



Étude d'impact stratégique
du Plan d'intervention gouvernemental
de protection de la santé publique
contre le virus du Nil occidental

RAPPORT SECTORIEL

7

Évaluation des risques
écotoxicologiques
associés à l'utilisation
de pesticides

Étude d'impact stratégique
du Plan d'intervention gouvernemental
de protection de la santé publique
contre le virus du Nil occidental

RAPPORT SECTORIEL

7

Évaluation des risques
écotoxicologiques
associés à l'utilisation
de pesticides

Septembre 2005



AUTEURS

Jean-Claude Belles-Isles, Ph. D.
Roche Itée, Groupe-conseil

Jacynthe Baril, M. Sc.
Roche Itée, Groupe-conseil

Dominique Thiffault, B. Sc.
Roche Itée, Groupe-conseil

AVEC LA COLLABORATION DE

Yolaine Labbé, M. Env.
Direction des risques biologiques,
environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

RELECTEURS

Onil Samuel, B. Sc.
Direction de la toxicologie humaine
Institut national de santé publique du Québec

Daniel Bolduc, M. Env.
Direction des risques biologiques,
environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Linda Pinsonneault, M.D., M. Sc., FRCPC
Direction de santé publique de la Montérégie
Direction des risques biologiques,
environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Cette étude a été réalisée grâce à la contribution financière du ministère de la Santé et des Services sociaux.

RELECTEURS (SUITE)

Lucie Corriveau
Direction de la protection de la santé publique
Ministère de la Santé et des Services sociaux

Jacques Boisvert, Ph. D.
Département de chimie-biologie
Université du Québec à Trois-Rivières

Jean-Pierre Bourassa, D. Sc.
Département de chimie-biologie
Université du Québec à Trois-Rivières

André Delisle, ing., M. Sc. A.
Transfert Environnement

Éric T. Lacroix, M. Sc. (Env.)
Société de protection des forêts contre les
insectes et maladies

SECRÉTARIAT

Andrée Fortier
Direction des risques biologiques,
environnementaux et occupationnels
Institut national de santé publique du Québec

Ce document est disponible intégralement en format électronique (PDF) sur le site Web de l'Institut national de santé publique du Québec au : <http://www.inspq.qc.ca>.

Les reproductions à des fins d'étude privée ou de recherche sont autorisées en vertu de l'article 29 de la Loi sur le droit d'auteur. Toute autre utilisation doit faire l'objet d'une autorisation du gouvernement du Québec qui détient les droits exclusifs de propriété intellectuelle sur ce document. Cette autorisation peut être obtenue en formulant une demande au guichet central du Service de la gestion des droits d'auteur des Publications du Québec à l'aide d'un formulaire en ligne accessible à l'adresse suivante : <http://www.droitauteur.gouv.qc.ca/autorisation.php>, ou en écrivant un courriel à : droit.auteur@cspq.gouv.qc.ca.

Les données contenues dans le document peuvent être citées, à condition d'en mentionner la source.

DÉPÔT LÉGAL – 4^e TRIMESTRE 2007
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES NATIONALES DU QUÉBEC
BIBLIOTHÈQUE ET ARCHIVES CANADA
ISBN : 2-550-46457-5 (VERSION IMPRIMÉE)
ISBN : 2-550-46458-3 (PDF)

©Gouvernement du Québec (2007)

AVANT-PROPOS

En septembre 2003, le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) confiait à l'Institut national de santé publique du Québec (INSPQ) le mandat de réaliser une étude d'impact sur l'environnement du programme de pulvérisations aériennes d'insecticides pour contrer le virus du Nil occidental (VNO) en cas d'épidémie. Cette étude d'impact était nécessaire en raison du fait que le Plan d'intervention gouvernemental de protection de la santé publique contre le VNO prévoyait des applications aériennes d'insecticides qui pourraient être réalisées sur une superficie de plus de 600 hectares (ha). Comme la *Loi sur la qualité de l'environnement* (L.R.Q., c. Q-2) assujettit tout programme ou projet de pulvérisation aérienne de pesticides sur une superficie de 600 ha ou plus à la procédure québécoise d'évaluation et d'examen des impacts, l'étude a été amorcée dans ce contexte.

Au cours de la réalisation de l'étude d'impact, plusieurs éléments sont venus influencer son contenu. En effet, l'approche québécoise en matière de VNO a été influencée par l'évolution des connaissances scientifiques de même que par l'expérience acquise au Québec et dans l'ensemble de l'Amérique du Nord. Des rencontres de discussion ont aussi permis de documenter les préoccupations et les perceptions de la population au regard de la problématique du VNO et des pulvérisations aériennes d'insecticides.

Considérant ces nouvelles informations, le MSSS a adopté une nouvelle approche. Malgré le fait que celle-ci ne soit plus assujettie à la procédure québécoise d'évaluation et d'examen des impacts, le MSSS a tout de même choisi de compléter les travaux amorcés sous forme d'une étude d'impact stratégique qui porte désormais sur l'ensemble du Plan d'intervention gouvernemental de protection de la santé publique contre le VNO. Les travaux réalisés dans le cadre de l'étude d'impact initiale sont publiés sous forme de rapports sectoriels annexés au rapport principal en vue d'y apporter un éclairage scientifique.

Comme les travaux menés dans le cadre de l'étude d'impact étaient bien amorcés au moment de sa réorientation à l'été 2005, le lecteur est invité à considérer le changement d'orientation de l'étude lorsqu'il prendra connaissance du contenu des rapports sectoriels.

SOMMAIRE

Au début des années 2000, les autorités de la santé publique ont été témoins de la progression du virus du Nil occidental (VNO) en Amérique du Nord. En l'absence de traitement spécifique pour les infections causées par le VNO et de vaccin pour l'humain, plusieurs stratégies de prévention de la transmission du virus à l'humain ont été étudiées. Ces stratégies comprennent des mesures de prévention via la sensibilisation des populations concernées, un contrôle local des larves de moustiques directement sur les sites de reproduction par le biais de larvicides biologique et chimique et, en cas d'épidémie, le contrôle des populations de moustiques porteurs du virus à l'aide d'adulticides chimiques.

La présente étude s'inscrit dans le cadre des travaux préparatoires à l'application éventuelle des mesures de contrôle des populations de moustiques et vise à évaluer les risques potentiels pour l'environnement associés à l'utilisation de pesticides pour la prévention et le contrôle du VNO. Les produits étudiés comprennent trois larvicides (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*), le *Bacillus sphaericus* (*Bsph*) et méthoprène), quatre adulticides (malathion, pyréthrines, *d-trans*-alléthrine, resméthrine) et deux produits utilisés pour augmenter la toxicité de certains adulticides (butoxyde de pipéronyle (PBO) et N-octyl bicycloheptène dicarboximide (MGK-264)). Toutefois, seuls les produits susceptibles de représenter un risque pour les espèces biologiques non visées (insectes, poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères) sont traités de façon détaillée. Ainsi, les larvicides qui, de par leur mode d'action spécifique (*Bti* et *Bsph*), leur faible toxicité pour les organismes non visés et leur mode d'application particulier (méthoprène), ne sont pas susceptibles d'affecter les récepteurs non visés, sont présentés dans ce rapport uniquement de façon succincte.

La méthodologie suivie dans le cadre de cette analyse s'inspire des ouvrages réalisés par New York City Department of Health and Mental Hygiene et Westchester County Board of Health dans le cadre de l'évaluation des programmes de contrôle des moustiques vecteurs du VNO de même que sur les études de risque réalisées par l'Environmental Protection Agency (EPA) dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides aux États-Unis. De façon générale, les modèles et les hypothèses formulés pour évaluer les risques sont simplificateurs de la réalité et tendent à surestimer le risque. Cette approche permet de statuer sur l'innocuité d'un produit mais ne permet pas de quantifier le risque avec précision.

Les différents adulticides étudiés sont considérés comme présentant un risque négligeable pour les amphibiens au stade adulte, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Par contre, tous les adulticides étudiés représentent un risque potentiel pour les insectes et autres invertébrés terrestres non visés par les interventions.

Le malathion représente un risque pour les invertébrés aquatiques, les poissons et possiblement pour les amphibiens au stade têtard. Le risque pour les amphibiens demeure toutefois incertain faute de données toxicologiques permettant d'évaluer le risque de toxicité chronique avec plus de précision.

Les données toxicologiques sur les pyréthrine synergisées étant également limitées, il est difficile dans le cadre de la présente évaluation de statuer sur les risques que l'utilisation de cet adulticide peut représenter pour les invertébrés aquatiques et les amphibiens. Le risque pour les poissons est toutefois considéré comme négligeable.

Le risque associé à l'utilisation de *d-trans*-alléthrine est jugé négligeable pour les populations de poissons. Le manque de données toxicologiques sur la *d-trans*-alléthrine synergisée ne permet toutefois pas de conclure sur l'innocuité du produit pour les invertébrés aquatiques et les amphibiens.

Enfin, la resméthrine représente un risque pour les insectes non visés, les invertébrés aquatiques, les poissons et les amphibiens au stade têtard.

Les résultats indiquent que les deux produits utilisés pour augmenter la toxicité de certains adulticides (PBO et le MGK-264) sont par eux-mêmes peu toxiques et ne représentent pas un risque significatif pour la faune.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX	7-IX
LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES	7-XI
1 INTRODUCTION.....	7-1
2 MÉTHODOLOGIE.....	7-3
2.1 PRODUITS ÉTUDIÉS	7-3
2.2 VALEURS DE RÉFÉRENCE.....	7-4
2.3 ÉVALUATION DU RISQUE POUR LES INSECTES	7-4
2.4 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	7-5
2.5 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES POISSONS.....	7-6
2.6 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES AMPHIBIENS.....	7-7
2.7 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES REPTILES.....	7-7
2.8 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES OISEAUX	7-7
2.9 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES MAMMIFÈRES	7-8
3 <i>BACILLUS THURINGIENSIS</i> VAR. <i>ISRAELENSIS</i>.....	7-11
4 <i>BACILLUS SPHAERICUS</i>.....	7-13
5 MÉTHOPRÈNE	7-15
6 MALATHION.....	7-17
6.1 INSECTES NON VISÉS.....	7-17
6.1.1 Dose d'exposition au malathion.....	7-17
6.1.2 Valeurs de référence.....	7-18
6.1.3 Résultats.....	7-18
6.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES.....	7-19
6.2.1 Concentrations de malathion dans l'eau.....	7-19
6.2.2 Valeurs de référence.....	7-19
6.2.3 Résultats.....	7-20
6.3 POISSONS.....	7-20
6.3.1 Concentrations de malathion dans l'eau.....	7-20
6.3.2 Valeurs de référence.....	7-21
6.3.3 Résultats.....	7-21
6.4 AMPHIBIENS	7-21
6.4.1 Concentrations de malathion dans l'eau.....	7-22
6.4.2 Valeurs de référence.....	7-22
6.4.3 Résultats.....	7-22
6.5 REPTILES.....	7-23
6.6 OISEAUX.....	7-23
6.6.1 Concentrations de malathion dans la diète.....	7-23

6.6.2	Valeurs de référence	7-25
6.6.3	Résultats.....	7-25
6.7	MAMMIFÈRES.....	7-26
6.7.1	Concentrations de malathion dans la diète	7-26
6.7.2	Valeurs de référence	7-26
6.7.3	Résultats.....	7-27
6.8	CONCLUSION	7-27
7	PYRÉTHRINES.....	7-29
7.1	INSECTES NON VISÉS.....	7-29
7.1.1	Doses d'exposition aux pyréthrinés.....	7-29
7.1.2	Valeurs de référence	7-30
7.1.3	Résultats.....	7-30
7.2	INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	7-30
7.2.1	Concentrations de pyréthrinés dans l'eau	7-30
7.2.2	Valeurs de référence	7-31
7.2.3	Résultats.....	7-31
7.3	POISSONS	7-31
7.3.1	Concentrations de pyréthrinés dans l'eau	7-32
7.3.2	Valeurs de référence	7-32
7.3.3	Résultats.....	7-32
7.4	AMPHIBIENS.....	7-33
7.5	REPTILES.....	7-33
7.6	OISEAUX.....	7-33
7.6.1	Concentrations de pyréthrinés dans la diète	7-34
7.6.2	Valeurs de référence	7-34
7.6.3	Résultats.....	7-34
7.7	MAMMIFÈRES.....	7-35
7.7.1	Concentrations de pyréthrinés dans la diète	7-35
7.7.2	Valeurs de référence	7-35
7.7.3	Résultats.....	7-36
7.8	CONCLUSION	7-37
8	D-TRANS-ALLÉTHRINE.....	7-39
8.1	INSECTES NON VISÉS.....	7-39
8.1.1	Dose d'exposition à la <i>d-trans</i> -alléthrine	7-39
8.1.2	Valeurs de référence	7-40
8.1.3	Résultats.....	7-40
8.2	INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	7-40
8.2.1	Concentrations de <i>d-trans</i> -alléthrine dans l'eau	7-40
8.2.2	Valeurs de référence	7-41
8.2.3	Résultats.....	7-41

8.3	POISSONS.....	7-41
8.3.1	Concentrations de <i>d-trans</i> -alléthrine dans l'eau	7-41
8.3.2	Valeurs de référence.....	7-42
8.3.3	Résultats.....	7-42
8.4	AMPHIBIENS	7-42
8.5	REPTILES.....	7-43
8.6	OISEAUX.....	7-43
8.6.1	Concentrations de <i>d-trans</i> -alléthrine dans la diète	7-43
8.6.2	Valeurs de référence.....	7-44
8.6.3	Résultats.....	7-44
8.7	MAMMIFÈRES	7-45
8.7.1	Concentrations de <i>d-trans</i> -alléthrine dans la diète	7-45
8.7.2	Valeurs de référence.....	7-45
8.7.3	Résultats.....	7-46
8.8	CONCLUSION	7-46
9	RESMÉTHRINE	7-49
9.1	INSECTES NON VISÉS.....	7-49
9.1.1	Dose d'exposition à la resméthrine.....	7-49
9.1.2	Valeurs de référence.....	7-50
9.1.3	Résultats.....	7-50
9.2	INVERTÉBRÉS AQUATIQUES.....	7-50
9.2.1	Concentrations de la resméthrine dans l'eau.....	7-50
9.2.2	Valeurs de référence.....	7-51
9.2.3	Résultats.....	7-51
9.3	POISSONS.....	7-51
9.3.1	Concentrations de resméthrine dans l'eau	7-52
9.3.2	Valeurs de référence.....	7-52
9.3.3	Résultats.....	7-52
9.4	AMPHIBIENS	7-52
9.5	REPTILES.....	7-53
9.6	OISEAUX.....	7-53
9.6.1	Concentrations de resméthrine dans la diète	7-53
9.6.2	Valeurs de référence.....	7-54
9.6.3	Résultats.....	7-54
9.7	MAMMIFÈRES	7-55
9.7.1	Concentrations de resméthrine dans la diète	7-55
9.7.2	Valeurs de référence.....	7-56
9.7.3	Résultats.....	7-56
9.8	CONCLUSION	7-57

10	MGK-264	7-59
10.1	INSECTES NON VISÉS	7-59
10.2	INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	7-59
10.2.1	Concentrations de MGK-264 dans l'eau	7-59
10.2.2	Valeurs de référence	7-60
10.2.3	Résultats	7-60
10.3	POISSONS	7-60
10.3.1	Concentrations de MGK-264 dans l'eau	7-60
10.3.2	Valeurs de référence	7-61
10.3.3	Résultats	7-61
10.4	AMPHIBIENS	7-61
10.5	REPTILES	7-61
10.6	OISEAUX	7-62
10.6.1	Concentrations de MGK-264 dans la diète	7-62
10.6.2	Valeurs de référence pour les oiseaux	7-63
10.6.3	Résultats	7-63
10.7	MAMMIFÈRES	7-63
10.7.1	Concentrations de MGK-264 dans la diète	7-64
10.7.2	Valeurs de référence	7-64
10.7.3	Résultats	7-64
10.8	CONCLUSION	7-65
11	BUTOXYDE DE PIPÉRONYLE	7-67
11.1	INSECTES NON VISÉS	7-68
11.2	INVERTÉBRÉS AQUATIQUES	7-68
11.2.1	Concentrations de PBO dans l'eau	7-68
11.2.2	Valeurs de référence	7-69
11.2.3	Résultats	7-69
11.3	POISSONS	7-70
11.3.1	Concentrations de PBO dans l'eau	7-70
11.3.2	Valeurs de référence	7-70
11.3.3	Résultats	7-71
11.4	AMPHIBIENS	7-71
11.4.1	Concentrations de PBO dans l'eau	7-71
11.4.2	Valeurs de référence	7-71
11.4.3	Résultats	7-72
11.5	REPTILES	7-72
11.6	OISEAUX	7-72
11.6.1	Concentrations de PBO dans la diète	7-73
11.6.2	Valeurs de référence	7-74
11.6.3	Résultats	7-74

11.7 MAMMIFÈRES	7-74
11.7.1 Concentrations de PBO dans la diète.....	7-75
11.7.2 Valeurs de référence.....	7-75
11.7.3 Résultats.....	7-76
11.8 CONCLUSION	7-77
12 DISCUSSION	7-79
13 CONCLUSION	7-83
14 RÉFÉRENCES.....	7-85
ANNEXE A.....	7-91
ANNEXE B.....	7-99
ANNEXE C.....	7-107
ANNEXE D.....	7-115
ANNEXE E.....	7-123
ANNEXE F.....	7-131
ANNEXE G	7-139
ANNEXE H.....	7-147
ANNEXE I	7-155

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 6.1	Concentrations estimées de malathion dans l'eau (invertébrés aquatiques)	7-19
Tableau 6.2	Indices de risque calculés pour le malathion (invertébrés aquatiques).....	7-20
Tableau 6.3	Concentrations estimées de malathion dans l'eau (poissons)	7-21
Tableau 6.4	Indices de risque calculés pour le malathion (poissons).....	7-21
Tableau 6.5	Indices de risque calculés pour le malathion (amphibiens au stade têtard).....	7-23
Tableau 6.6	Concentrations estimées de malathion dans la diète.....	7-24
Tableau 6.7	Indices de risque calculés pour le malathion (oiseaux).....	7-25
Tableau 6.8	Indices de risque calculés pour le malathion (mammifères)	7-27
Tableau 6.9	Synthèse des indices de risque obtenus pour le malathion	7-28
Tableau 7.1	Concentrations estimées de pyréthrine dans la diète	7-34
Tableau 7.2	Indices de risque calculés pour les pyréthrine (oiseaux).....	7-35
Tableau 7.3	Indices de risque calculés pour les pyréthrine (mammifères)	7-36
Tableau 7.4	Synthèse des indices de risque obtenus pour les pyréthrine	7-37
Tableau 8.1	Concentrations estimées de <i>d-trans</i> -alléthrine dans la diète	7-44
Tableau 8.2	Indices de risque calculés pour la <i>d-trans</i> -alléthrine (oiseaux)	7-44
Tableau 8.3	Indices de risque calculés pour la <i>d-trans</i> -alléthrine (mammifères).....	7-46
Tableau 8.4	Synthèse des indices de risque obtenus pour la <i>d-trans</i> -alléthrine.....	7-47
Tableau 9.1	Concentrations estimées de resméthrine dans la diète	7-54
Tableau 9.2	Indices de risque calculés pour la resméthrine (oiseaux)	7-55
Tableau 9.3	Indices de risque calculés pour la resméthrine (mammifères).....	7-57
Tableau 9.4	Synthèse des indices de risque obtenus pour la resméthrine.....	7-57
Tableau 10.1	Concentrations estimées de MGK-264 dans la nourriture	7-62
Tableau 10.2	Indices de risque calculés pour le MGK-264 (oiseaux).....	7-63
Tableau 10.3	Indices de risque calculés pour le MGK-264 (mammifères)	7-65
Tableau 10.4	Synthèse des indices de risque obtenus pour le MGK-264	7-65
Tableau 11.1	Concentrations de PBO estimées dans l'eau (invertébrés aquatiques).....	7-69
Tableau 11.2	Indices de risque calculés pour le PBO (invertébrés aquatiques).....	7-69
Tableau 11.3	Concentrations de PBO estimées dans l'eau (poissons)	7-70

Tableau 11.4 Indices de risque calculés pour le PBO (poissons).....	7-71
Tableau 11.5 Indices de risque calculés pour le PBO (amphibiens)	7-72
Tableau 11.6 Concentrations estimées de PBO dans la diète	7-73
Tableau 11.7 Indices de risque calculés pour le PBO (oiseaux)	7-75
Tableau 11.8 Indices de risque calculés pour le PBO (mammifères)	7-76
Tableau 11.9 Synthèse des indices de risque obtenus pour le PBO	7-77
Tableau 12.1 Indices de risque pour les adulticides et les produits synergisants	7-81

LISTE DES SIGLES, ABRÉVIATIONS ET ACRONYMES

SIGLE, ABRÉVIATION OU ACRONYME	SIGNIFICATION
ARLA	Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire
<i>Bsph</i>	<i>Bacillus sphaericus</i>
<i>Bti</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>israelensis</i>
<i>Btk</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>kurstaki</i>
<i>Btt</i>	<i>Bacillus thuringiensis</i> var. <i>tenebrioris</i>
CL	Concentration létale
DL	Dose létale
EPA	Environmental Protection Agency
HSDB	<i>Hazardous Substances Databank</i>
INSPQ	Institut national de santé publique du Québec
IPCS	<i>International Programme on Chemical Safety</i>
LOAEL	<i>Lowest Observed Adverse Effect Level</i>
LOEC	<i>Lowest Observed Effect Concentration</i>
LOEL	<i>Lowest Observed Effect Level</i>
MENV	Ministère de l'Environnement du Québec
MGK-264	N-octyl bicycloheptène dicarboximide
MSSS	Ministère de la Santé et des Services sociaux
NOAEL	<i>No observed adverse effect level</i>
NOEC	<i>No observed effect concentration</i>
NOEL	<i>No observed effect level</i>
NPTN	<i>National Pesticide Telecommunications Network</i>
NYCDHMH	New York City Department of Health and Mental Hygiene
PBO	<i>Piperonyl Butoxide</i> (Butoxyde de pipéronyle)
SOPFIM	Société de protection des forêts contre les insectes et maladies
UBV	Ultra bas volume (en anglais ULV, <i>Ultra low volume</i>)
VNO	Virus du Nil occidental
WCBH	Westchester County Board of Health

1 INTRODUCTION

Au début des années 2000, les autorités de la santé publique ont été témoins de la progression du virus du Nil occidental (VNO) en Amérique du Nord. En l'absence de traitement spécifique pour les infections causées par le VNO et de vaccin pour l'humain, plusieurs stratégies de prévention de la transmission du virus à l'humain ont été étudiées.

Le plan d'intervention gouvernemental de protection de la santé publique contre le VNO décrit les stratégies d'intervention adoptées afin de réduire au maximum le risque de transmission du VNO par les piqûres de moustiques (MSSS, 2005). Ces stratégies d'intervention comprennent des mesures de prévention via la sensibilisation des populations concernées, un contrôle local des larves de moustiques directement sur les sites de reproduction par le biais de larvicides biologiques et chimiques et, en cas d'épidémie, le contrôle des populations de moustiques porteuses du virus à l'aide d'adulticides chimiques.

Les larvicides qui sont ou qui pourraient être utilisés dans le cadre du plan d'intervention gouvernemental sont le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*), le *Bacillus sphaericus* (*Bsph*) et le méthoprène. De manière générale, les larvicides peuvent être appliqués dans les gîtes de reproduction tout au long de l'été lorsque les moustiques sont à l'état larvaire. L'objectif de ces interventions est d'empêcher les larves de terminer leur cycle d'évolution et d'émerger en adultes. Les gîtes de reproduction des moustiques visés, principalement *Culex pipiens* et *Culex restuans*, sont les mares d'eau stagnante et les puisards de rue. L'application de *Bsph* et de *Bti* peut se faire par voie terrestre ou aérienne dans les mares d'eau stagnante. L'application aérienne se limite toutefois qu'aux secteurs inaccessibles ou trop grands pour être couverts par voie terrestre. L'application terrestre consiste quant à elle à déposer au moyen d'une pompe manuelle à dos, un film du larvicide sur la surface du plan d'eau ou encore à déposer dans l'eau des granules au moyen d'un pulvérisateur granulaire à dos. Le méthoprène sous forme de granule est, pour sa part, déposé directement dans les puisards de rue à travers les grilles¹.

Les adulticides qui pourraient être utilisés pour contrôler les populations de moustiques en cas d'épidémie sont le malathion, la resméthrine synergisée avec le butoxyde de pipéronyle (PBO)², les pyréthrine synergisées avec le PBO et la *d-trans*-alléthrine synergisée avec le PBO et le N-octyl bicycloheptène dicarboximide (MGK-264). Suivant le type d'insecticides, ceux-ci pourraient être appliqués à partir du sol (par camions ou par applicateurs) ou par voie aérienne (par avions ou par hélicoptères). La technique consiste à mettre en suspension dans l'air, à froid, des microgouttelettes d'adulticides afin de favoriser le contact avec les moustiques en vol et ainsi causer la mort de ces derniers. Les particules mises en suspension sont de petite dimension de façon à demeurer dans l'air le plus longtemps possible, afin de maximiser le contact entre les gouttelettes et les insectes. Les traitements pourraient être répétés jusqu'à sept reprises sur une période de 24 jours vers la fin de l'été.

¹ Voir SOPFIM (2004) pour une description des applications de larvicide réalisées à titre préventif en 2004.

² La resméthrine synergisée au PBO n'est pas homologuée au Canada, mais elle fait partie des produits disponibles pour des applications aériennes aux États-Unis. En raison des avantages que plusieurs experts lui reconnaissent, elle a également été évaluée afin de disposer des données requises pour une éventuelle demande d'homologation.

La présente évaluation s'inscrit dans le cadre des travaux préparatoires à l'application éventuelle des mesures de contrôle des populations de moustiques et vise à évaluer les risques potentiels pour l'environnement associés à l'utilisation de pesticides pour la prévention et le contrôle du VNO. Plus spécifiquement, l'étude cherche à déterminer si l'utilisation des produits précités peut provoquer un effet susceptible de se traduire par une diminution des populations des différentes espèces animales non visées (insectes, invertébrés aquatiques, poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères).

Cette évaluation est réalisée parallèlement à l'évaluation du risque toxicologique associé à l'utilisation d'adulticides dans le cadre d'un programme de lutte vectorielle contre la transmission du VNO (INSPQ, 2005c).

2 MÉTHODOLOGIE

La méthodologie suivie dans le cadre de cette analyse s'inspire des ouvrages réalisés par New York City Department of Health and Mental Hygiene (NYCDHMH, 2001) et Westchester County Board of Health (WCBH, 2002) dans le cadre de l'évaluation des programmes de contrôle des moustiques vecteurs du VNO de même que sur les études de risque réalisées par l'Environmental Protection Agency (EPA) dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides aux États-Unis. La procédure d'analyse consiste à comparer les concentrations du produit susceptibles de se retrouver dans le milieu ou les doses d'exposition des organismes à des valeurs de référence. Cette comparaison est faite à l'aide du calcul d'un indice de risque qui représente le rapport entre la dose d'exposition ou la concentration et l'estimateur de risque retenu. Un indice inférieur à 1 implique que la concentration dans le milieu ou la dose d'exposition est plus faible que l'estimateur de risque. Lorsque l'indice est inférieur à 1, aucun risque n'est appréhendé. Dans le cas contraire, on peut conclure à l'existence d'un risque potentiel qui augmente à mesure que l'indice de risque augmente. Pour les fins de l'étude, le risque est considéré faible si l'indice de risque excède légèrement l'unité et important s'il est élevé (ex. : 100 et plus).

De façon générale, les modèles et les hypothèses formulés pour évaluer les risques sont simplificateurs de la réalité et tendent à surestimer le risque. Les scénarios retenus pour évaluer les risques correspondent donc à ce qui pourrait être qualifié de pire scénario raisonnable³. L'approche retenue dans le cadre de cette évaluation permet donc de statuer sur l'innocuité probable d'un produit mais ne permet pas de quantifier le risque avec précision.

2.1 PRODUITS ÉTUDIÉS

Les produits étudiés comprennent trois larvicides, quatre adulticides et deux synergistes utilisés pour augmenter la toxicité de certains adulticides. Les larvicides sélectionnés sont le *Bacillus thuringiensis var. israelensis* (*Bti*), le *Bacillus sphaericus* (*Bsph*) et le méthoprène. Le malathion, les pyréthrine, la *d-trans*-alléthrine ainsi que la resméthrine sont les ingrédients actifs des adulticides retenus. Le butoxyde de pipéronyle (PBO), et le N-octyl bicycloheptène dicarboximide (MGK-264) sont les synergistes étudiés en raison de leur utilisation en combinaison avec certains pyréthrinoïdes naturels et de synthèse. Le PBO est utilisé avec les pyréthrine, la *d-trans*-alléthrine et la resméthrine, tandis que le MGK-264 est employé, en plus du PBO, avec la *d-trans*-alléthrine. Ces produits ont été sélectionnés en fonction de leur statut d'homologation qui permet un usage dans le cadre d'un programme de lutte vectorielle contre la transmission du VNO. Toutefois, seuls les produits susceptibles de représenter un risque pour les espèces non visées (insectes, poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères) sont traités de façon détaillée. Ainsi, les larvicides qui, de par leur mode d'action spécifique (*Bti* et *Bsph*), leur faible toxicité pour

³ Hypothèses majorantes qui entraînent une surestimation raisonnable (dans les limites du possible) du risque.

les organismes non visés et leur mode d'application particulier (méthoprene), ne sont pas susceptibles d'affecter les récepteurs non visés, sont présentés dans ce rapport uniquement de façon succincte en se basant sur de récentes revues de littérature.

2.2 VALEURS DE RÉFÉRENCE

Les valeurs de référence ont été tirées de la base de données *Pesticide Ecotoxicity Database* de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. Cette base de données contient des informations toxicologiques qui ont été compilées et validées par l'EPA. L'ensemble des informations contenues dans cette base de données sont considérées par l'EPA comme répondant aux exigences américaines d'homologation du *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act*. La base de données contient, entre autres, des données écotoxicologiques provenant de l'EPA, du *US Department of Agriculture*, du *Fish and Wildlife Service Laboratories* ainsi que des données publiées et soumises dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides. Cette base de données, créée en 1991, a fait l'objet de constante mise à jour, la plus récente ayant été réalisée en octobre 2004.

Sauf si indiquées autrement dans le texte, les valeurs de toxicité aiguë et chronique les plus sévères ont été retenues pour les fins de l'évaluation. Dans le cas des pyréthrinés naturels et des pyréthroïdes synthétiques, la plupart des données toxicologiques n'étaient disponibles que pour les produits non synergisés. Toutefois, lorsque des données de toxicité sur les produits synergisés étaient disponibles, ces valeurs ont été privilégiées et il en est fait clairement mention dans le texte.

2.3 ÉVALUATION DU RISQUE POUR LES INSECTES

L'impact des adulticides sur les espèces d'insectes non visées a été évalué en comparant les quantités d'adulticides auxquelles pourraient être exposés les insectes par contact direct lors de l'épandage à des valeurs de référence de la toxicité pour des expositions aiguës. Pour les fins de l'exercice, l'abeille a été considérée comme représentative de l'ensemble des insectes non visés. L'abeille a été retenue parce que des valeurs de référence étaient disponibles pour cet insecte.

Selon le *Virginia Cooperative Extension* (2000, cité dans NYCDHMH, 2001), les abeilles ont une longueur variant de 5 à 15 mm. Pour les fins de l'évaluation, il a été présumé que l'abeille avait une dimension sphérique de 7,5 mm de rayon, tel que proposé par le NYCDHMH (2001). La surface de l'abeille pouvant être en contact avec le pesticide a donc été estimée à 7,07 cm² (aire d'une sphère = $4\pi r^2$). En multipliant cette surface par la quantité de l'adulticide dans l'air par unité de surface à un point donné (flux en µg/cm²), on obtient la quantité du produit à laquelle une abeille peut être exposée (ou dose d'exposition) exprimée en µg/abeille. Les flux des différents adulticides dans l'air ont pour leur part été estimés par modélisation à l'aide du logiciel AGDISP (version 8.13 modifiée) (SOPFIM, 2005b). Les flux estimés au point d'impact maximal dans l'air à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol ont été utilisés pour les fins d'évaluation. Comme les valeurs retenues correspondent aux

valeurs estimées au point d'impact maximal, les estimations peuvent être considérées comme représentatives d'un pire scénario raisonnable.

2.4 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque pour les invertébrés aquatiques a été évalué en comparant la concentration du produit susceptible de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence pour les invertébrés aquatiques. Les concentrations des différents produits dans l'eau ont été calculées en présupposant que le pesticide, qui se déposait au sol suite à une application, se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou une zone marécageuse qui serait situé au point d'impact maximal. Il a été présupposé que ce plan d'eau avait une vitesse d'écoulement nulle et que les apports provenant des eaux souterraines et des eaux de surface étaient négligeables par rapport aux concentrations provenant des retombées atmosphériques⁴. Il convient de souligner que les concentrations, qui pourraient être mesurées dans un cours d'eau, seraient nécessairement moindres que celles qui pourraient être mesurées dans une mare ou un étang, compte tenu du débit qui entraînerait une dilution rapide du produit dans un cours d'eau.

Les concentrations dans l'eau après une application ont donc été estimées de la façon suivante :

$$C_{\text{eau.a}} : (T_{\text{dépôt}} \times 0,01) / \text{prof} / 1000 \quad (\text{équation 2.1})$$

où

$C_{\text{eau.a}}$: concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

$T_{\text{dépôt}}$: taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 : facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof : profondeur du plan d'eau (m)

1000 : facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

Les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisés par la SOPFIM ont été retenus pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Il a été considéré que le plan d'eau dans lequel on retrouvait des invertébrés n'avait que 10 cm de profondeur, ce qui correspond à un pire scénario raisonnable⁵.

⁴ L'apport provenant du ruissellement peut être estimé selon l'équation proposée dans MEF (1996) en multipliant la concentration dans le sol par la concentration potentielle de matières en suspension moyenne dans l'eau provenant du ruissellement (3,15 E-04 kg/L). Si on prend l'exemple du malathion et que l'on suppose que le produit se dépose sur 1 cm de sol et que la densité du sol est de 1,5 g/cm³, on obtient une concentration dans les sols de 0,6 mg de malathion/kg de sol dans le cas d'une application aérienne et une concentration dans les eaux de ruissellement de 0,0002 mg/L. Cette concentration est plus de 100 fois plus basse que les concentrations résultant des retombées atmosphériques (voir les résultats au tableau 5.1). Ce calcul, bien que simplificateur, permet de conclure que l'apport provenant du ruissellement de surface peut être considéré négligeable par rapport aux valeurs indiquées au tableau 5.1.

⁵ Les concentrations seraient moins élevées suivant les prémisses établies si la profondeur de la mare était plus grande.

Dans l'éventualité où la transmission du VNO atteindrait un niveau épidémique élevé, un total de sept applications par voie aérienne ou terrestre, sur une période maximale de 24 jours⁶ pourraient être réalisées au cours d'un été (SOPFIM, 2005c). On peut donc envisager la possibilité que les produits s'accumulent au fur à mesure des applications. Afin de tenir compte de l'impact de ces applications multiples sur les concentrations dans l'eau, les concentrations résiduelles résultant des applications précédentes (après dégradation du produit) ont été ajoutées aux concentrations calculées à l'aide de l'équation 2.1 pour chacune des applications⁷. Il a été présumé, sur la base des informations fournies, que les arrosages se faisaient aux jours 1, 3, 8, 10, 15, 22 et 24. (SOPFIM, 2005c). Les concentrations résiduelles ont été calculées à partir de ces hypothèses selon l'équation suivante⁸:

$$C_j: C_0 \times e^{-kj} \quad (\text{équation 2.2})$$

où

C_j : concentration résiduelle au jour j

C_0 : concentration initiale au jour j

k : constante d'élimination en jours de la substance dans l'eau surface
(0,693/demi-vie)

j : nombre de jours

Les concentrations maximales atteintes ont été retenues pour évaluer les risques d'une exposition aiguë. Pour évaluer les risques d'une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée comme dans le cas de l'évaluation du risque toxicologique (INSPQ, 2005c). Le choix de retenir 30 jours au lieu d'une période plus longue a été fait de façon à ne pas sous-estimer le risque. Les valeurs calculées et utilisées pour déterminer les concentrations dans l'eau sont fournies en annexe pour chacun des aduicide.

2.5 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES POISSONS

Le risque pour les poissons associé à l'utilisation des différents produits a été évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations des produits susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence pour les poissons.

⁶ Les vaporisations ont lieu aux jours 1,3, 8, 10, 15, 22 et 24.

⁷ Les quantités du produit résultant de chaque application subséquente après la première journée d'application, s'ajoutent à la quantité résiduelle dans l'environnement résultant des applications antérieures. La nouvelle quantité totale résultante se dégrade ensuite selon la même équation et devient résiduelle pour l'application suivante, et ainsi de suite, jusqu'à la dernière journée de traitement.

⁸ Il est implicite dans ce calcul que le malathion entrant en contact avec l'eau est dissous ou demeure en suspension dans l'eau.

Les concentrations des produits dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 2.4 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans un étang ou une mare à vitesse d'écoulement nulle ou négligeable situé au point d'impact maximal et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas des invertébrés aquatiques. Les valeurs calculées et utilisées pour déterminer les concentrations dans l'eau sont présentées en annexe pour chacun des adulticides.

2.6 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES AMPHIBIENS

Les amphibiens ont un cycle de vie qui comprend un stade aquatique et un stade adulte semi-aquatique et terrestre. Le risque associé au stade aquatique peut être estimé en comparant les concentrations des différents produits susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence spécifiques aux amphibiens au stade têtard. Faute de modèle et de valeur de référence permettant de calculer un risque spécifiquement pour les amphibiens durant le stade adulte, les risques peuvent être évalués, comme le fait l'EPA dans ses évaluations de risque réalisées dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides aux États-Unis (EPA, 2004b), à partir des indices de risque obtenus pour les oiseaux.

2.7 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES REPTILES

Les informations permettant d'évaluer le risque pour les reptiles sont limitées. Ainsi faute de données, le risque a été estimé comme le fait l'EPA (2004b), à partir des valeurs de toxicité des oiseaux.

2.8 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES OISEAUX

L'impact des différents adulticides sur les oiseaux a été évalué, comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides (2004b), en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Les espèces piscivores ont également été retenues lorsque le produit était jugé comme susceptible de se bioaccumuler dans les poissons. Les prédateurs qui se nourrissent d'oiseaux et de petits mammifères terrestres n'ont pas été considérés compte tenu du faible potentiel de bioaccumulation des substances, des courtes périodes d'exposition potentielle ou du manque d'information permettant d'évaluer l'exposition potentielle des prédateurs aux différents produits.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provenait de la zone ayant fait l'objet de traitement. L'ingestion accidentelle de sol et l'ingestion d'eau n'ont pas été considérées puisque ces voies sont négligeables par rapport à l'ingestion de nourriture (voir NYCDHMH, 2001). De même, puisque les oiseaux sont largement protégés de l'exposition cutanée grâce à leur plumage,

cette voie d'exposition a été écartée pour ces récepteurs. Enfin, la voie d'exposition par inhalation n'a également pas été retenue du fait que lors de l'application le nuage de gouttelettes devrait se déplacer rapidement et l'exposition par inhalation devrait être de très courte durée et négligeable par rapport à l'apport provenant de l'ingestion de nourriture (voir NYCDHMH, 2001)⁹. On considère également que les apports provenant des activités de nettoyage (nettoyage des plumes chez les oiseaux) comme négligeable par rapport à l'apport provenant de la nourriture. Cette voie d'exposition n'a donc pas été considérée ici.

Les concentrations des différents adulticides sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) proposée par l'EPA (2004b). Les concentrations sur la nourriture sont déterminées à partir de corrélations qui ont été établies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes et les insectes (Pfleeger *et al.*, 1996)¹⁰. Les concentrations sur les végétaux peuvent donc être estimées en multipliant le taux d'application du pesticide en lb/ac par les valeurs spécifiques pour chacune des catégories de nourriture. Ces valeurs sont de 240 pour les herbes courtes, 110 pour les herbes longues, 135 pour les plantes fourragères/à grandes feuilles et les petits insectes et 15 pour les fruits, les graines et les gros insectes.

Comme mentionné précédemment, 7 applications par voie aérienne ou terrestre, sur une période maximale de 24 jours, pourraient être réalisées au cours de l'été. Afin de tenir compte de l'impact de ces applications multiples sur les concentrations dans les plantes les concentrations résiduelles résultant des applications précédentes (après dégradation du produit) sont ajoutées aux concentrations calculées à l'aide de l'équation 2.1 décrite plus haut. Les concentrations maximales atteintes ont été retenues pour évaluer les risques d'une exposition aiguë. Pour évaluer les risques suite à une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Les valeurs calculées et utilisées pour déterminer les concentrations sur différents types de végétaux sont présentées en annexe pour chacun des adulticides.

2.9 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LES MAMMIFÈRES

Le risque pour les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux et comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides (EPA, 2004b), en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores ainsi que les espèces piscivores lorsque le produit est susceptible de se bioaccumuler dans les poissons.

⁹ D'après les évaluations du NYCDHMH (2001), le risque associé à l'inhalation serait au moins 1 000 fois plus faible que le risque associé à l'ingestion de nourriture.

¹⁰ On considère que les quantités absorbées par les plantes sont significativement plus faibles que les quantités retrouvées directement sur les plantes.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée comme dans le cas des oiseaux en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement au malathion. L'ingestion accidentelle de sol et l'ingestion d'eau n'ont pas été considérées puisque ces voies sont négligeables par rapport à l'ingestion de nourriture (voir NYCDHMH, 2001; EPA, 2004b). De même, puisque les mammifères sont largement protégés de l'exposition cutanée grâce à leur pelage, cette voie d'exposition a été écartée pour ces récepteurs. Comme dans le cas des oiseaux, la voie d'exposition par inhalation n'a pas été retenue du fait que l'exposition par inhalation devrait être de très courte durée et négligeable par rapport à l'apport provenant de l'ingestion de nourriture (voir NYCDHMH, 2001). Enfin, on a considéré que les apports provenant des activités de nettoyage (ex. : léchage des poils chez le chat) comme négligeable par rapport à l'apport provenant de la nourriture. Cette voie d'exposition n'a donc pas été considérée. Les concentrations de produits sur la nourriture (végétation et insectes) ont été estimées comme décrit à la section précédente pour les oiseaux.

3 ***BACILLUS THURINGIENSIS* VAR. *ISRAELENSIS***

Le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (*Bti*) est une bactérie ubiquiste qui a été découverte en 1976 en Israël. Le *Bti* fait partie de la famille des *Bacillus* qui ont la particularité de pouvoir tuer certains insectes comme les lépidoptères, les diptères et les coléoptères. La toxicité de cette bactérie serait causée par un cristal protéique produit lors de la sporulation. Cette propriété en fait un larvicide efficace pour le contrôle des larves de moustiques et c'est pourquoi des formulations commerciales ont été produites et mises sur le marché pour combattre les moustiques vecteurs de maladies à travers le monde (Lacoursière et Boisvert, 2004).

Le *Bti* est appliqué directement dans le plan d'eau où se trouvent des larves de moustiques. Les cristaux produits par sporulation en suspension dans l'eau sont alors ingérés par les larves. Une fois ingéré par le moustique, le cristal est dissous à cause des conditions alcalines retrouvées dans l'intestin de l'insecte et libère les quatre unités protéiques qui composent le cristal. Les unités protéiques se fixent à des récepteurs spécifiques localisés dans l'épithélium du système digestif de l'insecte, causant la lyse des cellules puis une perforation des tissus, ce qui ultimement entraîne la mort des larves.

Le *Bti* est reconnu pour être un produit larvicide biologique très sélectif puisqu'il n'est toxique que pour un très petit nombre d'espèces. Il est notamment très actif contre les moustiques et les mouches noires, mais il est très peu toxique, voire non toxique, pour les larves de lépidoptères (papillons). Le spectre d'activité du *Bti* est principalement restreint à certaines espèces qui sont proches parents des moustiques et des mouches noires (ordre des diptères) (Lacoursière et Boisvert, 2004). D'autres sous-espèces de *Bt* sont homologuées pour utilisation au Canada et elles aussi n'agissent que sur des espèces spécifiques d'insectes. La variété *tenebrionis* (*Btt*) est par exemple efficace contre le doryphore de la pomme de terre tandis que la variété *kurstaki* (*Btk*) permet de lutter contre les lépidoptères (tordeuse des bourgeons de l'épinette, la spongieuse, etc.).

Différentes variétés de *Bt* incluant le *Bti* ont été largement utilisées, depuis de nombreuses années au Canada comme aux États-Unis. Au Canada, le *Bti* est homologué depuis 1982. Au Québec, il est utilisé depuis une vingtaine d'années déjà pour le contrôle des nuisances occasionnées par la présence des moustiques et des mouches noires dans différentes municipalités. Selon l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA), le *Bti* est non infectieux et non toxique pour les mammifères et même si quelques effets nocifs ont été observés chez les individus de certaines espèces d'insectes aquatiques non visées, aucun impact durable n'a été constaté chez les populations de ces espèces suite à l'utilisation de *Bti* (ARLA, 2001a).

Selon l'EPA (cité dans ARLA, 2001a), le *Bti*, lorsque appliqué conformément aux doses opérationnelles recommandées, présente des risques négligeables pour les espèces qui pourraient être exposées, comme les mammifères, les oiseaux, les poissons ou les batraciens. Les études indiquent par ailleurs que la très grande majorité des invertébrés aquatiques (ex. : mollusques, crustacés, libellules, demoiselles, coléoptères, patineuses,

etc.) ne sont pas affectés par le *Bti* (Lacoursière et Boisvert, 2004). La toxine insecticide produite par le *Bti* est, en outre, rapidement biodégradée dans l'environnement par les rayons solaires et les micro-organismes (Lacoursière et Boisvert, 2004). L'impact potentiel de l'utilisation du *Bti* sur les organismes non ciblés peut à la lumière des informations disponibles être considéré comme limité et aucune évaluation quantitative du risque n'est donc présentée ci-après. Le lecteur intéressé pourra consulter la revue de littérature effectuée par Lacoursière et Boisvert (2004) pour une description plus détaillée du mode d'action du *Bti* et sur l'effet du *Bti* sur la faune non ciblée.

4 **BACILLUS SPHAERICUS**

Bacillus sphaericus (*Bsph*) est une bactérie qui est présente à l'état naturel dans les sols. On retrouve environ 300 souches de cette bactérie. Dix-sept de celles-ci ont des propriétés entomopathogènes. Elles ont en effet la particularité de pouvoir tuer spécifiquement les larves de moustiques présentes dans un plan d'eau. À l'instar du *Bti*, *Bsph* n'est efficace que contre un nombre limité d'espèce d'insectes et en occurrence contre les larves d'insectes de la famille des *Culicidae* (moustiques). L'activité larvicide de cette bactérie ubiquiste est causée, comme dans le cas du *Bti*, par une toxine protéique produite lors de la sporulation qui contient deux chaînes polypeptidiques. Lorsque les spores présentes dans l'eau sont ingérées par les larves de moustiques, la toxine se fixe sur des récepteurs spécifiques de l'épithélium du système digestif de la larve, causant la lyse des cellules puis une perforation des tissus qui entraîne la mort de la larve dans les 48 heures qui suivent l'exposition. Cette propriété en fait un larvicide efficace qui est de plus en plus utilisé à travers le monde pour le contrôle des larves de moustiques (tiré de SOPFIM, 2005a).

Le larvicide *Bsph* est homologué aux États-Unis depuis 1996 et il est fréquemment utilisé dans les programmes de contrôle des moustiques pour des fins sanitaires. Au Canada, *Bsph* n'est homologué que depuis 2005 sous le nom de Vectolex. L'intérêt de ce biopesticide pour le contrôle des vecteurs du VNO, qui est similaire à celui du *Bti*, vient du fait qu'il agit surtout envers les moustiques du genre *Culex* et qu'il est peu ou pas toxique pour les espèces non visées. Le *Bsph* est donc plus spécifique que le *Bti* et pourrait être plus efficace que ce dernier dans certaines circonstances comme lorsqu'en présence d'une eau riche en matière organique. L'intérêt du *Bsph* provient aussi du fait que son effet est plus persistant dans l'environnement et que, par conséquent, il permet un meilleur contrôle des moustiques. En contrepartie, l'utilisation du *Bsph* est limitée du fait que les moustiques peuvent développer une résistance¹¹. Le développement de cette résistance s'explique du fait que le *Bsph* ne compte que deux toxines qui se fixent sur un seul récepteur alors que dans le cas du *Bti*, l'action larvicide repose sur la présence de quatre toxines (protéines cristallisées ayant différents récepteurs). Cette résistance peut toutefois être retardée en utilisant en alternance du *Bsph* et du *Bti* (Pei *et al.*, 2002; Zahiri *et al.*, 2002; Mulla *et al.*, 2003).

Les données recueillies au cours des tests effectués en vue de l'homologation du produit aux États-Unis (EPA, 1998) ont démontré une absence de toxicité orale aiguë ($DL_{50} > 5\ 000$ mg/kg chez le rat), cutanée aiguë ($DL_{50} > 2\ 000$ mg/kg chez le lapin) ou par inhalation ($CL_{50} > 0,09$ mg/L chez le rat). Lacey et Merrit (2003, cité dans SOPFIM, 2005a) ont aussi démontré que *Bsph*, lorsque appliqué aux doses prescrites par les manufacturiers, ne démontre que très peu d'effets envers les espèces non visées telles que les invertébrés benthiques, les insectes et les poissons. De plus, le *Bsph* ne s'accumule pas dans les tissus des poissons et des autres espèces fauniques. L'innocuité du produit pour les organismes non visés s'explique en partie du fait que les intestins de ces organismes ne sont pas pourvus des récepteurs sensibles à la toxine. L'impact environnemental associé à l'utilisation du *Bsph* peut donc, à la lumière des informations disponibles, être considéré comme marginal et aucune évaluation quantitative du risque n'est donc présentée ci-après.

¹¹ Dans le cas du *Bti*, il est moins probable que les insectes puissent développer une résistance.

5 MÉTHOPRÈNE

Le méthoprène est un larvicide utilisé pour le contrôle des moustiques. Il peut également être utilisé en agriculture pour le contrôle de certains insectes comme les puces, les fongicoles et les ravageurs du tabac entreposé. Le méthoprène a été homologué au Canada pour le contrôle des moustiques en 1977. Il se présente sous forme de granules ou de pastilles et est appliqué directement dans l'eau où se trouvent des larves de moustiques. Il est considéré comme efficace pour plusieurs genres ou espèces de moustiques. Dans le cadre du programme de contrôle du VNO, le méthoprène est utilisé pour traiter l'eau des puisards de rue.

Le méthoprène agit en imitant l'action d'une hormone de régulation de la croissance chez certains insectes. Il a la capacité d'agir sur le processus de maturation normal de l'insecte. Il perturbe donc le développement normal de l'insecte en rendant impossible l'atteinte du stade adulte. Les larves traitées se transforment en pupe, mais la forme adulte n'émerge pas de la pupe. Ainsi, le méthoprène est considéré par l'EPA comme un pesticide biochimique, car plutôt que d'engendrer une toxicité directe pour l'insecte, il agit de façon indirecte en interférant dans le cycle biologique; il n'est donc pas toxique pour les pupes et les adultes et, en ce sens, est relativement sélectif (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2004; ARLA, 2001b). Le méthoprène se dégrade rapidement dans le milieu aquatique et ne présente pas une forte propension à la bioaccumulation (EXTOXNET, 1995).

Le méthoprène peut présenter une certaine toxicité pour les espèces d'invertébrés d'eau douce. La daphnie serait d'ailleurs particulièrement sensible au méthoprène (CE_{50} de $89 \mu\text{g/L}$ pour une exposition de 48 heures; EPA (1991) cité dans Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2004). Les études tendent toutefois à démontrer que la concentration de l'ingrédient actif dans l'environnement aquatique, si le produit est utilisé selon les recommandations indiquées sur l'étiquette, devrait être nettement plus basse que les niveaux qui sont toxiques lors des études en laboratoire (EPA, 2001). Les résultats obtenus lors du suivi environnemental réalisé à l'été 2004, suite à l'application à des fins de prévention de méthoprène dans les puisards, tendent également à démontrer que les concentrations mesurées dans le milieu sont beaucoup plus faibles que les concentrations toxiques pour les organismes aquatiques (SOPFIM, 2004). Lors de ce suivi, des échantillons d'eau ont été prélevés dans 2 ruisseaux et 15 émissaires répartis dans 11 des secteurs d'intervention afin de vérifier les concentrations du larvicide pouvant être mesurées dans l'environnement à la suite des traitements. Tous les échantillons d'eau recevaient l'eau d'émissaires pouvant contenir du méthoprène. Des concentrations détectables (entre $0,01 \mu\text{g/L}$ et $2,9 \mu\text{g/L}$) ont été mesurées dans seulement 22 % des 206 échantillons analysés.

L'exposition des organismes aquatiques serait par ailleurs limitée par la faible solubilité du méthoprène dans l'eau et par sa dégradation rapide dans l'environnement aquatique (demi-vie de moins de deux jours dans ce milieu). Selon l'ARLA (2001b), les résultats d'études de terrain montrent que l'utilisation de ce produit n'entraîne pas d'effets néfastes de longue

durée sur les populations d'invertébrés ou d'autres organismes aquatiques non visés lorsqu'il est utilisé conformément aux instructions du fabricant. Le fait que le méthoprène soit appliqué directement dans les puisards de rue et non pas directement dans les cours d'eau contribue également à réduire l'impact du produit sur les organismes.

Des études extensives portant sur les effets écologiques du méthoprène sur des espèces d'arthropodes aquatiques et terrestres non visées et apparentées aux moustiques ont par ailleurs révélé qu'elles n'étaient pas affectées par le méthoprène à des concentrations de 1 000 µg/L (EPA, 2001), soit à des concentrations beaucoup plus élevées que les concentrations mesurées dans le cadre des travaux de suivi (< 3 µg/L). Le méthoprène a, par ailleurs, peu d'effets sur les 35 espèces d'invertébrés non visées exposées, incluant les vers de terre et les escargots (EXTOXNET, 1995).

Les recherches effectuées sur les amphibiens ont permis d'établir que les CL₅₀ résultant d'une exposition aiguë des larves de *Rana catesbeiana* et de *Rana pipiens* étaient supérieures à 10 000 µg/L. Une CL₅₀ supérieure à 1 000 µg/L (la plus forte dose testée) a de plus été obtenue pour des individus adultes de l'espèce *Bufo woodhousei*. Ces résultats indiquent que les concentrations susceptibles d'être mesurées dans le milieu ne devaient pas non plus atteindre des niveaux dommageables pour les amphibiens.

Chez les poissons des CL₅₀ (96 heures) de 4 390 µg/L pour la truite arc-en-ciel, de 4 620 µg/L pour le crapet-soleil et supérieures à 100 000 µg/L pour l'achigan à grande bouche et le barbu de rivière ont été rapportées (EXTOXNET, 1995). Ces valeurs sont encore ici beaucoup plus élevées que les concentrations susceptibles de se retrouver dans le milieu selon les résultats du suivi effectué en 2004.

Enfin, l'utilisation du méthoprène ne devrait pas avoir d'effet sur les populations d'oiseaux et de mammifères puisqu'il est très peu toxique pour ces espèces (EPA, 2001). De fait, la DL₅₀ du méthoprène pour le canard colvert est supérieure à 2 250 mg/kg (EXTOXNET, 1995). Le fait que le méthoprène soit déposé directement dans les puisards de rue, qu'il est peu susceptible de se bioaccumuler dans la chaîne trophique et qu'il se dégrade rapidement fait en sorte que les oiseaux et mammifères ne devraient pas être exposés de façon importante. Le risque environnemental associé à l'utilisation de méthoprène pour le contrôle des larves de moustiques dans les puisards de rue peut donc être considéré négligeable et aucune évaluation quantitative du risque n'est donc présentée ci-après.

6 MALATHION

Le malathion est un insecticide organophosphoré à large spectre qui est homologué pour utilisation au Canada depuis 1953. Il est surtout utilisé pour la lutte contre les insectes en agriculture. La dose recommandée pour la lutte contre les moustiques est cependant beaucoup plus faible que celle utilisée en agriculture. L'ARLA considère le malathion comme un insecticide de choix pour la pulvérisation à ultra bas volume (UBL, *ULV* en anglais) contre les moustiques adultes (ARLA, 2003).

Le malathion agit en inhibant les cholinestérases, ce qui perturbe le fonctionnement du système nerveux du moustique adulte. Il est considéré comme toxique pour les insectes, les invertébrés aquatiques, les batraciens et les poissons (la toxicité chez les poissons est toutefois très variable d'une espèce à l'autre). Il n'a cependant pas tendance à se bioaccumuler dans les tissus et est considéré comme faiblement toxique vis-à-vis des oiseaux et des mammifères (EXTOXNET, 1996a). Le malathion est peu persistant dans les sols. Il est généralement utilisé comme insecticide dans des formulations dont la pureté varie de 90 % à 95 %, le reste étant le support aqueux constituant l'émulsion (EXTOXNET, 1996a; MENV, 2002).

Dans le cadre du Plan d'intervention gouvernemental, le malathion pourrait être utilisé pour contrôler les populations de moustiques adultes en cas d'épidémie de VNO. Il est le seul adulticide actuellement autorisé en application aérienne au pays pour contrôler les insectes piqueurs. L'épandage de cet adulticide pourrait donc être réalisé par voie terrestre ou aérienne. Au besoin, les traitements pourraient être répétés jusqu'à 7 reprises sur une période de 24 jours vers la fin de l'été (SOPFIM, 2005c). Compte tenu qu'on ne peut *a priori* exclure que son utilisation puisse présenter un risque pour plusieurs espèces biologiques non ciblées (insectes, poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères), il convient d'examiner plus en détail le risque qu'il peut représenter pour les récepteurs écologiques retenus dans le cadre de cette évaluation.

6.1 INSECTES NON VISÉS

L'impact du malathion sur les espèces d'insectes non visées a été évalué, tel que décrit précédemment à la section 2.3, en comparant les quantités de malathion auxquelles pourraient être exposés les insectes par contact direct lors de l'épandage à des valeurs de référence de la toxicité.

6.1.1 Dose d'exposition au malathion

Pour les fins de l'exercice, l'abeille a été considérée comme représentative de l'ensemble des insectes non visés. La surface de l'abeille pouvant être en contact avec le pesticide a été estimée à 7,07 cm² (voir section 2.3). En multipliant cette surface par la quantité de l'adulticide dans l'air par unité de surface à un point donné (flux en µg/cm²), on obtient la quantité du produit à laquelle une abeille peut être exposée (ou dose d'exposition) exprimée en µg/abeille.

Les flux de malathion dans l'air ont été estimés par modélisation par la SOPFIM (SOPFIM, 2005b). Les flux estimés au point d'impact maximal dans l'air à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol ont été utilisés pour les fins d'évaluation. Les calculs ont été réalisés en supposant des taux d'application de 50,4 g/ha pour l'application aérienne¹² et de 55,2 g/ha pour l'application terrestre. Les flux correspondants ont été estimés à 17,8 µg/cm² pour l'application aérienne et à 55,1 µg/cm² pour l'application terrestre. Comme les valeurs retenues correspondent aux valeurs estimées au point d'impact maximal, les estimations peuvent être considérées comme représentatives d'un pire scénario raisonnable.

À partir de ces hypothèses, on peut estimer les doses maximales d'exposition des abeilles à 126 µg/abeille (**0,13 mg/abeille**) dans le cas d'une l'application aérienne et à 390 µg/abeille (**0,39 mg/abeille**) dans le cas d'une application terrestre.

6.1.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La valeur de référence pour le malathion a été tirée de la banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database de l'Office of Pesticide Program* de l'EPA¹³. Cette banque de données contient trois valeurs qui peuvent être utilisées pour évaluer la toxicité aiguë par contact direct avec le malathion. Ces valeurs sont de 0,0002 mg/abeille (DL₅₀-48 h), 0,0003 mg/abeille (DL₅₀-96 h) et 0,0007 mg/abeille (DL₅₀-8 h)¹⁴. Étant donné que l'exposition dans l'air n'est que de courte durée (à cause de la dispersion du pesticide), la valeur de référence de **0,0007 mg/abeille** a été retenue. Cette valeur a, en effet, été jugée dans le cadre de la présente évaluation plus appropriée que les valeurs établies pour des expositions de 48 et 96 heures. L'utilisation d'une valeur de référence sur 8 heures constitue tout de même une approche conservatrice puisque le temps de contact devrait être inférieur à cette durée.

6.1.3 Résultats

Les indices de risque obtenus pour les insectes sont de **185** dans le cas d'une application aérienne et de **557** dans le cas d'une application terrestre. Les quantités, auxquelles les insectes pourraient être exposés, excèdent donc de façon importante la valeur de référence. Ces résultats indiquent qu'une seule application de malathion pourrait présenter un risque pour les insectes non visés comme les abeilles. On peut également présumer, compte tenu de la forte toxicité du produit pour les insectes, que les invertébrés, qui seraient indirectement exposés au malathion par contact avec les résidus déposés sur le feuillage ou les sols, pourraient être affectés.

¹² Le taux pour l'application aérienne correspond à un scénario optimisé par la SOPFIM (SOPFIM, 2005b) sur la base de résultats obtenus lors d'essais terrains. Les taux d'application recommandés par l'ARLA sont plus élevés.

¹³ Cette banque de données contient des données de toxicité considérées comme acceptables afin de répondre aux exigences américaines d'homologation du *Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act*. Cette banque de données créée en 1991 a été mise à jour en octobre 2004 (Brian Montague, EPA, communication personnelle).

¹⁴ DL₅₀-48 h : dose létale pour 50 % de la population exposée pendant une période de 48 heures; DL₅₀-96 h : dose létale pour 50 % de la population exposée pendant une période de 96 heures; DL₅₀-8 h : dose létale pour 50 % de la population exposée pendant une période de 8 heures.

6.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque du malathion sur les invertébrés aquatiques peut être évalué, tel que décrit à la section 2.4, en comparant la concentration du produit susceptible de se retrouver dans l'eau à la suite de son utilisation à des valeurs de référence pour les invertébrés aquatiques.

6.2.1 Concentrations de malathion dans l'eau

Les concentrations de malathion dans l'eau ont été calculées en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou une zone marécageuse qui serait situé au point d'impact maximal (voir section 2.4). Pour les fins de l'évaluation, les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisés ont été retenus (SOPFIM, 2005b). Les valeurs retenues sont de 904,5 ng/cm² pour une application aérienne et de 373,3 ng/cm² pour une application terrestre. Ces valeurs ont été calculées en considérant comme mentionné précédemment des taux d'application de 50,4 g/ha et de 55,2 g/ha pour des applications aérienne et terrestre respectivement. La demi-vie du malathion dans l'eau de 5,0 jours a été retenue pour les fins de l'étude (EXTOXNET, 1996a).

Pour évaluer les risques d'une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Le tableau 6.1 présente les concentrations estimées dans les cas d'une application terrestre et d'une application aérienne de malathion. Les résultats détaillés sont présentés aux annexes A et B.

Tableau 6.1 Concentrations estimées de malathion dans l'eau (invertébrés aquatiques)

	Concentration maximale (mg/L)	Concentration moyenne (mg/L)
Application aérienne	0,2	0,1
Application terrestre	0,09	0,06

6.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database de l'Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend 10 valeurs de CE_{50-48 h}¹⁵ et de CL_{50-48 h} et 96 h¹⁶ pour les invertébrés aquatiques. Ces valeurs varient entre 0,001 et 3 mg/L (valeur médiane de 0,002 mg/L). Dans le cadre de cette étude, la plus faible des valeurs (0,001 mg/L) a été retenue comme valeur de référence.

¹⁵ CE₅₀ (48 h) : Concentration produisant un effet chez 50 % de la population exposée pendant une période de 48 heures.

¹⁶ CL₅₀ (48 h) : Concentration létale pour 50 % de la population exposée pendant une période de 48 heures;
CL₅₀ (96 h) : concentration létale pour 50 % de la population exposée pendant une période de 96 heures.

Toxicité chronique : Les données permettant d'évaluer la toxicité chronique du malathion pour les organismes aquatiques sont limitées. La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA ne comprend qu'une valeur pour les invertébrés aquatiques. Cette valeur est de 0,00006 mg/L et correspond à un NOEC-21 j¹⁷ chez la daphnie. Cette valeur a été retenue comme valeur de référence dans la présente étude.

6.2.3 Résultats

Le tableau 6.2 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Les indices excèdent largement l'unité. L'application de malathion par voie terrestre ou aérienne peut donc être considérée comme susceptible d'avoir un impact important sur les populations d'invertébrés aquatiques.

Tableau 6.2 Indices de risque calculés pour le malathion (invertébrés aquatiques)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Application aérienne	200	1 667
Application terrestre	90	1 000

NB Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

6.3 POISSONS

Le risque pour les poissons associé à l'application de malathion peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations de malathion susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence pour les poissons.

6.3.1 Concentrations de malathion dans l'eau

Les concentrations de malathion dans l'eau ont été calculées, comme indiqué à la section 2.5, en présumant que le produit qui se déposait au sol à la suite d'une application se répartissait de façon uniforme dans un étang ou une mare à vitesse d'écoulement nulle ou négligeable situé au point d'impact maximal et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont présentées au tableau 6.3. Les résultats détaillés sont présentés aux annexes A et B.

¹⁷ NOEC-21 j : Plus forte concentration n'ayant pas produit un effet pour une période d'exposition de 21 jours; le LOEC (concentration la plus faible ayant produit un effet) dans cette étude était de 0,0001 mg/L.

Tableau 6.3 Concentrations estimées de malathion dans l'eau (poissons)

	Concentration maximale (mg/L)	Concentration moyenne (mg/L)
Application aérienne	0,02	0,01
Application terrestre	0,009	0,006

6.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database de l'Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend 19 valeurs de CL₅₀ (96 h et 48 h) pour les poissons. Ces valeurs varient entre 0,004 et 11,7 mg/L (valeur médiane de 0,2 mg/L). Dans le cadre de cette étude, la plus faible concentration (0,004 mg/L pour la truite arc-en-ciel) a été retenue comme valeur de référence.

Toxicité chronique : Les données permettant d'évaluer la toxicité sous-chronique ou chronique du malathion pour les poissons sont limitées. La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA ne comprend en effet qu'une seule valeur. Cette valeur qui est de 0,002 mg/L qui correspond à un NOEC (97 jours pendant les premiers stades de vie du poisson) chez la truite arc-en-ciel¹⁸ a été retenue comme valeur de référence dans le cadre de cette étude.

6.3.3 Résultats

Le tableau 6.4 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Des indices de risque supérieurs à l'unité ont été obtenus. À la lumière des résultats obtenus, l'application de malathion par voie aérienne ou terrestre peut donc être considérée comme présentant un faible risque pour les poissons.

Tableau 6.4 Indices de risque calculés pour le malathion (poissons)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Application aérienne	5	5
Application terrestre	2	3

NB Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

6.4 AMPHIBIENS

Les amphibiens ont un cycle de vie qui comprend un stade aquatique et un stade adulte semi-aquatique et terrestre. Le risque associé au stade aquatique peut être estimé en comparant les concentrations de malathion susceptibles de se retrouver dans l'eau à des

¹⁸ Le LOEC dans cette étude était de 0,04 mg/L.

valeurs de référence spécifiques aux amphibiens au stade têtard (voir section 2.6). Faute de modèle et de valeur de référence permettant de calculer un risque spécifiquement pour les amphibiens durant le stade adulte, les risques peuvent être évalués, comme le fait l'EPA dans ses évaluations de risque réalisées dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides aux États-Unis (EPA, 2004b), à partir des indices de risque obtenus pour les oiseaux (voir section 6.6).

Les sections qui suivent présentent la méthodologie utilisée pour évaluer le risque pour les amphibiens pendant le stade de vie aquatique et les résultats obtenus.

6.4.1 Concentrations de malathion dans l'eau

Les concentrations de malathion dans l'eau utilisées pour évaluer le risque pour les amphibiens sont les mêmes que celles calculées pour les invertébrés aquatiques à la section 6.2.1 (voir tableau 6.1). Les concentrations retenues pour évaluer les risques de toxicité aiguë sont de **0,09 mg/L** dans le cas d'une application terrestre et de **0,2 mg/L** dans le cas d'une application aérienne. Pour l'évaluation des risques chroniques, les concentrations retenues sont de **0,06 mg/L** et **0,1 mg/L** dans les cas d'applications terrestre et aérienne, respectivement.

6.4.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database* de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend deux valeurs de référence pour les amphibiens au stade têtard. Ces valeurs sont de 0,2 et 0,4 mg/L (CL₅₀-96 h chez la rainette faux-grillon de l'Ouest). Pour les fins de l'étude, la valeur de **0,2 mg/L** a été retenue comme valeur de référence.

Toxicité chronique : Faute de valeurs de référence de toxicité chronique, une valeur de référence par défaut a été établie en divisant par un facteur d'incertitude de 50 la valeur de toxicité aiguë de 0,2 mg/L (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002). La valeur correspondante est de **0,004 mg/L**.

6.4.3 Résultats

Les indices de risque calculés sont présentés au tableau 6.5. Des indices supérieurs à l'unité ont été obtenus dans le cas d'une application terrestre comme dans le cas d'une application aérienne. À la lumière de ces résultats obtenus, le risque de toxicité aiguë est considéré négligeable. Les données de toxicité disponibles ne permettent toutefois pas de conclure à l'innocuité du produit suite à une exposition prolongée. Les résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 6.6) suggèrent cependant que le risque pour les amphibiens adultes est négligeable.

Tableau 6.5 Indices de risque calculés pour le malathion (amphibiens au stade têtard)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Application aérienne	1	25
Application terrestre	0,5	15

NB Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

6.5 REPTILES

Les informations permettant d'évaluer le risque pour les reptiles sont limitées. Une seule valeur de référence a été répertoriée pour le malathion chez une espèce de lézard. La DL₅₀¹⁹ obtenue est de 2 350 mg/kg de poids corporel ce qui suggère que le malathion n'est pas très toxique pour les lézards. Par ailleurs, si comme le fait l'EPA (2004b), on retient les valeurs de toxicité des oiseaux pour évaluer le risque pour les reptiles, on peut conclure que le risque est négligeable (voir section 6.6).

6.6 OISEAUX

L'impact du malathion sur les oiseaux a été évalué, comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides (2004b), tel que décrit à la section 2.8, en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Étant donné le faible potentiel de bioaccumulation de cette substance (facteur de bioconcentration eau/poisson de 13; NYCDHMH, 2001), les oiseaux et les mammifères piscivores ou ceux se nourrissant d'organismes aquatiques n'ont pas été considérés dans la présente évaluation. De même, les prédateurs qui se nourrissent d'oiseaux et de petits mammifères terrestres n'ont pas été considérés ici compte tenu du faible potentiel de bioaccumulation de la substance et de la courte période d'exposition potentielle.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provenait de la zone ayant fait l'objet de traitement au malathion. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

6.6.1 Concentrations de malathion dans la diète

Les concentrations de malathion sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) proposée par l'EPA (2004b). Les concentrations sur la nourriture sont déterminées à partir de corrélations qui ont été établies entre les taux d'application de

¹⁹ DL₅₀ : Dose létale pour 50 % de la population exposée.

pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes et les insectes (Pfleeger *et al.*, 1996)²⁰. Les concentrations sur les végétaux peuvent donc être estimées en multipliant le taux d'application du pesticide en lb/ac par les valeurs spécifiques pour chacune des catégories de nourriture. Les taux d'application retenus pour les fins de calcul sont de 50,4 g/ha (0,045 lb/acre) et de 55,2 g/ha (0,049 lb/acre) respectivement par voies aérienne et terrestre.

Comme mentionné précédemment, 7 applications par voie aérienne ou terrestre, sur une période maximale de 24 jours, pourraient être réalisées au cours de l'été. Afin de tenir compte de l'impact de ces applications multiples sur les concentrations dans les plantes, les concentrations résiduelles résultant des applications précédentes (après dégradation du produit) sont ajoutées aux concentrations calculées à l'aide de l'équation 2.2. À défaut de valeur disponible pour la demi-vie du malathion sur la végétation, la valeur de 1,1 jour estimée par INSPQ (2005c) a été retenue. Les concentrations maximales atteintes ont été retenues pour évaluer les risques d'une exposition aiguë. Pour évaluer les risques suite à une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Le tableau 6.6 présente les concentrations estimées pour les deux scénarios étudiés. Les résultats détaillés sont présentés aux annexes A et B.

Tableau 6.6 Concentrations estimées de malathion dans la diète

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes		
<i>Application aérienne</i>	13,9	5,3
<i>Application terrestre</i>	15,1	5,8
Herbes longues		
<i>Application aérienne</i>	6,4	2,4
<i>Application terrestre</i>	6,9	2,7
Autres plantes* et petits insectes		
<i>Application aérienne</i>	7,8	3,0
<i>Application terrestre</i>	8,5	3,3
Fruits, graines et gros insectes		
<i>Application aérienne</i>	0,9	0,3
<i>Application terrestre</i>	0,9	0,4

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

²⁰ On considère que les quantités absorbées par les plantes sont significativement plus faibles que les quantités retrouvées directement sur les plantes.

6.6.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database de l'Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend quatre valeurs de CL_{50-8 j} pour des expositions de courte durée chez les oiseaux. Ces valeurs varient de 2 639 à > 5 000 mg/kg. La valeur de 2 639 mg/kg a été retenue comme valeur de référence pour les oiseaux. Cette valeur correspond à celle retenue par l'EPA dans son évaluation de risque pour le malathion (EPA, 2000).

Toxicité chronique : Pour les oiseaux, deux concentrations de référence correspondant à des NOEL pour des effets sur la reproduction des oiseaux sont disponibles pour le malathion dans la banque de données de l'EPA. Ces concentrations sont respectivement de 110 mg/kg et de 1 200 mg/kg pour le colin de Virginie et le canard colvert. La valeur de **110 mg/kg** correspondant à la valeur retenue par l'EPA dans son évaluation de risque pour le malathion (EPA, 2000) a été considérée comme valeur de référence.

6.6.3 Résultats

Le tableau 6.7 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous nettement inférieurs à l'unité. Le risque pour les oiseaux peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne pourraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de façon importante ceux provenant de la nourriture, ce qui est improbable.

Tableau 6.7 Indices de risque calculés pour le malathion (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes		
<i>Application aérienne</i>	0,005	0,05
<i>Application terrestre</i>	0,006	0,05
Herbes longues		
<i>Application aérienne</i>	0,002	0,02
<i>Application terrestre</i>	0,003	0,03
Autres plantes* et petits insectes		
<i>Application aérienne</i>	0,003	0,03
<i>Application terrestre</i>	0,003	0,03
Fruits, graines et gros insectes		
<i>Application aérienne</i>	0,0003	0,003
<i>Application terrestre</i>	0,0003	0,004

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

6.7 MAMMIFÈRES

Le risque que représente le malathion pour les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux et comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides (EPA, 2004b), en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores. Étant donné le faible potentiel de bioaccumulation de cette substance, les carnivores et les espèces piscivores n'ont pas été considérés dans la présente évaluation.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement au malathion. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

6.7.1 Concentrations de malathion dans la diète

Les concentrations de malathion sur la nourriture (végétation et insectes) estimées à la section 6.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 6.6.

6.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Les valeurs de toxicité aiguë (DL_{50}) disponibles (huit valeurs au total) varient de 80 mg/kg (chez le veau) à 2 100 mg/kg (chez le rat) dépendamment de l'espèce testée (EPA, 2000). La valeur de 390 mg/kg (rat) correspondant à la valeur retenue par le EPA dans son évaluation de risque pour le malathion (EPA, 2000) a été maintenue dans le cadre de la présente étude pour dériver une valeur de référence. Étant donné que la valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL_{50}) de malathion dans la diète suivant la procédure décrite dans EPA (2000). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL_{50}) par le pourcentage de nourriture consommée par rapport au poids corporel du mammifère. Le risque a été calculé pour un mammifère de 15 g qui consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL_{50} correspondante est de **410 mg/kg** dans la nourriture²¹. Cette valeur a été retenue comme valeur de référence dans le cadre de cette étude.

Toxicité chronique : Un NOEL²² de **500 mg/kg** a été retenu comme valeur de référence pour une exposition chronique. Cette valeur a été obtenue à partir d'une étude sur le développement de la souris conduite sur une période de deux ans (EPA, 2000). Elle correspond à la plus faible des deux valeurs indiquées dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA et correspond à celle retenue par l'EPA dans son

²¹ L'EPA calcule généralement les valeurs pour un animal de 15, 35 et 1 000 g qui consomme respectivement 95 %, 66 % et 15 % de son poids corporel en nourriture. Les CL_{50} correspondantes sont de 410 mg/kg, 650 mg/kg, 2 600 mg/kg.

²² NOEL : Plus forte dose n'ayant pas produit un effet.

évaluation de risque pour le malathion (EPA, 2000). Compte tenu que la valeur de référence a été obtenue suite à une exposition assez longue, son utilisation entraîne vraisemblablement dans le cas présent une surestimation du risque réel.

6.7.3 Résultats

Le tableau 6.8 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme dans le cas des oiseaux, des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau, de sol, léchage des poils) avaient été considérées, les conclusions ne pourraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de façon importante ceux provenant de la nourriture.

Tableau 6.8 Indices de risque calculés pour le malathion (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes		
<i>Application aérienne</i>	0,03	0,01
<i>Application terrestre</i>	0,04	0,01
Herbes longues		
<i>Application aérienne</i>	0,02	0,005
<i>Application terrestre</i>	0,02	0,005
Autres plantes* et petits insectes		
<i>Application aérienne</i>	0,02	0,006
<i>Application terrestre</i>	0,02	0,007
Fruits, graines et gros insectes		
<i>Application aérienne</i>	0,002	0,001
<i>Application terrestre</i>	0,002	0,001

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

6.8 CONCLUSION

Le tableau 6.9 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués.

À la lumière des résultats obtenus, on peut conclure que l'utilisation de malathion par voies terrestre et aérienne représente un risque important pour les insectes non visés, les invertébrés aquatiques et un faible risque pour les poissons. Le risque est par ailleurs considéré comme négligeable pour les amphibiens adultes, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Dans le cas des amphibiens au stade têtard, les données disponibles indiquent que le risque est négligeable pour une exposition aiguë mais ne permettent pas de conclure

à l'innocuité du produit suite à une exposition prolongée. Ces résultats concordent assez bien avec les informations relatives à la toxicité du produit mentionnées au début de la section.

Tableau 6.9 Synthèse des indices de risque obtenus pour le malathion

Récepteur écologique	Application aérienne		Application terrestre	
	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	185	s. o.	557	s. o.
Invertébrés aquatiques	200	1667	90	1000
Poissons	5	5	2	3
Amphibiens (têtards)	1	25	0,5	15
Reptiles^a	0,0003-0,005	0,003-0,05	0,0003-0,006	0,004-0,05
Oiseaux	0,0003-0,005	0,003-0,05	0,0003-0,006	0,004-0,05
Mammifères	0,002-0,03	0,001-0,01	0,002-0,04	0,001-0,01

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

7 PYRÉTHRINES

Les pyréthrinines aussi appelées poudre de pyrèthre, sont des insecticides naturels provenant des fleurs séchées de *Chrysanthemum cinerariaefolium*. L'extrait de pyrèthrine est composé d'un mélange de trois esters naturels de l'acide chrysanthémique. Il existe au Canada de nombreuses formulations contenant des pyrèthrinines dont quatre seulement sont utilisées en pulvérisation à ultra bas volume pour le contrôle des moustiques. Ces produits sont généralement utilisés en combinaison avec des synergistes comme le butoxyde de pipéronyle et ou le n-octyl bicycloheptène dicarboximide, qui rendent les pyrèthrinines plus stables et empêchent la détoxification chez l'insecte par les cytochromes P-450. Les pyrèthrinines sont des pesticides à large spectre qui causent une paralysie et la mort de l'insecte (INSPQ, 2005a).

Selon EXTUNET (1994), les pyrèthrinines sont très toxiques pour les insectes, les poissons et les invertébrés aquatiques. Ils sont cependant peu toxiques pour les oiseaux. Même si les pyrèthrinines sont très solubles dans les graisses, ils se dégradent rapidement et n'ont pas tendance à se bioaccumuler. Compte tenu de leur coefficient d'absorption sur carbone organique élevé, les pyrèthrinines devraient être peu mobiles dans les sols.

Dans le cadre du Plan d'intervention gouvernemental, les pyrèthrinines pourraient être utilisées pour contrôler les populations de moustiques adultes en cas d'épidémie de VNO. L'épandage par voie aérienne de produits à base de pyrèthrinines n'est pas autorisé pour le contrôle des moustiques. Les pyrèthrinines pourraient donc être appliquées par voie terrestre uniquement. Bien qu'elle semble de façon générale peu persistante dans l'environnement, on ne peut pas sur la base des informations disponibles exclure la possibilité que les pyrèthrinines aient un impact sur certains organismes. Les risques associés à l'utilisation de ces produits pour les différents récepteurs écologiques seront donc examinés dans les paragraphes qui suivent.

7.1 INSECTES NON VISÉS

L'impact des pyrèthrinines sur les espèces d'insectes non visées peut être évalué en comparant les quantités de pyrèthrinines auxquelles pourraient être exposés les insectes par contact direct lors de l'épandage à des valeurs de référence de la toxicité.

7.1.1 Doses d'exposition aux pyrèthrinines

L'approche retenue pour évaluer le risque pour les insectes non visés est la même que dans le cas du malathion. L'abeille a donc été considérée comme représentative de l'ensemble des insectes. Pour les fins de l'évaluation, il a été présumé que la surface de l'abeille pouvant être en contact avec le pesticide était de 7,07 cm² (voir section 2.3). En multipliant cette surface par la quantité d'adulticide dans l'air par unité de surface à un point donné (flux en µg/cm²), on obtient la quantité du produit à laquelle une abeille peut être exposée (ou dose d'exposition) exprimée en µg/abeille.

Les flux de pyréthrinés dans l'air ont été estimés par modélisation (SOPFIM, 2005b). Les flux estimés au point d'impact maximal dans l'air à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol ont été utilisés. Les calculs ont été réalisés en supposant des taux d'application de 2,2 g/ha. Le flux correspondant a été estimé à 2,8 µg/cm². La dose d'exposition maximale est donc de 19,8 µg/abeille (**0,02 mg/abeille**).

7.1.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La valeur de référence pour les pyréthrinés a été tirée de la banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database* de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. Cette valeur (DL₅₀-48 h) est de 0,02 µg/abeille (**0,00002 mg/abeille**). L'utilisation d'une valeur de référence sur 48 heures constitue une approche conservatrice puisque le temps de contact est inférieur à cette durée.

7.1.3 Résultats

L'indice de risque obtenu est de **1 000**. Ces résultats indiquent, comme on pouvait s'y attendre, que les pyréthrinés représentent un risque important pour les insectes non visés comme les abeilles. On peut également présumer, compte tenu de la forte toxicité du produit pour les insectes, que les invertébrés qui seraient de façon indirecte exposés aux pyréthrinés par contact avec le feuillage ou les sols sur lesquels le produit se serait déposé, pourraient également être affectés.

7.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque des pyréthrinés pour les invertébrés aquatiques peut être évalué en comparant les concentrations de l'adulticide susceptibles de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence pour les invertébrés aquatiques.

7.2.1 Concentrations de pyréthrinés dans l'eau

Les concentrations de pyréthrinés dans l'eau ont été calculées en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou une zone marécageuse d'une profondeur de 10 cm qui serait situé au point d'impact maximal et dont la vitesse d'écoulement serait nulle. Les concentrations dans l'eau ont donc été estimées comme indiqué à la section 2.4 (voir équations 2.1 et 2.2). Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe C.

Le taux de dépôt au point d'impact maximal modélisé par la SOPFIM a été retenu pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Cette valeur est de 11,4 ng/cm². Elle a été calculée en considérant comme mentionné précédemment un taux d'application de 2,2 g/ha. Les calculs ont été faits en présumant une demi-vie des pyréthrinés dans l'eau de 2,78E-02 jour (HSDB, 2001a, cité dans Valcke et Belleville, 2002). Comme pour le malathion, les concentrations maximales de pyréthrinés atteintes ont été retenues pour évaluer le risque d'une exposition aiguë. Pour évaluer le risque à la suite d'une exposition prolongée, la moyenne des

concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Les concentrations maximales et moyennes estimées sont respectivement de **0,001 mg/L** et de **0,0003 mg/L**.

7.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Pour les invertébrés aquatiques, la banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database de l'Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend six valeurs de toxicité aiguë pour les pyréthrinés et deux valeurs pour les pyréthrinés synergisés au PBO. Les valeurs pour les pyréthrinés varient de 0,00014 à 0,26 mg/L (CE₅₀-48 h et CL₅₀-48 h et CL₅₀-96 h) tandis que celles pour les pyréthrinés synergisés au PBO varient de 0,00014 mg/L (CL₅₀-96 h) à 0,0067 mg/L (CE₅₀-48 heures). L'EPA (2005a) a retenu pour son évaluation des risques des pyréthrinés réalisée dans le cadre de la procédure d'homologation la valeur de 0,0067 mg/L (daphnie pour les pyréthrinés synergisés). Cette valeur a également été retenue dans le cadre de cette étude.

Toxicité chronique : La valeur de toxicité chronique retenue dans le cadre de cette étude est de 0,0009 mg/L (NOEC chez la daphnie)²³. Elle constitue la seule donnée disponible dans la banque de données de *l'Office of Pesticide Program* de l'EPA. Cette valeur est également celle retenue par l'EPA pour son évaluation de risque réalisée dans le cadre de la procédure d'homologation des pyréthrinés (EPA, 2005a).

7.2.3 Résultats

Les indices de risque obtenus pour les expositions aiguë et chronique sont respectivement de **0,1** et de **0,3**. À la lumière de ces résultats, le risque peut donc être considéré négligeable pour les invertébrés aquatiques. Il faut toutefois noter que la valeur de référence de toxicité chronique est basée sur des données obtenues à partir d'exposition à des pyréthrinés non synergisés. On ne peut donc pas exclure la possibilité que le produit soit plus toxique pour la faune aquatique lorsque appliqué de concert avec le PBO et que, dans ces conditions, les pyréthrinés puissent représenter un risque pour la faune aquatique. Nous croyons cependant, à la lumière d'indices de risque obtenus, que le risque pourrait tout au plus être qualifié de faible (le PBO devrait augmenter de façon importante la toxicité du produit pour que l'indice de risque excède l'unité de façon importante et que le risque soit qualifié d'important).

7.3 POISSONS

Le risque que représente l'application de pyréthrinés pour les poissons peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations du produit susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence.

²³ Dans cette étude le LOEC était de 0,002 mg/L.

7.3.1 Concentrations de pyréthrinés dans l'eau

Les concentrations de pyréthrinés dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 7.2.1 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans un étang et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont respectivement de **0,0001 mg/L** et de **0,00003 mg/L**.

7.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend 20 valeurs de toxicité aiguë (CL_{50-96 h}) pour les pyréthrinés et deux valeurs pour les pyréthrinés synergisés au PBO (CL_{50-96 h}). Les valeurs pour les pyréthrinés varient de 0,0032 à 0,1 mg/L (valeur médiane de 0,023 mg/L) tandis que celles pour les pyréthrinés synergisés au PBO sont de 0,0034 mg/L et 0,0038 mg/L. La plus basse des valeurs (**0,0032 mg/L** pour la truite arc-en-ciel) a été retenue comme valeur de référence. Cette valeur correspond à celle retenue par l'EPA dans son évaluation des risques réalisée pour les pyréthrinés dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides (EPA, 2005a).

Toxicité chronique : La valeur de toxicité chronique retenue dans le cadre de cette étude comme valeur de référence est de 0,0019 mg/L²⁴ (NOEC chez le tête-de-boule (*Pimephales promelas*)). Cette valeur établie pour les pyréthrinés sans PBO est la seule disponible dans la banque de données. Elle est également celle retenue par l'EPA dans l'étude de risque réalisée dans le cadre de la procédure d'homologation du produit (EPA, 2005a).

7.3.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont pour une exposition aiguë de **0,03** et pour une exposition chronique de **0,02**. Sur la base de ces résultats, on peut conclure que l'utilisation de pyréthrinés ne devrait pas avoir d'impact sur les populations de poissons. Il faut noter que même si la valeur de référence de toxicité chronique n'a pas été établie pour les pyréthrinés utilisées de concert avec du PBO, il est peu probable que le PBO entraîne une augmentation de la toxicité du produit sur les poissons telle que l'indice de risque excéderait l'unité. Pour ce faire, il faudrait que la valeur de référence soit 50 fois plus basse que celle utilisée dans le cadre de cette étude. Or, à la lumière des différences mesurées entre les données de toxicité aiguë des pyréthrinés et des pyréthrinés synergisés, il semble peu probable que les pyréthrinés synergisés soient 50 fois plus toxiques pour les poissons que les pyréthrinés sans PBO.

²⁴ Le LOEC dans cette étude était de 0,003 mg/L.

7.4 AMPHIBIENS

Étant donné l'absence de données toxicologiques permettant d'évaluer la toxicité des produits chez les amphibiens, l'approche utilisée par l'EPA (2004b) dans une telle circonstance a été retenue. Cette approche consiste à retenir les valeurs de référence pour les poissons dans le cas des têtards et les valeurs de référence pour les oiseaux pour le stade adulte. Les concentrations dans l'eau estimées à la section 7.2.1 (mare de 10 cm de profondeur) peuvent ainsi être comparées aux valeurs de référence pour les poissons présentées à section 7.3.2 afin d'établir des indices de risque similaires à ceux décrits dans les sections précédentes. Les indices de risque correspondants sont de **0,3** (0,001 mg/L /0,0032 mg/L) pour une exposition aiguë et de **0,2** (0,0003 mg/L /0,0019 mg/L) pour une exposition chronique. Ces résultats tendent à démontrer que le risque pour les têtards est négligeable. Il convient toutefois de souligner que la valeur de référence pour les effets chroniques a été fixée suite à un test effectué à partir de pyréthrinés sans PBO alors que le produit qui pourrait être utilisé est synergisé par le PBO. On ne peut donc exclure la possibilité qu'une exposition à des pyréthrinés synergisés au PBO représente un risque plus important pour les têtards que celui estimé ici. Les indices de risque calculés pour les oiseaux (voir section 7.6) indiquent par ailleurs que le risque pour les amphibiens adultes peut être considéré négligeable.

7.5 REPTILES

Faute d'informations toxicologiques permettant d'évaluer le risque pour les reptiles, l'approche retenue pour évaluer le risque pour les amphibiens au stade adulte peut également être utilisée ici (EPA, 2004b). À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 7.6), le risque pour les reptiles peut être considéré négligeable.

7.6 OISEAUX

Le risque que représente l'application de pyréthrinés sur les oiseaux a été évalué en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent, comme dans le cas du malathion, les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Selon HSDB (2001a) et EPA (2005a), les pyréthrinés n'ont pas tendance à se bioaccumuler dans les organismes aquatiques. Les oiseaux piscivores ou ceux se nourrissant d'organismes aquatiques n'ont donc pas été considérés dans la présente évaluation. De même, faute de modèle permettant d'évaluer l'exposition des oiseaux prédateurs, ceux-ci n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provenait de la zone ayant fait l'objet de traitement. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

7.6.1 Concentrations de pyréthrinés dans la diète

Les concentrations de pyréthrinés sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) décrite à la section 2.8. Les concentrations sur la nourriture sont déterminées à partir de corrélations qui ont été établies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes. Le taux d'application retenu pour les fins de calcul est de 2,2 g/ha (0,002 lb/acre). La demi-vie des pyréthrinés sur les végétaux a été fixée à 0,22 jour. Cette valeur a été tirée des documents de l'INSPQ (2002b). Le tableau 7.1 présente les concentrations estimées. Les résultats sont présentés à l'annexe C.

Tableau 7.1 Concentrations estimées de pyréthrinés dans la diète

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes	0,5	0,12
Herbes longues	0,22	0,05
Autres plantes* et petits insectes	0,30	0,06
Fruits, graines et gros insectes	0,03	0,007

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

7.6.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Des concentrations létales dans la nourriture (CL₅₀-5 jours) supérieures à 5 620 mg/kg ont été rapportées pour le colin de Virginie et le canard colvert. Une concentration de 5 620 mg/kg a donc été retenue pour les fins de la présente étude (voir aussi EPA, 2005a).

Toxicité chronique : Aucune valeur de toxicité chronique n'est disponible pour les pyréthrinés. Le risque d'effets chroniques pour ces organismes ne peut donc être évalué.

7.6.3 Résultats

Le tableau 7.2 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous nettement inférieurs à l'unité. Le risque pour les oiseaux peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 10 000 fois ceux provenant de la nourriture. À la lumière des résultats obtenus, il est également fort probable que le risque de toxicité chronique soit négligeable. On peut

également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les oiseaux est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les oiseaux prédateurs. Selon toute vraisemblance, ces conclusions seraient également valables si les tests de toxicité avaient été réalisés avec des pyréthrinés synergisés.

Tableau 7.2 Indices de risque calculés pour les pyréthrinés (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	< 0,0001	—
Herbes longues	< 0,0004	—
Autres plantes* et petits insectes	< 0,00005	—
Fruits, graines et gros insectes	< 0,000005	—

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

7.7 MAMMIFÈRES

L'impact de la pyréthrine sur les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux et comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides, en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence (EPA, 2004b). Les espèces considérées englobent, comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores. Faute de modèle permettant d'évaluer l'exposition des carnivores, ceux-ci n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

7.7.1 Concentrations de pyréthrinés dans la diète

Les concentrations de pyréthrinés sur la nourriture (végétation et insectes) estimées à la section 7.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 7.1.

7.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Une dose (DL_{50} -dose unique) de 700 mg/kg de poids corporel a été retenue comme valeur de référence. Cette valeur correspond à la valeur de référence retenue par l'EPA (2005a) dans son document sur l'évaluation des risques associés aux pyréthrinés réalisée dans le cadre de la procédure américaine d'homologation des pesticides. Étant donné que cette valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL_{50}) de pyréthrine dans la diète suivant la procédure

décrite dans EPA (2000). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL_{50}) par le pourcentage de nourriture consommée par rapport au poids corporel du mammifère. Le risque a été calculé pour un mammifère de 15 g qui consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL_{50} correspondante est de **736 mg/kg** dans la nourriture.

Toxicité chronique : Un NOEL de **100 mg/kg** a été retenu comme valeur de référence. Cette valeur a été obtenue suite à une étude sur la reproduction chez le rat exposé par la diète à des pyréthrinés. Cette valeur est notamment celle utilisée par l'EPA dans son évaluation des risques pour les pyréthrinés (EPA, 2005a).

7.7.3 Résultats

Le tableau 7.3 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme dans le cas des oiseaux, des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, léchage des poils) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les mammifères est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les espèces carnivores. Par ailleurs, il y a tout lieu de croire que si les valeurs de référence avaient été établies suite à des expositions à des pyréthrinés synergisées, les conclusions ne seraient pas différentes puisque le PBO (synergiste) chez les mammifères aurait pour effet non pas de désactiver l'action des cytochromes P-450 mais plutôt de les activer (EPA, 2005b).

Tableau 7.3 Indices de risque calculés pour les pyréthrinés (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	0,0007	0,0001
Herbes longues	0,0003	0,0005
Autres plantes* et petits insectes	0,0004	0,0006
Fruits, graines et gros insectes	0,00004	0,00007

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

7.8 CONCLUSION

Le tableau 7.4 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués. À la lumière des résultats obtenus, on peut conclure que l'utilisation de pyréthrine représente un risque pour les insectes non visés. Les indices de risque calculés indiquent par ailleurs que le risque est négligeable pour les invertébrés aquatiques, les poissons, les amphibiens, les reptiles, les oiseaux et les mammifères. Les données disponibles ne permettent toutefois pas d'exclure la possibilité que les pyréthrine utilisées de concert avec le PBO puissent engendrer un faible risque pour les invertébrés aquatiques et les amphibiens.

Tableau 7.4 Synthèse des indices de risque obtenus pour les pyréthrine

	Application terrestre	
	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	1 000	s. o.
Invertébrés aquatiques	0,1	0,3
Poissons	0,03	0,02
Amphibiens (têtards)	0,3	0,2
Reptiles^a	0,000005-0,0001	n. d.
Oiseaux	0,000005-0,0001	n. d.
Mammifères	0,00004-0,0007	0,00007-0,0001

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

n. d. : non déterminé

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

8 *D-TRANS-ALLÉTHRINE*

L'alléthrine fait partie des pyréthrinoïdes de synthèse²⁵. C'est un mélange de huit stéréoisomères moins volatils et plus stables à la chaleur et à la lumière que les pyréthrines naturelles. Il existe plusieurs mélanges de ces différents isomères dont la *d-trans*-alléthrine, la bioalléthrine, la S-bioalléthrine et l'esbiothrine. Une formulation à base d'alléthrine est homologuée au Canada pour le contrôle des moustiques par voie terrestre en ultra bas volume. Il s'agit d'un concentré de *d-trans*-alléthrine pour microvaporisateur à usage industriel.

La *d-trans*-alléthrine ou bioalléthrine est généralement utilisée avec des synergistes comme le butoxyde de pipéronyle et le MGK 264. C'est un insecticide non systémique et non résiduel de contact, d'ingestion et de respiration. Tout comme les pyréthrines, la *d-trans*-alléthrine possède un effet assommoir rapide et perturbe le fonctionnement des neurones, en agissant sur les canaux sodiques (INSPQ, 2005a). Selon EXTOXNET (1996b), les alléthrines sont toxiques pour les poissons, les insectes, mais seraient non toxiques pour les oiseaux.

Dans le cadre du plan d'intervention gouvernemental, la *d-trans*-alléthrine pourrait être utilisée pour contrôler les populations de moustiques en cas d'épidémie de VNO. La *d-trans*-alléthrine pourrait être appliquée par voie terrestre uniquement. La *d-trans*-alléthrine n'étant pas spécifique qu'aux espèces visées, il convient d'examiner le risque que peut représenter ce produit sur la faune. Les risques associés à une utilisation répétée de ces produits seront donc examinés dans les paragraphes qui suivent. Les méthodologies d'évaluation et les résultats sont présentés ci-dessous pour les différents récepteurs écologiques.

8.1 INSECTES NON VISÉS

L'impact de la *d-trans*-alléthrine sur les espèces d'insectes non ciblées peut être évalué en comparant les quantités de *d-trans*-alléthrine auxquelles pourraient être exposés les insectes par contact direct lors de l'épandage à des valeurs de référence de la toxicité pour cette substance.

8.1.1 Dose d'exposition à la *d-trans*-alléthrine

L'approche retenue pour évaluer le risque pour les insectes non visés est la même que dans le cas du malathion et des pyréthrines. L'abeille a donc été considérée comme représentative de l'ensemble des insectes non visés. Pour les fins de l'évaluation, il a été présumé que la surface de l'abeille pouvant être en contact avec le pesticide était de 7,07 cm² (voir section 2.3). En multipliant cette surface par la quantité de l'adulticide dans l'air par unité de surface à un point donné (flux en µg/cm²), on obtient la quantité du produit à laquelle une abeille peut être exposée (ou dose d'exposition) exprimée en µg/abeille.

²⁵ Les insecticides synthétiques apparentés aux pyréthrines naturelles sont des pyréthroïdes. L'ensemble des pyréthrines naturelles et des pyréthroïdes composent le groupe des pyréthrinoïdes.

Le flux de *d-trans*-alléthrine dans l'air a été estimé par modélisation par la SOPFIM (2005b). Le flux estimé au point d'impact maximal dans l'air à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol a été utilisé pour les fins d'évaluation. Le calcul a été réalisé en supposant un taux d'application de 2,7 g/ha. Le flux correspondant a été estimé à 3,5 µg/cm². La dose d'exposition maximale des abeilles est de 24,7 µg/abeille (**0,025 mg/abeille**).

8.1.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Aucune valeur de toxicité aiguë spécifique à la *d-trans*-alléthrine n'a été répertoriée pour les abeilles ou pour d'autres insectes. Toutefois, la banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database* de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA contient deux valeurs pour l'alléthrine (DL₅₀-48 h par contact cutané). La première est de 3,4 µg/abeille et la seconde de plus de 10 µg/abeille. Pour les fins de l'étude, la valeur de 3,4 µg/abeille (**0,0034 mg/abeille**) a été retenue.

8.1.3 Résultats

L'indice de risque obtenu est de 7. Ces résultats indiquent que la *d-trans*-alléthrine représente un faible risque pour les insectes non visés comme les abeilles. L'indice de risque calculé ici est beaucoup plus faible que les indices calculés pour le malathion et les pyréthrinés. Il faut cependant noter que ce produit est généralement utilisé avec un synergiste, le PBO et le MGK-264, qui a pour fonction d'augmenter la toxicité du produit. Or, selon toute vraisemblance, les valeurs de toxicité n'ont pas été dérivées à partir d'un mélange d'alléthrine synergisée mais plutôt d'un produit qui ne contenait pas de synergiste. On peut donc s'attendre à obtenir un indice de risque plus élevé dans le cas où le produit est utilisé avec un synergiste. On peut également présumer que les invertébrés, qui seraient exposés de façon indirecte à la *d-trans*-alléthrine synergisée par contact avec le feuillage ou les sols sur lesquels le produit se serait déposé, pourraient également être également affectés.

8.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque pour les invertébrés aquatiques peut être évalué en comparant les concentrations de *d-trans*-alléthrine susceptibles de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence.

8.2.1 Concentrations de *d-trans*-alléthrine dans l'eau

Les concentrations de *d-trans*-alléthrine dans l'eau ont été calculées comme dans le cas du malathion et des pyréthrinés en présumant que le produit qui se déposait au sol à la suite d'une application se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou une zone marécageuse d'une profondeur de 10 cm qui serait situé au point d'impact maximal et dont la vitesse d'écoulement serait nulle ou négligeable. Les concentrations dans l'eau ont donc été estimées comme indiqué à la section 2.4 (voir équations 2.1 et 2.2). Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe D.

Les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisé par la SOPFIM ont été retenus pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Les valeurs retenues sont de 13,9 ng/cm². Ces valeurs ont été calculées en considérant comme mentionné précédemment un taux d'application de 2,7 g/ha. Les calculs ont été faits en présumant une demi-vie de la *d-trans*-alléthrine dans l'eau de 36,5 jours. Cette valeur correspond à la demi-vie de la resméthrine, substance dont les propriétés s'approchent le plus de la *d-trans*-alléthrine dans les pyréthriinoïdes. Comme pour les autres substances, la concentration maximale de *d-trans*-alléthrine atteinte a été retenue pour évaluer le risque d'une exposition aiguë. Pour évaluer le risque associé à une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Les concentrations maximales et moyennes estimées sont respectivement de **0,008 mg/L** et de **0,005 mg/L**.

8.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend trois valeurs de toxicité pour les alléthrines (0,01 mg/L, 0,05 mg/L et 0,02 mg/L; CE₅₀-48 h) et une pour la *d-trans*-alléthrine (0,009 mg/L; CE₅₀-48 h). Pour les fins de l'étude, la valeur de **0,009 mg/L** a été retenue comme valeur de référence.

Toxicité chronique : Faute de valeurs de référence de toxicité chronique, une valeur de référence par défaut a été établie en divisant par un facteur d'incertitude de 50 la valeur de toxicité aiguë de 0,0089 mg/L (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002). La valeur correspondante est de **0,0002 mg/L**.

8.2.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont de **0,9** (toxicité aiguë) et **25** (toxicité chronique). Ces indices ont été calculés en considérant des valeurs de référence établies pour les alléthrines non synergisées. L'ajout d'un produit qui augmente la toxicité des alléthrines chez les insectes pourrait contribuer à augmenter la toxicité du produit chez les invertébrés aquatiques. Le cas échéant, on aurait des indices de risque plus élevés. À la lumière de ces informations, on ne peut donc pas conclure que la *d-trans*-alléthrine est sans risque pour la faune aquatique.

8.3 POISSONS

L'impact de la *d-trans*-alléthrine sur les poissons peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations de *d-trans*-alléthrine susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence.

8.3.1 Concentrations de *d-trans*-alléthrine dans l'eau

Les concentrations de *d-trans*-alléthrine dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 8.2.1 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans un étang et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations

résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont respectivement de **0,0008 mg/L** et de **0,0005 mg/L**.

8.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'EPA contient 20 valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h). Ces valeurs varient de 3 à 48 mg/L (médiane de 13,9 mg/L). La plus basse des valeurs a été retenue pour les fins de l'étude soit 3 mg/L (grand brochet).

Toxicité chronique : Faute de valeurs de référence de toxicité chronique, une valeur de référence par défaut a été établie en divisant par un facteur d'incertitude de 50 la valeur de toxicité aiguë de 3 mg/L (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002). La valeur correspondante est de **0,06 mg/L**.

8.3.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont de **0,0003** (toxicité aiguë) et de **0,008** (toxicité chronique). Sur la base de ces résultats, on peut conclure que l'utilisation de la *d-trans*-alléthrine ne devrait pas présenter de risque sur les populations de poissons. Ces conclusions sont vraisemblablement valables même si la valeur de référence a été établie à partir de *d-trans*-alléthrine non synergisée. En effet, la toxicité du produit devrait être beaucoup plus importante pour que l'on puisse calculer un risque significatif chez les poissons.

8.4 AMPHIBIENS

Étant donné l'absence de données toxicologiques permettant d'évaluer la toxicité de la *d-trans*-alléthrine chez les amphibiens, l'approche utilisée par l'EPA dans une telle circonstance a été retenue. Cette approche consiste à retenir les valeurs de référence pour les poissons dans le cas des têtards et les valeurs de références pour les oiseaux pour le stade adulte. Les concentrations dans l'eau estimées à la section 8.2.1 (mare de 10 cm de profondeur) peuvent ainsi être comparées aux valeurs de référence pour les poissons présentées à section 8.3.2 afin d'établir des indices de risque similaires à ceux décrits dans les sections précédentes. L'indice de risque obtenu est de **0,003** (0,008 mg/L /3 mg/L) pour une exposition aiguë et de **0,08** (0,005 mg/L /0,06 mg/L) pour une exposition chronique. Ces résultats indiquent que la *d-trans*-alléthrine ne devrait pas présenter un risque significatif pour les populations de grenouilles. Les indices de risque calculés pour les oiseaux (voir section 8.6) indiquent par ailleurs que le risque pour les amphibiens adultes peut être considéré négligeable. Il faut toutefois noter que ces indices ont été calculés en considérant des valeurs de référence établies pour les alléthrines non synergisées. L'ajout d'un produit qui augmente la toxicité des alléthrines chez les insectes pourrait peut-être contribuer à augmenter la toxicité du produit chez les amphibiens. Le cas échéant, on aurait obtenu des indices de risque plus élevés. Le risque devrait cependant demeurer négligeable à moins que le produit synergiste augmente de façon très importante la toxicité du produit pour les

têtards. À la lumière de ce qui précède, on peut donc considérer le risque comme négligeable pour les amphibiens.

8.5 REPTILES

Faute d'informations toxicologiques permettant d'évaluer le risque pour les reptiles, l'approche retenue pour évaluer le risque pour les amphibiens au stade adulte peut également être utilisée ici. À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 8.6), le risque pour les reptiles peut être considéré négligeable.

8.6 OISEAUX

Le risque que représente l'application de *d-trans*-alléthrine pour les oiseaux a été évalué en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent, comme pour les autres produits évalués dans le cadre de cette étude, les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Étant donné que la *d-trans*-alléthrine n'a pas tendance à se bioconcentrer dans les organismes aquatiques (EXTOXNET, 1996b), les oiseaux piscivores ou ceux se nourrissant d'organismes aquatiques n'ont donc pas été considérés dans la présente évaluation. Par ailleurs, faute de valeurs de référence pour des expositions chroniques, les oiseaux carnivores n'ont donc pas été considérés dans la présente évaluation. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provenait de la zone ayant fait l'objet de traitement à la *d-trans*-alléthrine. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

8.6.1 Concentrations de *d-trans*-alléthrine dans la diète

Les concentrations de *d-trans*-alléthrine sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) décrite à la section 2.8. Les concentrations sur la nourriture sont établies à partir de corrélations qui ont été définies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes. Le taux d'application retenu pour les fins de calcul est de 2,7 g/ha (0,0024 lb/acre). La demi-vie des pyréthrinés sur les végétaux a été fixée à 17 heures (INSPQ, 2005c) Cette valeur correspond à la demi-vie de la resméthrine, une substance dont les propriétés s'approchent le plus de la *d-trans*-alléthrine parmi les pyréthrinoïdes. Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe D.

Tableau 8.1 Concentrations estimées de *d-trans*-alléthrine dans la diète

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes	0,70	0,20
Herbes longues	0,30	0,10
Autres plantes* et petits insectes	0,40	0,12
Fruits, graines et gros insectes	0,04	0,01

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

8.6.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Des concentrations létales (CL₅₀-8 jours) supérieures à 5 620 mg/kg ont été rapportées pour le colin de Virginie et le canard colvert dans la banque de données de l'EPA. Une concentration de 5 620 mg/kg a donc été retenue pour les fins de la présente étude.

Toxicité chronique : Aucune valeur de toxicité chronique n'est disponible pour la *d-trans*-alléthrine. Le risque d'effets chroniques pour ces organismes ne peut donc être évalué.

8.6.3 Résultats

Le tableau 8.2 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous nettement inférieurs à l'unité. Le risque pour les oiseaux peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 10 000 fois ceux provenant de la nourriture. À la lumière des résultats obtenus, il est également fort probable que le risque de toxicité chronique soit négligeable. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les oiseaux est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les oiseaux prédateurs.

Tableau 8.2 Indices de risque calculés pour la *d-trans*-alléthrine (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	< 0,0001	—
Herbes longues	< 0,00005	—
Autres plantes* et petits insectes	< 0,00005	—
Fruits, graines et gros insectes	< 0,00001	—

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

8.7 MAMMIFÈRES

L'impact de la *d-trans*-alléthrine sur les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux et comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides, en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent, comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores. Étant donné que la *d-trans*-alléthrine n'a pas tendance à se bioconcentrer dans les organismes aquatiques (EXTOXNET, 1996b), les mammifères piscivores n'ont pas été considérés dans la présente évaluation. Par ailleurs, faute de modèle permettant d'évaluer l'exposition des carnivores, ceux-ci n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement à la *d-trans*-alléthrine. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

8.7.1 Concentrations de *d-trans*-alléthrine dans la diète

Les concentrations de *d-trans*-alléthrine sur la nourriture (végétation et insectes) estimées à la section 8.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 8.2.

8.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Les données de toxicité aiguë (DL_{50}) disponibles dans la littérature varient entre 210 mg/kg poids corporel pour la souris à 4 290 mg/kg poids corporel pour le lapin (IPCS, 1989). Chez le rat, les données de toxicité aiguë (DL_{50}) varient de 425 mg/kg à 1 320 mg/kg (INSPQ, 2005a). Pour les fins de l'étude, la valeur la plus faible a été retenue soit 210 mg/kg. Étant donné que cette valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL_{50}) d'alléthrine dans la diète suivant la procédure décrite dans EPA (2000). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL_{50}) par le pourcentage de nourriture consommée par rapport au poids corporel du mammifère. Le risque a été calculé pour un mammifère de 15 g qui consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL_{50} correspondante est de **221 mg/kg** dans la nourriture.

Toxicité chronique : Aucune valeur de toxicité chronique permettant d'évaluer le risque d'effet sur la survie ou la reproduction n'est disponible pour la *d-trans*-alléthrine. Faute de données plus adéquates, une valeur de **200 mg/kg** correspondant à un NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*) chez le chien exposé à de la *d-trans*-alléthrine par la diète pendant six mois (IPCS, 1989) a été retenue. Les effets critiques observés à la plus haute dose testée (5 000 mg/kg de nourriture) ont été des tremblements, un rythme cardiaque irrégulier, une diminution de gain de poids corporel, une augmentation des taux de

phosphatases alcalines et de l'alanine aminotransférase. Une dégénérescence des cellules du foie associée avec une pigmentation intracanaliculaire et hépatocellulaire a été observée à des concentrations de 1 000 et 5 000 mg/kg de nourriture.

8.7.3 Résultats

Le tableau 8.3 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme dans le cas des oiseaux, des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que, même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les petits mammifères est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les espèces carnivores.

Tableau 8.3 Indices de risque calculés pour la *d-trans*-alléthrine (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	0,003	0,001
Herbes longues	0,001	0,0005
Autres plantes* et petits insectes	0,002	0,0006
Fruits, graines et gros insectes	0,0002	0,00005

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

8.8 CONCLUSION

Le tableau 8.4 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués. À la lumière des résultats obtenus on peut conclure que l'utilisation de *d-trans*-alléthrine représente un risque potentiel pour les insectes non visés. À cause de l'absence de valeurs de référence pour la *d-trans*-alléthrine synergisée, il n'est cependant pas possible de conclure sur l'innocuité du produit pour les invertébrés aquatiques. Les risques pour les amphibiens, les poissons, les reptiles, les oiseaux et les mammifères sont cependant considérés négligeables.

Tableau 8.4 Synthèse des indices de risque obtenus pour la *d-trans*-alléthrine

Récepteur écologique	Application terrestre	
	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	7	s. o.
Invertébrés aquatiques	0,9	25
Poissons	0,0003	0,008
Amphibiens (têtards)	0,003	0,08
Reptiles^a	0,00001-0,0001	n. d.
Oiseaux	0,00001-0,0001	n. d.
Mammifères	0,0002-0,003	0,00005-0,001

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

n. d. : non déterminé

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

9 RESMÉTHRINE

La resméthrine est un insecticide non systémique de contact qui fait partie des pyrétrinoïdes de synthèse. La resméthrine est un mélange de quatre isomères optiques : [1R, trans]-, [1R, cis]-, [1S, trans]-, [1S, cis]-. Le rapport de la composition dans les produits techniques est grossièrement de 4:1:4:1. Les isomères [1R, trans]- et [1R, cis]- sont respectivement appelés bioresméthrine et cisméthrine. Parmi ces isomères, le [1R, trans]- est celui possédant la plus grande activité contre les insectes (INSPQ, 2005a). La resméthrine est généralement utilisée avec des synergistes comme le butoxyde de pipéronyle (PBO). Au Canada, la resméthrine synergisée n'est pas homologuée à l'heure actuelle. Elle a toutefois été retenue pour les fins de l'évaluation dans le cadre du présent document puisqu'elle constitue, selon l'avis des experts, un produit dont il faudrait éventuellement envisager l'homologation pour une application par voie aérienne. La formulation commerciale « Scourge® 18/54 », constituée de 18 % de resméthrine et de 54 % de PBO, a été retenue dans le cadre de cette étude parce que c'est la seule formulation à base de resméthrine homologuée aux États-Unis pour le contrôle des moustiques par voie aérienne en ultra bas volume (UBV).

La resméthrine est hautement toxique pour les abeilles et les poissons (EXTOXNET, 1996c). Elle comporte aussi un risque important de bioaccumulation chez ces derniers et a conséquemment une forte probabilité de se retrouver dans la chaîne trophique (Bergeron, 2002).

Dans un contexte de réévaluation des produits homologués, la resméthrine appliquée par voie aérienne pourrait théoriquement être utilisée pour contrôler les populations de moustiques en cas d'épidémie de VNO. La resméthrine n'étant spécifique aux espèces visées, il convient d'examiner le risque que peut représenter ce produit sur la faune. Les risques associés à l'utilisation répétée de ce produit pour les différents récepteurs écologiques seront donc examinés dans les paragraphes qui suivent.

9.1 INSECTES NON VISÉS

L'impact de la resméthrine sur les espèces d'insectes non ciblées peut être évalué en comparant les quantités de resméthrine auxquelles pourraient être exposés les insectes par contact direct lors de l'épandage à des valeurs de référence de la toxicité pour cette substance.

9.1.1 Dose d'exposition à la resméthrine

L'approche retenue pour évaluer le risque pour les insectes non visés est la même que celle utilisée pour les autres substances étudiées dans les sections précédentes. L'abeille a été considérée comme représentative de l'ensemble des insectes non visés. Pour les fins de l'évaluation, il a été présumé que la surface de l'abeille pouvant être en contact avec le pesticide était de 7,07 cm² (voir section 2.3). En multipliant cette surface par la quantité de l'adulticide dans l'air par unité de surface à un point donné (flux en µg/cm²), on obtient la

quantité du produit à laquelle une abeille peut être exposée (ou dose d'exposition) exprimée en µg/abeille.

Le flux de resméthrine dans l'air a été estimé par modélisation (SOPFIM, 2005b). Le flux estimé au point d'impact maximal dans l'air à une hauteur de 1,5 m au-dessus du sol a été utilisé. Le calcul a été réalisé en supposant un taux d'application de 7,9 g/ha. Le flux correspondant a été estimé à 2,5 µg/cm². La dose d'exposition maximale des abeilles est de **17,7 µg/abeille**.

9.1.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Deux valeurs de toxicité aiguë spécifiques à la resméthrine pour les abeilles sont disponibles dans la banque de données *Pesticide Ecotoxicity Database* de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. La première est de 0,063 µg/abeille (DL₅₀-48 h) et la seconde est de moins de 0,007 lb/ac, ce qui correspond à environ 7,9 E-05 µg/cm² qui une fois multiplié par la surface de l'abeille (7,07 cm²/abeille) donne une DL₅₀-24 h de moins 0,00056 µg/abeille. Une valeur de toxicité pour la resméthrine synergisée au PBO de 0,007 lb/ac (DL₅₀-8 h) est également disponible. Cette valeur, comme mentionné ci-dessus, correspond à une dose de 0,00056 µg/abeille. Pour les fins de l'étude, la valeur de **0,00056 µg/abeille** a été retenue.

9.1.3 Résultats

L'indice de risque obtenu est de **31 607**. Les quantités, auxquelles les insectes pourraient être exposés, excèdent donc de façon importante la valeur de référence. Ces résultats indiquent qu'une seule application de resméthrine peut présenter un risque élevé pour les insectes non visés comme les abeilles. On peut également présumer, compte tenu de la forte toxicité du produit pour les insectes, que les invertébrés qui seraient de façon indirecte exposés à la resméthrine synergisée par contact avec le feuillage ou les sols sur lesquels le produit se serait déposé, pourraient être affectés.

9.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque pour les invertébrés aquatiques peut être évalué en comparant les concentrations de l'adulticide susceptibles de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence.

9.2.1 Concentrations de la resméthrine dans l'eau

Les concentrations de resméthrine dans l'eau ont été calculées comme pour les substances évaluées précédemment en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans une mare ou un étang d'une profondeur de 10 cm qui serait situé au point d'impact maximal et dont la vitesse d'écoulement serait nulle. Les concentrations dans l'eau ont donc été estimées comme indiqué à la section 2.4 (voir équations 2.1 et 2.2).

Les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisés par la SOPFIM ont été retenus pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Les valeurs retenues sont de 58,9 ng/cm². Ces valeurs ont été calculées en considérant comme mentionné précédemment un taux d'application de 7,9 g/ha. Les calculs ont été faits en présumant une demi-vie de la resméthrine dans l'eau de 36,5 jours (EXTOXNET, 1996c)²⁶.

Comme pour les autres substances, la concentration maximale de resméthrine atteinte a été retenue pour évaluer le risque d'une exposition aiguë. Pour évaluer le risque suite à une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Les concentrations maximales et moyennes estimées sont respectivement de **0,033 mg/L** et de **0,022 mg/L**. Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe E.

9.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Quatre valeurs de toxicité (CE₅₀ < 24 h) sont disponibles dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA pour la resméthrine. Les valeurs disponibles pour la daphnie varient de 0,00022 à 0,110 mg/L (valeur médiane de 0,0018 mg/L). La banque de données comprend également une valeur (CE₅₀ < 24 h) pour la resméthrine synergisée avec du PBO. Cette valeur est de 0,1 mg/L (daphnie). La valeur la plus basse soit **0,00022 mg/L** a été retenue comme valeur de référence pour les fins de l'étude.

Toxicité chronique : Les données permettant d'évaluer la toxicité chronique de la resméthrine pour les organismes aquatiques sont limitées. La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA ne comprend qu'une valeur de toxicité chronique pour les invertébrés aquatiques. Cette valeur est de 0,062 ppb (0,000062 mg/L). Cette valeur correspond à un NOEC (*No Observed Effect Concentration*) et a été calculée à partir d'un LOEC-21 j) pour la daphnie. Cette valeur a été retenue comme valeur de référence.

9.2.3 Résultats

Les indices de risque obtenus pour les expositions aiguë et chronique sont respectivement de **150** et de **355**. Les concentrations dans l'eau excèdent donc de façon importante les valeurs de référence. Ces résultats indiquent que la resméthrine peut présenter un risque élevé pour les organismes aquatiques après une ou plusieurs applications.

9.3 POISSONS

L'impact de la resméthrine sur les poissons peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations de resméthrine susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence.

²⁶ Selon INSPQ (2005a) les valeurs de demi-vie dans l'eau pour la resméthrine varient de 47 minutes à 36,5 jours. Afin de ne pas sous-estimer le risque, la valeur la plus élevée a été retenue pour les fins de calcul.

9.3.1 Concentrations de resméthrine dans l'eau

Les concentrations de resméthrine dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 9.2.1 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans un étang et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont respectivement de **0,0033 mg/L** et de **0,0022 mg/L**.

9.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend 28 valeurs de toxicité aiguë (CL_{50-96 h}) pour la resméthrine chez les poissons. Ces valeurs varient de 0,00028 mg/L à 0,016 mg/L (valeur médiane de 0,0026). Trois valeurs de toxicité (CL_{50-96 h}) sont également disponibles pour la resméthrine synergisée avec du PBO. Ces valeurs sont de 0,0028, 0,0088 et 0,013 mg/L. La valeur la plus faible obtenue chez la truite arc-en-ciel a été retenue pour les fins de l'étude, soit 0,00028 mg/L.

Toxicité chronique : Deux valeurs de toxicité chronique sont disponibles dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA pour la resméthrine chez les poissons. Les concentrations sans effet (NOEC) sont de 0,00032 mg/L et de 0,00030 mg/L. La valeur la plus basse (0,0003 mg/L) a été retenue.

9.3.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont pour une exposition aiguë de **11** et pour une exposition chronique de **7**. Les concentrations dans l'eau excèdent donc légèrement les valeurs de référence. Ces résultats indiquent que la resméthrine peut présenter un faible risque pour les poissons.

9.4 AMPHIBIENS

Étant donné l'absence de données toxicologiques permettant d'évaluer la toxicité des produits chez les amphibiens, l'approche utilisée par l'EPA dans une telle circonstance a été retenue. Cette approche consiste à retenir les valeurs de référence pour les poissons dans le cas des têtards et les valeurs de référence pour les oiseaux pour le stade adulte. Les concentrations dans l'eau estimées à la section 9.2.1 (mare de 10 cm de profondeur) peuvent ainsi être comparées aux valeurs de référence pour les poissons présentées à la section 9.3.2 afin d'établir des indices de risque similaires à ceux décrits dans les sections précédentes. Un indice de risque inférieur à 1 peut être interprété comme signifiant l'absence de risque tandis que lorsque l'indice excède 1, on peut conclure à l'existence d'un risque potentiel qui augmente à mesure que l'indice de risque augmente.

Les indices de risque correspondants sont de **110** (0,033 mg/L /0,00028 mg/L) pour une exposition aiguë et de **73** (0,022/0,0003) pour une exposition chronique. Ces résultats indiquent que la resméthrine peut présenter un risque élevé pour les amphibiens au stade têtard après une ou plusieurs applications. Les indices de risque calculés pour les oiseaux (voir section 9.6) indiquent cependant que pour les adultes le risque est négligeable.

9.5 REPTILES

Faute d'informations toxicologiques permettant d'évaluer le risque pour les reptiles l'approche retenue pour évaluer le risque pour les amphibiens au stade adulte peut également être utilisée ici. À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 9.6), la resméthrine ne devrait pas représenter un risque significatif pour les reptiles.

9.6 OISEAUX

Le risque que représente l'application de la resméthrine pour les oiseaux a été évalué en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent, comme pour les autres produits évalués dans le cadre de cette étude, les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Par ailleurs, puisque la resméthrine est susceptible de se bioaccumuler chez les poissons (MENV, 2002), les oiseaux piscivores ou ceux se nourrissant d'organismes aquatiques ont été considérés dans la présente évaluation. Seul le risque de toxicité chronique a cependant été évalué pour les oiseaux piscivores. Faute de modèles permettant d'évaluer la bioaccumulation chez les vertébrés terrestres, les oiseaux carnivores n'ont donc pas été considérés dans la présente évaluation. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement à la resméthrine. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

9.6.1 Concentrations de resméthrine dans la diète

Les concentrations de resméthrine sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) décrite à la section 2.8. Les concentrations sur la nourriture sont établies à partir de corrélations qui ont été définies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes. Le taux d'application retenu pour les fins de calcul est de 7,9 g/ha (0,008 lb/acre). La demi-vie de la resméthrine sur les végétaux a été fixée à 17 heures (0,71 jour) (WHO Working Group, 1989).

La concentration de resméthrine susceptible de s'accumuler à long terme dans les poissons a pour sa part été estimée en multipliant la concentration moyenne (30 jours) estimée dans l'eau à la section 9.3.1. par le facteur de bioconcentration eau/poisson de la substance. Dans le cas de la resméthrine, le facteur de bioconcentration est de 7 748 (WCBH, 2002).

Tableau 9.1 Concentrations estimées de resméthrine dans la diète

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes	2,22	0,73
Herbes longues	1,02	0,33
Autres plantes* et petits insectes	1,25	0,41
Fruits, graines et gros insectes	0,14	0,05
Poissons	—	17,1

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

9.6.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Trois valeurs de toxicité aiguë (DL₅₀-14 jours) sont disponibles dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. Ces valeurs sont > 19,8 mg/kg, > 187 mg/kg et > 2 000 mg/kg de poids corporel respectivement pour le canard colvert, le faisan de colchide et le colin de Californie. La valeur la plus basse, soit 19,8 mg/kg, a donc été retenue comme valeur de référence pour les fins de l'étude. Étant donné que cette valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL₅₀) de resméthrine dans la diète suivant la procédure décrite pour les mammifères dans EPA (2000). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL₅₀) par le pourcentage de nourriture consommé par rapport au poids corporel. Le risque a été calculé en considérant que l'oiseau consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL₅₀ correspondante est de **21 mg/kg** dans la nourriture.

Toxicité chronique : Deux valeurs de toxicité chronique sont disponibles dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. Ces valeurs sont de 60 mg/kg tant pour le colin de Virginie que pour le canard colvert et elles correspondent à des concentrations sans effet observé (NOEL). La valeur de **60 mg/kg** a donc été retenue comme valeur de référence pour les fins de l'étude.

9.6.3 Résultats

Le tableau 9.2 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous inférieurs à 1. La resméthrine peut donc être considérée comme ne présentant pas un risque significatif pour les oiseaux dans la mesure où la présence de PBO n'augmente pas de façon significative la toxicité du produit chez les oiseaux. Même si les voies d'exposition qui ont été

négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de façon importante ceux provenant de la nourriture. On peut également conclure sur la base de ces résultats et du fait que la durée potentielle d'exposition est relativement courte que la toxicité de ces produits sur les oiseaux est vraisemblablement trop faible pour qu'on puisse identifier un risque important pour les oiseaux prédateurs.

Tableau 9.2 Indices de risque calculés pour la resméthrine (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	0,1	0,01
Herbes longues	0,05	0,006
Autres plantes* et petits insectes	0,06	0,007
Fruits, graines et gros insectes	0,007	0,0008
Poissons	—	0,3

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

9.7 MAMMIFÈRES

L'impact de la resméthrine sur les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux et comme le fait l'EPA dans sa procédure d'homologation des pesticides, en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent, comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores. Par ailleurs, puisque la resméthrine est susceptible de se bioaccumuler chez les poissons (MENV, 2002), les mammifères piscivores ont été considérés dans la présente évaluation. Seul le risque de toxicité chronique a cependant été évalué pour les oiseaux piscivores.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement à la resméthrine. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

9.7.1 Concentrations de resméthrine dans la diète

Les concentrations de resméthrine sur la nourriture (végétation et insectes) et dans les poissons, estimées à la section 9.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 9.2.

9.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Chez le rat, les doses orales létales pour 50 % de la population expérimentale (DL_{50}) varient de 1 244 mg/kg à plus de 2 500 mg/kg (EXTOXNET, 1996b; HSDB, 2001b). Chez la souris, les doses orales létales pour 50 % de la population (DL_{50}) varient de 300 mg/kg à 940 mg/kg (HSDB, 2001b). Pour les fins de l'étude, la valeur la plus faible a été retenue (300 mg/kg). Étant donné que cette valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL_{50}) de resméthrine dans la diète suivant la procédure décrite dans EPA (2000). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL_{50}) par le pourcentage de nourriture consommée par rapport au poids corporel du mammifère. Le risque a été calculé pour un mammifère de 15 g qui consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL_{50} correspondante est de **316 mg/kg** dans la nourriture.

Toxicité chronique : La concentration de référence retenue a été dérivée à partir d'une étude d'une durée de trois générations portant sur les effets toxiques de la resméthrine sur la reproduction des rats où des effets significatifs sur l'augmentation du nombre de rejetons mort-nés ainsi que sur le poids des rejetons lors de la période de sevrage ont été rapportés. La plus faible dose ayant causé un effet était de 25 mg/kg/jour (500 mg/kg), soit l'équivalent à la plus faible dose testée. Un facteur d'incertitude de 10 a été ajouté à la concentration de 500 mg/kg pour passer d'un niveau minimal avec effet observé (LOEL) à un niveau sans effet observé (NOEL). La concentration de référence chronique retenue est donc de **50 mg/kg**.

9.7.3 Résultats

Le tableau 9.3 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, léchage des poils) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 100 fois ceux provenant de la nourriture. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les petits mammifères est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les espèces carnivores.

Tableau 9.3 Indices de risque calculés pour la resméthrine (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	0,007	0,015
Herbes longues	0,003	0,007
Autres plantes* et petits insectes	0,004	0,008
Fruits, graines et gros insectes	0,0004	0,001
Poissons	—	0,3

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

9.8 CONCLUSION

Le tableau 9.4 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués. À la lumière des résultats obtenus, on peut conclure que l'utilisation de resméthrine représenterait un risque significatif pour les insectes non visés, les invertébrés aquatiques, les poissons et les amphibiens. Les risques pour les reptiles, les oiseaux et les mammifères seraient cependant négligeables.

Tableau 9.4 Synthèse des indices de risque obtenus pour la resméthrine

Récepteur écologique	Application aérienne	
	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	31 607	s. o.
Invertébrés aquatiques	150	355
Poissons	11	7
Amphibiens (têtards)	110	73
Reptiles^a	0,007-0,1	0,0008-0,3
Oiseaux	0,007-0,1	0,0008-0,3
Mammifères	0,0004-0,007	0,001-0,3

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

10 MGK-264

Le MGK-264 (N-octyl bicycloheptène dicarboximide) n'a aucune propriété insecticide. Ce produit est un synergiste utilisé avec certains insecticides de faible toxicité comme les pyréthroïdes de synthèse afin d'augmenter la toxicité de ces produits. Le MGK agit chez les insectes en inhibant les cytochromes P-450 qui sont responsables de la détoxification de l'insecticide. Le MGK-264 est souvent utilisé en combinaison avec un autre synergiste, le butoxyde de pipéronyle (PBO). On retrouve le MGK-264 dans un grand nombre de produits à usage résidentiel ou commercial, et ce, sous une grande variété de formulation. Ce produit n'est toutefois pas homologué pour des utilisations sur les cultures agricoles (INSPQ, 2005b).

Dans le cadre du plan d'intervention gouvernemental, le MGK-264 pourrait être utilisé en combinaison avec le PBO comme synergiste pour la *d-trans*-alléthrine (Gardex) afin de contrôler les populations de moustiques en cas d'épidémie de VNO dans la mesure toutefois où l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) en autorise l'utilisation. Pour les fins de l'étude, il est présumé que le Gardex (produit contenant de la *d-trans*-alléthrine, du PBO et du MGK-264) serait appliqué par voie terrestre seulement. Bien que ce produit n'ait pas de propriété insecticide comme tel, il peut présenter une certaine toxicité pour les organismes aquatiques (EPA, 2004a). Le risque que peut représenter ce produit sur la faune a donc été évalué dans les sections qui suivent²⁷. Les méthodologies d'évaluation et les résultats sont présentés ci-dessous pour les différents récepteurs écologiques.

10.1 INSECTES NON VISÉS

Le MGK-264 (N-octyl bicycloheptène dicarboximide) n'a pas de propriété insecticide mais est plutôt utilisé comme synergiste avec la *d-trans*-alléthrine. Le risque du MGK pour les insectes peut donc être considéré négligeable.

10.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le MGK est considéré comme modérément toxique pour les invertébrés aquatiques. Le risque pour les invertébrés aquatiques peut être évalué en comparant les concentrations de l'adulticide susceptibles de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence.

10.2.1 Concentrations de MGK-264 dans l'eau

Les concentrations de MGK-264 dans l'eau ont été calculées, comme dans le cas des autres substances étudiées dans le cadre de cette étude, en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou un marécage d'une profondeur de 10 cm qui serait situé au point d'impact maximal

²⁷ Dans cette section on s'intéresse à la toxicité du produit comme tel et non pas à son effet synergique.

et dont la vitesse d'écoulement serait nulle ou négligeable. Les concentrations dans l'eau ont donc été estimées comme indiqué à la section 2.4 (voir équations 2.1 et 2.2).

Les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisés par la SOPFIM ont été retenus pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Les valeurs retenues sont de 46,3 ng/cm². Ces valeurs ont été calculées en considérant comme mentionné précédemment un taux d'application de 9,1 g/ha. Les calculs ont été faits en présumant une demi-vie du MGK-264 dans l'eau de 0,35 jour (valeur par défaut correspondant à la demi-vie du PBO). Comme pour les autres substances, la concentration maximale de MGK-264 atteinte a été retenue pour évaluer le risque d'une exposition aiguë. Pour évaluer le risque suite à une exposition prolongée, la moyenne des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours a été utilisée. Les résultats détaillés sont présentés en annexe. Les concentrations maximales et moyennes estimées sont respectivement de **0,005 mg/L** et de **0,001 mg/L**.

10.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La valeur de **2,3 mg/L** (CE₅₀-48 h pour la daphnie) utilisée par l'EPA (2004a) dans son évaluation de risque réalisée dans le cadre de sa procédure d'homologation a été retenue. Cette valeur est la seule disponible dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA.

Toxicité chronique : La valeur de toxicité chronique retenue dans le cadre de cette étude a été obtenue en divisant la CE₅₀ par 50, faute de données plus précises (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002). La valeur de référence retenue par défaut pour une exposition chronique est donc de **0,05 mg/L**.

10.2.3 Résultats

Les indices de risque obtenus pour les expositions aiguë et chronique sont respectivement de **0,002** et de **0,02**. À la lumière de ces résultats, on peut conclure que le MGK-264 en lui-même ne présente pas un risque significatif pour les invertébrés aquatiques.

10.3 POISSONS

Le MGK-264 est également considéré comme modérément toxique pour les poissons. L'impact du MGK-264 sur les poissons peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations de MGK-264 susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence.

10.3.1 Concentrations de MGK-264 dans l'eau

Les concentrations de MGK dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 10.2.1 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans un étang et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan

d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont respectivement de **0,0005 mg/L** et de **0,0001 mg/L**.

10.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La valeur de 1,4 mg/L tirée de la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA a été retenue comme concentration de référence pour une exposition aiguë. Cette valeur correspond à une concentration létale (CL₅₀-96 h) obtenue pour la truite-arc-en-ciel et elle est la même que celle utilisée par l'EPA dans son évaluation de risque réalisée dans le cadre de sa procédure d'homologation (EPA, 2004a).

Toxicité chronique : La valeur de toxicité chronique retenue dans le cadre de cette étude a été obtenue en divisant la CE₅₀ par 50, faute de données plus précises (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002). La valeur de référence retenue par défaut pour une exposition chronique est donc de **0,03 mg/L**.

10.3.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont pour une exposition aiguë de **0,0004** et pour une exposition chronique de **0,004**. Sur la base de ces résultats, on peut conclure que l'utilisation de la MGK-264 ne devrait pas avoir d'impact sur les populations de poissons.

10.4 AMPHIBIENS

Étant donné l'absence de données toxicologiques permettant d'évaluer la toxicité des produits chez les amphibiens, l'approche utilisée par l'EPA dans une telle circonstance a été retenue. Cette approche consiste à retenir les valeurs de référence pour les poissons dans le cas des têtards et les valeurs de référence pour les oiseaux pour le stade adulte. Les concentrations dans l'eau estimées à la section 10.2.1 (mare de 10 cm de profondeur) peuvent ainsi être comparées aux valeurs de référence pour les poissons présentées à la section 10.3.2.

Les indices de risque correspondants sont de **0,04** (0,005 mg/L /1,4 mg/L) pour une exposition aiguë et de **0,03** (0,001 mg/L /0,03 mg/L) pour une exposition chronique. Ces résultats indiquent que le risque associé au MGK-264 pour les têtards peut être considéré négligeable. Les indices de risque calculés pour les oiseaux (voir section 10.6) indiquent également que le risque pour les amphibiens adultes est négligeable.

10.5 REPTILES

Faute d'informations toxicologiques permettant d'évaluer le risque pour les reptiles, l'approche retenue pour évaluer le risque pour les amphibiens au stade adulte peut également être utilisée ici. À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 10.6), le risque pour les reptiles peut être considéré négligeable.

10.6 OISEAUX

Le risque que représente l'application de MGK-264 pour les oiseaux a été évalué en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent, comme pour les autres produits évalués dans le cadre de cette étude, les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Faute de valeurs de référence pour des expositions chroniques, les oiseaux piscivores et carnivores n'ont pas été considérés dans la présente évaluation. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement au MGK-264. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

10.6.1 Concentrations de MGK-264 dans la diète

Les concentrations de MGK sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher *et al.* (1994) décrite à la section 2.8. Les concentrations sur la nourriture sont établies à partir de corrélations qui ont été définies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes. Le taux d'application retenu pour les fins de calcul est de 9,1 g/ha (0,008 lb/acre). La demi-vie du MGK-264 sur les végétaux a été fixée à 0,3 jour (INSPQ, 2005c). Cette valeur a été estimée, de manière conservatrice, en multipliant par 5, la demi-vie du MGK-264 dans l'air selon l'EPA (2004a). Les résultats détaillés sont présentés à l'annexe F.

Tableau 10.1 Concentrations estimées de MGK-264 dans la nourriture

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes	2,0	0,5
Herbes longues	0,9	0,2
Autres plantes* et petits insectes	1,1	0,3
Fruits, graines et gros insectes	0,1	0,03

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

10.6.2 Valeurs de référence pour les oiseaux

Toxicité aiguë : Le MGK-264 est pratiquement non toxique pour les oiseaux. L'EPA (2004a) rapporte des DL₅₀ supérieures à 2 250 mg/kg de poids corporel et des CL₅₀ à 5 620 mg/kg de diète pour le colin de Virginie et le canard colvert (DL₅₀ > et CL₅₀ > 5620). Une concentration de référence de **5 620 mg/kg** a donc été retenue pour les fins de la présente étude.

Toxicité chronique : Aucune valeur de toxicité chronique n'est disponible pour le MGK-264. Le risque d'effets chroniques pour ces organismes ne peut donc être évalué.

10.6.3 Résultats

Le tableau 10.2 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous nettement inférieurs à l'unité. Le risque pour les oiseaux peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture. À la lumière des résultats obtenus, il est également fort probable que le risque de toxicité chronique soit négligeable. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les oiseaux est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les oiseaux prédateurs.

Tableau 10.2 Indices de risque calculés pour le MGK-264 (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	< 0,0008	—
Herbes longues	< 0,0002	—
Autres plantes* et petits insectes	< 0,0002	—
Fruits, graines et gros insectes	< 0,00002	—

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

10.7 MAMMIFÈRES

L'impact du MGK-268 sur les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent, comme dans le cas des oiseaux, les insectivores, les herbivores et les granivores. Étant donné que la MGK n'a pas tendance à se bioconcentrer dans les organismes aquatiques (EPA, 2004a), les mammifères piscivores n'ont pas été considérés dans la présente évaluation. Par ailleurs, faute de modèle permettant d'évaluer l'exposition des carnivores, ceux-ci n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

10.7.1 Concentrations de MGK-264 dans la diète

Les concentrations de MGK-264 sur la nourriture (végétation et insectes) estimées à la section 10.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 10.2.

10.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : Le MGK-264 est pratiquement non toxique pour les mammifères. Selon l'EPA (2004a), la DL_{50} chez le rat est supérieure à 20 000 mg/kg de poids corporel ou 400 000 mg/kg de nourriture. Une concentration de référence de **400 000 mg/kg** a donc été retenue pour les fins de la présente étude.

Toxicité chronique : La valeur de référence retenue pour des expositions chroniques est de **1 250 mg/kg**. Cette valeur a été obtenue suite à une étude effectuée (reproduction) sur plusieurs générations de rats. Cette valeur correspond à un (LOAEL) où les effets critiques observés ont été une diminution du gain de poids chez les nouveau-nés. Sur la base de cette étude, aucun niveau sans effet (NOAEL) n'a été observé (EPA, 2004a).

10.7.3 Résultats

Le tableau 10.3 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme dans le cas des oiseaux, des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, léchage des poils) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les petits mammifères est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les espèces carnivores.

Tableau 10.3 Indices de risque calculés pour le MGK-264 (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes	0,000005	0,0004
Herbes longues	0,000002	0,0002
Autres plantes* et petits insectes	0,000003	0,0002
Fruits, graines et gros insectes	0,0000002	0,00003

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

10.8 CONCLUSION

Le tableau 10.4 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués. À la lumière des résultats obtenus, on peut conclure que le MGK-264 ne présente pas en lui-même de risque pour les différents récepteurs écologiques.

Tableau 10.4 Synthèse des indices de risque obtenus pour le MGK-264

	Application terrestre	
	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	s. o.	s. o.
Invertébrés aquatiques	0,002	0,02
Poissons	0,0004	0,004
Amphibiens (têtards)	0,04	0,03
Reptiles^a	< 0,00002-< 0,0008	n. d.
Oiseaux	< 0,00002-< 0,0008	n. d.
Mammifères	0,0000002-0,000005	0,00003-0,0004

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

n. d. : non déterminé

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

11 BUTOXYDE DE PIPÉRONYLE

Le butoxyde de pipéronyle (PBO) est un autre synergiste utilisé avec les pyréthrinés naturels de même qu'avec les pyréthroïdes synthétiques afin d'augmenter la toxicité de ces produits. Il appartient à la classe chimique du méthylène de dixyphényle et se présente sous la forme d'un liquide jaunâtre sans odeur qui est faiblement soluble dans l'eau. Tout comme le MGK-264, il agit chez les insectes en inhibant les cytochromes P-450 qui sont responsables de la détoxification du produit chez l'insecticide. Cependant, chez les mammifères, le PBO est un activateur des cytochromes P-450 (INSPQ, 2005b; Bergeron, 2002).

Selon le NPTN (National Pesticide Telecommunications Network) (2000), le butoxyde de pipéronyle est hautement toxique pour les invertébrés aquatiques alors qu'il est modérément toxique pour les poissons. Il a toutefois un faible potentiel de bioconcentration (NPTN, 2000). Pour les oiseaux et les mammifères, le PBO est considéré comme faiblement toxique (NPTN, 2000).

La demi-vie du PBO dans les sols est estimée à 14 jours (INSPQ, 2002b). Dans l'eau, sa demi-vie varie entre 0,55 et 1,64 jour (NPTN, 2000). Selon Bergeron (2002), le PBO ne persiste pas dans l'air, sa demi-vie étant évaluée à 3,5 heures.

On retrouve le PBO dans un grand nombre de produits à usage résidentiel ou commercial, et ce, sous une grande variété de formulation. Dans le cadre du Plan d'intervention gouvernemental, le PBO pourrait éventuellement être utilisé par voie terrestre en combinaison avec le MGK-264 comme synergiste pour la *d-trans*-alléthrine (*Gardex® Industrial D-Trans Micro Spray Concentrate*) ou comme synergiste avec les pyréthrinés (*Pyrenone® 25-5 M.A.G. Liquid Insecticide Concentrate*) afin de contrôler les populations de moustiques en cas d'épidémie de VNO dans la mesure toutefois où l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) autorise l'utilisation de ces produits. Le PBO pourrait également être utilisé par voie aérienne en combinaison avec la resméthrine (*Scourge® 18/54*) advenant une éventuelle homologation du produit.

Bien que ce produit n'ait pas de propriété insecticide comme tel, il peut présenter une certaine toxicité pour les organismes aquatiques (EPA, 2005b; NPTN, 2000). Le risque que peut représenter ce produit pour la faune a donc été évalué dans les sections qui suivent²⁸. Les méthodologies d'évaluation et les résultats sont présentés ci-dessous pour les différents récepteurs écologiques.

²⁸ Dans cette section, on s'intéresse à la toxicité du produit comme tel et non pas à son effet synergique.

Trois scénarios sont étudiés dans les sections qui suivent en fonction des formulations qui théoriquement pourraient être utilisées. Le premier scénario (*Scourge*®)²⁹ implique un taux d'application par voie aérienne de 23,6 g/ha de PBO. Selon le second scénario (*Pyrenone*®)³⁰, le taux d'application de PBO est de 11 g/ha. Enfin, dans le dernier cas (*Gardex*®)³¹, le taux d'application de PBO par voie terrestre est de 5,4 g/ha.

11.1 INSECTES NON VISÉS

Le PBO n'a pas de propriété insecticide mais est plutôt utilisé comme synergiste avec les pyréthrinés naturels de même qu'avec les pyréthroides synthétiques afin d'augmenter la toxicité de ces produits. Le produit en lui-même peut donc être considéré comme sans risque pour les insectes non visés.

11.2 INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Le risque pour les invertébrés aquatiques peut être évalué en comparant les concentrations de l'adulticide susceptibles de se retrouver dans l'eau suite à son utilisation à des valeurs de référence.

11.2.1 Concentrations de PBO dans l'eau

Les concentrations de PBO dans l'eau ont été calculées, comme pour les autres substances étudiées dans le cadre de cette étude, en présumant que le produit qui se déposait au sol suite à une application se répartissait de façon uniforme dans une mare, un étang ou un marécage d'une profondeur de 10 cm qui serait situé au point d'impact maximal et dont la vitesse d'écoulement serait nulle ou négligeable. Les concentrations dans l'eau ont donc été estimées comme indiqué à la section 2.4 (voir équations 2.1 et 2.2).

Les taux de dépôt au point d'impact maximal modélisés par la SOPFIM ont été retenus pour les fins de calcul (SOPFIM, 2005b). Les valeurs retenues sont de 176,7 ng/cm² pour le scénario 1 (*Scourge*®), de 27,8 ng/cm² pour le scénario 2 (*Pyrenone*®) et de 57,8 ng/cm² pour le scénario 3 (*Gardex*®). Ces valeurs ont été calculées en considérant comme mentionné précédemment des taux d'application de 23,6 g/ha, 11,0 g/ha et 5,4 g/ha pour les scénarios 1, 2 et 3, respectivement. Les calculs ont été faits en présumant une demi-vie du PBO dans l'eau de 0,35 jour (EPA, 2005c). Comme pour les autres substances, les concentrations maximales de PBO atteintes ont été retenues pour évaluer le risque d'une exposition aiguë. Pour évaluer le risque d'une exposition prolongée, les moyennes des concentrations retrouvées pour les 30 premiers jours ont été utilisées pour chacun des scénarios. Les concentrations maximales et moyennes estimées sont présentées au tableau 11.1. Les résultats détaillés sont présentés à l'annexes G, H et I.

²⁹ Le produit actif dans la formulation commerciale *Scourge*® 18/54 est la resméthrine.

³⁰ Le produit actif dans la formulation commerciale *Pyrenone*® 25-5 M.A.G. *Liquid Insecticide Concentrate* est la pyréthrine.

³¹ Le produit actif dans la formulation commerciale *Gardex*® *Industrial D-Trans Micro Spray Concentrate* est la *d-trans*-alléthrine. Le PBO est utilisé dans cette formulation de concert avec le MGK-264.

Tableau 11.1 Concentrations de PBO estimées dans l'eau (invertébrés aquatiques)

	Application	Concentration maximale (mg/L)	Concentration moyenne (mg/L)
Scénario 1 (Scourge®) ¹	Aérienne	0,02	0,005
Scénario 2 (Pyrenone®) ²	Terrestre	0,006	0,002
Scénario 3 (Gardex®) ³	Terrestre	0,003	0,0008

¹ Le produit actif dans la formulation commerciale *Scourge® 18/54* est la resméthrine.

² Le produit actif dans la formulation commerciale *Pyrenone® 25-5 M.A.G. Liquid Insecticide Concentrate* est la pyréthrine.

³ Le produit actif dans la formulation commerciale *Gardex® Industrial D-Trans Micro Spray Concentrate* est la *d-trans*-alléthrine. Le PBO est utilisé dans cette formulation de concert avec le MGK-264.

11.2.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La valeur de **0,5 mg/L** (CE₅₀-48 h pour la daphnie) utilisée par l'EPA (2005b) dans son évaluation de risque réalisée dans le cadre de sa procédure d'homologation a été retenue. Cette valeur est la plus basse des trois valeurs identifiées dans la banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA. Les deux autres valeurs identifiées dans la banque de donnée sont de 1,7 mg/L (CE₅₀-48 h) et 12 mg/L (CL₅₀-96 h).

Toxicité chronique : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend deux valeurs de toxicité chronique (LOEC-21 jours) pour la daphnie. Ces valeurs sont de 0,12 mg/L et de 0,05 mg/L. La plus faible des valeurs (**0,05 mg/L**) a été retenue (voir aussi EPA, 2005b).

11.2.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont présentés au tableau 11.2 pour chacun des scénarios. Ces indices sont tous inférieurs à 1. On peut donc conclure que le PBO par lui-même ne présente pas un risque significatif pour les invertébrés aquatiques.

Tableau 11.2 Indices de risque calculés pour le PBO (invertébrés aquatiques)

	Application	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Scénario 1 (Scourge®)	Aérienne	0,04	0,1
Scénario 2 (Pyrenone®)	Terrestre	0,01	0,04
Scénario 3 (Gardex®)	Terrestre	0,006	0,02

11.3 POISSONS

Le risque que peut présenter le PBO pour les poissons peut être évalué comme dans le cas des invertébrés aquatiques en comparant les concentrations de PBO susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence.

11.3.1 Concentrations de PBO dans l'eau

Les concentrations de PBO dans l'eau ont été calculées comme indiqué à la section 11.2.1 pour les invertébrés aquatiques en présumant que le produit, qui se déposait au sol suite à une application, se répartissait de façon uniforme dans un étang et que les concentrations résultant de chacune des applications s'ajoutaient aux concentrations résiduelles (après dégradation) résultant des applications précédentes. Il a toutefois été présumé que le plan d'eau avait une profondeur de 1 m au lieu de 10 cm comme dans le cas précédent. Les concentrations maximales et moyennes (30 jours) estimées sont présentées au tableau 11.3.

Tableau 11.3 Concentrations de PBO estimées dans l'eau (poissons)

	Application	Concentration maximale (mg/L)	Concentration moyenne (mg/L)
Scénario 1 (Scourge®)	Aérienne	0,002	0,0005
Scénario 2 (Pyrenone®)	Terrestre	0,0006	0,0002
Scénario 3 (Gardex®)	Terrestre	0,0003	0,00008

11.3.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend 15 valeurs de toxicité aiguë (CL₅₀-96 h) pour les poissons. Ces valeurs varient entre 2 mg/L et 12 mg/L. La plus faible des valeurs (**2 mg/L**) obtenue pour la truite-arc-en-ciel a été retenue comme valeur de référence. L'EPA (2005b) a également retenu cette valeur dans le cadre de son évaluation de risque sur le PBO.

Toxicité chronique : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend trois valeurs de toxicité chronique (LOEC-35 jours et 90 jours) pour les poissons. Ces valeurs varient de 0,1 mg/L à 1,7 mg/L. La plus faible des valeurs (**0,1 mg/L**) a été retenue comme valeur de référence dans le cadre de cette évaluation. L'EPA (2005b) a également retenu cette même valeur dans le cadre de son évaluation de risque sur le PBO.

11.3.3 Résultats

Les indices de risque obtenus sont présentés au tableau 11.4. Les indices de risque obtenus sont tous nettement inférieurs à l'unité. On peut donc conclure à la lumière de ces résultats que le PBO en lui-même ne présente pas un risque significatif pour les invertébrés aquatiques.

Tableau 11.4 Indices de risque calculés pour le PBO (poissons)

	Application	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Scénario 1 (Scourge®)	Aérienne	0,001	0,005
Scénario 2 (Pyrenone®)	Terrestre	0,0003	0,002
Scénario 3 (Gardex®)	Terrestre	0,0002	0,0008

11.4 AMPHIBIENS

Les amphibiens ont un cycle de vie qui comprend un stade aquatique et un stade adulte semi-aquatique et terrestre. Le risque associé au stade aquatique peut être estimé en comparant les concentrations de PBO susceptibles de se retrouver dans l'eau à des valeurs de référence spécifiques aux amphibiens. Faute de modèle et de valeurs de référence permettant de calculer un risque spécifiquement pour les amphibiens durant le stade adulte, le risque peut être évalué grossièrement, comme le fait l'EPA (2004b) pour ses évaluations de risque réalisées dans le cadre de la procédure d'homologation des pesticides aux États-Unis, à partir des indices de risque obtenus pour les oiseaux. Les sections qui suivent présentent la méthodologie utilisée pour évaluer le risque pour les amphibiens pendant le stade de vie aquatique et les résultats obtenus.

11.4.1 Concentrations de PBO dans l'eau

Les concentrations dans l'eau utilisées sont les mêmes que celles calculées pour les invertébrés aquatiques à la section 11.2.1 (voir tableau 11.1).

11.4.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La banque de données de l'*Office of Pesticide Program* de l'EPA comprend une seule valeur de référence pour les amphibiens au stade têtard. Cette valeur est de **0,2 mg/L** et correspond à une $CL_{50-96\text{ h}}$ obtenue chez la rainette faux-grillon de l'Ouest. Cette valeur a été retenue pour les fins de l'étude (voir aussi EPA, 2005b).

Toxicité chronique : La valeur de toxicité chronique retenue dans le cadre de cette étude est de **0,004 mg/L**. Elle a été obtenue, faute de données plus adéquates, en divisant la CL_{50} de 0,2 mg/L par un facteur d'incertitude de 50 (Calabrese et Baldwin, 1993 cité dans WCBH, 2002).

11.4.3 Résultats

Le tableau 11.5 présente les indices de risque calculés. Les indices de risque sont tous égaux ou inférieurs à 1. Le risque pour les amphibiens peut donc à la lumière des résultats obtenus être considéré comme marginal pour les amphibiens au stade têtard. Les résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 11.6) suggèrent par ailleurs que le risque pour les amphibiens adultes est négligeable.

Tableau 11.5 Indices de risque calculés pour le PBO (amphibiens)

	Application	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Scénario 1 (Scourge®)	Aérienne	0,1	1,0
Scénario 2 (Pyrenone®)	Terrestre	0,03	0,5
Scénario 3 (Gardex®)	Terrestre	0,02	0,2

11.5 REPTILES

Faute d'informations toxicologiques permettant d'évaluer le risque pour les reptiles, l'approche retenue pour évaluer le risque pour les amphibiens au stade adulte peut également être utilisée ici (EPA, 2004b). À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux (voir section 11.6), le risque pour les reptiles peut être considéré négligeable.

11.6 OISEAUX

Le risque que représente l'application de PBO pour les oiseaux a été évalué en comparant les concentrations auxquelles les animaux peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées dans cette évaluation englobent comme pour les autres produits évalués dans le cadre de cette étude, les oiseaux insectivores, herbivores et granivores. Étant donné que le PBO présente une certaine propension à la bioaccumulation chez les poissons, les oiseaux piscivores ou ceux se nourrissant d'organismes aquatiques ont été considérés dans la présente évaluation. Seul le risque de toxicité chronique a cependant été évalué pour les oiseaux piscivores. Faute de modèles permettant d'évaluer la bioaccumulation chez les vertébrés terrestres, les oiseaux carnivores n'ont donc pas été considérés dans la présente évaluation. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des oiseaux via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone ayant fait l'objet de traitement. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.8).

11.6.1 Concentrations de PBO dans la diète

Les concentrations de PBO sur la nourriture (végétation et insectes) suite à un épandage ont été estimées à l'aide de la méthode de Hoerger et Kenaga (1972) et Fletcher (1994) décrite à la section 2.8. Les concentrations sur la nourriture sont établies à partir de corrélations qui ont été établies entre les taux d'application de pesticides et les résidus de pesticides retrouvés sur différentes parties des végétaux. Le modèle est donc basé sur des données empiriques et permet d'obtenir des estimations représentatives des concentrations maximales susceptibles de se retrouver sur les plantes. Les taux d'application retenus pour les fins de calcul sont de 23,6 g/ha (0,02 lb/acre) pour le scénario 1, de 11 g/ha (0,008 lb/acre) pour le scénario 2 et de 5,4 g/ha (0,004 lb/acre) pour le scénario 3. La demi-vie du PBO sur les végétaux a été fixée à 8,5 heures (INSPQ, 2005c). Les résultats détaillés sont présentés en annexe.

Les concentrations de PBO susceptibles de s'accumuler à long terme dans les poissons ont été estimées en multipliant les concentrations estimées dans l'eau à la section 11.4.1. par le facteur de bioconcentration eau/poisson de la substance. Dans le cas du PBO, le facteur de bioconcentration est de 1 100 (WCBH, 2002).

Tableau 11.6 Concentrations estimées de PBO dans la diète

	Concentration maximale (mg/kg)	Concentration moyenne (mg/kg)
Herbes courtes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	5,0	1,3
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	2,0	0,5
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	1,0	0,3
Herbes longues		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	2,3	0,6
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	0,9	0,2
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	0,5	0,1
Autres plantes* et petits insectes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	2,8	0,7
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	1,1	0,3
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	0,6	0,2
Fruits, graines et gros insectes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	0,3	0,1
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	0,1	0,03
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	0,1	0,02
Poissons		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	—	0,6
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	—	0,2
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	—	0,09

* Plantes fourragères et à grandes feuilles.

11.6.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : L'EPA (2005b) rapporte des DL₅₀ supérieures à 2 250 mg/kg de poids corporel pour le colin de Virginie et des CL₅₀-8 jours supérieures à 5 620 mg/kg de diète pour le colin de Virginie et le canard colvert. Une concentration de référence de **5 620 mg/kg** a été retenue pour les fins de la présente étude.

Toxicité chronique : L'EPA (2005b) rapporte un NOEC de 300 mg/kg et un LOEC de 1 200 mg/kg dans la diète pour le colin de Virginie. La valeur de **300 mg/kg** a été retenue pour l'évaluation du risque. La même valeur a été utilisée par l'EPA dans le cadre de l'évaluation des risques réalisée sur le PBO (EPA, 2005b).

11.6.3 Résultats

Le tableau 11.7 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme on peut le constater, les indices de risque sont tous nettement inférieurs à l'unité. Le risque pour les oiseaux peut donc être considéré négligeable. Aussi, même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, nettoyage des plumes) avaient été considérées, les conclusions ne seraient pas différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture. À la lumière des résultats obtenus pour les oiseaux piscivores, on peut considérer comme fort improbable que le PBO représente un risque pour les espèces carnivores.

11.7 MAMMIFÈRES

L'impact du PBO sur les mammifères a été évalué comme dans le cas des oiseaux en comparant les concentrations auxquelles les mammifères peuvent être exposés par leur alimentation suite au traitement à des valeurs de référence. Les espèces considérées englobent les insectivores, les herbivores, les granivores et les piscivores. Faute de modèle permettant d'évaluer l'exposition des carnivores, ceux-ci n'ont pas été évalués dans le cadre de cette étude. Les incertitudes associées à cette omission sont discutées plus loin.

L'exposition des mammifères via l'ingestion de nourriture a été évaluée en considérant que 100 % de la diète provient de la zone traitée. Les autres voies d'exposition ont été considérées comme négligeables par rapport à l'exposition par ingestion de nourriture. Les apports provenant de ces voies d'exposition n'ont donc pas été considérés ici (voir section 2.9).

Tableau 11.7 Indices de risque calculés pour le PBO (oiseaux)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes		
Scénario 1 (Scourge®)	< 0,0009	0,004
Scénario 2 (Pyrenone®)	< 0,0004	0,002
Scénario 3 (Gardex®)	< 0,0002	0,001
Herbes longues		
Scénario 1 (Scourge®)	< 0,0004	0,002
Scénario 2 (Pyrenone®)	< 0,0002	0,0007
Scénario 3 (Gardex®)	< 0,00009	0,0003
Autres plantes* et petits insectes		
Scénario 1 (Scourge®)	< 0,0005	0,002
Scénario 2 (Pyrenone®)	< 0,0003	0,001
Scénario 3 (Gardex®)	< 0,0001	0,0007
Fruits, graines et gros insectes		
Scénario 1 (Scourge®)	< 0,0005	0,0003
Scénario 2 (Pyrenone®)	< 0,00002	0,0001
Scénario 3 (Gardex®)	< 0,00002	0,00007
Poissons		
Scénario 1 (Scourge®)	—	0,002
Scénario 2 (Pyrenone®)	—	0,0007
Scénario 3 (Gardex®)	—	0,0003

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

11.7.1 Concentrations de PBO dans la diète

Les concentrations de PBO sur la nourriture (végétation et insectes) et dans les poissons estimées à la section 11.6.1 ont été retenues pour les fins d'évaluation. Les valeurs sont présentées au tableau 11.6.

11.7.2 Valeurs de référence

Toxicité aiguë : La dose létale (DL₅₀) chez le rat de 4 570 mg/kg de poids corporel utilisée par l'EPA dans le cadre de son évaluation des risques sur le PBO (EPA, 2005b) a été retenue dans le cadre de cette étude. Étant donné que cette valeur de référence est présentée sous forme de dose, elle a été transformée en concentration létale (CL₅₀) de PBO dans la diète suivant la procédure décrite dans EPA (2004b). La procédure de calcul consiste à diviser la dose létale (DL₅₀) par le pourcentage de nourriture consommée par rapport au poids corporel du mammifère. Le risque a été calculé pour un mammifère de 15 g qui consommerait 95 % de son poids corporel en nourriture (pire scénario raisonnable). La CL₅₀ correspondante est de **4 342 mg/kg** dans la nourriture.

Toxicité chronique : La valeur de référence retenue pour des expositions chroniques est de **1 000 mg/kg**. Cette valeur a été obtenue suite à une étude effectuée (reproduction) chez deux générations de rats. Cette valeur correspond à un (NOAEC) où les effets critiques observés ont été une diminution du gain de poids chez les nouveau-nés et la mère (12 % dans les deux cas) à 5 000 mg/kg. Sur la base de cette étude aucun niveau sans effet (NOAEL) n'a été observé (EPA, 2005b).

11.7.3 Résultats

Le tableau 11.8 présente les indices de risque calculés à partir des informations fournies dans les paragraphes précédents. Comme dans le cas des oiseaux, des indices de risque nettement inférieurs à 1 ont été obtenus. Le risque pour les mammifères peut donc être considéré négligeable. Il faut noter que même si les voies d'exposition qui ont été négligées (ingestion d'eau ou de sol, léchage des poils) avaient été considérées, les conclusions ne sauraient être différentes à moins que les apports provenant de ces voies excèdent de plus de 1 000 fois ceux provenant de la nourriture, ce qui est improbable. On peut également conclure sur la base de ces résultats que la toxicité de ces produits sur les petits mammifères est trop faible pour qu'on puisse identifier un risque pour les espèces carnivores.

Tableau 11.8 Indices de risque calculés pour le PBO (mammifères)

	Toxicité aiguë	Toxicité chronique
Herbes courtes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	< 0,001	0,001
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	< 0,0005	0,0005
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	< 0,0002	0,0003
Herbes longues		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	< 0,0005	0,0006
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	< 0,0002	0,0002
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	< 0,0001	0,0001
Autres plantes* et petits insectes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	< 0,0005	0,0007
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	< 0,0003	0,0003
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	< 0,0001	0,0002
Fruits, graines et gros insectes		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	< 0,0006	0,0001
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	< 0,0003	0,00003
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	< 0,0001	0,00002
Poissons		
Scénario 1 (<i>Scourge</i> ®)	—	0,0006
Scénario 2 (<i>Pyrenone</i> ®)	—	0,0002
Scénario 3 (<i>Gardex</i> ®)	—	0,00009

* Plantes fourragères et à grandes feuilles

11.8 CONCLUSION

Le tableau 11.9 présente une synthèse des indices de risque obtenus pour l'ensemble des récepteurs écologiques évalués. À la lumière des résultats obtenus, on peut conclure que le PBO ne présente pas par lui-même de risque pour la faune.

Tableau 11.9 Synthèse des indices de risque obtenus pour le PBO

	Application aérienne		Application terrestre	
	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique
Insectes non visés	s. o.	s. o.	s. o.	s. o.
Invertébrés aquatiques	0,04	0,1	0,006-0,01	0,02-0,04
Poissons	0,001	0,005	0,0002-0,0003	0,002-0,003
Amphibiens (têtards)	0,1	1	0,02-0,03	0,2-0,5
Oiseaux/Reptiles^a	< 0,0004-< 0,0009	0,0003-0,004	< 0,00002-< 0,0004	0,00002-0,004
Mammifères	< 0,0005-< 0,001	0,0001-0,001	< 0,0001-< 0,0005	0,00009-0,0005

^a Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

s. o. : sans objet

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

12 DISCUSSION

Les larvicides étudiés dans le cadre de cette étude, le *Bti*, le *Bsph* et le méthoprène, ne semblent pas présenter un risque important pour la faune non ciblée. Conséquemment, ceux-ci n'ont pas fait l'objet d'une étude détaillée. Les résultats obtenus pour le PBO et le MGK-264 indiquent que par eux-mêmes ces produits ne sont pas très toxiques et ne représentent pas un risque significatif pour la faune. Par contre, à cause de leur non-spécificité, les adulticides sont théoriquement susceptibles de représenter un risque pour les organismes non visés. Les résultats des évaluations réalisées pour les adulticides sont résumés ci-dessous. Le tableau 12.1 présente pour sa part l'ensemble des indices de risque calculés dans le cadre de cette évaluation. Ces informations sont présentées afin d'aider le lecteur à obtenir un portrait global des risques associés aux différents produits étudiés.

Les indices de risque présentés dans le tableau doivent toutefois être examinés avec discernement. En effet, des incertitudes sont inévitablement associées à toute démarche d'évaluation du risque. La qualité et la disponibilité des informations toxicologiques et les techniques à la base de la réalisation d'une telle évaluation constituent en effet des éléments déterminants en ce qui a trait à la fiabilité des résultats. Ainsi, la seule analyse des indices de risque présentés ne permet pas nécessairement d'obtenir une image précise du risque. Les informations doivent donc être interprétées à la lumière des informations données dans le texte.

Il convient toutefois de signaler que de façon générale, à toutes les étapes de l'évaluation, l'incertitude a été gérée en posant des hypothèses qui tendent à surestimer plutôt qu'à sous-estimer le risque. Ainsi, lorsque l'indice de risque est inférieur à l'unité, on peut dans la majorité des cas considérer, avec un niveau de confiance assez élevé, que le risque est négligeable. Cependant, dans quelques cas, même si l'indice de risque est inférieur à l'unité, il est difficile de conclure avec une grande certitude sur l'innocuité du produit pour des récepteurs écologiques donnés. L'exemple le plus éloquent à cet égard est celui des reptiles et des amphibiens adultes pour lesquels les risques ont été évalués, faute de données toxicologiques adéquates à partir des indices calculés pour les oiseaux. Bien que cette approche soit également utilisée par l'EPA, une grande incertitude y est associée. Les résultats présentés ci-dessous sont résumés, lorsque requis, à la lumière des informations fournies dans le texte sur les incertitudes associées à l'évaluation.

Insectes non visés : Tous les adulticides étudiés représentent un risque pour les insectes et autres invertébrés terrestres non visés par les interventions. L'indice de risque le plus élevé a été obtenu avec la resméthrine (31 607) et l'indice le plus bas avec la *d-trans*-alléthrine (7). La faible valeur obtenue pour la *d-trans*-alléthrine s'explique du fait que les données de toxicité n'étaient disponibles que pour le produit non synergisé. On devrait normalement s'attendre à obtenir un indice de risque plus élevé si les données de toxicité avaient été obtenues suite à des tests réalisés à partir de *d-trans*-alléthrine synergisée.

Invertébrés aquatiques : L'application de resméthrine et malathion par voie terrestre ou aérienne est considérée comme pouvant présenter un risque pour les invertébrés aquatiques. Pour les pyréthrinés et la *d-trans*-alléthrine, il est difficile de conclure, dans le cadre de la présente évaluation, sur les risques qu'ils peuvent représenter pour les invertébrés aquatiques compte tenu de l'absence de données toxicologiques sur les produits synergisés. Les résultats obtenus suggèrent toutefois que le risque peut vraisemblablement être considéré tout au plus comme faible.

Poissons : Le malathion et la resméthrine sont susceptibles de représenter un faible risque pour les poissons. La *d-trans*-alléthrine et les pyréthrinés représentent pour leur part un risque négligeable pour les poissons.

Amphibiens : L'application de resméthrine peut représenter un risque pour les amphibiens. Le risque associé à l'utilisation de malathion est considéré comme négligeable dans le cas d'une exposition aiguë et faible dans le cas d'expositions répétées au produit. Le risque associé à l'utilisation de *d-trans*-alléthrine et de pyréthrinés est considéré négligeable sur la base des indices de risque calculés. Il faut toutefois noter qu'une incertitude relativement importante est associée à cette conclusion du fait que faute d'information sur les effets des produits synergisés sur les têtards, des valeurs de référence par défaut basées sur des effets observés chez des poissons suite à une exposition, dans la majorité des cas, à des produits non synergisés ont été retenues pour évaluer les risques.

Reptiles : Sur la base des informations colligées, aucun des aduicticides ne représente un risque pour les reptiles. Une certaine incertitude est également associée à cette conclusion, du fait que faute d'information toxicologique pour les reptiles le risque a été estimé à partir des indices de risque calculés pour les oiseaux.

Oiseaux : Tous les aduicticides étudiés sont peu toxiques pour les oiseaux et les risques sont considérés négligeables.

Mammifères : Les aduicticides étudiés sont également peu toxiques pour les mammifères et les risques sont considérés négligeables.

Tableau 12.1 Indices de risque pour les adulticides et les produits synergisants

	Récepteur écologique										
	Insectes non visés	Invertébrés aquatiques		Poissons		Amphibiens - têtards		Oiseaux/reptiles*		Mammifères	
		Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique
Malathion (aérien)	185	200	1 667	5	5	1	25	0,0003-0,005	0,003-0,05	0,002-0,03	0,001-0,01
Malathion (terrestre)	557	90	1 000	2	3	0,5	15	0,0003-0,006	0,004-0,05	0,002-0,04	0,001-0,01
Pyréthrines** (terrestre)	1 000	0,1	0,3	0,03	0,02	0,3	0,2	0,000005-0,0001	n. d.	0,00004-0,0007	0,00007-0,0001
<i>D-trans</i>-alléthrine** (terrestre)	7	0,9	25	0,0003	0,008	0,003	0,08	0,00001-0,0001	n. d.	0,0002-0,003	0,00005-0,001
Resméthrine (aérien)	31 607	150	355	11	7	110	73	0,007-0,1	0,0008-0,3	0,0004-0,007	0,001-0,3
MGK-264*** (terrestre)	s. o.	0,002	0,02	0,0004	0,004	0,04	0,03	< 0,00002-< 0,0008	n. d.	0,0000002-0,000005	0,00003-0,0004
PBO*** (aérien)	s. o.	0,04	0,1	0,001	0,005	0,1	1	< 0,0004-< 0,0009	0,0003-0,004	< 0,0005-< 0,001	0,0001-0,001
PBO*** (terrestre)	s. o.	0,006-0,01	0,02-0,04	0,0002-0,0003	0,0002-0,003	0,02-0,03	0,2 – 0,5	< 0,00002-< 0,0004	0,00002-0,004	< 0,0001-< 0,0005	0,00009-0,0005

* Par défaut, comme le fait l'EPA, les indices de risque calculés pour les oiseaux ont été appliqués aux reptiles.

** Dans le cas des pyréthrinés naturelles (pyréthrines) et des pyréthroïdes synthétiques (*d-trans*-alléthrine), la plupart des données toxicologiques n'étaient disponibles que pour les produits non synergisés. Toutefois, lorsque des données de toxicité sur les produits synergisés étaient disponibles, ces valeurs ont été privilégiées et il en est fait clairement mention dans le texte.

*** Données sur la toxicité directe, pas sur l'effet synergique.

s. o. : sans objet

n. d. : non déterminé

Les valeurs en caractère gras correspondent à celles qui sont supérieures à 1.

13 CONCLUSION

Les résultats de l'évaluation indiquent que les larvicides étudiés dans le cadre de cette étude ne présentent pas un risque important pour l'environnement mais que l'utilisation d'adulticides à des fins de contrôle vectoriel pour lutter contre le VNO peut représenter un risque pour certaines espèces non ciblées. Les résultats obtenus suggèrent que les insectes, les invertébrés aquatiques, les amphibiens et, dans une moindre mesure, les poissons pourraient dépendamment des produits utilisés être affectés par des épandages d'adulticides tandis que les oiseaux et les mammifères sont peu susceptibles d'être affectés. À la lumière des résultats obtenus, les adulticides qui devaient être favorisés d'un point de vue des risques sur l'écosystème sont les pyréthrine et la *d-trans*-alléthrine. Le malathion peut également être un produit qui présente peu de risque pour l'écosystème si on évite les dépôts de malathion dans les milieux aquatiques et humides. À cet égard, l'application terrestre de malathion devrait être privilégiée par rapport à l'application par voie aérienne dans la mesure où il devrait être plus facile d'éviter les zones à risque lorsque l'épandage se fait par voie terrestre que par voie aérienne.

14 RÉFÉRENCES

- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire) (2003). *Fiche technique sur l'utilisation du malathion dans les programmes de lutte contre les moustiques*. Santé Canada. Accessible au : www.pmr-arla.gc.ca/francais/pdf/fact/fs_malathion-f.pdf.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire) (2001a). *Fiche technique sur le Bacillus thuringiensis variété israelensis Bti*. Santé Canada. Accessible au : www.pmr-arla.gc.ca/francais/pdf/fact/fs_bti-f.pdf.
- ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire) (2001b). *Fiche technique sur l'utilisation du méthoprène dans les programmes de lutte contre les moustiques*. Santé Canada. Accessible au : www.pmr-arla.gc.ca/francais/pdf/fact/fs_methoprene-f.pdf.
- BERGERON, H. (2002). *Évaluation des conséquences liées à l'utilisation de pesticides pour le contrôle du virus du Nil occidental (VNO) au Québec*. Direction de l'épidémiologie et de la santé animale (DÉSA). Centre québécois d'inspection des aliments et de santé animale (CQIASA). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).
- BRIAN MONTAGUE (2004). OPP USEPA (Office of Pesticide Programs, US Environmental Protection Agency). Montague.Brian@epa.gov. 703-305-6438.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2005a). *EFED Error Correction for the Pyrethrins RED Chapter*. Memorandum from the Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substances dated September 29, 2004. Washington, DC 20460.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2005b). *Screening Ecological Risk Assessment for the Reregistration of Piperonyl Butoxide Insecticide Synergist*. Memorandum from the Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substances dated January 4, 2005. Washington, DC 20460.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2005c). *Piperonyl Butoxide HED Risk Assessment for Reregistration Eligibility Document (RED)*. Memorandum from the Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substances dated March 11, 2005. Washington, DC 20460, 64 p.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2004a). *Screening Ecological Risk Assessment for the Reregistration of MGK-264 Insecticide Synergist*. Memorandum from the Office of Prevention, Pesticide and Toxic Substances dated March 24, 2005. Washington, DC 20460.
- EPA (Environmental Protection Agency) (2004b). *Technical Overview of ecological risk Assessment Analysis Phase : exposure Characterization*. Accessible au : www.epa.gov/cgi-bin/epaprintonly.cgi.

EPA (Environmental Protection Agency) (2001). *Methoprene RED. Fact Sheet*. Pesticide Fact Sheet. Update of March 1991. Accessible au : www.epa.gov/pesticides/biopesticides/ingredients.

EPA (Environmental Protection Agency) (2000). *Malathion Registration Eligibility Document Environmental Fate and Effects Chapter*. Accessible au : www.epa.gov/oppsrrd1/op/malathion.htm.

EPA (Environmental Protection Agency) (1998). *Bacillus sphaericus (VertoLex) Tolerance Requirement Exemption 8/98.40 CFR Part 180*. Accessible au : <http://pmep.cee.cornell.edu/profiles/insect-mite/abamectin-bufencarb/bacillus-sphaeticus/>.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1996a). Malathion. *Pesticide Information Profiles*. Accessible au : <http://extoxnet.orst.edu/pips/malathio.htm>.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1996b). *Allethrin*. *Pesticide Information Profiles*. Accessible au : <http://extoxnet.orst.edu/pips/allethri.htm>.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1996c). *Resmethrin*. *Pesticide Information Profiles*. Accessible au : <http://extoxnet.orst.edu/pips/resmethr.htm>.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1995). *Methoprene*. *Pesticide Information Profiles*. Accessible au : <http://ace.orst.edu/cgi-bin/mfs/01/pips/methopre.htm?8>.

EXTOXNET (Extension Toxicology Network) (1994). *Pyrethrins and pyrethroids*. *Pesticide Information Profiles*. Accessible au : <http://extoxnet.orst.edu/pips/pyrethri.htm>.

FLETCHER, J.S., NELLESSEN, J.E., PFLEEGER, T.G. (1994). Literature Review and Evaluation of the USEPA Food-Chain (Kenaga) Nomogram, an Instrument for Estimating Pesticide Residues on Plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 : 1383-1391.

HOERGER, F., KENAGA, E.E. (1972). Pesticides residues on Plants : Correlation and Representative data as a basis for estimation of their magnitude in the Environment. In F. Coulston and F. Korte eds. *Environmental Quality and safety: Chemistry, Toxicology and Technology*. Georg Thieme publishers, Stuttgart, West Germany, p. 9-28.

HSDB (Hazardous Substances Data Bank) (2001a). *Pyrethrin*. Accessible au : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~ZPSE4V:1>

HSDB (Hazardous Substances Data Bank) (2001b). *Resmethrin*. Accessible au : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search/f?./temp/~gTCnQr:1>.

- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec) (2005a). *Profil toxicologique des insecticides retenus pour le contrôle des insectes adultes impliqués dans la transmission du virus du Nil occidental au Québec*. Direction toxicologie humaine et Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, 76 p.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec) (2005b). *Profil toxicologique de N-octylbicycloheptène dicarboximide (MGK-264)*. Direction toxicologie humaine et Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, 7 p. Document non publié.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec) (2005c). *Rapport sectoriel- Évaluation du risque toxicologique associé à l'utilisation d'adulticides dans le cadre d'un programme de lutte vectorielle contre la transmission du virus du Nil occidental (VNO)- Mise à jour de nouvelles données et approche raffinée d'évaluation*. Rapport réalisé dans le cadre de l'étude d'impact stratégique du Plan d'intervention gouvernemental de protection de la santé publique contre le virus du Nil occidental. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, 130 p. Document non publié.
- INSPQ (Institut national de santé publique du Québec) (2002b). *Évaluation des risques toxicologiques associés à l'utilisation d'adulticides dans le cadre d'un programme de lutte vectorielle contre la transmission du virus du Nil occidental*. Rapport final, mars 2002. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. 85 p., annexes.
- IPCS (International Program on Chemical Safety) (1989). Environmental Health criteria 87- Allethrins, Allethrin, d-Allethrin, Bioallethrin, S-Bioallethrin. Organisation mondiale de la santé. Accessible au : www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc87.htm.
- LACOURSIÈRE, J.O., BOISVERT, J. (2004). *Le Bacillus thuringiensis var. israelensis et le contrôle des insectes piqueurs au Québec*. Laboratoire de recherches sur les arthropodes piqueurs. Université du Québec à Trois-Rivières. Mise à jour du document de 1994 préparé pour le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Accessible au : www.menv.gouv.qc.ca/pesticides/virus-nil/bti/index.htm.
- MDDEP (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (2004). *Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et le virus du Nil occidental*. Gouvernement du Québec. Accessible au : www.menv.gouv.qc.ca/pesticides/virus-nil/index.htm.
- MEF (Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec) (1996). *Guide technique pour la réalisation des analyses préliminaires des risques toxicologiques. Version préliminaire pour consultation*. Groupe d'analyse de risque-Direction des laboratoires.
- MENV (Ministère de l'Environnement du Québec) (2002). *Répertoire des principaux pesticides utilisés au Québec*. Les Publications du Québec, Sainte-Foy.

MSSS (Ministère de la Santé et des Services sociaux) (2005). *Plan d'intervention gouvernemental de protection de la santé publique contre le virus du Nil occidental 2005*. Gouvernement du Québec. Accessible au : www.msss.gouv.qc.ca/documentation/publication.html.

MULLA, M.S., THAVARA, U., TAWATSIN, A., CHOMPOSRI, J., SU, T. (2003). Emergence of Resistance and Resistance Management in Field Populations of Tropical *Culex quinquefasciatus* to the Microbial Control Agent *Bacillus sphaericus*. *Journal of the American Mosquito Control Association*, 19 : 39-46.

NPTN (National Pesticide Telecommunications Network) (2000). *Piperonyl Butoxide. Technical Fact Sheet*. Accessible au : <http://nptn.orst.edu/>.

NYCDHMH (New York City Department of Health and Mental Hygiene) (2001). *Adult Mosquito Control Programs. Final Environmental Impact Assessment*. Accessible au : www.nyc.gov/html/doh/html/wnv/feis.shtml.

PEI, G., OLIVEIRA, C.M.F., YUAN, Z., NIELSEN-LEROUX, C., SILVIA-FILHA, M.H. YAN, J., REGIS, L. (2002). A Strain of *Bacillus sphaericus* Causes Slower Development of Resistance in *Culex quinquefasciatus* in an Urban Area of Olinda, Brazil. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 94 : 488-492.

PFLEEGER, T.G., FONG, A., HAYES, R., RATSCH, H., WICKLIFF (1996). Field Evaluation of the EPA (kenaga) Nomogram, A method for Estimating Wildlife Exposure to Pesticide Residues on Plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15 : 35-543.

SOPFIM (Société de protection des forêts contre les insectes et maladies) (2005a). *Revue des connaissances sur les larvicides à base de Bacillus sphaericus*. Rapport présenté à l'Institut national de santé publique du Québec, Direction des Risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Travaux réalisés dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement du programme de contrôle vectoriel du virus du Nil occidental en cas d'épidémie. 31 p. + 1 annexe. Document non publié.

SOPFIM (Société de protection des forêts contre les insectes et maladies) (2005b). *Modélisations d'adulticides avec la nouvelle version du logiciel AGDISP (Version 8.13 modifiée)*. Rapport présenté à l'Institut national de santé publique du Québec, Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Travaux réalisés dans le cadre de l'étude d'impact sur l'environnement du programme de contrôle vectoriel du virus du Nil occidental en cas d'épidémie. Document non publié.

SOPFIM (Société de protection des forêts contre les insectes et maladies) (2005c). *Description du programme de contrôle vectoriel*. Rapport sectoriel réalisé dans le cadre de l'étude d'impact stratégique du Plan d'intervention gouvernemental pour la protection de la santé publique contre le virus du Nil occidental. Document non publié.

SOPFIM (Société de protection des forêts contre les insectes et maladies) (2004). *Plan d'intervention gouvernemental contre le virus du Nil occidental - Volet application des larvicides en prévention - saison 2004*. Rapport présenté à l'Institut national de santé publique du Québec. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. 125 p. + cartes.

WCBH (Westchester County Board of Health) (2002). *Comprehensive Mosquito-Borne Disease Surveillance and Control Plan. Final Generic Environmental Impact Statement*. Accessible au : www.westchestergov.com/planning/environmental/stingEIS/STING_EIS.htm.

WHO Working Group (1989). Resmethrins-Resmethrin, Bioresmethrins, Cismethrin. TA. *Environmental Health Criteria*, 92 : 79.

ZAHIRI, N.S., SU, T., MULLA, M.S. (2002). Strategies for the management of resistance in mosquitoes to the microbial control agent *Bacillus sphaericus*. *Journal of Medical Entomology*, 39 : 513-520.

ANNEXE A

**CONCENTRATIONS DE MALATHION À
LA SUITE D'UNE APPLICATION AÉRIENNE**

1 Concentration de malathion à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 4,9

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	4,9	2,6
	2	2,6	1,4
2	3	6,3	3,3
	4	3,3	1,8
	5	1,8	1,0
	6	1,0	0,5
	7	0,5	0,3
3	8	5,2	2,8
	9	2,8	1,5
4	10	6,4	3,4
	11	3,4	1,8
	12	1,8	1,0
	13	1,0	0,5
	14	0,5	0,3
5	15	5,2	2,8
	16	2,8	1,5
	17	1,5	0,8
	18	0,8	0,4
	19	0,4	0,2
	20	0,2	0,1
	21	0,1	0,1
6	22	5,0	2,6
	23	2,6	1,4
7	24	6,3	3,4
	25	3,4	1,8
	26	1,8	1,0
	27	1,0	0,5
	28	0,5	0,3
	29	0,3	0,1
	30	0,1	0,1

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,1	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		6,4	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		2,4	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration de malathion à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 10,7

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	10,7	5,7
	2	5,7	3,0
2	3	13,7	7,3
	4	7,3	3,9
	5	3,9	2,1
	6	2,1	1,1
	7	1,1	0,6
3	8	11,3	6,0
	9	6,0	3,2
4	10	13,9	7,4
	11	7,4	3,9
	12	3,9	2,1
	13	2,1	1,1
	14	1,1	0,6
5	15	11,3	6,0
	16	6,0	3,2
	17	3,2	1,7
	18	1,7	0,9
	19	0,9	0,5
	20	0,5	0,3
	21	0,3	0,1
6	22	10,8	5,8
	23	5,8	3,1
7	24	13,8	7,3
	25	7,3	3,9
	26	3,9	2,1
	27	2,1	1,1
	28	1,1	0,6
	29	0,6	0,3
	30	0,3	0,2

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,2	0,1
	32	0,1	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		13,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		5,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration de malathion à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 6,0

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	6,0	3,2
	2	3,2	1,7
2	3	7,7	4,1
	4	4,1	2,2
	5	2,2	1,2
	6	1,2	0,6
	7	0,6	0,3
3	8	6,3	3,4
	9	3,4	1,8
4	10	7,8	4,2
	11	4,2	2,2
	12	2,2	1,2
	13	1,2	0,6
	14	0,6	0,3
5	15	6,3	3,4
	16	3,4	1,8
	17	1,8	1,0
	18	1,0	0,5
	19	0,5	0,3
	20	0,3	0,1
	21	0,1	0,1
6	22	6,1	3,2
	23	3,2	1,7
7	24	7,7	4,1
	25	4,1	2,2
	26	2,2	1,2
	27	1,2	0,6
	28	0,6	0,3
	29	0,3	0,2
	30	0,2	0,1

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,1	0,1
	32	0,1	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		7,8	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		3,0	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration de malathion à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,7

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,7	0,4
	2	0,4	0,2
2	3	0,9	0,5
	4	0,5	0,2
	5	0,2	0,1
	6	0,1	0,1
	7	0,1	0,0
3	8	0,7	0,4
	9	0,4	0,2
4	10	0,9	0,5
	11	0,5	0,2
	12	0,2	0,1
	13	0,1	0,1
	14	0,1	0,0
5	15	0,7	0,4
	16	0,4	0,2
	17	0,2	0,1
	18	0,1	0,1
	19	0,1	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,7	0,4
	23	0,4	0,2
7	24	0,9	0,5
	25	0,5	0,2
	26	0,2	0,1
	27	0,1	0,1
	28	0,1	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration de malathion à la surface de l'eau à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 5,0
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale (ng/cm²) 904,5

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	904,5	787,4
	2	787,4	685,5
2	3	1590,0	1384,2
	4	1384,2	1205,1
	5	1205,1	1049,1
	6	1049,1	913,3
	7	913,3	795,1
3	8	1699,6	1479,7
	9	1479,7	1288,2
4	10	2192,7	1908,9
	11	1908,9	1661,8
	12	1661,8	1446,7
	13	1446,7	1259,5
	14	1259,5	1096,5
5	15	2001,0	1742,0
	16	1742,0	1516,6
	17	1516,6	1320,3
	18	1320,3	1149,4
	19	1149,4	1000,6
	20	1000,6	871,1
	21	871,1	758,4
6	22	1662,9	1447,7
	23	1447,7	1260,3
7	24	2164,8	1884,6
	25	1884,6	1640,7
	27	1428,4	1243,5
	28	1243,5	1082,6
	29	1082,6	942,5
	30	942,5	820,5
	31	820,5	714,3
	32	714,3	621,8
	33	621,8	541,4
	34	541,4	471,3

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	471,3	410,3
	36	410,3	357,2
	37	357,2	311,0
	38	311,0	270,7
	39	270,7	235,7
8	40	235,7	205,2
	41	205,2	178,6
	42	178,6	155,5
9	43	155,5	135,4
	44	135,4	117,9
	45	117,9	102,6
	46	102,6	89,3
	47	89,3	77,8
	48	77,8	67,7
	49	67,7	58,9
	50	58,9	51,3
	51	51,3	44,7
	52	44,7	38,9
10	53	38,9	33,9
	54	33,9	29,5
	55	29,5	25,7
11	56	25,7	22,3
	57	22,3	19,4
	58	19,4	16,9
	59	16,9	14,7
	60	14,7	12,8
Valeur maximale atteinte¹ (concentration chronique)		2192,7	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		1419,4	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

Ceau.a = (Tdépot X 0,01) / prof) / 1000, où

Ceau.a = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

Tdépot = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE B

**CONCENTRATIONS DE MALATHION À
LA SUITE D'UNE APPLICATION TERRESTRE**

1 Concentration de malathion à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 5,34

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	5,3	2,8
	2	2,8	1,5
2	3	6,9	3,7
	4	3,7	1,9
	5	1,9	1,0
	6	1,0	0,6
	7	0,6	0,3
3	8	5,6	3,0
	9	3,0	1,6
4	10	6,9	3,7
	11	3,7	2,0
	12	2,0	1,0
	13	1,0	0,6
	14	0,6	0,3
5	15	5,6	3,0
	16	3,0	1,6
	17	1,6	0,9
	18	0,9	0,5
	19	0,5	0,2
	20	0,2	0,1
	21	0,1	0,1
6	22	5,4	2,9
	23	2,9	1,5
7	24	6,9	3,7
	25	3,7	1,9
	26	1,9	1,0
	27	1,0	0,6
	28	0,6	0,3
	29	0,3	0,2
	30	0,2	0,1

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,1	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		6,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		2,7	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration de malathion à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 11,7

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	11,7	6,2
	2	6,2	3,3
2	3	15,0	8,0
	4	8,0	4,2
	5	4,2	2,3
	6	2,3	1,2
	7	1,2	0,6
3	8	12,3	6,6
	9	6,6	3,5
4	10	15,1	8,1
	11	8,1	4,3
	12	4,3	2,3
	13	2,3	1,2
	14	1,2	0,6
5	15	12,3	6,6
	16	6,6	3,5
	17	3,5	1,9
	18	1,9	1,0
	19	1,0	0,5
	20	0,5	0,3
	21	0,3	0,1
6	22	11,8	6,3
	23	6,3	3,3
7	24	15,0	8,0
	25	8,0	4,3
	26	4,3	2,3
	27	2,3	1,2
	28	1,2	0,6
	29	0,6	0,3
	30	0,3	0,2

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,2	0,1
	32	0,1	0,1
	33	0,1	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		15,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		5,8	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration de malathion à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 6,6

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	6,6	3,5
	2	3,5	1,9
2	3	8,4	4,5
	4	4,5	2,4
	5	2,4	1,3
	6	1,3	0,7
	7	0,7	0,4
3	8	6,9	3,7
	9	3,7	2,0
4	10	8,5	4,5
	11	4,5	2,4
	12	2,4	1,3
	13	1,3	0,7
	14	0,7	0,4
5	15	6,9	3,7
	16	3,7	2,0
	17	2,0	1,0
	18	1,0	0,6
	19	0,6	0,3
	20	0,3	0,2
	21	0,2	0,1
6	22	6,6	3,5
	23	3,5	1,9
7	24	8,4	4,5
	25	4,5	2,4
	26	2,4	1,3
	27	1,3	0,7
	28	0,7	0,4
	29	0,4	0,2
	30	0,2	0,1

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,1	0,1
	32	0,1	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		8,5	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		3,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration de malathion à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 1,1
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,73

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,7	0,4
	2	0,4	0,2
2	3	0,9	0,5
	4	0,5	0,3
	5	0,3	0,1
	6	0,1	0,1
	7	0,1	0,0
3	8	0,8	0,4
	9	0,4	0,2
4	10	0,9	0,5
	11	0,5	0,3
	12	0,3	0,1
	13	0,1	0,1
	14	0,1	0,0
5	15	0,8	0,4
	16	0,4	0,2
	17	0,2	0,1
	18	0,1	0,1
	19	0,1	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,7	0,4
	23	0,4	0,2
7	24	0,9	0,5
	25	0,5	0,3
	26	0,3	0,1
	27	0,1	0,1
	28	0,1	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,4	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration de malathion à la surface de l'eau à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du malathion (jours) 5,0
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,1
- Concentration initiale (ng/cm²) 373,3

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	373,3	325,0
	2	325,0	282,9
2	3	656,2	571,3
	4	571,3	497,4
	5	497,4	433,0
	6	433,0	376,9
	7	376,9	328,2
3	8	701,5	610,7
	9	610,7	531,6
4	10	904,9	787,8
	11	787,8	685,9
	12	685,9	597,1
	13	597,1	519,8
	14	519,8	452,5
5	15	825,8	719,0
	16	719,0	625,9
	17	625,9	544,9
	18	544,9	474,4
	19	474,4	413,0
	20	413,0	359,5
	21	359,5	313,0
6	22	686,3	597,5
	23	597,5	520,1
7	24	893,4	777,8
	25	777,8	677,1
	27	589,5	513,2
	28	513,2	446,8
	29	446,8	389,0
	30	389,0	338,6
	31	338,6	294,8
	32	294,8	256,6
	33	256,6	223,4
	34	223,4	194,5

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	194,5	169,3
	36	169,3	147,4
	37	147,4	128,3
	38	128,3	111,7
	39	111,7	97,3
8	40	97,3	84,7
	41	84,7	73,7
	42	73,7	64,2
9	43	64,2	55,9
	44	55,9	48,6
	45	48,6	42,3
	46	42,3	36,9
	47	36,9	32,1
	48	32,1	27,9
	49	27,9	24,3
	50	24,3	21,2
	51	21,2	18,4
	52	18,4	16,0
10	53	16,0	14,0
	54	14,0	12,2
	55	12,2	10,6
11	56	10,6	9,2
	57	9,2	8,0
	58	8,0	7,0
	59	7,0	6,1
	60	6,1	5,3
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		904,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		585,8	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

Ceau.a = (Tdépot X 0,01) / prof) / 1000, où

Ceau.a = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

Tdépot = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE C

CONCENTRATIONS DE PYRÉTHRINES À LA SUITE D'UNE APPLICATION TERRESTRE

1 Concentration de pyréthrine à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie des pyréthrine (jours) 0,22
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 3,2
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,2

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,2	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	0,2	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,2	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	0,2	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,2	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,2	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	0,2	0,0
	25	0,0	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,22	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,05	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration de pyréthrine à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie des pyréthrine (jours) 0,22
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 3,2
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 0,5

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,5	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	0,5	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,5	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	0,5	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,5	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,5	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	0,5	0,0
	25	0,0	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,5	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,12	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration de pyréthrinés à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie des pyréthrinés (jours) 0,22
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 3,2
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 0,3

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,00	0,00
1	1	0,26	0,01
	2	0,01	0,00
2	3	0,26	0,01
	4	0,01	0,00
	5	0,00	0,00
	6	0,00	0,00
	7	0,00	0,00
3	8	0,26	0,01
	9	0,01	0,00
4	10	0,26	0,01
	11	0,01	0,00
	12	0,00	0,00
	13	0,00	0,00
	14	0,00	0,00
5	15	0,26	0,01
	16	0,01	0,00
	17	0,00	0,00
	18	0,00	0,00
	19	0,00	0,00
	20	0,00	0,00
	21	0,00	0,00
6	22	0,26	0,01
	23	0,01	0,00
7	24	0,26	0,01
	25	0,01	0,00
	26	0,00	0,00
	27	0,00	0,00
	28	0,00	0,00
	29	0,00	0,00
	30	0,00	0,00

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,00	0,00
	32	0,00	0,00
	33	0,00	0,00
	34	0,00	0,00
	35	0,00	0,00
	36	0,00	0,00
	37	0,00	0,00
	38	0,00	0,00
	39	0,00	0,00
8	40	0,00	0,00
	41	0,00	0,00
	42	0,00	0,00
	43	0,00	0,00
	44	0,00	0,00
	45	0,00	0,00
	46	0,00	0,00
	47	0,00	0,00
	48	0,00	0,00
	49	0,00	0,00
	50	0,00	0,00
	51	0,00	0,00
	52	0,00	0,00
9	53	0,00	0,00
	54	0,00	0,00
	55	0,00	0,00
10	56	0,00	0,00
	57	0,00	0,00
	58	0,00	0,00
	59	0,00	0,00
	60	0,00	0,00
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,26	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,06	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration de pyréthrine à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie des pyréthrine (jours) 0,22
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 3,2
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,03

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,000	0,000
1	1	0,029	0,001
	2	0,001	0,000
2	3	0,029	0,001
	4	0,001	0,000
	5	0,000	0,000
	6	0,000	0,000
	7	0,000	0,000
3	8	0,029	0,001
	9	0,001	0,000
4	10	0,029	0,001
	11	0,001	0,000
	12	0,000	0,000
	13	0,000	0,000
	14	0,000	0,000
5	15	0,029	0,001
	16	0,001	0,000
	17	0,000	0,000
	18	0,000	0,000
	19	0,000	0,000
	20	0,000	0,000
	21	0,000	0,000
6	22	0,029	0,001
	23	0,001	0,000
7	24	0,029	0,001
	25	0,001	0,000
	26	0,000	0,000
	27	0,000	0,000
	28	0,000	0,000
	29	0,000	0,000
	30	0,000	0,000

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,000	0,000
	32	0,000	0,000
	33	0,000	0,000
	34	0,000	0,000
	35	0,000	0,000
	36	0,000	0,000
	37	0,000	0,000
	38	0,000	0,000
	39	0,000	0,000
8	40	0,000	0,000
	41	0,000	0,000
	42	0,000	0,000
	43	0,000	0,000
	44	0,000	0,000
	45	0,000	0,000
	46	0,000	0,000
	47	0,000	0,000
	48	0,000	0,000
	49	0,000	0,000
	50	0,000	0,000
	51	0,000	0,000
	52	0,000	0,000
9	53	0,000	0,000
	54	0,000	0,000
	55	0,000	0,000
10	56	0,000	0,000
	57	0,000	0,000
	58	0,000	0,000
	59	0,000	0,000
	60	0,000	0,000
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,03	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,007	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration de pyréthrinés à la surface de l'eau à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie des pyréthrinés (jours) 0,0278
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 24,9
- Concentration initiale (ng/cm²) 11,4

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	11,4	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	11,4	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	11,4	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	11,4	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	11,4	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	11,4	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	11,4	0,0
	25	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
9	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
10	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
11	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		11,4	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		2,7	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$Ceau.a = (T\text{dépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \quad \text{ou}$$

Ceau.a = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

Tdépôt = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE D

**CONCENTRATIONS DE *D-TRANS*-ALLÉTHRINE
À LA SUITE D'UNE APPLICATION TERRESTRE**

1 Concentration de *d-trans*-alléthrine à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la *d-trans*-alléthrine (jours) 0,71
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,27

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,3	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,3	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,3	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,3	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,3	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,3	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,3	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,3	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,10	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration de *d-trans*-alléthrine à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la *d-trans*-alléthrine (jours) 0,71
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 0,58

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,6	0,2
	2	0,2	0,1
2	3	0,7	0,2
	4	0,2	0,1
	5	0,1	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,6	0,2
	9	0,2	0,1
4	10	0,7	0,2
	11	0,2	0,1
	12	0,1	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,6	0,2
	16	0,2	0,1
	17	0,1	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,6	0,2
	23	0,2	0,1
7	24	0,7	0,2
	25	0,2	0,1
	26	0,1	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,7	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,2	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration de *d-trans*-alléthrine à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la *d-trans*-alléthrine (jours) 0,71
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 0,33

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,3	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,4	0,1
	4	0,1	0,1
	5	0,1	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,3	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,4	0,1
	11	0,1	0,1
	12	0,1	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,3	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,3	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,4	0,1
	25	0,1	0,1
	26	0,1	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,4	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,12	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration de *d-trans*-alléthrine à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la *d-trans*-alléthrine (jours) 0,71
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,04

4 Tableau des concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,00	0,00
1	1	0,04	0,01
	2	0,01	0,01
2	3	0,04	0,02
	4	0,02	0,01
	5	0,01	0,00
	6	0,00	0,00
	7	0,00	0,00
3	8	0,04	0,01
	9	0,01	0,01
4	10	0,04	0,02
	11	0,02	0,01
	12	0,01	0,00
	13	0,00	0,00
	14	0,00	0,00
5	15	0,04	0,01
	16	0,01	0,01
	17	0,01	0,00
	18	0,00	0,00
	19	0,00	0,00
	20	0,00	0,00
	21	0,00	0,00
6	22	0,04	0,01
	23	0,01	0,01
7	24	0,04	0,02
	25	0,02	0,01
	26	0,01	0,00
	27	0,00	0,00
	28	0,00	0,00
	29	0,00	0,00
	30	0,00	0,00

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,00	0,00
	32	0,00	0,00
	33	0,00	0,00
	34	0,00	0,00
	35	0,00	0,00
	36	0,00	0,00
	37	0,00	0,00
	38	0,00	0,00
	39	0,00	0,00
8	40	0,00	0,00
	41	0,00	0,00
	42	0,00	0,00
	43	0,00	0,00
	44	0,00	0,00
	45	0,00	0,00
	46	0,00	0,00
	47	0,00	0,00
	48	0,00	0,00
	49	0,00	0,00
	50	0,00	0,00
	51	0,00	0,00
	52	0,00	0,00
9	53	0,00	0,00
	54	0,00	0,00
	55	0,00	0,00
10	56	0,00	0,00
	57	0,00	0,00
	58	0,00	0,00
	59	0,00	0,00
	60	0,00	0,00
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,04	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,01	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration de *d-trans*-alléthrine à la surface de l'eau à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la *d-trans*-alléthrine (jours) 36,5
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,02
- Concentration initiale (ng/cm²) 13,9

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	13,9	13,6
	2	13,6	13,4
2	3	27,3	26,8
	4	26,8	26,3
	5	26,3	25,8
	6	25,8	25,3
	7	25,3	24,8
3	8	38,7	38,0
	9	38,0	37,3
4	10	51,2	50,2
	11	50,2	49,3
	12	49,3	48,3
	13	48,3	47,4
	14	47,4	46,5
5	15	60,4	59,3
	16	59,3	58,2
	17	58,2	57,1
	18	57,1	56,0
	19	56,0	55,0
	20	55,0	53,9
	21	53,9	52,9
6	22	66,8	65,6
	23	65,6	64,3
7	24	78,2	76,8
	25	76,8	75,3
	27	73,9	72,5
	28	72,5	71,1
	29	71,1	69,8
	30	69,8	68,5
	31	68,5	67,2
	32	67,2	65,9
	33	65,9	64,7
	34	64,7	63,5

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	63,5	62,3
	36	62,3	61,1
	37	61,1	60,0
	38	60,0	58,8
	39	58,8	57,7
8	40	57,7	56,6
	41	56,6	55,6
	42	55,6	54,5
9	43	54,5	53,5
	44	53,5	52,5
	45	52,5	51,5
	46	51,5	50,5
	47	50,5	49,6
	48	49,6	48,7
	49	48,7	47,7
	50	47,7	46,8
	51	46,8	46,0
	52	46,0	45,1
10	53	45,1	44,3
	54	44,3	43,4
	55	43,4	42,6
11	56	42,6	41,8
	57	41,8	41,0
	58	41,0	40,2
	59	40,2	39,5
	60	39,5	38,7
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		78,2	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		51,1	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$C_{eau.a} = (T_{dépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \quad \text{ou}$$

$C_{eau.a}$ = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

$T_{dépôt}$ = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE E

CONCENTRATIONS DE RESMÉTHRINE À LA SUITE D'UNE APPLICATION AÉRIENNE

1 Concentration de la resméthrine à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la resméthrine (jours) 0,7
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,9

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,9	0,3
	2	0,3	0,1
2	3	1,0	0,4
	4	0,4	0,1
	5	0,1	0,1
	6	0,1	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,9	0,3
	9	0,3	0,1
4	10	1,0	0,4
	11	0,4	0,1
	12	0,1	0,1
	13	0,1	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,9	0,3
	16	0,3	0,1
	17	0,1	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,9	0,3
	23	0,3	0,1
7	24	1,0	0,4
	25	0,4	0,1
	26	0,1	0,1
	27	0,1	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		1,0	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,33	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration de la resméthrine à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la resméthrine (jours) 0,7
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 1,9

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,9	0,7
	2	0,7	0,3
2	3	2,2	0,8
	4	0,8	0,3
	5	0,3	0,1
	6	0,1	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	2,0	0,7
	9	0,7	0,3
4	10	2,2	0,8
	11	0,8	0,3
	12	0,3	0,1
	13	0,1	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	2,0	0,7
	16	0,7	0,3
	17	0,3	0,1
	18	0,1	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,9	0,7
	23	0,7	0,3
7	24	2,2	0,8
	25	0,8	0,3
	26	0,3	0,1
	27	0,1	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		2,2	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,73	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration de la resméthrine à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la resméthrine (jours) 0,7
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 1,1

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,1	0,4
	2	0,4	0,2
2	3	1,2	0,5
	4	0,5	0,2
	5	0,2	0,1
	6	0,1	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,1	0,4
	9	0,4	0,2
4	10	1,2	0,5
	11	0,5	0,2
	12	0,2	0,1
	13	0,1	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,1	0,4
	16	0,4	0,2
	17	0,2	0,1
	18	0,1	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,1	0,4
	23	0,4	0,2
7	24	1,2	0,5
	25	0,5	0,2
	26	0,2	0,1
	27	0,1	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		1,25	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,41	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration de la resméthrine à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la resméthrine (jours) 0,7
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 1,0
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,12

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,00	0,00
1	1	0,12	0,05
	2	0,05	0,02
2	3	0,14	0,05
	4	0,05	0,02
	5	0,02	0,01
	6	0,01	0,00
	7	0,00	0,00
3	8	0,12	0,05
	9	0,05	0,02
4	10	0,14	0,05
	11	0,05	0,02
	12	0,02	0,01
	13	0,01	0,00
	14	0,00	0,00
5	15	0,12	0,05
	16	0,05	0,02
	17	0,02	0,01
	18	0,01	0,00
	19	0,00	0,00
	20	0,00	0,00
	21	0,00	0,00
6	22	0,12	0,05
	23	0,05	0,02
7	24	0,14	0,05
	25	0,05	0,02
	26	0,02	0,01
	27	0,01	0,00
	28	0,00	0,00
	29	0,00	0,00
	30	0,00	0,00

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,00	0,00
	32	0,00	0,00
	33	0,00	0,00
	34	0,00	0,00
	35	0,00	0,00
	36	0,00	0,00
	37	0,00	0,00
	38	0,00	0,00
	39	0,00	0,00
8	40	0,00	0,00
	41	0,00	0,00
	42	0,00	0,00
	43	0,00	0,00
	44	0,00	0,00
	45	0,00	0,00
	46	0,00	0,00
	47	0,00	0,00
	48	0,00	0,00
	49	0,00	0,00
	50	0,00	0,00
	51	0,00	0,00
	52	0,00	0,00
9	53	0,00	0,00
	54	0,00	0,00
	55	0,00	0,00
10	56	0,00	0,00
	57	0,00	0,00
	58	0,00	0,00
	59	0,00	0,00
	60	0,00	0,00
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,14	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,05	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration de la resméthrine à la surface de l'eau à la suite d'une application aérienne

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie de la resméthrine (jours) 36,5
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 0,02
- Concentration initiale (ng/cm²) 58,9

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	58,9	57,8
	2	57,8	56,7
2	3	115,6	113,4
	4	113,4	111,3
	5	111,3	109,2
	6	109,2	107,2
	7	107,2	105,1
3	8	164,0	161,0
	9	161,0	157,9
4	10	216,8	212,7
	11	212,7	208,7
	12	208,7	204,8
	13	204,8	201,0
	14	201,0	197,2
5	15	256,1	251,3
	16	251,3	246,5
	17	246,5	241,9
	18	241,9	237,4
	19	237,4	232,9
	20	232,9	228,5
	21	228,5	224,2
6	22	283,1	277,8
	23	277,8	272,6
7	24	331,5	325,2
	25	325,2	319,1
	26	319,1	313,1
	27	313,1	307,2
	28	307,2	301,4
	29	301,4	295,8
	30	295,8	290,2
	31	290,2	284,8
	32	284,8	279,4
	33	279,4	274,1
	34	274,1	269,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	269,0	263,9
	36	263,9	259,0
	37	259,0	254,1
	38	254,1	249,3
	39	249,3	244,6
8	40	244,6	240,0
	41	240,0	235,5
	42	235,5	231,1
9	43	231,1	226,7
	44	226,7	222,5
	45	222,5	218,3
	46	218,3	214,2
	47	214,2	210,2
	48	210,2	206,2
	49	206,2	202,3
	50	202,3	198,5
	51	198,5	194,8
	52	194,8	191,1
10	53	191,1	187,5
	54	187,5	184,0
	55	184,0	180,5
11	56	180,5	177,1
	57	177,1	173,8
	58	173,8	170,5
	59	170,5	167,3
	60	167,3	164,2
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		331,5	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		216,4	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$\text{Ceau.a} = (\text{Tdépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \quad \text{ou}$$

Ceau.a = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

Tdépôt = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE F

**CONCENTRATIONS DE MGK-264 À LA
SUITE D'UNE APPLICATION TERRESTRE**

1 Concentration du MGK-264 (*d-trans*-alléthrine) à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du MGK-264 (jours) 0,3
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,4
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,89

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,9	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,9	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,9	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,9	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,9	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,9	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,9	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,2	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2 Concentration du MGK-264 (*d-trans*-alléthrine) à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du MGK-264 (jours) 0,3
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,4
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 1,9

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,9	0,2
	2	0,2	0,0
2	3	2,0	0,2
	4	0,2	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,9	0,2
	9	0,2	0,0
4	10	2,0	0,2
	11	0,2	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,9	0,2
	16	0,2	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,9	0,2
	23	0,2	0,0
7	24	2,0	0,2
	25	0,2	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		2,0	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,5	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3 Concentration du MGK-264 (*d-trans*-alléthrine) à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du MGK-264 (jours) 0,3
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,4
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 1,1

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,1	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	1,1	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,1	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	1,1	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,1	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,1	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	1,1	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		1,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4 Concentration du MGK-264 (*d-trans*-alléthrine) à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du MGK-264 (jours) 0,3
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,4
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,1

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,1	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	0,1	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,1	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	0,1	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,1	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,1	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	0,1	0,0
	25	0,0	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,03	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5 Concentration du MGK-264 (*d-trans*-alléthrine) à la surface de l'eau à la suite d'une application terrestre

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du MGK-264 (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale (ng/cm²) 46,3

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	46,3	6,4
	2	6,4	0,9
2	3	47,2	6,5
	4	6,5	0,9
	5	0,9	0,1
	6	0,1	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	46,3	6,4
	9	6,4	0,9
4	10	47,2	6,5
	11	6,5	0,9
	12	0,9	0,1
	13	0,1	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	46,3	6,4
	16	6,4	0,9
	17	0,9	0,1
	18	0,1	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	46,3	6,4
	23	6,4	0,9
7	24	47,2	6,5
	25	6,5	0,9
	26	0,9	0,1
	27	0,1	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
9	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
10	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
11	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		904,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		585,8	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$C_{eau.a} = (T_{dépôt} \times 0,01) / prof / 1000, \quad \text{ou}$$

C_{eau.a} = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

T_{dépôt} = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE G

**CONCENTRATIONS DE PBO À LA SUITE D'UNE APPLICATION
AÉRIENNE DE RESMÉTHRINE (*SCOURGE*®)**

1. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application aérienne de resméthrine (*Scourge*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 2,2

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	2,2	0,3
	2	0,3	0,0
2	3	2,3	0,3
	4	0,3	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	2,2	0,3
	9	0,3	0,0
4	10	2,3	0,3
	11	0,3	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	2,2	0,3
	16	0,3	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	2,2	0,3
	23	0,3	0,0
7	24	2,3	0,3
	25	0,3	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		2,3	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,6	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application aérienne de resméthrine (*Scourge*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 4,9

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	4,9	0,7
	2	0,7	0,1
2	3	5,0	0,7
	4	0,7	0,1
	5	0,1	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	4,9	0,7
	9	0,7	0,1
4	10	5,0	0,7
	11	0,7	0,1
	12	0,1	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	4,9	0,7
	16	0,7	0,1
	17	0,1	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	4,9	0,7
	23	0,7	0,1
7	24	5,0	0,7
	25	0,7	0,1
	26	0,1	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		5,0	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		1,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3. Concentration de PBO à la surface de la végétation (autres plantes et insectes) à la suite d'une application aérienne de resméthrine (*Scourge*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 2,7

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	2,7	0,4
	2	0,4	0,1
2	3	2,8	0,4
	4	0,4	0,1
	5	0,1	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	2,7	0,4
	9	0,4	0,1
4	10	2,8	0,4
	11	0,4	0,1
	12	0,1	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	2,7	0,4
	16	0,4	0,1
	17	0,1	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	2,7	0,4
	23	0,4	0,1
7	24	2,8	0,4
	25	0,4	0,1
	26	0,1	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		2,8	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,7	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4. Concentration de PBO à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application aérienne de resméthrine (*Scourge*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,3

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,3	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	0,3	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,3	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	0,3	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,3	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,3	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	0,3	0,0
	25	0,0	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,3	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,1	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5. Concentration de PBO à la surface de l'eau à la suite d'une application aérienne de resméthrine (Scourge®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,4
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale (ng/cm²) 176,7

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	176,7	24,4
	2	24,4	3,4
2	3	180,1	24,9
	4	24,9	3,4
	5	3,4	0,5
	6	0,5	0,1
	7	0,1	0,0
3	8	176,7	24,4
	9	24,4	3,4
4	10	180,1	24,9
	11	24,9	3,4
	12	3,4	0,5
	13	0,5	0,1
	14	0,1	0,0
5	15	176,7	24,4
	16	24,4	3,4
	17	3,4	0,5
	18	0,5	0,1
	19	0,1	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	176,7	24,4
	23	24,4	3,4
7	24	180,1	24,9
	25	24,9	3,4
	27	0,5	0,1
	28	0,1	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
9	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
10	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
11	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		180,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		23,9	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$\text{Ceau.a} = (\text{Tdépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \quad \text{où}$$

Ceau.a = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

Tdépôt = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

ANNEXE H

CONCENTRATIONS DE PBO À LA SUITE D'UNE APPLICATION TERRESTRE DE PYRÉTHRINES (*PYRENONE*®)

1. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre de pyréthrines (Pyrenone®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,9

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,9	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,9	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,9	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,9	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,9	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,9	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,9	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,2	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre de pyréthrines (Pyrenone®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 1,9

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,9	0,3
	2	0,3	0,0
2	3	2,0	0,3
	4	0,3	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,9	0,3
	9	0,3	0,0
4	10	2,0	0,3
	11	0,3	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,9	0,3
	16	0,3	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,9	0,3
	23	0,3	0,0
7	24	2,0	0,3
	25	0,3	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		2,0	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,5	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3. Concentration de PBO à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre de pyréthrinés (Pyrenone®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 1,1

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,1	0,2
	2	0,2	0,0
2	3	1,1	0,2
	4	0,2	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,1	0,2
	9	0,2	0,0
4	10	1,1	0,2
	11	0,2	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,1	0,2
	16	0,2	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,1	0,2
	23	0,2	0,0
7	24	1,1	0,2
	25	0,2	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		1,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4. Concentration de PBO à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre de pyréthrines (Pyrenone®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,1

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,00	0,00
1	1	0,12	0,02
	2	0,02	0,00
2	3	0,12	0,02
	4	0,02	0,00
	5	0,00	0,00
	6	0,00	0,00
	7	0,00	0,00
3	8	0,12	0,02
	9	0,02	0,00
4	10	0,12	0,02
	11	0,02	0,00
	12	0,00	0,00
	13	0,00	0,00
	14	0,00	0,00
5	15	0,12	0,02
	16	0,02	0,00
	17	0,00	0,00
	18	0,00	0,00
	19	0,00	0,00
	20	0,00	0,00
	21	0,00	0,00
6	22	0,12	0,02
	23	0,02	0,00
7	24	0,12	0,02
	25	0,02	0,00
	26	0,00	0,00
	27	0,00	0,00
	28	0,00	0,00
	29	0,00	0,00
	30	0,00	0,00

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,00	0,00
	32	0,00	0,00
	33	0,00	0,00
	34	0,00	0,00
	35	0,00	0,00
	36	0,00	0,00
	37	0,00	0,00
	38	0,00	0,00
	39	0,00	0,00
8	40	0,00	0,00
	41	0,00	0,00
	42	0,00	0,00
	43	0,00	0,00
	44	0,00	0,00
	45	0,00	0,00
	46	0,00	0,00
	47	0,00	0,00
	48	0,00	0,00
	49	0,00	0,00
	50	0,00	0,00
	51	0,00	0,00
	52	0,00	0,00
9	53	0,00	0,00
	54	0,00	0,00
	55	0,00	0,00
10	56	0,00	0,00
	57	0,00	0,00
	58	0,00	0,00
	59	0,00	0,00
	60	0,00	0,00
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,10	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,03	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5. Concentration de PBO à la surface de la végétation à la suite d'une application terrestre de pyréthrines (Pyrenone®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,4
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale (ng/cm²) 57,8

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	57,8	8,0
	2	8,0	1,1
2	3	58,9	8,1
	4	8,1	1,1
	5	1,1	0,2
	6	0,2	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	57,8	8,0
	9	8,0	1,1
4	10	58,9	8,1
	11	8,1	1,1
	12	1,1	0,2
	13	0,2	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	57,8	8,0
	16	8,0	1,1
	17	1,1	0,2
	18	0,2	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	57,8	8,0
	23	8,0	1,1
7	24	58,9	8,1
	25	8,1	1,1
	27	0,2	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
9	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
10	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
11	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		58,9	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		15,6	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$C_{eau.a} = (T_{dépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \text{ où}$$

C_{eau.a} = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

T_{dépôt} = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

ANNEXE I

**CONCENTRATIONS DE PBO À LA SUITE D'UNE APPLICATION
TERRESTRE DE *D-TRANS-ALLÉTHRINE* (GARDEX®)**

1. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe longue) à la suite d'une application terrestre de *d-trans*-alléthrine (*Gardex*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe longue » (mg/kg) 0,5

Tableau 1 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe longue)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,5	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,5	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,5	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,5	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,5	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,5	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,5	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,5	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,1	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

2. Concentration de PBO à la surface de la végétation (herbe courte) à la suite d'une application terrestre de *d-trans*-alléthrine (*Gardex*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « herbe courte » (mg/kg) 1,0

Tableau 2 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (herbe courte)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	1,0	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	1,0	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	1,0	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	1,0	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	1,0	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	1,0	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	1,0	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		1,0	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,3	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

3. Concentration de PBO à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes) à la suite d'une application terrestre de *d-trans*-alléthrine (*Gardex*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « fruits, graines et gros insectes » (mg/kg) 0,06

Tableau 3 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (fruits, graines et gros insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,00	0,00
1	1	0,1	0,0
	2	0,0	0,0
2	3	0,1	0,0
	4	0,0	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,1	0,0
	9	0,0	0,0
4	10	0,1	0,0
	11	0,0	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,1	0,0
	16	0,0	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,1	0,0
	23	0,0	0,0
7	24	0,1	0,0
	25	0,0	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,1	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,02	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

4. Concentration de PBO à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes) à la suite d'une application terrestre de *d-trans*-alléthrine (*Gardex*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,35
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale « autres plantes et petits insectes » (mg/kg) 0,6

Tableau 4 Concentrations résiduelles à la surface de la végétation (autres plantes et petits insectes)

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	0	0,0	0,0
1	1	0,6	0,1
	2	0,1	0,0
2	3	0,6	0,1
	4	0,1	0,0
	5	0,0	0,0
	6	0,0	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	0,6	0,1
	9	0,1	0,0
4	10	0,6	0,1
	11	0,1	0,0
	12	0,0	0,0
	13	0,0	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	0,6	0,1
	16	0,1	0,0
	17	0,0	0,0
	18	0,0	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	0,6	0,1
	23	0,1	0,0
7	24	0,6	0,1
	25	0,1	0,0
	26	0,0	0,0
	27	0,0	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (mg/kg)	Concentration finale (mg/kg)
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
9	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
10	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		0,6	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		0,2	—

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours

5. Concentration de PBO à la surface de l'eau à la suite d'une application terrestre de *d-trans*-alléthrine (*Gardex*®)

Paramètres utilisés pour le calcul :

- Demi-vie du PBO (jours) 0,4
- Constante d'élimination (0,693/demi-vie) (jours⁻¹) 2,0
- Concentration initiale (ng/cm²) 27,8

Tableau 5 Concentrations résiduelles à la surface de l'eau

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	0	0,0	0,0
1	1	27,8	3,8
	2	3,8	0,5
2	3	28,3	3,9
	4	3,9	0,5
	5	0,5	0,1
	6	0,1	0,0
	7	0,0	0,0
3	8	27,8	3,8
	9	3,8	0,5
4	10	28,3	3,9
	11	3,9	0,5
	12	0,5	0,1
	13	0,1	0,0
	14	0,0	0,0
5	15	27,8	3,8
	16	3,8	0,5
	17	0,5	0,1
	18	0,1	0,0
	19	0,0	0,0
	20	0,0	0,0
	21	0,0	0,0
6	22	27,8	3,8
	23	3,8	0,5
7	24	28,3	3,9
	25	3,9	0,5
	26	0,5	0,1
	27	0,1	0,0
	28	0,0	0,0
	29	0,0	0,0
	30	0,0	0,0
	31	0,0	0,0
	32	0,0	0,0
	33	0,0	0,0
	34	0,0	0,0

Nombre de vaporisation	Jour	Concentration initiale (ng/cm ²)	Concentration finale (ng/cm ²)
	35	0,0	0,0
	36	0,0	0,0
	37	0,0	0,0
	38	0,0	0,0
	39	0,0	0,0
8	40	0,0	0,0
	41	0,0	0,0
	42	0,0	0,0
9	43	0,0	0,0
	44	0,0	0,0
	45	0,0	0,0
	46	0,0	0,0
	47	0,0	0,0
	48	0,0	0,0
	49	0,0	0,0
	50	0,0	0,0
	51	0,0	0,0
	52	0,0	0,0
10	53	0,0	0,0
	54	0,0	0,0
	55	0,0	0,0
11	56	0,0	0,0
	57	0,0	0,0
	58	0,0	0,0
	59	0,0	0,0
	60	0,0	0,0
Valeur maximale atteinte ¹ (concentration chronique)		28,3	—
Moyenne pour les 30 jours (concentration sous chronique)		7,5	—

Calcul des concentrations dans l'eau :

$$C_{eau.a} = (T_{dépôt} \times 0,01) / \text{prof} / 1000, \quad \text{où}$$

$C_{eau.a}$ = concentration dans la colonne d'eau suite à une application (mg/L)

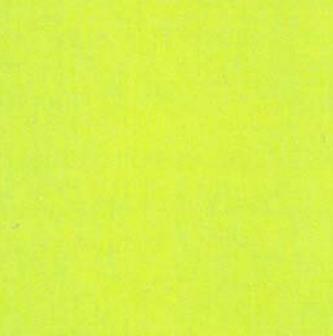
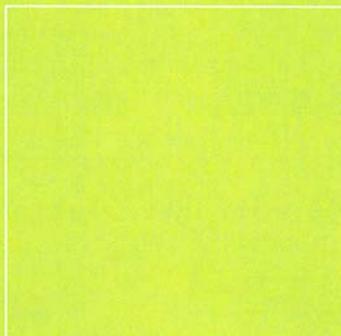
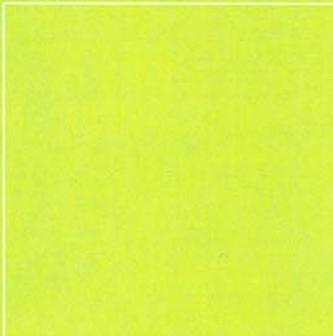
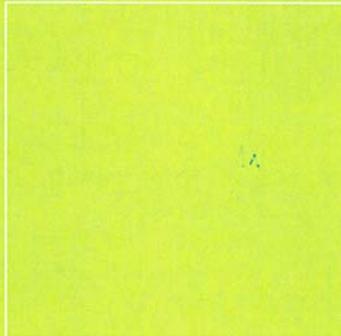
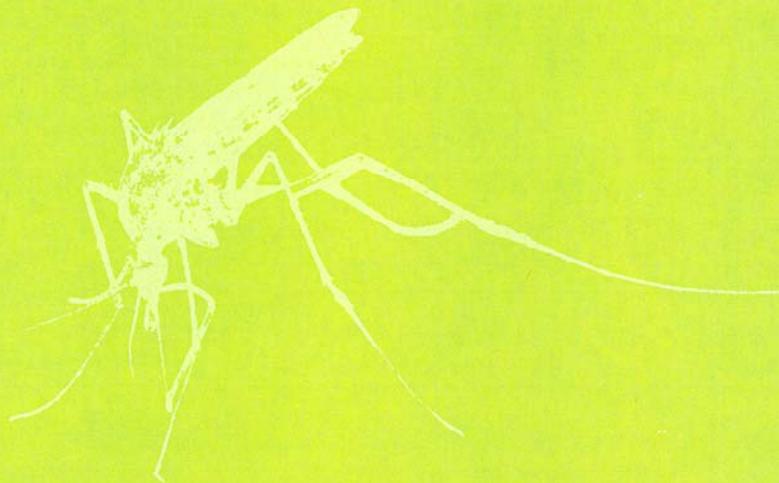
$T_{dépôt}$ = taux de dépôt du produit suite à une application (ng/cm²)

0,01 = facteur de conversion d'unités (ng/cm² en mg/m²)

prof = profondeur du plan d'eau (m)

1000 = facteur de conversion (mg/m³ en mg/L)

¹ Parmi les 7 vaporisations sur 24 jours



Étude d'impact stratégique
du Plan d'intervention gouvernemental
de protection de la santé publique
contre le virus du Nil occidental