

CHLORPROPHAME – n° CAS : 101-21-3

VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau destinée à la production d'eau potable) : $VGE_{\text{EAU-DOUCE}} = 0,1 \mu\text{g/L}$

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à la production d'eau potable) : $VGE_{\text{EAU-DOUCE}} = 4 \mu\text{g/L}$

fondée sur la proposition de norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{\text{EAU-DOUCE}} = 43 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $E_{\text{EAU-MARINE}} = 0,8 \mu\text{g/L}$

fondée sur la proposition de norme de qualité pour la protection des organismes de la colonne d'eau

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{\text{EAU-MARINE}} = 4,3 \mu\text{g/L}$

VALEURS GUIDES POUR LE SEDIMENT

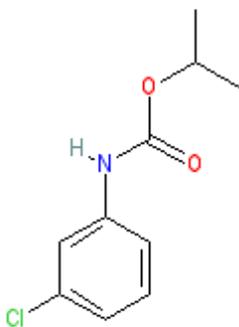
Avec un Koc de 270 L/kg et un log Kow compris entre 3,76 et 3,83 la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée selon le guide technique européen (E.C., 2011)

Le chlorprophame est une substance phytosanitaire, à usage herbicide, régulatrice de croissance de la famille des carbamates. Elle est principalement absorbée par les racines.

Le mode d'action de cette substance passe par une inhibition de la mitose par le blocage des centres organisateurs des microtubules. Elle inhibe également l'activité beta-amylase, supprime la transpiration et la respiration et interfère avec la phosphorylation oxydative et la photosynthèse.

Le chlorprophame a été inclus à l'Annexe I de la Directive 91/414/CEE par la directive 2004/20/CE (C.E., 2004) (entrée en vigueur le 1^{er} février 2005). Il est autorisé en France pour le désherbage de pépinières et fleurs ainsi que d'autres différentes cultures (chicorée, oignon, kiwi, plantes aromatiques, etc...). Il peut aussi être utilisé pour l'inhibition de germes des pommes de terre.

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Chlorprophame
Autres dénominations/synonymes	Isopropyl 3-chlorophenylcarbamate
Numéro CAS	101-23-3
Formule moléculaire	C ₁₀ H ₁₂ ClNO ₂
Code SMILES	Clc1cc(NC(=O)OC(C)C)ccc1
Structure moléculaire	

ÉVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS RÉGLEMENTAIRES

Le chlorprophame a été évalué dans le cadre de la Directive 91/414/CEE (C.E., 1991). Le rapport d'évaluation (Draft Assessment Report) proposé par l'Etat membre rapporteur (Pays-Bas) et son addendum ont été publiés en 1999 et en 2003, respectivement.

Un rapport d'évaluation de l'US-EPA (US-EPA, 1996) et un rapport de l'institut national pour la santé publique et l'environnement des Pays-Bas (RIVM, 2011) sont disponibles.

Le chlorprophame est pré-enregistré auprès de l'agence européenne des produits chimiques (ECHA) (EC n° 202-925-7).

<p>Évaluations existantes</p>	<p><u>US EPA 1996</u> : Reregistration eligibility decision (RED) for chlorpropham. Reregistration eligibility decision chlorpropham, list A, case 0271. Environmental protection agency, office of pesticide programs, special review and reregistration division. Octobre 1996.</p> <p><u>E.C. 2003</u> : ADDENDUM, to the draft assessment report and proposed decision of The Netherlands prepared in the context of the possible inclusion of chlorpropham in Annex I of Council Directive 91/414/EEC.3</p> <p><u>RIVM 2011</u> : Environmental risk limits for chlorpropham in water, RIVM letter report 601714017/2011.</p>
<p>Phrases de risque et classification</p>	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> R40 ; R48/22; R51-53</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i></p> <ul style="list-style-type: none"> - Cancérogénicité, catégorie 2 : H351 Susceptible de provoquer le cancer. - Toxicité spécifique pour certains organes cibles <ul style="list-style-type: none"> - Exposition répétée, catégorie 2. H373 Risque présumé d'effets graves pour les organes à la suite d'expositions répétées ou d'une exposition prolongée. - Dangers pour le milieu aquatique - Danger chronique, catégorie 2. H411 Toxique pour les organismes aquatiques, entraîne des effets à long terme.
<p>Effets endocriniens</p>	<p>Le chlorprophame n'est pas cité par la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004 ; E.C., 2007) 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).</p> <p>Des effets sur la thyroïde et sur les hormones T3 et T4 sont cependant notés dans la littérature analysée dans ce document.</p>
<p>Critères PBT / POP</p>	<p>La substance n'est pas citée dans les listes PBT/vPvB¹ (C.E., 2006) ou POP² (PNUE, 2001).</p>

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).

Normes de qualité existantes	<p>En 2011, le RIVM a déterminé des valeurs guide environnementales nationales pour les Pays-Bas :</p> <p>MPC_water : 4 µg/L MPC_saltwater : 0,8 µg/L MAC_eco, saltwater : 4,3 µg/L MAC_eco_water : 43 µg/L MPC_dw, hh : 0,1 µg/L</p> <p><u>U.E.</u> : 0,1 µg/L pour l'eau destinée à la production d'eau potable (pesticides) (C.E., 1998)</p>
Mesure de restriction	-
Substance(s) associée(s)	<p>Métabolites :</p> <p>isopropyl (3-chloro-4-methoxyphenyl)carbamate 3-chloroaniline</p>

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	213,7	RIVM, 2011
Hydrosolubilité [mg/L]	112 à 20°C, pH 4 110 à 20°C, pH 7 112 à 20°C, pH 10	E.C., 2003
Pression de vapeur [Pa]	$2,4 \cdot 10^{-2}$ à 20°C	RIVM, 2011
Constante de Henry [Pa.m³/mol]	0,047 à 20°C	RIVM, 2011
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	3,79 à 20 °C et au pH de 4 3,76 à 20 °C et au pH de 7 3,83 à 20 °C et au pH de 9	AGRITOX, 2004
Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]	270* (Koc = 110, 220, 260, 280, 480 L/kg)	E.C., 2003
Constante de dissociation (pKa)	Absence de dissociation dans l'eau	RIVM, 2011

*moyenne géométrique

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT**PERSISTANCE**

		Source
Hydrolyse	Cette substance résiste à l'hydrolyse. DT ₅₀ > à 365 jour(s) à 20 °C et au pH de 4, 7 et 9	E.C., 2003
Photolyse	La photolyse du chlorprophame n'est pas une voie importante de dégradation dans l'environnement ; DT ₅₀ = 83,3 jours (moyenne annuelle du spectre solaire en Europe centrale) DT ₅₀ = 47,4 jours (irradiation en mai)	AGRITOX, 2004
Biodégradabilité	DT ₅₀ moyen de 44 jours dans un système eau/sédiment pour le système entier	E.C., 2003

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Le Koc du chlorprophame varie entre 110 et 480 L/kg et la valeur de log Kow entre = 3,76 et 3,83 ce qui suggère que cette substance s'adsorbera modérément sur les sédiments et matières en suspension.	E.C., 2003
Volatilisation	La valeur de la constante de Henry (0,047 Pa m ³ /mol) indique que le chlorprophame est modérément volatil à partir de la colonne d'eau.	RIVM, 2011
Bioaccumulation	Une étude sur 74 jours a été réalisée sur <i>Oncorhynchus mykiss</i> . Suite à une exposition de 60 jours et à une période de dépuración de 14 jours. Un BCF de 144 (corps entier) a été déterminé. La vitesse de dépuración des organismes est rapide, elle est de 90% après 2 jours. Un BCF de 144 est utilisé dans la détermination des normes de qualité. En l'absence de BMF mesuré, le document guide technique européen pour la dérivation des NQE recommande l'utilisation des valeurs par défaut suivantes pour ce qui est de la prise en compte de la bioamplification : BMF₁ = BMF₂ = 1.	Caldwell, 2001, cité par E.C., 2003 E.C., 2011

ÉCOTOXICITÉ ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon, uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont été validées par l'INERIS ou ont fait l'objet d'une validation collective par l'EFSA et le RIVM.

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.

ÉCOTOXICITÉ

ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE AIGUË

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source	
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Chlamydomonas eugametos</i>	EC ₅₀ (48h, statique, densité cellulaire)	0,43	Valide	Hess, 1980, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	ErC ₅₀ EC ₅₀ (yield) (72h, statique)	3,04 2,34	Valide	Vryenhoef and Mullee, 2009, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Navicula pelliculosa</i>	ErC ₅₀ EbC ₅₀ (96h, statique)	1,65 1,00	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i> (96h, statique)	ErC ₅₀	2,50*	Valide	RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EbC ₅₀ (96h, statique)	1,1	Valide	Migchielsen, 2002, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	ErC ₅₀ EbC ₅₀ (72h, statique)	1,35* 0,87*	Valide	Migchielsen, 2002, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Lemna minor</i>	ErC ₅₀ EbC ₅₀ (7 jours, dynamique)	3,82 1,67	Valide	E.C., 2003
	Eau douce	<i>Lemna minor</i>	ErC ₅₀ EbC ₅₀ (14 jours, dynamique)	3,14 2,65	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	EC ₅₀ (48h, statique, Immobilisation)	2,25*	Valide	RIVM, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
	Sédiment	Pas d'information disponible				
Poissons	Eau douce	<i>Cyprinus carpio</i>	LC ₅₀ (96h, mortalité)	4,89*	Valide	RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Danio rerio</i>	LC ₅₀ (96h, dynamique)	13,4	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Lepomis macrochirus</i>	LC ₅₀ (48h, statique)	12	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Micropterus salmoides</i>	LC ₅₀ (48h, statique)	10	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	LC ₅₀ (96h)	5,95*	Valide	RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Salvelinus fontinalis</i>	LC ₅₀ (96h, statique)	8,8	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible				
Amphibiens	Eau douce	<i>Pleurodeles waltlii</i>	LC ₅₀ (24h, statique)	20	Valide	Caporiccio <i>et al.</i> , 1981, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Triturus helveticus</i>	LC ₅₀ (24h, statique)	6,5	Valide	Caporiccio <i>et al.</i> , 1981, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Xenopus laevis</i>	LC ₅₀ (24h, statique)	8,5	Valide	Caporiccio <i>et al.</i> , 1981, cité par RIVM, 2011

* Moyenne géométrique des résultats de différentes études de même durée pour un même critère d'effet, en accord avec les recommandations de l'E.C. (2011)

ÉCOTOXICITÉ AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source	
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	NOErC (72h, statique)	1,17	Valide	Vryenhoef and Mullee, 2009, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Navicula pelliculosa</i>	NOErC NOEbC (96h, statique)	0,702	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOErC (72h, statique)	0,324*	Valide	RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEbC (72h, statique)	0,311*	Valide	RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOErC (96h, statique)	0,46	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEbC (96h, statique)	0,21*	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	NOEC (72h, densité cellulaire)	0,04	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Lemna minor</i>	NOEbC (7 jours, dynamique)	0,46	Valide	Bogers, 2000 cité par RIVM, 2011
	Eau douce	<i>Lemna minor</i>	NOErC NOEbC (14 jours, dynamique)	1,61	Valide	Firth, 2001 cité par RIVM, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21 jours, dynamique, reproduction)	1	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Milieu marin	<i>Lytechinus pictus</i> (oursin)	NOEC (8h, statique, test embryolaire)	0,124	Valide	Holy, 1998 cité par RIVM, 2011
	Sédiment	Pas d'information disponible				
Poissons	Eau douce	<i>Danio rerio</i>	NOEC (34 jours, dynamique, survie des larves)	0,32	Valide	E.C., 2003, cité par RIVM, 2011
	Milieu marin	Pas d'information disponible				

* Moyenne géométrique des résultats de différentes études de même durée pour un même critère d'effet, en accord avec les recommandations de l'EC 2011

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 pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011). 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., 2011).

En ce qui concerne les organismes marins, selon le guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementales (E.C., 2011), 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.

- **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 chlorprophame, on dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques. Les plantes aquatiques représentent le taxon le plus sensible au chlorprophame lors d'études chroniques. L'AA-QS doit donc être calculée à partir de la plus faible des données chroniques, soit la NOEC (72h) de 0,04 mg/L obtenue pour la microalgue, *Scenedesmus quadricauda*, en lui appliquant, conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 10. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$AA-QS_{\text{water_eco}} = 0,04 / 10 = 0,004 \text{ mg/L, soit}$$

$$AA-QS_{\text{water_eco}} = 4 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, on ne dispose pas de données aiguës. En revanche, on dispose d'une donnée chronique (test embryo-larvaire) pour un taxon marin dit additionnel, l'échinoderme *Lytechinus pictus*. Cependant, le jeu de données disponible n'est pas suffisant pour le chlorprophame afin de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour le milieu marin, le facteur d'extrapolation appliqué doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus importante. Par conséquent et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011) un facteur d'extrapolation de 50 s'applique pour déterminer la $AA-QS_{\text{marine_eco}}$. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$AA-QS_{\text{marine_eco}} = 0,04 / 50 = 0,0008 \text{ mg/L, soit}$$

$$AA-QS_{\text{marine_eco}} = 0,8 \text{ } \mu\text{g/L}$$

- **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., 2011).

Pour le chlorprophame, on dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques. Selon le document guide technique pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), pour cet herbicide dont le mode d'action est connu et pour lequel des essais sont disponibles pour le taxon le plus sensible (algues et plantes aquatiques), un facteur d'extrapolation de 10 est appliqué sur la plus faible donnée disponible (EC_{50} de 0,43 mg/L obtenue pour *Chlamydomonas eugametos*) pour calculer la MAC. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$MAC = 0,43 / 10 = 0,043 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC = 43 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, le jeu de données disponible pour le chlorprophame ne permet pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et dulçaquicoles. Pour les mêmes raisons que pour l'eau douce, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour déterminer la $MAC_{\text{marine_eco}}$ pour le milieu marin conformément au guide technique européen de dérivation des NQE (E.C., 2011). L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$MAC_{\text{marine}} = 0,43 / 100 = 0,0043 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC_{\text{marine}} = 4,3 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [$AA-QS_{\text{water_eco}}$]	4	$\mu\text{g/L}$
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	43	$\mu\text{g/L}$
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau marine)		
Moyenne annuelle [$AA-QS_{\text{marine_eco}}$]	0,8	$\mu\text{g/L}$
Concentration Maximum Acceptable [$MAC_{\text{marine_eco}}$]	4,3	$\mu\text{g/L}$

VALEUR GUIDE POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES (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 pour les organismes aquatiques.

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., 2011) :

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

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 document guide technique européen (E.C., 2011) 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., 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : $0,8 + 0,025 * Koc$ soit $K_{\text{sed-eau}} = 0,8 + 0,025 * 270 = 7,55 \text{ m}^3/\text{m}^3$

Pour le chlorprophame, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = \frac{7,55}{1300} * 4 * 1000$$

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 23,23 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{poids humide}}$$

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

$$\frac{RHO_{sed} \quad 1300}{F_{solide_{sed}} * RHO_{solide} \quad 500} = \frac{1300}{500} = 2,6$$

Avec :

$F_{solide_{sed}}$: fraction volumique en solide dans les sédiments en [m^3_{solide}/m^3_{susp}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $0,2 m^3/m^3$.

RHO_{solide} : masse volumique de la partie sèche en [kg_{solide}/m^3_{solide}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $2500 kg/m^3$.

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

$$QS_{sed \text{ dry weight}} = QS_{sed \text{ wet weight}} * 2,6 = 23,23 * 2,6 = 60,4 \mu g/kg_{sed \text{ poids sec}}$$

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 :

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

Pour le chlorprophame, on obtient :

$$QS_{sed\text{-marin wet weight}} [\mu g/kg] = \frac{7,55}{1300} * 0,8 * 1000$$

$$QS_{sed\text{-marin wet weight}} = 4,65 \mu g/kg_{poids \text{ humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante:

$$QS_{sed\text{-marin dry weight}} = 12,08 \mu g/kg_{sed \text{ poids sec}}$$

Le log Kow 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 substance 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 pour les organismes benthiques (eau douce)	23	µg/kg _{sed poids humide}
	60	µg/kg _{sed poids sec}
Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau marine)	4,65	µg/kg _{sed poids humide}
	12	µg/kg _{sed poids sec}
Conditions particulières	<p>Avec un Koc de 270 L/kg et un log Kow compris entre 3,76 et 3,83 la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée selon le guide technique européen (E.C., 2011).</p> <p>Le seuil proposé n'est fondé que sur la méthode du coefficient de partage à l'équilibre : il est calculé à partir de la norme de qualité dans l'eau et du Koc. L'incertitude de cette méthode devrait être prise en compte lors la mise en application du seuil sédiment</p>	

EMPOISONNEMENT SECONDAIRE

Ce chapitre traite de la toxicité chronique induite par la substance sur les prédateurs *via* la consommation d'organismes aquatiques contaminés (appelés biote, 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.

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 guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2011). 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., 2011). 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.

ÉCOTOXICITÉ POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

TOXICITÉ ORALE POUR LES MAMMIFÈRES

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité chronique	Chien (4/sexe/dose) Durée : 60 semaines Administration orale via l'alimentation (0 – 5 – 50 – 350 – 500 mg/kg _{corporel} /j) Effets : Augmentation de l'activité et du poids de la glande thyroïde, diminution de la concentration de thyroxine (T4) et de triiodothyronine (T3)	NOAEL = 5	Wedig, 1992, cité dans le rapport IPCS-INCHEM, 2000	40	200
Toxicité sur la reproduction (1)	Sur deux générations Rat (15 mâles/dose ; 30 femelles/dose) Durée : 14 semaines avant l'accouplement et jusqu'à la fin de la lactation. Administration orale via l'alimentation (0 – 50 – 150 – 500 mg/kg _{corporel} /j) Effets chez la descendance (D) : Apparition de granules pigmentés (de couleur brune) dans les reins, la rate et le foie. Augmentation du nombre des cellules dans la moelle osseuse. Aucun effet sur la reproduction ni le développement	NOAEL _D = 50	Schroeder 1983, cité dans les rapports IPCS-INCHEM, 2000; US-EPA, 1988	Valeur indiquée par l'étude	1000

Toxicité sur la reproduction (2)	<p>Sur le développement Rats (25 femelles gestantes/dose) Durée : entre les jours de gestation 6 – 15. Administration orale via gavage (0 – 50 – 200 – 800 mg/kg_{corporel}/j) Effets sur le développement ^(D) : Diminution du poids foetal et retard de l'ossification Effets chez la mère ^(M) : Diminution du poids corporel et de la consommation alimentaire.</p>	NOAEL _{D, M} = 200	Becker and Biedermann, 1990a, b, citée dans le rapport IPCS-INCHEM, 2000	20	4000
	<p>Sur le développement Lapine (16 femelles gestantes/dose) Durée : entre les jours 6 – 18 de gestation Administration orale via gavage (0 – 125 – 250 – 500 mg/kg_{corporel}/j). Effet sur le développement ^(D) : Augmentation des pertes après l'implantation Effets chez la mère ^(M) : Diminution du poids corporel, de la consommation alimentaire et de l'excrétion fécale</p>	NOAEL _D = 125 NOAEL _M = 250	James <i>et al.</i> 1983, citée dans le rapport IPCS-INCHEM, 2000	Valeur indiquée par l'étude	21000

L'étude de toxicité chronique présentée dans le tableau ci-dessus est celle décrite par la JMPR, par l'EFSA, par l'US EPA RED et par d'autres organismes (voir « Choix de VTR ») pour déterminer la VTR du chlorprophame (E.C., 2002; JMPR, 2005; US-EPA, 1996).

Concernant les études sur la reproduction, le tableau ci-dessus présente les études les plus pertinentes parmi celles résumées dans le rapport IPCS-INCHEM, 2000. L'étude qui présente l'effet le plus critique observé chez la descendance est celle sur deux générations chez le rat (Schroeder 1983). Cette étude n'est pas publiée mais elle est citée dans les rapports US-EPA, 1988 ; IPCS-INCHEM, 2000. Le NOAEL à retenir est 50 mg/kg_{corporel}/j, basé sur l'apparition de granules pigmentés dans la rate, le foie et les reins, ainsi que sur l'hyperplasie cellulaire dans la moelle osseuse, observées dès 150 mg/kg_{corporel}/j (LOAEL). Cependant, il est à noter que les niveaux rencontrés pour ces effets, ainsi que pour les autres effets chez la mère et sur le développement, sont supérieurs à ceux retenus pour l'établissement de la VTR.

TOXICITÉ ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	Critère d'effet	Source	Facteur de conversion	NOEC/LC ₅₀ [mg/kg _{biota}]
Toxicité aiguë	Caille japonaise (<i>Coturnix coturnix japonica</i>), toxicité aiguë	LC ₅₀	Coenen, 1989, cité par E.C., 2003	-	>2000
	Caille japonaise <i>Coturnix coturnix japonica</i> , mortalité, 5 jours	LC ₅₀	Van Dreumel, 1997, cité par E.C., 2003	-	>5000
	Colin de Virginie (<i>Colinus virginianus</i>), mortalité, 5 jours	LC ₅₀	Campbell et Lynn, 1992, cité par E.C., 2003		>5170
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Pas d'information disponible				
Toxicité pour la reproduction	Colin de Virginie, (<i>Colinus virginianus</i>), reproduction, 22 semaines	NOEC	Johnson, 2001, cité par E.C., 2003	-	1000

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 guide technique européen (E.C., 2011). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2011).

Pour le chlorprophame, un facteur de 30 est appliqué en accord avec le guide technique européen (E.C., 2011) car la durée du test retenu est de 60 semaines (étude considérée comme chronique). A partir d'une NOEC de 200 mg/kg_{biota} (soit un NOAEL de 5 mg/kg pc/j chez le chien), on obtient :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 200 \text{ [mg/kg}_{biota}] / 30 = 6,666 \text{ mg/kg}_{biota} = 6667 \text{ }\mu\text{g/kg}_{biota}$$

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

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

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

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

$$QS_{\text{marin sp}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_sec pois}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

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 biote. 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 biote.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote 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 BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le tableau 4-6, page 123, du guide technique européen (E.C., 2011).

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 chlorprophame, un BCF de 144 et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf. E.C., 2011) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 200 [\text{mg/kg}_{\text{biota}}] / (144 * 1) = 1,38 \text{ mg/L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 200 [\text{mg/kg}_{\text{biota}}] / (144 * 1 * 1) = 1,38 \text{ mg/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	6670	μg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau douce	1390	μg/L
valeur correspondante dans le milieu marin	1390	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.

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.

	Classement CMR	Source
Cancérogène	Le chlorprophame est susceptible de provoquer des cancers. Il a été classé dans la catégorie 2 (H351) selon le règlement (CE) N°1272/2008, adaptation au progrès technique (ATP1).	C.E., 2008
	L'US EPA classe le chlorprophame dans le Groupe E, non cancérogène pour l'homme. La prise en compte des effets cancérogènes de la 3-chloroaniline, métabolite du chlorprophame, a été considérée, mais non retenue car ce type d'effet n'a pas été mis en relation avec le chlorprophame lors des études expérimentales.	US-EPA, 1996 US-EPA, 2002b US-EPA, 2012
Mutagenèse	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 mutagenèse.	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

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.

TOXICITÉ

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité chronique	Chien (4/sexe/dose) Durée : 60 semaines Administration orale via l'alimentation (0 – 5 – 50 – 350 – 500 mg/kg _{corporel} /j) Effets : Augmentation de l'activité et du poids de la glande thyroïde, diminution de la concentration de thyroxine (T4) et de triiodothyronine (T3)	NOAEL = 5	Wedig, 1992, citée dans le rapport IPCS-INCHEM, 2000	50 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 (non détaillé)
Toxicité sur la reproduction	Sur deux générations Rat (15 mâles et 30 femelles/dose) Durée : 14 semaines avant l'accouplement et jusqu'à la fin de la lactation. Administration orale via l'alimentation (0 – 50 – 150 – 500 mg/kg _{corporel} /j) Effets chez la descendance (D) : Apparition de granules pigmentés dans les reins, la rate et le foie. Augmentation du nombre des cellules dans la moelle osseuse. Aucun effet sur la reproduction ni le développement	NOAEL _D = 50	Schroeder 1983, citée dans les rapports IPCS-INCHEM, 2000; US-EPA, 1988	200 ⁽²⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 300 - AF inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10 - AF données limitées = 3

(1) Cette VTR a été déterminée par l'EFSA (2003), par le JMPR (2005), par l'US EPA RED (1996), par l'ANSES (2004) ; par le RIVM (2011) et par le NRA (1997). Cette valeur est retenue par l'INERIS.

(2) Cette VTR a été déterminée par l'US EPA IRIS (1988).

Choix de la VTR

Deux VTR sont disponibles pour le chlorprophame, une de 50 µg/kg_{corporel/j}, proposée par plusieurs organismes, tels que l'EFSA (2003), le JMPR (2005) et l'US EPA RED (1996), *inter alia*, et une autre de 200 µg/kg_{corporel/j}, proposée par l'US EPA IRIS (1988).

La première provient d'une étude d'exposition chronique chez le chien, dans laquelle un NOAEL de 5 mg/kg_{corporel/j} fondé sur les effets sur la thyroïde et les hormones T3 et T4, tandis que l'US EPA IRIS (1988) s'est basée sur un NOAEL de 50 mg/kg_{corporel/j} pour une étude sur la reproduction chez le rat.

L'effet le plus critique, observé chez l'espèce la plus sensible à la dose la plus faible testée, est l'altération des hormones thyroïdiennes, rapporté chez le chien. La VTR de 50 µg/kg_{corporel/j}, appuyée sur les altérations de la thyroïde, est protectrice pour les effets décrits sur la descendance. C'est cette valeur qui est retenue pour l'établissement de la VTR.

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

La norme de qualité pour la santé humaine est calculée de la façon suivante (E.C., 2011) :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0,1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}/\text{j}}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}/\text{j}}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

Ce calcul tient compte de :

- 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.
- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance elle sera considérée égale à 50 µg/kg_{corporel/j} (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- F_{sécurité} : facteur additionnel = 3 pour les effets cancérogènes de la substance,
- 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 journaliers contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2011).

Pour le chlorprophame, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0,1 * 50 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}/\text{j}}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0,115 [\text{kg}_{\text{biota}/\text{j}}]} * \frac{1}{3} = 1014 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante dans l'eau du milieu peut être estimée en tenant compte de la bioaccumulation de la substance :

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

$$QS_{\text{water_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1}$$

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

$$QS_{\text{marine_hh food}} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{\text{biota_hh}} [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}]}{BCF [L/\text{kg}_{\text{biota}}] * BMF_1 * BMF_2}$$

Pour le chlorprophame, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 1014 / (144 * 1) = 7 \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 1014 / (144 * 1 * 1) = 7 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	1000	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau douce	7	$\mu\text{g/L}$
valeur correspondante dans le milieu marin	7	$\mu\text{g/L}$

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

En principe, lorsque des normes de qualité 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 $\mu\text{g/L}$). Pour le chlorprophame, la Directive 98/83/CE fixe une valeur de 0,1 $\mu\text{g/L}$.

A titre de comparaison, la valeur seuil provisoire pour l'eau de boisson est calculée de la façon suivante (E.C., 2011):

$$MPC_{\text{dw, hh}} [\mu\text{g/L}] = \frac{0,1 * VTR [\mu\text{g/kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [L/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

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 50 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.
- F_{sécurité} : facteur additionnel = 3 pour les effets cancérogènes de la substance,

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.

Ainsi, la norme de qualité correspondante dans l'eau brute se calcule de la manière suivante :

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

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 chlorprophame, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0,1 * 50 * 70}{2 * 3 * (1 - 0)} = 58 \mu g/L$$

La valeur la plus protectrice, fixée par la directive 98/83/CE est proposée comme norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable.

Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable	0,1	µg/L
--	-----	------

PROPOSITION DE VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE (VGE)

Elle est définie à partir de la valeur la plus protectrice parmi tous les compartiments étudiés.

		Valeur	Unité
OBJECTIFS DE PROTECTION INDIVIDUELS			
Organismes aquatiques (eau douce) Moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	4	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	43	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0,8	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	4,3	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{biota sec pois} QS _{water_sp} QS _{marine_sp}	6667 1368 1368	µg/kg _{biota} µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{biota hh} QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	1000 7	µg/kg _{biota} µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à la production d'eau potable	QS _{dw_hh}	0,1	µg/L

Pour le chlorprophame, la norme de qualité pour l'eau destinée à la production d'eau potable est la valeur la plus faible pour l'ensemble des approches considérées.

VALEURS GUIDES POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES

Avec un Koc de 270 L/kg et un log Kow compris entre 3,76 et 3,83 la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment peut être recommandée selon le guide technique européen (E.C., 2011).

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	23	µg/kg_{sed poids humide}
	60	µg/kg_{sed poids sec}
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	4,65	µg/kg_{sed poids humide}
	12	µg/kg_{sed poids sec}

BIBLIOGRAPHIE

- AGRITOX. (2004). "Base de données sur les substances actives phytopharmaceutiques. Chlorprophame." from <http://www.agritox.anses.fr/php/sa.php?sa=3>.
- 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. (2004). Directive 2004/20/CE de la commission du 2 mars 2004 modifiant la directive 91/414/CEE du Conseil en vue d'y inscrire la substance active chlorprophame. Journal officiel de l'Union européenne: 1-3.
- 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. (2002). Review report for the active substance chlorpropham. Finalised in the Standing Committee on the Food Chain and Animal Health at its meeting on 28 November 2003 in view of the inclusion of chlorpropham in Annexe I of Directive 91/414/EEC. European Commission - Health and consumer protection directorate general. 2003.
- E.C. (2003). Addendum to the draft assessment report and proposed decision of the The Netherlands prepared in the context of the possible inclusion of chlorpropham in Annex I of Council Directive 91/414/EEC. European Commission
- E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disruptors - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706)). Reference : SEC(2004) 1372. European Commission, Brussels
- E.C. (2007). "Community Strategy for Endocrine Disruptors - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife", SEC (2007) 1635. Third progress report on the implementation of the Strategy during the period 2004-2006."
- E.C. (2011). Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Guidance Document No. 27 for the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2011 - 055. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/tgd-egs_cis-wfd/ EN 1.0 &a=d.
- IPCS-INCHEM (2000). Pesticide residues in food 2000 : Chlorpropham <http://www.inchem.org/documents/jmpr/jmpmono/v00pr02.htm>.
- JMPR (2005). Chlorpropham (Addendum). Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues
- Petersen G., Rasmussen D. et Gustavson K. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. Report ENV.D.4/ETU/2005/0028r. DHI water & environment, ENV.D.4/ETU/2005/0028r. 2007.06.04.
- PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.
- RIVM (2011). Environmental risk limits for chlorpropham in water. RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2011.
- US-EPA (1988). Integrated Risk Information System (IRIS). Chlorpropham (CASRN 101-21-3). United States Environmental Protection Agency

- US-EPA (1996). Reregistration Eligibility Decision (RED) - Chlorpropham. US-EPA - Office of prevention, pesticides and toxic substances, EPA 738-R-96-023
- US-EPA (2002a). Reregistration eligibility decision (RED) for oxyfluorfen, case No. 2490. Unites States Environmental Protection Agency Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances
- US-EPA (2002b). Report of FQPA Tolerance Reassessment Progress and Interim Risk Management Decision (TRED) for chlorpropham. US-EPA - Office of prevention, pesticides and toxic substances http://www.epa.gov/oppsrrd1/REDs/chlorpropham_tred.pdf.
- US-EPA (2012). Chemicals Evaluated for Carcinogenic Potential. US-EPA - Office of Pesticide Programs http://npic.orst.edu/chemicals_evaluated.pdf.