

## VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE

### EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau :  $VGE_{EAU-DOUCE} = 0,6 \mu\text{g/L}$

Fondée sur la proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche.  $VGE_{BIOTA} = 24,3 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:  $MAC_{EAU-DOUCE} = 177 \mu\text{g/l}$

### EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau :  $VGE_{EAU-MARINE} = 24,34 \mu\text{g/kg}_{\text{biota - mollusque}}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau:  $MAC_{EAU-MARINE} = 17,7 \mu\text{g/l}$

## VALEURS GUIDES POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES

Les critères décrits par le document guide technique européen (E.C., 2011) pour déterminer si la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est nécessaire impliquent d'utiliser les valeurs de Koc et de Kow. Pour l'antimoine, comme pour les autres métaux et métalloïdes, il n'est pas possible de s'appuyer sur ces valeurs car l'adsorption varie autant avec le pH et la composition du sédiment qu'avec le contenu en matière organique. Etant donné que la substance a tendance à s'accumuler dans le sédiment (donc susceptible de se remettre en suspension) et que des effets de l'antimoine sur les organismes benthiques ont été démontrés dans la littérature scientifique, la substance peut être suivie dans le sédiment.

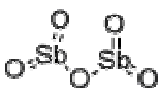
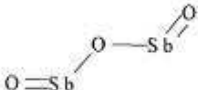
## IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

L'antimoine est utilisé dans la fabrication des alliages antifriction, des plaques de plomb des batteries, des plombs de chasse, des semi-conducteurs, des piles thermo-électriques, pour le traitement de surface des métaux et pour le noircissement du fer.

Le trioxyde d'antimoine représente la forme la plus rejetée dans l'environnement (RIVM, 2009). Il est employé comme retardateur de flamme pour les textiles et les matières plastiques, comme opacifiant pour les verres, les céramiques et les métaux, comme pigment pour les peintures et comme catalyseur chimique. Il est également utilisé dans la fabrication de sels d'antimoine.

En conditions naturelles, dans les écarts de pH normaux les principales espèces d'antimoine sont presque exclusivement dans la fraction dissoute de l'eau. Dans l'eau douce, il est majoritairement sous forme Sb(V) ( $\text{Sb(OH)}_6^-$  et  $\text{SbO}_3^-$ ) mais aussi sous forme Sb(III) ( $\text{Sb(OH)}_3$  ou  $\text{HSbO}_2$ ). Dans l'eau de mer, les espèces chloro-hydroxylées sont les plus probables (Fillela et al., 2002).

Le présent document prend en compte les différents composés d'antimoine mentionnés dans la littérature scientifique, la mesure d'antimoine dans l'eau devrait s'effectuer sur les formes dissoutes d'antimoine Sb(III) et Sb(V).

Substance chimique	Antimoine	Pentoxyde d'antimoine	Trioxyde d'antimoine
<b>Synonymes</b>	Antimony	Antimonic oxide Antimony pentaoxide Antimony pentoxide (V)	Oxyde d'antimoine (III) Oxyde antimonieux Sesquioxyde d'antimoine Trioxyde de diantimoine Antimonious oxide Antimony oxide Antimony (3+) oxide
<b>Numéro CAS</b>	7440-36-0	1314-60-9	1309-64-4
<b>Formule moléculaire</b>	Sb	$\text{Sb}_2\text{O}_5$	$\text{Sb}_2\text{O}_3$
<b>Code SMILES</b>	[Sb]	$\text{O}=[\text{Sb}](=\text{O})\text{O}[\text{Sb}](=\text{O})=\text{O}$	$\text{O}=[\text{Sb}]\text{O}[\text{Sb}]=\text{O}$
<b>Structure moléculaire</b>	Sb		

**EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES**

<b>Evaluations existantes</b>	<p>European Union Risk Assessment Report for DIANTIMONY TRIOXIDE (CAS-No.: 1309-64-4, EINECS-No.: 215-175-0) (Final report) (E.C., 2008a)</p> <p>Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. (RIVM, 2005)</p> <p>Re-evaluation of some human-toxicological Maximum permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. (RIVM, 2009)</p> <p>Guidelines for drinking-water quality. (OMS, 2011)</p> <p>Antimoine et ses dérivés (INERIS, 2007)</p>	
<b>Phrases de risque et classification</b>	<i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Trioxyde d'antimoine : Carc 3 (R40)	
	<i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Trioxyde d'antimoine : Carc 2 (H351)	
<b>Effets endocriniens</b>	L'antimoine n'est pas cité 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).	
<b>Critères PBT / POP</b>	La substance n'est pas citée dans les listes PBT/vPvB <sup>1</sup> (C.E., 2006) ou POP <sup>2</sup> (PNUE, 2001).	
<b>Normes de qualité existantes</b>	Union européenne PNECaquatic (Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) = 0.113 mg Sb/l PNECsediment (Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) = 11.2 mg Sb/kg sec PNECmarine water (Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) = 11.3 µg Sb/l PNECmarine sediment (Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) = 2.24 mg Sb/kg dw Canada, Antimoine, Eau potable = 6 µg/L Allemagne, Antimoine : Organismes aquatiques = 20 µg/L	E.C., 2008a

<sup>1</sup> 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).

<sup>2</sup> 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).

<b>Normes de qualité existantes</b>	Organismes sédimentaires = 6 mg/kg Eau potable = 5µg/L	ETOX, 2013  (RIVM, 2012)
	Pays-Bas, Antimoine (SB, Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) : Eau de surface = 5,6 µg/L (basé sur la valeur pour la consommation humaine de poisson) Sédiment = 14 mg/kg sec Eau potable = 21 µg/L	
<b>Mesure de restriction</b>	Non disponible	
<b>Substance(s) associée(s)</b>	-	

### PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

Substances	Valeurs		
	Sb	Sb <sub>2</sub> O <sub>5</sub> (Sb V)	Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (Sb III)
	121.75	323.5	291.5
<b>Poids moléculaire [g/mol]</b>	ATSDR, 1992; HSDB, 2013; Merck, 1996	ATSDR, 1992; Guide de la chimie, 2004b; Merck, 1996	ATSDR, 1992; Guide de la chimie, 2004a; Merck, 1996
<b>Hydrosolubilité [mg/L]</b>	Insoluble	Insoluble	< 28,7 à 20°C
	ATSDR, 1992	ATSDR, 1992	IUCLID, 2000
<b>Pression de vapeur [Pa]</b>	Non applicable		
<b>Constante de Henry [Pa.m<sup>3</sup>/mol]</b>	Non applicable		
<b>Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)</b>	Non applicable		
<b>Coefficient de partage carbone organique-eau (Koc) [L/kg]</b>	Non applicable		
<b>Constante de dissociation (pKa)</b>	Non applicable		

**COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT****PERSISTANCE**

		Source
<b>Hydrolyse</b>	Dans l'environnement, l'antimoine est principalement dissous dans l'eau sous les degrés d'oxydation Sb(III) et Sb(V). Le trioxyde d'antimoine se dissout dans l'eau formant un ion trivalent qui s'hydrolyse vers la forme neutre $Sb(OH)_3$ . En milieu oxique, ce dernier est oxydé pour donner l'ion pentavalent $Sb(OH)_6^-$ . En milieu oxygéné, la forme pentavalente $Sb(OH)_6^-$ est dominante, en milieu anoxique, la forme trivalente $Sb(OH)_3$ est dominante.	E.C., 2008a
<b>Photolyse</b>	Pas d'information disponible.	
<b>Biodégradabilité</b>	Non applicable.	

**DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT**

		Source
<b>Adsorption</b>	L'antimoine dans les eaux est principalement présent sous des formes associées à la matière particulaire. Au niveau du sol, l'antimoine sera plus fortement adsorbé dans des conditions faiblement acides. Cette adsorption est corrélée avec les teneurs en fer, manganèse et aluminium des sols dans la mesure où l'antimoine coprécipite avec les oxyhydroxydes de ces éléments. Le log $k_{p\text{sediment}}$ de 3,4 correspond à la moyenne des résultats obtenus dans différentes études portant sur l'adsorption du trioxyde d'antimoine au sédiment dans différents cours d'eau.	ATSDR, 1992  E.C., 2008a
<b>Volatilisation</b>	L'antimoine est un métalloïde relativement volatil et sous forme vapeur, suite à un procédé de combustion, il se condense sur la matière particulaire en suspension fine dont le diamètre est inférieure au micromètre. La demi-vie de l'antimoine dans l'atmosphère est estimée de 1,9 à 3,2 jours. Sa volatilisation à partir de l'eau n'est pas connue.	ATSDR, 1992
<b>Bioaccumulation</b>	Les données concernant la bioconcentration de l'antimoine chez les organismes aquatiques (eaux douces et marines) sont très variables selon les auteurs et les espèces. Des BCFs de 16 000 pour l'huître et de 40 chez des poissons marins ont été mesurés. En revanche, l'accumulation de l'antimoine chez les algues est très faible, voire insignifiante.	Bonotto <i>et al.</i> , 1983  Chapman <i>et al.</i> , 1968

**ECOTOXICITE ET TOXICITE****ORGANISMES AQUATIQUES**

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon plusieurs résultats des tests d'écotoxicité. Les données sont issues d'évaluations des risques de la Communauté Européenne, des Etats Unis et du RIVM, elles n'ont donc pas fait l'objet de validation supplémentaire.

Ces résultats d'écotoxicité sont principalement exprimés sous forme de NOEC (*No Observed Effect Concentration*), concentration sans effet observé, d'EC<sub>10</sub> concentration produisant 10% d'effets et équivalente à la NOEC, ou de EC<sub>50</sub>, 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 EC<sub>50</sub> sont plutôt utilisées pour caractériser les effets à court terme.

**ECOTOXICITE****ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Lemna minor</i>	CE <sub>50</sub> (72h) SbCl <sub>3</sub>	>25,5	valide	Brooke <i>et al.</i> , 1986
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	CL <sub>50</sub> (48h) K <sub>2</sub> [C <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O <sub>6</sub> Sb] <sub>2</sub>	5	Non valide, citée pour information	Doe <i>et al.</i> , 1987
		<i>Daphnia magna</i>	CL <sub>50</sub> (48h) SbCl <sub>3</sub>	18,8	valide	Kimball, 1978
		<i>Gammarus pseudolimnaeus</i>	CE <sub>50</sub> (72h) SbCl <sub>3</sub>	>25,7	valide	Brooke <i>et al.</i> , 1986
		<i>Hydra oligactis</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	1,95	valide	TAI_Environmental_Sciences_I.,1990 cité dans E.C., 2008a
		<i>Physa heterostropha</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	14,2	valide	TAI_Environmental_Sciences_I.,1990 cité dans E.C., 2008a
		<i>Chlorohydra viridissima</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	1,77	valide	TAI_Environmental_Sciences-I., 1990 cité dans E.C., 2008a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Sédiment	<i>Lumbriculus variegatus</i> (en milieu aquatique)	CE <sub>50</sub> (72h) SbCl <sub>3</sub>	>25,7	valide	Brooke <i>et al.</i> , 1986	

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Invertébrés	Sédiment	<i>Pycnopsche sp.</i> (trichoptère) (en milieu aquatique)	CE <sub>50</sub> (72h) SbCl <sub>3</sub>	>25,7	valide	Brooke <i>et al.</i> , 1986
		<i>Hyallela azteca</i> (en milieu aquatique)	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	21,6	valide	TAI_Environmental_Sciences_I.,1990 cité dans E.C., 2008a
		<i>Chironomus tentans</i> (en milieu aquatique)	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	4,1	valide	TAI_Environmental_Sciences_I.,1990 cité dans E.C., 2008a
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	CL <sub>50</sub> (96h) K <sub>2</sub> [C <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O <sub>6</sub> Sb] <sub>2</sub>	37	Non valide, citée pour information	Doe <i>et al.</i> , 1987
		<i>Pimephales promelas</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	21,9 14,4	Valide valide	Kimball, 1978 Brooke <i>et al.</i> , 1986
	Milieu marin	<i>Pagrus major</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>5</sub>	0,93	Non valide, citée pour information	Takayanagi, 2001
		<i>Pagrus major</i>	CL <sub>50</sub> (96h) K[Sb(OH) <sub>6</sub> ]	6,9	valide	Takayanagi, 2001
		<i>Pagrus major</i>	CL <sub>50</sub> (96h) SbCl <sub>3</sub>	12,4	valide	Takayanagi, 2001

Les données obtenues lors de l'essai de Takayanagi (2001) n'ont pas été considérées dans leur intégralité comme suffisamment robustes dans le rapport de risque européen (E.C., 2008a). Une grande différence est observée entre les CE<sub>50</sub> (13 fois plus toxique) obtenus avec l'antimoine trivalent et l'antimoine pentavalent de solubilité comparable. Une grande différence est également observée entre les CE<sub>50</sub> (un facteur de 7) obtenues avec des Sb(V) issus tous deux d'antimoine pentavalent dissous et mesurables dans l'eau. Ces deux constatations ne sont pas cohérentes avec les informations issues de la littérature scientifique contrairement à la toxicité voisine observée entre les résultats issus des essais avec du K[Sb(OH)<sub>6</sub>] et du SbCl<sub>3</sub>. C'est pourquoi le rapport de risque européen (E.C., 2008a) recommande de ne pas considérer la donnée obtenue avec du SbCl<sub>5</sub> comme une donnée valide.

## ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	NOEC (72h) croissance SbCl <sub>3</sub>	2,11	valide	Heijerick et Vangheluwe, 2004 cité dans E.C., 2008a
		<i>Lemna minor</i>	NOEC (72h) SbCl <sub>3</sub>	12,5	valide	Brooke et al., 1986
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	NOEC (33j) croissance K <sub>2</sub> [C <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O <sub>6</sub> Sb] <sub>2</sub>	0,8	Non valide, citée pour information	Doe et al., 1987
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (30j) reproduction K <sub>2</sub> [C <sub>4</sub> H <sub>2</sub> O <sub>6</sub> Sb] <sub>2</sub>	1,7	Non valide, citée pour information	Doe et al., 1987
		<i>Daphnia magna</i>	NOEC (21) reproduction SbCl <sub>3</sub>	1,74	valide	Heijerick et Vangheluwe, 2003a cité dans E.C., 2008a
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	<i>Chironomus riparius</i>	NOEC (28j) Croissance de la larve - masse SbCl <sub>3</sub>	112 mg/kg de sédiment sec	valide	Heijerick et Vangheluwe, 2005a cité dans E.C., 2008a
		<i>Hyallela azteca</i>	NOEC (28j) Croissance (masse et taille) SbCl <sub>3</sub>	124 mg/kg de sédiment sec	valide	Heijerick et Vangheluwe, 2003b cité dans C.E, 2009
<i>Lumbriculus variegatus</i>		NOEC (28j) Croissance (masse) SbCl <sub>3</sub>	112 mg/kg de sédiment sec	valide	Heijerick et Vangheluwe, 2005b cité dans E.C., 2008a	
Poissons	Eau douce	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC (30j) Sb <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	>0,075	valide	LeBlanc et Dean 1984
		<i>Pimephales promelas</i>	NOEC (28j) croissance (taille) SbCl <sub>3</sub>	1,13	valide	Kimball, 1978
		<i>Pimephales promelas</i>	NOEC (28j) croissance (masse) SbCl <sub>3</sub>	2,31	valide	Kimball, 1978



Organisme	Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC (28j) survie des larves SbCl <sub>3</sub>	4,5	valide	Kimball, 1978
	Milieu marin	Pas d'information disponible.			

Les données obtenues lors de l'essai de Doe *et al.* (1987) n'ont pas été considérées comme suffisamment robustes dans le rapport d'évaluation des risques européen (E.C., 2008a) car les informations sur le nombre d'individus testés, les concentrations testées, le nombre de réplicas ou les méthodes statistiques employées ne sont pas disponibles.

L'étude de Leblanc et Dean (1984) a été réalisée avec 5 concentrations (de 0,6 à 7,5 Sb µg/L), la concentration la plus élevée n'a pas provoqué d'effets significatifs par rapport aux témoins (E.C., 2008a).

## 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'EC<sub>50</sub> 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), pour les métaux, les données de toxicité en eau douce et eau de mer doivent être séparées *a priori*. Ceci est dû à la différence de toxicité attendue sur les espèces d'eau douce ou d'eau de mer en raison de la différence dans la spéciation des métaux et leur biodisponibilité ainsi que des capacités d'(osmo)régulation des espèces. Les données ne devraient être combinées que s'il n'y a pas de différence significative démontrable entre la sensibilité de ces deux types d'espèces.

Dans le cas de l'antimoine, une seule donnée d'écotoxicité obtenue sur organisme marin est disponible (un essai en exposition aiguë réalisé sur un poisson) et il n'est donc pas possible de démontrer statistiquement une différence ou une absence de différence de sensibilité entre les espèces marines et d'eau douce. En conséquence, l'AA-QS<sub>marine\_eco</sub> sera calculée en combinant les données d'eau douce et d'eau de mer. Néanmoins, le facteur d'extrapolation appliqué pour déterminer la AA-QS<sub>marine\_eco</sub> doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons spécifiques du milieu marin et une diversité d'espèces plus complexe en milieu marin.

- **Moyenne annuelle (AA-QS<sub>water\_eco</sub> et AA-QS<sub>marine\_eco</sub>) :**

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

Pour l'antimoine, des données aiguës et chroniques sont disponibles pour 3 niveaux trophiques. La donnée court terme la plus basse est obtenue sur l'hydre *Chlorohydra viridissima*, avec une CL<sub>50</sub> de 1,77 mg/L. Cet organisme est un consommateur secondaire, ce qui le place au même niveau que les vertébrés sur la chaîne trophique (E.C., 2008b). La donnée chronique la plus basse a également été obtenue lors d'un essai sur un consommateur secondaire : le poisson *Pimephales promelas* (NOEC

(28 j) à 1,13 mg/L). Le guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011) propose de calculer la AA-QS<sub>water\_eco</sub> en appliquant un facteur de 10 sur cette valeur. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$AA-QS_{water\_eco} = 1,13 / 10 = 0,113 \text{ mg/L, soit}$$

$$AA-QS_{water\_eco} = 113 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, une seule donnée est disponible (un essai en exposition aiguë réalisé sur un poisson) et il n'est pas possible de montrer une différence de sensibilité entre les espèces marines et d'eau douce. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), étant donné que la donnée la plus basse en chronique est obtenue sur un poisson d'eau douce (NOEC (28j) à 1,13 mg/L obtenue pour *Pimephales promelas*) et que les résultats en exposition aiguë indiquent également un consommateur secondaire (l'hydre *Chlorohydra viridissima*, avec une CL<sub>50</sub> de 1,77 mg/L) comme l'espèce la plus sensible, un facteur d'extrapolation de 100 est appliqué pour calculer la AA-QS<sub>marine\_eco</sub>. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$AA-QS_{marine\_eco} = 1,13 / 100 = 0,0113 \text{ mg/L, soit}$$

$$AA-QS_{marine\_eco} = 11,3 \text{ } \mu\text{g/L}$$

- **Concentration Maximum Acceptable (MAC et MAC<sub>marine</sub>)**

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). Le jeu de données disponibles ne permet pas de mettre en évidence une différence de sensibilité entre les espèces marines et d'eau douce, les données peuvent donc être considérées ensembles.

Pour l'antimoine, le guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011) recommande d'utiliser un facteur d'extrapolation de 10 pour un jeu de donnée homogène comportant des données pour trois niveaux trophiques différents.

La donnée disponible la plus basse est une CL<sub>50</sub> (96h) de 1,77 mg/L obtenue pour *Chlorohydra viridissima*. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$MAC = 1,77 / 10 = 0,177 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC = 177 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, une seule donnée est disponible (poisson), il n'est donc pas possible de démontrer statistiquement une différence de sensibilité entre les espèces marines et d'eau douce. Le guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011) prévoit un facteur d'extrapolation de 100 pour un jeu de donnée homogène comportant des données pour trois niveaux trophiques différents :

$$MAC_{marine} = 1,77 / 100 = 0,0177 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC_{marine} = 17,7 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS <sub>water_eco</sub> ]	113	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	177	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau marine)		
Moyenne annuelle [AA-QS <sub>marine_eco</sub> ]	11,3	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC <sub>marine_eco</sub> ]	17,7	µg/L

### VALEUR GUIDE DE QUALITE POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES (QS<sub>SED</sub> ET QS<sub>SED-MARIN</sub>)

Une concentration annuelle moyenne est déterminée pour protéger les organismes benthiques dulçaquicoles d'une possible exposition prolongée.

Pour l'antimoine, des données d'écotoxicité aiguës sont disponibles pour des espèces benthiques mais les essais ont tous été réalisés dans des milieux aqueux uniquement, ces résultats ne sont donc pas utilisés pour déterminer de QS<sub>sed</sub> avec la méthode des facteurs d'extrapolation. On dispose en revanche de données chroniques pour 3 espèces benthiques obtenues lors d'essais réalisés dans des milieux eau/sédiment. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 10 s'applique sur la plus faible NOEC valide disponible (NOEC (28j) de 112 mg/kg obtenue pour *Chironomus riparius* et *Lumbriculus variegatus* ; soit 78 mg/kg de sédiment humide). L'INERIS propose donc la valeur guide de qualité pour le sédiment :

$$QS_{\text{sed dry weight}} = 112 / 10 = 11,2 \text{ mg/kg,}$$

$$QS_{\text{sed dry weight}} = 11\ 200 \text{ µg/kg (soit } 7\ 800 \text{ µg/kg poids humide)}$$

En ce qui concerne les organismes marins, aucune donnée long terme valide obtenue lors d'essais sur organismes benthiques marins n'est disponible. La QS<sub>sed-marin dry weight</sub> peut alors être calculée à partir d'études sur des espèces dulçaquicoles. On dispose de données pour trois espèces d'eau douce aux modes de nutritons différents. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 50 est appliqué sur la plus faible NOEC disponible et valide (NOEC de 112 mg/kg obtenue pour *Chironomus riparius* et *Lumbriculus variegatus* ; soit 78 mg/kg de sédiment humide) pour calculer la QS<sub>sed-marin dry weight</sub>. L'INERIS propose donc la valeur suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry weight}} = 112 / 50 = 2,24 \text{ mg/kg,}$$

$$QS_{\text{sed-marin dry weight}} = 2\ 240 \text{ µg/kg (soit } 1\ 560 \text{ µg/kg poids humide)}$$

<b>Proposition de valeur guide de qualité pour les organismes benthiques (eau douce)</b>	7 800	µg/kg <sub>sed poids humide</sub>
	11 200	µg/kg <sub>sed poids sec</sub>
<b>Proposition de valeur guide de qualité pour les organismes benthiques (eau marine)</b>	1 560	µg/kg <sub>sed poids humide</sub>
	2 240	µg/kg <sub>sed poids sec</sub>
<b>Conditions particulières</b>	Les critères décrits par le document guide technique européen (E.C., 2011) pour déterminer si la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est nécessaire impliquent d'utiliser les valeurs de Koc et de Kow. Pour l'antimoine, comme pour les autres métaux et métalloïdes, il n'est pas possible de s'appuyer sur ces valeurs car l'adsorption varie autant avec le pH et la composition du sédiment qu'avec le contenu en matière organique. Etant donné que la substance a tendance à s'accumuler dans le sédiment (donc susceptible de se remettre en suspension) et que des effets de l'antimoine sur les organismes benthiques ont été démontrés dans la littérature scientifique, il est recommandé de mettre en œuvre un seuil pour le sédiment.	

## 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., 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., 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.

## ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

## TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Rat Exposition orale ( 90 j) Dose : 0,06 - 42,17 mg.kg <sup>-1</sup> .pc <sup>-1</sup> chez les mâles ; 0,006 - 45,39 mg.kg <sup>-1</sup> .pc <sup>-1</sup> chez les femelles Effets : diminution de la croissance pondérale et de l'altération de la consommation de nourriture et de boisson	5,58	Lynch <i>et al.</i> , 1999 ; Poon <i>et al.</i> , 1998	20	111,6
<b>Toxicité sur la reproduction</b>	Rat Exposition orale, via l'eau de boisson, pendant la gestation et jusqu'à jour 22 de vie au trichlorure d'antimoine à des doses de 0,1 – 1 mg/dl Aucun effet macroscopique n'a été rapporté chez la descendance	≥ 0,748	Rossi <i>et al.</i> , 1987	10	7,48

Dans l'étude sur la reproduction aucun effet macroscopique n'a été observé chez la descendance. Ainsi donc, le NOAEL à retenir est celui de l'étude de Poon (1998), 5,58 mg/kg pc/j, soit 11,6 ppm pour la diminution de la croissance et de la diminution de la consommation alimentaire et de l'eau de boisson observé chez le rat.

## TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg <sub>biota</sub> ]
<b>Toxicité sub-chronique et/ou chronique</b>	Pas d'information disponible.				
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Pas d'information disponible.				

**NORME DE QUALITE EMPOISONNEMENT SECONDAIRE (QS<sub>BIOTA\_SEC POIS</sub>)**

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS<sub>biota\_sec pois</sub>) 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 l'antimoine, un facteur de 90 est appliqué car la durée du test retenu (NOAEL à 1686 mg/kg poids corporel / j sur le rat, soit une NOEC de 33 720 mg/kg<sub>biota</sub>) est 90j. On obtient donc :

$$QS_{\text{biota\_sec pois}} = 111,6 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 90 = 374,6 \text{ mg/kg}_{\text{biota}} = 1\,240 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$$

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

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

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

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

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

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF<sub>1</sub> : facteur de biomagnification,

BMF<sub>2</sub> : 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 selon les espèces considérées.

Les données concernant la bioconcentration de l'antimoine chez les organismes aquatiques (eaux douces et marines) sont très variables selon les auteurs et les espèces. Des BCF de 16 000 pour l'huître marine et de 40 chez des poissons marins ont été mesurés. Au vu du BCF obtenu chez les invertébrés, l'accumulation pourrait être un phénomène significatif, pourtant, compte tenu des faibles concentrations mesurées chez les prédateurs, la bioamplification de l'antimoine le long de la chaîne trophique semble peu probable.

Pour l'antimoine, en se basant sur le BCF<sub>poisson</sub> de 40 et un BMF<sub>1</sub> = BMF<sub>2</sub> de 1 (l'antimoine ne s'accumule pas le long de la chaîne trophique), on a :

$$QS_{\text{water sp}} = 1\,240 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (40 * 1) = 31 \text{ } \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 1\,240 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (40 * 1 * 1) = 31 \text{ } \mu\text{g}/\text{L}$$

Pour l'antimoine, avec un BCF<sub>mollusque</sub> de 16 000 et un BMF1 = BMF2 de 1 (l'antimoine ne s'accumule pas le long de la chaîne trophique), on a :

$$QS_{\text{water sp}} = 1\,240 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (16\,000 * 1) = 0,077 \text{ } \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 1\,240 \text{ } [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (16\,000 * 1 * 1) = 0,077 \text{ } \mu\text{g}/\text{L}$$

L'écart entre les résultats obtenus en fonction du BCF choisi est important. Mais la bioaccumulation mesurée sur l'organisme filtreur *Crassostrea virginica* n'est pas représentative des conditions de prédation attendues dans un milieu naturel. En accord avec le guide technique européen (E.C., 2011) qui recommande d'utiliser un BCF obtenu sur poisson si il est disponible, le BCF de 40 sera utilisé pour la détermination de la norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire.

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	1 240	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau douce	31	$\mu\text{g}/\text{L}$
valeur correspondante dans le milieu marin	31	$\mu\text{g}/\text{L}$

## 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. De plus, contrairement à l'évaluation des effets pour les prédateurs, les effets de type cancérogène ou mutagène sont également pris en compte.

	Classement CMR	Source
<b>Cancérogénèse</b>	Le trioxyde d'antimoine (1309-64-4) est susceptible de provoquer des cancers. Il a été classé dans la catégorie 2 (H351) selon le règlement (CE) N°1272/2008. Tous les autres composés de l'antimoine sauf le tétrouxyde ( $Sb_2O_4$ ), le pentoxyde ( $Sb_2O_5$ ), le trisulfure ( $Sb_2S_3$ ) et le pentasulfure ( $Sb_2S_5$ ) sont inscrits dans l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne font pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse.	C.E., 2008
<b>Mutagenèse</b>	Tous les composés de l'antimoine sauf le tétrouxyde ( $Sb_2O_4$ ), le pentoxyde ( $Sb_2O_5$ ), le trisulfure ( $Sb_2S_3$ ) et le pentasulfure ( $Sb_2S_5$ ) sont inscrits dans l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne font pas l'objet d'un classement pour la mutagenèse.	C.E., 2008
<b>Toxicité pour la reproduction</b>	Tous les composés de l'antimoine sauf le tétrouxyde ( $Sb_2O_4$ ), le pentoxyde ( $Sb_2O_5$ ), le trisulfure ( $Sb_2S_3$ ) et le pentasulfure ( $Sb_2S_5$ ) sont inscrits dans l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 mais ne font 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.



## TOXICITE

	Type de test	NOAEL [mg/kg <sub>corporel</sub> /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg <sub>corporel</sub> /j]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat, exposition orale pendant 90 jours Dose : 0,06 - 42,17 mg.kg <sup>-1</sup> pc chez les mâles, 0,006 - 45,39 mg.kg <sup>-1</sup> pc chez les femelles Effets : diminution de croissance pondérale et de l'altération de la consommation de nourriture et de boisson	6	Poon <i>et al.</i> 1998, cité dans OMS, 2011 et RIVM 2009	6 <sup>(1)</sup> Facteur d'incertitude utilisé : 1 000 - AF inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10 - AF extrapolation subchronique = 10
	Rat exposés par voie orale toute leur vie à des doses de 0,262 mg.kg <sup>-1</sup> .j <sup>-1</sup> de tartrate de potassium et d'antimoine dans l'eau de boisson. Effets : diminution de la durée de vie, augmentation du taux de cholestérol sérique, diminution de la glycémie post-prandiale.	LOAEL =0,35	Schroeder <i>et al.</i> 1970 cité dans US EPA (IRIS), 1991	0,4 <sup>(2)</sup> Facteur d'incertitude utilisé : 1 000 : - AF inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10 - AF extrapolation LOAEL-NOAEL = 10

(1) Cette VTR a été déterminée par l'OMS (2011) et par le RIVM (2009).

(2) Cette VTR a été déterminée par l'USEPA (1991). Cette valeur est retenue par l'INERIS.

**Choix de VTR****L'INERIS propose de retenir pour une exposition chronique à l'antimoine par voie orale la VTR chronique de 4.10<sup>-4</sup> mg.kg<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup> de l'US EPA**

Trois VTR sont proposées par les organismes OMS, 2011 ; US EPA (IRIS), 1991 ; RIVM, 2009 pour des expositions chroniques à l'antimoine par voie orale. La valeur de l'US-EPA est construite à partir d'une étude chronique (Schroeder *et al.*, 1970) réalisée avec du tartrate d'antimoine et de potassium et portant sur des effets critiques biochimiques (glucose sanguin et cholestérol). Un facteur d'incertitude de 1 000 a été utilisé pour tenir compte des paramètres inter- et intra-espèces ainsi que de l'utilisation d'un LOAEL. L'OMS se base sur une étude plus récente, subchronique (90 jours) utilisant également du tartrate d'antimoine et de potassium (Poon *et al.*, 1998) mais dans laquelle les effets critiques sont le gain de poids corporel et la diminution de la prise alimentaire. Ces deux études sont sensiblement équivalentes mais les effets critiques retenus pour la construction de la VTR de l'US EPA sont cohérents par rapport au profil toxicologique de la substance. Enfin, le RIVM reprend en 2009 intégralement la valeur de l'OMS de 2008 qui a été reconduite en 2011. **L'INERIS propose la valeur de l'US EPA pour des expositions chroniques par voie orale.**

Le trioxyde d'antimoine est classé par l'Union Européenne (catégorie 2, susceptible de provoquer des cancers) et par le CIRC (groupe 2B, peut-être cancérigène pour l'homme) pour ses effets cancérigènes. Le trisulfure d'antimoine est classé dans le groupe 3 (inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme) par le CIRC pour ses effets cancérigènes. L'antimoine ne fait pas l'objet d'une classification par l'US -EPA.

Plusieurs composés de l'antimoine ont été étudiés par l'Union Européenne mais n'ont pas été classés quant à leur caractère génotoxique.

Chez l'homme, la seule étude disponible ne montre pas d'incidence sur les cancers. Chez l'animal, l'exposition par inhalation au trioxyde d'antimoine ou au trisulfure d'antimoine entraîne une augmentation de l'incidence des tumeurs pulmonaires. Cependant, l'exposition par voie orale au tartrate de potassium et d'antimoine ne montre pas d'incidence sur l'apparition des cancers.

### NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA LA CONSOMMATION DES PRODUITS DE LA PECHE (QS<sub>BIOTA\_HH</sub>)

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

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * VTR [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons. Journ. Moy.} [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} * \frac{1}{F_{\text{securite}}}$$

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 0.4  $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$  (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. Les composés ne présentent aucune de ces propriétés suite à une exposition orale (le trioxyde d'antimoine est classé catégorie 3 suite à la démonstration d'une augmentation de l'incidence des tumeurs pulmonaires après exposition par inhalation de trioxyde d'antimoine), aucun facteur de sécurité supplémentaire n'est ajouté pour ces effets.
- 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 les composés d'antimoine, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0,1 * 0,4 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0,115 [\text{kg}_{\text{biota}}/]} = 24,34 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

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 :

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

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

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

En ce qui concerne le choix du BCF, la même démarche que celle employée pour le calcul de la  $QS_{\text{water sp}}$  et la  $QS_{\text{marin sp}}$  est adoptée.

Afin de prendre en compte cet écart important observé sur les BCF, la  $QS_{\text{water hh food}}$  et la  $QS_{\text{marine\_hh food}}$  seront calculées avec le BCF poisson (40) puis avec le BCF huître (16 000).

Pour les composés d'antimoine, avec un  $\text{BCF}_{\text{poisson}}$  de 40 et un  $\text{BMF}_1 = \text{BMF}_2$  de 1 (l'antimoine ne s'accumule pas le long de la chaîne trophique), on obtient donc :

$$QS_{\text{water\_hh food}} = 24,34 / (40 * 1) = 0,6 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine\_hh food}} = 24,34 / (40 * 1 * 1) = 0,6 \mu\text{g}/\text{L}$$

Pour les composés d'antimoine, avec un  $\text{BCF}_{\text{mollusque}}$  de 16 000 et un  $\text{BMF}_1 = \text{BMF}_2$  de 1 (l'antimoine ne s'accumule pas le long de la chaîne trophique), on obtient donc :

$$QS_{\text{water\_hh food}} = 24,34 / (16\ 000 * 1) = 0,001 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine\_hh food}} = 24,34 / (16\ 000 * 1 * 1) = 0,001 \mu\text{g}/\text{L}$$

L'écart entre les résultats obtenus en fonction du BCF choisi est important. De part la possibilité de l'accumulation de ces composés dans les produits issus de la conchyliculture en mer, et de l'incertitude associée au choix du BCF pour la conversion de la valeur dans le biote en une valeur dans l'eau marine, l'INERIS recommande de mesurer la concentration d'antimoine dans les mollusques marins pour les milieux marins.

Pour les eaux continentales, la substance peut être suivie dans l'eau avec pour référence la  $QS_{\text{water\_hh food}}$  calculée avec le BCF poisson ou bien être suivie dans le poisson.

Pour les composés d'antimoine :

<b>Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche</b>	24,34	µg/kg <sub>biota</sub>
valeur correspondante dans l'eau douce (basée sur le BCF <sub>poisson</sub> )	0,6	µg/L

## NORME DE QUALITE POUR LA SANTE HUMAINE VIA L'EAU DE BOISSON (QS<sub>DW\_HH</sub>)

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 µg/L). Pour l'antimoine, la Directive 98/83/CE fixe une valeur de 5 µg/L.

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

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

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 0,4 µg/kg<sub>corporel</sub>/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.
- facteur de sécurité supplémentaire pour tenir compte des potentiels effets CMR ou de perturbation endocrine de la substance. Les composés ne présentent aucune de ces propriétés via exposition orale (le trioxyde d'antimoine est classé catégorie 3 suite à la démonstration d'une augmentation de l'incidence des tumeurs pulmonaires après exposition par inhalation de trioxyde d'antimoine), le facteur de sécurité est fixé à 1.

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 :

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

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

Pour les composés d'antimoine, obtient :

$$QS_{dw\_hh} = \frac{0,1 * 0,4 * 70}{2 * (1 - 0)} = 1,4 \mu\text{g/L}$$

La valeur fixée par la directive 98/83/CE est plus élevée que la valeur calculée ici mais possède une portée réglementaire et s'applique.

<b>Proposition de norme de qualité pour l'eau destinée à l'eau potable</b>	5                      µg/L
--	-----------------------------

**SELECTION DE LA VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE**

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

		Valeur	Unité
<b>OBJECTIFS DE PROTECTION INDIVIDUELS</b>			
Organismes aquatiques (eau douce) / moyenne annuelle	AA-QS <sub>water_eco</sub>	113	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) / Concentration Maximum Acceptable	MAC	177	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) / moyenne annuelle	AA-QS <sub>marine_eco</sub>	11,3	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) / Concentration Maximum Acceptable	MAC <sub>marine</sub>	17,7	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS <sub>biota sec pois</sub>	1 240	µg/kg <sub>biota</sub>
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS <sub>water_sp</sub>	31	µg/L
	QS <sub>marine_sp</sub>	31	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS <sub>biota hh</sub>	24,3	µg/kg <sub>biota</sub>
valeur correspondante dans l'eau douce (d'après le BCF <sub>poisson</sub> )	QS <sub>water hh food</sub>	0,6	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS <sub>dw_hh</sub>	5	µg/L

Pour l'antimoine et ses dérivés, la valeur guide proposée pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche est la valeur la plus faible pour l'ensemble des approches considérées. Il est recommandé pour le milieu marin de mesurer la concentration d'antimoine directement dans la chair des mollusques marins.

**BIBLIOGRAPHIE**

ATSDR. (1992). "Toxicological Profiles for antimony and compounds."

Bonotto S., Bossus A., Nuyts G., Kirchmann R., Mathot P., Colard J. et Cinelli F. (1983). Experimental uptake study of <sup>60</sup>Co, <sup>137</sup>Cs, <sup>125</sup>Sb and <sup>65</sup>Zn in four marine algae. In: I. Edited by Killho P. John Wiley & Sons, USA. (Eds.). In Radioactive wastes and the ocean. pp. 287-302.

Brooke L.T., Call D.J., Poirier S.H., Lindberg C.A. et Markee T.P. (1986). Acute toxicity of antimony III to several species of freshwater organisms. Report to Battelle Memorial Research Institute,, Columbus, OH 43201, In partial fulfillment of work assignment no 45, task order no 4, subcontract no F-4114(8834)-411 1-12.

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. (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.

Chapman W.H., Fisher H.L. et Pratt M.W. (1968). Concentration factors of chemical elements in edible aquatic organisms. Lawrence Radiation Laboratory, Livermore, Calif., UCRL- 50564

Doe K.G., Parker W.R., Ponsford S.J. et Vaughan J.D.A. (1987). The acute and chronic toxicity of antimony to *Daphnia magna* and rainbow trout. Environmental Protection Service. Conservation and Protection, Environment Canada. 45 Alderney Drive, Dartmouth, Nova Scotia. B2Y 2N6.

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)). Reference : SEC(2004) 1372. European Commission, Brussels

E.C. (2008a). European Union Risk Assessment Report for DIANTIMONY TRIOXIDE (CAS-No.: 1309-64-4, EINECS-No.: 215-175-0) (Final report). Institute for Health and Consumer Protection - European Chemicals Bureau, Luxembourg. May, 2008. [http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/REPORT/datreport415.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/datreport415.pdf).

E.C. (2008b). European Union Risk Assessment Report for Diantimony trioxide (CAS-No.: 1309-64-4) (Draft version). Institute for Health and Consumer Protection - European Chemicals Bureau. November, 2008. [http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk\\_assessment/REPORT/datreport415.pdf](http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/risk_assessment/REPORT/datreport415.pdf).

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

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](http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/tgd-egs_cis-wfd/EN_1.0_&a=d).

ETOX. (2013). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.

Fillela M., Belzile N. et Yu-Wei C. (2002). "Antimony in the environment: a review focused on natural waters II. Relevant solution chemistry." *Earth-Science Reviews*(59): 265-285.

Guide de la chimie (2004a). *Trioxyde d'antimoine*. Paris, CHIMEDIT.

Guide de la chimie (2004b). *Pentoxyde d'antimoine*. Paris, CHIMEDIT.

HSDB. (2013). "Hazardous Substances Data Bank." 2013, from <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.

INERIS (2007). Fiche de données toxicologiques et environnementales pour l'Antimoine et ses dérivés. <http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/cas/7440-36-0>.

IUCLID. (2000). "Antimony."

Kimball G. (1978). The Effects of Lesser Known Metals and One Organic to Fathead Minnows (*Pimephales promelas*) and *Daphnia magna*. *Manuscript, Dep.of Entomology, Fisheries and Wildlife, University of Minnesota*, Minneapolis, M.

LeBlanc G.A. et Dean J.W. (1984). "Antimony and Thallium Toxicity to Embryos and Larvae of Fathead Minnows (*Pimephales promelas*)." *Bull.Environ.Contam.Toxicol.* **32**(5): 565-569.

Lynch B.S., Capen C.C., Nestmann E.R., Veenstra G. et Deyo J.A. (1999). "Review of Subchronic/Chronic Toxicity of Antimony Potassium Tartrate." *Regulatory Toxicology and Pharmacology* **30**: 9-17.

Merck (1996). *The Merck Index - An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals*, Merck and co., Inc.

OMS (2011). *Guidelines for drinking-water quality. Fourth Edition*. Geneva.

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.

Poon R., Chu I., Lecavalier P., Valli V.E., Foster W., Gupta S. et Thomas B. (1998). "Effects of antimony on rats following 90-day exposure via drinking water." *Food and Chemical Toxicology* **36**(1): 21-35.

RIVM (2005). Environmental Risk Limits for Nine Trace Elements. RIVM, Bilthoven, 601501029

RIVM (2009). Re-evaluation of some human-toxicological Maximum permissible Risk levels earlier evaluated in the period 1991-2001. RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, 711701092/2009. 2009.

RIVM (2012). Environmental risk limits for antimony. RijksInstituut voor Volksgezondheid en Milieu. 2012. [http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:119037&type=org&disposition=inline&ns\\_nc=1](http://www.rivm.nl/dsresource?objectid=rivmp:119037&type=org&disposition=inline&ns_nc=1).

Rossi F., Acampora R., Vacca C., Maione S., Matera M.G., Servodio R. et Marmo E. (1987). "Prenatal and postnatal antimony exposure in rats: effect on vasomotor reactivity development of pups." *Teratog Carcinog Mutagen* **7**(5): 491-496.

Schroeder H.A., Mitchener M. et Nason A.P. (1970). "Zirconium, niobium, antimony, vanadium and lead in rats: life term studies." *J Nutr* **100**(1): 59-68.

Takayanagi K. (2001). "Acute toxicity of waterborne Se(IV), Se(VI), Sb(III), and Sb(V) on Red Seabream (*Pargus major*)." *Bull Environ Contam Toxicol* **66**: 808-813.

US EPA (IRIS). (1991). "Antimony - Reference Dose for Chronic Oral Exposure (RfD)."