

DICAMBA – N° CAS 1918-00-9

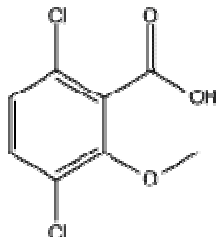
Le dicamba est un herbicide appartenant à la famille chimique des acides benzoïques.

Le dicamba a été évalué dans le cadre de la Dir. 91/414/CEE (C.E., 1991). Le rapport d'évaluation de l'Etat membre rapporteur (Danemark) est publiquement disponible auprès de l'EFSA (EFSA, 2011). Suite à cette évaluation, le dicamba a été inclus à l'annexe I de la Dir. 91/414/CEE (Dir. 08/69).

Il existe également un rapport de l'US-EPA pour le dicamba établi dans le cadre de la procédure de *Reregistration Eligibility Decision* (RED) (US-EPA, 2006) et présentant les études clefs utilisées pour cette évaluation.

Des résultats supplémentaires sont disponibles dans les bases de données « Pesticide Ecotoxicity Database », AGRITOX et AQUIRE (US-EPA, 2011, AGRITOX, 2011, US-EPA, 2011).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Dicamba
Synonymes	3,6-dichloro-2-methoxybenzoic acid acido (3,6-dicloro-2-metossi)-benzoico 3,6-dichloor-2-methoxy-benzoeizuur 3,6-dichlor-3-methoxy-benzoesaure 2-methoxy-3,6-dichlorobenzoic acid
Numéro CAS	1918-00-9
Formule moléculaire	C ₈ H ₆ Cl ₂ O ₃
Code SMILES	O=C(O)C1=C(Cl)C=CC(Cl)=C1OC
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	EFSA, 2011 : Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance dicamba." <u>EFSA Journal 2011 9(1)</u> . US-EPA, 2006 : Reregistration Eligibility Decision for Dicamba and Associated Salts, United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention and Toxic Substances.
Phrases de risque et classification	<i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Xn; R22 Xi; R41 R52-53 <i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Acute Tox. 4 H302 Eye Dam. 1 H318 Aquatic Chronic 3 H412
Effets endocriniens	Le dicamba n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
Critères PBT / POP	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001.)
Normes de qualité existantes	Canada (ETOX, 2011 ³) : <ul style="list-style-type: none"> • Norme de qualité pour les eaux destinées à l'agriculture, l'irrigation = 0.006 µ/L • Norme de qualité pour les eaux destinées à l'agriculture, pour le bétail = 122 µ/L • Norme de qualité pour les organismes aquatiques en eau douce = 10 µg/L • Norme de qualité pour l'eau de boisson = 120 µg/L U.E. : 0.1 µg/L pour l'eau destinée à la production d'eau potable (pesticides) (C.E., 1998)
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	5-OH-dicamba, DCSA

¹ Les PBT sont des substances persistantes, bioaccumulables et toxiques et les vPvB sont des substances très persistantes et très bioaccumulables. Les critères utilisés pour la classification des PBT sont ceux fixés par l'Annexe XIII du règlement n°1907/2006 (REACH).

² Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement liposolubles (et donc fortement bioaccumulables), et volatiles (et peuvent donc être transportées sur de longues distances et être retrouvée de façon ubiquitaire dans l'environnement). Les critères utilisés pour la classification POP sont ceux fixés par l'Annexe 5 de la Convention de Stockholm placée sous l'égide du PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement).

³ Les données issues de cette source (<http://webtox.uba.de/webETOX/index.do>) ne sont données qu'à titre indicatif ; elles n'ont donc pas fait l'objet d'une validation par l'INERIS.

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	221	EFSA, 2011
Hydrosolubilité [mg/L]	6600 à pH 1.8 (eau pure) > 250000 à pH 4.1, 6.8 et 8.2 (solution tampon)	EFSA, 2011
Pression de vapeur [Pa]	$1.67 \cdot 10^{-3}$ à 25°C (Extrapolation)	EFSA, 2011
Constante de Henry [Pa.m ³ /mol]	$1 \cdot 10^{-4}$ à 25°C	EFSA, 2011
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	-0.55 à pH 5 -1.8 à pH 6.8 -1.9 à pH 8.9	EFSA, 2011
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	5.1	EFSA, 2011
Constante de dissociation (pKa)	1.87 à 25°C	EFSA, 2011

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT**PERSISTANCE**

Une étude du devenir du dicamba dans des systèmes eau/sédiment a été réalisée et les résultats sont présentés dans le rapport de l'EFSA (2011). Le temps de demi-vie pour la dégradation du dicamba est estimé à 41 jours dans l'ensemble du système.

La dégradation du dicamba entraîne la formation d'un métabolite principal : l'acide 3,6-dichlorosalicyclique (DCSA) dont la concentration maximale atteint de 15.9 % à 36 % de la substance active appliquée après 60 jours.

		Source
Hydrolyse	<p>Une étude de 30 jours a montré que le dicamba n'est pas dégradé par hydrolyse dans des solutions à pH 5, 7 et 9 et à 25°C et 50°C.</p> <p>Le métabolite majeur du dicamba, le DCSA, n'est pas susceptible aussi d'être dégradé par hydrolyse.</p>	EFSA, 2011
Photolyse	Le dicamba est susceptible d'être dégradé par photolyse, un temps de demi-vie de 38.1 jours a été déterminé à 25°C.	EFSA, 2011
Biodégradabilité	Le dicamba n'est pas considéré comme une substance facilement biodégradable. Sa dégradation n'excède pas 5 % après 28 jours.	EFSA, 2011

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	La valeur de Koc (5.1 L/kg) suggère que le dicamba s'adsorbera très peu sur le sédiment et qu'il sera par conséquent très mobile dans le sol.	HSDB, 2011
Volatilisation	La constante de Henry (1.10^{-4} Pa.m ³ /mol) et la pression de vapeur ($1.67.10^{-3}$ Pa) permettent de déclarer que la substance est peu volatile.	EFSA, 2011
Bioaccumulation/ Biomagnification	<p>Le dicamba possède un log de Kow très faible compris entre -0.55 et -1.9, cette substance n'aura donc pas tendance à se bioconcentrer dans les organismes aquatiques.</p> <p>Un BCF de 3 (calculé, poisson) est cité dans HSDB.</p> <p>FOOTPRINT cite une valeur de BCF de 15.</p> <p>Un BCF de 15 est utilisé dans la détermination des normes de qualité ce qui correspond à un BMF₁ de 1 auquel s'ajoute pour les organismes marins un BMF₂ de 1.</p>	EFSA, 2011; FOOTPRINT, 2011; HSDB, 2011

ECOTOXICITE ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon tous les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont été étudiées par l'INERIS et/ou validées par un organisme international reconnu.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC₁₀ concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC₅₀, concentration produisant 50% d'effets. Les NOEC sont principalement rattachées à des tests chroniques, qui mesurent l'apparition d'effets sub-létaux à long terme, alors que les EC₅₀ sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

ECOTOXICITE

ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË

Le tableau ci-dessous répertorie les données d'écotoxicité aiguë jugées pertinentes pour notre étude.

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Anabaena flosaquae</i>	EC ₅₀ (5 j) statique	0.061	Valide	M.Davy 1993 cité dans la pesticide Ecotoxicity database de US-EPA, 2011.
		<i>Navicula pelliculosa</i>	EC ₅₀ (5 j) statique	2.3	Valide	M.Davy 1993 cité dans la pesticide Ecotoxicity database de US-EPA, 2011.
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	EC ₅₀ (72 h)	> 3.7	Valide	Hoberg JR (1993c) cité dans EFSA, 2011
		<i>Navicula pelliculosa</i>	ErC ₅₀ (72 h) statique	> 3.8 concentrations mesurées	Valide	Hoberg JR (1993b) cité dans EFSA, 2011
		<i>Anabaena flos-aquae</i>	ErC ₅₀ (72 h) statique	> 32	Valide	Smyth <i>et al.</i> (1998) cité dans EFSA, 2011
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	ErC ₅₀ (72 h) statique	138 concentrations initiales mesurées	Valide	Douglas <i>et al.</i> (1993c) Cité dans EFSA, 2011
		<i>Myriophyllum spicatum</i>	EbC ₅₀ (26 j) Statique biomasse	> 0.45 concentrations nominales	Valide	Volz, E. (2003) cité dans EFSA, 2011
		<i>Lemna gibba</i>	EbC ₅₀ (14 j) statique biomasse	> 3.25 concentrations mesurées	Valide	Hoberg JR (1993d) cité dans EFSA, 2011
		<i>Lemna gibba</i>	EbC ₅₀ (7 j) statique	11.9 concentrations mesurées	Valide	EFSA, 2011
		<i>Lemna gibba</i>	ErC ₅₀ (7 j) statique	> 73 concentrations mesurées	Valide	Grade R (2002) cité dans EFSA, 2011
	Milieu marin	<i>Skeletonema costatum</i>	EC ₅₀ (5 j) statique	0.49	Valide	M.Davy 1993 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Skeletonema costatum</i>	ErC ₅₀ (72 h) statique	> 4.1 concentrations mesurées	Valide	Hoberg JR (1993a) cité dans EFSA, 2011
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) Statique immobilisation	89 concentrations mesurées	Valide	Douglas <i>et al.</i> (1993b) Cité dans EFSA, 2011
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) Statique	> 100	Valide	Johnson and Finley 1980 cité dans la pesticide Ecotoxicity

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
						database US-EPA, 2011.
		<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48 h) Statique	110.7	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Penaeus aztecus</i>	EC ₅₀ (48 h) Flux continu	> 1	Valide	F.L. Mayer 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Palaemonetes kadiakensis</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 56	Valide	Mayer and Ellersieck 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Palaemonetes pugio</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 100	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Gammarus fasciatus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 100	Valide	Mayer and Ellersieck 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Asellus brevicaudus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 100	Valide	Mayer and Ellersieck 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Uca pugilator</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 180	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
	Milieu marin	<i>Crassostrea virginica</i> *	EC ₅₀ (96 h) Flux continu	> 1	Valide	F.L. Mayer 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Leiostomus xanthurus</i>	LC ₅₀ (48 h) Flux continu	> 1	Valide	F.L. Mayer 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h) Statique	28	Valide	Mayer and Ellersieck 1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Lepomis</i>	LC ₅₀ (96 h)	> 50	Valide	Mayer and Ellersieck

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
		<i>macrochirus</i>	Statique			1986 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (96 h) Statique, mortalité	> 100	Valide	Volz (2004a) cité dans EFSA, 2011.
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h) Semi-statique	> 100 concentrations initiales mesurées	Valide	Douglas <i>et al.</i> (1993a) cité dans EFSA, 2011
		<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	135.3	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96 h) Statique	135.4	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Phoxinus phoxinus</i>	LC ₅₀ (96 h)	> 180	Valide	AGRITOX, 2011
	Milieu marin	<i>Cyprinodon variegatus</i>	LC ₅₀ (96 h) statique	> 180	Valide	L.Touart 1983 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Anabaena flosaquae</i>	NOEC (5 j) statique	0.005	Valide	M.Davy 1993 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Navicula pelliculosa</i>	NOEC (5 j) statique	0.5	Valide	M.Davy 1993 cité dans la pesticide Ecotoxicity database US-EPA, 2011.
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC (72 h) Inhibition de la croissance statique	3.7 concentration mesurées	Valide	Hoberg (1993c) JR cité dans EFSA, 2011
		<i>Navicula pelliculosa</i>	NOEC (72 h)	3.8 Concentrations mesurées	Valide	Hoberg (1993b) JR cité dans EFSA, 2011
		<i>Anabaena flosaquae</i>	NOEC (72 h) Croissance biomasse	32 concentrations mesurées	Valide	Smyth <i>et al.</i> (1998) cité dans EFSA, 2011
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	NOEC (72 h) Inhibition de la croissance - biomasse statique	80 concentrations initiales mesurées	Valide	Douglas <i>et al.</i> (1993c) cité dans EFSA, 2011
		<i>Lemna gibba</i>	NOEC (14 j)	0.2 Concentrations mesurées	Valide	Hoberg (1993d) JR cité dans EFSA, 2011
		<i>Myriophyllum spicatum</i>	NOEC (26 j) statique	0.45 concentrations mesurées	Valide	Volz, E. (2003) cité dans EFSA, 2011
	<i>Lemna gibba</i>	NOEC (7 j) statique Frond dry weight	0.65 concentrations mesurées	Valide	Grade R (2002) cité dans EFSA, 2011	
Milieu marin	<i>Skeletonema costatum</i>	NOEC(72 h) statique	0.011 Concentrations mesurées	Valide	M.Davy 1993 cité dans EFSA, 2011	

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 j) Semi-statique reproduction	97 Concentrations mesurées	Valide	Douglas MT (1993) cité dans EFSA, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC (21 j) Semi-statique	62.5	Valide	AGRITOX, 2011
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC (21j) semi-statique comportement	180 concentrations mesurées	Valide	Scheerbaum D (1990) cité dans EFSA, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2010). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC₅₀ valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le guide technique européen (E.C., 2010).

En ce qui concerne les organismes marins, selon le projet de document guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2010), la sensibilité des espèces marines à la toxicité des substances organiques peut être considérée comme équivalente à celle des espèces dulçaquicoles, à moins qu'une différence ne soit montrée.

Néanmoins, le facteur d'extrapolation appliqué pour déterminer la AA-QS_{marine_eco} doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation de taxons clefs et une diversité d'espèces plus complexe en milieu marin.

- **Moyenne annuelle (AA-QS_{water_eco} et AA-QS_{marine_eco}) :**

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes de la colonne d'eau d'une possible exposition prolongée.

Pour le dicamba, des données aiguës et chroniques sont disponibles pour trois niveaux trophiques. Etant donné que l'espèce la plus sensible en aigu et en chronique est la cyanobactérie *Anabaena flosaquae*, un facteur de sécurité de 10 est appliqué à la NOEC (0.005 mg/L) pour la détermination de la AA-QS_{water_eco} : AA-QS_{water_eco} = 0.0005 mg/L, soit

$$AA-QS_{water_eco} = 0.5 \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, des essais sont disponibles pour trois niveaux trophiques en aigu et pour les algues et plantes aquatiques en chronique. Le jeu de données disponible ne

Validation groupe d'experts : Juin 2011

Version 1 :15/12/2011

Page 10

DRC-11-118981-13534A

permet pas de montrer une différence de sensibilité. En l'absence de taxon additionnel (mollusque, échinodermes, ...) et conformément au guide technique (E.C., 2010), la norme de qualité sera déterminée en appliquant un facteur de sécurité de 100 à la NOEC (0.005 mg/L) obtenue sur une étude sur la cyanobactérie *Anabaena flosaquae* pour la détermination de la AA-QS_{marine_eco} :

AA-QS_{marine_eco} = 0.005/100 = 0.00005 mg/L, soit

$$AA-QS_{marine_eco} = 0.05 \mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC_{marine})**

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées (E.C., 2010).

On dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques (plantes, invertébrés et poissons), la plus faible étant celle sur *Anabaena flosaquae*, EC₅₀ (5 j) = 0.061 mg/L. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Cependant le projet de document guide pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2010) prévoit que, pour les substances dont le mode d'action est bien connu (ici un herbicide) et pour lesquelles des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible (ici les algues et les plantes), ce facteur puisse être diminué. Pour le dicamba, il est proposé d'abaisser ce facteur à 10 :

MAC = 0.061/10 soit 0.0061 mg/L

$$MAC = 6.1 \mu\text{g/L}$$

Pour le milieu marin, par défaut, un facteur d'extrapolation de 1000 s'applique pour calculer la MAC. Pour les mêmes raisons que celles évoquées pour le compartiment eau douce, il est proposé d'abaisser ce facteur à 100 pour le dicamba :

$$MAC_{marine} = 0.61 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	0.5	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	6	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	0.05	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine}]	0.6	µg/L

VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LE SEDIMENT (QS_{SED} ET QS_{SED-MARIN})

Un seuil de qualité dans le sédiment est nécessaire (i) pour protéger les espèces benthiques et (ii) protéger les autres organismes d'un risque d'empoisonnement secondaire résultant de la consommation de proies provenant du benthos. Les principaux rôles des normes de qualité pour les sédiments sont de :

1. Identifier les sites soumis à un risque de détérioration chimique (la norme sédiment est dépassée)
2. Déclencher des études pour l'évaluation qui peuvent conduire à des études plus poussées et potentiellement à des programmes de mesures
3. Identifier des tendances à long terme de la qualité environnementale (Art. 4 Directive 2000/60/CE).

Aucune information d'écotoxicité pour les organismes benthiques n'a été trouvée dans la littérature.

A défaut, une valeur guide pour le sédiment peut être calculée à partir du modèle de l'équilibre de partage.

Ce modèle suppose que :

- il existe un équilibre entre la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires et la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle du sédiment,
- la fraction de substances adsorbées sur les particules sédimentaires n'est pas biodisponible pour les organismes et que seule la fraction de substances dissoutes dans l'eau interstitielle est susceptible d'impacter les organismes,
- la sensibilité intrinsèque des organismes benthiques aux toxiques est équivalente à celle des organismes vivant dans la colonne d'eau. Ainsi, la norme de qualité pour la colonne d'eau peut être utilisée pour définir la concentration à ne pas dépasser dans l'eau interstitielle.

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (E.C., 2010) :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g}/\text{kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{\text{RHO}_{\text{sed}}} * AA-QS_{\text{water_eco}} [\mu\text{g}/\text{L}] * 1000$$

Avec :

RHO_{sed} : masse volumique du sédiment en $[\text{kg}_{\text{sed}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : $1300 \text{ kg}/\text{m}^3$.

$K_{\text{sed-eau}}$: coefficient de partage sédiment/eau en m^3/m^3 . En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide technique européen (E.C., 2010) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0.8 + 0.025 * K_{\text{oc}}$ soit $K_{\text{sed-eau}} = 0.9275 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 0.36 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec peut être estimée en tenant compte du facteur de conversion suivant :

$$\frac{\text{RHO}_{\text{sed}}}{\text{Fsolide}_{\text{sed}} * \text{RHO}_{\text{solide}}} = \frac{1300}{500} = 2.6$$

Avec :

$\text{Fsolide}_{\text{sed}}$: fraction volumique en solide dans le sédiment en $[\text{m}^3_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{sed}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen E.C., 2010 est utilisée : $0.2 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

$\text{RHO}_{\text{solide}}$: masse volumique de la partie sèche en $[\text{kg}_{\text{solide}}/\text{m}^3_{\text{solide}}]$. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen E.C., 2010 est utilisée : $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$.

Pour le dicamba, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 0.36 * 2.6 = 0.93 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Selon la même approche que pour le sédiment d'eau douce, une valeur guide de qualité pour le sédiment marin peut être calculée selon la formule suivante :

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{K_{\text{sed-eau}}}{RHO_{\text{sed}}} * AA-QS_{\text{marine_eco}} [\mu\text{g/L}] * 1000$$

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 0.036 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 0.093 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Il faut rappeler que les incertitudes liées à l'application du modèle de l'équilibre de partage sont importantes. Les sédiments naturels peuvent avoir des propriétés très variables en termes de composition (nature et quantité de matières organiques, composition minéralogique), de granulométrie, de conditions physico-chimiques, de conditions dynamiques (taux de déposition/taux de resuspension). Par ailleurs ces propriétés peuvent évoluer dans le temps en fonction notamment des conditions météorologiques et de la morphologie de la masse d'eau. Si bien que le partage entre la fraction de toxique adsorbé et la fraction de toxique dissous peut être extrêmement variable d'un sédiment à un autre et l'hypothèse d'un équilibre entre ces deux fractions ne semble pas très réaliste pour des conditions naturelles.

Par ailleurs, certains organismes benthiques peuvent ingérer les particules sédimentaires, et donc être contaminés par la fraction de substance adsorbée sur ces particules, ce qui n'est pas pris en compte par la méthode.

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	0.4	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.9	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	0.04	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.09	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Conditions particulières	Avec un Koc de 5.1 L/kg et un log Kow < 3, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas jugée nécessaire par le projet de document guide européen (E.C., 2010).	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biota, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. N'ont été recherchés que des tests sur mammifères ou oiseaux exposés par voie orale (exposition par l'alimentation ou par gavage). Toutes les données présentées ont été validées puisqu'elles sont issues de sources fiables.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et

LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2010). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec\ pois}}$. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen (E.C., 2010). Un facteur d'extrapolation supplémentaire ($AF_{\text{dose-réponse}}$) est utilisé dans le cas où la toxicité a été établie à partir d'une LOAEL plutôt que d'une NOAEL.

ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES**TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES**

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat (<i>Ratus norvegicus</i>) Administration orale pendant 27 mois Toxicité systémique et cancérologique	107	Goldenthal, 1985 cité dans EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	2500
	Toxicité fœtale et maternelle. Etude sur le développement chez le lapin femelle (31 à 35/lot) par voie orale doses administrées 0 - 1 -3 -10 mg/kg/j pendant la gestation entre les jours J6 et J18.	3	US-EPA, 1992	33.3	99.9
Toxicité sur la reproduction	Etude sur deux générations de rats. Doses : 0, 500, 1500, 5000 ppm. Paramètres étudiés : croissance Paramètres étudiés : la lactation, effet hépatique.	35 350	Masters, 1993 cité dans EFSA, 2007 Et EFSA, 2011	Donnée spécifique de l'étude	500 5000
	Etude sur la toxicité fœtale et maternelle. Rats femelles en gestation. Doses : 0, 64, 160, 400 mg/kg b.w. /j Toxicité maternelle (ataxie, perte de mobilité, perte de poids, mort) Malformation du fœtus	160 400	O'Loughlin et al., 1981 cité dans EFSA, 2007 Et EFSA, 2011	8.33	1332 3332
	Etude sur la toxicité fœtale et maternelle. Lapins femelles en gestation. Doses : 0, 64, 160, 400 mg/kg b.w. /j Toxicité maternelle (signes cliniques, ataxie) Malformation du fœtus	30 150	Martin and hobermann, 1992 cité dans EFSA, 2007 Et EFSA, 2011	33.3	999 4995

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Pas d'information disponible.				
Toxicité sur la reproduction	<i>Colinus virginianus</i> 21 semaines. Administration orale via l'alimentation Doses d'exposition : 0, 400, 800, 1600	170	Beavers <i>et al.</i> , 1994a) cité dans EFSA, 2011	Donnée spécifique de l'étude	1600
	<i>Anas platyrhynchos</i> 21 semaines. Administration orale via l'alimentation. Doses d'exposition : 0, 400, 800, 1600	170	Beavers <i>et al.</i> , 1994b cité dans EFSA, 2011 EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	800

NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS_{BIOTA_SEC POIS})

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS_{biota_sec pois}) est calculée conformément aux recommandations du projet de guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2010). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2010).

Pour le dicamba, un facteur de 90 est appliqué sur la NOEC la plus faible de 99.9 mg/kg_{biota} issue d'un essai reproduction. On obtient donc :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 99.9 \text{ [mg/kg}_{biota}] / 90 = 1.11 \text{ mg/kg}_{biota}$$

Cette valeur de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire peut être ramenée :

- à une concentration dans l'eau selon la formule suivante :

$$QS_{water\ sp} \text{ [mg/L]} = \frac{QS_{biota_sec\ pois} \text{ [mg/kg}_{biota}]}{BCF \text{ [L/kg}_{biota}] * BMF_1}$$

- à une concentration dans l'eau marine selon la formule suivante :

$$QS_{\text{marin sp}} [\text{mg/L}] = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} [\text{mg/kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L/kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1 * \text{BMF}_2}$$

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF₁ : facteur de biomagnification,

BMF₂ : facteur de biomagnification additionnel pour les organismes marins.

Ce calcul tient compte du fait que la substance présente dans l'eau du milieu peut se bioaccumuler dans le biota. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l'eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire déterminée dans le biota.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biota et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF₁ et BMF₂, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2010).

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il fait en effet l'hypothèse qu'un équilibre a été atteint entre l'eau et le biote, ce qui n'est pas véritablement réaliste dans les conditions du milieu naturel. Par ailleurs il repose sur un facteur de bioaccumulation qui peut varier de façon importante entre les espèces considérées.

Pour le dicamba, un BCF de 15 et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (E.C., 2010) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 1.1 [\text{mg/kg}_{\text{biota}}] / (15*1) = 0.073 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marine sp}} = 1.1 [\text{mg/kg}_{\text{biota}}] / (15*1*1) = 0.073 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	1100	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	73	µg/L

SANTE HUMAINE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur l'homme soit *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés, soit *via* l'eau de boisson.

Dans les tableaux ci-dessous, ne sont reportés pour chaque type de test que les résultats permettant d'obtenir les NOEC ou la valeur toxicologique de référence (VTR) les plus protectrices. Compte tenu du mode d'exposition envisagée, seuls les tests sur mammifères exposés par voie orale (dans l'alimentation ou par gavage) ont été recherchés.

Toutes les données présentées ont été validées.

Les résultats de toxicité sont principalement donnés sous forme de doses journalières : NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*), ou LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*). NOAEL et LOAEL sont exprimées en termes de quantité de substance administrée par unité de masse corporelle de l'animal testé, et par jour.

TOXICITE

Pour l'évaluation des effets sur la santé humaine, seuls les résultats sur mammifères sont considérés comme pertinents. Contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité sur la reproduction	Etude sur le développement chez le lapin femelle (31 à 35/lot) par voie orale doses administrées 0 - 1 -3 -10 mg/kg/j pendant la gestation entre les jours J6 et J18	3	US-EPA, 1992	30 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 10 : AF intraespeces 10 : AF interespeces

(1) Cette VTR a été déterminée par US-EPA 1992 (INERIS 2010)

	Classement CMR	Source
Cancérogène	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse.	C.E., 2008
Mutagène	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la mutagénèse.	C.E., 2008
Toxicité pour la reproduction	La substance est inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS_{BIOTA_HH})

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (E.C., 2010) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour.
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.
- un poids corporel moyen de 70 kg,

- Cons. Journ. Moy : une consommation journalière moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2010).

Pour le dicamba, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 30 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}/\text{j}}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 1826 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante :

- dans l'eau douce du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1}$$

- dans l'eau marine du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

$$QS_{\text{marine_hh food}} [\mu\text{g}/\text{L}] = \frac{QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF} [\text{L}/\text{kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1 * \text{BMF}_2}$$

Pour le dicamba, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 1826 / (15 * 1) = 121.73 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 1826 / (15 * 1 * 1) = 121.73 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	1800	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	122	$\mu\text{g}/\text{L}$

NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS_{DW_HH})

En principe, lorsque des normes de qualité réglementaires dans l'eau de boisson existent, soit dans la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), soit déterminées par l'OMS, elles peuvent être adoptées. Les valeurs réglementaires de la Directive 98/83/CE doivent être privilégiées par rapport aux valeurs de l'OMS qui ne sont que de simples recommandations.

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1 µg/L).

A titre de comparaison, la norme de qualité pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (E.C., 2010) :

$$MPC_{dw_hh} [\mu\text{g/L}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L}/\text{j}]}$$

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 30 µg/kg_{corporel}/j (Cf. tableau ci-dessus),
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.

L'eau de boisson est obtenue à partir de l'eau brute du milieu après traitement pour la rendre potable. La fraction éliminée lors du traitement dépend de la technologie utilisée ainsi que des propriétés de la substance.

$$QS_{dw_hh} [\mu\text{g/L}] = \frac{MPC_{dw_hh} [\mu\text{g/L}]}{1 - \text{fraction éliminée}}$$

En l'absence d'information, on considèrera que la fraction éliminée est nulle et le critère pour l'eau de boisson s'appliquera alors à l'eau brute du milieu. Par ailleurs, on rappellera que ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif et peut s'avérer inadéquat pour certaines substances et certaines populations.

Pour le dicamba, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 30 * 70}{2 * (1 - 0)} = 105 \mu\text{g/L}$$

La norme de qualité réglementaire dans l'eau de boisson fixée par la Directive 98/83/CE (C.E., 1998), est plus faible que la valeur calculée selon le guide technique (E.C., 2010), elle est donc proposée comme norme de qualité pour l'eau de boisson.

Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable	0.1	µg/L
--	-----	------

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)

La NQE est définie à partir de la valeur de la norme de qualité la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	0.5	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	6	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0.05	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	0.6	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	1100	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marin_sp}	73	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	1800	Mµg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	122	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

Pour le dicamba, la norme de qualité pour l'eau douce et celle pour l'eau marine sont les valeurs les plus faibles pour l'ensemble des approches considérées et pour les compartiments considérés. La proposition de NQE pour le dicamba est donc la suivante :

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE**EAU DOUCE**

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable) : $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.1 \mu\text{g/L}$

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à la production d'eau potable) : $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.5 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-DOUCE} = 6.1 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-MARINE} = 0.05 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-MARINE} = 0.61 \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

Avec un Koc de 5.1 L/kg et un log Kow < 3, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas jugée nécessaire par le projet de document guide européen (E.C., 2010)

BIBLIOGRAPHIE

AGRITOX. (2011). "AGRITOX - Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques ", from <http://www.dive.afssa.fr/agritox/php/fiches.php>.

C.E. (1967). Directive 67/548/CEE du Conseil, du 27 juin 1967, concernant le rapprochement des dispositions législatives, réglementaires et administratives relatives à la classification, l'emballage et l'étiquetage des substances dangereuses. *Journal officiel n° 196 du 16/08/1967* p. 0001 - 0098.

C.E. (1991). Directive du conseil du 15 juillet 1991 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (91/414/CEE), *Journal officiel n° L 230 du 19/08/1991* : p. 0001 – 0032.

C.E. (1998). Directive 98/83/CE du conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine, *Journal Officiel L 330/32 du 5.12.1998*: 32-54.

C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, *JO L 396 du 30.12.2006*: p. 1–849.

C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.

E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706). SEC(2004) 1372. Brussels, European Commission.

E.C. (2010). Draft Technical Guidance Document for deriving Environmental Quality Standards (February 2010 version). Not yet published.

EFSA (2007). Draft Assessment Report (DAR) -public version- Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Denmark for the existing active substance Dicamba of the third stage (part B) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC., European Food Safety Authority.

EFSA (2011). "Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance dicamba." *EFSA Journal 2011* **9**(1).

ETOX. (2011). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

FOOTPRINT, P. P. D. (2011). "General Information, Environmental Fate, Ecotoxicology and Human Health." 2011, from <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/fr/index.htm>.

HSDB (2011). Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.

Petersen, G., D. Rasmussen, *et al.* (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals, DHI: 252.

PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.

US-EPA (1992). IRIS Summaries, Status of Data for Dicamba <http://www.epa.gov/iris/subst/0223.htm#bib>, United States Environmental Protection Agency.

US-EPA (2006). Reregistration Eligibility Decision for Dicamba and Associated Salts, United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention and Toxic Substances.

US-EPA. (2011). "AQUatic toxicity Information REtrieval." from <http://www.epa.gov/ecotox/>.

US-EPA. (2011). "Pesticide Ecotoxicity Database, Environmental Fate and Effects Division of the Office of Pesticide Programs." from <http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>.