

IMIDACLOPRIDE – N° CAS 138261-41-3

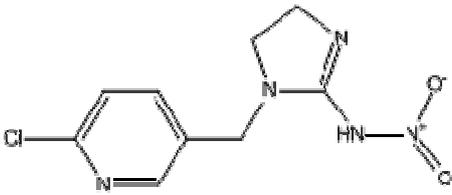
L'imidaclopride fait partie de la famille des néonicotinoïdes, lesquels ont pour cible le récepteur spécifique de l'acétylcholine : le récepteur cholinergique. La fixation de l'imidaclopride sur le récepteur nicotinique se solde par une hyperactivation neuronale et *in fine* des récepteurs cholinergique. Cette substance active présente un large spectre d'efficacité sur les insectes piqueurs, suceurs, certains coléoptères, diptères et lépidoptères.

L'imidaclopride a été évalué dans le cadre de la Dir. 91/414/CEE (C.E., 1991). Le rapport d'évaluation (*Draft Assessment Report*) proposé par l'Etat membre rapporteur (Allemagne) est publiquement disponible auprès de l'EFSA (2006) et les conclusions de l'EFSA ont été diffusées (EFSA, 2008).

Un rapport du Royaume Uni (DEFRA, 1993) est aussi disponible pour l'imidaclopride.

Enfin, des résultats supplémentaires sont disponibles dans la base de données de l'US-EPA : « Pesticide Ecotoxicity Database » (<http://www.ipmcenters.org/Ecotox/DataAccess.cfm>).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Imidaclopride
Synonymes	1-(6-chloro-3-pyridin-3-ylmethyl)-n-nitroimidazolidin-2-ylidenamine 1-((6-chloro-3-pyridinyl)methyl)-N-nitro-2-imidazolidinimine 1-(2-chloro-5-pyridylmethyl)-2-(nitroimino)imidazolidine
Numéro CAS	138261-41-3
Formule moléculaire	C ₉ H ₁₀ ClN ₅ O ₂
Code SMILES	O=[N+](NC1=NCCN1CC2=CC=C(Cl)N=C2)[O-]
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	<p>DEFRA, 1993: Evaluation of fully approved or provisionally approved products: evaluation on Imidacloprid. (Food and Environment Protection Act, 1985, Part III) . Department For Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) - Pesticide Safety Directorate.</p> <p>EFSA, 2006: Draft Assessment Report (DAR) - public version-. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Imidacloprid of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. European Food Safety Authority.</p> <p>EFSA, 2008: EFSA Scientific Report (2008)148, 1-120, Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Imidaclopride. Finalised : 29 May 2008. European Food Safety Authority.</p>
Phrases de risque et classification	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Substance non listée</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Substance non listée</p>
Effets endocriniens	L'imidaclopride 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).
Norme de qualité existante	-
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	-

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).

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	255.7	EFSA, 2008
Hydrosolubilité [mg/L]	613 à 20°C (eau déminéralisée, pH5.5) 607 à 20°C et pH 4 601 à 20°C et pH 9	EFSA, 2008
Pression de vapeur [Pa]	4.10^{-10} à 20 °C 9.10^{-10} à 25 °C	EFSA, 2008
Constante de Henry [Pa.m3/mol]	$1.7.10^{-10}$ à 20 °C	EFSA, 2008
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	0.57 à 21 °C (eau déminéralisée)	EFSA, 2008
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	225 (109-411)	EFSA, 2008
Constante de dissociation (pKa)	Pas d'information disponible.	

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT**PERSISTANCE**

		Source
Hydrolyse	Une étude présentée dans le rapport de l'EFSA montre que l'imidaclopride est stable dans des solutions à pH 4 et 7 et à 25 °C (temps de demi-vie >1 an). Dans une solution à pH 9, l'imidaclopride est lentement hydrolysé (temps de demi-vie ≈1 an).	EFSA, 2008
Photolyse	L'imidaclopride est rapidement dégradé par photolyse. Sa demi-vie est variable selon les études, les saisons et la latitude. Elle varie entre 0.17 et 6.73 jours. La photodégradation de l'imidaclopride entraîne la formation de plusieurs métabolites comme l'imidaclopride-desnitro : M09 (17.2% de la substance mère à 120 minutes), l'imidaclopride-desnitro-olefine : M23 (12.6% de la substance mère à 120 minutes), l'imidaclopride-urea : M12 (9.8% de la substance mère à 120 minutes) et l'imidaclopride-AMCP : M16 (13.6% de la substance mère à 120 minutes).	EFSA, 2008
Biodégradabilité	Aucune étude sur la biodégradation de l'imidaclopride dans l'eau n'a été réalisée. La substance est considérée comme non facilement biodégradable.	EFSA, 2008

Une étude du devenir de l'imidaclopride dans des systèmes eau/sédiment est reportée dans l'EFSA (2006). A 30 jours, la concentration d'imidaclopride dans l'eau a diminuée de 64% par rapport à la concentration initiale. Une partie de cette diminution est due à l'adsorption de l'imidaclopride sur les particules sédimentaires (20.4% de la substance active appliquée est présente dans les sédiments après 30 jours). Les temps de demi-vie de l'imidaclopride ont été estimés à 30 jours dans l'eau et à 129 jours pour l'ensemble du système.

Dans les sédiments, l'imidaclopride est métabolisé en imidaclopride-desnitro (M09) et en plusieurs autres métabolites mineurs dont les concentrations ne dépassent pas 0.9% de la concentration de la substance mère : imidaclopride-5-hydroxy (M01), imidaclopride-nitrosimine (M07), imidaclopride-urea (M12), l'acide 6-chloronicotinique (M14).

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Le Koc moyen de l'imidaclopride (255 L/kg) indique que la substance n'est pas susceptible de s'adsorber de façon significative sur les sédiments et particules en suspension dans l'eau.	-
Volatilisation	La substance est non volatile.	-
Bioaccumulation/ Biomagnification	Aucune étude expérimentale sur la bioconcentration pour l'imidaclopride n'a été trouvée. Un BCF de 3.2 estimé à partir du log Kow à 0.57 est cité dans le rapport de HSDB. Un BCF de 3.2 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.	HSDB, 2011

ECOTOXICITE ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon les résultats des tests d'écotoxicité disponibles pour la substance étudiée.

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	Pureté	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Validité	Référence
Algues	Eau douce	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	-	ErC ₅₀ (96 h)	> 10 concentrations nominales	Acceptable	Heimbach, F.; (1986) cité dans EFSA, 2006:
		<i>Selenastrum capricornutum</i>	98.6%	ErC ₅₀ (72 h)	> 100 concentrations nominales	Valide	Dorgerloh, M. (2000) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	Pas d'information disponible.					
Micro-crustacés	Eau douce	<i>Hyalella azteca</i>	-	LC ₅₀ (96 h)	0.526	Valide	England, D.; Bucksath, J.D. (1991) cité dans EFSA, 2006
		<i>Daphnia magna</i>	-	EC ₅₀ (48 h)	> 32	Résultat non exploitable	Cité dans DEFRA, 1993
		<i>Daphnia magna</i>	95.4%	EC ₅₀ (48 h) statique	85 concentrations mesurées	Valide	Young, B.M. et Hicks, S.L. (1990) cité dans EFSA, 2006
		<i>Daphnia magna</i>	95.4%	EC ₅₀ (48 h) statique	85.2	Etude clef	D. Lateulere (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Hyalella azteca</i>	M09	EC ₅₀ (96 h)	29.0	Valide	Roney, D.J.; Bowers, L.M. (1996) cité dans EFSA, 2006
		<i>Hyalella azteca</i>	M12	EC ₅₀ (96 h)	> 94.83	Valide	Dobbs, M.G.; Frank, J.T. (1996) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	<i>Mysidopsis bahia</i>	-	LC ₅₀ (96 h) flux continu	0.0341 (second test) 0.0377 (premier test)	Valide	Ward, G.S. (1990) cité dans EFSA, 2006
		<i>Americamysis bahia</i>	96.2%	LC ₅₀ (96 h) flux continu	0.038	Supplément	Texicon Environmental Sciences, Florida (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
Mollusques	Eau douce	Pas d'information disponible.					
	Eau marine	<i>Crassostrea virginica</i>	-	EC ₅₀ (96 h)	> 23.3 (premier test) > 145.0 (second test)	Non validé dans le dossier de l'EFSA	Ward, G.S., Wheat, J. (1991) cité dans EFSA, 2006
Insectes	Eau douce	<i>Chironomus tentans</i>	-	LC ₅₀ (10 j) semi-statique	0.00317	Valide	Gagliano, G.G. (1991) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus riparius</i>	99.9%	LC ₅₀ (24 h) statique	0.055 concentrations nominales	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2002) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus riparius</i>	M07	LC ₅₀ (24 h) statique	0.283 concentrations nominales	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2002) cité dans EFSA, 2006

		<i>Chironomus riparius</i>	M01	LC ₅₀ (24 h) statique	0.668 concentrations nominales	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2002) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus tentans</i>	M14	LC ₅₀ (96 h)	> 1	Valide	Bowers, L.M.; Lam, C.V. (1998) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus tentans</i>	M12	LC ₅₀ (96 h)	> 82.8	Valide	Bowers, L.M. (1996) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Chironomus tentans</i>	M09	LC ₅₀ (96 h)	> 99.80	Valide	Dobs, M.G. ; Frank, J.T. (1996) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	<i>Aedes taeniorhynchus</i>	>95%	LC ₅₀ (48 h)	0.013	Valide sous restriction	Song, M.Y., J.D. Stark, et J.J. Brown, 1997 cité dans AQUIRE
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	97.4%	LC ₅₀ (96 h) statique	> 83	Etude clef	D. Lateulere (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Lepomis macrochirus</i>	95.0%	LC ₅₀ (96 h) statique	> 105 concentrations mesurées	Non valide	Bowman, J. et Bucksath, J. (1990) cité dans EFSA, 2006
		<i>Lepomis macrochirus</i>	97.4%	LC ₅₀ (96 h) statique	>105	Etude clef	D. Lateulere (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Cyprinodon variegatus*</i>	-	LC ₅₀ (96 h)	161	Non valide	Ward, G.S. (1990a) cité dans EFSA, 2006
		<i>Salmo gairdneri</i>	95.3%	LC ₅₀ (96 h) statique	211 concentrations nominales	Valide	Grau, R. (1988) cité dans EFSA, 2006
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	95.3%	LC ₅₀ (96 h) statique	229.1	Supplément	Bayer Co., Agricultural Division, Republic of Germany (1988) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Leuciscusidus melanotus</i>	95.3%	LC ₅₀ (96 h) statique	237 concentrations nominales	Valide	Grau, R. (1987) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	<i>Cyprinodon variegatus</i>	96.2%	LC ₅₀ (96 h) statique	163	Etude clef	Texicon Environmental Sciences, Florida (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA

Insectes

Un essai statique de 48h a été mené sur *Aedes taeniorhynchus* sur la base des procédures ASTM et EPA. L'acétone a été utilisée comme solvant, mais il n'est pas précisé si un témoin par rapport à ce solvant a été réalisé. Les concentrations de substance active testée durant ce test ne sont pas précisées de plus, il n'est pas indiqué si les résultats sont exprimés en concentrations nominales ou mesurées. Le critère d'effet mesuré est la mortalité des organismes. Une LC₅₀ (48 h) de 0.013 mg/L a été déterminée.

Des informations sont manquantes pour pouvoir évaluer complètement la fiabilité de cette étude. Par conséquent ce résultat sera jugé valide sous restriction.

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme	Espèce	Pureté	Critère d'effet	Valeur (mg/L)	Validité	Référence	
Algues	Eau douce	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	92.8%	NOEC (4 j) statique	10	Supplément	Bayer Co., Agricultural Division, Republic of Germany (1989) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Scenedesmus capricornutum</i>	98.6%	NOEC (72 h) statique	<100	Valide	Dorgerloh, M. (2000) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	Pas d'information disponible.					
Micro-crustacés	Eau douce	<i>Gammarus pulex</i>	98.4-98.6%	NOEC (28 j) statique (swimming)	0.064 concentrations nominales	Valide	Hendel, B. (2001) cité dans EFSA, 2006
				NOEC (28 j) statique (mortalité)	0.128 Concentrations nominales		
		<i>Daphnia magna</i>	95.4%	NOEC (21 j) semi-statique	1.8 concentrations mesurées	Valide	Young, B.M. et Blakemore, G.C. (1990) cité dans EFSA, 2006
	<i>Daphnia magna</i>	95.9%	NOEC(21 j) statique	1.8	Supplément	D. Lateulere (1990) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA	
	Eau marine	<i>Mysidopsis bahia*</i>	-	MATC (28 j) croissance flux continu	2.3.10 ⁻⁴ (second test) (soit NOEC ≈ 1.626.10 ⁻⁴)	Non valide	Ward, G.S. (1991) cité dans EFSA, 2006
					0.0038 (premier test) (soit NOEC ≈ 0.00269)		
	Eau marine	<i>Mysidopsis bahia*</i>	-	MATC (28 j) reproduction flux continu	>6.4.10 ⁻⁴ (second test) (soit NOEC ≈ >4.525.10 ⁻⁴)	Non valide	Ward, G.S. (1991) cité dans EFSA, 2006
					8.5.10 ⁻⁴ (premier test) (soit NOEC ≈ 6.01.10 ⁻⁴)		
Insectes	Eau douce	<i>Chironomus riparius</i>	98.4%	NOEC (28 j) statique	0.002	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2001) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus riparius</i>	M23	EC ₁₅ (28 j) statique	12.4	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2001) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus riparius</i>	M09	EC ₁₅ (28 j) statique	33.61	Valide	Dorgerloh, M. et Sommer, H. (2001) cité dans EFSA, 2006
		<i>Chironomus riparius</i>	M12	EC ₁₅ (28 j) statique	73.6	Valide	Hendel, B. (2001) cité dans EFSA, 2006
	Eau marine	Pas d'information disponible.					

Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	95%	NOEC (98 j) flux continu	<1.2	Supplément	D. Lateulere (1991) cité dans la pesticide Ecotoxicity Database de l'US EPA
		<i>Oncorhynchus mykiss</i>	98.2%	NOEC (91 j) flux continu	9.02 concentrations mesurées	Valide	Gries, T. (2002) cité dans EFSA, 2006
		<i>Oncorhynchus Mykiss</i>		NOEC (21 j) semi-statique	28.5	Valide sous restriction	Cité dans DEFRA, 1993
	Eau marine	Pas d'information disponible.					

Poissons

Un essai semi-statique de 21 jours sur *Oncorhynchus mykiss* est rapporté dans DEFRA (1993). Cet essai est présenté comme ayant été réalisé conformément à la ligne directrice 204 de l'OCDE et en accord avec les Bonnes Pratiques de Laboratoire. Les concentrations mesurées suivantes ont été testées : 13.2 mg/L, 28.5 mg/L, 61.5 mg/L, 132.4 mg/L et 285.3 mg/L. Les paramètres physico-chimiques de l'essai sont conformes aux critères de validité OCDE (pH : 7.2 – 8.0 ; température : 15 +/- 2 °C; dureté de l'eau 40-60 mg/L de CaCO₃). Un suivi analytique a été réalisé, les concentrations de substance active présente dans le milieu au cours de l'essai étaient comprises entre 95 et 105% de concentrations nominales. A 21 jours, la NOEC était de 28.5 mg/L.

Bien que cette étude aie été présentée comme réalisée selon la ligne directrice 204 de l'OCDE, les concentrations de CaCO₃ rapportées dans le milieu d'essai sont inférieures à celles recommandées par l'OCDE. Sous cette restriction, ce résultat sera considéré comme valide.

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 projet de guide technique européen pour 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. En l'absence de taxon additionnel (mollusque, échinodermes, ...).

- **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 l'imidaclopride, nous disposons de données aiguës et chroniques pour trois niveaux trophiques. Les espèces les plus sensibles sont les insectes à la fois en aigu et en chronique. Un facteur de sécurité de 10 est alors appliqué à la NOEC 28 jours à 0.002 mg/L obtenue pour *Chironomus riparius* (EFSA, 2006) pour déterminer la AA-QS_{water_eco} :

Validation groupe d'experts : Mars 2011

Version 1 : 29/03/2011

Page 8

DRC-11-112070-04248A

AA-QS_{water_eco} = 0.002/10, soit

$$AA-QS_{water_eco} = 0.2 \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, des essais sont disponibles en aigu pour les invertébrés et les poissons et seulement pour les invertébrés en chronique. Le jeu de données disponible ne permet pas de montrer une différence de sensibilité. En l'absence de taxon additionnel (mollusque, échinodermes, ...) et conformément au guide technique (E.C., 2010), un facteur de sécurité de 100 est appliqué à la plus faible NOEC pour déterminer la AA-QS_{marine_eco} :

AA-QS_{marine_eco} = 0.002/100, soit

$$AA-QS_{marine_eco} = 0.02 \mu\text{g/L}$$

- **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.

Pour l'imidaclopride, nous disposons de données aiguës pour trois niveaux trophiques, la plus faible étant celle sur *Chironomus tentans*, LC₅₀ (10 j) = 0.00317 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 (insecticide neurotoxique) et pour lesquelles des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible (insectes), ce facteur puisse être diminué. Pour l'imidaclopride, il est proposé d'abaisser ce facteur à 10 :

$$MAC = 0.3 \mu\text{g/L}$$

De la même manière, pour le milieu marin, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC_{marine} :

$$MAC_{marine} = 0.00317/100 = 0.03 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	0.2	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	0.3	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	0.02	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine}]	0.03	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) :

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

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 $K_{\text{sed-eau}} = 3.5 - 11 \text{ m}^3/\text{m}^3$.

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 0.5 - 1.7 \mu\text{g/kg} \text{ (poids humide)}$$

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

$$\frac{RHO_{\text{sed}}}{F_{\text{solide}_{\text{sed}}} * RHO_{\text{solide}}} = \frac{1300}{500} = 2.6$$

Avec :

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

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

Pour l'imidaclopride, la concentration correspondante en poids sec est :

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 1.4 - 4.4 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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 :

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

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 0.05 - 0.17 \mu\text{g}/\text{kg} \text{ (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 0.14 - 0.44 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

Le LogKow de la substance étant inférieur à 5, un facteur additionnel de 10 n'est pas jugé nécessaire.

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 substance adsorbée et la fraction de substances dissoute 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)	0.5	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids humide}}$
	1	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	0.05	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.1	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$
Conditions particulières	Avec un Koc compris entre 109 et 411 L/kg et un Log Kow = 0.57, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée 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 d'une source fiable.

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 Durée de l'étude : 2 ans. Administration orale via l'alimentation (50/sexe/lot) doses administrées : 0 - 100 - 300 - 900 ppm. Effets sur la thyroïde (augmentation de l'incidence de la minéralisation des colloïdes).	5.7	Eiben et Kaliner, 1991 cité dans EFSA, 2008	Donnée spécifique de l'étude	100
Toxicité sur la reproduction	Rat Etude sur deux générations. Administration orale. Effets : diminution de la prise de poids chez les parents et progénitures.	20	Suter <i>et al.</i> , 1990 cité dans EFSA, 2008	8.33	167

(1) NOEL : No Observed Effect Level

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sur la reproduction	<i>Colinus virginianus</i> Durée de l'étude : 20 semaines (1 génération). Administration orale via l'alimentation. Effets sur le poids corporel des mâles adultes.	9.3	EFSA, 2008	-	126

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 l'imidaclopride, un facteur de 30 est appliqué sur la NOEC la plus faible de 100 mg/kg_{biota} car la durée du test est de 2 ans. On obtient donc :

$$QS_{\text{biota_sec pois}} = 100 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 30 = 3.3 \text{ mg/kg}_{\text{biota}}$$

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

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

$$QS_{\text{water sp}} \text{ [}\mu\text{g/L]} = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} \text{ [}\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{\text{BCF [L/kg}_{\text{biota}}] * \text{BMF}_1}$$

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

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

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 biota, 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 l'imidaclopride, un BCF de 3.2 et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf. E.C., 2010) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 3.3 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3.2 * 1) = 1 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 3.3 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / (3.2 * 1 * 1) = 1 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	3	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	1	mg/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 cancérigène 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 sub-chronique et/ou chronique	Rat Durée de l'étude : 2 ans (chronique) Administration orale via l'alimentation (50/sexe/lot) doses administrées 0 - 100 - 300 - 900 ppm Effets sur la thyroïde (augmentation de l'incidence de la minéralisation des colloïdes)	5.7	Eiben, R. and Kaliner, G., 1991 cité dans EFSA, 2008	60 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 - AF variation inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10

(1) Cette VTR a été déterminée par l'EFSA (2008)

	Classement CMR	Source
Cancérogénèse	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008.	C.E., 2008
Mutagénèse	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 et ne fait pas, au vu des résultats des tests réalisés, l'objet d'un classement pour la mutagénèse.	C.E., 2008
Toxicité pour la reproduction	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 et 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 ; pour cette substance, elle sera considérée égale à 60 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ (Cf. Tableau ci-dessus),
- Cons. Journ. Moy : une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- 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.

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 l'imidaclopride, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 60 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 3652 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante

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

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

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

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

Pour l'imidaclopride, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 3652 / (3.2 * 1) = 1141 \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 3652 / (3.2 * 1 * 1) = 1141 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	3.7	mg/kg _{biota}
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	1.1	mg/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):

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), cette substance, elle sera considérée égale à 60 µg/kg_{corporel/j} (Cf. Tableau ci-dessus),
- 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.

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

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 l'imidaclopride, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 60 * 70}{2 * (1 - 0)} = 210 \mu\text{g/L}$$

La valeur recommandée la Directive 98/83/CE de façon générique pour les pesticides est inférieure à celle 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}	0.2	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	0.3	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0.02	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	0.03	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	3	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marin_sp}	1	mg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	3.7	mg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	1.1	mg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

Pour l'imidaclopride, 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. La proposition de NQE pour l'imidaclopride 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) $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.2 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-DOUCE} = 0.3 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-MARINE} = 0.02 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{EAU-MARINE} = 0.03 \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

Avec un Koc compris entre 109 et 411 L/kg et un Log Kow = 0.57, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2010).

BIBLIOGRAPHIE

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.

DEFRA (1993). Evaluation of fully approved or provisionally approved products: evaluation on Imidacloprid. (Food and Environment Protection Act, 1985, Part III) Department For Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) - Pesticide Safety Directorate.

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 (2006). Draft Assessment Report (DAR) - public version-. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State Germany for the existing active substance Imidacloprid of the second stage of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. European Food Safety Authority.

EFSA (2008). Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Imidaclopride. Finalised., European Food Safety Authority.: 148: 1-120.

HSDB. (2011). "Hazardous Substances Data Bank." from <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.

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.