



Évaluation préalable

Groupe de substances classées à l'échelle internationale

**2-[(2-Aminoéthyl)amino]éthanol
(AEEA)**

N° CAS 111-41-1

**Environnement et Changement climatique Canada
Santé Canada**

Mai 2016

N° de cat. : En14-252/2016F-PDF
ISBN 978-0-660-05405-6

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales est interdite, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement et Changement climatique Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800 ou par courriel à ec.enviroinfo.ec@canada.ca.

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, représentée par le ministre de l'Environnement et Changement climatique, 2016.

Also available in English

Sommaire

Conformément à l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* [LCPE], les ministres de l'Environnement et Changement climatique et de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable de 2-[(2-aminoéthyl)amino]éthanol, ci-après appelé AEEA. Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS) de l'AEEA est le 111-41-1. Cette substance fait partie du groupe de substances classées à l'échelle internationale, qui comprend des substances considérées comme d'intérêt prioritaire en vue d'une évaluation préalable, en raison des préoccupations qu'elles suscitent sur le plan de la santé humaine selon certains organismes internationaux.

L'AEEA est une substance qui ne se trouve pas à l'état naturel dans l'environnement. Au Canada, l'AEEA est importé à la fois en tant que substance pure et en tant que composant de produits. En 2008, une quantité d'AEEA inférieure au seuil de déclaration de 100 kg a été produite au Canada, et plus de 500 000 kg y ont été importés. En 2011, aucun AEEA n'a été produit au Canada, et entre 100 000 et 500 000 kg d'AEEA y ont été importés. L'AEEA peut être utilisé en tant qu'intermédiaire chimique, composant d'adhésifs et de produits d'étanchéité utilisés dans les matériaux d'asphaltage et de rapiéçage, agent de durcissement pour les résines époxydes, composant de produits de construction pour usage principalement commercial, composant de colles fortes et composant des inhibiteurs de corrosion et des additifs pour lubrifiants. En tant qu'intermédiaire chimique, l'AEEA est utilisé pour produire des agents de surface qui sont à leur tour utilisés dans des détergents industriels ou des produits de grande consommation comme les cosmétiques. L'AEEA est utilisé comme composant dans des adhésifs pour emballage alimentaire et des encres qui n'entrent pas en contact direct avec les aliments, et comme composant d'un agent utilisé dans le processus de fabrication du papier. L'AEEA est aussi utilisé comme composant dans des additifs pour systèmes de refroidissement fermés à recirculation dans lesquels l'eau traitée n'entre pas en contact direct avec les aliments.

L'AEEA est caractérisé par une pression de vapeur modérée, une très faible constante de Henry et de très faibles coefficients de partage octanol-eau ($\log K_{oe}$) et carbone organique-eau ($\log K_{co}$). L'AEEA est miscible dans l'eau. Aucune donnée sur la surveillance de l'AEEA dans l'environnement au Canada n'a été identifiée.

L'AEEA a une courte demi-vie dans l'air et ne devrait pas être présent dans l'atmosphère. L'AEEA se biodégrade facilement dans l'eau et ne devrait pas demeurer dans les sols ou les sédiments pendant de longues périodes. Selon les preuves empiriques et modélisées disponibles, l'AEEA a vraisemblablement un faible potentiel de persistance dans l'air, l'eau, le sol ou les sédiments.

L'AEEA a un faible potentiel de bioaccumulation, comme le montrent les très faibles valeurs empiriques et modélisées de bioconcentration et de bioaccumulation chez les poissons.

Plusieurs études ont été menées sur l'AEEA dans le but de déterminer son écotoxicité sur des organismes aquatiques, dont des microorganismes, des crustacés et des poissons. Les résultats de ces études montrent que l'AEEA présente un potentiel faible à moyen d'entraîner des effets toxiques aigus sur les organismes exposés. Aucune étude sur l'écotoxicité de l'AEEA à plus long terme n'était disponible. Il a été noté qu'à des concentrations d'exposition plus élevées, l'AEEA augmentait l'alcalinité des solutions aqueuses testées, et que cela pouvait avoir entraîné d'autres effets toxiques sur les organismes exposés. Les effets de l'AEEA sur les organismes du sol et des sédiments n'ont pas été étudiés, mais ils ne devraient pas être plus importants que ceux déterminés pour les espèces aquatiques.

L'AEEA est importé en tant que composant mineur dans des produits ou des mélanges utilisés dans des applications industrielles, commerciales ou de consommation. Nombre de ces produits subissent un traitement. Le potentiel de rejets de l'AEEA dans l'environnement à partir de ces produits traités et des applications d'AEEA dans le ciment bitumineux ne devrait pas être significatif. L'AEEA peut aussi être un composant mineur de produits solides importés utilisés dans des matériaux de construction, mais avec un très faible potentiel de rejet. La principale source de rejet d'AEEA devrait provenir des utilisations industrielles de la substance pure comme intermédiaire chimique. On pense que l'AEEA subit une transformation chimique au cours de ces procédés industriels et ne devrait plus être présent sous sa forme originale. Le seul scénario quantitatif pris en compte était basé sur l'élimination de résidus d'AEEA n'ayant pas réagi après le nettoyage de contenants de traitement et de transport vides. Selon ce scénario et en faisant des hypothèses prudentes, l'exposition des organismes dans l'environnement serait inférieure aux niveaux d'exposition qui auraient des effets nocifs.

Compte tenu de tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, l'AEEA présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que l'AEEA ne satisfait pas aux critères du paragraphe 64a) ou b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

Les effets critiques pour la caractérisation des risques posés par l'AEEA à la santé humaine sont ceux sur la reproduction et le développement identifiés lors des études sur les animaux.

L'AEEA n'a été signalé dans aucun milieu naturel au Canada. La population générale ne devrait pas être exposée à l'AEEA dans les milieux naturels, étant donné que cette substance n'est pas produite au Canada et que son utilisation est limitée à quelques applications industrielles. Les Canadiens ne devraient pas non plus être exposés à l'AEEA en consommant des aliments ni en utilisant des produits de consommation. Par conséquent, le risque pour la santé humaine est jugé faible.

Compte tenu des renseignements contenus dans la présente évaluation préalable, il est conclu que l'AEEA ne satisfait pas aux critères du paragraphe 64c) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions constituant ou pouvant constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Conclusion

Il est conclu que l'AEEA ne satisfait à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

Table des matières

Introduction	1
Identité de la substance	3
Propriétés physiques et chimiques	3
Sources	6
Utilisations	7
Rejets dans l'environnement	8
Concentrations mesurées dans l'environnement	10
Devenir dans l'environnement	11
Persistence et potentiel de bioaccumulation	13
Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement	24
Évaluation des effets sur l'environnement	24
Évaluation de l'exposition dans l'environnement	32
Caractérisation des risques pour l'environnement	36
Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement	37
Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine	39
Évaluation de l'exposition	39
Évaluation des effets sur la santé	41
Caractérisation des risques pour la santé humaine	46
Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine	47
Conclusion	47
Références	48

Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999* [LCPE] (Canada 1999), les ministres de l'Environnement et Changement climatique et de la Santé ont réalisé une évaluation préalable de substances afin de déterminer si elles présentent ou sont susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine.

L'Initiative des groupes de substances constitue un élément clé du Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) du gouvernement du Canada. Le groupe de substances classées à l'échelle internationale comprend six substances qui ont été déclarées d'intérêt prioritaire, car elles satisfaisaient aux critères de catégorisation de l'article 73 de la LCPE et/ou étaient considérées comme des substances d'intérêt prioritaire pour le PGPC, en raison de préoccupations relatives à la santé humaine (Environnement Canada, Santé Canada 2013). D'autres juridictions ont déterminé que certaines substances de ce groupe représentaient une source de préoccupation pour la santé humaine en raison du potentiel de risque élevé reconnu par des organismes internationaux.

Ce groupe de substances classées à l'échelle internationale comprend quatre crésols (substances de type phénol méthylé) et deux autres substances, le 2-[(2-aminoéthyl)amino]éthanol (n° CAS 111-41-1) et le carbamate d'éthyle (n° CAS 51-79-6). Ces substances ne sont pas nécessairement identiques en termes de composition chimique, de propriétés physiques et chimiques, d'utilisations ou d'autres paramètres d'évaluation. Pour cette raison, trois évaluations préalables distinctes des substances de ce groupe de substances classées à l'échelle internationale ont été faites : une évaluation préalable pour le sous-groupe comprenant les quatre crésols et deux évaluations distinctes pour le 2-[(2-aminoéthyl)amino]éthanol et le carbamate d'éthyle.

Les évaluations préalables sont axées sur les renseignements critiques permettant de déterminer si les substances d'un groupe satisfont aux critères de l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, les renseignements scientifiques sont examinés afin de tirer des conclusions basées sur une approche du poids de la preuve et de principe de prudence.¹

¹ La détermination de la conformité à l'un ou plusieurs des critères de l'article 64 repose sur une évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine liés aux expositions dans l'environnement en général. Pour les humains, cela comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions dues à l'air ambiant et intérieur, à l'eau potable, aux produits alimentaires et à l'utilisation de produits de consommation. Une conclusion établie en vertu de la LCPE pour des substances visées par le Plan de gestion des produits chimiques (PGPC) n'est pas pertinente, ni n'empêche une évaluation en fonction des critères de risque du *Système d'information sur les matières dangereuses au travail* (SIMDUT), qui sont définis dans le *Règlement sur les produits contrôlés* 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 n'empêche pas de prendre des mesures en vertu d'autres articles de la LCPE ou d'autres lois.

L'évaluation préalable prend en considération les renseignements sur les propriétés physiques et chimiques, les dangers, les utilisations et l'exposition, y compris les renseignements supplémentaires soumis par les intervenants. Nous avons relevé des données pertinentes jusqu'en juillet 2013. Les données empiriques provenant d'études clés, ainsi que certains résultats provenant de modèles, ont servi à formuler des conclusions. Lorsqu'ils étaient disponibles et pertinents, les renseignements contenus dans les évaluations effectuées par d'autres juridictions ont été pris en compte.

La présente évaluation préalable ne constitue pas un examen exhaustif ou critique de toutes les données disponibles. Elle fait plutôt état des études et des éléments de preuves les plus critiques pertinents pour la conclusion proposée.

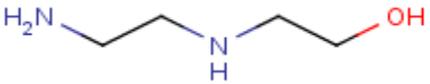
La présente évaluation préalable a été préparée par le personnel du Programme des substances existantes de Santé Canada et d' Environnement et Changement climatique Canada, et elle intègre des intrants provenant d'autres programmes exécutés par ces ministères. Les parties de la présente évaluation préalable qui portent sur la santé humaine et l'environnement ont fait l'objet d'un examen consigné par écrit par des pairs et d'une consultation de ces derniers. Des commentaires sur les parties techniques concernant l'environnement ont été reçus de la part de Tim Fletcher (ministère de l'Environnement de l'Ontario) et de la Dre Pamela Welbourn (Université Queen's). Des commentaires sur les parties techniques concernant la santé humaine ont été reçus de la part d'experts scientifiques désignés et dirigés par la Toxicology Excellence for Risk Assessment (TERA), y compris de la Dre Sue Ross (TERA), du Dr Barry Ryan (Université Emory), de la Dre Pamela Williams (E Risk Sciences et Université du Colorado) et du Dr Calvin Willhite (Centre R. Samuel McLaughlin d'évaluation du risque sur la santé des populations et Risk Sciences International). En outre, l'ébauche de la présente évaluation a fait l'objet d'une période de consultation publique de 60 jours. Bien que des commentaires de l'extérieur aient été pris en compte, Santé Canada et Environnement et Changement climatique Canada demeurent seuls responsables du contenu final et du résultat de la présente évaluation préalable.

Les renseignements et considérations critiques sur lesquelles repose la présente évaluation préalable sont résumés ci-après.

Identité de la substance

La substance 2-[(2-aminoéthyl)amino]éthanol (n° CAS 111-41-1), ci-après désignée par son acronyme AEEA, est un produit chimique organique simple qui appartient à la catégorie de substances organiques des aminoéthanol. Les renseignements sur l'identité de cette substance sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1. Identité de la substance – AEEA

N° CAS	Structure chimique	Masse moléculaire (g/mol)	Formule chimique	SMILES ^a
111-41-1		104,15	C ₄ H ₁₂ N ₂ O	OCCNCCN

^a Simplified Molecular Input Line Entry System.

Propriétés physiques et chimiques

Dans le tableau 2, nous avons résumé les propriétés physiques et chimiques (valeurs expérimentales et modélisées) de l'AEEA qui se rapportent à son devenir et à son écotoxicité dans l'environnement.

Des modèles basés sur des relations quantitatives structure-activité (RQSA) ont été utilisés pour générer des données pour certaines des propriétés physiques et chimiques de l'AEEA. Ces modèles sont principalement basés sur des méthodes d'addition de fragments, c'est-à-dire qu'ils additionnent les contributions des fragments sous-structuraux d'une molécule pour prédire une propriété ou un paramètre. La plupart de ces modèles s'appuient sur la forme neutre de l'AEEA comme intrant (consulter le tableau 1 pour la séquence SMILES). Par conséquent, sauf indication contraire, les valeurs modélisées présentées dans le tableau 2 concernent la forme neutre de l'AEEA. Il convient de remarquer que l'AEEA peut s'ioniser à des pH pertinents pour l'environnement (ECHA c2007-2014b; ACD/Percepta c1997-2012; consulter le tableau 2) et, par conséquent, une partie de la substance pourrait être présente sous ses formes ionisées +1 et/ou +2 qui peuvent subir des interactions électrostatiques dans les milieux de l'environnement. Néanmoins, les propriétés physiques et chimiques modélisées sont jugées pertinentes et prédictives de son devenir dans l'environnement. De l'AEEA devrait être présent sous sa forme neutre à des pH pertinents pour l'environnement. De plus, sous sa forme ionisée, l'AEEA se comporte comme une base. Dans le cadre d'études de toxicité pour les organismes aquatiques, des augmentations rapides du pH (jusqu'à un pH de 10) ont été remarquées

lorsque l'AEEA était appliqué à des concentrations élevées supérieures ou égales à 250 mg/L (ECHA c2007-2014b; Commission européenne 2000). Des concentrations d'exposition à l'AEEA inférieures ou égales à 250 mg/L n'avaient aucun effet sur les niveaux de pH des solutions aqueuses testées.

À la température ambiante, l'AEEA est un liquide incolore à jaune pâle, ayant une légère odeur d'ammoniac (HSDB 1983-; ECHA c2007-2014b). En général, une très bonne corrélation a été obtenue entre les valeurs empiriques et modélisées des propriétés physiques et chimiques. L'AEEA a une pression de vapeur modérée (inférieure ou égale à 1-1,3 Pa à la température ambiante) (ECHA c2007-2014b; Hawley's 2007; Sax's 2012) ainsi qu'une constante de Henry (CH) modélisée très faible, comprise entre 10^{-10} et 10^{-8} Pa·m³/mol (EPI Suite 2012). Il a été déterminé que les valeurs empiriques et modélisées du log K_{oe} pour l'AEEA étaient négligeables, entre - 2,13 et - 1,37 (Commission européenne 2000; EPI Suite 2012; ACD/Percepta c1997-2012). Les valeurs modélisées du log D variaient avec le pH et étaient comprises entre - 4,46 et - 3,26 pour des valeurs respectives de pH de 6,5 et 8. Les valeurs modélisées du log K_{co} étaient très faibles, soit 0,42 (d'après la méthode de l'ICM) et - 0,359 (d'après la méthode du K_{oe}) (EPI Suite 2012). L'AEEA est complètement miscible dans l'eau (ECHA c2007-2014b; EPI Suite 2012; ACD/Percepta c1997-2012; Lide 2012). Enfin, les valeurs modélisées du pK_a de l'ion ammonium laissent supposer que l'AEEA est une substance ionisante qui devrait exister principalement sous ses formes ionisées +1 ou +2 à un pH inférieur à environ 9 (ECHA c2007-2014b; ACD/Percepta c1997-2012). Les autres propriétés physiques et chimiques, comme les points de fusion et d'ébullition, la masse volumique et les autres coefficients de partage sont fournis dans le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2. Propriétés physiques et chimiques de l'AEEA

Propriété	Type	Valeur ^b	Température (°C)	Référence
Point de fusion (°C)	Expérimental	-18*	s.o.	Commission européenne 2000
Point de fusion (°C)	Expérimental	-38 (mesuré en tant que point d'écoulement)	s.o.	ECHA c2007-2014b
Point de fusion (°C)	Modélisé	9–58	s.o.	EPI Suite 2012
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	243,1; 243,7	s.o.	ECHA c2007-2014ba; Sax's 2012
Point d'ébullition (°C)	Expérimental	237–243; 140 (à 44 hPa)	s.o.	Commission européenne 2000
Point d'ébullition	Expérimental	238–240*	s.o.	HSDB 1983–

(°C)				
Hydrosolubilité ^c (mg/L)	Expérimental	1 x 10 ^{6*} (1000 g/L)	20	ECHA c2007-2014b
Hydrosolubilité ^c (mg/L)	Modélisé	1 x 10 ⁶	25	EpiSuite 2012; ACD/Percepta c1997-2012
Masse moléculaire (kg/m ³)	Expérimental	1030	20	Commission européenne 2000
Masse moléculaire (kg/m ³)	Expérimental	1024	25	ECHA c2007-2014b
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	1,2; (0,012 hPa) 1,3*; (0,01 mm Hg) < 1 (< 0,01 hPa)	20	ECHA c2007-2014b; Hawley's 2007; Sax's 2012
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	1,09 (0,00819 m m Hg)	25	ECHA c2007-2014b
Pression de vapeur (Pa)	Expérimental	100 (1 hPa)	83,8	ECHA c2007-2014b
Pression de vapeur (Pa)	Modélisé	0,824	25	EPI Suite 2012
Constante de Henry (Pa·m ³ /mol)	Modélisé	1,1 x 10 ^{-8*} ; (méthode basée sur les liaisons) 6,2 x 10 ⁻¹⁰ (méthode basée sur les groupes)	25	EPI Suite 2012
log K _{oe} (sans dimension)	Expérimental	- 1,46*	s.o.	Commission européenne 2000
log K _{oe} (sans dimension)	Expérimental	- 1,37	25	Commission européenne 2000
log K _{oe} (sans dimension)	Modélisé	- 2,13; - 1,4	s.o.	EPI Suite 2012; ACD/Percepta c1997-2012
log D (sans dimension)	Modélisé	-4,46 (à un pH de 6,5) -3,81 (à un pH de 7,4)	s.o.	ACD/Percepta c1997-2012

		-3,26 (à un pH de 8,0)		
log K _{co} (sans dimension)	Modélisé	0,42 (méthode de l'ICM) - 0,359* (méthode du K _{oe})	s.o.	EPI Suite 2012
log K _{oa} (sans dimension)	Modélisé	9,89	25	EPI Suite 2012
pK _a (sans dimension)	Expérimental	pK _{a1} = 6,49 pK _{a2} = 9,52	25	ECHA c2007-2014b
pK _a (sans dimension)	Modélisé	pK _{a1} = 6,1 (amine secondaire) pK _{a2} = 9,6 (amine primaire) pK _{a3} = 14,9 (hydroxyle primaire)	s.o.	ACD/Percepta c1997-2012

Abréviations : s.o., sans objet; log K_{oe}, coefficient de partage octanol-eau; log K_{co}, coefficient de partage carbone organique-eau; log K_{ae}, coefficient de partage air-eau; log K_{oa}, coefficient de partage octanol-air; pK_a, constante de dissociation acide.

* Valeur choisie pour la modélisation.

^b Les valeurs entre parenthèses représentent les résultats rapportés par les auteurs.

^c L'AEEA est complètement miscible dans l'eau. Les valeurs empiriques et modélisées sont précisées dans le tableau, car elles sont utilisées comme intrants pour le modèle.

Sources

Aucune source naturelle d'AEEA n'a été identifiée. Les sources d'exposition à l'AEEA sont anthropiques, principalement dues à des activités de production et de traitement industrielles.

Les résultats de la mise à jour de la Liste intérieure des substances (LIS) menée en vertu de l'article 71 de la LCPE (Canada, 2009) indiquent que, pour l'année 2008, une quantité d'AEEA inférieure au seuil de déclaration de 100 kg a été produite au Canada, et que plus de 500 000 kg y ont été importés (Environnement Canada 2010). D'après des renseignements plus récents soumis volontairement à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada en 2012-2013, dans le cadre du suivi de la mise à jour de la LIS (Environnement Canada, Santé Canada 2012-2014), aucun AEEA n'a été produit au Canada en 2011, mais une quantité comprise entre 100 000 et 500 000 kg y a été importée. De plus, environ un quart de cette quantité totale d'AEEA a été importé sous forme d'AEEA pure, le reste l'ayant été sous forme de composant de produits.

À l'échelle mondiale, en 2003, la capacité de production d'éthanamines, y compris celle d'AEEA, était estimée à 295 millions de kilogrammes (295 000 tonnes). En Europe, l'AEEA est défini comme une substance chimique à haut volume de production dans le programme coopératif de l'évaluation des produits chimiques de l'Organisation de coopération et de développements économiques (OCDE). La capacité de production était la plus élevée en Europe, devant celle des États-Unis et du Japon. Cependant, les données sur les capacités de production individuelles d'AEEA n'étaient pas disponibles à cette époque (OCDE 2006). Aux États-Unis, le volume de production national d'AEEA était environ 14,5 millions de kg/an (31,7 millions de livres/an) pour l'année de déclaration 2012 (CDAT 2013).

Utilisations

À l'échelle mondiale, les aminoéthanol sont utilisés comme intermédiaires chimiques, inhibiteurs de corrosion et additifs du ciment. Ils peuvent également servir à purifier des gaz en captant le dioxyde de carbone. En tant qu'intermédiaires chimiques, les aminoéthanol sont largement utilisés pour produire des surfactants, avec des utilisations dans les fluides de lubrification, les détergents et les assouplissants pour tissus (Frauenkron *et al.* 2001; Dow Chemical Company 2010; BASF AG 2013). L'AEEA est également utilisé pour la synthèse d'additifs d'adhérence pour les peintures au latex (BASF AG 2013).

D'autres utilisations spécifiques de l'AEEA ont été signalées aux États-Unis (Geosyntec 2012a), en Europe et au Japon (OCDE 2006). Aux États-Unis, l'AEEA a également été utilisé comme réactif pour la production d'un agent de flottation organique utilisé dans le traitement du minerai de marbre broyé (Geosyntec 2012a). En Europe, l'AEEA est utilisé pour la production de polyuréthane et de durcisseurs pour résines époxydes. En Suisse, l'AEEA est signalé comme composant de flux de brasage. Au Japon, l'AEEA est principalement utilisé en tant qu'intermédiaire chimique pour produire des surfactants et des cires utilisés par les consommateurs (OCDE 2006). Les utilisations d'AEEA rapportées par d'autres juridictions comprennent son application comme additif dans des textiles, des carburants, des sels herbicides à base de 2,4-D, des huiles utilisées pour le découpage des métaux, des substances chimiques pour le traitement du gaz, des résines, des produits en caoutchouc, des insecticides et certains savons médicaux (NJ Health 2008; HSDB 1983-).

La majeure partie de l'AEEA importé au Canada est utilisée comme intermédiaire chimique (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014), comme durcisseur pour des résines époxydes (Henkel 2010; 2012a-c), utilisées dans des matériaux de construction commerciaux (Henkel 2013; Mapei 2013), et comme composant d'adhésifs et de produits d'étanchéité dans les matériaux d'asphaltage et de rapiéçage (Environnement Canada et Santé Canada

2012-2014). L'AEEA peut aussi se retrouver dans certains adhésifs époxydes, ou colles fortes, utilisés pour les loisirs ou les réparations à petite échelle (Henkel Canada 2012b). L'AEEA peut également être présent comme composant dans des inhibiteurs de corrosion, des additifs pour lubrifiants, des pigments utilisés pour des fibres (p. ex. dans les tapis) (Environnement Canada, Santé Canada 2012-2014). L'AEEA peut aussi être un composant mineur de produits solides dans des matériaux de construction, mais son potentiel de rejet est très faible (Environnement Canada 2010).

De plus, au Canada, l'AEEA est utilisé comme composant d'adhésifs et d'encre servant pour l'emballage alimentaire, sans contact direct avec les aliments, et comme composant d'un agent utilisé dans le processus de fabrication du papier. L'AEEA est également utilisé comme composant des additifs servant dans des systèmes de refroidissement à recirculation fermés dans lesquels l'eau traitée n'entre pas directement en contact avec les aliments (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments au Bureau de gestion du risque, 2011; source non référencée). Selon les déclarations soumises à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, aucun AEEA n'est utilisé dans des produits cosmétiques au Canada (courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, envoyé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada, 2013; source non référencée). L'AEEA n'est inscrit ni dans la base de données sur les produits pharmaceutiques (BDPP 2013), ni dans la base de données sur les ingrédients non médicinaux interne de la Direction des produits thérapeutiques, ni dans la base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels (BDIPSN 2013), ni dans la base de données sur les produits de santé naturels homologués (BDPSNH 2008) en tant qu'ingrédient médicinal ou non médicinal dans des produits pharmaceutiques finaux, des produits de santé naturels ou des médicaments vétérinaires (communication personnelle, courriels de la Direction des produits thérapeutiques, de la Direction des produits de santé naturels et de la Direction des médicaments vétérinaires au Bureau de gestion du risque, 2011, source non référencée).

Enfin, l'AEEA est un composant de formulations utilisées dans quatre herbicides classés comme produits à usage commercial par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (communication personnelle, courriel de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire, Santé Canada, à la Division des évaluations écologiques, Environnement Canada, le 18 septembre 2013; source non référencée).

Rejets dans l'environnement

Les rejets anthropiques d'une substance dans l'environnement dépendent de différentes pertes qui surviennent pendant la production, l'utilisation industrielle,

l'utilisation commerciale ou par les consommateurs², ainsi que lors de son élimination. Afin d'estimer les rejets dans l'environnement aux différentes étapes du cycle de vie de l'AEEA, nous avons compilé les renseignements sur les secteurs pertinents et les gammes de produits ainsi que les facteurs d'émission³ dans les eaux usées, le sol et l'air. Cette compilation est faite pour déterminer les étapes du cycle de vie de la substance qui devraient contribuer le plus fortement aux concentrations totales dans l'environnement. Nous avons aussi tenu compte des activités de recyclage et de transfert vers les sites d'élimination des déchets (sites d'enfouissement, incinération). Cependant, les rejets dans l'environnement à partir de ces sources n'ont pas été pris en compte sur le plan quantitatif, car aucun renseignement précis et fiable sur les quantités (ou le potentiel) de rejets à partir des sites d'enfouissement ou des incinérateurs n'était disponible.

L'AEEA est utilisé comme intermédiaire chimique et peut également entrer dans la composition d'additifs importés principalement utilisés en tant qu'intermédiaire chimique (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014). L'AEEA est aussi utilisé comme durcisseur pour des résines époxydes (Henkel 2010; 2012a-c) et comme additif d'adhésivité pour améliorer les propriétés d'adhérence dans le ciment bitumineux (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014).

L'AEEA a un potentiel limité de rejet dans l'environnement. Les rejets d'AEEA attendus dans l'environnement résultent principalement de ses utilisations en tant qu'intermédiaire chimique. Des rejets potentiels peuvent se produire lors de la manipulation de l'AEEA lorsqu'il est ajouté, sous forme de substance pure, dans les procédés industriels visant à préparer d'autres produits chimiques. Ces rejets devraient principalement être dus à des opérations de nettoyage des contenants servant au transport et au traitement et pourraient conduire à des facteurs d'émission pouvant atteindre 3 % (OCDE 2006).

Aucun rejet d'AEEA n'est attendu au cours des étapes de son cycle de vie postérieures à son utilisation en tant qu'intermédiaire chimique. Aucune

²L'activité commerciale fait référence à l'utilisation d'une substance chimique, d'un mélange, d'un produit ou d'un article manufacturé contenant une substance chimique, dans une entreprise commerciale qui fournit des biens et des services commercialisables.

³ On exprime généralement un facteur d'émission par la fraction d'une substance rejetée dans un milieu donné, tels que les eaux usées, le sol ou l'air, au cours de son cycle de vie, notamment sa fabrication, sa transformation, son application industrielle ou son utilisation commerciale ou par le consommateur. Les facteurs d'émissions sont tirés de documents sur des scénarios d'émission, rédigés sous l'égide de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), de données déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants d'Environnement Canada, de données générées par l'industrie et de données de surveillance.

³ On exprime généralement un facteur d'émission par la fraction d'une substance rejetée dans un milieu donné, tels que les eaux usées, le sol ou l'air, au cours de son cycle de vie, notamment sa fabrication, sa transformation, son application industrielle ou son utilisation commerciale ou par le consommateur. Les facteurs d'émissions sont tirés de documents sur des scénarios d'émission, rédigés sous l'égide de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), de données déclarées à l'Inventaire national des rejets de polluants d'Environnement Canada, de données générées par l'industrie et de données de surveillance.

estimation quantitative d'AEEA résiduel n'a été relevée dans la littérature. Toutefois, étant donné que l'AEEA est un produit chimique réactif (qui contient des groupes fonctionnels, amine primaire et alcool primaire), on peut s'attendre à ce que la majorité de cette substance soit totalement transformée chimiquement (c.-à-d. qu'elle n'existe plus à sa forme chimique d'origine), et qu'elle soit liée par covalence lorsqu'elle est utilisée comme intermédiaire chimique. Dans de telles conditions, aucun rejet d'AEEA n'est attendu.

De même, le potentiel de rejets d'AEEA à partir des produits traités et de son utilisation dans le ciment bitumineux ne devrait pas être significatif, car dans le cadre de ces utilisations, l'AEEA devrait subir des réactions chimiques irréversibles qui entraîneraient sa transformation chimique totale.

On estime que les autres utilisations connues de l'AEEA au Canada (p. ex. en tant que composant mineur des produits solides dans les matériaux de construction) (Environnement Canada 2010) présentent un très faible potentiel de rejet.

Concentrations mesurées dans l'environnement

L'AEEA est un produit chimique anthropique qui n'est pas présent de manière naturelle dans l'environnement. Nous n'avons trouvé aucune donnée sur les concentrations de cette substance dans l'environnement au Canada.

Aux États-Unis, des niveaux d'AEEA dans des eaux de surface et des eaux souterraines ont été signalés dans la zone industrielle de Florence (Vermont), où du carbonate de calcium broyé est produit à partir de minerai de marbre (Geosyntec 2012a; 2012b). Il convient de remarquer que depuis 2010, les pratiques de gestion des résidus miniers de ce site industriel ont été améliorées, entraînant une réduction de la concentration détectée d'AEEA dans les échantillons d'eau (Geosyntec 2012a). D'après les données de surveillance les plus récentes, datant de 2012, l'AEEA n'a été détecté au-delà du seuil de détection de 0,002 mg/L dans aucun échantillon d'eau de surface prélevé sur place ou hors site (Geosyntec 2012a). Par le passé, les concentrations d'AEEA dans les eaux de surface sur le site ont atteint 0,3 mg/L en 2006, tandis que les concentrations hors du site les plus élevées ont atteint 0,009 mg/L en 2007 (Geosyntec 2012b). De l'AEEA a été détecté dans les eaux souterraines d'un des dix puits de surveillance à une concentration estimée de 0,016 mg/L (d'après une concentration mesurée de 0,004 mg/L rajustée pour une récupération à 25 %), et à une concentration inférieure à 0,01 mg/L dans les neuf autres puits. Les concentrations historiques d'AEEA dans les eaux souterraines, ajustées pour une récupération incomplète, étaient comprises entre un niveau inférieur au seuil de détection de moins de 0,002 mg/L et 0,07 mg/L. Au fil du temps, une réduction de ces concentrations a été constatée (Geosyntec 2012a).

Devenir dans l'environnement

Modélisation de la fugacité

Le modèle de fugacité de niveau III (New EQC 2011) permet de simuler la distribution d'une substance dans un environnement d'évaluation hypothétique appelé « monde unitaire ». Le modèle EQC permet de simuler la distribution dans l'environnement d'une substance chimique à l'échelle régionale et permet d'obtenir la fraction massique totale dans chaque milieu provenant d'une émission dans le monde unitaire et les concentrations qui en résultent dans chaque milieu. Les résultats de la distribution masse-fraction sont utilisés comme renseignements généraux sur le devenir dans l'environnement d'une substance plutôt que les résultats de la concentration par milieu pour la concentration environnementale estimée (CEE) lors de l'évaluation d'une substance. Quelques exceptions peuvent se produire, par exemple, lorsqu'un rejet très dispersif d'une substance laisse entendre que les concentrations à l'échelle régionale sont appropriées pour la CEE.

La distribution masse-fraction de l'AEEA est présentée dans le tableau 3 ci-dessous à l'aide des émissions à l'équilibre dans l'atmosphère, l'eau et le sol. Le modèle EQC de niveau III (nouvel EQC, 2011) prend pour hypothèse des conditions hors de l'équilibre entre les milieux naturels, mais des conditions à l'équilibre au sein de chaque milieu. Les résultats du tableau 4 représentent les effets nets du partage chimique, du transport entre divers milieux, et de la perte tant par le processus d'advection (hors de la région modélisée) que par celui de la dégradation ou de la transformation.

Tableau 3. Résumé de la modélisation de la fugacité de niveau III (nouvel EQC, 2011) pour l'AEEA, indiquant le pourcentage de substance dans chaque milieu

Rejet de la substance dans	Air	Eau	Sol	Sédiments
l'air (100 %)	négligeable	19	81	négligeable
l'eau (100 %)	négligeable	100	négligeable	négligeable
le sol (100 %)	négligeable	11	89	négligeable

Intrants du modèle : les demi-vies dans l'air, l'eau, le sol et les sédiments étaient respectivement de 1,1 h, de 120 h, de 120 h, et de 480 h.; $\log K_{co} = -0,359$; $\log K_{oe} = -1,46$; hydrosolubilité = 1×10^6 g/L; pression de vapeur = 1,3 Pa.

Les résultats du modèle de fugacité de niveau III (résumés dans le tableau 3) indiquent que l'AEEA n'est pas susceptible de demeurer dans l'air en raison de sa très courte demi-vie estimée, de sa pression de vapeur modérée et de son hydrosolubilité très élevée. En cas de rejet dans l'air, l'AEEA devrait se déposer dans le sol et, dans une moindre mesure, dans l'eau, en se basant sur les dépôts atmosphériques humides. Le modèle de fugacité de niveau III indique qu'en cas de rejet dans l'eau, l'AEEA demeurerait dans ce milieu. De même, en cas de

rejet dans le sol, l'AEEA devrait demeurer dans ce milieu et, étant donné son hydrosolubilité élevée, s'écouler du sol vers l'eau. Dans tous les scénarios, on estime que la répartition dans les sédiments est négligeable. Cependant, étant donné son hydrosolubilité élevée, l'AEEA pourrait se retrouver dans les eaux interstitielles et, par là même, se retrouver dans des échantillons de sédiment. Il convient également de noter que l'AEEA s'ionise à des pH pertinents pour l'environnement (ECHA c2007-2014b; ACD/Percepta c1997-2012) (consulter le tableau 2). Par conséquent, l'AEEA peut subir des interactions électrostatiques dans les sédiments et dans le sol, qui ne sont pas prises en compte par le modèle EQC.

En résumé, d'après les résultats du modèle de fugacité de niveau III, l'eau et le sol sont les principaux milieux récepteurs de l'AEEA, selon le milieu de rejet. Par conséquent, étant donné les propriétés physiques et chimiques de l'AEEA ainsi que son devenir prévu dans l'environnement, les organismes vivant dans l'eau et le sol pourraient être exposés à cette substance. Aucune exposition des organismes vivant dans les sédiments n'est prévue. Aucune exposition des organismes terrestres par inhalation n'est prévue, étant donné que l'AEEA ne devrait pas demeurer ni se répartir dans l'air.

Persistance et potentiel de bioaccumulation

Persistance dans l'environnement

Milieux pertinents et sources de données

D'après les utilisations connues, les rejets potentiels et la répartition attendue de l'AEEA, les milieux naturels d'intérêt prioritaire sont l'eau et le sol. Afin de fournir les meilleurs éléments de preuve possibles ayant trait à la persistance de l'AEEA, des données empiriques et modélisées sur cette substance ont été prises en compte. Les renseignements disponibles sont classés et présentés en fonction du milieu naturel (c.-à-d. l'air, l'eau, le sol et les sédiments). Les données disponibles sont résumées dans les tableaux 4a à 4c.

Données sur la persistance

Air : données modélisées

Aucune donnée empirique sur le potentiel de dégradation de l'AEEA dans l'air n'était disponible. Les résultats modélisés, d'après le modèle RQSA disponible, indiquent une courte demi-vie de 1,1 h dans l'air (AOPWIN 2010). On s'attend par conséquent à ce que la substance soit rapidement dégradée par réaction avec les radicaux hydroxyles présents dans l'atmosphère. En revanche, la demi-vie de réaction avec l'ozone n'a pas pu être modélisée étant donné qu'aucun produit chimique comparable à l'AEEA sur le plan structurel ne se trouve dans l'ensemble d'intrants du modèle AOPWIN (2010). Néanmoins, d'après sa courte demi-vie dans l'air, l'AEEA est considéré comme facilement dégradable et non persistant dans ce milieu. Les données modélisées dans l'air sont résumées dans le tableau 4a.

Tableau 1a. Résumé des données modélisées pour la dégradation de l'AEEA dans l'air

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Résultats du modèle et prévision	Demi-vie extrapolée (jours)
Oxydation atmosphérique	AOPWIN, 2010	$t_{1/2} = 1,1 \text{ h}^a$	≤ 2 jours
Réaction avec l'ozone	AOPWIN, 2010	s.o.	s.o.

Abréviation : s.o., sans objet.

^a L'estimation est basée sur une journée de 12 h.

Eau : études empiriques

Plusieurs études sur la biodégradabilité immédiate et intrinsèque et une étude de terrain ont été réalisées sur l'AEEA à l'aide de boues activées. Les études originales non publiées n'étaient pas disponibles aux fins d'examen. Cependant,

les résumés des études préparés pour le règlement de l'Union européenne REACH (enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des produits chimiques), disponibles auprès de l'ECHA (c2007-2014a) ont été pris en compte. Le résumé de l'étude la plus récente sur la biodégradabilité immédiate (réalisée conformément à la ligne directrice de l'OCDE 301F) menée en 2005 était exhaustif. Les trois autres études sur la biodégradabilité immédiate ou intrinsèque de l'AEEA sont brièvement résumées dans l'ensemble de données de l'IUCLID sur l'AEEA préparé par la Commission européenne (Commission européenne 2000). Cependant, étant donné qu'aucun détail expérimental ni aucune méthode ne sont fournis, peu de conclusions peuvent être tirées de ces études. Enfin, une étude sur le terrain a été menée par Emtiazi et Knapp (1994) pour caractériser la biodégradation de l'AEEA dans des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Aire (située à Leeds, au Royaume-Uni).

Dans l'ensemble, les études disponibles sur la biodégradation réalisées avec des boues activées indiquent que l'AEEA subit une biodégradation relativement rapide dans l'eau. En outre, il convient de remarquer que des effets toxiques plus graves sur les microorganismes, y compris ceux qui se trouvent dans les boues activées, ont été constatés à des niveaux d'exposition à l'AEEA supérieurs à 100 mg/L (ECHA c2007-2014b). Aucune inhibition de grande ampleur des microorganismes des boues activées, qui pourrait avoir des répercussions sur la dégradation de l'AEEA dans les études utilisant des boues activées, n'est attendue à des concentrations inférieures à 100 mg/L. Les protocoles de l'OCDE pour les études sur la biodégradabilité immédiate ou intrinsèque précisent que des concentrations de substances ne dépassant pas 100 mg/L sont utilisées (Environnement Canada 2009). Un résumé des études sur la biodégradabilité est fourni ci-dessous, et les paramètres de ces études sont énumérés dans le tableau 4b.

En général, les tests de biodégradabilité immédiate comprennent les tests de criblage modifiés de l'OCDE, le test d'évolution du CO₂, le test manométrique de respirométrie, le test d'élimination du carbone organique dissous (COD), le test en flacon fermé et le test MITI(I), ainsi que la mesure de la minéralisation sur une période de 28 jours à l'aide d'un inoculum à base d'eaux d'égout ou de boues activées à faibles concentrations et d'une concentration élevée du composé testé (2 à 100 mg/L). Les tests de biodégradabilité intrinsèque comprennent le test de Zahn-Wellens, le test de boues activées semi-instantanées et le test MITI(II), et sont traditionnellement menés avec des densités de population microbienne élevées ainsi qu'à l'aide d'un inoculum à base d'eaux d'égout ou de boues activées. En général, on estime qu'une substance subit une biodégradation ultime immédiate si au moins 60 % de la biodégradation s'est produite en 28 jours, et qu'elle subit une biodégradation ultime intrinsèque si au moins 70 % de la biodégradation s'est produite en 28 jours dans le cadre d'un test sur la biodégradabilité intrinsèque (Aronson et Howard 1999). Une biodégradation supérieure à 20 %, mais inférieure à 60-70 %, peut être considérée comme une preuve de biodégradabilité intrinsèque primaire (Environnement Canada 2009).

En 2005, l'AEEA a fait l'objet d'un test réalisé en suivant la ligne directrice 301F de l'OCDE (biodégradabilité immédiate, test manométrique de respirométrie) (ECHA c2007-2014b) à des concentrations de 19 et de 64 mg/L pendant 28 jours. Pour cette étude, la biodégradation a été mesurée d'après la consommation d'oxygène, la minéralisation et l'élimination du COD. Les résultats des tests sur la consommation d'oxygène indiquent des valeurs de demande biologique en oxygène (DBO) comprises entre 66,3 et 109,6 % de la demande théorique d'oxygène (DTO) après 28 jours. Des résultats similaires, soit les valeurs de biodégradation supérieures à 60 %, ont été obtenus à partir des mesures de l'évolution du CO₂ et de l'élimination du COD, ce qui indique donc une minéralisation de l'AEEA dans les conditions de cette étude (ECHA c2007-2014b).

D'autres études non publiées sur la biodégradabilité immédiate et intrinsèque de l'AEEA sont brièvement résumées dans l'ensemble de données de l'IUCLID sur l'AEEA préparé par la Commission européenne (Commission européenne 2000). Les détails expérimentaux fournis sont trop peu nombreux pour pouvoir déduire les conditions de ces études et, par conséquent, pour permettre une interprétation des résultats des tests. Lors d'une étude menée conformément à la ligne directrice 301C de l'OCDE (biodégradabilité immédiate, test MITI modifié [I]), une biodégradation de 0 % en 14 jours a été rapportée pour l'AEEA testé à une concentration de 100 mg/L. Lors d'une autre étude (avec une méthode de test BSB), une biodégradation aérobie inférieure à 1 % a été observée après 5 jours, mais les concentrations des échantillons n'étaient pas fournies. Enfin, les résultats provenant de l'étude de 1977 de Zahn-Wellens indiquaient une biodégradation de 30 à 50 % (basée sur l'élimination du COD) après 37 jours, en utilisant une concentration élevée d'AEEA de 400 mg/L (Commission européenne 2000). De plus, cette étude a rapporté une biodégradation de 1 % de l'AEEA après 3 heures. Étant donné que la durée de l'étude était inférieure à 28 jours lors de ces études, il est difficile d'extrapoler pour savoir si une biodégradation plus importante aurait pu se produire pendant une durée plus longue. Les résultats de l'étude de 1977 de Zahn-Wellens (Commission européenne 2000) laissent entendre que l'AEEA se biodégrade dans des conditions de test de biodégradation intrinsèque, mais sans dépasser le seuil de 70 %. De plus, il est possible qu'à des concentrations de test élevées, l'AEEA ait pu causer des effets toxiques sur les bactéries se trouvant dans la boue, ayant ainsi des répercussions sur les résultats du test de biodégradation. Des effets inhibiteurs chez les microorganismes ont été constatés à des concentrations inférieures à 400 mg/L (ECHA c2007-2014b) (consulter la section « Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement »).

Lors d'une étude réalisée sur des échantillons d'eau provenant de la rivière Aire, au centre de Leeds (Royaume-Uni), on a rapporté une dégradation totale de l'AEEA en 30 jours, basée sur une méthode de test d'élimination (Emtiazi et Knapp 1994). Il y était indiqué qu'au moment de l'échantillonnage, la rivière en

question était en voie de rétablissement suite aux impacts des effluents domestiques et industriels traités rejetés par les villes environnantes. Des échantillons prélevés dans l'environnement contenant des boues activées ainsi que des suspensions de sol ont été ajoutés à une solution aqueuse stérile contenant de l'AEEA, pour obtenir une concentration finale d'environ 100 mg/L (1 mM). Il a été constaté que l'AEEA demeurait dans la solution aqueuse et qu'il ne s'adsorbait pas ni ne se répartissait dans les solides. La dégradation complète de l'AEEA a été observée après 8 à 30 jours, basée sur 4 ou 5 mesures expérimentales. Un décalage observé de 3 à 12 jours a été rapporté. La valeur de dégradation moyenne a également été calculée par Emtiazi et Knapp (1994) d'après des résultats individuels; elle s'élevait à 20 jours pour une dégradation totale, avec un décalage de 6,5 jours. Les résultats de cette étude apportent une preuve supplémentaire que l'AEEA peut subir une minéralisation totale relativement rapidement (inférieure ou égale à 30 jours). Les résultats empiriques disponibles sur la biodégradation sont résumés dans le tableau 4b.

Tableau 4b. Résumé des données empiriques sur la dégradation de l'AEEA dans l'eau

Processus du devenir	Paramètre/unité de dégradation	Valeur pour la dégradation	Référence
Biodégradation (aérobie)	% DBO, % évolution du CO ₂ , % élimination du COD (28 jours)	> 60 % ^a	ECHA c2007-2014b
Biodégradation (aérobie)	Test d'élimination (20 jours)	100 %	Emtiazi et Knapp 1994
Biodégradation (aérobie)	% DBO ^{NE} (14 jours)	0 %	Commission européenne 2000
Biodégradation (aérobie)	Test BSB ^{NE} (5 jours)	< 1 %	Commission européenne 2000
Biodégradation (aérobie)	% COD ^{NE} (37 jours) % COD ^{NE} (3 h)	30–50 % 1 %	Commission européenne 2000

Abréviations : DBO, demande biologique en oxygène; COD, carbone organique dissous; NE, non examiné.
^a D'après ce résultat, la demi-vie extrapolée dans l'eau est de 5 jours (Environnement Canada 2009).

En résumé, les données expérimentales disponibles suggèrent que l'AEEA se biodégrade relativement rapidement dans l'eau. Deux études, l'étude de biodégradabilité immédiate de 2005 réalisée en suivant la ligne directrice 301F de l'OCDE (ECHA c2007-2014b) et l'étude sur le terrain par Emtiazi et Knapp (1994) indiquent que l'AEEA subit une minéralisation totale en 8 à 30 jours. Les résultats de l'étude de 1977 de Zahn-Wellens laissent entendre que l'AEEA présente un potentiel de biodégradation intrinsèque dans des conditions

favorables (Commission européenne 2000). Les résultats disponibles provenant de deux autres études sur la biodégradabilité immédiate indiquent une biodégradation limitée de l'AEEA jusqu'au 14^e jour (Commission européenne 2000). Cependant, étant donné le manque de détails expérimentaux provenant de ces études (Commission européenne 2000) et compte tenu du fait que ces études ont été menées pendant une durée trop courte pour évaluer le potentiel de biodégradation (c.-à-d. < 28 jours) et qu'elles ont peut-être été faites avec des concentrations d'AEEA suffisamment élevées pour entraîner des effets toxiques sur les microorganismes présents dans les boues, ces résultats ont peu de poids.

Dans l'ensemble, des preuves empiriques convaincantes démontrent que l'AEEA n'est pas persistant dans l'eau.

Eau : données modélisées

En plus des données empiriques disponibles sur la dégradation de l'AEEA dans l'eau, une approche de poids de la preuve basée sur des RQSA a aussi été suivie en utilisant les modèles de dégradation présentés dans le tableau 4c.

Tableau 4c. Résumé des données modélisées pour la dégradation de l'AEEA dans l'eau

Processus du devenir	Modèle et base du modèle	Résultat du modèle et prévision	Demi-vie extrapolée (jours)
Hydrolyse	HYDROWIN 2010a	s.o.	s.o.
Biodégradation primaire (aérobie)	BIOWIN 2010 Sous-modèle 4 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)	3,91 ^b « se biodégrade rapidement »	≤ 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN 2010 Sous-modèle 3 : enquête d'expert (résultats qualitatifs)	3,18 ^b « se biodégrade rapidement »	≤ 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN 2010 Sous-modèle 5 : Probabilité linéaire MITI	0,83 ^c « se biodégrade rapidement »	≤ 182
Biodégradation ultime (aérobie)	BIOWIN 2010 Sous-modèle 6 : Probabilité non linéaire MITI	0,84 ^c « se biodégrade rapidement »	≤ 182
Biodégradation ultime (aérobie)	DS TOPKAT c2005-2009 Probabilité	s.o. ^c	s.o.
Biodégradation	CPOP, 2012	% DBO = 0	≥ 182

ultime (aérobie)	% DBO (demande biochimique en oxygène)	« se biodégrade lentement »	
---------------------	--	--------------------------------	--

Abréviation : s.o., sans objet

^a Le modèle ne précise pas d'estimation pour ce type de structure.

^b Le résultat s'exprime par une valeur numérique de 0 à 5.

^c Le résultat est une probabilité.

Hydrolyse modélisée

Le calcul de la demi-vie par hydrolyse à l'aide du modèle HYDROWIN (2010) disponible n'était pas faisable pour l'AEEA, étant donné qu'aucun produit chimique de structure comparable ne se trouve dans l'ensemble d'intrants du modèle. L'AEEA ne devrait pas être hydrolysé, car il contient des groupes fonctionnels qui, en général, ne s'hydrolysent pas (c.-à-d. groupes fonctionnels amine primaire et hydroxyle primaire) (Boethling et Mackay 2000). Cependant, l'AEEA devrait s'ioniser, et le pK_{a1} de 6,1-6,49 (consulter le tableau 2) laisse supposer un potentiel d'ionisation à des niveaux de pH pertinents pour l'environnement.

Biodégradation primaire et biodégradation ultime modélisées

Les résultats des modèles de biodégradation primaire BLOWIN (sous-modèle BLOWIN 4) et de la plupart des modèles de biodégradation ultimes (sous-modèles BLOWIN 3, 5 et 6) (EPI Suite 2012) indiquent que la biodégradation est rapide et que la demi-vie dans l'eau serait inférieure ou égale à 182 jours. En revanche, les résultats du modèle de biodégradation ultime CPOP (2012) laissent supposer que cette substance ne se biodégrade pas du tout (0 % de DBO). Toutefois, les résultats du modèle CPOP indiquent aussi que l'AEEA a un effet d'inhibition de la DBO soupçonné. Il faut noter que des effets toxiques pour les microorganismes dans les boues dus à une exposition à de l'AEEA ont été constatés à des concentrations dépassant 100 mg/L. L'AEEA comporte aussi des caractéristiques structurelles associées à des substances chimiques qui se dégradent facilement (p. ex. groupes fonctionnels amine primaire et hydroxyle primaire). Par conséquent, les résultats du modèle CPOP (2012) sont jugés non fiables pour l'AEEA. Enfin, les résultats du DS TOPKAT (c2005-2009) pour l'AEEA n'étaient pas disponibles, car ce modèle ne fournit pas d'estimations de la biodégradation pour ce type de structure.

En résumé, en se basant sur les résultats de biodégradation primaire et ultime modélisés fiables et sur les caractéristiques structurelles de l'AEEA, les preuves sont suffisantes pour indiquer que l'AEEA subit une minéralisation dans l'eau et que sa demi-vie estimée dans ce milieu serait inférieure ou égale à 182 jours. Les résultats modélisés pour l'AEEA sont cohérents avec les données empiriques de biodégradation disponibles (ECHA c2007-2014b; Emtiazi et Knapp 1994; Commission européenne 2000) décrites dans la section précédente.

Sol et sédiments

Aucune étude expérimentale sur la biodégradation de l'AEEA dans le sol ou les sédiments n'a été relevée. Pour ces milieux, une modélisation limitée est disponible. Par conséquent, un rapport extrapolé de 1/1/4 pour les demi-vies de biodégradation dans l'eau, le sol et les sédiments a été utilisé (Boethling *et al.* 1995). En conséquence, étant donné que la demi-vie de l'AEEA dans l'eau est inférieure à 182 jours, la demi-vie dans le sol est aussi inférieure à 182 jours et la demi-vie dans les sédiments devrait être inférieure à 365 jours. Cela indique que l'AEEA ne devrait pas être persistant dans le sol ni dans les sédiments.

Conclusion

L'AEEA n'est pas considéré comme persistant dans l'air, d'après la prévision d'un modèle (AOPWIN, 2008). Les études disponibles sur la biodégradation ainsi que les données modélisées laissent entendre que la substance se biodégrade rapidement dans l'eau. L'AEEA devrait également subir une biodégradation rapide dans le sol et les sédiments, d'après des critères extrapolés à partir de la demi-vie dans l'eau (Boethling *et al.* 1995). Par conséquent, d'après les données empiriques et modélisées (tableaux 4a à 4c), l'AEEA devrait présenter un potentiel de persistance limité dans les milieux de l'environnement.

Potentiel de bioaccumulation

Afin de fournir les meilleurs éléments de preuve possibles pour le potentiel de bioaccumulation de l'AEEA, ses propriétés physiques et chimiques ainsi que les données empiriques et modélisées sur cette substance ont été prises en compte.

Propriétés physiques et chimiques de l'AEEA pertinentes pour le potentiel de bioaccumulation

L'AEEA est complètement miscible dans l'eau, ce qui indique que cette substance est facilement biodisponible pour l'absorption dans l'eau. Des valeurs expérimentales du $\log K_{oe}$ (de - 1,37 à - 2,13) pour l'AEEA laissent entendre que cette substance chimique a un faible potentiel de bioaccumulation dans le biote (consulter le tableau 2). De plus, la combinaison du $\log K_{oe}$ de - 2,13 et du $\log K_{oa}$ de 9,89 indique qu'en cas d'exposition terrestre par voie alimentaire, l'AEEA ne devrait pas être bioamplifié dans les chaînes alimentaires terrestres comme le suggèrent Gobas *et al.* (2003) et Kelly *et al.* (2007).

Les données sur la taille moléculaire et les diamètres des sections sont utiles comme éléments de preuve pour évaluer le potentiel de bioaccumulation. Des études faisant le lien entre les données de FBC chez les poissons et les tailles moléculaires (Dimitrov *et al.* 2002, 2005) et les effets du diamètre de section sur la diffusion passive (Sakuratani *et al.* 2008) laissent supposer que la probabilité qu'une molécule traverse des membranes cellulaires à la suite d'une diffusion passive diminue de façon importante avec l'augmentation du diamètre de section maximal et du diamètre effectif (D_{max} et D_{eff}). Il a été constaté que la probabilité de diffusion passive diminuait de façon notable pour les molécules ayant un diamètre maximal supérieur à 1,5 nm (Dimitrov *et al.* 2002; 2005), et que les substances n'ayant pas de grand potentiel de bioconcentration ($FBC < 5000$) avaient souvent un diamètre maximal (D_{max}) supérieur à 2 nm et un diamètre effectif (D_{eff}) supérieur à 1,1 nm. Cependant, un potentiel de bioaccumulation important peut demeurer pour les substances qui sont soumises à des processus d'absorption lents, si elles sont biotransformées ou éliminées lentement par d'autres processus (Arnot *et al.* 2010). D'après les résultats d'une analyse tridimensionnelle de conformères à l'aide du modèle FBC_{max} avec facteurs d'atténuation (Dimitrov *et al.* 2005), le diamètre maximal et le diamètre effectif de l'AEEA sont respectivement de 1 et de 0,8 nm, laissant supposer que la probabilité de voir une molécule traverser les membranes cellulaires à la suite d'une diffusion passive est élevée. Cela indique que l'AEEA ne sera probablement pas sujet à une absorption limitée due à des effets stériques à la surface des branchies.

Les propriétés physiques et chimiques de l'AEEA pertinentes pour son potentiel de bioaccumulation sont données dans le tableau 5a.

Tableau 5a. Comparaison des propriétés physiques et chimiques de l'AEEA pertinentes pour son potentiel de bioaccumulation

Masse moléculaire (g)	Hydrosolubilité ^a (mg/L)	log K _{oe}	log K _{oa}	Diamètre moléculaire (nm)
104,15	1 000 000	-1,46	9,89	0,961 (D _{max}), 0,792 (D _{eff})

^a L'AEEA est considéré comme totalement miscible dans l'eau.

Bioaccumulation déterminée de manière empirique

Facteur de bioconcentration (FBC)

Une étude empirique sur la bioconcentration de l'AEEA chez le poisson a été recensée. Le résumé de cette étude non publiée était disponible auprès de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA c2007-2014b). Cette étude a été menée en 1992 en suivant la ligne directrice 305C de l'OCDE (bioaccumulation : test sur le degré de bioconcentration chez le poisson) dans des conditions de renouvellement continu. Des carpes (*Cyprinus carpio*) d'environ 30 g et 10 cm de longueur ont été utilisées pour cette étude, et la teneur en lipides des poissons a été calculée à 4,8 %. L'AEEA a été testé à deux concentrations, soit 0,1 et 1 mg/L, pendant 42 jours. Les facteurs de bioconcentration (FBC) ont été calculés aux deux concentrations testées : de 2,1 à < 3,7 à 0,1 mg/L et < 0,2 à 1 mg/L. Ces résultats indiquent que l'AEEA présente un très faible potentiel de bioconcentration chez le poisson. Aucune donnée n'était fournie quant à l'élimination de l'AEEA par les carpes. Cependant, étant donné que cette substance devrait subir une diffusion passive au travers des branchies, d'après sa petite taille moléculaire, ses diamètres de section et sa structure non encombrée, on s'attend à ce que les vitesses de dépuración soient élevées chez le poisson. Les résultats de cette étude sont résumés dans le tableau 5b.

Tableau 5b. Résumé des facteurs de bioconcentration (FBC) empiriques pour l'AEEA

Organisme testé	Valeur cinétique et/ou à l'état stationnaire (L/kg) ^a	Référence
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	2,1 à < 3,7 (0,1)	ECHA c2007-2014b
Carpe (<i>Cyprinus carpio</i>)	< 0,2 (1)	ECHA c2007-2014b

^a Les valeurs entre parenthèses représentent les concentrations testées, en mg/L, auxquelles les FBC ont été obtenus.

Facteur de bioaccumulation (FBA)

Les facteurs de bioaccumulation sont mesurés dans des conditions de terrain en tant que rapport entre les charges de substance chimique absorbées dans le corps entier découlant de toutes les expositions et les concentrations dans l'eau ambiante. Le calcul du FBA est la mesure préconisée pour évaluer le potentiel de bioaccumulation des substances, car il intègre toutes les expositions à la substance chimique, y compris l'exposition alimentaire qui prédomine pour les substances présentant un $\log K_{oe}$ supérieur à environ 4 (Arnot et Gobas 2003).

Aucune valeur empirique du FBA n'était disponible pour l'AEEA au moment de la présente analyse et, par conséquent, une modélisation cinétique du bilan massique corrigée pour le métabolisme a été utilisée pour combler cette lacune dans les données. Pour les substances chimiques caractérisées par des valeurs de $\log K_{oe}$ inférieures à 3,5, les valeurs du FBC tendent à être équivalentes à celles du FBA, en raison du manque d'absorption alimentaire (Arnot et Gobas 2003, 2006).

Modélisation du FBC et du FBA

Étant donné que peu de données empiriques sur le FBC étaient disponibles et qu'aucune ne l'était sur FBA, le FBC et le FBA de l'AEEA ont été estimés à l'aide de modèles basés sur la structure et d'un modèle cinétique de bilan massique à trois niveaux trophiques. Toutes les estimations du FBC et du FBA [à l'exception du sous-modèle 1 du modèle BCFBAF (2010) (EPI Suite 2012)] ont été corrigées pour tenir compte du métabolisme à l'aide de la constante de vitesse de métabolisme (k_M) calculée en se basant des RQSA de l'addition de fragments au sein du modèle BCFBAF, une méthode RQSA fondée sur la structure. La k_M basée sur les RQSA pour un poisson de 10 g à 15 °C rapportée dans le modèle BCFBAF (2010) était de 17,58 jours⁻¹.

Les résultats de la modélisation du FBC et du FBA sont présentés dans le tableau 5c ci-dessous. Ces résultats sont rapportés pour un poisson de niveau trophique intermédiaire représentatif des eaux canadiennes, basés sur une modification du modèle de bilan massique d'Arnot et Gobas (2003).

Tableau 5c. Résumé des données modélisées sur la bioaccumulation de l'AEEA

$\log K_{oe}$	k_M (jour ⁻¹)	Modèle et base du modèle	Paramètre	Valeur (poids humide) (L/kg)	Référence
- 1,46	17,58	BCFBAF Sous-modèle 1 (régression linéaire)	FBC	3,16	BCFBAF 2010

- 1,46	17,58	BCFBAF Sous-modèle 2 (bilan massique)	FBC ^a	0,93	BCFBAF, 2010
- 1,46	17,58	BCFBAF Sous-modèle 3 (bilan massique d'Arnot-Gobas)	FBA ^a	0,93	BCFBAF, 2010
- 1,46	s.o.	FBC _{max} avec facteurs d'atténuation	FBC ^b	0,37	Dimitrov <i>et</i> <i>al.</i> 2005

Abréviations : log K_{oe} : coefficient de partage octanol-eau; k_M : constante de vitesse métabolique; FBC : facteur de bioconcentration; FBA : facteur de bioaccumulation; s.o. : sans objet.

^a Résultats générés à l'aide du poids, des lipides et de la température pour un poisson de niveau trophique intermédiaire.

^b Les facteurs d'atténuation possibles comprennent l'ionisation, la taille moléculaire, le métabolisme et la solubilité dans l'eau.

Les valeurs modélisées du FBC pour l'AEEA sont comprises entre 0,37 et 3,16, en fonction du modèle utilisé et de l'application de la constante de vitesse métabolique. Ces valeurs sont semblables à celles obtenues empiriquement pour le FBC, soit de < 0,2 à < 3,7 chez la carpe (consulter le tableau 5b), et indiquent un très faible potentiel de bioaccumulation de l'AEEA. La valeur modélisée du FBA de 0,93 concordait également avec les valeurs modélisées et empiriques du FBC.

Conclusion

L'AEEA est miscible dans l'eau, a un très faible log K_{oe} et a un diamètre moléculaire relativement petit (consulter le tableau 5a). Ces propriétés suggèrent que cette substance pourrait diffuser facilement au travers des membranes biologiques, comme les branchies. Les données empiriques et modélisées indiquent que l'AEEA ne se subit pas de bioaccumulation dans les organismes. Les preuves empiriques à propos de l'exposition des poissons à l'AEEA pendant 42 jours indiquent des valeurs de FBC très faibles (consulter le tableau 5b). De même, les résultats modélisés du FBC et du FBA, corrigés pour tenir compte du métabolisme, soulignent aussi un potentiel de bioaccumulation très faible (consulter le tableau 5c). Dans l'ensemble, d'après les preuves disponibles, on considère que l'AEEA a un faible potentiel de bioaccumulation.

Potentiel d'effets nocifs sur l'environnement

Évaluation des effets sur l'environnement

Sources de données

Les effets de l'AEEA sur le milieu aquatique ont fait l'objet d'une bonne caractérisation grâce à des études empiriques. De plus, des données modélisées sur l'AEEA ont été prises en compte pour les espèces aquatiques. Aucune étude portant sur les effets sur l'environnement de cette substance dans le sol et les sédiments n'a été recensée, et aucun modèle adapté n'était disponible. Néanmoins, d'après les propriétés physiques et chimiques de cette substance, ses profils d'utilisation et de rejets ainsi que les résultats de la modélisation de la fugacité, on estime que la majorité des expositions à l'AEEA devrait se produire dans le milieu aquatique.

Études empiriques : milieu aquatique

Des études empiriques décrivant l'écotoxicité de l'AEEA sur les organismes aquatiques étaient disponibles dans la littérature, ainsi que dans des sources non publiées. La plupart des données disponibles provenaient d'études de toxicité sur des organismes aquatiques non publiées, menées conformément aux protocoles standards acceptés à l'échelle internationale (comme les lignes directrices de l'OCDE pour les tests) et décrivaient les effets de l'AEEA sur des microorganismes (bactéries d'eau douce et boues activées), des algues (*Scenedesmus subspicatus*), des invertébrés (*Daphnia magna*) et des poissons (trois espèces). Les études concernant les effets sur les invertébrés et les poissons se limitaient à des expositions à l'AEEA à court terme.

Aucune des études sur la toxicité pour les organismes aquatiques non publiées n'a pu être examinée. Cependant, les résumés de ces études ont pu être obtenus à partir de sources telles que le site Web de l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA c2007-2014a) et l'ensemble de données de l'IUCLID sur l'AEEA préparé par la Commission européenne (Commission européenne 2000). Il convient de remarquer que les résumés d'études fournis dans l'ensemble de données de l'IUCLID (Commission européenne 2000) se limitent aux paramètres desdites études et qu'ils fournissent un niveau minimal de détails. Par conséquent, ils ne représentent pas une base suffisante pour mener une évaluation scientifique. Toutefois, les paramètres disponibles sont inclus aux fins de comparaison avec d'autres données empiriques disponibles. Un résumé des paramètres toxicologiques chez les organismes aquatiques, comme les concentrations létales ou avec effet, est donné dans le tableau 6a. Cependant, seuls les paramètres pour lesquels des détails expérimentaux suffisants étaient disponibles sont inclus dans ce tableau. De plus, les observations

expérimentales, y compris le pourcentage de mortalité, sont résumées dans le texte.

Les effets de l'AEEA ont été étudiés chez deux espèces de bactéries d'eau douce Gram négatif, *Pseudomonas putida* et *Pseudomonas aeruginosa*, ainsi que chez des microorganismes provenant de boues activées industrielles (ECHA c2007-2014b; Commission européenne 2000; Emtiazi et Knapp 1994). Les effets sur *P. putida* ont été évalués en 1988 lors d'une étude menée conformément aux normes Bringmann-Kuehn (semblables à la norme industrielle allemande DIN 38412, partie 8) (ECHA c2007-2014b; Commission européenne 2000). Pour cette étude, des bactéries *P. putida* ont été exposées à de l'AEEA à des concentrations nominales comprises entre 8 et 1 000 mg/L. La concentration susceptible de produire un effet chez 10 % des organismes (CE_{10}), la concentration susceptible de produire un effet chez 50 % des organismes (CE_{50}) et la concentration susceptible de produire un effet chez 90 % des organismes (CE_{90}) pour l'inhibition de la croissance ont été respectivement établies à 82,2, 134,8 et 231,3 mg/L, après 17 heures d'exposition.

Une inhibition de la croissance des bactéries *P. putida* et *Pseudomonas aeruginosa* provoquée par l'AEEA a également été constatée par Emtiazi et Knapp (1994). Le taux de croissance spécifique et l'inhibition de la croissance ont été mesurés à des concentrations d'AEEA de 1000 mg/L (10 mM) et de 10 000 mg/L (100 mM). Après 8 heures d'exposition à l'AEEA, il a été constaté que la croissance maximale des bactéries *P. putida* et *P. aeruginosa* était réduite de 30 % à 1000 mg/L, et de près de 60 % pour les bactéries *P. putida* et de 40 % pour les bactéries *P. aeruginosa* à une concentration de 10 000 mg/L. Des observations semblables du taux de croissance spécifique ont été faites après 1 heure d'exposition à l'AEEA. Le taux de croissance spécifique de la bactérie *P. putida* diminuait respectivement d'environ 25 et 45 % aux concentrations d'exposition de 1000 et de 10 000 mg/L. Pour les bactéries *P. aeruginosa*, le taux de croissance spécifique diminuait dans une moindre mesure de 6 % à 1000 mg/L et de 11 % à 10 000 mg/L. Ces résultats ne sont pas rapportés dans le tableau 6a.

Les effets de l'exposition à l'AEEA sur le taux de respiration ont été étudiés dans des boues activées industrielles en 1986, en suivant le protocole de test ISO 8192 (test d'inhibition de la consommation d'oxygène par des boues activées) (Commission européenne 2000). L'AEEA a été testé à la concentration nominale de 1003 mg/L. Il convient de noter que les études avec des boues activées sont traditionnellement menées à l'aide de boues d'égout domestiques plutôt qu'avec des boues activées industrielles (OCDE 2005). Après 30 minutes d'exposition, aucune inhibition du taux de respiration n'a été observée. Au lieu de cela, une augmentation de l'activité respiratoire des boues activées industrielles par rapport au témoin de l'étude a été observée. Ces résultats ne sont pas non plus rapportés dans le tableau 6a.

Chez les algues (*Scenedesmus subspicatus*), l'AEEA a fait l'objet de deux études, en 1989 et en 1988 (ECHA c2007-2014b; Commission européenne 2000). L'étude de 1989 a été menée en suivant la norme industrielle allemande DIN 38412, partie 9. Des algues *S. subspicatus* ont été exposées à l'AEEA à des concentrations nominales comprises entre 8 et 500 mg/L pendant 72 h (ECHA c2007-2014b). L'ajout d'AEEA a accru le pH des échantillons testés jusqu'à une valeur d'environ 9, tandis qu'un sous-ensemble d'échantillons testés a fait l'objet d'une neutralisation à pH 7,8-8,2. Les paramètres ont été rapportés en fonction des mesures du taux de croissance (inhibition de la croissance) et de la réduction de la biomasse. En ce qui concerne la réduction de la biomasse, les valeurs CE₁₀ et CE₅₀ étaient respectivement de 100 et 204 mg/L. Concernant l'inhibition de la croissance, la valeur de CE₁₀ était de 156 mg/L, celle de CE₅₀ de 358 mg/L, tandis qu'elle était de plus de 500 mg/L pour les échantillons ayant été neutralisés. Aucun effet négatif n'a été observé dans le cas des échantillons neutralisés ayant fait l'objet d'un traitement avec de l'AEEA à 500 mg/L.

Les effets sur l'algue *S. subspicatus* ont également été évalués lors d'une étude de l'inhibition de la croissance menée en 1988 (Commission européenne 2000). Cette étude a été menée en suivant la norme industrielle allemande DIN 38412, partie 8. Les valeurs de CE₂₀, de CE₅₀ et de CE₉₀ pour l'inhibition de la croissance étaient respectivement de 130, 210 et 490 mg/L, après 72 h d'exposition à de l'AEEA.

Les effets écotoxicologiques de l'AEEA ont été déterminés pour le cladocère (*Daphnia magna*) dans le cadre d'études à court terme. Lors d'une étude de 1993, les effets écotoxicologiques aigus de l'AEEA sur le cladocère *D. magna* ont été déterminés en suivant la recommandation de l'OCDE 202 (*Daphnia* sp., test d'immobilisation immédiate) (ECHA c2007-2014b). L'AEEA a été testé à des concentrations nominales comprises entre 1 et 100 mg/L pendant 48 heures. Les valeurs de CSEO et de CE₅₀ en ce qui a trait à la mobilité étaient respectivement de 10 et 22 mg/L. Il a été observé qu'aux trois concentrations testées les plus élevées (32, 56 et 100 mg/L), le pH des solutions testées dépassait le niveau de pH maximal recommandé (9), ce niveau de pH redescendant par la suite en dessous de 9 au cours des 48 heures du test. Néanmoins, comme l'ont fait remarquer les auteurs de l'étude, l'alcalinité élevée à ces concentrations pourrait avoir entraîné des effets négatifs sur les daphnies et contribué à la toxicité observée.

Lors d'une autre étude sur la toxicité aiguë menée en 1989 (en suivant la ligne directrice 79/831/CEE, annexe V, partie C), des daphnies ont été exposées à des concentrations nominales d'AEEA légèrement plus élevées, jusqu'à 500 mg/L, pendant 24 h et 48 h. Après 24 h, les valeurs de CSEO, de CE₅₀ et de CE₁₀₀ en ce qui a trait à la mobilité étaient respectivement de 125, 190 et 500 mg/L. Des augmentations de l'alcalinité ont également été observées à des concentrations d'AEEA supérieures à 250 mg/L : le pH des solutions testées a augmenté jusqu'à environ 10, avant de se normaliser par la suite aux alentours

de 8,5 après 48 h. Il a été signalé que cette hausse marquée de l'alcalinité pourrait avoir produit des effets toxiques supplémentaires chez les daphnies bien qu'aucune observation détaillant lesdits effets n'était fournie.

Chez le poisson, la toxicité à court terme de l'AEEA a été établie grâce à une série d'études non publiées menées entre 1978 et 1994. Ces études étaient à court terme, soit 48 h et 96 h, et les espèces de poissons testés comprenaient le poisson de rizière (*Oryzias latipes*), la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la tête-de-boule (*Pimephales promelas*). Dans l'étude de 1978, les effets de l'AEEA chez la tête-de-boule (*P. promelas*) ont été déterminés en suivant un protocole de l'industrie comparable aux normes acceptées à l'échelle internationale (ECHA c2007-2014b). Pour cette étude, les poissons étaient exposés pendant 96 heures à de l'AEEA à des concentrations nominales comprises entre 155 et 1150 mg/L. La CSEO (mortalité), la concentration létale pour 10 % des organismes (CL₁₀), la concentration létale médiane (CL₅₀) et la concentration létale pour 100 % des organismes (CL₁₀₀) étaient respectivement de 490, 514, 640 et 1000 mg/L. Il a été noté qu'aux quatre concentrations testées les plus élevées (de 650 à 1150 mg/L), le pH des solutions augmentait jusqu'à des valeurs de 10,2 et accroissait la mortalité des poissons de 70 à 100 %. Les auteurs ont également noté que des effets nocifs liés aux conditions alcalines pourraient avoir contribué à la mortalité observée à ces concentrations d'exposition. Cependant, ils ont également relevé le fait qu'à la concentration d'AEEA la plus élevée ne causant pas de mortalité (soit 490 mg/L), le pH de la solution était pareillement élevé à 9,8. Dans l'ensemble, ces résultats laissent supposer que la combinaison d'une concentration élevée et critique d'AEEA (≥ 650 mg/L) avec des niveaux de pH de l'eau accrus a eu les effets les plus néfastes sur les poissons. Des concentrations d'exposition à l'AEEA aussi élevées ne sont pas représentatives d'expositions réalistes dans l'environnement.

Des effets toxiques aigus de l'AEEA ont aussi été établis chez le poisson de rizière japonais (*Oryzias latipes*) dans le cadre d'une étude de 1992 (ECHA c2007-2014b). Cette étude a été menée en suivant la norme industrielle japonaise JIS K 0102-1986-71, dans des conditions semi-statiques. Aucun autre détail n'était disponible quant à la méthodologie suivie et aux observations réalisées. La CL₅₀ était de plus de 1000 mg/L, après une exposition de 48 h à l'AEEA.

Deux autres études sur la toxicité aiguë chez le poisson ont également été brièvement résumées dans l'ensemble de données de l'IUCLID préparé par la Commission européenne (Commission européenne 2000). Lors d'une étude sur la tête-de-boule, la CL₁₀, la CL₅₀ et la CL₁₀₀ après 96 heures d'exposition étaient respectivement de 617, 728 et 859 mg/L. Une autre étude sur la truite arc-en-ciel a conduit à une CSEO supérieure ou égale à 100 mg/L et une CL₅₀ supérieure à 100 mg/L (durée d'exposition non fournie) (Commission européenne 2000). Ces paramètres ne sont pas rapportés dans le tableau 6a.

Tableau 2a. Données empiriques sur la toxicité pour les organismes aquatiques provenant d'études clés

Organisme testé	Type de test	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence ^{NDE}
Bactérie (<i>Pseudomonas putida</i>)	Toxicité chronique (17 heures)	CE ₁₀ ; CE ₅₀ ; CE ₉₀ (inhibition de la croissance)	82,2; 134,8; 231,3	ECHA c2007-2014b; Commission européenne 2000
Algues (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Toxicité aiguë (72 heures)	CE ₁₀ ; CE ₅₀ ; CE ₅₀ (taux de croissance)	156; 358 > 500 (pH neutralisé);	ECHA c2007-2014b
Algues (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Toxicité aiguë (72 heures)	CE ₁₀ ; CE ₅₀ (augmentation de la biomasse)	100; 204	ECHA c2007-2014b
Algues (<i>Scenedesmus subspicatus</i>)	Toxicité aiguë (72 heures)	CE ₂₀ ; CE ₅₀ ; CE ₉₀ (augmentation de la biomasse)	130; 210; 490	Commission européenne 2000
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Toxicité aiguë (24 heures)	CSEO; CE ₅₀ ; CE ₁₀₀ (immobilisation)	125; 225; 500	ECHA c2007-2014b
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Toxicité aiguë (48 heures)	CSEO; CE ₅₀ ; (immobilisation)	10; 22	ECHA c2007-2014b
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Toxicité aiguë (48 heures)	CSEO; CE ₅₀ ; CE ₁₀₀ (immobilisation)	125; 190; 500	ECHA c2007-2014b
Poisson de rizière japonais (<i>Oryzias latipes</i>)	Toxicité aiguë (48 heures)	CL ₅₀	> 1000	ECHA c2007-2014b
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	Toxicité aiguë (96 heures)	CSEO; CL ₁₀ ; CL ₅₀ ; CL ₁₀₀	490; 514; 640; 1000	ECHA c2007-2014b

Abréviations : NDE, non disponible aux fins d'examen; CE₁₀, 20, 50, 90 ou 100, concentration d'une substance que l'on estime susceptible de causer un effet chez 10, 20, 50, 90 ou 100 % des organismes testés; CL₁₀, 50 ou 100, concentration d'une substance que l'on estime létale pour 10, 50 ou 100 % des organismes testés; CME0, concentration minimale avec effet observé chez les organismes testés; CSEO, concentration sans effet observé = concentration la plus élevée d'un test sur la toxicité qui n'entraîne aucun effet statistiquement significatif par rapport aux groupes témoins.

En résumé, un certain nombre d'études écotoxicologiques portant sur les effets d'une exposition à l'AEEA était disponible pour divers organismes aquatiques, y

compris des microorganismes, des crustacés et des poissons. Dans l'ensemble, en se basant sur les paramètres étudiés, l'AEEA a une toxicité modérée à faible chez les organismes aquatiques lors d'une exposition à court terme. La CE_{50} la plus faible observée était de 22 mg/L pour l'immobilisation des daphnies, après une exposition de 48 h à de l'AEEA. L'un des effets notables de l'AEEA aux concentrations testées les plus élevées était l'augmentation marquée de l'alcalinité, jusqu'à des niveaux de pH atteignant 10. Une augmentation de la mortalité des poissons a été observée à ces niveaux de pH élevés, mais seulement lorsque ces conditions étaient combinées avec des concentrations d'AEEA supérieures ou égales à 650 mg/L. Une concentration d'exposition de 450 mg/L combinée avec une alcalinité élevée de la solution testée (pH de 9,8) n'a entraîné aucune mortalité. Lors d'une étude sur le cladocère *D. magna*, une solution neutralisée à base d'AEEA a permis d'obtenir une toxicité environ deux fois moins importante (pour le taux de croissance, une CE_{50} de plus de 500 mg/L a été observée pour le test avec solution neutralisée, alors qu'elle était de 350 mg/L pour le test avec solution non neutralisée). Ces résultats indiquent des effets toxiques supplémentaires causés par l'augmentation des niveaux de pH à des concentrations d'exposition à l'AEEA élevées. Toutefois, ces effets, et notamment la mortalité, apparaissent dans des conditions où l'alcalinité élevée se conjugue aux concentrations d'exposition à l'AEEA les plus élevées. Des concentrations d'exposition à l'AEEA aussi élevées ne sont pas représentatives d'expositions réalistes dans l'environnement.

Aucune étude à long terme sur la caractérisation des effets écotoxicologiques de l'AEEA chez les invertébrés et vertébrés aquatiques n'a été recensée dans la littérature publiée ni dans aucun rapport non publié.

Résultats modélisés : milieu aquatique

En plus des données empiriques disponibles pour les espèces aquatiques, des données modélisées ont également été prises en compte. Les classes structurelles des aminoéthanolis se prêtent à la plupart des prévisions de modèles.

Les valeurs de toxicité à court terme pour les organismes aquatiques ont été obtenues avec le modèle ECOSAR (EPI Suite 2012) (consulter le tableau 6b). Les valeurs modélisées de CE_{50} ou de CL_{50} pour le poisson, les daphnies et les algues pour des expositions à court terme sont comprises entre 26 et 5 555 mg/L. Des résultats modélisés pour l'exposition chronique à l'AEEA ont également été produits. Cependant, l'AEEA ou des substances similaires ne faisaient pas partie des ensembles d'intrants de substances aliphatiques du modèle ECOSAR (2012). Ces résultats modélisés pour la toxicité chronique ne sont donc pas jugés fiables pour l'AEEA.

En général, les résultats modélisés obtenus pour les algues, les daphnies et les poissons concordent avec les résultats empiriques disponibles pour ces

espèces, et indiquaient un faible potentiel de toxicité pour l'AEEA. Par conséquent, d'après les résultats modélisés, l'AEEA ne devrait pas avoir d'effet nocif aigu pour les organismes aquatiques à de faibles concentrations [concentrations létales médianes aiguës (CL₅₀) ≥ 1 mg/L]. Les résultats modélisés sont résumés dans le tableau 6b ci-après.

Tableau 6b. Résumé des données modélisées sur la toxicité de l'AEEA pour les organismes aquatiques

Organisme testé	Type de test	Paramètre	Valeur (mg/L)	Référence
Poisson	Toxicité aiguë (96 heures)	CL ₅₀	5555	ECOSAR 2012
Cladocère (<i>Daphnia magna</i>)	Toxicité aiguë (48 heures)	CE ₅₀	238	ECOSAR 2012
Algue	Toxicité aiguë (96 heures)	CE ₅₀	26,8	ECOSAR 2012

Abréviations : CE₅₀, concentration d'une substance qu'on estime susceptible d'avoir un effet chez 50 % des organismes testés; CL₅₀, concentration d'une substance qu'on estime létale pour 50 % des organismes testés.

Études empiriques : autres milieux naturels

Aucune étude sur les effets de l'AEEA dans d'autres milieux naturels, y compris le sol et les sédiments, n'a été relevée. Aucun modèle RQSA n'était disponible pour la caractérisation des effets sur les organismes vivant dans le sol et les sédiments.

Calcul de la CESE

On a obtenu une concentration estimée sans effet (CESE) à partir de la valeur de toxicité aiguë de 22 mg/L (qui était la valeur expérimentale valable la plus sensible) pour les daphnies. Cette valeur a été divisée par un facteur d'évaluation de 100, pour tenir compte de la variabilité entre espèces et dans une espèce de la vulnérabilité et pour permettre une extrapolation de la durée d'exposition (toxicité aiguë à toxicité chronique), résultant en une valeur de 0,22 mg/L.

Conclusion

D'après les divers éléments de preuves, il est improbable que l'AEEA entraîne des effets nocifs sur les organismes aquatiques à faible concentration. Étant donné que l'AEEA a un faible potentiel de bioaccumulation, caractérisé par des facteurs comme un FBC d'environ 1 L/kg et un log K_{oe} négatif, il a un potentiel limité d'incorporation dans organismes et, par conséquent, d'effets toxiques. Les

données empiriques et modélisées concordent bien pour tous les niveaux trophiques (soit les poissons, les daphnies et les algues) du milieu aquatique.

Évaluation de l'exposition dans l'environnement

Aucune donnée sur des concentrations d'AEEA mesurées dans l'environnement au Canada (dans l'eau, les sols ou les sédiments) n'a été relevée. Par conséquent, les concentrations dans l'environnement ont été estimées à partir des renseignements disponibles, y compris des quantités de la substance, des estimations des quantités rejetées et des caractéristiques du milieu récepteur.

Identification de scénarios d'exposition importants

La caractérisation de l'exposition est centrée sur des scénarios qui représentent les plus forts potentiels d'exposition et de rejets dans l'environnement. En général, l'ampleur des rejets est directement liée à la quantité d'une substance produite ou utilisée, ainsi qu'à ses facteurs d'émission applicables. Dans les cas où les rejets industriels sont semblables en quantité aux rejets dus aux consommateurs et/ou aux activités commerciales, ils engendrent généralement des niveaux plus élevés d'exposition dans l'environnement. Cela est dû au fait que les rejets industriels sont concentrés dans un nombre limité de sites, alors que les rejets dus aux consommateurs ou aux activités commerciales sont dispersés à travers le pays.

Asphalte

L'AEEA est utilisé dans l'asphalte en tant que composant d'un additif d'adhésivité. Le rôle de cet additif est d'améliorer l'adhérence entre l'asphalte et l'agrégat tout en réduisant les dommages de l'humidité sur l'asphalte, en améliorant la liaison entre le ciment bitumineux et les agrégats (Harnish 2010). La quantité totale recommandée d'additif d'adhésivité dans le ciment bitumineux est comprise entre 0,25 et 0,75 % (par rapport au poids du ciment bitumineux liquide). D'après la documentation pour un produit de l'industrie concernant les additifs d'adhésivité, une demi-livre d'additif par tonne d'asphalte peut accroître la durée de vie des revêtements du sol en asphalte (Unique Paving Materials c2013). La concentration d'AEEA dans l'asphalte devrait se situer bien en dessous de la concentration recommandée d'additif d'adhésivité dans le ciment bitumineux, car l'AEEA n'est qu'un composant mineur de cet additif.

Pendant la préparation de l'asphalte, les agrégats sont séchés pour en retirer l'humidité, et l'additif d'adhésivité est ajouté au ciment bitumineux grâce à un système de conduits. Le ciment bitumineux est ensuite transféré dans une cuve d'agrégats et mélangé pendant une courte période. Lors de cette opération, des composés organiques volatils (COV) peuvent être libérés par des composés organiques. L'Environmental Protection Agency des États-Unis (2000) a estimé que les émissions totales de composés semi-volatils liées au mélange de l'asphalte, au déchargement du mélangeur et au stockage de l'asphalte pouvaient être de moins de 2 lb par 100 000 tonnes d'asphalte produit. Cela permet d'obtenir un facteur d'émission de 1×10^{-8} (EPA 2000). Étant donné que

l'AEEA a une pression de vapeur modérée, il est possible qu'il représente un composant mineur de ces COV. Ce processus n'utilise pas d'eau et, par conséquent, aucun rejet d'eaux usées contenant de l'AEEA n'est prévu.

Des matériaux de pavement en asphalte recyclée peuvent être ajoutés dans de nouveaux mélanges (EPA, 2000). On suppose que les résidus qui se trouvent dans les équipements de mélange sont propres et, donc, réutilisés pour de nouveaux mélanges.

En général, les émissions d'AEEA découlant du processus d'asphaltage sont jugées minimales. Les émissions de toute quantité restante inaltérée d'AEEA dans l'air ou le sol adjacent devraient être négligeables. Étant donné que le processus d'asphaltage n'entraîne typiquement aucune production d'eau usée, les émissions d'AEEA dans de l'eau vers l'environnement sont également considérées négligeables dans le cadre de cette activité (Lutes *et al.* 1994). En revanche, des rejets d'AEEA découlant de la lixiviation de l'asphalte sont possibles, comme le laisse entendre Lindgren (2011). Lindgren (2011) a étudié la lixiviation d'émulsifiants à partir du lessivage de nouvel asphalte. La fonction d'un émulsifiant dans l'asphalte consiste à accroître la liaison entre le ciment bitumineux et les agrégats. Cette fonction est semblable à celle d'un additif d'adhésivité, comme le décrit Harnish (2010). Par conséquent, les conclusions de Lindgren peuvent être utilisées à titre de comparaison. Lindgren (2011) a constaté que la rétention des émulsifiants dans l'asphalte était proche de 100 %, avec une fraction de rejet inférieure à 0,005 % se produisant principalement au moment de la première pluie suivant l'application du revêtement. En outre, le lixiviat est très dilué par les eaux de ruissellement (Lindgren 2011).

En résumé, le potentiel de rejet d'AEEA à partir de la préparation du ciment bitumineux est considéré comme négligeable, au vu des caractéristiques des processus typiquement mis en jeu (EPA, 2000). Les rejets d'AEEA à partir des revêtements de sol en asphalte devraient s'avérer négligeables, d'après la fonction de cet additif qui vise à favoriser l'adhérence de l'asphalte aux agrégats, et en raison du potentiel de lixiviation qu'on sait limité pour un produit de l'asphalte ayant la même fonction que l'AEEA (Harnish 2010; Lindgren 2011).

Résines époxydes (composant d'additifs importés)

Au Canada, l'AEEA est aussi un composant d'additifs importés, principalement utilisés comme agent de durcissement ou intermédiaire chimique pour des résines époxydes (Henkel 2010; 2012a-c). Ces activités sont traitées ensemble, car les deux supposent une réaction chimique irréversible de l'AEEA et sa conversion en une autre substance.

Dans certains cas, l'AEEA est importé dans des produits à utilisation commerciale pour lesquels cette substance représente un composant mineur (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014). Dans ces produits, la fonction de l'AEEA n'est pas clairement comprise, mais il est souvent présenté

comme agent de durcissement (Henkel 2010, 2012a-c). Par conséquent, pour de telles applications, l'AEEA devrait être intégré au produit. On s'attend à ce que toute portion résiduelle d'AEEA soit piégée dans la matrice de la substance solide formée après le durcissement de la résine époxyde. Dans des conditions de traitement optimales, connues et précisées dans le mode d'emploi du produit, l'AEEA serait largement consommé par les réactions chimiques irréversibles qui caractérisent le processus de durcissement. Par conséquent, le potentiel de rejet à partir de produits totalement durcis est considéré négligeable.

Substance importée en tant qu'intermédiaire chimique

Certaines entreprises ont déclaré des importations d'AEEA en tant que substance pure, pour son utilisation comme additif pour des applications industrielles ou pour préparer d'autres substances. Dans ces cas, la fonction déclarée de l'AEEA est celle d'un intermédiaire chimique (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014). Lorsqu'il est utilisé comme intermédiaire chimique, on pense que l'AEEA subit une transformation chimique pendant les procédés, et on s'attend à ce qu'il ne soit plus présent sous sa forme chimique originale. Par conséquent, le seul potentiel de rejet important d'AEEA est lié au nettoyage des contenants vides utilisés pour le transport et le traitement. Ce scénario est analysé plus à fond pour faire des estimations quantitatives des concentrations aquatiques résultant de cette activité.

Concentrations environnementales estimées

L'exposition à l'AEEA a été estimée sous la forme de concentrations environnementales estimées (CEE) pour le scénario du nettoyage de l'équipement (lorsque de l'AEEA pur est utilisé comme intermédiaire chimique). Ces concentrations sont basées sur les renseignements disponibles sur les quantités d'AEEA, des facteurs d'émission propres au secteur, des caractéristiques des systèmes de traitement des eaux usées et des caractéristiques de l'environnement récepteur.

Les concentrations environnementales estimées étaient centrées sur le milieu aquatique, car l'AEEA est principalement rejeté dans le milieu aquatique par l'intermédiaire des systèmes de traitement des eaux usées.

Étant donné son hydrosolubilité élevée et son faible $\log K_{oe}$, l'AEEA ne devrait pas atteindre le sol suite à l'épandage de biosolides (découlant des activités de traitement des eaux usées) sur les terres.

Rejets industriels dans le milieu aquatique

Étant donné que l'AEEA est utilisé par les installations industrielles et peut être rejeté dans l'eau, un scénario de rejet industriel dans le milieu aquatique a été élaboré. Ce scénario prenait en compte le rejet d'AEEA par une installation industrielle dans laquelle de l'AEEA pur est utilisé comme intermédiaire

chimique. On considère que l'AEEA est totalement transformé chimiquement au cours des procédés industriels. Par conséquent, seul un scénario portant sur le rejet d'AEEA résiduel provenant du nettoyage des contenants vides utilisés pour le transport et le traitement a été analysé.

Des utilisations industrielles d'AEEA pur ont été déclarées au Canada (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014). Pour estimer le potentiel de rejet d'AEEA dans l'eau découlant de son utilisation comme intermédiaire chimique (c.-à-d. l'utilisation de l'AEEA dans sa forme chimique pure), des scénarios prudents, mais réalistes, ont été élaborés pour plusieurs installations industrielles. Ces scénarios ont été précisés en appliquant les quantités exactes de substance déclarées en 2011 (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014), tout en tenant compte des caractéristiques des plans d'eau récepteurs, du traitement des eaux usées et des activités industrielles sur chaque site. Dans le scénario prudent présenté ci-dessous, on a tenu compte de la quantité exacte d'AEEA comprise entre 1000 kg et 10 000 kg déclarée pour 2011 (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014) pour une installation industrielle qui rejette la substance dans un milieu récepteur à dilution faible.

Une exposition aquatique à l'AEEA pourrait avoir lieu si cette substance était rejetée au cours d'une activité industrielle vers un système de traitement des eaux usées dont les effluents sont rejetés dans un plan d'eau de surface récepteur. La concentration de la substance dans les eaux réceptrices près du point de rejet de système de traitement est utilisée comme concentration environnementale estimée (CEE) pour l'évaluation du risque que pose la substance en milieu aquatique. On peut la calculer à l'aide de l'équation suivante :

$$C_{\text{eau-ind}} = [1000 \times Q \times P \times (1 - E)] / N \times S \times D$$

dans laquelle

$C_{\text{eau-ind}}$:	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
P :	pertes dans les eaux usées, fraction
E :	taux d'élimination du système de traitement des eaux usées, fraction
N :	nombre de jours de rejets annuels, en jour/an
S :	débit de l'effluent du système de traitement des eaux usées, en m ³ par jour
D :	facteur de dilution dans les eaux réceptrices, sans dimension

Dans le tableau 7, nous rapportons les données sur l'AEEA utilisées pour estimer les concentrations de la substance dans le milieu aquatique près du

point de rejet industriel. Il convient de noter que les hypothèses envisagées sont prudentes et qu'elles forment la base d'un scénario de rejet prudent.

Tableau 7. Résumé des intrants utilisés pour estimer les concentrations aquatiques provenant de rejets industriels d'AEEA utilisé comme intermédiaire chimique

Intrant	Valeur	Justification et référence
Quantité (kg)	1000 à 10 000	Quantité d'AEEA déclarée sur un site au Canada pour l'année 2011 (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014)
Pertes dans les eaux usées (%)	3 %	Résidus maximaux dans les conteneurs pouvant être lessivés et rejetés dans les eaux usées (OCDE 2011)
Efficacité d'élimination du système de traitement des eaux usées (%)	60 %	Estimations modélisées de l'efficacité d'une usine de traitement secondaire des eaux usées typique; l'élimination de l'AEEA sera comprise entre 60 et 80 %. Les modèles utilisés sont les suivants : ASTreat 1.0 (2006), SimpleTreat 3.0 (1997), STP Model 2.1 (2006) et STP-EX (2011). La valeur de 60 % est obtenue à partir du modèle ASTreat 1.0 (2006).
Nombre de jours de rejets annuels (jours)	100	Valeur basée sur un nettoyage intermittent estimé (2 jours par semaine pendant 50 semaines)

D'après ces hypothèses prudentes et réalistes, ce scénario a permis d'obtenir une concentration environnementale estimée (CEE) de 0,11 mg/L. Cette valeur de CEE représente le niveau d'exposition dans les eaux réceptrices près du point de rejet d'un système de traitement des eaux usées de petite taille présentant des caractéristiques de traitement secondaire.

Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche suivie pour la présente évaluation préalable visait à examiner les divers renseignements pertinents afin de tirer des conclusions basées le poids de la preuve et le principe de prudence, conformément aux dispositions de la LCPE. Les éléments de preuve pris en compte pour la présente évaluation de l'AEEA comprennent les résultats d'un calcul prudent du quotient de risque ainsi que des renseignements sur la persistance, la bioaccumulation, l'écotoxicité, les sources, le devenir de la substance et sa présence et sa répartition dans l'environnement.

L'AEEA ne devrait pas être persistant dans l'air, l'eau, le sol ou les sédiments. Il devrait également avoir un faible potentiel de bioaccumulation, et nous avons

montré qu'il présentait un potentiel de toxicité pour les organismes aquatiques faible à modéré. Les renseignements sur les utilisations de l'AEEA au Canada indiquent que son potentiel de rejet dans l'environnement au Canada est minime. Cependant, les rejets d'AEEA dans l'eau dus au nettoyage des contenants utilisés pour le transport et le traitement de l'AEEA après son utilisation en tant qu'intermédiaire chimique ont été pris en compte.

Une analyse du quotient de risque qui intégrait des estimations prudentes, mais réalistes, de l'exposition avec les renseignements sur la toxicité a été réalisée pour le milieu aquatique. Le scénario prudent présenté ci-dessus (qui tient aussi compte d'un traitement de niveau secondaire) a permis d'obtenir une concentration environnementale estimée (CEE) de 0,11 mg/L. Une concentration estimée sans effet (CESE) de 0,22 mg/L a été calculée à partir de la valeur de toxicité aiguë de 22 mg/L pour les daphnies (comme le paramètre le plus vulnérable et le plus valable sur le plan expérimental) et en divisant cette valeur par un facteur d'évaluation de 100. Le quotient de risque qui en résulte (CEE/CESE) est de 0,49. Le tableau 8 fournit un résumé de ces renseignements.

Tableau 8. Résumé du quotient de risque obtenu pour le milieu et le scénario d'exposition concernant l'AEEA

Milieu	Scénario	CESE (mg/L)	CEE (mg/L)	QR
Eau	Rejets industriels	0,22	0,11	0,49

La prise en compte des facteurs présentés ci-dessus indique que l'AEEA n'a pas le potentiel de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour l'environnement

Les effets nocifs de l'AEEA sur les organismes aquatiques ont été caractérisés en se basant sur la durée d'exposition aiguë. Aucune étude sur les effets chroniques n'a été relevée pour l'AEEA, et les résultats modélisés ont été jugés non fiables. Le manque de caractérisation des effets chroniques de l'AEEA est considéré comme une lacune dans les données. L'AEEA est considéré comme une substance chimique narcotique d'après la classification de toxicité pour les organismes aquatiques d'ECOSAR (2012). En général, pour les substances chimiques narcotiques, un équilibre tend à être atteint rapidement chez les organismes exposés, entraînant une similitude entre les effets à court terme et les effets à plus long terme. Cependant, des modes d'action spécifiques sous-tendent certains des effets observés chez les mammifères. Pour calculer la concentration estimée sans effet (CESE) pour les organismes aquatiques, un facteur d'évaluation de 100 a été appliqué pour tenir compte de l'extrapolation d'une exposition aiguë à une exposition chronique et de la variabilité inter-espèce et intra-espèce.

Il existe une incertitude liée aux effets toxiques découlant d'une alcalinité accrue de l'eau à des concentrations d'exposition élevées à l'AEEA. Une mortalité accrue des poissons a été observée lors de tests à des concentrations élevées d'AEEA. Une incertitude existe, d'après les renseignements détaillés disponibles portant sur l'étude, quant au fait de savoir si seule l'alcalinité accrue de l'eau a causé ces effets, ou si ces effets étaient liés à la combinaison d'une alcalinité élevée avec des concentrations d'AEEA élevées. Cependant, les concentrations d'exposition élevées d'AEEA caractérisant les études sur la toxicité aquatique disponibles ne sont pas considérées comme représentatives d'expositions réalistes dans l'environnement.

Aucune donnée sur l'écotoxicité due à une exposition à de l'AEEA n'était disponible pour les organismes vivant dans le sol ou les sédiments. En se basant sur le comportement de partage prévu pour cette substance, en cas de rejet dans le sol, l'AEEA aura tendance à demeurer dans ce milieu. En raison du manque de données pertinentes, les effets dans le sol et les sédiments ne sont pas bien définis. Néanmoins, étant donné le faible potentiel de toxicité pour les espèces aquatiques, déterminé à partir d'un certain nombre d'études empiriques, l'AEEA ne devrait pas présenter une toxicité beaucoup plus élevée chez les organismes vivant dans le sol ou les sédiments.

Une incertitude existe aussi quant au devenir et au comportement des formes ionisées de l'AEEA à un pH compris entre 6 et 9. La forme neutre des substances chimiques est utilisée comme intrant dans les modèles disponibles, y compris le modèle de fugacité. Par conséquent, les substances ionisées ne se prêtent pas facilement à la modélisation et, par conséquent, une incertitude existe quant à l'interprétation des données modélisées pour cette substance. Cependant, les caractéristiques d'ionisation auraient été prises en compte dans la plupart des données empiriques générées à un niveau de pH pertinent pour l'environnement.

Le potentiel de rejet dans l'environnement dû aux utilisations de l'AEEA dans le ciment bitumineux ou en tant qu'agent de durcissement est considéré négligeable. Toutefois, il convient de noter qu'aucune mesure ou estimation quantitative caractérisant l'étendue de la transformation des intermédiaires chimiques dans les produits traités n'est actuellement disponible. Le potentiel de rejet à partir de produits traités avec de l'AEEA en tant qu'intermédiaire chimique est également jugé négligeable. Aucune étude ni estimation quantitative fiable n'a été menée sur ce potentiel de rejet des intermédiaires chimiques comme l'AEEA à partir de produits traités. Par conséquent, il existe un potentiel de sous-estimation de l'exposition à l'AEEA des organismes vivant dans le sol. Néanmoins, les effets et les impacts écotoxicologiques d'une exposition à de l'AEEA ne devraient pas être importants.

Potentiel d'effets nocifs sur la santé humaine

Évaluation de l'exposition

Milieus de l'environnement

L'AEEA est une substance chimique anthropique qui n'est pas présente de manière naturelle dans l'environnement. Aucun rapport n'a été recensé sur la surveillance environnementale de l'AEEA dans l'air, le sol, les sédiments ou la poussière au Canada. Une étude sur la surveillance de l'eau a été relevée à l'extérieur du Canada, pour laquelle l'AEEA a été mesuré dans les eaux de surface et les eaux souterraines à Florence (Vermont, États-Unis) (Geosyntec 2012a) à proximité d'une zone industrielle qui produisait du carbonate de calcium broyé à partir de minerai de marbre à l'aide d'AEEA en tant que composant d'agents de flottation du minerai. Étant donné que cette utilisation n'a pas été recensée au Canada, et étant donné que l'AEEA n'est pas présent de manière naturelle dans l'environnement, ces niveaux mesurés dans le voisinage d'une carrière ne sont pas considérés comme représentatifs des niveaux potentiels qui pourraient se trouver dans l'environnement au Canada.

Le modèle de fugacité de niveau III (New EQC, 2011) indiquait que l'AEEA ne devrait pas demeurer dans l'air. En cas de rejet dans l'air ou le sol, l'AEEA se répartirait principalement dans le sol et demeurerait dans l'eau en cas de rejet dans ce milieu (consulter le tableau 3).

D'après les renseignements soumis à Environnement Canada et à Santé Canada (Environnement Canada Santé Canada, 2012-2014), aucun AEEA n'a été produit au Canada en 2011, alors qu'entre 100 000 et 500 000 kg y ont été importés au cours de la même année. Tel qu'indiqué à la section sur les rejets dans l'environnement, l'AEEA devrait être totalement transformé au cours de son utilisation en tant qu'intermédiaire chimique, et le seul scénario qui pourrait entraîner un rejet potentiel d'AEEA résiduel dans l'environnement est le nettoyage de contenants vides utilisés pour le transport et le traitement de la substance. La part d'AEEA qui pourrait être rejetée dans les eaux usées devrait être faible (3 % au maximum) (OCDE 2011) et devrait être traitée davantage avant son rejet dans les eaux de surface, entraînant des quantités négligeables d'AEEA résiduel dans l'eau potable. Une analyse des renseignements soumis démontrait également que le potentiel de rejets d'AEEA susceptibles de dispersion au cours de l'utilisation de produits importés était minimal (consulter la section « Évaluation de l'exposition de l'environnement » pour obtenir de plus amples renseignements).

En se basant sur ces éléments, aucune exposition de la population canadienne à l'AEEA dans les milieux de l'environnement n'est attendue.

Aliments

Aucun rapport sur la présence d'AEEA dans de les aliments n'a été recensé au Canada ni ailleurs. Au Canada, l'AEEA est utilisé comme composant d'adhésifs et d'encre n'entrant pas directement en contact avec les aliments, et comme ingrédient d'un agent utilisé dans le processus de fabrication du papier. L'AEEA est aussi utilisé comme composant dans des additifs de systèmes de refroidissement fermés à recirculation d'eau dans lesquels l'eau traitée n'entre pas en contact direct avec les aliments. Le potentiel d'exposition à partir des aliments découlant de ces utilisations devrait être minime (communication personnelle, courriel de la Direction des aliments au Bureau de gestion du risque, 2011; source non référencée).

Produits de consommation

Les résultats d'une évaluation préliminaire de l'AEEA par l'OCDE indiquaient que de l'AEEA n'ayant pas réagi pouvait se trouver à des concentrations très faibles dans des produits de consommation (OCDE 2009). De l'AEEA a été détecté à un niveau de 3 parties par million (ppm) dans des surfactants et des cires, une valeur de l'ordre de la limite de détection (Degaussa 2005, cité dans OCDE 2009). Aucun AEEA n'a été détecté lors d'une étude sur les cosmétiques européens contenant des surfactants amphotères, la limite de détection lors de cette étude était de 10 ppm (TEGEWA 2005, cité dans OCDE 2009).

Au Canada, l'utilisation de l'AEEA en tant qu'intermédiaire chimique a été rapportée pour la production de surfactants, qui peuvent ensuite être utilisés dans des produits de consommation comme les cosmétiques. Cependant, les renseignements fournis par les producteurs du surfactant utilisé dans des produits de consommation indiquent que l'AEEA n'est pas présent dans ce surfactant (Environnement Canada, Santé Canada 2012-2014). D'après les déclarations soumises à Santé Canada en vertu du *Règlement sur les cosmétiques*, l'AEEA n'est pas utilisé dans les produits cosmétiques au Canada (courriel de la Direction de la sécurité des produits de consommation, Santé Canada, envoyé au Bureau de l'évaluation des risques pour les substances existantes, Santé Canada, 2013; source non référencée).

De l'AEEA peut également être présent dans certains adhésifs époxydes, ou colles fortes, utilisés pour les loisirs ou des réparations à petite échelle (Henkel 2012b). Étant donné que ces produits sont habituellement utilisés en petite quantité et étant donné la volatilité modérée de l'AEEA, on s'attend à une exposition par inhalation négligeable. Tout contact avec la peau lors de l'utilisation de la colle forte est généralement évité afin de protéger la couche du derme contre toute lésion physique liée au déchirement. En cas de contact accidentel avec de la colle forte, l'extrémité d'un doigt peut être exposée à 5 % de la colle utilisée. Sur la base de ce chiffre, la quantité d'AEEA pouvant atteindre la peau est jugée négligeable.

Dans l'ensemble, la population canadienne ne devrait pas être exposée à de l'AEEA en raison de l'utilisation de produits de consommation.

Évaluation des effets sur la santé⁴

La Commission européenne a classé l'AEEA comme substance de catégorie 2 (toxique pour le développement chez les humains) avec mention de risque R61 (risque d'effets néfastes pour l'enfant à naître) pour la toxicité pour le développement (Commission européenne 2004). Ce classement était basé sur des dommages causés aux vaisseaux sanguins chez les fœtus et les petits lors d'une étude pour laquelle des rats étaient exposés à de l'AEEA par voie orale. La Commission européenne a également classé l'AEEA comme substance de catégorie 3 (substance préoccupante pour la fertilité humaine) avec mention de risque R62 (risque possible pour la fertilité) pour la toxicité pour la reproduction, en se basant sur une réduction de la fertilité chez des rats exposés par voie orale (Commission européenne 2003, 2004). Des changements subséquents apportés aux systèmes de classification pour les classes de risques du *Règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage* (CLP) de l'Union européenne (CE n° 1272/2008), ont conduit à modifier le statut de l'AEEA pour le classer dans la catégorie 1B - toxicité pour la reproduction (substance présumée toxique pour la reproduction humaine).

Lors d'un test de criblage combiné sur la toxicité pour la reproduction et le développement, au cours duquel des rats ont été exposés par gavage à des doses de 0, 0,2, 1, 5 ou 50 mg d'AEEA par kilogramme de poids corporel (kg p.c.) par jour pendant 38 ou 54 jours (mâles exposés pendant 14 jours avant l'accouplement et au cours de la période d'accouplement; femelles exposées pendant 14 jours avant l'accouplement et jusqu'au quatrième jour de lactation), des anévrysmes et des hémorragies localisées des vaisseaux sanguins péricardiques (aorte, artère pulmonaire, canal artériel, tronc artériel brachiocéphalique) ont été constatés chez les fœtus à toutes les doses testées. Même si l'augmentation des hémorragies localisées n'était pas liée à la dose et qu'elle n'était pas statistiquement significative, quelle que soit la dose testée, elle était supérieure aux valeurs historiques concernant les lésions hémorragiques (0,2 %). L'augmentation des anévrysmes n'était pas liée à la dose aux doses les plus faibles (de 0,2 à 5 mg/kg p.c. par jour), mais était statistiquement significative à 50 mg/kg p.c. par jour. Lors de cette étude, la dose sans effet nocif observé (DSENO) pour la toxicité maternelle était de 50 mg/kg p.c. par jour, basée sur l'absence d'effets liés à l'exposition observée chez les mères à la dose testée la plus élevée (BASF AG 2008; Treumann *et al.* 2011; Schneider *et al.* 2012). Lors d'une autre étude combinée sur la toxicité pour la reproduction et le développement chez des rats, avec des doses plus élevées (de 50 à 1000 mg

⁴ Un résumé sous forme de tableau des études sur les effets sur la santé prises en compte dans la présente évaluation peut être consulté dans les documents à l'appui (Santé Canada, 2013).

d'AEEA/kg p.c. par jour par gavage pendant 32 ou 65 jours [mâles exposés pendant 5 semaines avant l'accouplement, 2 semaines pendant la période d'accouplement et 1 semaine après l'accouplement; femelles exposées 2 semaines avant l'accouplement et jusqu'au quatrième jour suivant la mise bas]), des anévrysmes de l'aorte et de l'artère pulmonaire ainsi qu'une dilatation de la carotide et de l'aorte descendante ont été observés chez les petits à toutes les doses. Une toxicité maternelle a été constatée à 1000 mg/kg p.c. par jour basée sur une baisse du gain de poids corporel, une salivation et une diminution du nettoyage du pelage (EPSDG 2002; BASF AG 2003 b, 2003c; Schneider *et al.* 2012). Lorsque de l'AEEA a été administré par gavage à des rates gravides à partir du sixième jour de gestation et jusqu'au quatrième jour après la naissance, des anévrysmes et des hyperplasies focales ont été constatés dans ou à proximité de l'aorte chez les petits à des doses de 50 mg/kg p.c. par jour, la plus haute dose testée, en l'absence de toxicité maternelle. Lorsque les petits étaient traités par gavage avec la même dose du 14^e au 28^e jour après la naissance ou du 14^e au 60^e jour après la naissance, d'autres modifications des gros vaisseaux sanguins ont pu être observées, comme une dilatation de l'aorte et des cicatrices localisées dans la région de la crosse aortique (BASF 2005). Lors d'une étude plus récente pour laquelle des rates ont été exposées par gavage à 250 mg d'AEEA/kg p.c. par jour du 6^e jour de gestation au 19^e jour de gestation (groupes 1 et 2; animaux euthanasiés et examinés au 21^e jour de gestation pour le groupe 1 ou 4 jours après la naissance dans le groupe 2) ou du 6^e jour de gestation au 3^e jour après la naissance (groupe 3; animaux euthanasiés et examinés 4 jours après la naissance), des malformations cardiaques ont été relevées dans 91,1 % des cas dans le groupe 1 contre 100 % des cas dans les groupes 2 et 3, tandis que les anévrysmes étaient plus fréquents dans le groupe 3 que dans le groupe 2. Les conclusions de cette étude indiquent que l'exposition à de l'AEEA au cours de la gestation uniquement était suffisante pour entraîner des malformations des gros vaisseaux ainsi que des anévrysmes, mais que la période critique de vulnérabilité à l'égard des anévrysmes liés à l'AEEA chez les rats se prolongeait au-delà de la période de gestation et pendant le début de la période postnatale (Moore *et al.* 2012b). Toutefois, lors d'une autre étude pour laquelle des rats ont été exposés par gavage à des doses de 0, 0,5, 2, 10 ou 50 mg/kg p.c. par jour d'AEEA du 6^e jour de gestation au 19^e jour de gestation, aucun signe de toxicité liée au traitement ni de tératogénicité (notamment, aucun effet sur le système cardiovasculaire des fœtus) n'a pu être observé. Aucune toxicité maternelle n'a été rapportée (BASF 2003a).

Dans la plupart de ces études, l'augmentation des anévrysmes et des autres effets nocifs sur les vaisseaux sanguins se sont avérés être liés à la dose et statistiquement significatifs chez les animaux exposés à la dose de 50 mg/kg p.c. par jour. Lors d'une étude (BASF AG 2008), une augmentation des anévrysmes et des hémorragies localisées dans les vaisseaux sanguins péricardiques a été constatée à des doses plus faibles. Cependant, cette augmentation n'était pas liée à la dose et n'était pas statistiquement significative, quelle que soit la dose testée. D'après ces éléments, la dose minimale avec effet nocif observé

(DMENO) par voie orale pour la toxicité pour le développement a été déclarée être de 50 mg/kg p.c. par jour chez les fœtus de rates gravides exposées à l'AEEA par gavage, en raison des anévrysmes et des changements aux vaisseaux sanguins péricardiques constatés. La DMENO la plus faible pour la toxicité maternelle chez les rats était de 1 000 mg/kg p.c. par jour, basée sur la réduction du gain de poids corporel, la salivation et la diminution du nettoyage du pelage chez les mères.

Aucune donnée sur le potentiel de toxicité pour le développement par d'autres voies d'exposition n'a été identifiée pour l'AEEA.

Des effets sur la reproduction liés au traitement ont aussi été observés chez des rats exposés à de l'AEEA lors de l'étude combinée sur la toxicité pour la reproduction et le développement décrite plus tôt (BASF AG 2008; Schneider *et al.* 2012). Les effets observés comprenaient un indice de viabilité bien inférieur et un nombre plus important de petits mort-nés à des doses de 250 mg/kg p.c. par jour et plus, une réduction de l'indice de fertilité, une réduction de l'implantation par mère et une réduction du poids absolu des ovaires et des testicules à la dose la plus élevée (BASF AG 2008; Schneider *et al.* 2012). La DMENO par voie orale la plus faible pour la toxicité pour la reproduction était de 250 mg/kg p.c. par jour. Une DMENO parentale de 1000 mg/kg p.c. par jour a été déterminée d'après la réduction du gain de poids corporel, la salivation et la diminution du nettoyage du pelage chez les mâles et les femelles. On n'a relevé aucune étude sur la toxicité pour la reproduction avec une exposition à de l'AEEA par d'autres voies dans la littérature.

Bien qu'aucune étude à long terme n'ait été répertoriée, la toxicité de l'AEEA a été abordée dans un petit nombre d'études à court terme. L'effet principal de l'AEEA est l'irritation après une exposition par voie orale ou cutanée. Dans une étude par gavage de 28 jours chez le rat, la DMENO la plus faible pour une exposition par voie orale à des doses répétées était de 250 mg/kg p.c. par jour, basée sur les changements histopathologiques observés chez les deux sexes. Chez les mâles, les changements histopathologiques constatés consistaient en un dépôt de corps amphophiliques et en un gonflement des tubes contournés proximaux rénaux ainsi qu'en un épaississement des muqueuses dans l'estomac. Chez les femelles, un épaississement des muqueuses dans l'estomac a été constaté (Okazaki *et al.* 1996). En ce qui a trait à l'exposition à des doses répétées par voie cutanée, la DMENO la plus faible était de 1000 mg/kg p.c. par jour, basée sur l'irritation de la peau, des ulcères, l'inflammation du derme et de l'épiderme, ainsi que l'augmentation des hyperplasies de l'épiderme chez les rats mâles et femelles exposés pendant 4 semaines (Dow Chemical Company 1994).

Aucune étude de toxicité chronique ou de cancérogénicité n'a été identifiée pour l'AEEA.

Bien qu'aucune épreuve biologique sur la cancérogénicité n'ait été menée avec de l'AEEA, cette substance a fait l'objet d'une gamme de tests sur sa génotoxicité. L'ensemble des éléments de preuve indique que l'AEEA n'est pas génotoxique. Lors d'épreuves *in vitro*, l'AEEA n'était pas mutagène dans la majorité des épreuves de mutation sur des bactéries *Salmonella typhimurium*, avec ou sans activation (Zeiger *et al.* 1987; BASF AG 1991; Morton International 1994; Prival et Zeiger 1998). De même, des épreuves portant sur des aberrations chromosomiques dans des cellules pulmonaires et des cellules V79 chez le hamster de Chine, sur la mutation génique au locus HGPRT dans des cellules ovariennes et des cellules V79 chez le hamster de Chine et sur l'échange de chromatides sœurs dans les cellules ovariennes chez le hamster de Chine se sont toutes révélées négatives, que ce soit en présence ou non d'une activation métabolique (Leung 1994; Morton International 1994; Tanaka *et al.* 1996; Kusakabe *et al.* 2002). Un résultat négatif a également été rapporté pour l'induction de synthèse d'acide désoxyribonucléique (ADN) non programmée dans les hépatocytes de rat (Leung 1994). *In vivo*, des résultats négatifs ont été obtenus lors d'une épreuve du micronoyau dans des cellules de moelle osseuse de souris exposées par voie orale (Shibuya *et al.* 1996). Des résultats négatifs ont également été constatés chez des *Drosophila melanogaster* mâles lors d'une épreuve de mutation récessive liée au sexe dans le cadre d'expériences par alimentation et par injection (Foureman *et al.* 1994).

Lors d'études de toxicité aiguë, l'AEEA administré à des doses élevées entraînait principalement des effets liés à une irritation locale grave suivant l'administration par voie orale et cutanée chez des animaux de laboratoire (Sidorov *et al.* 1968; BASF AG 1979, 1980). Selon le *Règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage* (CLP) de l'Union européenne (CE no 1272/2008), l'AEEA appartient à la catégorie 1B « corrosif pour la peau » et à la catégorie 1 « sensibilisant cutané ». Plusieurs études portant sur l'irritation ont démontré que l'AEEA était corrosif pour la peau (BASF AG 1979; Dow Chemical Company 1980, 1992; Bushy Run Research Center 1990; Myers et Ballantyne 1997) et les yeux (BASF AG 1970; Dow Chemical Company 1980, 1992) chez les lapins. Les tests de sensibilisation menés sur des cobayes ou des souris indiquent une sensibilisation chez les animaux à la suite d'une exposition à la substance diluée (Dow Chemical Company 1980, 1992; Bio/dynamics Inc. 1990; Leung et Auletta 1997; Dearman et Kimber 2001).

Des études toxicocinétiques avec de l'AEEA radiomarqué administré à des rats gravides et non gravides ont été recensées dans la littérature (Dow Chemical Company 2004; Moore *et al.* 2012a). Ces études montrent que l'AEEA s'absorbe rapidement après administration par voie orale d'une dose unique (0,5 ou 50 mg/kg p.c.). L'absorption atteint plus de 85 % dans les 48 heures qui suivent l'administration dans tous les groupes traités, basée sur le taux de radioactivité récupérée dans l'urine, les tissus, le lavage des cages et l'air expiré. L'excrétion était rapide et se produisait principalement par l'urine, avec environ 85 à 98 % de

la dose orale récupérée dans les 48 premières heures, 5,2 à 11,5 % dans les matières fécales, et 0,02 à 0,03 % dans les composés volatils expirés et en tant que $^{14}\text{CO}_2$. Dans les tissus, 2,3 à 3 % de la radioactivité administrée était récupérée. La récupération totale était comprise entre 99 et 107 %. La biodisponibilité de l'AEEA était relativement linéaire par rapport à la dose. À la fin de l'étude, la radioactivité dans les tissus était faible, et aucune différence statistiquement significative n'a pu être relevée entre les groupes ayant reçu des doses différentes ou entre les animaux gravides ou non gravides. Les tissus qui retenaient l'AEEA étaient la carcasse, la peau, le foie et les reins, dans l'ordre décroissant des concentrations retenues. Trois métabolites et de l'AEEA non métabolisé ont été observés dans l'urine dans tous les groupes exposés par voie orale. Aucune différence importante de profil métabolique n'a été constatée entre les niveaux de doses ou l'état de gestation. Après une administration répétée par voie orale du 17^e au 19^e jour de gestation, l'AEEA s'est rapidement réparti dans le fœtus et dans les compartiments maternels, mais son élimination du sang et des tissus du fœtus a pris environ deux fois plus de temps que son élimination du sang maternel et du placenta chorio-allantoïde. Même s'il est apparu que l'AEEA se répartissait de préférence du sang vers les tissus du compartiment fœtal, il n'a pas semblé se concentrer plus précisément dans les gros vaisseaux. Lorsqu'il était administré à des mères du 1^{er} au 12^e jour de lactation, l'AEEA se répartissait de préférence dans le lait; les niveaux atteints dans ce milieu étaient de 1,6 à 2,5 fois plus élevés que les niveaux relevés dans le sang maternel. Cependant, la concentration d'AEEA dans le lait chutait de près de 40 % entre le 4^e et le 12^e jour de lactation, probablement en raison d'une augmentation de la production de lait au cours de la même période. Le transfert vers les petits allaités par l'intermédiaire du lait entraînait une exposition à l'AEEA d'au moins 10 fois inférieure à celle des mères. L'exposition des petits à de l'AEEA radiomarké a été évaluée respectivement à 9,6, 8,8, et 4,5 % de la dose administrée aux mères lors du 4^e, du 8^e et du 12^e jour de lactation (Dow Chemical Company 2004; Moore *et al.* 2012a). Dans le cadre d'une étude toxicocinétique dans laquelle du ^{14}C -AEEA a été administré par voie cutanée, la substance a été rapidement absorbée et excrétée par les rates (Dow Chemical Company 2004). Des niveaux quantifiables de radioactivité ont été trouvés dans l'urine, mais pas dans le plasma. D'après la radioactivité dans le lavage de la cage, les excréments et les tissus, l'absorption cutanée estimée se chiffrait à $7,73 \pm 1,56$ %. La répartition dans les organes était faible et comparable dans toutes les expériences. L'excrétion était rapide et se produisait principalement par l'intermédiaire de l'urine dans les 8 h suivant l'application. L'excrétion dans les matières fécales était faible dans l'intervalle de 0 à 8 h (0,18 %) et dans l'intervalle de 8 à 24 h (0,33 %) (Dow Chemical Company 2004).

Le niveau de confiance dans la base de données sur les effets sur la santé est jugée faible à modéré, principalement en raison de l'absence d'études chroniques sur la cancérogénicité de l'AEEA par voie orale ou cutanée. Les renseignements sont suffisants pour déterminer les effets critiques après une exposition par voie orale à court terme (toxicité pour le développement, toxicité

pour la reproduction, toxicité à des doses répétées, toxicité génétique et toxicité aiguë). Cependant, les études sur l'exposition par voie cutanée sont limitées.

Caractérisation des risques pour la santé humaine

En tenant compte du classement de l'AEEA, basé sur le poids de la preuve, par la Commission européenne comme substance de catégorie 2 pour la toxicité pour le développement (Commission européenne 2004) et tenant compte des données pertinentes sur cette substance, la toxicité pour le développement, liée aux dommages dans les vaisseaux sanguins chez les fœtus et les petits de rats, constitue l'effet critique de l'AEEA aux fins de la caractérisation des risques pour la santé humaine. La Commission européenne a également classé l'AEEA comme substance de catégorie 3 pour la toxicité pour la reproduction (Commission européenne 2003, 2004) d'après une baisse de la fertilité, mais ces effets n'ont été observés qu'aux doses les plus élevées. Les études sur la toxicité aiguë et à doses répétées sur des animaux de laboratoire ont démontré des effets principalement liés à l'irritation après les expositions par voie orale ou cutanée (effets sur la peau, l'estomac et les reins), également aux doses élevées. La DMENO la plus faible pour la toxicité pour le développement déterminée pour l'AEEA était de 50 mg/kg p.c. par jour chez les fœtus de rates gravides exposées par voie orale, basée sur l'incidence accrue d'anévrysmes dans les vaisseaux sanguins péricardiques.

La présence d'AEEA n'a été signalée dans aucun milieu de l'environnement au Canada. D'après les données soumises à Environnement Canada et à Santé Canada pour l'année 2011 (Environnement Canada et Santé Canada 2012-2014), aucun AEEA n'a été produit au Canada et les rejets potentiels de cette substance dus à son utilisation dans des procédés industriels ou à l'utilisation de produits importés en contenant devraient être minimales. L'AEEA est utilisé dans des produits d'emballage alimentaire sans contact direct avec la nourriture (communication personnelle, courriel de 2011 de la Direction des aliments au Bureau de la gestion du risque, non référencé) et l'exposition de la population canadienne à cette substance par l'intermédiaire de l'utilisation de produits de consommation ne devrait pas se produire. D'après ces éléments, la population générale ne devrait pas être exposée à cette substance et le risque pour la santé humaine est considéré comme faible.

Le risque posé par l'AEEA à la santé humaine déterminé dans la présente évaluation préalable est faible en raison des niveaux actuels d'exposition. Cependant, en raison de sa toxicité pour le développement et la reproduction, l'AEEA a des effets préoccupants.

Incertitudes dans l'évaluation des risques pour la santé humaine

La présente évaluation préalable ne présente pas d'analyse complète du mode d'induction des effets associés à une exposition à de l'AEEA. Elle ne tient pas non plus compte de toutes les variations inter-espèces et intra-espèces. Une incertitude demeure quant au potentiel de cancérogénicité et de toxicité chronique de l'AEEA en raison du manque d'études à long terme. De plus, les études sur l'exposition par voie cutanée sont limitées.

Le niveau de confiance de la base de données sur l'exposition est faible. Aucune donnée portant sur la présence de l'AEEA dans les milieux de l'environnement n'a été relevée au Canada ni ailleurs. D'après les renseignements soumis à Environnement Canada et les modes d'utilisation internationaux connus, aucune exposition de la population générale n'est attendue.

Les Canadiens ne devraient pas non plus être exposés à de l'AEEA en raison de l'utilisation de produits de consommation. Cependant, des niveaux d'AEEA (3 ppm) ont été détectés dans des surfactants et des cires dans d'autres pays. Le manque de données sur l'AEEA résiduel dans des produits canadiens similaires représente une incertitude.

Conclusion

Étant donné tous les éléments de preuve avancés dans la présente évaluation préalable, l'AEEA présente un faible risque d'effets nocifs sur les organismes et sur l'intégrité globale de l'environnement. Il est conclu que l'AEEA ne satisfait pas aux critères du paragraphe 64a) ou 64b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité, à une concentration ou dans des conditions qui ont ou peuvent avoir un effet nocif immédiat ou à long terme sur l'environnement ou sa diversité biologique, ou qui constituent ou peuvent constituer un danger pour l'environnement essentiel à la vie.

En se basant sur les renseignements présentés dans la présente évaluation préalable, il est conclu que l'AEEA ne satisfait pas aux critères du paragraphe 64c) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à constituer ou pouvant constituer un danger au Canada pour la vie ou la santé humaine.

Il est conclu que l'AEEA ne satisfait à aucun des critères de l'article 64 de la LCPE.

Références

ACD/Percepta [module de prévision]; c1997-2012; Toronto (Ont.) : Advanced Chemistry Development [consulté le 10 mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.acdlabs.com/products/percepta/>

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Windows [modèle d'estimation]; 2010; version 1.92a, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation [consulté en mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Arnot J.A., Arnot M.I., Mackay D., Couillard Y., MacDonald D., Bonnell M. et Doyle P.; 2010; Molecular size cutoff criteria for screening bioaccumulation potential: fact or fiction?; *Integr. Environ. Assess. Manage.*, 6(2), p. 210-224.

Arnot J.A. et 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), p. 337-345.

Arnot J.A. et Gobas F.A.P.C.; 2006; A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms; *Environ. Rev.*, 14, p. 257-297.

Aronson D. et Howard P.H.; 1999; Evaluating potential POP/PBT compounds for environmental persistence; North Syracuse (NY) : Syracuse Research Corp., Environmental Science Centre, Report No. : SRC-TR-99-020.

ASTreat Model [modèle sur l'élimination dans les usines de traitement des eaux usées]; 2006; version 1.0. Cincinnati (États-Unis) : Procter & Gamble Company; disponible auprès de la Procter & Gamble Company, C.P. 538707, Cincinnati (OH), 45253-8707, États-Unis.

BASF AG; 1970; Toxikologie, unveroeffentlichte Untersuchungen, ZST Nr. XX/174, 16.09.1970 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 1979; Toxikologie, unveroeffentlichte Untersuchungen, ZST Nr. 77/715, 23.08.1979 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 1980; département de toxicologie, Prüfung der akutendermalen Toxizität an der Rückenhaut weißer Kaninchen (77/213).

BASF AG; 1991; Toxikologie, unveroeffentlichte Untersuchungen, ZST Nr. 89/233, 18.04.1991 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2003a; Report on the study of AEEA in the prenatal developmental toxicity study in Wistar rats; étude non publiée n° 30R0019/01105; département de toxicologie [cité dans OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2003b; AEEA-Reproduction/developmental toxicity screening test (SIDS) in Wistar rats; rapport non publié n° R0019/01075; département de toxicologie et d'écologie expérimentales [cité dans OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2003c; Additional histopathological examination of pups from an OECD 421 screening study; rapport non publié du projet n° 90R0019/01075; département de toxicologie et d'écologie expérimentales [cité dans OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2005; N-(2-aminoethyl)ethanolamine - Mechanistic toxicity screening test in Wistar rats. Oral application (gavage); rapport non publié n° 06R0019/01136; financé par le Ethyleneamines Product Stewardship Discussion Group (EPSDG) et le CEFIC Ethyleneamines Group; département de toxicologie et d'écologie expérimentales [cité dans OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2008; N-(2-aminoethyl)ethanolamine. Enhanced reproduction/developmental toxicity screening test in Wistar rats. Oral administration (gavage); rapport d'étude non publié n° 90R0019/01195 [cité dans OCDE 2008, 2009].

BASF AG; 2013; N-(2-Aminoethyl)ethanolamin (AEEA) [en ligne] [consulté en septembre 2013]; disponible à l'adresse suivante : http://www.basf.com/group/corporate/en/brand/N_2_AMINOETHYL_ETHANOLAMINE

[BCFBAF] Bioaccumulation Program for Windows [modèle d'estimation]; 2010; version 3.10, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics, Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

[BDIPSN] Base de données d'ingrédients de produits de santé naturels [base de données sur Internet]; 2013; Ottawa (ON) : Santé Canada [consulté le 11 avril 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://webprod.hc-sc.gc.ca/nhp-id-bdip/sn/search-rechercheReq.do?lang=fra>.

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données sur Internet]; 2013; Ottawa (ON) : Santé Canada [consulté en avril 2013]; disponible à l'adresse suivante :
<http://www.hc-sc.gc.ca/dhp-mps/prodpharma/databasdon/index-fra.php>.

[BDPSNH] Base de données des produits de santé naturels homologués [base de données sur Internet]; 2008; version 1.0. Ottawa (ON) : Santé Canada [consulté en 2013]; disponible à l'adresse suivante :
<http://webprod3.hc-sc.gc.ca/lnhpd-bdpsnh/index-fra.jsp>

Bio/dynamics Inc.; 1990; Guinea pig maximization test - Report 5502-89; financé par la Union Carbide Corporation, NTIS/OTS 0537564.

[BIOWIN] Biodegradation Probability Program for Windows [modèle d'estimation]; 2010; version 4.10. Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics, Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Boethling R.S., Howard P.H., Beauman J.A. et Larosche M.E.; 1995; Factors for intermediate extrapolations in biodegradability assessment; *Chemosphere*, 30(4), p. 741-752.

Boethling R.S. et Mackay D.; 2000; Handbook of property estimation methods for chemicals, Chap. 13, Hydrolysis; New York (NY) : Lewis Publishers.

Bushy Run Research Center; 1990; Aminoethylethanolamine: primary skin irritancy studies in the rabbit; préparé pour la Union Carbide Chemicals and Plastics Company Inc.; rapport n° 53-63; financé par la Union Carbide Corporation, NTIS/OTS0541035 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Canada; 1999; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999*; L.C., 1999, ch.33; Gazette du Canada, Partie III, vol. 22, n° 3; disponible à l'adresse suivante : <http://publications.gc.ca/gazette/archives/p3/1999/g3-02203.pdf>

Canada, ministère de l'Environnement; 2009; *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure des substances*; Gazette du Canada, Partie I, vol. 143, n° 40, p. 2945-2967; disponible à l'adresse suivante : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2009/index-fra.html>

[CDAT] Chemical Data Access Tool; 2013; Non-confidential 2012 Chemical Data Reporting Information: search results for CAS RN 111-41-1, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis [mis à jour le 3 mai 2013; consulté le 29 mai 2013]; disponible à l'adresse suivante :
http://java.epa.gov/oppt_chemical_search/

ChemCAN [modèle de fugacité de niveau III portant sur 24 régions du Canada]; 2003; version 6.00, Peterborough (ON) : Université Trent, Centre for Environmental Modelling and Chemistry; disponible à l'adresse suivante : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/CC600.html>

Clark B., Henry J.G. et Mackay D.; 1995; Fugacity analysis and model of organic-chemical fate in a sewage-treatment plant; *Environ. Sci. Technol.*, 29, p. 1488-1494.

Commission européenne; 2000; IUCLID Dataset, 2-(2-aminoethylamino)ethanol, CAS No. 111-41-1 [en ligne]; édition 2000 en format CD-ROM, Agence européenne des produits chimiques, Commission européenne, 33 p. [créé le 18 février 2000; consulté en mai 2013; disponible à l'adresse suivante : <http://www.esis.jrc.ec.europa.eu/index.php?PGM=dat>

Commission européenne; 2003; Summary record: Meeting of the Commission Working Group on the Classification and Labelling of Dangerous Substances, Rencontre au Bureau européen des substances chimiques à Ispra, du 17 au 19 novembre 2003, Commission européenne, Direction générale du Centre commun de recherche, Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques, ECBI/65/04 – Rev.2; disponible à l'adresse suivante : <http://apps.kemi.se/hclass/DocumentDownload.aspx?DocId=925126>

Commission européenne; 2004; Summary record: Meeting of the Technical Committee C & L on the Classification and Labelling of Dangerous Substances, Rencontre au Bureau européen des substances chimiques à Riga, du 12 au 14 mai 2004, Commission européenne, Direction générale du Centre commun de recherche, Institute for Health and Consumer Protection, Bureau européen des substances chimiques, ECBI/147/04 – Rev.3; disponible à l'adresse suivante : <http://apps.kemi.se/hclass/DocumentDownload.aspx?DocId=922689>

[CPOP] Modèle de profils pour les polluants organiques persistants au Canada; 2012; version 1.1.18, Gatineau (QC) : Environnement Canada, Division des substances existantes; Bourgas (Bulgarie) : Prof. Assen Zlatarov, université de Bourgas, Laboratoire de chimie mathématique [modèle basé sur celui de Mekenyan *et al.* 2005].

Dearman R.J. et Kimber I.; 2001; Assessment of the allergenic and respiratory sensitizing potential of ethyleneamine and ethanolamine; Alderley Park (Macclesfield) : Central Toxicology Laboratory; financé par la Dow Chemical Co., Report No. CTL/L/8918., non publié [cité dans OCDE 2008, 2009].

Degaussa; 2005; Residual content of AEEA in amphoteric tenside; rapport non publié AI 05077937, 25 novembre 2005 [cité dans OCDE 2009].

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

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

Dow Chemical Company; 1980; Acute toxicological properties and skin sensitization potential of aminoethylethanolamine, R+D report, TXT : K-4409-(3). [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

Dow Chemical Company; 1992; Initial submission : Acute toxicological properties and skin sensitization potential of aminoethylethanolamine (final report) with cover letter dated 032792, NTIS/OTS 0537184 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

Dow Chemical Company; 1994; Unpublished report (1991) : zitiertim HEDSET von DOW, 21.05.1994 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008, 2009].

Dow Chemical Company; 2004; AEEA: Dermal and oral absorption and limited pharmacokinetic study in Wistar rats; rapport d'étude non publié (étude ID 031053); Department of Toxicology [cité dans OCDE 2008].

Dow Chemical Company; 2010; Product safety assessment. Aminoethylethanolamine; disponible à l'adresse suivante : http://msdssearch.dow.com/PublishedLiteratureDOWCOM/dh_0436/0901b80380436aae.pdf?filepath=productsafety/pdfs/noreg/233-00317.pdf&fromPage=GetDoc

[DS TOPKAT] Discovery Studio Toxicity Prediction by Komputer Assisted Technology [module de prévision]; c2005-2009; version 2.5.0.9164, San Diego (CA) : Accelrys Software Inc.; disponible à l'adresse suivante : <http://accelrys.com/products/>

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; c2007-2014a; Registered Substances database, Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques [mis à jour le 24 septembre 2014; consulté le 26 septembre 2014]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.echa.europa.eu/information-on-chemicals/registered-substances>

[ECHA] Agence européenne des produits chimiques; c2007-2014b; Registered Substances database; Résultats de recherche portant sur le n° CAS [111-41-1], Helsinki (Finlande) : Agence européenne des produits chimiques [mis à jour le 24

septembre 2014; consulté le 26 septembre 2014]; disponible à l'adresse suivante : http://apps.echa.europa.eu/registered/data/dossiers/DISS-9d96d548-8651-68ae-e044-00144f67d249/DISS-9d96d548-8651-68ae-e044-00144f67d249_DISS-9d96d548-8651-68ae-e044-00144f67d249.html

[ECOSAR] Ecological Structure Activity Relationships Class Program [modèle d'estimation]; 2012; version 1.11, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics, Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation [consulté en mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Emtiazi G. et Knapp J.S.; 1994; The biodegradation of piperazine and structurally-related linear and cyclic amines; *Biodegradation*, 5, p. 83-92.

Environnement Canada; 2009; Guidance for Conducting Ecological Assessments under CEPA, 1999; Science Resource Technical Series, Mini Guidance Module: Determining the persistence of a chemical from biodegradation data; Gatineau (QC) : Environnement Canada, Division de l'évaluation écologique.

Environnement Canada; 2010; Données pour l'AEEA recueillies en vertu de l'article 71 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement 1999 : Avis concernant certaines substances inanimées (chimiques) inscrites sur la Liste intérieure des substances (LIS)*; Données préparées par Environnement Canada, Santé Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada, Santé Canada; 2012-2014; Voluntary submission of follow-up data for AEEA in the Internationally Classified Substance Grouping; Données préparées par Environnement Canada, Santé Canada, Programme des substances existantes.

Environnement Canada, Santé Canada; 2013; Substances chimiques : catégorisation [en ligne]; Ottawa (ON) : Gouvernement du Canada [mis à jour le 20 avril 2007; consulté le 25 septembre 2014]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.chemicalsubstanceschimiques.gc.ca/approach-approche/categor-fra.php>

[EPIsuite] Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows [modèle d'estimation]; 2012; version 4.1; Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation [consulté le 27 mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

[EPSDG] Ethyleneamines Product Stewardship Discussion Group; 2002; Initial Submission: letter from EPSDG to USEPA w/summary of interim results for

reproduction/developmental study with 2-(2-aminoethylamino)ethanol, dated 070302; NTIS/OTS 0574400.

Fouremant P., Mason J.M., Valencia R. et Zimmering S.; 1994; Chemical mutagenesis testing in *Drosophila*. IX. Results of 50 coded compounds tested for the National Toxicology Program; *Environ. Mol. Mut.*, 23, p. 51-63 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Frauenkron M., Melder J.-P., Ruider G., Rossbacher R. et Höke H.; 2001; Ethanolamines and propanolamines; dans Elvers B. (éditeur en chef), Ullmann's encyclopedia of industrial chemistry, vol. 13, 7^e édition, New York (NY) : Wiley. p. 405-431.

[Geosyntec] Geosyntec Consultants; 2012a; October 2012 Monitoring Report : Omya Verpol Facility, Florence, Vermont; préparé pour Omya Inc., Florence (VT), préparé par Geosyntec Consultants, Acton (MA), projet numéro BR0139, décembre 2012 [consulté le 3 septembre 2013]; disponible à l'adresse suivante :
[http://www.omyainvermont.com/C125786200464C7C/vwLookupDownloads/Oct_2012_Omya_Monitoring_Report.pdf/\\$FILE/Oct_2012_Omya_Monitoring_Report.pdf](http://www.omyainvermont.com/C125786200464C7C/vwLookupDownloads/Oct_2012_Omya_Monitoring_Report.pdf/$FILE/Oct_2012_Omya_Monitoring_Report.pdf)

[Geosyntec] Geosyntec Consultants; 2012b; October 2012 Omya Tables [consulté le 4 septembre 2013]; disponible à l'adresse suivante :
[http://www.omyainvermont.com/C125786200464C7C/vwLookupDownloads/Oct_2012_Omya_Tables.pdf/\\$FILE/Oct_2012_Omya_Tables.pdf](http://www.omyainvermont.com/C125786200464C7C/vwLookupDownloads/Oct_2012_Omya_Tables.pdf/$FILE/Oct_2012_Omya_Tables.pdf)

Gobas F.A.P.C., Kelly B.C. et Arnot J.A.; 2003; Quantitative structure activity relationships for predicting the bioaccumulation of POPs in terrestrial food-webs; *QSAR Comb. Sci.*, 22, p. 329-336.

Harnish I.C.; 2010; Liquid anti-strip additives in asphalt & anionic emulsion; présentation à l'AEMA Asphalt emulsion technologies workshop, atelier tenu à Niagara Falls (Ontario, Canada) du 2 au 3 novembre 2010; ArrMAz Custom Chemicals, 35 p. [consulté le 27 mai 2013]; disponible à l'adresse suivante :
http://www.aema.org/index.php?option=com_docman&task=doc_view&gid=389&Itemid=132

[Hawley's] Hawley's Condensed Chemical Dictionary [en ligne]; 2007; Wiley Online Library, Hydroxyethylethylenediamine [consulté en mai 2013]; disponible à l'adresse suivante :
<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/9780470114735.hawley08710/full>

Henkel; 2010; Fiche signalétique : Loctite(R) Nordbak(R) Locking Com [en ligne] Mississauga (ON) : Henkel Corporation [consulté le 3 juillet 2013]; disponible à l'adresse suivante :

<http://hybris.cms.henkel.com/henkel/msdspdf?matnr=702270&country=CA&language=FR>

Henkel; 2012a; Fiche signalétique : Loctite(R) Nordbak(R) Backing [en ligne] Mississauga (ON) : Henkel Corporation [consulté le 3 juillet 2013]; disponible à l'adresse suivante :

<http://hybris.cms.henkel.com/henkel/msdspdf?matnr=702292&country=CA&language=FR>

Henkel; 2012b; Fiche signalétique : LEPAGE 5MIN EPOXY - HARDENER [en ligne] Mississauga (ON) : Henkel Corporation [consulté le 3 juillet 2013];

disponible à l'adresse suivante :

<http://hybris.cms.henkel.com/henkel/msdspdf?matnr=901649&country=CA&language=FR>

Henkel; 2012c; Fiche signalétique : Fixmaster Fast Set Grout [en ligne]

Mississauga (ON) : Henkel Corporation [consulté le 3 juillet 2013]; disponible à l'adresse suivante :

<http://hybris.cms.henkel.com/henkel/msdspdf?matnr=702082&country=CA&language=FR>

Henkel; 2013; Fiche signalétique : Fixmaster Fast Set Grout [en ligne], n° de révision : 004.0, Mississauga (ON) : Henkel Corporation [consulté le 3 décembre 2014]; disponible à l'adresse suivante :

<http://hybris.cms.henkel.com/henkel/msdspdf?matnr=702290&country=CA&language=FR>.

[HSDB] Hazardous Substances Data Bank [base de données sur Internet]; 1983-; Résultats de recherche pour le n° CAS 111-41-1, Bethesda (MD) : National Library of Medicine (États-Unis) [consulté en mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>

[HYDROWIN] Hydrolysis Rates Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]; 2010; version 2.00, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY) : Syracuse Research Corporation; disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episuite.htm>

Kelly B.C., Ikonomou M.G., Blair J.D., Morin A.E. et Gobas F.A.P.C.; 2007; Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants; *Science*, 317, p. 236-239.

Kusakabe H., Yamakage K., Wakuri S., Sasaki K., Nakagawa Y., Watanabe M., Hayashi M., Sofuni T., Ono H. et Tanaka N.; 2002; Relevance of chemical structure and cytotoxicity to the induction of chromosome aberrations based on

the testing results of 98 high production volume industrial chemicals; *Mut. Res.* 517, p. 187-198 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Leung H.W.; 1994; Evaluation of the genotoxic potential of alkyleneamines; *Mut. Res.*, 1(2), p. 31-43 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Leung H.W. et Auletta C.S.; 1997; Evaluation of skin sensitization and cross-reaction of nine alkyleneamines in the Guinea pig maximization test; *J. Toxicol. Cut. and Ocular Toxicol.*, 16, p. 189-95 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Lide D.R. (éd.); 2012; CRC Handbook of Chemistry and Physics, 93^e éd., Boca Raton (FL) : CRC Press; disponible à l'adresse suivante : <http://www.hbcnetbase.com/>

Lindgren A.-L.; 2011; Leachability and toxicity of cationic emulsifiers used in asphalt application; Université de Gothenburg, juin 2011 [consulté le 27 mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : http://www.bioenv.gu.se/digitalAssets/1338/1338271_anna-lena-lindgren.pdf

Lutes C.C., Thomas R.J. et Burnette R. (Acurex Environmental Corporation, Research Triangle Park, NC); 1994; Evaluation of emissions from paving asphalts; Report EPA-600/R-94-135, Washington (DC) : Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Research and Development [consulté le 13 juin 2013]; disponible à l'adresse suivante : http://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?dirEntryId=126520&CFID=116889056&CFTOKEN=43638243&jsessionid=863040eeeb954a0807001812736264f18206

Mapei; 2013; Fiche signalétique : Primer E – Part A [en ligne], révision 1.0001, Deerfield Beach (FL) : Mapei [consulté le 3 décembre 2014]; disponible à l'adresse suivante : http://whatsinproducts.com/files/brands_pdf/10739_13038020%20MSDS%20Mapei%20Primer%20E.pdf

Mekenyan G., Dimitrov S.D., Pavlov T.S. et Veith G.D.; 2005; POPs : a QSAR system for creating PBT profiles of chemicals and their metabolites; *SAR QSAR Environ. Res.*, 16(1-2), p. 103-133.

Moore N.P., Saghir S.A., Clark A.J., Hansen S.C., Carney E.W., Marshall V.A., Rasoulpour R. et Bartels M.J.; 2012a; Toxicokinetic profile of N-(2-aminoethyl)ethanolamine in the female Wistar rat and distribution into the late gestation fetus and milk; *Birth Defects Res. (Part B)*, 95, p. 107-115.

Moore N.P., Tornesi B., Yano B.L., Nitschke K.D. et Carney E.W.; 2012b; Developmental sensitivity to the induction of great vessel malformations by N-(2-aminoethyl)ethanolamine; *Birth Defects Res. (Part B)*, 95, p. 116-122.

Morton International; 1994; rapport non publié, Allemagne (1992) zitiertim HEDSET von DOW, 21.05.1994 [cité dans Commission européenne 2000; OCDE 2008].

Myers R.C. et Ballantyne B.; 1997; Comparative acute toxicity and primary irritancy of various classes of amines; dans Taylor et Francis (éd.), Toxic Substance Mechanisms, p. 151-193 [cité dans OCDE 2008, 2009].

[New EQC] New Equilibrium Criterion Model; 2011; version 1.0 (bêta), Peterborough (ON) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre [consulté le 6 juin 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://www.trentu.ca/academic/aminss/envmodel/models/NewEQCv100.html>

[NJ Health] New Jersey Department of Health; 2008; Right to Know : Hazardous Substance Fact Sheet: aminoethylethanolamine; Trenton (NJ) : New Jersey Department of Health and Senior Services; disponible à l'adresse suivante : <http://www.nj.gov/health/eoh/rtkweb/documents/fs/0074.pdf>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2005; Ligne directrice de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Annexe 1, ENV/JM/TG(2005)5/REV1; disponible à l'adresse suivante : www.oecd.org/chemicalsafety/testing/34898616.pdf

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2006; SIDS Initial Assessment Report for: 2-(2-Aminoethylamino)ethanol; CAS RN 111-41-1, SIDS Initial Assessment Meeting 23; mars 2006; disponible à l'adresse suivante : <http://webnet.oecd.org/Hpv/UI/handler.axd?id=7c999614-f9fe-4046-a4ad-a7949b751ec3>

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2008; 2-(2-aminoethylamino)ethanol; Screening Information Data Set for High Production (SIDS), dossier SIDS, rapport de 207 p.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2009; 2-(2-aminoethylamino)ethanol; Screening Information Data Set for High Production (SIDS), SIDS Initial Assessment Report for SIAM 23, rapport de 32 p.

[OCDE] Organisation de coopération et de développement économiques; 2011; Emission scenario document on the use of metalworking fluids; Paris (France) : OCDE, Direction de l'environnement, Series on Emission Scenario Documents No. 28, rapport n° ENV/JM/MONO(2011)18, JT03304938.

Okazaki S., Enami T., Nakamura H., Hatayama K., Tamura K., Numata H. et Katsumata T.; 1996; Twenty-eight-day repeat dose oral toxicity test of N-(aminoethyl)ethanolamine in rats; dans Toxicity testing reports of

environmental chemicals (ministère de la santé et du bien-être du Japon), Japon : Bozo Research Center Inc., p. 351-365 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Prival M.J. et Zeiger E.; 1998; Chemicals mutagenic in *Salmonella typhimurium* strain TA1535 but not in TA100; *Mut. Res.*, 412(3), p. 251-260 [cité dans OCDE 2008, 2009].

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), p. 89-92.

Santé Canada; 2013; Supporting document: Summary of health effects information for AEEA, Ottawa (ON), Santé Canada; disponible sur demande : substances@ec.gc.ca

[Sax's] Sax's dangerous properties of industrial materials [en ligne]; 2012; Wiley Online Library, [N-Aminoethylethanolamine](#) 111-41-1 [consulté en mai 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/0471701343.sdp27176/full>

Schneider S., Treumann S. et Moore N.P.; 2012; Malformations of the great vessels in the neonatal rat induced by N-(2-aminoethyl)ethanolamine; *Birth Defects Res. (Part B)*, 95, p. 95-106.

Seth R., Webster E. et Mackay D.; 2008; Continued development of a mass balance model of chemical fate in a sewage treatment plant; *Water Res.*, 42, p. 595-604.

Shibuya T., Horiya N., Katoh M., Takumi H., Sekino S., Matsuki Y., Lida S. et Nakagomi M.; 1996; Micronucleus test of N-(aminoethyl)ethanolamine on mice; sans Toxicity testing reports of environmental chemicals (ministère de la santé et du bien-être du Japon) Japon : Hatano Research Institute, Food and Drug Safety Center; p. 371-376 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Sidorov K.K., Gorban G.M. et Tikhonova G.P.; 1968; Comparative toxicological characteristics of some regenerable absorbers of carbon dioxide; *Environ. Space Sci.*, 2, p. 289-292 [cité dans OCDE 2008, 2009].

SimpleTreat [modèle sur l'élimination dans les 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); disponible auprès de l'Institut national néerlandais de la santé publique et de l'environnement, Laboratoire de l'évaluation des risques écologiques, C.P. 1, 3720 BA Bilthoven (Pays-Bas).

[STP Model] modèle pour les usines de traitement des eaux usées basé sur la fugacité; 2006; version 2.11, Peterborough (ON) : Université Trent, Canadian Environmental Modelling Centre [modèle basé sur Clark *et al.* 1995].

[STP-EX] modèle étendu pour les usines de traitement des eaux usées; 2008; Windsor (ON) : Université de Windsor, Dept. of Civil and Environmental Engineering [modèle décrit dans Seth *et al.* 2008].

Tanaka N., Yamakage K., Wakuri S., Hashimoto K., Nagao T. et Ohta R.; 1996; *In vitro* chromosomal aberration test of N-(aminoethyl)ethanolamine on cultured Chinese hamster cells; dans Toxicity testing reports of environmental chemicals (ministère de la santé et du bien-être du Japon); Japon : Hatano Research Institute, Food and Drug Safety Center, p. 367-370 [cité dans OCDE 2008, 2009].

Treumann S., Schneider S., Gröters S., Moore N.P. et Boor P.J.; 2011; Spontaneous occurrence of dissecting aneurysms in the region of the ductus arteriosus in four-day-old Wistar rat pup; *Toxicol. Pathol.*, 39, p. 969-974.

Unique Paving Materials; c2013; Pavegrip hot mix adhesion promoter: Performance and longevity to improve hot mix (product information sheet) [consulté le 15 juin 2013]; disponible à l'adresse suivante : <http://uniquepavingmaterials.com>

[EPA] Environmental Protection Agency des États-Unis; 2000; Hot mix asphalt plants, emission assessment report, EPA-454/R-00-019, Environmental Protection Agency des États-Unis, Office of Air Quality, Planning and Standards, Research Triangle Park (NC) 27711, décembre 2000 [consulté le 13 juin 2013] disponible à l'adresse suivante : <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/ch11/related/ea-report.pdf>

Zeiger E., Anderson B., Haworth S., Lawlor T., Mortelmans K. et Speck W.; 1987; *Salmonella* mutagenicity tests : III. Results from the testing of 255 chemicals; *Environ. Mutagen. Suppl.*, 9, p. 1-110 [cité dans OCDE 2008, 2009].