



Évaluation préalable

2-(butane-2-yl)-4,6-dinitrophénol

(dinosèbe)

**Numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts
Service
88-85-7**

**Environnement et changement climatique Canada
Santé Canada**

Février 2021

N° de cat. : En14-398/2020F-PDF
ISBN 978-0-660-33889-7

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, 2021.

Also available in English

Sommaire

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE), la ministre de l'Environnement et du Changement climatique et la ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du 2-(butane-2-yl)-4,6-dinitrophénol, que l'on désigne couramment sous le nom dinosèbe. Le numéro de registre du Chemical Abstracts Service (n° CAS¹) du dinosèbe est le 88-85-7. Cette substance est considérée comme devant être évaluée en priorité en raison de préoccupations pour la santé humaine.

Le dinosèbe a été utilisé au Canada comme herbicide jusqu'en 2001, année au cours de laquelle on a abandonné toutes les utilisations de la substance en tant qu'herbicide. Actuellement, au Canada, cette substance est utilisée le plus souvent comme retardateur de polymérisation dans la production du styrène monomère. Les renseignements obtenus en vertu des dispositions sur les avis d'exportation de la Convention de Rotterdam et à la suite de discussions avec le secteur industriel indiquent l'importation au Canada d'une quantité entre 100 000 et 1 000 000 kg de dinosèbe en 2015. D'après les données obtenues de l'Agence des services frontaliers du Canada, de plus petites quantités d'une substance apparentée, le dinosèbe acétate, ont été importées au Canada entre 2011 et 2015 par plusieurs entreprises pour des utilisations non connues. Comme le dinosèbe acétate se dissocie en dinosèbe dans l'environnement, il pourrait s'ajouter aux niveaux d'exposition au dinosèbe.

Les rejets de dinosèbe dans les eaux de surface sont possibles et, selon les données sur les profils d'utilisation, ces rejets pourraient être continus. Dans l'eau, le dinosèbe s'hydrolyse lentement et n'est pas facilement biodégradable. La dégradation par photolyse peut survenir à une vitesse modérée, mais variera selon des facteurs tels que la profondeur et la turbidité de l'eau. En général, on s'attend à ce que le dinosèbe persiste dans l'eau. Cette substance est légèrement persistante dans l'air, bien qu'on ne prévoie aucun rejet d'importance dans ce milieu. Il ne devrait pas y avoir de bioaccumulation du dinosèbe dans les organismes aquatiques.

Le dinosèbe est une substance chimique réactive dont le principal mode d'action est le découplage de la phosphorylation oxydative, ce qui entraîne la perturbation de la production d'énergie. Cette substance est nocive pour divers types d'organismes aquatiques, ainsi que pour les oiseaux et les mammifères. Le dinosèbe a des effets sur la reproduction (embryotoxicité), la survie et la croissance (variations dans la métabolisation et anomalies de développement), et se lie aux protéines et à l'ADN. Des études empiriques, des essais *in vitro* et des données de modélisation sur la relation

¹ Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (n° CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf en réponse à des besoins législatifs et aux fins de rapports destinés au gouvernement du Canada en vertu d'une loi ou d'une politique administrative.

quantitative structure-activité (RQSA) indiquent qu'il pourrait y avoir des effets nocifs pour les organismes aquatiques à de faibles concentrations.

On dispose de données de surveillance environnementale sur le dinosèbe datant de l'époque où la substance était utilisée comme herbicide ainsi que peu après l'abandon de cette utilisation. Toutefois, il existe des données limitées de surveillance actuelles sur le dinosèbe dans les eaux de surface, et aucune donnée actuelle sur le dinosèbe dans l'air, les sédiments et le sol au Canada. On a mené une analyse de l'exposition pour calculer la concentration estimée dans l'environnement de dinosèbe dans les eaux de surface due aux rejets industriels. L'analyse du quotient de risque associé à ce scénario révèle un risque d'effets nocifs sur les organismes aquatiques. Des données d'autres sources étayent ce risque d'effets nocifs, y compris la persistance et le transport à grande distance dans l'eau. Étant donné le danger élevé associé au dinosèbe pour les organismes aquatiques, même de très faibles concentrations d'exposition peuvent poser un risque pour l'environnement.

L'Organisation pour la coopération et le développement économiques (OCDE) a évalué le dinosèbe dans le cadre du Programme d'évaluation coopératif des produits chimiques, et le Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables de l'OCDE a fourni les données décrites dans la section sur les effets sur la santé de la présente évaluation préalable. Les principaux paramètres préoccupants associés au dinosèbe sont la toxicité pour la reproduction et la toxicité pour le développement, étant donné les effets sur les paramètres liés aux spermatozoïdes chez les rats mâles et la diminution subséquente de l'indice de gestation calculé dans une étude par voie orale, ainsi que les effets toxiques chez la mère et chez les fœtus observés lors d'une étude par voie orale chez le rat et d'une étude par voie cutanée chez le lapin. Le dinosèbe n'est plus utilisé comme pesticide, il n'est également plus utilisé dans les produits de consommation. Selon des données récentes de surveillance de l'eau potable provenant de diverses municipalités de l'ensemble du Canada, le dinosèbe serait absent de l'eau potable. On ne prévoit pas d'exposition de la population générale au dinosèbe au Canada attribuable au milieu naturel, à l'alimentation ou à l'utilisation de produits. L'exposition de la population, le cas échéant, attribuable au rejet possible dans les eaux de surface de la substance utilisée par le secteur industriel serait de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux concentrations entraînant des effets sur la santé. À la lumière de ces données, le risque pour la santé humaine est considéré comme étant faible.

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, le dinosèbe présente un risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il a été conclu que le dinosèbe satisfait au critère énoncé à l'alinéa 64a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il a été conclu que le dinosèbe ne satisfait pas au critère énoncé à l'alinéa 64b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il a également été conclu que le dinosèbe ne satisfait pas au critère énoncé à l'alinéa 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 un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il a été conclu que le dinosèbe satisfait à un ou à plusieurs des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il a également été déterminé que le dinosèbe répond aux critères de persistance, mais pas à ceux de bioaccumulation, énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Table des matières

Sommaire	3
1. Introduction	7
2. Identité de la substance	8
3. Propriétés physicochimiques	9
4. Sources, utilisations et rejets	10
5. Comportement et devenir dans l'environnement	12
5.2 Persistance dans l'environnement.....	13
5.3 Potentiel de bioaccumulation.....	16
6. Risques d'effets nocifs sur l'environnement	17
6.1 Évaluation des effets sur l'environnement	17
6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement	20
6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement	22
7. Risque de causer des effets nocifs sur la santé humaine	27
7.1 Évaluation de l'exposition	27
7.2 Évaluation des effets sur la santé	27
7.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine	29
7.4 Incertitudes entourant l'évaluation des risques pour la santé humaine.....	30
8. Conclusion	30
Références	31
Annexes	40
Annexe A. Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques	40

Liste des tableaux

Tableau 2-1. Identité de la substance	9
Tableau 3-1. Valeurs expérimentales et modélisées des propriétés physicochimiques du dinosèbe	9
Tableau 4-1. Autres utilisations du dinosèbe au Canada	11
Tableau 5-1. Modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle EQC de 2011) de la forme neutre du dinosèbe	12
Tableau 5-2. Résumé des principales données sur la dégradation abiotique du dinosèbe obtenues expérimentalement ou par modélisation.....	14
Tableau 5-3. Résumé des principales données sur la biodégradation du dinosèbe dans l'eau, obtenues expérimentalement et par modélisation.....	15
Tableau 5-4. Résumé des facteurs de bioconcentration (FBC) du dinosèbe obtenus expérimentalement	17
Tableau 6-1. Données probantes pondérées examinées pour déterminer le risque d'effets nocifs sur l'environnement associé au dinosèbe au Canada	24

1. Introduction

En vertu de l'article 68 de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)* (LCPE) (Canada, 1999), la ministre de l'Environnement et du Changement climatique et la ministre de la Santé ont procédé à l'évaluation préalable du 2-(butane-2-yl)-4,6-dinitrophénol, communément appelé dinosèbe, pour déterminer si cette substance présente ou pourrait présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine. Cette substance a été désignée comme devant être évaluée en priorité en raison de préoccupations pour la santé humaine (ECCC, SC [modifié en 2007]).

Dans le cadre du Programme d'évaluation coopératif des produits chimiques, l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) a examiné des évaluations du dinosèbe réalisées par plusieurs pays et a rédigé un Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables (OCDE, 2007). Ces évaluations ont été soumises à un examen rigoureux (y compris par des pairs) et à des processus d'approbation par des autorités gouvernementales d'autres pays. Environnement et Changement climatique Canada et Santé Canada sont des participants actifs à ces processus et considèrent ces évaluations comme fiables. La section sur les effets sur la santé du Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables a servi à éclairer la section sur les effets sur la santé de la présente évaluation préalable. De plus, après examen de la section sur l'évaluation des effets sur l'environnement du Rapport d'évaluation initial de l'ensemble des données préalables de l'OCDE, nous avons tenu compte de toutes les données pertinentes ainsi que de données sur les risques pour l'environnement provenant d'autres sources pour élaborer la section sur les effets sur l'environnement de la présente évaluation.

Dans la présente évaluation préalable, nous avons pris en compte les renseignements sur les propriétés chimiques, les utilisations, le devenir dans l'environnement et les dangers de la substance, et l'exposition à celle-ci, ainsi que les renseignements supplémentaires fournis par les parties intéressées. Nous avons cherché des données pertinentes jusqu'en décembre 2016. Nous nous sommes servis de données empiriques issues d'études importantes ainsi que de certains résultats obtenus par modélisation pour arriver à la conclusion proposée.

La présente évaluation préalable a été rédigée par le personnel du Programme d'évaluation des risques de la LCPE travaillant à Environnement et Changement climatique Canada et à Santé Canada (comprenant l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire) et tient compte de la contribution d'autres programmes de ces deux ministères. La partie sur les effets sur l'environnement de la présente évaluation préalable a subi un examen externe. Des représentants de l'European Chemicals Agency (ECHA) et de l'Environmental Protection Agency des États-Unis (US EPA) ont formulé des commentaires sur les aspects techniques relatifs à l'environnement. En outre, l'ébauche de la présente évaluation préalable (publiée le 2 juin 2018) a été soumise à une 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 assument la responsabilité du contenu final et des résultats de l'évaluation préalable.

Le présent document repose sur des renseignements critiques permettant de déterminer si la substance satisfait aux critères énoncés à l'article 64 de la LCPE. Pour ce faire, nous avons examiné les renseignements scientifiques à la lumière d'une approche basée sur le poids de la preuve et le principe de précaution². La présente évaluation préalable expose les données critiques et les considérations sur lesquelles est fondée la conclusion.

2. Identité de la substance

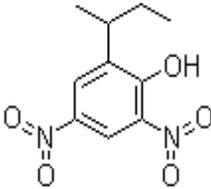
Le tableau 2-1 présente les données sur l'identité de la substance, notamment le numéro de registre du Chemical Abstracts Service³, le nom sur la Liste intérieure des substances (LIS) et le nom commun. Dans la présente évaluation, la substance sera désignée par son nom commun « dinosèbe ».

On peut trouver d'autres noms chimiques en anglais (p. ex. noms commerciaux) du dinosèbe dans les National Chemical Inventories (NCI, 2012). L'une des abréviations les plus fréquentes du dinosèbe utilisée dans le commerce et les études expérimentales est DNBP.

² L'évaluation des risques pour l'environnement ou la santé humaine découlant des expositions dans l'environnement, en général, permet de déterminer la conformité à un ou plusieurs des critères de l'article 64 de la LCPE. Pour l'humain, ceci comprend, sans toutefois s'y limiter, les expositions par l'air ambiant ou intérieur, l'eau potable, les aliments et les produits de consommation. Toutefois, une conclusion tirée en vertu de la Loi n'est pas utile ni proscrite dans le cadre d'une évaluation basée sur des critères de risque du *Règlement sur les matières dangereuses*, lequel fait partie du cadre réglementaire du Système d'information sur les matières dangereuses utilisées au travail, pour les produits utilisés au travail. De même, une conclusion fondée sur les critères de l'article 64 de la Loi n'empêche pas de prendre des mesures dans le cadre d'autres articles de ladite loi ou d'autres lois.

³ Le numéro d'enregistrement du Chemical Abstracts Service (NE CAS) est la propriété de l'American Chemical Society. Toute utilisation ou redistribution est interdite sans l'autorisation écrite préalable de l'American Chemical Society, sauf en réponse à des besoins législatifs et aux fins de rapports destinés au gouvernement du Canada en vertu d'une loi ou d'une politique administrative.

Tableau 2-1. Identité de la substance

N° CAS	Nom sur la LIS (nom commun et abréviation)	Structure chimique et formule moléculaire	Poids moléculaire (g/mol)
88-85-7	2-(butane-2-yl)-4,6- dinitrophénol (dinosèbe, DNBP)	 $C_{10}H_{12}N_2O_5$	240,24

En présence d'une base inorganique ou organique, le dinosèbe forme des sels et des esters, dont certains sont hydrosolubles (Worthing et Walker éd. 1983; Kearney et Kaufman 1976). La présente évaluation vise le dinosèbe (NE CAS 88-85-7) qui figure sur la Liste intérieure des substances (LIS) et qui est commercialisé au Canada. Cependant, il est reconnu que les sels de dinosèbe, en particulier le dinosèbe acétate, une fois rejetés dans l'environnement, se dissocient pour produire du dinosèbe qui, par conséquent, pourrait venir augmenter les concentrations totales d'exposition au dinosèbe. Donc, l'exposition potentielle au dinosèbe découlant de la dissociation du dinosèbe acétate a également été prise en compte.

3. Propriétés physicochimiques

Le tableau 3-1 donne un résumé des propriétés physicochimiques pertinentes du dinosèbe avec la gamme des valeurs obtenues expérimentalement ou par modélisation.

Tableau 3-1. Valeurs expérimentales et modélisées des propriétés physicochimiques du dinosèbe

Propriété	Valeur	Référence
État physique	Cristaux jaunes ou solides orange, odeur forte	Hartley et Kidd, 1983, Worthing et Walker (eds.), 1983, WSSA, 1979
Point de fusion (°C)	39,74 à 41,94	ECHA, c2007-2015a
Point d'ébullition (°C)	> 230 ^a	ECHA, c2007-2015a
Pression de vapeur (Pa)	0,007 (à 20 °C)	IPCS, 2011
Solubilité dans l'eau (mg/L)	52 (moyenne)	Barbash et Resek, 1996
Solubilité dans l'eau (mg/L)	25,8	MITI, 1992
Autres solubilités (mg/L) : éthanol; <i>n</i> -heptane	480 000; 270 000	WSSA, 1979

Propriété	Valeur	Référence
Constante de la loi de Henry (Pa m ³ /mol)	4,5 x 10 ⁻¹	Tremp et al., 1993
log K _{oe} (sans dimension)	3,00 (valeur moyenne, à pH 7) * à 3,69	Bromilow et al., 1991; MITI, 1992; de Bruijn et al., 1989; IPCS, 2011
log K _{co}	3,82 (à pH 3) ^b ; 1,9 (à pH7)	Hodson et Williams, 1988, calculé ^c
log K _{oa}	8,29 (modélisée)	EPI Suite, c2000-2012
log K _{ae}	2 x 10 ⁻⁵ (modélisée)	EPI Suite, c2000-2012
pK _a (sans dimension)	4,47 * à 4,65	Schwarzenbach et al., 1988 Worthing et Walker (eds.), 1983; ECHA, c2007-2015a

Abréviations : K_{oe}, coefficient de partage octanol-eau; K_{co}, coefficient de partage carbone organique-eau; pK_a, constante d'acidité.

* Indique que cette valeur a été retenue lors de la modélisation.

^a Il a été impossible de mesurer le point d'ébullition, car l'échantillon s'est décomposé avant d'atteindre le point d'ébullition (température d'amorce d'environ 230 °C; ECHA, c2007-2015a). Lorsqu'on chauffe le dinosèbe, il se décompose et produit des vapeurs toxiques d'oxydes d'azote (IPCS, 2011).

^b Pour un K_{co} de 6607.

^c K_{co} à pH 7 calculé à partir de pK_a à l'aide d'une équation de Franco et Trapp (2008) pour les substances ionisantes.

4. Sources, utilisations et rejets

Le dinosèbe n'est pas naturellement présent dans l'environnement.

« Le dinosèbe et ses sels et esters » figurent dans la Convention de Rotterdam en tant que substances chimiques soumises à la procédure de consentement préalable en connaissance de cause (PIC) avant qu'elles soient exportées d'une partie à une autre (PNUE, 2010). Les substances chimiques et les pesticides sont ajoutés à la Convention de Rotterdam lorsque deux parties ou plus, dans différentes régions du monde, ont pris des mesures réglementaires pour interdire ou restreindre considérablement la substance en raison d'un risque pour la santé ou l'environnement. Le Canada est partie à la Convention de Rotterdam et s'oppose à l'importation du « dinosèbe et de ses sels et esters » à des fins pesticides (Environnement Canada, 2015). La convention et la procédure PIC ne s'appliquent pas explicitement aux exportations de ces substances à d'autres fins, par exemple les usages industriels, mais, Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) reçoit des notifications d'exportation de certaines parties qui ont choisi d'aviser les pays importateurs lorsque des entreprises ont l'intention d'exporter le dinosèbe utilisé à des fins industrielles. Depuis 2013, ECCC a reçu des notifications sur l'exportation prévue de « dinosèbe et de ses sels et esters » vers le Canada, des substances soumises à la procédure PIC.

D'après les données sur les notifications d'exportation décrites ci-dessus et les discussions de suivi tenues avec le secteur industriel, le dinosèbe a été importé au

Canada en une quantité variant de 100 000 à 1 000 000 kg en 2015 pour être utilisé comme retardateur de polymérisation dans la production du styrène monomère. Bien que ce procédé industriel ait lieu en milieu fermé, les effluents résultants sont envoyés à un système de traitement des eaux usées (STEU)⁴ hors site et, après le traitement, sont déversés dans des eaux de surface. Il existe donc un risque de rejet du dinosèbe dans les eaux de surface. Cependant, les données de surveillance sont trop limitées pour permettre de déterminer les quantités rejetées, le cas échéant.

De l'information sur l'importation du dinosèbe a également été obtenue auprès de l'Agence des services frontaliers du Canada (ASFC). Les données sur l'importation concernaient la période s'échelonnant de 2011 à 2015 pour le « dinosèbe (ISO) acétate » selon le code du Système général harmonisé (SGH). Ces données ont révélé que huit entreprises ont importé du dinosèbe acétate au cours de cette période de cinq ans, en faibles quantités, généralement de moins de 100 kg par entreprise, par année (ASFC 2016). On ignore cependant à quelles fins ces petites quantités importées ont été utilisées.

Dans le passé, on importait le dinosèbe au Canada pour l'utiliser comme herbicide, plus précisément en pulvérisation en prélevé ou en pulvérisation de contact, et comme dessiccant. Le dinosèbe était vendu à ces fins sous la forme d'une solution aqueuse et d'un concentré émulsifiable (NCBI [consulté 2020]). En 1990, Agriculture Canada a suspendu l'homologation de toutes les utilisations non essentielles du dinosèbe en tant que pesticide (soit en tant qu'herbicide), car on avait décelé des problèmes de santé attribuables à cette substance. Aucune autre utilisation n'a été homologuée après le 31 décembre 2000. L'utilisation du dinosèbe comme herbicide a été abandonnée le 31 décembre 2001 (ARLA, 2000). Les rejets antérieurs de dinosèbe au Canada étaient donc occasionnés par son utilisation en tant qu'herbicide.

On n'a relevé aucune autre utilisation du dinosèbe (tableau 4-1).

Tableau 4-1. Autres utilisations du dinosèbe au Canada

Base de données	Dinosèbe
Additif alimentaire ^a	Non
Matériau d'emballage alimentaire ^b	Non
Base de données sur les produits pharmaceutiques ^c	Non
Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels ^d	Non
Base de données sur les produits de santé naturels homologués comme ingrédient médicinal ou non médicinal dans les produits de santé naturels au Canada ^e	Non

⁴ Dans la présente évaluation, un « système de traitement des eaux usées » désigne un système qui recueille les eaux usées domestiques, commerciales, institutionnelles et peut-être industrielles (après déversement dans les égouts), généralement pour le traitement et le déversement ultérieur dans l'environnement. Sauf si indiqué autrement, cette appellation ne permet pas de distinguer le type de propriétaire ou d'exploitant (municipal, provincial, fédéral, autochtone, privé, partenariat). Les systèmes situés dans des exploitations industrielles et qui sont spécialement conçus pour traiter les effluents industriels seront désignés « systèmes de traitement des eaux usées sur place » ou « systèmes de traitement des eaux usées industrielles ».

Liste critique des ingrédients dont l'utilisation est restreinte ou interdite dans les cosmétiques ^f	Non
Présence signalée dans les cosmétiques selon les déclarations faites à Santé Canada en vertu du <i>Règlement sur les cosmétiques</i> ^g	Non
Formulant dans les produits antiparasitaires homologués au Canada ^h	Non

^a Communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, novembre 2016, sans référence.

^b Communication personnelle, courriels de la Direction des aliments de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, novembre 2016, sans référence.

^c BDPP (modifié en 2015)

^d BDIPSN (modifié en 2016)

^e BDPSNH (modifié en 2016)

^f Santé Canada (modifié en 2015)

^g Communication personnelle, courriels de la Direction de la sécurité des produits de consommation de Santé Canada adressés au Bureau d'évaluation des risques des substances existantes de Santé Canada, décembre 2014, sans référence

^h Santé Canada, 2010

5. Comportement et devenir dans l'environnement

5.1 Distribution dans l'environnement

Le tableau 5-1 présente les résultats de la modélisation de la fugacité de niveau III réalisée avec la forme neutre du dinosèbe et indique la distribution en pourcentage dans chaque milieu pour trois scénarios de rejet. La forme neutre du dinosèbe a été utilisée, car le modèle (EQC) ne permettait pas de faire des prédictions pour des substances chargées. Par conséquent, il faut interpréter ces résultats avec prudence étant donné que la forme dissociée (chargée) du dinosèbe peut se comporter différemment dans certains milieux.

Tableau 5-1. Modélisation de la fugacité de niveau III (nouveau modèle EQC de 2011) de la forme neutre du dinosèbe

Rejet du dinosèbe dans :	Air (%)	Eau (%)	Sol (%)	Sédiment (%)
Air (100 %)	29,22	16,96	53,70	0,12
Eau (100 %)	0,20	98,74	0,36	0,69
Sol (100 %)	0,12	7,01	92,82	0,05

La modélisation de la fugacité prévoit que la forme neutre de dinosèbe rejetée dans l'eau demeure principalement dans ce milieu. Toutefois, d'après le pKa du dinosèbe (4,47), la substance sera présente dans l'eau en grande partie sous une forme dissociée aux valeurs de pH mesurées dans l'environnement (6 à 9). Par conséquent, la migration dans les sédiments pourrait s'écarter des prédictions de la modélisation de la fugacité, car les sédiments naturels ont une charge négative nette (Blasko, 2008). Si l'on se fie au coefficient de partage modélisé air-eau (K_{ae}) de 2×10^{-5} , la migration de la substance de l'eau vers l'air devrait être négligeable (EPI Suite, c2000-2012).

Beyer et al. (2000) ont mis au point le modèle de transport et de persistance de niveau III (TaPL3, 2003) pour prédire le transport à grande distance dans l'eau. À l'aide du modèle TaPL3, nous avons calculé la distance de transport caractéristique du dinosèbe dans l'eau. Cette distance est définie comme étant la distance maximale parcourue par 63 % de la substance après son rejet dans l'environnement. Zarfl et al. (2011) ont proposé une valeur seuil de distance de transport caractéristique de 5 200 km pour définir les substances organiques ayant un grand potentiel de transport à grande distance dans l'eau. La distance de transport caractéristique prédite pour le dinosèbe est d'environ 17 000 kilomètres, si le courant de la rivière est de 3,6 km/h et si la profondeur de celle-ci est de 20 mètres. Ces données impliquent que le dinosèbe rejeté dans une rivière sera probablement transporté tout au long du cours d'eau et que la dilution plutôt que la dégradation sera le principal facteur influençant les concentrations d'exposition. On peut donc prévoir une exposition à long terme dans les zones éloignées.

Il est aussi possible de prédire la distance de transport caractéristique du dinosèbe dans l'air à l'aide du modèle TaPL3. La valeur estimée de la distance de transport caractéristique dans l'air, obtenue à l'aide de ce modèle et celle calculée au moyen du logiciel Pov et le LRTP Screening Tool de l'OCDE (OCDE, 2009) sont de 900 km et de 1 065 km, respectivement. Selon ces valeurs, une fois rejeté dans l'air, le dinosèbe devrait parcourir une distance modérée dans l'air à partir de sa source d'émission.

Le devenir du dinosèbe dans le sol dépend de nombreux facteurs, notamment de sa forme (neutre ou dissociée), du type de sol, de la forme et de la concentration des espèces ioniques dans le sol (p. ex. Ca^{2+}), et surtout, du pH du sol (Aharonson, 1987; Saltzman et Yariv, 1974; Tulp et al., 2009; US EPA, 1987; Cornell University, 1987; Agriculture Canada, 1991).

Menzie (1978) a montré que, 28 jours après l'application topique sur des pommiers, 72 % du dinosèbe avait disparu de la surface des végétaux. Selon les auteurs, cette perte était probablement attribuable à la volatilisation, mais on croit qu'elle serait plutôt due à la photolyse ou au ruissellement, étant donné que la pression de vapeur du dinosèbe est relativement faible. Il ne semble pas y avoir de translocation du dinosèbe dans les végétaux, car on n'a détecté aucun résidu après une absorption par les feuilles ou les racines (WSSA, 1983; Kearney et Kaufman, 1976).

5.2 Persistance dans l'environnement

Le tableau 5-2 présente les principales données sur la dégradation abiotique du dinosèbe obtenues par expérimentation ou par modélisation.

Tableau 5-2. Résumé des principales données sur la dégradation abiotique du dinosèbe obtenues expérimentalement ou par modélisation

Milieu et mécanisme de dégradation	Paramètre de dégradation ou prédiction	Valeur	Référence
Air : Photo-oxydation	Demi-vie	2,65 jours	AOPWIN, 2010
Eau : Photolyse	Demi-vie	12 jours	ECHA, c2007-2015a
Eau : Hydrolyse (pH = 4, 7 et 9)	Demi-vie	Incertaine (mais stable pendant 5 jours à 50 °C) *	CERI, 2003a
Eau : Hydrolyse (pH = 5 à 9)	Demi-vie	Incertaine (mais stable pendant 5 jours à 50 °C) *	US EPA, 1987
Surfaces du sol : Photolyse dans le sol	Demi-vie (par modélisation)	6 à 102 jours	ECHA, c2007-2015a; Stevens et al., 1989
Surfaces végétales : Photolyse	Demi-vie	<1 heure à 6 jours	Matsuo et Casida, 1970; Hawkins et Sagers, 1974

* La molécule de dinosèbe ne contient aucun groupe hydrolysable.

Dans l'air, le dinosèbe réagit avec les radicaux hydroxyles produits par réaction photochimique. Il ne devrait pas réagir avec d'autres espèces photo-oxydantes présentes dans l'air, comme l'ozone, mais pourrait réagir avec des radicaux nitrate (AOPWIN, 2010). Cependant, la réaction avec des radicaux hydroxyles devrait être le plus important mécanisme de dégradation du dinosèbe dans l'air. Comme sa demi-vie est de 2,65 jours lorsqu'il réagit avec des radicaux hydroxyles, le dinosèbe est considéré comme une substance persistante dans l'air. Lorsqu'il est présent dans l'air, le dinosèbe devrait demeurer en grande partie (> 80 %) dans la phase gazeuse et ne pas migrer considérablement sur les particules aéroportées (AEROWIN, 2010).

La photolyse du dinosèbe à la surface des végétaux pourrait être un important mécanisme de dégradation du dinosèbe. Il pourrait aussi y avoir une photolyse appréciable à la surface du sol, mais celle-ci est très incertaine compte tenu de la vaste fourchette de demi-vies obtenue par modélisation (voir tableau 5-2).

Dans l'eau, l'hydrolyse ne semble pas être un mécanisme de dégradation important. Dans certaines conditions, la photolyse dans l'eau donne des taux de dégradation modérés. Toutefois, comme on prévoit que la photolyse varie considérablement en fonction de la profondeur et de la turbidité de l'eau, on n'a pas tenu compte de ce facteur lors du calcul de la durée de vie du dinosèbe dans l'eau.

On trouvera au tableau 5-3 les principales données sur la biodégradation du dinosèbe obtenues expérimentalement et par modélisation. Les résultats des essais effectués conformément aux lignes directrices 301B et 301C de l'OCDE indiquent que le dinosèbe n'est pas facilement biodégradable (ECHA, c2007-2015a; CERI, 2003b). Par conséquent, à la lumière de ces résultats, il est peu probable que le dinosèbe subisse une biodégradation importante dans la plupart des eaux naturelles (NCBI [consulté 2020]; OCDE, 2007). Les résultats obtenus par modélisation étayent les données expérimentales de la forme neutre du dinosèbe (EPI Suite, c2000-2012).

Tableau 5-3. Résumé des principales données sur la biodégradation du dinosèbe dans l'eau, obtenues expérimentalement et par modélisation

Mécanisme de dégradation	Conditions des essais	Paramètres de dégradation ou prédiction	Référence
Biodégradation aérobie	OCDE 301B (boues activées)	24 % de dégagement de CO ₂ (après 28 jours)	ECHA, c2007-2015a
Biodégradation aérobie	OCDE 301C (boues activées, non adapté)	0 % de DBO (après 28 jours)	CERI, 2003b
Biodégradation aérobie	Non disponible	Prédiction concernant une biodégradation facile : « Non »	EPI Suite, c2000-2012

Abréviation : DBO, demande biologique en oxygène.

Les résultats des essais de biodégradation du dinosèbe dans le sol sont variables. Parmi les facteurs ayant des effets sur la biodégradation, citons la concentration de dinosèbe, l'exposition antérieure au dinosèbe, les conditions du sol (p. ex. type de sol, pH) et la sorption du dinosèbe à la surface du sol (Stevens et al., 1990; Stojanovic et al., 1972; Kearney et Kaufman, 1976). Les organismes qui dégradent le dinosèbe dans des conditions aérobies sont *Pseudomonas aeruginosa* et *Pseudomonas putida* (Doubois et Reid, 1956, Stevens et al., 1990), ainsi qu'*Azotobacter* (Wallnöfer et al., 1978) et *Clostridium bifermentans* (KMR-1) (Hammill et Crawford, 1996). Plusieurs études ont fait état d'une dégradation anaérobie du dinosèbe (Hammill et Crawford, 1996; Stevens et al., 1991; Kaake et al., 1992).

On a catégorisé le dinosèbe comme étant une substance peu susceptible d'être dégradée par les procédés classiques de traitement biologique des eaux usées, même lorsque l'exposition est prolongée (Verschuren, 1983). Les résultats de modélisation avec la forme neutre, qui indiquent un taux global d'élimination de 15,4 % par le système de traitement des eaux usées (SimpleTreat, 2003) et les résultats d'études sur le traitement mené par Monnig et Zweidinger (1980) vont aussi dans ce sens. Cependant, Monnig et Zweidinger ont aussi révélé qu'un système de traitement faisant appel à une filtration à l'aide de charbon activé éliminait le dinosèbe. En effet, après un passage dans une colonne à base de carbone, on n'a pas détecté de dinosèbe dans l'effluent de la colonne, même si la concentration initiale de dinosèbe dans les échantillons d'eau était de 750 mg/L.

Les signes de persistance, présentés précédemment, montrent que le dinosèbe est une substance chimique relativement persistante dans de nombreuses conditions. Sa persistance globale (P_{glob}) estimée dans l'environnement est de 195 jours (OCDE, 2009). Elle est aussi persistante dans l'air d'après la valeur prédite de demi-vie de 2,56 jours, obtenue par modélisation. Elle ne se biodégrade pas facilement et ne s'hydrolyse pas rapidement dans l'eau. La vitesse de la photolyse dans l'eau est relativement rapide lorsque les conditions sont favorables, mais on prévoit qu'elle varie considérablement en fonction de la profondeur et de la turbidité de l'eau. Par conséquent, on n'a pas pris en considération ce facteur lors du calcul de la durée de vie du dinosèbe dans l'eau. De même, la dégradation dans le sol pourrait être relativement rapide, mais varie considérablement en fonction des conditions, comme le type de sol et son pH.

5.3 Potentiel de bioaccumulation

Le tableau 5-4 présente les principales données expérimentales sur la bioconcentration du dinosèbe dans les organismes aquatiques. Selon ces résultats expérimentaux, le dinosèbe présente un faible potentiel de bioaccumulation. Cependant, il est à noter que le dinosèbe se lie principalement au plasma et aux protéines (Luk'yanchuk et al., 1983; Rutherford et al., 1984), mais pas aux lipides. Sa distribution dans l'organisme sera donc différente de celle d'une substance lipophile. Il se peut qu'on n'ait pas tenu compte de ce phénomène et de ses effets dans les tissus non adipeux dans certains essais sur le potentiel de bioaccumulation.

Il faut aussi faire preuve de prudence dans le cas des substances chimiques considérées comme étant polaires et non volatiles, comme le dinosèbe, ayant un $\log K_{\text{oe}} > 2$ et un $\log K_{\text{oa}} > 5$. Ce groupe de substances présente un faible potentiel de bioaccumulation dans les organismes aquatiques, mais un potentiel élevé dans les organismes à respiration aérienne, à moins que ces substances soient rapidement métabolisées (Kelly, 2006). Les pesticides phénoliques semblent être facilement absorbés par les animaux, mais lentement excrétés sur de nombreuses semaines (Kearney et Kaufman, 1976).

Tableau 5-4. Résumé des facteurs de bioconcentration (FBC) du dinosèbe obtenus expérimentalement

Organisme	Concentration obtenue expérimentalement (durée)	FBC (L/kg)	Référence
Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>)	10 mg/L (6 semaines)	< 0,3 à 1,0	CERI, 1985 ^a
Carpe commune (<i>Cyprinus carpio</i>)	1 mg/L (6 semaines)	< 2,5	CERI, 1985 ^a
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	0,62 µg/L (24 jours)	61,5	Call et al., 1983 ^b
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	7,22 µg/L (24 jours)	64,1	Call et al., 1983 ^b
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	7,76 µg/L (28 jours)	56,2	Call et al., 1983 ^b

^a Conditions d'essais non précisées

^b Les essais portaient sur l'ensemble de l'organisme.

6. Risques d'effets nocifs sur l'environnement

6.1 Évaluation des effets sur l'environnement

6.1.1 Mode ou mécanisme d'action

Il est connu que le dinosèbe est une substance chimique réactive qui n'est pas un narcotique. Il entrave la production d'énergie en effectuant un découplage de la phosphorylation oxydative (Escher et al., 2010). Ce mécanisme d'action concorde avec celui que l'on attend généralement des composés polynitroaromatiques (US EPA, 2010). Le découplage survient lorsque le transport des électrons (provenant du métabolisme des glucides ou des acides gras) dans la mitochondrie ne produit plus d'adénosine triphosphate (ATP), molécule transportant l'énergie dans la cellule. Ce mécanisme d'action a lieu dans les végétaux, les animaux et les mycètes, car leurs voies biochimiques de production d'énergie sont semblables (Felsot, 1998).

Le découplage peut aussi stimuler le métabolisme, entraîner la production d'espèces réactives de l'oxygène et augmenter les lésions oxydatives. Les lésions oxydatives peuvent contribuer à l'embryotoxicité, car durant l'embryogenèse, la croissance cellulaire est rapide et le développement métabolique est incomplet (Paskova et al., 2011). Dans les embryons de médaka (*Oryzias latipes*), on a observé une modification importante du métabolisme, un développement anormal accru et une augmentation de la mortalité post-exposition à de faibles concentrations de dinosèbe (Viant et al., 2006b). Chez les mammifères, une accélération du métabolisme oxydatif peut induire différents effets nocifs, dont la déplétion des réserves de glucides et d'acides gras (Morgan, 1982; WSSA, 1983; NRC, 1983; Toxipedia, 2014).

Un essai sur la dépolarisation de membranes mitochondriales qui étaye le découplage (Sakamuru et al., 2012) et des essais menés sur les effets sur le développement du poisson-zèbre (Padilla et al., 2012; Truong et al., 2014) faisant partie des essais *in vitro* à haut rendement ToxCast et Tox21 (US EPA, [mise à jour en 2016]) ont fourni des données probantes à l'appui du mécanisme d'action du dinosèbe.

On a aussi constaté que le dinosèbe se liait aux protéines et à l'ADN, des mécanismes moléculaires associés à un danger élevé chez les organismes aquatiques (Call et al., 1983; ACD/Percepta, c1997-2012; NCBI [consulté 2020]).

On a observé certains effets du dinosèbe sur le système endocrinien, notamment des spermatozoïdes anormaux et une diminution du poids de la thyroïde (Linder et al., 1992; Van den Berg et al., 1991), mais la substance ne devrait pas se lier aux récepteurs des œstrogènes ou des androgènes, compte tenu de sa relation structure-activité (ACD/Percepta, c1997-2012, CATALOGIC, 2014). Le dinosèbe fait partie de la « liste à jour des perturbateurs endocriniens classés par ordre de priorité » de l'Union européenne et est actuellement classé comme étant une substance de la catégorie 3b, c'est-à-dire une substance pour laquelle on ne dispose d'aucune information ou dont l'information est insuffisante (CE-Environnement, 2016).

6.1.2 Effets sur les organismes aquatiques

La toxicité à court et à long terme du dinosèbe pour les organismes aquatiques est bien caractérisée. Les principales études expérimentales sur la toxicité pour les organismes aquatiques sont résumées à l'annexe A. Selon les résultats, le dinosèbe est nocif pour les poissons, les invertébrés aquatiques et les algues.

D'après l'ensemble des données dont on dispose, les invertébrés d'eau douce semblent être moins sensibles au dinosèbe que les poissons. La toxicité du dinosèbe pour les poissons dépend de l'espèce et du stade du cycle vital, et comme le dinosèbe est une substance ionisante, sa toxicité varie aussi selon le pH, la dureté de l'eau et la température (Johnson et Finley, 1980; Woodward, 1976; Lipschuetz et Cooper, 1961; McCorkle et al., 1977; Skelley, 1989).

Chez les poissons, la concentration létale médiane à court terme (CL₅₀) varie de 0,032 à 0,96 mg/L. Les valeurs de toxicité à long terme, principalement les concentrations sans effet observé (CSEO) et les concentrations minimales entraînant un effet observé (CMEO), se situaient entre 0,0005 et 0,059 mg/L (Call et al., 1983, 1984; Call, 1987; Woodward, 1976; voir annexe A). La fourchette des valeurs de toxicité à long terme a été confirmée par d'autres données de toxicité. Par exemple, ces valeurs, une fois transformées en résidus corporels (0,00012 à 0,01 mmol/kg), correspondent à la fourchette des résidus corporels critiques des découplants de la chaîne respiratoire (0,00015 à 0,094 mmol/kg) établie par McCarty et Mackay (1993). De même, les essais ToxCast à haut rendement réalisés sur le poisson-zèbre indiquent des valeurs de toxicité pour l'embryon entre 0,0001 et 0,0004 mmol/L (valeur publiée de 0,137 et de 0,430 µmol/L), établies sur des observations létales et

sublétales (Padilla et al., 2012; Truong et al., 2014). Si l'on suppose que la concentration extracellulaire est comparable à la concentration intracellulaire dans les essais sur le poisson-zèbre, la toxicité observée pour l'embryon correspond à la fourchette des résidus corporels critiques mesurés sur une longue période.

La valeur de toxicité critique retenue pour les effets sur les organismes aquatiques est une CMEO à 60 jours (après éclosion) de 0,5 µg/L (5×10^{-4} mg/L), fondée sur des effets sur la longueur et le poids des alevins de touladi (Woodward, 1976). Un facteur d'évaluation de 3 a été appliqué pour tenir compte de l'extrapolation d'une diminution de 35 % en poids et en longueur des alevins de poissons à une concentration n'entraînant aucun effet. Aucune extrapolation représentant la variation interspécifique n'était nécessaire, car on dispose de données sur les effets pour un grand nombre d'espèces (c.-à-d. plus de 10). Après l'application du facteur d'évaluation, la concentration estimée sans effet (CESE) du dinosèbe sur les organismes aquatiques est de 0,17 µg/L ($1,7 \times 10^{-4}$ mg/L).

6.1.3 Effets sur les oiseaux et les mammifères

Les effets du dinosèbe sur les oiseaux sont résumés dans OCDE (2007). Les études ne portaient que sur la toxicité découlant d'une exposition par voie alimentaire. Par exemple, la CL₅₀ à cinq jours pour le canard Colvert (*Anas platyrhynchos*) est de 410 ppm (Hill et al., 1975).

De nombreux pays, dont le Canada, ont pris des mesures réglementaires pour interdire l'utilisation du dinosèbe comme herbicide à la suite de la publication d'études en laboratoire menées dans les années 1980 qui ont révélé des effets sur la reproduction et le développement de mammifères. Les études qui ont fait état de ces effets sur des animaux de laboratoire sont résumées dans la section sur les effets sur la santé humaine de la présente évaluation. Récemment, plusieurs gouvernements ont reconnu que le dinosèbe induisait des effets nocifs sur la reproduction et le développement. Par exemple, le dinosèbe est considéré comme une substance très préoccupante en raison de sa toxicité pour la reproduction et a été ajouté à la liste des substances candidates à une inscription à l'annexe IV du règlement REACH (Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals) en vertu de l'article 57c) (ECHA, c2007-2015b).

Les recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : Protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles (CCME, 1999) présentent d'autres effets du dinosèbe sur des mammifères en laboratoire et domestiques. On n'a pas calculé les CESE pour les oiseaux et les mammifères étant donné que l'exposition dans l'air et le sol au Canada ne devrait pas être importante, vu l'usage actuel du dinosèbe. En outre, on s'attend à un faible transfert par le réseau trophique en raison de son faible potentiel de bioaccumulation.

6.1.4 Effets sur les plantes

La plupart des études menées sur les effets du dinosèbe chez les végétaux supérieurs sont des essais sur le terrain efficaces réalisés avec la substance utilisée comme herbicide. Les résultats de ces études qui se rapportent principalement aux effets sur la levée des semences et la croissance sont résumés dans OCDE (2007). Aucune autre information sur des effets sur les végétaux n'a été trouvée.

6.1.5 Effets sur les organismes vivant dans le sol

En 2006, Staempfli et al. ont établi qu'après six jours d'exposition à une concentration entre 15 et 30 mg de dinosèbe/gramme de sol sec, le poids et la teneur en lipides et en protéines des collemboles (*Folsomia candida*) étaient plus élevés que ceux des témoins. Cette observation laisse croire que la croissance s'est accentuée pour faciliter la reproduction, ce qui a été confirmé par le grand nombre d'œufs pondus par des organismes exposés. Toutefois, après 21 jours, tous les paramètres mesurés ont diminué, et la mortalité a augmenté.

Étant une substance qui se lie aux protéines et à l'ADN, le dinosèbe pourrait aussi être relativement toxique pour les organismes à respiration cutanée comme le lombric ou la grenouille, agissant potentiellement comme un sensibilisant cutané (Princz et al., 2014). Cependant, il n'existe actuellement aucune étude sur l'exposition de ces types d'organismes au dinosèbe.

6.2 Évaluation de l'exposition de l'environnement

Les données actuelles sur la surveillance des concentrations environnementales de dinosèbe au Canada sont limitées. Les données de surveillance antérieures sur le dinosèbe dans l'environnement au Canada datent de la période où il était utilisé comme herbicide (Environnement Canada, 2011; Frank et al., 1979; Wan, 1989; O'Neill et al., 1989; Milburn et al., 1991), ainsi que de la période de 2003 à 2005, peu après l'interdiction de son usage (Environnement Canada, 2011). Les résultats du dinosèbe issus de la surveillance des eaux de surface au Québec de 2003 à 2005 indiquaient tous une absence de détection, à la limite de détection de 0,040 µg/L (Environnement Canada, 2011). Plus récemment, une analyse d'échantillons d'eau prélevés à trois endroits dans la rivière Sainte-Claire en 2018 n'a révélé la présence d'aucune concentration de dinosèbe au seuil de détection de $4,0 \times 10^{-4}$ µg/L (communication personnelle, exposé de la Division du monitoring et suivi de la qualité de l'eau, Environnement et Changement climatique Canada, le 24 octobre 2018; sans référence).

Le secteur industriel a fourni à Environnement et Changement climatique Canada (ECCC) des données sur les concentrations de dinosèbe, mesurées quotidiennement durant plusieurs années dans les eaux usées non traitées provenant d'une installation qui utilisait le dinosèbe. Tous les résultats montrent que le dinosèbe était absent au seuil de détection de la méthode de 50 µg/L ou plus. Ce seuil de détection de la

méthode utilisée à l'installation est élevé. Or, il existe d'autres méthodes d'analyse ayant un seuil de détection beaucoup plus faible. Si l'on présume que le dinosèbe est présent à la moitié de la valeur du seuil de détection, alors sa concentration dans les eaux usées non traitées serait de 25 µg/L. Les renseignements sur le procédé fournis par l'utilisateur indiquent que la dilution se produira dans le système de traitement des eaux usées. C'est pourquoi on a appliqué un facteur de dilution de 10. Si l'on présume que les systèmes de traitement des eaux usées éliminent 15,4 % du dinosèbe (comme l'a estimé SimpleTreat, 2003), la concentration résultante de dinosèbe dans les eaux usées traitées est estimée à 2,1 µg/L. Un autre facteur de 10 a été appliqué pour tenir compte de la dilution suivant le rejet des eaux usées traitées dans les eaux de surface. Donc, la concentration de dinosèbe dans les eaux de surface de 0,21 µg/L est estimée être la limite supérieure des concentrations possibles de dinosèbe dans l'environnement après utilisation dans une grande installation.

Plus récemment, des données du secteur industriel sur les concentrations de dinosèbe mesurées à l'aide d'une méthode d'analyse plus sensible dans plusieurs échantillons d'eaux usées non traitées d'une installation qui emploie de grands volumes de dinosèbe ont été fournies à Environnement et Changement climatique Canada. Le dinosèbe n'était pas présent à des concentrations supérieures au seuil de détection de la méthode de 0,05 µg/L dans neuf des dix échantillons. Dans un échantillon, la concentration mesurée était de 0,117 µg/L (communication personnelle, données confidentielles fournies par courriel à Environnement et Changement climatique Canada, le 24 octobre 2018; sans référence). Étant donné que ces données plus récentes ont été recueillies sur une courte période de temps et qu'elles proviennent d'un petit nombre d'échantillons, on ignore dans quelle mesure elles pourraient être représentatives. Par conséquent, l'ensemble de données plus ancien et plus étendu est encore considéré comme pertinent, malgré le seuil de détection plus élevé.

Pour les autres utilisations à faible volume qu'il pourrait y avoir (comme indiqué par les données de l'ASFC; AFSC 2016), une analyse générique a été menée pour déterminer les concentrations estimées dans l'environnement (CEE) dans les eaux de surface après les rejets par de petites installations industrielles. Plusieurs CEE ont été calculées en variant les données d'entrée pour certains paramètres afin de saisir l'éventail de situations possibles. Les calculs ont été établis sur une quantité totale de 85 kg de dinosèbe utilisée par année (le poids de dinosèbe qui serait présent dans 100 kg de dinosèbe acétate), représentant la quantité utilisée par une petite exploitation. On a fait varier le nombre de jours de rejets à 50, 100 et 350 jours par années. Un coefficient d'émission de 0,3 % a été utilisé, ce qui est un coefficient d'émission de rejets industriels par défaut pour des exploitations génériques (EC 2003). On a supposé que les rejets d'installations industrielles provenaient de systèmes de traitement des eaux usées. Un modèle d'estimation de l'élimination par traitement des eaux usées (SimpleTreat 2003) a été utilisé pour estimer l'élimination du dinosèbe dans un système de traitement des eaux usées par sorption, volatilisation et dégradation. À l'aide de l'hydrosolubilité, de la constante d'Henry, du coefficient de partage carbone organique et de la constante cinétique de biodégradation pour le dinosèbe comme données d'entrée du SimpleTreat, le taux d'élimination a été estimé à 15,4 %; ce résultat a été

utilisé dans tous les calculs de CEE. Le volume de dilution des eaux réceptrices (calculé comme le débit de l'effluent du système de traitement des eaux usées multiplié par le facteur de dilution du plan d'eau récepteur) a été établi sur le 10^e ou le 50^e centile de la distribution du volume de dilution quotidien pour certains systèmes de traitement des eaux usées recevant des effluents industriels, au Canada. Avec ces données d'entrée, on a pu calculer six CEE génériques différentes, ce qui représente une vaste gamme de conditions possibles. Les CEE ont varié de 0,01 à 0,82 µg/L, la médiane étant de 0,09 µg/L.

Il n'existe aucune donnée de surveillance sur les concentrations de dinosèbe dans l'air au Canada. On ne s'attend pas à des rejets importants dans l'air, attribuables aux usages actuels, étant donné que le dinosèbe est utilisé au cours de ce que l'on considère être un procédé « fermé » (OCDE, 2007)⁵. Toutefois, les rejets mineurs sont possibles. Par exemple, dans le cadre du programme Toxics Release Inventory de l'EPA des États-Unis (US EPA, 2016) et aussi récemment qu'en 2015, on a signalé des rejets faibles de dinosèbe dans l'air par des installations de fabrication de produits chimiques.

Il n'existe pas non plus de données actuelles de surveillance pour les concentrations de dinosèbe dans le sol et les sédiments au Canada.

6.3 Caractérisation des risques pour l'environnement

L'approche retenue dans la présente évaluation préalable des risques pour l'environnement était d'examiner les données d'évaluation et de formuler des conclusions fondées sur la méthode du poids de la preuve et le principe de précaution. Nous avons rassemblé les données probantes pour déterminer le potentiel associé au dinosèbe de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada. Les données probantes examinées étaient celles qui étaient évaluées dans la présente évaluation qui étayaient la caractérisation des risques pour l'environnement canadien. Les données probantes secondaires ou indirectes, dont les décisions réglementaires et la classification du danger ou les caractéristiques du devenir réalisées par d'autres organismes de réglementation sont prises en compte.

6.3.1 Analyse du quotient de risque

On a réalisé les analyses du quotient de risque en comparant les différentes estimations des pires cas d'exposition réalistes (CEE; voir la section sur l'évaluation de l'exposition de l'environnement) aux données sur la toxicité dans l'environnement (CESE; voir la section sur l'évaluation des effets sur l'environnement) afin de déterminer

⁵ « Fermé » n'est pas défini par l'OCDE.

s'il y avait un potentiel d'altérer l'environnement au Canada. On calcule les quotients de risque (QR) en divisant la CEE par la CESE établie pour les milieux environnementaux pertinents et les scénarios d'exposition associés.

Compte tenu de la principale utilisation actuelle du dinosèbe par le secteur des produits chimiques, tout rejet devrait se faire dans des eaux de surface. Une fois rejetée dans une eau de surface, la substance devrait surtout demeurer dans ce milieu étant donné sa solubilité dans l'eau et son faible passage dans les sédiments. C'est la raison pour laquelle l'analyse du QR du dinosèbe portait exclusivement sur l'écosystème aquatique. On a tenu également compte des rejets de dinosèbe dans les eaux de surface, car cette substance se dissociera dans l'environnement pour produire du dinosèbe.

Pour le scénario d'exposition qui prenait en compte les rejets de dinosèbe issu des eaux usées de grandes installations utilisant du dinosèbe, une CEE de 0,21 µg/L a été estimée. En comparant cette CEE à la CESE établie en fonction des effets sur les organismes aquatiques à 0,17 µg/L, le QR résultant est de 1,2. Ce qui indique que les installations utilisant de grands volumes de dinosèbe pourraient poser un risque pour l'environnement, selon les pratiques de manutention appliquées à l'installation.

D'après les rejets possibles d'eaux usées contenant du dinosèbe rejetées dans les eaux de surface par les petites installations industrielles employant du dinosèbe acétate, les CEE du dinosèbe dans les eaux de surface établies par calcul variaient de 0,01 à 0,82 µg/L. En divisant ces CEE par la CESE de 0,17 µg/L, le QR résultant associé à des effets nocifs pour les organismes aquatiques (CEE/CESE) varie de 0,06 à 4,8, la médiane étant de 0,54. Des six CEE estimées, deux ont donné des quotients de risque supérieurs à 1. Ces résultats indiquent le potentiel que des concentrations d'exposition découlent d'activités industrielles dépassant les seuils sans effet chronique dans le milieu récepteur, même lorsque de très petites quantités de dinosèbe sont utilisées.

6.3.2 Examen des données probantes

Pour caractériser les risques pour l'environnement associés au dinosèbe, nous avons examiné des données techniques provenant de diverses sources, comme il en a été discuté dans les sections pertinentes du présent rapport, et nous avons évalué la qualité de ces données. Les principales données probantes appuyant la conclusion de l'évaluation sont présentées au tableau 6-1, et une discussion globale sur le poids de la preuve figure à la section 6.3.3. Le degré de confiance renvoie à l'influence combinée de la qualité et de la variabilité des données, des lacunes dans les données, de la causalité, de la plausibilité et de toute extrapolation requise pour les données probantes. La pertinence désigne l'effet d'une donnée probante sur le risque de causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Les qualificateurs utilisés dans

l'analyse varient de faibles à élevés, et la pondération de chaque donnée variait selon cinq résultats possibles.

Les données probantes directes présentées au tableau 6-1 concernent le devenir dans l'environnement et la distribution, l'écotoxicité, les rejets dans l'environnement et les concentrations ainsi que le résultat de l'analyse du quotient de risque. Les données probantes indirectes, par exemple les décisions réglementaires prises par d'autres pays (p. ex. candidat au statut de substances hautement prioritaires en vertu de REACH; restrictions à l'égard d'un pesticide dans plusieurs pays; inscription à la Liste des substances assujetties à la Convention de Rotterdam), ont aussi été examinées, mais on ne leur a pas attribué de valeur qualitative en raison du contexte réglementaire de la prise de ces décisions par d'autres pays.

Tableau 6-1. Données probantes pondérées examinées pour déterminer le risque d'effets nocifs sur l'environnement associé au dinosèbe au Canada

Donnée probante	Degré de confiance^a	Pertinence dans l'évaluation^b	Pondération^c
Persistance dans l'environnement	modéré	élevé	modéré à élevé
Transport à grande distance	modéré	modéré	modéré
Bioaccumulation dans les organismes aquatiques	modéré	modéré	modéré
Mode d'action et autre donnée non observable	élevé	élevé	élevé
CESE pour les organismes aquatiques	élevé	élevé	élevé
CEE dans l'eau (rejets de grandes installations utilisant du dinosèbe)	faible	élevé	modéré
CEE dans l'eau (rejets de petites installations utilisant du dinosèbe acétate)	faible	élevé	modéré
Quotient de risque pour l'eau	faible	élevé	modéré

^a On détermine le degré de confiance en fonction de la qualité des données, de leur variabilité, des lacunes de données et de l'adéquation des données.

^b La pertinence renvoie aux effets de la donnée probante dans l'évaluation.

^c La pondération de chaque donnée probante se fait selon le niveau de confiance et la pertinence de l'évaluation combinés.

6.3.3 Pondération et détermination du risque de causer des effets nocifs pour l'environnement au Canada

Les données probantes de la présente évaluation indiquent que le dinosèbe est soluble dans l'eau et relativement persistant dans l'environnement. Les données sur la structure et les données empiriques ainsi que les résultats obtenus par modélisation et fondés sur des propriétés physicochimiques mesurées de grande qualité, appuient tous l'affirmation selon laquelle le dinosèbe a une persistance globale dans l'environnement de l'ordre de mois. Lorsque le dinosèbe est rejeté dans l'eau (c.-à-d., son principal mode d'introduction possible dans l'environnement), il est probable qu'il demeure dans la colonne d'eau et soit soumis à un transport à grande distance dans l'eau, se retrouvant ainsi dans l'ensemble du réseau hydrographique. Par conséquent, la dilution dans les plans d'eau de surface est le facteur prépondérant régulant les concentrations environnementales auxquelles les organismes sont exposés. Une incertitude entoure les estimations de demi-vie ainsi que les estimations obtenues par modélisation, lesquelles se limitent principalement à la forme neutre du dinosèbe. La principale voie de dégradation est celle de la photolyse dans les eaux de surface, dégradation qui devrait varier considérablement en fonction de la profondeur et de la turbidité de l'eau, et qui n'a donc pas été prise en considération lors du calcul de la durée de vie. Le dinosèbe ne devrait pas migrer considérablement dans les eaux de surface depuis l'air. Le rejet dans l'air à proximité des installations industrielles est incertain. Par ailleurs, comme la distance de transport caractéristique dans l'air a été modélisée avec la forme neutre, son exactitude comporte des incertitudes. Le devenir et le transport du dinosèbe dans l'air sont donc peu pertinents dans la présente évaluation. Compte tenu de son devenir dans plusieurs milieux, le dinosèbe ne devrait pas être éliminé en grande quantité par les systèmes de traitement des eaux usées. On s'attend donc à un faible taux d'élimination de la substance dans les effluents d'eaux usées (estimé à 15,4 % par SimpleTreat comme traitement secondaire), et le transfert du dinosèbe des biosolides au milieu terrestre ne devrait pas être important.

D'après des données relativement cohérentes, le dinosèbe a un faible potentiel de bioaccumulation dans les espèces aquatiques. La substance ne devrait pas se bioamplifier considérablement dans les organismes aquatiques. Sa bioaccumulation dans les organismes terrestres est incertaine en raison de sa distribution interne dans le plasma sanguin et dans les protéines structurales ainsi que de sa métabolisation et son excrétion lentes.

Plusieurs données probantes fiables appuient l'affirmation selon laquelle le dinosèbe est une substance toxique hautement réactive ayant des effets à court et à long terme sur tous les organismes étudiés. On dispose de nombreuses études empiriques fiables et cohérentes qui indiquent des effets à court et à long terme sur des animaux aquatiques avec des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g/L}$, ce qui concorde avec le mode d'action. Des données cohérentes tirées d'études *in silico*, *in vitro* et *in vivo* montrent que le dinosèbe interagit avec les tissus biologiques (p. ex. protéines et ADN) à de très faibles concentrations d'exposition interne ou externe entraînant une toxicité pour l'embryon et des effets sur la reproduction à long terme qui ont des conséquences sur

les populations d'organismes. Selon les données, l'exposition au dinosèbe peut occasionner plus d'un effet nocif (mortalité, diminution de la croissance, toxicité pour l'embryon, effets sur la reproduction). L'Union européenne a catégorisé le dinosèbe comme une substance extrêmement préoccupante, et celui-ci figure dans la liste des substances candidates (ECHA c2007-2015b) satisfaisant aux critères de la classification comme substance cancérigène, mutagène ou toxique pour la reproduction), en particulier en raison de ses effets sur la reproduction. Les données sur la toxicité du dinosèbe pour les organismes vivant dans le sol sont peu nombreuses, et on n'a trouvé aucune donnée sur la toxicité dans les sédiments dans le cadre de la présente évaluation. Compte tenu de sa réactivité, il est probable que le dinosèbe soit dangereux pour les organismes vivant dans le sol et les sédiments. Toutefois, vu l'absence d'exposition dans ces milieux, les scénarios d'exposition des sols et des sédiments n'ont pas été pris en compte dans la présente évaluation.

La CESE calculée du dinosèbe traduit le degré de confiance élevé des différentes données probantes cohérentes et hautement fiables. Il existe une certaine incertitude au sujet de la CEE qui a été calculée pour de grandes installations utilisant du dinosèbe, en raison du seuil de détection élevé qui a été utilisé pour les données de surveillance des effluents. Selon des données de surveillance des effluents plus récentes où le seuil de détection était plus bas, dans un petit nombre d'échantillons, le dinosèbe n'était pas présent à des concentrations supérieures à la CESE. Par conséquent, une faible pondération a été appliquée à cette CEE.

Une certaine incertitude existe également dans les CEE qui ont été déterminées pour les petites installations employant du dinosèbe acétate, étant donné qu'elles ont été calculées à l'aide d'hypothèses génériques sur les rejets industriels. La faible pondération donnée aux CEE en milieu aquatique traduit ces incertitudes. Néanmoins, malgré le taux d'utilisation annuel supposé faible dans tous les calculs, le résultat indiquait un risque dans deux cas. La valeur du QR serait sensible à toute erreur associée à la CEE. La pondération modérée du QR témoigne de ces faiblesses potentielles.

Compte tenu de tous les éléments de preuve mentionnés précédemment, on estime que le dinosèbe peut causer des effets nocifs sur l'environnement au Canada. Il a également été déterminé que le dinosèbe répond au critère de la persistance, mais pas à celui de la bioaccumulation, lesquels critères sont énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

6.3.4 Sensibilité de la conclusion à l'égard des principales incertitudes

Plusieurs données probantes cohérentes appuient le devenir du dinosèbe et ses effets dans le milieu aquatique, principal milieu faisant l'objet de préoccupations dans la présente évaluation. Par conséquent, la conclusion ne devrait pas changer en fonction d'une meilleure détermination du devenir dans l'eau ou un autre milieu, ou de la toxicité

pour l'environnement et en fonction de renseignements supplémentaires sur ces aspects.

Il existe une certaine incertitude dans les estimations des concentrations d'expositions. Cependant, même en supposant de très faibles quantités utilisées, deux CEE estimatives indiquaient un potentiel de risque. Étant donné le danger très élevé associé à cette substance, tout rejet de dinosèbe dans l'environnement pourrait être préoccupant. L'échantillonnage limité des eaux de surface et des effluents industriels indique que les concentrations de dinosèbe sont très faibles à ces endroits. Une surveillance plus étendue des effluents d'eaux usées ou une surveillance du dinosèbe dans eaux réceptrices pourrait réduire l'incertitude associée à l'exposition. Toutefois, il se peut que la surveillance à une certaine distance de la source d'émission (p. ex. > 1 km) ne permette pas de détecter le dinosèbe, étant donné la capacité de dilution élevée du plan d'eau récepteur.

7. Risque de causer des effets nocifs sur la santé humaine

7.1 Évaluation de l'exposition

Autrefois, on utilisait le dinosèbe comme herbicide, mais cette utilisation a été abandonnée au Canada en 2001 (ARLA, 2000). Il n'existe aucune utilisation du dinosèbe par les consommateurs, et la principale utilisation de cette substance dans un système fermé lors de procédés industriels ne devrait pas donner lieu à une exposition de la population générale. Le dinosèbe (y compris tout dinosèbe formé par la dissociation du dinosèbe acétate) fait régulièrement l'objet d'un dosage dans l'eau potable, et sa concentration n'a jamais dépassé la limite de détection (0,1 à 1,0 µg/L) dans les analyses récentes (Exova, 2010; AGAT Laboratories, 2013; WSH Labs, 2015; Ville de Markham, 2015; Ville de Barrie, 2016; Ville de Guelph, 2016; Municipalité régionale de Wood Buffalo, 2015). Le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable a formulé des recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada en 1996 qui s'appliquent notamment au dinosèbe; toutefois, la recommandation concernant le dinosèbe a été retirée, puisque son utilisation en tant que pesticide n'est plus homologuée au Canada et qu'il n'est plus présent dans les sources d'eau potable au Canada « à des concentrations qui pourraient poser un risque pour la santé humaine » (Santé Canada, 2019). Le dinosèbe ne devrait pas être présent dans l'air, l'eau ou les aliments et n'est pas utilisé dans les produits. Par conséquent, on ne s'attend à aucune exposition de la population générale.

7.2 Évaluation des effets sur la santé

L'OCDE (2007) et l'Integrated Risk Information System de l'EPA des États-Unis (IRIS 1997) ont évalué le dinosèbe. Le rapport d'évaluation initial de l'OCDE a servi à éclairer la caractérisation des effets sur la santé de la présente évaluation préalable. Le dinosèbe est classé par la Commission européenne comme un produit toxique pour la reproduction de la catégorie 1B (peut nuire à l'enfant à naître; est soupçonné être

nuisible pour la fécondité) (UE 2008). Nous avons effectué une recension des publications de l'année précédant la réunion au cours de laquelle l'OCDE a procédé à une évaluation initiale de l'ensemble des données préalables (soit en avril 2006) jusqu'en septembre de l'année 2016. Nous n'avons relevé aucune étude sur les effets sur la santé qui pourrait avoir une incidence sur la caractérisation des risques (c'est-à-dire qui aboutirait à des paramètres critiques différents ou à des points de départ plus faibles que ceux indiqués dans OCDE 2007). La présente section décrit les paramètres critiques du dinosèbe et ses effets correspondants, tels qu'ils figurent directement dans OCDE 2007.

Dans une étude combinée de toxicité à doses répétées et de dépistage de la toxicité pour la reproduction et le développement (OCDE TG 422), on a administré du dinosèbe à des rats par gavage à une dose de 0, 0,78, 2,33 ou 7 mg/kg p.c./jour (MHLW Japon, 2005, cité dans OCDE 2007). Les mâles ont reçu le dinosèbe pendant 42 jours à partir de la 14^e journée précédant l'accouplement, et les femelles ont reçu la substance de la 14^e journée avant l'accouplement, pendant la période d'accouplement et la période de gestation jusqu'au sixième jour de la lactation. Les mâles du groupe ayant reçu la dose de 7,0 mg/kg p.c./jour présentaient une diminution considérable de la proportion des spermatozoïdes motiles et des spermatozoïdes à mobilité progressive, de la vitesse des spermatozoïdes et de la proportion des spermatozoïdes viables. En outre, l'amplitude du déplacement latéral de la tête, la proportion de spermatozoïdes anormaux et la proportion de flagelles anormaux était considérablement augmentée chez les mâles de ce groupe. Les femelles du groupe ayant reçu 7,0 mg/kg p.c./jour présentaient un indice de gestation beaucoup plus faible que les témoins. Selon les résultats ci-dessus, la DSEO associée à une toxicité pour la reproduction et le développement a été établie à 2,33 mg/kg p.c./jour. À la dose de 0,78 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a observé une augmentation importante de l'hématocrite chez les mâles. À la dose de 2,33 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a noté une diminution considérable de l'hématopoïèse extramédullaire dans la rate chez les femelles. Des femelles qui ont reçu la dose de 7,0 mg/kg p.c./jour sont décédées. À la lumière de ces observations, on considère que la DMENO des mâles et la DSENO des femelles étaient de 0,78 mg/kg p.c./jour (MHLW Japon, 2005, tel que cité dans OCDE 2007).

Dans une autre étude sur la toxicité pour la reproduction, on a administré du dinosèbe à des rats mâles par l'alimentation à des doses équivalentes à 0, 3,8, 9,1, 15,6 ou 22,2 mg/kg p.c./jour, pour une période pouvant aller jusqu'à 77 jours (Linder et al., 1982, tel que cité dans OCDE 2007). À la dose de 9,1 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, les animaux présentaient une diminution importante de la numération des spermatozoïdes et une augmentation considérable du nombre de spermatozoïdes atypiques. La DSENO calculée était de 3,8 mg/kg p.c./jour.

Dans une étude sur la toxicité pour le développement, on a appliqué du dinosèbe par voie cutanée à des lapines gravides pendant 6 heures par jour du 7^e au 19^e jour de la gestation à une dose de 0, 1, 3, 9 ou 18 mg/kg p.c./jour (Johnson et al., 1988, tel que cité dans OCDE 2007). On a constaté une fréquence accrue d'hydrocéphalie et d'anophtalmie chez les fœtus nés de mères exposées à 3 mg/kg p.c./jour ou à une

dose supérieure. Chez les mères exposées à la dose de 9 mg/kg p.c./jour, on a observé un nombre plus faible de fœtus vivants ainsi qu'une plus grande fréquence de fœtus ayant une fente palatine, une microcéphalie et une microphthalmie. On a noté une mortalité chez les mères et une hypothermie à la dose de 3 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures. Selon les résultats ci-dessus, la DSEO fondée sur une toxicité chez les mères et une toxicité pour la reproduction et le développement est de 1 mg/kg p.c./jour.

Dans une autre étude sur la toxicité pour le développement, le dinosèbe a été administré à des rates gravides par gavage à la dose de 0, 2,5, 5, 10 ou 15 mg/kg p.c./jour ou dans l'alimentation à la dose d'environ 15 mg/kg p.c./jour, entre le 6^e et le 15^e jour de la gestation (Giavini et al., 1986, tel que cité dans OCDE 2007). À la dose administrée par gavage de 10 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures, on a noté une augmentation de la fréquence des fœtus présentant des variations squelettiques, et à la dose de 15 mg/kg p.c./jour administrée par gavage, les petits présentaient un retard de l'ossification, un poids corporel considérablement réduit et une fréquence accrue de variations squelettiques. En outre, les petits nés de mères ayant reçu 15 mg/kg p.c./jour dans l'alimentation (la seule dose étudiée) présentaient une microphthalmie et une diminution considérable du poids corporel. Le gain de poids corporel chez les mères était plus faible à la dose administrée par gavage de 10 mg/kg p.c./jour et aux doses supérieures. La DSENO fondée sur une toxicité chez les mères et pour le développement était de 5 mg/kg p.c./jour.

Des études in vitro ont montré que le dinosèbe n'était pas mutagène chez les bactéries. Par ailleurs, la substance n'a pas induit d'aberration chromosomique dans les cellules de mammifères en culture (MHLW Japon, 2005, tel que cité dans OCDE 2007). D'après les études peu nombreuses sur la cancérogénicité menées chez le rat et la souris, rien n'indiquait un effet cancérogène du dinosèbe (US EPA, 1987, non publié, tel que cité dans OCDE 2007).

7.3 Caractérisation des risques pour la santé humaine

Au Canada, on ne s'attend à aucune exposition de la population générale au dinosèbe attribuable au milieu naturel, aux aliments ou à l'utilisation de produits. L'exposition de la population découlant des rejets possibles de dinosèbe ou de dinosèbe acétate utilisé par le secteur industriel dans les eaux de surface serait de plusieurs ordres de grandeur inférieurs aux concentrations associées à des effets sur la santé. Compte tenu de ces facteurs, on considère donc que le risque pour la santé humaine est faible.

L'exposition de la population générale au dinosèbe n'est pas préoccupante aux niveaux actuels, mais on estime que cette substance a un effet préoccupant sur la santé, étant donné sa toxicité potentielle pour la reproduction et le développement. Par conséquent, la substance pourrait être une source de préoccupations pour la santé humaine si l'exposition venait à augmenter.

7.4 Incertitudes entourant l'évaluation des risques pour la santé humaine

En général, comme les utilisations et les propriétés du dinosèbe ont été bien caractérisées, on estime qu'une caractérisation des risques fondée sur une approche qualitative est suffisante dans le cadre de la présente évaluation.

8. Conclusion

Compte tenu de tous les éléments de preuve contenus dans la présente évaluation préalable, le dinosèbe présente un risque d'effets nocifs sur l'environnement. Il a été conclu que le dinosèbe satisfait au critère énoncé à l'alinéa 64a) de la LCPE, car il pénètre ou peut pénétrer dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à avoir, immédiatement ou à long terme, un effet nocif sur l'environnement ou sur la diversité biologique. Toutefois, il a été conclu que le dinosèbe ne satisfait pas au critère énoncé à l'alinéa 64b) de la LCPE, car il ne pénètre pas dans l'environnement en une quantité ou concentration ou dans des conditions de nature à mettre en danger l'environnement essentiel pour la vie. Il a également été conclu que le dinosèbe ne satisfait pas au critère énoncé à l'alinéa 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 un danger au Canada pour la vie ou la santé humaines.

Il a été conclu que le dinosèbe satisfait à l'un des critères énoncés à l'article 64 de la LCPE.

Il a également été déterminé que le dinosèbe répond au critère de la persistance, mais pas à celui de la bioaccumulation, lesquels critères sont énoncés dans le *Règlement sur la persistance et la bioaccumulation* de la LCPE.

Références

ACD/Percepta [module de prévision]. c1997-2012. Toronto (ON): Advanced Chemistry Development, Inc. [Disponible en anglais seulement]

[AEROWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [estimation model]. 2010. Ver. 1.00. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. [Disponible en anglais seulement]

AGAT Laboratories. 2013. Drinking water certificate of analysis. Calgary (AB): Mountain View Regional Water Services Commission. [Disponible en anglais seulement]

Agriculture Canada. 1991. Recommandation : la concentration maximale acceptable (CMA) de dinoseb dans l'eau potable.

Aharonson N. 1987. Potential contamination of ground water by pesticides. *Pure & Appl Chem* 59(10):1419-1446. [Disponible en anglais seulement]

[AOPWIN] Atmospheric Oxidation Program for Microsoft Windows [modèle d'estimation]. 2010. Ver. 1.92a. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. [Disponible en anglais seulement]

[ARLA] Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire. 2000. Clean Crop Dinoseb 300, concentré émulsionnable à usage restreint (numéro d'homologation 15086) [PDF]. Ottawa (Ont.), Santé Canada, ARLA. [consulté le 26 septembre 2016].

[ASFC] Agence des services frontaliers du Canada. 2016. Information recueillie sur l'importation de produits correspondants au code HS 291536. Renseignements confidentiels. [En anglais seulement]

Barbash JE, Resek EA. 1996. Pesticides in ground water: distribution, trends, and governing factors, US Geological Survey, Chelsea (MI): Ann Arbor Press. (Pesticides in the Hydrologic System, Vol. 2). [Disponible en anglais seulement]

[BDPP] Base de données sur les produits pharmaceutiques [base de données]. [modifiée le 17 juillet 2015]. Ottawa (Ontario): gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016].

[BDIPSN] Base de données sur les ingrédients des produits de santé naturels [base de données]. [modifiée le 1^{er} novembre 2016]. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016].

[BDPSNH] Base de données sur les produits de santé naturels homologués [base de données]. [modifiée le 10 août 2016]. Ottawa (Ontario) : gouvernement du Canada. [consultée en juin 2016].

Beyer A, Mackay D, Matthies M, Wania F, Webster E. 2000. Assessing long-range transport potential of persistent organic pollutants. *Environ Sci Technol* 34: 699-703. [Disponible en anglais seulement]

Blaskó L. 2008. Soil science [PDF]. Digital textbook. [Disponible en anglais seulement]

Brack W, Frank H. 1998. Chlorophyll a fluorescence: a tool for the investigation of toxic effects in the photosynthetic apparatus. *Ecotoxicol Environ Saf.* 40: 34-41. [Disponible en anglais seulement]

Bromilow RH, Chamberlain K. 1991. Pathways and mechanisms of transport of herbicides in plants. In: Kirkwood R, editor. Target Sites for herbicide action. Springer US. p. 245-284. [Disponible en anglais seulement]

Brown LS, Lean DRS. 1995. Toxicity of selected pesticides to lake phytoplankton measured using photosynthetic inhibition compared to maximal uptake rates of phosphate and ammonium. *Environ Toxicol and Chem* 14(1): 93-98. [Disponible en anglais seulement]

Call DJ, Brooke LT, Kent RJ. 1983. Toxicity, bioconcentration, and metabolism of five herbicides in freshwater fish. US Department of Commerce, National Technical Information Service. [Disponible en anglais seulement]

Call DJ, Brooke LT, Kent RJ, Poirier SH, Knuth ML, Shubat PJ, Slick EJ. 1984. Toxicity, uptake, and elimination of the herbicides alachlor and dinoseb in freshwater fish. *J Environ Qual* 13:493-498. [Disponible en anglais seulement]

Call DJ. 1987. Memorandum July 6 Memo to L.J. Larson. Center for Lake Superior. Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior, p. 1-4. [Disponible en anglais seulement]

Canada 1999. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999). L.C. 1999, chap. 33. *Gazette du Canada*, Partie III, vol. 22, n° 3. [Disponible en anglais seulement]

CATALOGIC [environmental fate and ecotoxicity model]. 2014. Ver. 5.11.15. Bourgas (BG): University "Prof. Dr. Assen Zlatarov", Laboratory of Mathematical Chemistry. [Disponible en anglais seulement]

[CCME] Conseil canadien des ministres de l'Environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection des utilisations de l'eau à des fins agricoles - Protocoles d'élaboration des recommandations pour la qualité des eaux en vue de protéger les utilisations de l'eau à des fins agricoles (irrigation et abreuvement du bétail) [PDF].

[CE] Commission européenne. 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. Part II [PDF]. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. [Disponible en anglais seulement]

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 1985. Study of bioaccumulation of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 205008. [Disponible en anglais seulement]

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 2003a. Study of hydrolysis as a function of pH of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 805054. [Disponible en anglais seulement]

[CERI] Chemicals Evaluation and Research Institute, Japan. 2003b. Study of biodegradability of 2,4-dinitro-6-(1-methylpropyl)phenol, Report Number 205008. [Disponible en anglais seulement]

Chèvre N, Brazzale AR, Beker-van Slooten K, Behra R, Tarradellas J, Guettinger H. 2005. Modeling the concentration-response function of the herbicide dinoseb on *daphnia magna* (survival time, reproduction) and *pseudokirchneriella subcapitata* (growth rate). *Ecotoxicol Environ Saf* 62:17-25. [Disponible en anglais seulement]

Cornell University: [PMEP] Pesticide Management Education Program. 1987. Dinoseb (Premerge, Dinitro) Herbicide Profile 4/87. [Disponible en anglais seulement]

de Bruijn J, Busser F, Seinen W, Hermens J. 1989. Determination of octanol/water partition coefficients for hydrophobic organic chemicals with the "slow-stirring" method. *Environ Toxicol Chem*. 8:499-512. [Disponible en anglais seulement]

Doubos JD, Reid JJ. 1956. Decomposition of certain herbicides in soil microflora. *Bacteriol Proc* p.23. [Disponible en anglais seulement]

Environnement Canada. 2011. Présence et concentrations des pesticides prioritaires dans certains écosystèmes aquatiques canadiens [PDF]. Ottawa (Ontario): Environnement Canada. Direction des sciences et de la technologie de l'eau.

Environnement Canada. 2015. Liste des substances d'exportation contrôlée, LCPE annexe 3.

[ECCC, SC] Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. [modifié le 20 avril 2007.] Catégorisation. Ottawa (Ont.), gouvernement du Canada. [consulté le 10 juin 2016.]

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2015a. Substance information: Dinoseb Helsinki (FI): ECHA. [consulté le 1^{er} décembre 2016]. [Disponible en anglais seulement]

[ECHA] European Chemicals Agency. c2007-2015b. Inclusion of Substances of Very High Concern in the Candidate List. [Disponible en anglais seulement]

[EC-Environment] European Commission – Environment. 2016. Study on enhancing the Endocrine Disruptor list with a focus on low production volume chemicals [PDF]. Available, with EU background information. [Disponible en anglais seulement]

[EPI Suite] Estimation Program Interface Suite for Microsoft Windows [estimation mode]. c2000-2012. Ver. 4.11. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics; Syracuse (NY): Syracuse Research Corporation. [Disponible en anglais seulement]

Escher BI, Ashauer R, Dyer S, Hermens JLM, Lee J-H, Leslie HA, Mayer P, Meador JP, et MSJ Warne. 2010. Crucial role of mechanisms and modes of toxic action for understanding tissue residue toxicity and internal effect concentrations of organic chemicals. *Integr Environ Assess Manag*. 7(1):28–49. [Disponible en anglais seulement]

Exova. 2010. Drinking water analytical report. Turner Valley Water Treatment Plant. Calgary (AB): Pure Elements Environmental. [Disponible en anglais seulement]

Fabacher DL, Chambers H. 1974. Resistance to herbicides in insecticide-resistant mosquitofish, *Gambusia affinis*. *Environmental Letters* 7(1):15-20. [Disponible en anglais seulement]

Felsot AS. 1998. Dinoseb - banned but not forgotten: the tale of an unusually hazardous pesticide. *Agrichemical and Environmental News*, Issue 146. Washington State University Cooperative Extension newsletter. [Disponible en anglais seulement]

Franco A, Trapp S. 2008. Estimation of the soil–water partition coefficient normalized to organic carbon for ionizable organic chemicals. *Environ Toxicol Chem* 27:1995-2004. [Disponible en anglais seulement]

Frank R, Sirons GJ, BD Ripley BD. 1979. Herbicide contamination and decontamination of well waters in Ontario, Canada, 1969-78. *Pestic Monit J* 13(3):120-27. [Disponible en anglais seulement]

Geiger DL, Northcott CE, Call DJ, Brooke LT. 1984. Acute toxicities of organic chemicals to fathead minnows (*Pimephales promelas*): Volume II. Center for Lake Superior Environmental Studies, University of Wisconsin-Superior. [Disponible en anglais seulement]

Gersich FM, Mayes MA. 1986. Acute toxicity tests with *Daphnia magna* Straus and *Pimephales promelas* Rafinesque in support of national pollutant discharge elimination permit requirements. *Water Res.* 20: 939-941. [Disponible en anglais seulement]

Hammill TB, Crawford RL. 1996. Degradation of 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (dinoseb) by *Clostridium bifermentans* KMR-1. *Appl Environ Microbiol.* 62(5):1842-1846. [Disponible en anglais seulement]

Hartley D, Kidd H, éditeurs. 1983. The agrochemicals handbook. Surrey (Royaume-Uni): Royal Society of Chemistry/Unwin Brothers Ltd. p. A159. [Disponible en anglais seulement]

Hawkins DR, Saggars VH. 1974. The fate of dinobuton and dinoseb on growing apples. *Pest Manag Sci* 5(4):497-504. [Disponible en anglais seulement]

Hawxby K, Tubea B, Ownby J, Basler E. 1977. Effects of various classes of herbicides on four species of algae. *Pestic Biochem Physiol* 7:203-209. [Disponible en anglais seulement]

Hill, EF, Heath RG, Spann JW, Williams JD. 1975. Lethal dietary toxicities of environmental pollutants to birds. US Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report-Wildlife 191, p. 1-61. [Disponible en anglais seulement]

Hodson J, Williams NA. 1988. The estimation of the adsorption coefficient (K_{oc}) for soils by high performance liquid chromatography. *Chemosphere* 17(1): 67-77. [Disponible en anglais seulement]

[IPCS] International Programme on Chemical Safety. 2011. INCHEM: International Chemical Safety Cards (ICSCs): Dinoseb. [Disponible en anglais seulement]

[IRIS] Integrated Risk Information System [database]. 1997- . Dinoseb. Bethesda (MD): US National Library of Medicine. [Mise à jour le 10 octobre 2003; consulté le 17 décembre 2015]. [Disponible en anglais seulement]

Johnson WW, et MT Finley. 1980. Handbook of acute toxicity of chemicals to fish and aquatic invertebrates. United States Department of the Interior; Fish and Wildlife Service. Resource Publication 137. Washington (DC): US Government Printing Office. [Disponible en anglais seulement]

Kaake RH, Roberts DJ, Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1992. Bioremediation of soils contaminated with the herbicide 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (dinoseb). *Appl Environ Microbiol* 58(5): 1683-1689. [Disponible en anglais seulement]

Kearney PC, Kaufman DD, éditeurs. 1976. Herbicides: chemistry, degradation and mode of action. Volume 2. 2e édition. New York: Marcel Dekker, Inc. [Disponible en anglais seulement]

Kelly BC. 2006. Bioaccumulation potential of organic contaminants in an arctic marine food web. Thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy, Simon Fraser University. [Disponible en anglais seulement]

Kratky BA, Warren GF. 1971. A rapid bioassay for photosynthetic and respiratory inhibitors. *Weed Sci* 19(6): 658-661. [Disponible en anglais seulement]

Linder RE, Strader LF, Slott VL, Suarez JD. 1992. Endpoints of spermatotoxicity in the rat after short duration exposures to fourteen reproductive toxicants. *Reprod Toxicol.* 6(6):491-505. [Disponible en anglais seulement]

- Lipschuetz M, Cooper AM. 1961. Toxicity of 2-secondary-butyl-4,6-dinitrophenol to blacknose dace and rainbow trout. *NY Fish Game J.* 8:110-121. [Disponible en anglais seulement]
- Lorz HW, Glenn SW, Williams RH, Kunkel CM, Norris LA, Loper BR. 1979. Effects of selected herbicides on smolting of coho salmon. EPA-600/3-79-071, Corvallis (Orégon): US EPA. [Disponible en anglais seulement]
- Luk'yanchuk VD, Luik AI. 1983. Mechanisms of conformational adaptation of albumin to ligands of differing chemical-structure. *Biochemistry (Moscou)* 48.4 (1983):559-565. [Disponible en anglais seulement]
- Matsuo H, Casida JE. 1970. Photodegradation of two dinitrophenolic pesticide chemicals, dinobuton and dinoseb, applied to bean leaves. *Bull Environ Contam Toxicol.* 5(1):72-78. [Disponible en anglais seulement]
- Mayer FL Jr., Ellersieck MR. 1986. Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. [Disponible en anglais seulement]
- McCarty LS, Mackay D. 1993. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment: body residues and modes of toxic action. *Environ Sci Technol.* 27(9):1719-28. [Disponible en anglais seulement]
- McCorkle FM, Chambers JE, Yarbrough JD. 1977. Acute toxicities of selected herbicides to fingerling channel catfish, *Ictalurus punctatus*. *Bull Environ Contam Toxicol.* 18(3):267-270. [Disponible en anglais seulement]
- McLeese DW, Zitko V, Peterson MR. 1979. Structure-lethality relationships for phenols, anilines and other aromatic compounds in shrimp and clams. *Chemosphere.* 8(2):53-57. [Disponible en anglais seulement]
- Menzie CM. 1978. Metabolism of Pesticides, Update II. U.S. Department of the Interior, Fish Wildlife Service, Special Scientific Report - Wildlife No. 212. Washington (DC): US Government Printing Office. [Disponible en anglais seulement]
- Milburn P, O'Neill H, Gartley C, Pollock T, Richards JE, Bailey H. 1991. Leaching of dinoseb and metribuzin from potato fields in New Brunswick [PDF]. Canadian Agricultural Engineering. [Disponible en anglais seulement]
- [MITI] Ministry of International Trade and Industry (Japan). 1992. Hazard Data Book for Chemical Substances: (2-(1-methylpropyl)-4,6-dinitrophenol). [Disponible en anglais seulement]
- [MOE] Ministry of the Environment (Japan). 2015. Results of Eco-toxicity tests of chemicals conducted by Ministry of the Environment in Japan (Mars 2015) [PDF]. [Disponible en anglais seulement]
- Monnig E, Zweidinger RA. 1980. Treatability studies of pesticide manufacturing wastewaters: dinoseb and atrazine. US Environmental Protection Agency Technical Report no. 600/2-80-077c. [Disponible en anglais seulement]
- Morgan DP. 1982. Recognition and Management of Pesticide Poisonings. EPA 540/9-80-005. Washington (DC): US Government Printing Office. [Disponible en anglais seulement]
- [NCBI] National Center for Biotechnology Information. PubChem Database. Dinoseb, CID=6950. [Consulté le 10 février 2020]. [Disponible en anglais seulement]

[NCI] National Chemical Inventories Global [base de données]. 2017. Columbus (OH): American Chemical Society, Chemical Abstracts Service. [Consulté le 18 décembre 2017]. [Disponible en anglais seulement]

[New EQC] New Equilibrium Criterion Model. 2011. Ver. 1.00 (Beta). Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. [Disponible en anglais seulement]

[NRC] National Research Council (USA). 1983. Drinking Water & Health. Volume 5. Washington D.C. National Academy Press. p. 46. [Disponible en anglais seulement]

[OECD] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2007. SIDS initial assessment report for 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol: CAS No. 88-85-7 [PDF] SIAM [SIDS Initial Assessment Meeting] 17-20; 2007 Avril; Paris, France. [Consulté le 14 septembre 2016]. [Disponible en anglais seulement]

[OCDE] Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. OECD Pov and LRTP Screening Tool. Ver. 2.2. Paris (France) : OCDE. A software model for estimating overall persistence (Pov) and long-range transport potential (LRTP) of organic chemicals. [Disponible en anglais seulement]

O'Neill HJ, Pollock TL, Bailey HS, Milburn P, Gartley C, Richards JE. 1989. Dinoseb presence in agricultural subsurface drainage from potato fields in northwestern New Brunswick, Canada. *Bull. Environ Contam Toxicol* 43:935-940. [Disponible en anglais seulement]

Padilla S, Corum D, Padnos B, Hunter DL, Beam A, Houck KA, Sipes N, Kleinstreuer N, Knudsen T, Dix DJ, Reif DM. 2012. Zebrafish developmental of the ToxCast Phase I chemical library. *Repro Toxicol*. 33:174-187. [Disponible en anglais seulement]

Pašková V, Hilscherová K, Bláha L. 2011. Teratogenicity and embryotoxicity in aquatic organisms after pesticide exposure and the role of oxidative stress. *Rev Environ Contam Toxicol*. 211: 25-61. [Disponible en anglais seulement]

[PNUE] Programme des Nations Unies pour l'environnement. 2010. Convention de Rotterdam.

Princz J, Bonnell M, Ritchie E, Velicogna J, Robidoux P-Y, Scroggins R. 2014. Estimation of the bioaccumulation potential of a non-chlorinated bisphenol and an ionogenic xanthene dye to *Eisenia andrei* in field-collected soils, in conjunction with predictive in silico profiling. *Environ. Toxicol Chem*. 33(2): 308-316. [Disponible en anglais seulement]

Regional Municipality of Wood Buffalo. 2015. Annual Report Conklin Waterworks System [PDF]. Submitted to Alberta Environment and Parks. [Disponible en anglais seulement]

Rutherford AW, Zimmermann JL. 1984. The effect of herbicides on components of the PS II reaction centre measured by EPR. *FEBs Lett*. 165(2):156-162. [Disponible en anglais seulement]

Saarikoski, J, Viluksela M. 1981. Influence of pH on the toxicity of substituted phenols to fish. *Arch Environ Contam Toxicol* 10:747-753. [Disponible en anglais seulement]

Sakamuru S, Li X, Attene-Ramos MS, Huang R, Lu J, Shou L, Shen M, Tice RR, Austin CP, Xia M. 2012. Application of a homogenous membrane potential assay to assess mitochondrial function. *Physiol Genomics*. 1;44(9):495-503. [Disponible en anglais seulement]

Saltzman S, Yariv S. 1974. Infrared study of the sorption of phenol and p-nitrophenol by montmorillonite. *Soil Sci Soc Amer Proc* 39: 474-9. [Disponible en anglais seulement]

Sanders HO. 1970. Toxicities of some herbicides to six species of freshwater crustaceans. *J Water Pollut Control Fed.* 42(8):1544-1550. [Disponible en anglais seulement]

Santé Canada. 2010. Liste des produits de formulation de l'ARLA [PDF]. Ottawa (Ontario) : Santé Canada, Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA). No. pub. SC : 100460, No cat. : H114-22/2010E. [consultée en juin 2016].

Santé Canada. [modifiée le 14 décembre 2015]. Liste critique des ingrédients de cosmétiques : liste des ingrédients dont l'usage est interdit dans les cosmétiques. Ottawa (Ontario) : Santé Canada, Direction de la sécurité des produits de consommation. [consulté en juin 2016].

Santé Canada. 2019. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - Tableau sommaire [PDF]. Ottawa, Ontario : Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada.

Schwarzenbach RP, Stierli R, Folsom BR, Zeyer J. 1988. Compound properties relevant for assessing the environmental partitioning of nitrophenols. *Environ Sci Technol.* 22:83-92. [Disponible en anglais seulement]

[SimpleTreat 3.1] Sewage Treatment Plant Removal Model version 3.1. 2003. Bilthoven (NL): National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Available from: National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Laboratory for Ecological Risk Assessment, Bilthoven, the Netherlands. [Disponible en anglais seulement]

Skelley JR. 1989. Toxicity of 2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol (Dinoseb) and monosodium methane arsonate (MSMA), individually and in a mixture, to Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*) and Fathead Minnows (*Pimephales promelas*). *Environ Toxicol Chem.* 8:623-628. [Disponible en anglais seulement]

Staempfli C, Tarradellas J, Becker-van Slooten K. 2007. Effects of Dinoseb on energy reserves in the soil arthropod *Folsomia candida*. *Ecotoxicol Environ Saf.* 68:263-271. [Disponible en anglais seulement]

Stevens DK, Grenney WJ, Yan Z, Sims RC. 1989. Sensitive parameter evaluation for a vadose zone fate and transport model. US EPA Project Summary: EPA/600/S2-89/039. [Disponible en anglais seulement]

Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1990 Biodegradation of dinoseb (2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol) in several Idaho soils with various dinoseb exposure histories. *Appl Environ Microbiol.* 56(1):133-139. [Disponible en anglais seulement]

Stevens TO, Crawford RL, Crawford DL. 1991. Selection and isolation of bacteria capable of degrading Dinoseb (2-sec-butyl-4,6-dinitrophenol). *Biodegradation.* 2:1-13. [Disponible en anglais seulement]

Stojanovic BJ, Kennedy MV, Shuman FL. 1972. Edaphic aspects of the disposal of unused pesticides, pesticides wastes and pesticides containers. *J Environ Qual.* 1(1):54-62.. [Disponible en anglais seulement]

[TaPL3] Long Range Transport and Persistence Level III Model. 2003. Ver. 3.00. Peterborough (ON): Trent University, Canadian Centre for Environmental Modelling and Chemistry. [Disponible en anglais seulement]

Toxipedia. 2014. Dinoseb. [Disponible en anglais seulement]

Tremp J, Mattrel P, Fingler S, Giger W. 1993. Phenols and nitrophenols as tropospheric pollutants: emissions from automobile exhausts and phase transfer in the atmosphere. *Water Air Soil Pollut.* 68:113-123. [Disponible en anglais seulement]

Truong L, Reif DM, St Mary L, Geier MC, Truong HD, Tanguay RL. 2014. Multidimensional in vivo hazard assessment using zebrafish. *Toxicol Sci.* 137(1): 212-233. [Disponible en anglais seulement]

Tulp HC, Fenner K, Schwarzenbach RP, Goss K-U. 2009. pH-dependent sorption of acidic organic chemicals to soil organic matter. *Environ Sci Technol.* 43:9189-9195. [Disponible en anglais seulement]

[UE] Union européenne. 2008. Règlement (CE) n° 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n° 1907/2006 [PDF].

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 1987. Dinoseb: Health advisory. , Washington (DC): US EPA, Office of Drinking Water. [Disponible en anglais seulement]

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2010. TSCA New Chemicals Program (NCP) Chemical Categories. [Disponible en anglais seulement]

[US EPA] US Environmental Protection Agency. 2016. TRI (Toxics Release Inventory). [Disponible en anglais seulement]

[US EPA] US Environmental Protection Agency. [mise à jour le 2 décembre 2016]. Toxicity Forecasting: Advancing the Next Generation of Chemical Evaluation. Washington (DC): US EPA. [consulté le 9 décembre 2016] [Disponible en anglais seulement]

Van den Berg KJ, van Raaij JAGM, Bragt PC, Notten WRF. 1991. Interactions of halogenated industrial chemicals with transthyretin and effects on thyroid hormone levels in vivo. *Arch Toxicol* 65(1):15-19.

Verschuren K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals 2nd ed. NY; Van Nostrand Reinhold p. 570. [Disponible en anglais seulement]

Viant MR, Pincetich CA, Tjeerdema RS. 2006a. Effects of dinoseb, diazinon and esfenvalerate in eyed eggs and alevins of Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) determined by ¹H NMR metabolomics. *Aquat Toxicol.* 77:359-371. [Disponible en anglais seulement]

Viant MR, Pincetich CA, Hinton DE, Tjeerdema RS. 2006b. Toxic actions of dinoseb in medaka (*Oryzias latipes*) embryos as determined by in vivo ³¹P NMR, HPLC-UV and ¹H NMR metabolomics. *Aquat Toxicol.* 76:329-342. [Disponible en anglais seulement]

Ville de Barrie 2016. Drinking Water System 2016 Annual Report [PDF]. Section 11, O.Reg. 170/03. For the Period of January 1 to December 31, 2016. [Disponible en anglais seulement]

Ville de Guelph. 2016. Annual and Summary Report For the period of Jan 1, 2015 – Dec 31, 2015 [PDF]. For Guelph Drinking Water System and Gazer Mooney Subdivision Distribution System. Prepared by City of Guelph Water Services Environmental Services Department. [Disponible en anglais seulement]

Ville de Markham. 2015. City of Markham Water Sampling Program for the Period of January 1 to December 31, 2015. Rapport annuel. [Disponible en anglais seulement]

Wallnöfer PR, Ziegler W, Engelhardt G, Rothmeier H. 1978. Transformation of dinitrophenol-herbicides by *Azotobacter* sp. *Chemosphere*. 12:967-972. [Disponible en anglais seulement]

Wan M.T. 1989. Levels of selected pesticides in farm ditches leading to rivers in the lower mainland of British Columbia. *J Environ Sci Health B*. 24(2):183-203. [Disponible en anglais seulement]

Woodward DF. 1976. Toxicity of the herbicides dinoseb and picloram to cutthroat (*Salmo clarki*) and lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada = J Fish Res Board Can*. 33:1671-1676. [Disponible en anglais seulement]

Worthing CR, Walker SB, éditeurs. 1983. The pesticide manual - a world compendium. 7th ed. Lavenham, Suffolk (Royaume-Uni): The Lavenham Press Limited, p. 213. [Disponible en anglais seulement]

[WSSA] Weed Science Society of America. 1979. Herbicide handbook. 4th ed. Champaign (Illinois): Weed Science Society of America, p. 174. [Disponible en anglais seulement]

[WSSA] Weed Science Society of America. 1983. Herbicide Handbook. 5th ed. Champaign (Illinois): Weed Science Society of America. [Disponible en anglais seulement]

Zarfl C, Scheringer M, Matthies M. 2011. Screening criteria for long-range transport potential of organic substances in water. *Environ. Sci. Technol*. 45:10075-10081. [Disponible en anglais seulement]

Zitko V, McLeese DW, Carson WG, Welch HE. 1976. Toxicity of alkyldinitrophenols to some aquatic organisms. *Bull Environ Contam Toxicol*. 16(5):508-515. [Disponible en anglais seulement]

Annexes

Annexe A. Données sur la toxicité pour les organismes aquatiques

Tableau A-1. Principales études expérimentales sur la toxicité du dinosèbe pour les organismes aquatiques

Organisme étudié	Paramètre	Valeur (mg/L) ^a	Référence
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,088	Skelly, 1989
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,13	Gersich et Mayes, 1986
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,17	Gersich et Mayes, 1986
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,41	Geiger et al., 1984
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,54	Call, 1987
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,7	Call et al., 1983
Gambusie (<i>Gambusia affinis</i>) (résistante à l'insecticide)	CL ₅₀ à 96 h	0,96	Fabacher et Chambers, 1974
Truite fardée (<i>Salmo clarki</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,071	Mayer et Eilersieck, 1986
Truite fardée (<i>Salmo clarki</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,041	Woodward, 1976
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,032	Woodward, 1976
Truite fardée (<i>Salmo clarki</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,067	Johnson et Finley, 1980
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,044	Johnson et Finley, 1980
Saumon coho (<i>Oncorhynchus kisutch</i>)	CL ₅₀ à 144 h	0,088	Lorz et al., 1979
Saumon quinnat (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,071	Viant et al., 2006a
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,058	Skelley, 1989
Barbue de rivière (<i>Ictalurus punctatus</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,118	McCorkle et al., 1977
Médaka (<i>Oryzias latipes</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0.28	MOE (Japan) 2015

Organisme étudié	Paramètre	Valeur (mg/L) ^a	Référence
Guppie (<i>Poecilia reticulata</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,35	Saarikoski et Viluksela, 1981
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CSEO à 60 j (mortalité, poids des alevins)	0,0145 – 0,0485	Call et al., 1983; Call et al., 1984
Tête-de-boule (<i>Pimephales promelas</i>)	CSEO à 32 j (croissance)	0,059	Call, 1987
Touladi (<i>Salvelinus namaycush</i>)	CME0 à 60 j (poids et longueur des alevins)	0,0005	Woodward, 1976
Daphnie (<i>Daphnia magna</i> Strauss)	CL ₅₀ à 96 h	0,24	Gersich et Mayes, 1986
Daphnie (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ à 48 h (reproduction)	0,18	Chèvre et al., 2005
Daphnie (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ à 48 h	0,40	MOE (Japon) 2015
Daphnie (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ à 48 h (immobilisation)	0,24	MITI, 1992
Gammare (<i>Gammarus fasciatus</i>)	CL ₅₀ à 96 h	1,8	Sanders, 1970
Crevette grise (<i>Crangon septemspinosa</i>)	CL ₅₀ à 96 h	5,1	McLeese et al., 1979
Mye (<i>Mya arenaria</i>)	CL ₅₀ à 84 h	2,6	McLeese et al., 1979
Larve de homard américain (<i>Homarus americanus</i>)	CL ₅₀ à 96 h	0,0075	Zitko et al., 1976
Daphnie (<i>Daphnia magna</i>)	CE ₅₀ à 21 j	0,17	MOE (Japn) 2015
Algue verte (<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>)	CE ₅₀ (seuil de toxicité)	0,34	Brack et Frank, 1998
Algue verte (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	CE ₅₀ (inhibition de la vitesse de croissance)	1,03	Hawxby et al., 1977
Algue bleu-vert (<i>Lyngbya</i> sp.)	CE ₅₀ (inhibition de la vitesse de croissance)	1,42	Hawxby et al., 1977
Algue verte (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	CE ₅₀ (inhibition de la photosynthèse)	0,43	Hawxby et al., 1977
Algue bleu-vert (<i>Lyngbya</i> sp.)	CE ₅₀	0,74	Hawxby et al., 1977

Organisme étudié	Paramètre	Valeur (mg/L) ^a	Référence
	(inhibition de la photosynthèse)		
Algue verte (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE _{b50} à 72 h	0,81	MOE (Japon) 2015
Algue verte (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE _{r50} à 72 h	1,4	MOE (Japon) 2015
Algue verte (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	CE _{r50} à 72 h	0,49	Chèvre <i>et al.</i> , 2005
Algue verte (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	Cl ₅₀ à 18 à 36 h (inhibition de la production de chlorophylle)	0,15	Kratky et Warren, 1971
Algue verte (<i>Chlorella pyrenoidosa</i>)	Cl ₅₀ à 60 à 120 min (inhibition de la libération d'O ₂)	8,0	Kratky et Warren, 1971
Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)	Cl ₅₀ à 2 j (diminution du carbone par rapport au témoin, taux d'assimilation)	1	Brown et Lean, 1995
Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)	Cl ₅₀ à 2 j (diminution du phosphate par rapport au témoin, taux d'assimilation)	12	Brown et Lean, 1995
Plancton naturel (Jack's Lake, Ontario)	CE ₅₀ à 2 j (50 % diminution de l'ammonium par rapport au témoin, taux d'assimilation)	5	Brown et Lean, 1995

Abréviations : CL₅₀, concentration létale nécessaire pour entraîner la mortalité de 50 % de la population; j, jour; CE, concentration entraînant un effet; CE₅₀, concentration qui induit une réaction à mi-chemin entre la concentration de référence et la concentration maximale; CE_{b50}, concentration à laquelle on observe une diminution de 50 % de la biomasse algale; CE_{r50}, concentration à laquelle on observe une diminution de 50 % du taux de croissance des algues; h, heure; Cl, concentration entraînant une inhibition; CME0, concentration minimale entraînant un effet observé; CSEO; concentration sans effet observé.

^a Dans certaines études, les valeurs des paramètres sont exprimées en ppm, en ppb ou en $\mu\text{M/L}$. À des fins d'uniformisation dans le tableau, toutes les valeurs ont été converties en mg/L .