

TERBUTYLAZINE - N° CAS 5915-41-3

La terbutylazine est un herbicide de la famille chimique des triazines. Elle était couramment utilisée pour l'entretien des sols viticoles mais pouvait être utilisé pour le désherbage en milieu urbain. Cet herbicide est interdit d'utilisation depuis juin 2004.

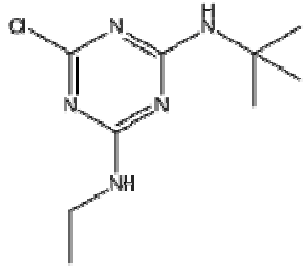
Il existe un rapport de l'US-EPA pour le terbutylazine établi dans le cadre de la procédure de *Reregistration Eligibility Decision* (RED) (US-EPA, 1995) et présentant les études clefs utilisées pour cette évaluation.

La terbutylazine a également été évaluée dans le cadre de la Dir. 91/414/CEE (C.E., 1991). Le rapport d'évaluation (*Draft Assessment Report*) proposé par l'Etat membre rapporteur (Royaume-Uni) est publiquement disponible auprès de l'EFSA depuis le 09/02/2009 (EFSA, 2007).

Enfin, des études supplémentaires sont disponibles dans les bases de données « Pesticide Ecotoxicity Database » (US-EPA, 2011), HSDB, 2004 et US-EPA, 2011).

Les deux métabolites principaux du terbutylazine sont : l'hydroxyterbutylazine et le terbutylazine déséthyl.

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	Terbutylazine
Synonymes	1,3,5-Triazine-2,4-diamine, 6-chloro-N-(1,1-dimethylethyl)-N'-ethyl- (9CI) 2-Chloro-4-ethylamino-6-tert-butylamino-s-triazine 2-tert-Butylamino-4-chloro-6-ethylamino-1,3,5-triazine 2-tert-Butylamino-4-chloro-6-ethylamino-s-triazine 2-tert-Butylamino-4-aethylamino-6-chlor-1,3,5-triazin
Numéro CAS	5915-41-3
Formule moléculaire	C ₉ H ₁₆ ClN ₅
Code SMILES	CIC1=NC(NCC)=NC(NC(C)(C)C)=N1
Structure moléculaire	

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	<p>US-EPA, 1995. Reregistration Eligibility Decision (RED) for Terbutylazine. United States Environmental Protection Agency, Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances., Washington DC, 20460. March 1995.</p> <p>EFSA, 2007. Draft Assessment Report (DAR) - public version-. Initial risk assessment provided by the rapporteur Member State United Kingdom for the existing active substance Terbutylazine of the third stage (part B) of the review programme referred to in Article 8(2) of Council Directive 91/414/EEC. European Food Safety Authority. Publication date : 09/02/2009</p>
Phrases de risque et classification	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i> Non listé</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i> Non listé</p>
Effets endocriniens	La terbutylazine n'est pas citée dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004) et dans le rapport d'étude de la DG ENV sur la mise à jour de la liste prioritaire des perturbateurs endocriniens à faible tonnage (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
Critères PBT / POP	La substance ne remplit pas les critères PBT/vPvB ¹ (C.E., 2006) ou POP ² (PNUE, 2001).
Normes de qualité existantes	<p><u>Allemagne</u> : Norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0.5 µg/L. (ETOX, 2011³)</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)	-

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

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

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

PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

	Valeurs	Source
Poids moléculaire [g/mol]	229.7	EFSA, 2007
Hydrosolubilité [mg/L]	6.6 à 20°C 9 à 25°C et pH 7.4	US-EPA, 1995 EFSA, 2007
Pression de vapeur [Pa]	0.00015	EFSA, 2007
Constante de Henry [Pa.m3/mol]	0.004	EFSA, 2007
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	3.21 3.4	US-EPA, 1995 EFSA, 2007
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	100-262	US-EPA, 1995
Constante de dissociation (pKa)	1.95 à 20°C	EFSA, 2007

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT

PERSISTANCE

		Source
Hydrolyse	La terbutylazine n'est pas susceptible d'être dégradée par hydrolyse dans des solutions au pH variant de 5 à 9 et à 25 °C. Des demi-vies de 73 jours à pH 5, 204.6 jours à pH 7 et de 194 jours à pH 9 ont été déterminées suite à une étude de 50 jours à 25°C.	US-EPA, 1995
	Des demi-vies de 63, >200 et >200 jours ont été déterminées dans des solutions à pH 5, 7 et 9 respectivement à 25°C.	HSDB, 2004
	A pH 5 la dégradation de la terbutylazine entraîne la formation d'un métabolite : l'hydroxyterbutylazine atteignant la concentration maximale de 15.6 % de la substance active appliquée après 50 jours.	US-EPA, 1995
	Métabolites : Le terbutylazine déséthyl n'est pas susceptible d'être dégradé par hydrolyse dans des solutions au pH variant de 4 à 9 à 50 °C. Une demi-vie de 135.9 jours à pH 4 et à 25°C a été déterminée. L'hydroxyterbutylazine n'est pas susceptible d'être dégradée par hydrolyse dans des solutions au pH variant de 4 à 9 et à 50 °C.	EFSA, 2007 EFSA, 2007
Photolyse	La terbutylazine n'est pas susceptible d'être dégradée par photolyse. Cependant, il a été démontré que la dégradation de la terbutylazine par photolyse augmente en fonction de la concentration en nitrate dans le milieu. Des temps de demi-vies variant de 4 à 10 jours ont été déterminés dans des eaux douces naturelles.	HSDB, 2004
	Un temps de demi-vie de 14.1 jour a été déterminé lors d'une étude de 30 jours.	EFSA, 2007
	Métabolites : Le déséthyl-terbutylazine n'est pas susceptible d'être dégradé par photolyse. Aucune information n'est disponible concernant la dégradation par photolyse de l'hydroxyterbutylazine.	EFSA, 2007
Biodégradabilité	La terbutylazine n'est pas facilement biodégradable. Métabolites : Le terbutylazine déséthyl et l'hydroxyterbutylazine ne sont pas facilement biodégradables.	EFSA, 2007

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

		Source
Adsorption	Les valeurs de Koc comprises entre 100 et 262 L/kg indiquent que cette substance n'aura pas tendance à s'adsorber de façon importante sur les sédiments.	-
Volatilisation	Compte tenu des valeurs de la solubilité et de la constante de Henry, la substance peut être considérée comme faiblement soluble dans l'eau et non volatile.	-
Bioaccumulation /Biomagnification	<p>Un BCF de 28 a été calculé à partir du log Kow (3.21) ce qui suggère que la terbutylazine n'est pas susceptible de se bioaccumuler chez les organismes aquatiques.</p> <p>Les résultats d'une étude de la bioaccumulation de la terbutylazine chez le poisson (<i>Lepomis macrochirus</i>) sont présentés dans le rapport de l'EFSA, 2007. Un BCF de 34 (poisson entier) a été déterminé lors de cette étude.</p> <p>Un BCF de 34 est utilisé dans la détermination des normes de qualité ce qui correspond à un BMF₁ de 1 auquel s'ajoute pour les organismes marins un BMF₂ de 1.</p>	<p>HSDB, 2004</p> <p>EFSA, 2007</p>

ECOTOXICITE ET TOXICITE

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon les résultats des tests d'écotoxicité de la substance. Toutes les données présentées ont été validées par l'INERIS ou par un organisme européen reconnu.

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

ECOTOXICITE**ECOTOXICITE AQUATIQUE AIGUË**

Organisme	Espèce	Pureté	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Validité	Référence	
Algues et Plantes aquatiques	Eau douce	<i>Selenastrum capricornutum</i>	97.1	EC ₅₀ (5 j) statique	3.2	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011.
		<i>Navicula pelliculosa</i>	97.1	EC ₅₀ (5 j) statique	11	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011.
		<i>Lemna gibba</i>	97.1	EC ₅₀ (14 j) statique	16	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011.
		<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	a.s.	ErC ₅₀ (72 h) statique	28	Valide	EFSA, 2007
		<i>Anabaena flos-aquae</i>	97.1	EC ₅₀ (5 j) statique	99	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011.
	Eau marine	<i>Skeletonema costatum</i>	97.1	EC ₅₀ (5 j) statique	31	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011.
Micro-crustacés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	Tech	EC ₅₀ (48 h) statique	21200	Etude supplémentaire	R. Farringer (1988) cité dans le Pesticide ecotoxicity database de l'US EPA.
		<i>Daphnia magna</i>	98	EC ₅₀ (96 h) statique	50900	Valide	Cité dans le RED de l'US-EPA, 1995. R. Lee (1983) cité dans l'US-EPA, 2011.
	Eau marine	<i>Americamysis bahia</i>	99.2	EC ₅₀ (96 h) statique	109	Valide	D. Johnson (1982) cité dans l'US-EPA, 2011.
	Sédiment	Pas d'information disponible.					
Arthropode		<i>Penaeus duorarum</i>	99.24	EC ₅₀	109.7	Valide	Cité dans le RED de l'US-EPA, 1995
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	a.s.	LC ₅₀ (96 h) statique	2200	Valide	EFSA, 2007
		<i>Oncorhynchus mykiss (1.3g)</i>	98	LC ₅₀ (96 h) statique	3400	Valide	Cité dans le RED de l'US-EPA, 1995 R. Lee (1983) cité dans l'US-EPA, 2011
		<i>Salmo gairdnerii</i>	-	LC ₅₀ (96 h)	3800-4600	-	HSDB, 2004
		<i>Carassius carassius</i>	-	LC ₅₀ (96 h)	7000	-	HSDB, 2004
		<i>Lepomis macrochirus (0.6g)</i>	98	LC ₅₀ (96 h) statique	7500	Valide	Cité dans le RED de l'US-EPA, 1995 R. Lee (1983) cité dans l'US-EPA, 2011
		<i>Carassius auratus</i>		LC ₅₀ (96 h)	9400	-	HSDB, 2004

Organisme	Espèce	Pureté	Critère d'effet	Valeur (µg/L)	Validité	Référence
Eau marine	Pas d'information disponible.					

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme	Espèce	Pureté	Critère d'effet	Valeur	Validité	Référence	
Algues et plantes aquatiques	<i>Selenastrum capricornutum</i>	97.1	NOEC (5 j) statique	0.6	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011	
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	a.s.	NOEC (5 j) statique	1.2	Valide	EFSA, 2007	
	<i>Lemna gibba</i>	97.1	NOEC (14 j) statique	2.1	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011	
	<i>Navicula pelliculosa</i>	97.1	NOEC (5 j) statique	5.6	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011	
	<i>Anabaena flosaquae</i>	97.1	NOEC (5 j) statique	17	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011	
Eau marine	<i>Skeletonema costatum</i>	97.1	NOEC (5 j) statique	9	Valide	W. Erickson (1996) cité dans l'US-EPA, 2011	
Micro-crustacés	Eau douce	<i>Daphnia magna</i>	a.s.	NOEC (21 j)	19	Valide	EFSA, 2007
	Eau marine	Pas d'information disponible.					
	Sédiment	<i>Chironomus riparius</i> (système eau/sédiment)	a.s.	NOEC (28 j) Phase aqueuse statique	500	Valide	EFSA, 2007
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	a.s.	NOEC (90 d)	90	Valide	EFSA, 2007
	Eau marine	Pas d'information disponible.					

NORMES DE QUALITE POUR LA COLONNE D'EAU

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

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

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

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

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

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

Pour la terbutylazine, on dispose de données valides pour 3 niveaux trophiques en aigu et en chronique. En aigu comme en chronique ce sont les données pour *Selenastrum capricornutum* qui sont les plus faibles. La plus faible valeur valide en chronique correspond à la NOEC 5 jours de 0.6 µg/L. La norme de qualité sera donc déterminée en appliquant un facteur de 10 sur cette NOEC :

$AA-QS_{\text{water_eco}} = 0.6 \mu\text{g/l} / 10$, soit

$$AA-QS_{\text{water_eco}} = 0,06 \mu\text{g/l} \text{ soit } 60 \text{ ng/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, des essais sont disponibles pour les algues et les invertébrés en aigu et seulement pour les algues en chronique. Le jeu de données disponible ne permet pas de montrer une différence de sensibilité. En l'absence de taxon additionnel (mollusque, échinodermes, ...) et conformément au guide technique (E.C., 2010), la norme de qualité sera déterminée en appliquant un facteur d'extrapolation de 100 sur la plus faible NOEC :

$AA-QS_{\text{water_eco}} = 0.6 \mu\text{g/l} / 100$, soit

$$AA-QS_{\text{marine_eco}} = 0,006 \mu\text{g/l} \text{ soit } 6 \text{ ng/L}$$

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

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

On dispose de données aiguës pour trois niveaux trophiques, la plus faible étant celle sur *Selenastrum capricornutum*, EC_{50} (5 j) = 3.2 µg/L. Par défaut, un facteur d'extrapolation de 100 s'applique pour calculer la MAC. Cependant le projet de document guide pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2010) prévoit que, pour les substances dont le mode d'action est connu et pour lesquelles des données sont disponibles pour le taxon le plus sensible, ce facteur puisse être diminué. La terbutylazine est un herbicide et des données sont disponibles pour l'espèce la plus sensible (les algues). Il est donc proposé d'abaisser ce facteur à 10 :

$$MAC = 0.32 \mu\text{g/L}$$

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

$$MAC_{\text{marine}} = 0.032 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS_{water_eco}]	0.06	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	0.3	µg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau marine		
Moyenne annuelle [AA-QS_{marine_eco}]	0.006	µg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC_{marine}]	0.03	µg/L

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

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

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

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

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

Ce modèle suppose que :

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

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

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

Avec :

RHO_{sed} : masse volumique du sédiment en [kg_{sed}/m³_{sed}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le guide technique européen (E.C., 2010) est utilisée : 1300 kg/m³.

K_{sed-eau} : coefficient de partage sédiment/eau en m³/m³. En l'absence d'une valeur exacte, les valeurs génériques proposées par le guide technique européen (E.C., 2010) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : 0.8 + 0.025 * K_{oc} soit K_{sed-eau} = 3.3 – 7.3 m³/m³.

Ainsi, on obtient :

$$QS_{\text{sed wet weight}} = 0.15 - 0.3 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

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

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

Avec :

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

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

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

$$QS_{\text{sed dry_weight}} = 0.4 - 0.8 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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

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

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 0.015 - 0.03 \mu\text{g}/\text{kg (poids humide)}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry_weight}} = 0.04 - 0.08 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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

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

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

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	0.15	µg/kg _{sed poids humide}
	0.4	µg/kg _{sed poids sec}
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	0.015	µg/kg _{sed poids humide}
	0.04	µg/kg _{sed poids sec}
Conditions particulières	<p>Avec un Koc compris entre 100 et 262 L/kg et un log Kow = 3.4 , la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2010).</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 biota, i.e. poissons ou invertébrés vivant dans la colonne d'eau ou dans les sédiments). Il s'agit donc d'évaluer la toxicité chronique de la substance par la voie d'exposition orale uniquement.

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

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

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

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

ECOTOXICITE POUR LES VERTEBRES TERRESTRES

TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Chien (4/sexe/lot). Durée de l'étude : 12 mois. Administration orale via l'alimentation (Syngenta). Doses administrées 0 - 10 - 50 - 250/500 ppm Effets : Diminution du poids corporel et diminution de la consommation alimentaire.	0.4	Cope, 1992 cité dans EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	10
	Rat (50/sexe/lot) Durée de l'étude : 24 mois Administration orale via l'alimentation (Oxon) Doses administrées 0 - 10 - 40 - 120 ppm Effets : Effets sur le sang et effets histopathologiques	0.4	Ramesh, 2001 cité dans EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	10
Toxicité sur la reproduction	Rat (32 rats /sexe/lot) Etude multigénération. Administration orale via l'alimentation (Syngenta). Doses administrées 0 - 6 - 60 - 300 ppm pendant 10 semaines et pendant les 20 jours d'accouplement, pendant la gestation et la lactation de la génération F1, les petits de la génération F1 (28/sexe/lot) pendant 12 semaines après sevrage jusqu'au 14ème jour d'accouplement permettant d'obtenir la génération F2. Effets : Diminution du poids corporel et diminution de la consommation alimentaire et de la survie de la descendance.	0.4	Masters. et al., 1992 cité dans EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	6

(1) NOEL : No Observed Effect Level

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	<i>Japanese quail</i> Durée de l'étude : 22 semaines Administration orale via l'alimentation. Doses administrées 0 - 20 - 120 - 720 ppm.	13.85	EFSA, 2007	Donnée spécifique de l'étude	120

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

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

Pour la terbutylazine, un facteur de 30 est appliqué sur la NOEC la plus faible de 6 mg/kg_{biota} obtenu lors d’un test reproduction réalisé sur plusieurs générations. On obtient donc :

$$QS_{biota_sec\ pois} = 6 [mg/kg_{biota}] / 30 = 200 \mu g/kg_{biota}$$

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

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

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

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

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

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 biota. Il donne la concentration à ne pas dépasser dans l’eau afin de respecter la valeur de la norme de qualité pour l’empoisonnement secondaire déterminée dans le biota.

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biota et la concentration dans l’eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l’organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l’organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l’absence de valeurs

mesurées pour le BMF₁ et BMF₂, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2010).

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

Pour la terbutylazine, un BCF de 34 et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf. E.C., 2010) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 200 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (34 * 1) = 5.8 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 200 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] / (34 * 1 * 1) = 5.8 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	200	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	6	$\mu\text{g}/\text{L}$

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.

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

Toutes les données présentées ont été validées.

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

TOXICITE

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

	Type de test	NOAEL/LOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Chien(4/sexe/lot) Durée de l'étude : 12 mois. Administration orale via l'alimentation (Syngenta). Doses administrées 0 - 10 - 50 - 250/500 ppm. Effets : Diminution du poids corporel et diminution de la consommation alimentaire.	0.4	Cope, 1992 , Ramesh, 2001 cité dans EFSA, 2007	4 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 - AF variation inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10
	Rat (50/sexe/lot). Durée de l'étude : 24 mois Administration orale via l'alimentation (Oxon). Doses administrées 0 - 10 - 40 - 120 ppm Effets : Effets sur le sang et effets histopathologiques.		Ramesh, 2001 cité dans EFSA, 2007	
Toxicité sur la reproduction	Rat (32 rats /sexe/lot) Etude multigénération. Administration orale via l'alimentation (Syngenta). Doses administrées 0 - 6 - 60 - 300 ppm pendant 10 semaines et pendant les 20 jours d'accouplement, pendant la gestation et la lactation de la génération F1, les petits de la génération F1 (28/sexe/lot) pendant 12 semaines après sevrage jusqu'au 14ème jour d'accouplement permettant d'obtenir la génération F2. Effets : Diminution du poids corporel et diminution de la consommation alimentaire et de la survie de la descendance.	0.4	Masters. et al., 1992 cité dans EFSA, 2007	4 ⁽¹⁾ Facteur d'incertitude utilisé : 100 - AF variation inter-espèce = 10 - AF intra-espèce = 10

(1) Cette VTR a été déterminée par l' EFSA (2007)

	Classement CMR	Source
Cancérogénèse	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 et ne fait pas l'objet d'un classement pour la cancérogénèse.	C.E., 2008
Mutagénèse	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008. Les résultats obtenus lors des différents tests réalisés nous permettent de conclure que la substance ne présente pas d'effets mutagènes.	C.E., 2008 EFSA, 2007
Toxicité pour la reproduction	La substance n'est pas inscrite à l'Annexe VI du règlement (CE) No 1272/2008 et ne fait pas l'objet d'un classement pour la reproduction.	C.E., 2008

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

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

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), correspondant à une dose totale admissible par jour ; pour cette substance, elle sera considérée égale à 4 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}$ (Cf. Tableau ci-dessus),
- Cons. Journ. Moy : une consommation moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) : la VTR donnée ne tient compte en effet que d'une exposition par voie orale, et pour la consommation de produits de la pêche uniquement. Mais la contamination peut aussi se faire par la consommation d'autres sources de nourriture, par la consommation d'eau, et d'autres voies d'exposition sont possibles (inhalation ou contact cutané). Le facteur correctif de 10% (soit 0.1) permet de rendre l'objectif de qualité plus sévère d'un facteur 10 afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.

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

Pour la terbutylazine, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 4 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}]} = 243 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

Comme pour l'empoisonnement secondaire, la concentration correspondante :

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

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

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

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

Pour la terbutylazine, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 243 / (34 * 1) = 7 \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 243 / (34 * 1 * 1) = 7 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	240	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	7	$\mu\text{g/L}$

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

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

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

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

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

Ce calcul tient compte de :

- la valeur toxicologique de référence (VTR), cette substance, elle sera considérée égale à 4 $\mu\text{g/kg}_{\text{corporel/j}}$ (Cf. Tableau ci-dessus),
- une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- un facteur correctif de 10% (soit 0.1) afin de tenir compte de ces autres sources de contamination possibles.

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

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

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 la terbutylazine, on obtient :

$$QS_{dw_hh} = \frac{0.1 * 4 * 70}{2 * (1 - 0)} = 14 \mu\text{g/L}$$

La Directive 98/83/CE (C.E., 1998) recommande une norme de qualité réglementaire dans l'eau de boisson à 0.1 µg/L. Cette valeur est donc proposée comme norme de qualité pour l'eau de boisson.

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

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE (NQE)

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

		Valeur	Unité
PROPOSITION DE NORMES DE QUALITE			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	0.06	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	0.3	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0.006	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	0.03	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	200	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marin_sp}	6	µg/L
Santé humaine via la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	240	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	7	µg/L
Santé humaine via l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

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

PROPOSITION DE NORME DE QUALITE ENVIRONNEMENTALE

EAU DOUCE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-DOUCE} = 0.06 \mu\text{g/L}$

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

EAU MARINE

Moyenne Annuelle dans l'eau : $NQE_{EAU-MARINE} = 0.006 \mu\text{g/L}$

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

Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau douce)	0.15	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.4	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Proposition de valeur guide de qualité pour les sédiments (eau marine)	0.015	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids humide}}$
	0.04	$\mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$
Conditions particulières	<p>Avec un Koc compris entre 100 et 262 L/kg et un Log Kow = 3.4 , la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment est recommandée par le projet de document guide européen (E.C., 2010).</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>	

BIBLIOGRAPHIE

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

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

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

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

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

Cope. (1992). "Terbutylazine : GS 13529 tech : 52 week oral (Dietary Administration) toxicity Study in the beagle , Syngenta Unpublished report n° 891387 Syngenta File n° GS13529/0930 OECD 452 (1981), FIFRA 83-1, EEC B30."

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

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

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

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

HSDB (2004). Terbutylazine. Hazardous Substances Data Bank, National Library of Medicine.

Masters. and al. (1992). (syngenta) A study of the effect of GS 13529 technical on reproductive Function of Two generations in the Rat, Syngenta unpublished Report n° CBG 518/91500 Syngenta File n° GS13529/0918 OECD 416 (1983).

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

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

Ramesh (2001). (OXON) etude n° TOXI: 1807/96.C.C-R.

US-EPA (1995). Reregistration Eligibility Decision (RED) - Terbutylazine, United States Environmental protection Agency - Office of prevention, pesticides and toxic substances.

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

US-EPA (2011). Pesticide Ecotoxicity Database, Environmental Fate and Effects Division of the Office of Pesticide Programs. Terbutylazine, US-EPA.