-4}$ |
| Absorption totale | $8,8 \times 10^{-3}$ | $1,3 \times 10^{-2}$ | $1,0 \times 10^{-2}$ | $1,6 \times 10^{-2}$ | $6,3 \times 10^{-3}$ | $2,0 \times 10^{-3}$ | $1,9 \times 10^{-3}$ | $1,9 \times 10^{-3}$ |
| Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : $1,6 \times 10^{-2}$ µg/kg p.c. par jour | | | | | | | | |

N.D. : non disponible

¹ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HR dans le lait maternel.

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HR dans l'eau ou le lait maternisé pour le Canada. La concentration de HR dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 41,4 ng/L (ChemCAN, 2003). En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ Aucune donnée quantitative n'a été recensée pour les concentrations de HR dans l'air. La concentration de HR dans l'air a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 0,342 ng/m³ (ChemCAN, 2003).

¹⁰ Aucune donnée quantitative n'a été recensée pour les concentrations de HR dans l'eau potable. La concentration de HR dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 41,4 ng/L (ChemCAN, 2003).

¹¹ On n'a recensé aucune donnée quantitative sur les concentrations de HR dans les aliments ou les boissons.

¹² Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HR dans le sol. La concentration de HR dans le sol a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 2 179 ng/g solides (ChemCAN, 2003).

Annexe IIIb. Estimations de la limite supérieure des absorptions quotidiennes de HRPE pour divers groupes d'âge

| Voie d'exposition | Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de HRPE, par groupes d'âge | | | | | | | |
|---|---|---------------------------|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | 0 à 0,5 an ^{1,2,3} | | | 0,5 à 4 ans ⁴ | 5 à 11 ans ⁵ | 12 à 19 ans ⁶ | 20 à 59 ans ⁷ | 60 ans et plus ⁸ |
| | Nourris au lait maternel | Nourris au lait maternisé | Pas nourris au lait maternisé | | | | | |
| Air ⁹ | $6,9 \times 10^{-5}$ | $6,9 \times 10^{-5}$ | $6,9 \times 10^{-5}$ | $1,5 \times 10^{-4}$ | $1,2 \times 10^{-4}$ | $6,6 \times 10^{-5}$ | $5,7 \times 10^{-5}$ | $4,9 \times 10^{-5}$ |
| Eau potable ¹⁰ | N.D. | $7,0 \times 10^{-3}$ | $2,6 \times 10^{-3}$ | $3,0 \times 10^{-3}$ | $2,3 \times 10^{-3}$ | $1,3 \times 10^{-3}$ | $1,4 \times 10^{-3}$ | $1,4 \times 10^{-3}$ |
| Aliments et boissons ¹¹ | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. |
| Sol ¹² | $8,4 \times 10^{-3}$ | $8,4 \times 10^{-3}$ | $8,4 \times 10^{-3}$ | $1,4 \times 10^{-2}$ | $4,4 \times 10^{-3}$ | $1,1 \times 10^{-3}$ | $8,9 \times 10^{-4}$ | $8,8 \times 10^{-4}$ |
| Absorption totale | $8,5 \times 10^{-3}$ | $1,5 \times 10^{-2}$ | $1,1 \times 10^{-2}$ | $1,7 \times 10^{-2}$ | $6,8 \times 10^{-3}$ | $2,5 \times 10^{-3}$ | $2,3 \times 10^{-3}$ | $9,4 \times 10^{-4}$ |
| Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : $1,7 \times 10^{-2}$ µg/kg p.c. par jour | | | | | | | | |

N.D. : non disponible

¹ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRPE dans le lait maternel.

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRPE dans l'eau ou le lait maternisé pour le Canada. La concentration de HRPE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 65,5 ng/L (ChemCAN, 2003). En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ Aucune donnée quantitative n'a été recensée pour les concentrations de HRPE dans l'air. La concentration de HRPE dans l'air a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 0,248 ng/m³ (ChemCAN, 2003).

¹⁰ Aucune donnée quantitative n'a été recensée pour les concentrations de HRPE dans l'eau potable. La concentration de HRPE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 65,5 ng/L (ChemCAN, 2003).

¹¹ On n'a recensé aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRPE dans les aliments ou les boissons.

¹² Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRPE dans le sol. La concentration de HRPE dans le sol a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 2 114 ng/g solides (ChemCAN, 2003).

Annexe IIIc. Estimations de la limite supérieure des absorptions quotidiennes de HRGE pour divers groupes d'âge

| Voie d'exposition | Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de HRGE, par groupes d'âge | | | | | | | |
|---|---|---------------------------|-------------------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | 0 à 0,5 an ^{1,2,3} | | | 0,5 à 4 ans ⁴ | 5 à 11 ans ⁵ | 12 à 19 ans ⁶ | 20 à 59 ans ⁷ | 60 ans et plus ⁸ |
| | Nourris au lait maternel | Nourris au lait maternisé | Pas nourris au lait maternisé | | | | | |
| Air ⁹ | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 | <0,01 |
| Eau potable ¹⁰ | N.D. | 0,11 | 0,04 | 0,05 | 0,04 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| Aliments et boissons ¹¹ | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. |
| Sol ¹² | 0,06 | 0,06 | 0,06 | 0,10 | 0,03 | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| Absorption totale | 0,06 | 0,17 | 0,11 | 0,15 | 0,07 | 0,03 | 0,03 | 0,03 |
| Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : 0,17 µg/kg p.c. par jour | | | | | | | | |

N.D. : non disponible

¹ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRGE dans le lait maternel.

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRGE dans l'eau ou le lait maternisé pour le Canada. La concentration de HRGE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 1,020 µg/L (ChemCAN, 2003). En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ Aucune donnée quantitative n'a été recensée pour les concentrations de HRGE dans l'air. La concentration de HRGE dans l'air a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 0,238 ng/m³ (ChemCAN, 2003).

¹⁰ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRGE dans l'eau potable. La concentration de HRGE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 1,02 µg/L (ChemCAN, 2003).

¹¹ On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRGE dans les aliments ou les boissons.

¹² Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRGE dans le sol. La concentration de HRGE dans le sol a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 16,223 µg/g solides (ChemCAN, 2003).

Annexe III d. Estimations de la limite supérieure des absorptions quotidiennes de HRTE pour divers groupes d'âge

| Voie d'exposition | Absorption estimée (µg/kg p.c. par jour) de HRTE, par groupes d'âge | | | | | | | |
|---|---|-------------------------------|----------------------|--------------------------|-------------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|
| | 0 à 0,5 an ^{1,2,3} | | | 0,5 à 4 ans ⁴ | 5 à 11 ans ⁵ | 12 à 19 ans ⁶ | 20 à 59 ans ⁷ | 60 ans et plus ⁸ |
| Nourris au lait maternel | Nourris au lait maternisé | Pas nourris au lait maternisé | | | | | | |
| Air ⁹ | $5,0 \times 10^{-5}$ | $5,0 \times 10^{-5}$ | $5,0 \times 10^{-5}$ | $1,1 \times 10^{-4}$ | $8,4 \times 10^{-5}$ | $4,8 \times 10^{-5}$ | $4,1 \times 10^{-5}$ | $3,6 \times 10^{-5}$ |
| Eau potable ¹⁰ | N.D. | $1,8 \times 10^{-3}$ | $6,9 \times 10^{-4}$ | $7,8 \times 10^{-4}$ | $6,1 \times 10^{-4}$ | $3,5 \times 10^{-4}$ | $3,6 \times 10^{-4}$ | $3,8 \times 10^{-4}$ |
| Aliments et boissons ¹¹ | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. | N.D. |
| Sol ¹² | $1,0 \times 10^{-3}$ | $1,0 \times 10^{-3}$ | $1,0 \times 10^{-3}$ | $1,7 \times 10^{-3}$ | $5,5 \times 10^{-4}$ | $1,3 \times 10^{-4}$ | $1,1 \times 10^{-4}$ | $1,1 \times 10^{-4}$ |
| Absorption totale | $1,1 \times 10^{-3}$ | $2,9 \times 10^{-3}$ | $1,8 \times 10^{-3}$ | $2,6 \times 10^{-3}$ | $1,2 \times 10^{-3}$ | $5,3 \times 10^{-4}$ | $5,1 \times 10^{-4}$ | $5,3 \times 10^{-4}$ |
| Absorption maximale totale à partir de toutes les voies d'exposition : $2,9 \times 10^{-3}$ µg/kg p.c. par jour | | | | | | | | |

N.D. : non disponible

¹ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRTE dans le lait maternel.

² On présume que le nourrisson pèse 7,5 kg, respire 2,1 m³ d'air par jour, boit 0,8 L d'eau par jour (lait maternisé) ou 0,3 L d'eau par jour (lait non maternisé) et ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

³ Dans le cas des enfants uniquement nourris au lait maternisé, l'absorption par l'eau correspond à l'absorption par la nourriture. On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRTE dans l'eau ou le lait maternisé pour le Canada. La concentration de HRTE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 17,2 ng/L (ChemCAN, 2003). En ce qui concerne les enfants non nourris au lait maternisé, 50 % d'entre eux ont commencé à manger des aliments solides à 4 mois et 90 % ont commencé à 6 mois (Santé Canada, 1990).

⁴ En supposant que l'enfant pèse 15,5 kg, qu'il respire 9,3 m³ d'air par jour, qu'il boive 0,7 L d'eau par jour et qu'il ingère 100 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁵ En supposant que l'enfant pèse 31 kg, qu'il respire 14,5 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,1 L d'eau par jour et qu'il ingère 65 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁶ En supposant que le jeune pèse 59,4 kg, qu'il respire 15,8 m³ d'air par jour, qu'il boive 1,2 L d'eau par jour et qu'il ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁷ En supposant que la personne pèse 70,9 kg, qu'elle respire 16,2 m³ d'air par jour, qu'elle boive 1,5 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁸ En supposant que la personne pèse 72,0 kg, qu'elle respire 14,3 m³ par jour, qu'elle boive 1,6 L d'eau par jour et qu'elle ingère 30 mg de sol par jour (Santé Canada, 1998).

⁹ Aucune donnée n'a été déterminée pour les concentrations de HRTE dans l'air. La concentration de HRTE dans l'air a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 0,180 ng/m³ (ChemCAN, 2003).

¹⁰ Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRTE dans l'eau potable. La concentration de HRTE dans l'eau potable a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 17,2 ng/L (ChemCAN, 2003).

¹¹ On n'a répertorié aucune donnée quantitative sur les concentrations de HRTE dans les aliments.

¹² Aucune donnée quantitative n'a été déterminée pour les concentrations de HRTE dans le sol. La concentration de HRTE dans le sol a été estimée à l'aide de ChemCAN v6.00 à 263 ng/g solides (ChemCAN, 2003).

Annexe IV : Estimations de la limite supérieure de l'exposition pour la HR, les HRPE, HRGE et HRTE pour les scénarios des produits de consommation en utilisant ConsExpo v4.1 (ConsExpo, 2006)

| Substance | Produit de consommation | Hypothèses ¹ | Exposition estimée |
|--------------|--|---|---|
| HRGE et HRTE | Cire dépilatoire (utilisée pour éliminer des poils) | <p>Hypothèses courantes :</p> <ul style="list-style-type: none"> - fréquence d'utilisation : 17/an (RIVM, 2006a) - quantité appliquée : 5,5 g (RIVM, 2006a) - durée d'exposition : 15 minutes (RIVM, 2006a) - superficie des jambes (adulte) : 0,560 m² (RIVM, 2006b) <p>Hypothèse concernant HRGE :</p> <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale : 0,5 (Church & Dwight Co., Inc., 2008) <p>Hypothèse concernant HRTE :</p> <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale : 0,5 (Church & Dwight Co., Inc., 2008) | <p>HRGE :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dépôt cutané aigu 38,8 mg/kg p.c. par événement - dépôt cutané chronique 1,8 mg/kg p.c. par jour <p>HRTE :</p> <ul style="list-style-type: none"> - dépôt cutané aigu 38,8 mg/kg p.c. par événement - dépôt cutané chronique 1,8 mg/kg p.c. par jour |
| HRGE | Adhésif à base d'eau (utilisé pour relier un laminé à un meuble) | <p>Les hypothèses du scénario se fondent sur un scénario par défaut de ConsExpo pour la colle en bouteille — surfaces de superficie modérée (utilisations de construction) (RIVM, 2007)</p> <p>Le scénario cutané a utilisé l'absorption par vaporisation :</p> <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale maximale : 0,1 (Environnement Canada, 2010a) - quantité de produit utilisée : 250 g - fréquence d'utilisation : 2/an - absorption cutanée : 100 % - durée d'exposition : 30 min - quantité de produit sur la peau : 0,25 g - superficie exposée : 215 cm² | <ul style="list-style-type: none"> - dépôt cutané aigu 0,353 mg/kg p.c. par événement |
| HRPE | Rouge à lèvres | <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale maximale : 0,1 (CNS, 2010) - fréquence d'utilisation : 1 460/an - quantité ingérée : 0,01 g (RIVM, 2006a) <p>fraction absorbée : 1</p> | <ul style="list-style-type: none"> - dose chronique par voie orale 0,0564 mg/kg p.c. par jour |
| HR | Cire ou pommade pour cheveux | <p>Les hypothèses du scénario se fondent sur un scénario par défaut de ConsExpo pour le gel coiffant (RIVM, 2006a)</p> <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale maximale : 0,30 (CNS, 2010) | <ul style="list-style-type: none"> - dépôt cutané chronique 1,36 mg/kg p.c. par jour |

| Substance | Produit de consommation | Hypothèses ¹ | Exposition estimée |
|-----------|-------------------------|---|--|
| | | <ul style="list-style-type: none"> - superficie exposée : 580 cm² (RIVM, 2006a) - quantité appliquée : 0,3 g (RIVM, 2006a) - fréquence d'exposition : 358 fois/an (RIVM, 2006a) | |
| HRPE | Fard à cils | <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale maximale : 0,08 (Environnement Canada, 2010a) - superficie exposée : 1,6 cm² (RIVM, 2006a) - quantité appliquée : 0,25 g (RIVM, 2006a) - temps d'exposition : 960 minutes (RIVM, 2006a) | - dépôt cutané chronique 0,0282 mg/kg p.c. par jour |
| HR | Adhésif thermofusible | <p>Le volet inhalation du scénario suppose un rejet instantané (en raison de la température élevée d'application, ~150-180 °C) (RIVM, 2007) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - fraction pondérale maximale : 0,1 (3M Canada Company, 2008) - fréquence d'utilisation : 12/an - durée d'exposition : 25 minutes - volume de la pièce : 20 m³ - taux de ventilation : 0,6/h - quantité appliquée : 65 g - fraction absorbée : 1 <p>Le scénario cutané a utilisé l'absorption par vaporisation :</p> <ul style="list-style-type: none"> - superficie exposée : 43 cm² - quantité sur la peau : 0,1 g - durée d'exposition : 25 minutes | <ul style="list-style-type: none"> - Concentration moyenne d'inhalation par événement : 0,0186 mg/m³ - dépôt cutané aigu : 0,141 mg/kg p.c. par événement |

¹On a supposé que le poids corporel et le taux d'inhalation d'un adulte étaient de 70,9 kg et de 16,2 m³ par jour, respectivement (Santé Canada, 1998)

Annexe V : Résumé des données concernant les effets sur la santé pour HR (n° CAS 65997-06-0), HRGE (n° CAS 65997-13-9) et HRPE (n° CAS 64365-17-9)

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|---|--|--|--|
| Essais sur des animaux de laboratoire et <i>in vitro</i> | | | |
| | HR (n° CAS 65997-06-0) | HRGE (n° CAS 65997-13-9) | HRPE (n° CAS 64365-17-9) |
| Toxicité aiguë | <p>DL₅₀ par voie orale (rat) plus de 2 000 mg/kg p.c. (Commission européenne, 2000c)</p> <p>Inhalation CL₀ (concentration non létale) (rat) plus de 2 480 ppm (31 000 mg/m³) (Commission européenne, 2000c)</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée n'a été recensée.</p> | <p>DL₅₀ par voie orale (rat) plus de 2 000 mg/kg p.c. (Commission européenne, 2000a)</p> <p>Inhalation CL₀ (concentration non létale) (rat) plus de 0,158 mg/L (exposition de 6 heures) (Commission européenne, 2000a)</p> <p>Aucune étude sur l'exposition par voie cutanée n'a été recensée.</p> | <p>DL₅₀ par voie orale (rat) plus de 2 000 mg/kg pc. (Commission européenne, 2000b)</p> <p>Aucune étude de toxicité par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p> |
| Dose toxique à court terme pour l'exposition répétée | Aucune donnée trouvée. | <p>DMEO (la plus basse) par voie orale = 500 mg/kg p.c. par jour (1,0 %) fondée sur une diminution du poids corporel chez les femelles lorsque les rats Sprague-Dawley des deux sexes (10 par sexe par groupe) ont été exposés à une dose de 0, 0,2 ou 1,0 % (équivalant à 0, 100 ou 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement) de HRGE dans le régime alimentaire pendant 28 jours. Aucun changement de poids n'a été signalé chez les mâles. La consommation de nourriture et la pathologie clinique et microscopique n'ont pas été touchées par le</p> | Aucune donnée trouvée. |

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|-------------------------------------|--|--|-------------------------------|
| | | <p>traitement. (USEPA, 2008a).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | |
| <p>Toxicité subchronique</p> | <p>DMEO (la plus basse) par voie orale = 1 000 mg/kg p.c. par jour (1,0 %) fondée sur une diminution du poids corporel moyen et une prise de poids corporel (liées à la consommation de nourriture) chez des rats Sprague-Dawley sevrés (10 par sexe par groupe) exposés à la colophane hydrogénée à des doses de 0, 0,01, 0,05, 0,2, 1 ou 5 % (environ 0, 10, 50, 200, 1 000 ou 5 000 mg/kg p.c. par jour respectivement) dans l'alimentation pendant 90 jours. Une augmentation statistiquement significative du poids absolu du foie et du poids relatif du foie, des reins, de la rate chez les mâles et du foie chez les femelles à des doses de 1 000 mg/kg p.c. par jour de HR a été observée mais n'a pas été considérée comme étant toxicologiquement importante selon l'auteur. Tous les animaux exposés à une dose élevée sont morts entre les jours 4 et 12 (l'auteur a prétendu que le décès était relié à une athrepsie associée à un refus de manger) (Calandra, 1960a).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | <p>DSEO par voie orale la plus élevée = 2 500 mg/kg p.c. par jour (5 %) selon l'absence d'effets reliés au traitement chez les rats Sprague Dawley (20 à 25 par sexe par groupe) traités à l'aide de doses de 0, 0,2, 1,0 ou 5 % de HRGE dans l'alimentation (équivalant à 0, 100, 500 ou 2 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement) pendant 90 jours. Les paramètres mesurés étaient le poids corporel, la consommation de nourriture, l'hématologie, la chimie clinique, l'analyse d'urine, l'ophtalmologie, les paramètres liés aux excréments, le poids des organes et la pathologie clinique et microscopique à tous les dosages testés (USEPA, 2008a).</p> <p>Aucun effet relié au traitement n'a été signalé dans une autre étude de 90 jours avec la même souche de rats (les deux sexes) à qui on a administré des HRGE dans l'alimentation à des doses de 0, 2 000, 5 000, ou 10 000 ppm pendant 90 jours (équivalant à 0, 100, 250 ou 500 mg/kg p.c. par jour, respectivement) (Laveglia, 1987).</p> <p>Autre étude recensée : Calandra, 1967.</p> | <p>Aucune donnée trouvée.</p> |

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|---|---|--|------------------------|
| <p>Toxicité chronique et cancérogénicité</p> | <p>Des rats Sprague-Dawley des deux sexes (30 par sexe par groupe) ont été exposés à des concentrations dans leur alimentation de 0, 0,05, 0,2 ou 1 % de HR (équivalant à 0, 0, 50, 200, ou 1 000 mg/kg p.c. par jour, respectivement) pendant deux ans. Aucune trace de cancérogénicité n'a été constatée à tous les dosages testés. Aucun effet sur l'hématologie, l'analyse d'urine, le poids des organes et la pathologie clinique et microscopique n'a été signalé.</p> <p>DMEO par voie orale (la plus basse) causant des effets non néoplasiques = 1 000 mg/kg p.c. par jour (1 %) selon une diminution de gain de poids chez les deux sexes au sacrifice intermédiaire (12 mois) (le seul effet observé au cours de la présente étude, la fiabilité de cette étude IBT non vérifiée est douteuse selon USEPA, 2008b) (Kay, 1962a).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | Aucune donnée trouvée. | Aucune donnée trouvée. |
| <p>Sensibilisation</p> | <p>Lors d'un test de maximisation, des cobayes femelles Dunkin-Hartley (15 à 21/groupe traité, 15 à 20/groupe témoin) ont été provoquées par des doses de 10, 3, ou 1 % de HR pendant 24 heures après l'induction de colophane ou de HR (5 % par injection</p> | <p>Aucune sensibilisation remarquée chez les cobayes dans un test de maximisation (aucun détail de l'étude fourni) (Commission européenne, 2000a).</p> | Aucune donnée trouvée. |

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|------------------------|---|---|---|
| | intradermique et 25 % par injection épidermique). On a constaté une réaction importante à la concentration élevée chez les groupes à induction de colophane hydrogénée. On n'a toutefois pas relevé cet effet chez les groupes à induction de colophane. Lors d'un test d'adjuvant complet de Freund, aucune réaction significative n'a été observée chez les cobayes femelles Dunkin-Hartley provoquées par des doses de 10, 3, 1, ou 0,3 % de HR après induction de trois injections intradermiques d'une solution à 5 % de HR (Karlberg <i>et al.</i> , 1988). | | |
| Irritation | Aucune irritation cutanée remarquée chez les lapins (aucun détail de l'étude fourni) (Commission européenne, 2000a). | Aucune donnée trouvée. | Aucune donnée trouvée. |
| Humain | | | |
| | HR (n° CAS 65997-06-0) | HRGE (n° CAS 65997-13-9) | HRPE (n° CAS 64365-17-9) |
| Sensibilisation | Dans un test épicutané, on a appliqué de la colophane et de la HR à 11 sujets humains ayant une sensibilité connue à la colophane (le sexe et l'âge n'ont pas été déterminés) à des concentrations de 0,001, 0,01, 0,1, 1, 10, et 20 %. On a observé moins de réactions à la HR qu'à la colophane. Aucun patient n'a réagi à la colophane hydrogénée sans réagir à colophane non modifiée à la | Dans un test épicutané, 51 sujets des deux sexes (âgés de 17 à 75 ans) ont été exposés à 0,2 mL du matériau d'essai contenant 20 % de myristate de 2-octyldodécyle de gomme d'ester purifiée hydrogénée et 80 % de gelée de pétrole (la concentration effective de HRGE dans le matériau d'essai était 10 %). Aucune preuve d'irritation ou de sensibilisation de la peau n'a été | Dans trois tests épicutanés de suivi, une quantité non précisée de HRPE a été appliquée à des patients humains présentant des symptômes cliniques de sensibilisation ou d'irritation après avoir utilisé des pansements contenant des HRPE (jusqu'à environ 20 % de HRPE utilisé comme adhésif dans le produit final). On a observé des réactions |

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|-----------|---|--|---|
| | <p>même concentration. Même si les réactions positives ont été observées chez un ou deux sujets à une dose de 0,001 à 0,1 % de HR, 5 sujets sur 11 ont manifesté des réactions positives à des concentrations de 1 % et de 10 %. À 20 % de HR, seulement 7 sujets ont été testés et 3 sur 7 ont manifesté des réactions positives comparativement aux 7 sujets qui ont eu des réactions positives à 20 % de colophane (Karlberg <i>et al.</i>, 1988).</p> | <p>remarquée chez l'un des sujets (Johnson, 2004).</p> <p>Dans trois tests épicutanés de suivi, on a appliqué des HRGE à 20 % dans une gelée de pétrole aux patients humains présentant les symptômes cliniques de sensibilisation ou d'irritation après avoir utilisé des produits de consommation contenant des HRGE. On a observé des réactions positives de sensibilisation de la peau (Ota <i>et al.</i>, 2007; Foti <i>et al.</i>, 2006; Bonamonte <i>et al.</i>, 2001).</p> | <p>positives de sensibilisation de la peau (Pereira <i>et al.</i>, 2007; Sasseville <i>et al.</i>, 1997; Schliz <i>et al.</i>, 1996).</p> |

¹ CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; DMENO/CMENO, dose ou concentration minimale avec effet nocif observé; DMEO/CMEO, dose ou concentration minimale avec effet DSENO/CSENO = dose/concentration sans effet nocif observé

**Annexe VI : Résumé des renseignements sur les effets sur la santé concernant les analogues de la colophane
(n° CAS 8050-09-7),
l'ester glycérique de la colophane (n° CAS 8050-31-5) et l'ester de la colophane avec le pentaérythritol
(n° CAS 8050-26-8)**

| Paramètre | Doses ou concentrations minimales avec effet ¹ /Résultats | | |
|---|---|--|---|
| Essais sur des animaux de laboratoire et <i>in vitro</i> | | | |
| | Colophane (n° CAS 8050-09-7) | Acides résiniques et colophaniques, esters avec le glycérol (n° CAS 8050-31-5) | Colophane, ester avec le pentaérythritol (n° CAS 8050-26-8) |
| Toxicité aiguë | DL₅₀ par voie orale la plus basse (souris, cobaye) = 4 100-4 600 mg/kg p.c. (USEPA, 2008b). Autre DL ₅₀ par voie orale (rat) = 7 00 - 8 400 mg/kg p.c. (USEPA, 2008b) Aucune étude de toxicité par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée. | DL₅₀ par voie orale (rat) > 2 000 mg/kg p.c. (Commission européenne, 2000d) Aucune étude de toxicité par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée. | DL₅₀ par voie orale (rat) > 2 000 mg/kg p.c. (USEPA, 2008b) Aucune étude de toxicité par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée. |
| Toxicité subchronique | DMEO par voie orale (la plus basse) = 1 000 mg/kg p.c. par jour selon une diminution du poids corporel et une augmentation du poids relatif des organes (foie, reins et rate) observées dans le cadre de cinq études distinctes de 90 jours chez des rats Sprague-Dawley (10 par sexe par groupe) exposés à des doses 0, 0,01, 0,05, 0,2, 1,0 ou | DMEO par voie orale (la plus basse) = 1 000 mg/kg p.c. par jour selon des augmentations statistiquement significatives, reliées à la dose, du poids relatif du foie chez les rats mâles Sprague-Dawley auxquels on a administré des doses moyennes et élevées (15 par sexe par groupe) exposés à l'ester glycérique de la colophane dans leur alimentation à des doses de 0, 0,2, 1, ou 5 % (équivalant à 0, 200, 1 000, ou 5 000 mg/kg p.c. par jour respectivement) pendant | DMEO par voie orale (la plus basse) = 2 500 mg/kg p.c. par jour, selon une augmentation significative du poids absolu et du poids relatif du foie chez les rats Sprague Dawley auxquels on a administré une dose élevée observée chez les deux sexes (10 par sexe par groupe d'exposition) exposés à l'ester colophanique avec le pentaérythritol à des doses de 0,01, 0,05, 0,2, 1, et 5 % dans leur alimentation (équivalant à 0, 5, 25, 100, 500 et 2 500 mg/kg p.c. par jour respectivement) pendant 90 jours. On n'a signalé aucun effet relié au |

| | | | |
|---|--|--|--|
| | <p>5,0 % (équivalant à 0, 10, 50, 200, 1 000 ou 5 000 mg/kg p.c. par jour, respectivement) de colophane dans leur alimentation. Aucun effet relié au traitement sur les paramètres de l'hématologie ou de l'analyse d'urine n'a été signalé dans une étude. À l'autopsie, aucun changement relié au traitement n'a été constaté. Une augmentation du poids absolu du foie a été signalée dans trois des cinq études : on a indiqué que le poids relatif des organes était « modifié » dans deux études et on avait signalé une augmentation du poids relatif des organes (foie, reins ou rate) dans trois études. (Calandra, 1960b).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | <p>90 jours. Parmi les autres effets observés, il y avait une augmentation statistiquement significative du poids relatif du foie chez les femelles exposées à des doses élevées, une diminution statistiquement significative de la consommation de nourriture chez les mâles et les femelles exposés à des doses élevées, et une très légère vacuolisation hépatocytaire périportale chez les femelles exposées à des doses élevées (Mann <i>et al.</i>, 1982).</p> <p>Autres études : Blari, 1991.</p> <p>Aucune étude de toxicité par voie cutanée ou par inhalation n'a été recensée.</p> | <p>traitement sur le poids corporel, la prise de poids corporel, les signes cliniques, l'hématologie, l'analyse d'urine ou la pathologie clinique (Calandra, 1960c).</p> |
| <p>Toxicité chronique et cancérogénicité</p> | <p>Des rats Sprague-Dawley des deux sexes (30 par sexe par dose) ont été exposés à des concentrations alimentaires de 0, 0,05 ou 1 % de colophane (équivalant à 0, 50 ou 1 000 mg/kg p.c. par jour, respectivement) pendant deux ans. Aucun signe de cancérogénicité n'a été constaté à quelque dose que ce soit.</p> <p>DMEO par voie orale (la plus basse) causant des effets non</p> | <p>Aucune donnée trouvée.</p> | <p>Des rats Sprague-Dawley des deux sexes (30 par sexe par groupe) ont été exposés à l'ester de la colophane avec le pentaérythritol dans leur alimentation à des doses de 0 ou 0,05 % (équivalent à 0 ou 50 mg/kg p.c. par jour) pendant deux ans. Le traitement n'a eu aucune incidence sur le poids corporel, la prise de poids corporel, la consommation de nourriture, l'utilisation des aliments, l'hématologie, l'analyse d'urine, la pathologie clinique, le poids des organes ou la pathologie microscopique. Le nombre d'animaux présentant des tumeurs était d'aucun mâle et de 5 femelles dans le premier groupe témoin, d'aucun mâle et de 9 femelles dans le deuxième groupe témoin; et de 2 mâles et de</p> |

| | | | |
|---|---|--|--|
| | <p>néoplasiques = 1 000 mg/kg p.c. par jour (1 %) selon une diminution du poids moyen corporel et une prise de poids corporel (associés à une diminution de la consommation de nourriture); et une augmentation du poids relatif du foie ont été observées dans les groupes exposés à des doses élevées (USEPA, 2008b; Kay 1962b).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | | <p>7 femelles dans le groupe exposé à une dose de 0,05 %. Dans tous les groupes, les tumeurs étaient principalement des fibroadénomes sous-cutanés ou des adénofibromes. Aucun autre effet relié au traitement n'a été signalé (Kay, 1962c).</p> |
| <p>Génotoxicité et paramètres connexes : <i>in vitro</i></p> | <p>Aucune donnée trouvée.</p> | <p>Mutation génique Résultats négatifs : Chez <i>Salmonella typhimurium</i> souches TA98, TA100, TA1535, TA1537 et TA1538 à des concentrations de 2,5 à 500 µg/plaque avec ou sans activation métabolique (Jagannath, 1988); souches TA92, TA94, TA98, TA100, TA1535 et TA1537 à des concentrations de 10 000 µg/plaque avec ou sans activation métabolique (Ishidate <i>et al.</i>, 1984). Aberrations chromosomiques Résultats négatifs : Cellules d'ovaires de hamsters chinois (CHO) à des concentrations de 50,7 à 507 µg/mL ou 127 à 507 µg/mL avec ou sans activation métabolique (Murli, 1988). Fibroblaste de hamsters chinois à 8 000 µg/mL (Ishidate <i>et al.</i>, 1984). Synthèse de l'ADN non programmée Résultats négatifs : Hépatocyte primaire du rat à 5,08-102 µg/mL (Cifone, 1988).</p> | <p>Aucune donnée trouvée.</p> |

| | | | |
|---|--|--------------------------------------|--|
| <p>Toxicité pour la reproduction et le développement</p> | <p>On a administré à des rats Sprague-Dawley (10 par sexe par groupe) de la colophane dans leur alimentation à raison de 0, 1 000, 3 000 ou 10 000 ppm (équivalant à 0, 105, 275 ou 825 mg/kg p.c. par jour, respectivement; les mâles ont été exposés pendant au moins quatre semaines, à partir de deux semaines avant l'accouplement tandis que les femelles ont été exposées à partir de deux semaines avant l'accouplement jusqu'à au moins le quatrième jour de la lactation). DMEO (la plus faible) pour la toxicité pour la reproduction et le développement = 825 mg/kg p.c. par jour (10 000 ppm) selon une diminution de la portée moyenne et du poids des petits (considérés comme un effet secondaire de la diminution de l'ingestion de nourriture et de la perte de poids corporelle qui a suivi chez les mères). Le traitement n'a eu aucun effet sur l'accouplement, la fécondité ou la durée de la gestation. DMEO (la plus faible) pour la toxicité systémique = 275 mg/kg p.c. par jour (3 000 ppm) selon une légère diminution de la prise de poids corporel chez les mâles. Parmi les autres effets observés à la dose élevée, il y a eu une</p> | <p>Aucune donnée trouvée.</p> | <p>On a administré à des rats Sprague-Dawley (10 par sexe par groupe) de l'ester colophanique avec le pentaérythritol dans leur alimentation à raison de 0, 1 000, 5 000 ou 20 000 ppm (équivalant à 0, 95, 475 ou 1 900 mg/kg p.c. par jour, respectivement; les mâles ont été exposés pendant au moins quatre semaines, à partir de deux semaines avant l'accouplement tandis que les femelles ont été exposées à partir de deux semaines avant l'accouplement jusqu'à au moins le quatrième jour de la lactation). On a signalé un indice de fécondité mâle légèrement moindre dans les groupes exposés à des doses moyennes et élevées (dans l'intervalle historique observé). Il n'y avait aucun effet évident du traitement à quelque dose que ce soit sur le nombre moyen de petits vivants et d'implants comparativement aux témoins. La portée moyenne et le poids des petits étaient légèrement inférieurs aux témoins les jours 1 à 4 de la lactation dans tous les groupes traités sans lien évident avec la dose, quoique la prise de poids était comparable aux témoins des jours 1 à 4. Aucune anomalie liée au traitement constatée chez les petits, aucun effet évident du traitement sur le poids de l'épididyme ou des testicules dans n'importe quel groupe expérimental et aucune constatation à l'autopsie ou l'histologie qui pourrait être attribuée au traitement, quelle que soit la dose. Aucun effet évident du traitement à l'ester colophanique avec le pentaérythritol n'a été constaté, quelle que soit la dose. La DSEO pour la toxicité systémique et les effets sur la reproduction et le développement dans le cas de l'ester colophanique avec le pentaérythritol était supérieure à 1 900 mg/kg p.c. par jour (20 000 ppm) (USEPA, 2008a).</p> |
|---|--|--------------------------------------|--|

| | | | |
|------------------------|---|---|---|
| | <p>diminution de la prise de poids corporel reliée au traitement chez les deux sexes, associée à une diminution de la consommation de nourriture dans les premières semaines du traitement (Clubb et Sutherland, 2002).</p> <p>Aucune autre étude n'a été recensée.</p> | | |
| Sensibilisation | <p>Plusieurs produits à base d'acides résiniques et produits connexes ont été testés sur des cobayes. On a signalé des réactions ambiguës ou positives de sensibilisation (Commission européenne, 2000e).</p> | <p>Aucune sensibilisation constatée chez les cobayes dans un test de maximisation (on n'a fourni aucun détail sur l'étude) (Commission européenne, 2000d).</p> | <p>Dans un test de maximisation, des cobayes Dunkin-Hartley femelles (10 à 15 par groupe) ont été provoquées avec 15 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol à la suite de l'induction intradermique de 5 % de la même substance. Aucun signe de sensibilisation allergique de la peau n'a été décelé (Andersen, 1998).</p> |
| Irritation | <p>Légère irritation de la peau et des yeux constatée chez les rats (on n'a fourni aucun détail sur l'étude) (Commission européenne, 2000e).</p> | <p>Légère irritation de la peau et des yeux constatée chez les lapins (on n'a fourni aucun détail sur l'étude) (Commission européenne, 2000d).</p> <p>Dans un test d'irritation des yeux, on a évalué du myristate de 2-octyldodécyle de gomme d'ester purifiée (contient 50 % d'ester glycérique de la colophane et 50 % de myristate octyldodécyle) avec six lapins de la Nouvelle-Zélande. La substance à l'essai a été instillée (0,1 mL) dans le sac conjonctival de chaque animal. Aucune irritation des yeux n'a été signalée (Johnson, 2004).</p> | <p>Dans un test de Draize on a instillé 10 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol dans le sac conjonctival de l'œil des lapins. Aucune irritation des yeux n'a été observée (Andersen, 1998).</p> <p>Dans un test épicutané couvert à une seule attaque, on a testé l'ester colophanique avec le pentaérythritol sur la peau de lapins, (souche et sexe non déterminés). On a observé une irritation minimale à une dose de 25 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol. On a observé des réactions modérées avec un fard à cils (contenant 9,2 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol) et un crayon pour les yeux (contenant 7 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol) (Andersen, 1998).</p> |

| Humain | | | |
|--|---|---|---|
| | Colophane (n° CAS 8050-09-7) | Acides résiniques et colophaniques, esters avec le glycérol (n° CAS 8050-31-5) | Colophane, ester avec le pentaérythritol (n° CAS 8050-26-8) |
| Sensibilisation/ Irritation | <p>Des réactions positives de sensibilisation chez des humains ont été signalées lors de tests épicutanés avec la colophane en Allemagne et en Suède. Plusieurs produits de consommation contenant de la colophane ou des produits connexes à base de colophane utilisés au travail ont été associés à des réactions allergiques par inhalation ou voie cutanée (Commission européenne, 2000e).</p> <p>La colophane est bien reconnue comme agent sensibilisant cutané et représente également la troisième cause en importance d'asthme professionnel. Toutefois, les allergènes précis visés particulièrement dans l'asthme professionnel n'ont pas été complètement évalués ou recensés (Sadhra <i>et al.</i>, 1994).</p> <p>Dans un test épicutané, on a appliqué de la colophane à 11 sujets humains ayant une sensibilité connue à la colophane (le sexe et l'âge n'ont pas été déterminés) à des</p> | <p>Aucune sensibilisation cutanée n'a été constatée avec un produit connexe de l'ester glycérique de la colophane lorsqu'il a été testé chez des humains (aucun détail de l'étude fourni) (Commission européenne, 2000d).</p> | <p>Dans un test épicutané à attaques répétées, on a appliqué un crayon pour les yeux contenant 0,1 mL de 7 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol ester à 50 sujets humains (les deux sexes). Aucune réaction de sensibilisation n'a été observée. Un fard à cils et un fard à paupières (contenant 9,6 % et 9,2 % d'ester colophanique avec le pentaérythritol, respectivement) ont également été testés sur des sujets humains. Aucune réaction de sensibilisation ni aucune irritation cutanée n'ont été observées (Andersen, 1998).</p> |

| | | | |
|--|--|--|--|
| | <p>concentrations de 0,001, 0,01, 0,1, 1, 10, et 20 % dans une gelée de pétrole. Il y a eu des réactions positives à des concentrations de 0,001 % et de 0,01 % chez deux sujets testés et 9 des 11 sujets testés ont signalé une réaction positive à des concentrations de 0,1 % et de 1 %, et les 11 sujets ont réagi à 10 % de colophane. Seulement 7 sujets ont été testés à 20 % de colophane, mais ils ont tous eu des réactions positives (Karlberg <i>et al.</i>, 1988).</p> | | |
|--|--|--|--|

¹CL₅₀, concentration létale médiane; DL₅₀, dose létale médiane; DMENO/CMENO, dose ou concentration minimale avec effet nocif observé; DMEO/CMEO, dose ou concentration minimale avec effet DSENO/CSENO = dose/concentration sans effet nocif observé

Annexe VIIa — Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité pour la HR

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|--|---|---------------------|---|---|---|
| Paramètres d'entrée des modèles | Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, PCKOCWIN, BCFBAF BLOWIN et ECOSAR) | ASTreat | EQC | Modèle FBC/FBA Arnot-Gobas | Modèle de POP canadien (y compris : le modèle Catabol, le modèle des facteurs d'atténuation du FBC) | Artificial Intelligence Système expert (AIEPS)/TOPKAT |
| Code SMILES | <chem>CC1(CCC2C(C1)=CCC1C2(C)C(CCC1(C)C(O)=O)C=C</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> | - | <chem>CC1(CCC2C(C1)=CC1C2(C)CCCC1(C)C(O)=O)C=C</chem> | <chem>CC1(CCC2C(C1)=CC1C2(C)CCCC1(C)C(O)=O)C=C</chem> | <chem>CC1(CCC2C(C1)=CC1C2(C)CCCC1(C)C(O)=O)C=C</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CC3(C)C(O)=O)=C1</chem> | - | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CC3(C)C(O)=O)C1</chem> | - | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(C)CC3C2(C)CCCC3(C)C(O)=O)C1</chem> |
| Masse moléculaire (g/mol) | 302,5; 304,5; 306,5 | 306,5 | 302,5; 304,5; 306,5 | | | |
| Point de fusion (°C) | | | 160, 147, 142 | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|---|------------------------|--|---------------|---|-------------|
| Point d'ébullition (°C) | | | | | | |
| Température (°C) | | | 20 | | | |
| Densité (kg/m ³) | | 1,2x10 ⁻³ | | | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | | 7,54 x 10 ⁻⁵ ; 1,05 x 10 ⁻⁴ ; 1,5 x 10 ⁻⁴ | | | |
| Constante de la loi de Henry (sans dimension) | | 3,2 x 10 ⁻⁴ | | | | |
| Log K _{ae} (coefficient de partage air-eau; sans dimension) | | | | | | |
| Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | | 5,5; 6,0; 6,3 | 5,5; 6,0; 6,3 | 5,5; 6,0; 6,3 | |
| K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | | | | | |
| Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg) | | | | | | |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | 0,06 | 2,42; 2,69; 2,00 | | | |
| Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air, sans dimension) | | | | | | |
| Coefficient de partage sol-eau (L/kg) ¹ | | | | | | |
| Coefficient de partage | | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|---------|-------------------------|---------|---|-------------|
| sédiments-eau (L/kg) ¹ | | | | | | |
| Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg) ¹ | | 96694 | | | | |
| Coefficient de partage poisson-eau (L/kg) ² | | | | | | |
| Coefficient de partage aérosol-eau (sans dimension) ³ | | | | | | |
| Coefficient de partage végétation-eau (sans dimension) ¹ | | | | | | |
| Enthalpie (K _{oe}) | | | | | | |
| Enthalpie (K _{ae}) | | | | | | |
| Demi-vie dans l'air (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans l'eau (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans les sédiments (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans le sol (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans la végétation (jours) ⁴ | | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | 1,37 | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en clarificateur primaire | | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|---|---------|---------|---------|---|-------------|
| ($t_{1/2-p}$; h) | | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin d'aération ($t_{1/2-s}$; h) | | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin de décantation ($t_{1/2-s}$; h) | | | | | | |

¹ D'après le log K_{co} ² D'après les données sur le FBC³ Valeur par défaut⁴ D'après la demi-vie dans l'eau⁵ Négligeable (valeur par défaut)

Annexe VIIb - Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité pour les HRPE

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|--|---------|--|--|--|
| Paramètres d'entrée des modèles | Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, PCKOCWIN, BCFBAF BIOWIN et ECOSAR) | EQC | Modèle FBC/FBA Arnot-Gobas | Modèle de POP canadien (y compris : le modèle Catabol, le modèle des facteurs d'atténuation du FBC) | Artificial Intelligence Expert System (AIEPS)/ TOPKAT |
| Code SMILES | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)CO)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(CO)(CO)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|--|------------------------|---|-------------|
| Masse moléculaire (g/mol) | 422,6; 709,1; 995,5; 1 282 | 422,6; 709,1; 995,5; 1 282 | | | |
| Point de fusion (°C) | | 223, 309, 350, 350 | | | |
| Point d'ébullition (°C) | | | | | |
| Température (°C) | | 20 | | | |
| Densité (kg/m³) | | | | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | 3,32 x 10 ⁻⁴ , 1,33 x 10 ⁻¹⁵ , 3,35 x 10 ⁻²⁵ , 1,85 x 10 ⁻²⁶ | | | |
| Constante de la loi de Henry (Pa·m³/mol) | | | | | |
| Log K_{ae} (coefficient de partage air-eau; sans dimension) | | | | | |
| Log K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | 5,70; 12,2; 19,2; 27,7 | 5,70; 12,2; 19,2; 27,7 | 5,70; 12,2; 19,2; 27,7 | |
| K_{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | | | | |
| Log K_{co} (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg) | | | | | |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | 8,52; 4,17 x 10 ⁻⁶ ; 9,97 x 10 ⁻⁷ ; 1,28 x 10 ⁻⁶ | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|-------------------------|---------|---|-------------|
| Log K_{oa} (coefficient de partage octanol-air, sans dimension) | | | | | |
| Coefficient de partage sol-eau (L/kg) ¹ | | | | | |
| Coefficient de partage sédiments-eau (L/kg) ¹ | | | | | |
| Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg) ¹ | | | | | |
| Coefficient de partage poisson-eau (L/kg) ² | | | | | |
| Coefficient de partage aérosol-eau (sans dimension) ³ | | | | | |
| Coefficient de partage végétation-eau (sans dimension) ¹ | | | | | |
| Enthalpie (K_{oe}) | | | | | |
| Enthalpie (K_{ae}) | | | | | |
| Demi-vie dans l'air (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans l'eau (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans les sédiments (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans le sol (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans la végétation (jours) ⁴ | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|---------|---------|---|-------------|
| Constante du taux de biodégradation (1/jour) ou (1/heure) - précisez | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en clarificateur primaire ($t_{1/2-p}$; h) | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin d'aération ($t_{1/2-s}$; h) | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin de décantation ($t_{1/2-s}$; h) | | | | | |

¹ D'après le log K_{co} ² D'après les données sur le FBC³ Valeur par défaut⁴ D'après la demi-vie dans l'eau⁵ Négligeable (valeur par défaut)

Annexe VIIc — Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité pour les HRGE

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|--|---------------------|--|--|---|
| Paramètres d'entrée des modèles | Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, PCKOCWIN, BCFBAF, BOWIN et ECOSAR) | EQC | Modèle FBC/FBA Arnot-Gobas | Modèle de POP canadien (y compris : le modèle Catabol, le modèle des facteurs d'atténuation du FBC) | Artificial Intelligence Expert System (AIEPS)/ TOPKAT |
| Code SMILES | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(O)CO)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)CO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)CO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(O)CO)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(O)COC(=O)C2(C)CCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(O)COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(O)COC(=O)C2(C)CCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)OC(=O)C2(C)C(CCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)OC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCC(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)OC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OC(C(COC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)OC(=O)C2(C)CCCC3(C)C4CCC(C=C4CCC23)C(C)C)=C1</chem> |
| Masse moléculaire (g/mol) | 378,6; 665,0; 951,5 | 378,6; 665,0; 951,5 | | | |
| Point de fusion (°C) | | | | | |
| Point d'ébullition (°C) | | | | | |
| Température (°C) | | 20 | | | |
| Densité (kg/m³) | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|---|---|------------------|---|-------------|
| Pression de vapeur (Pa) | | 4,03 x 10 ⁻⁹ ; 1,54 x 10 ⁻¹⁵ ; 4,76 x 10 ⁻¹⁹ | | | |
| Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) | | | | | |
| Log K _{ae} (coefficient de partage air-eau; sans dimension) | | | | | |
| Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | 5,23; 12,3; 19,7 | 5,23; 12,3; 19,7 | 5,23; 12,3; 19,7 | |
| K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | | | | |
| Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg) | | | | | |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | 2,54; 1,30 x 10 ⁻⁶ ; 9,51 x 10 ⁻⁷ | | | |
| Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air, sans dimension) | | | | | |
| Coefficient de partage sol-eau (L/kg) ¹ | | | | | |
| Coefficient de partage sédiments-eau (L/kg) ¹ | | | | | |
| Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg) ¹ | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|-------------------------|---------|---|-------------|
| Coefficient de partage poisson-eau (L/kg) ² | | | | | |
| Coefficient de partage aérosol-eau (sans dimension) ³ | | | | | |
| Coefficient de partage végétation-eau (sans dimension) ¹ | | | | | |
| Enthalpie (K _{oe}) | | | | | |
| Enthalpie (K _{ae}) | | | | | |
| Demi-vie dans l'air (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans l'eau (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans les sédiments (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans le sol (jours) | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans la végétation (jours) ⁴ | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | | | | |
| Constante du taux de biodégradation (1/jour) ou (1/heure) - précisez | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en clarificateur primaire (t _{1/2-p} ; h) | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin d'aération (t _{1/2-s} ; h) | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|---|---------|---------|---|-------------|
| Demi-vie de biodégradation en bassin de décantation ($t_{1/2-s}$; h) | | | | | |

¹ D'après le log K_{oc} ² D'après les données sur le FBC³ Valeur par défaut⁴ D'après la demi-vie dans l'eau⁵ Négligeable (valeur par défaut)

Annexe VIId — Tableau sommaire des intrants des modèles de la persistance, de la bioaccumulation et de la toxicité pour les HRTE

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|--|---|---|--|--|---|
| Paramètres d'entrée des modèles | Suite EPIWIN (tous les modèles, notamment AOPWIN, PCKOCWIN, BCFBAF BLOWIN et ECOSAR) | SimpleTreat | EQC | Modèle FBC/FBA Arnot-Gobas | Modèle de POP canadien (y compris : le modèle Catabol, le modèle des facteurs d'atténuation du FBC) | Artificial Intelligence Système expert (AIEPS)/TOPKAT |
| Code SMILES | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CC3(C)C(=O)OCCOCCOCCO)C1</chem> | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCO)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOCCO)=C1</chem> |
| | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOC(=O)C2(C)CCCC3(C)C2CCC2CCC(C=C32)C(C)C)=C1</chem> | - | - | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOC(=O)C2(C)CCCC3(C)C2CCC2CCC(C=C32)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOC(=O)C2(C)CCCC3(C)C2CCC2CCC(C=C32)C(C)C)=C1</chem> | <chem>CC(C)C1CCC2C(CCC3C2(C)CCCC3(C)C(=O)OCCOCCOCCOCCO)=C1</chem> |
| Masse moléculaire (g/mol) | 436,6; 723,1 | 438,65 | 436,6; 723,1 | | | |
| Point de fusion (°C) | | | 201, 291 | | | |
| Point d'ébullition (°C) | | | | | | |
| Température (°C) | | | 20 | | | |
| Densité (kg/m³) | | | | | | |
| Pression de vapeur (Pa) | | | 1,09 x 10 ⁻⁹ ; 1,84 x 10 ⁻¹³ | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|--|---|------------------------|-------------------------|------------|---|-------------|
| Constante de la loi de Henry (Pa·m ³ /mol) | | 2,9 x 10 ⁻⁶ | | | | |
| Log K _{ae} (coefficient de partage air-eau; sans dimension) | | | | | | |
| Log K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | 5,4 | 5,31; 12,8 | 5,31; 12,8 | 5,31; 12,8 | |
| K _{oe} (coefficient de partage octanol-eau; sans dimension) | | 251189 | | | | |
| Log K _{co} (coefficient de partage carbone organique/eau – L/kg) | | | | | | |
| Solubilité dans l'eau (mg/L) | | | 7,23 x 10 ⁻⁷ | | | |
| Log K _{oa} (coefficient de partage octanol-air, sans dimension) | | | | | | |
| Coefficient de partage sol-eau (L/kg) ¹ | | | | | | |
| Coefficient de partage sédiments-eau (L/kg) ¹ | | | | | | |
| Coefficient de partage particules en suspension-eau (L/kg) ¹ | | 18707 | | | | |
| Coefficient de partage poisson-eau (L/kg) ² | | | | | | |

| | Propriétés physico-chimiques et devenir | Devenir | Devenir | Devenir | Profils de persistance, bioaccumulation et toxicité | Écotoxicité |
|---|---|---------|-------------------------|---------|---|-------------|
| Coefficient de partage aérosol-eau (sans dimension) ³ | | | | | | |
| Coefficient de partage végétation-eau (sans dimension) ¹ | | | | | | |
| Enthalpie (K _{oe}) | | | | | | |
| Enthalpie (K _{ae}) | | | | | | |
| Demi-vie dans l'air (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans l'eau (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans les sédiments (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans le sol (jours) | | | 1,00E + 11 ⁵ | | | |
| Demi-vie dans la végétation (jours) ⁴ | | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | | | | | |
| Constante cinétique de métabolisme (1/jour) | | 0,007 | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en clarificateur primaire (t _{1/2-p} ; h) | | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin d'aération (t _{1/2-s} ; h) | | | | | | |
| Demi-vie de biodégradation en bassin de décantation (t _{1/2-s} ; h) | | | | | | |

¹ D'après le log K_{oc}

² D'après les données sur le FBC

³ Valeur par défaut

⁴ D'après la demi-vie dans l'eau

⁵ Négligeable (valeur par défaut)