

2,4,5-T – n° CAS : 93-76-5**VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE (VGE)**

Pour le 2,4,5-T, c'est la valeur pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau potable qui est la plus faible pour l'ensemble des approches considérées.

Pour les eaux qui ne sont pas destinées à la production d'eau potable, la valeur la plus faible est celle fondée sur la protection de la santé humaine exposée par la consommation de produits de la pêche.

VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE**EAU DOUCE**

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

Moyenne Annuelle dans l'eau (eau non destinée à l'eau potable) : $VGE_{\text{EAU-DOUCE}} = 0.8 \mu\text{g/L}$

fondée sur la proposition de norme de qualité pour la protection de la santé humaine *via* la consommation de produits de la pêche $VGE_{\text{BIOTE}} = 36 \mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{\text{EAU-DOUCE}} = 150 \mu\text{g/L}$

EAU MARINE

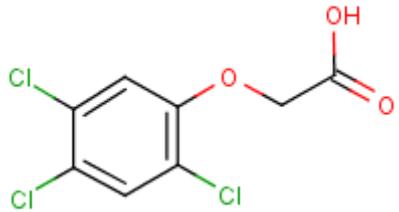
Moyenne Annuelle dans l'eau : $VGE_{\text{EAU-MARINE}} = 0.5 \mu\text{g/L}$

Concentration Maximale Acceptable dans l'eau: $MAC_{\text{EAU-MARINE}} = 15 \mu\text{g/L}$

Le 2,4,5-T (acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique) ainsi que ses esters et ses sels ont été utilisés comme herbicides ou entraînent dans la composition d'herbicides employés dans les sites industriels, les dépôts de bois et les terrains vagues. Ils étaient également utilisés comme dés herbants sélectifs pour les pâtures, les rizières, les pelouses et pour des usages aquatiques. Le 2,4,5-T est structurellement très proche du 2,4-D (n°CAS : 94-75-7) et présente un mode d'action similaire (régulateur de croissance de type auxinique).

Aujourd'hui, le 2,4,5-T n'est plus utilisé en Europe où il est interdit depuis juillet 2003 (non-inscription à l'annexe I de la Directive 91/414/CEE (C.E., 1991), cf. Règlement 2076/2002/EC¹). En effet, le 2,4,5-T contient la tétrachlorodioxine (TCDD) comme impureté, qui est considérée comme la plus toxique des dioxines (dioxine de Seveso).

IDENTIFICATION DE LA SUBSTANCE

Substance chimique	2,4,5-T
Synonymes	2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid
Numéro CAS	93-76-5
Formule moléculaire	C ₈ H ₅ Cl ₃ O ₃
Code SMILES	c1(c(cc(Cl)c(c1)Cl)Cl)OCC(O)=O
Structure moléculaire	

¹ Règlement (CE) N° 2076/2002 de la Commission du 20 novembre 2002 prolongeant la période visée à l'article 8, paragraphe 2, de la directive 91/414/CEE du Conseil et concernant la non-inclusion de certaines substances actives à l'annexe I de cette directive, ainsi que le retrait des autorisations relatives à des produits phytopharmaceutiques contenant ces substances : <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2002:319:0003:0011:FR:PDF>

EVALUATIONS EXISTANTES ET INFORMATIONS REGLEMENTAIRES

Evaluations existantes	-
Phrases de risque et classification	<p><i>Annexe I Directive 67/548/CEE (C.E., 1967)</i></p> <p>Xn ; R22 Xi ; R36/37/38 N ; R50-53</p> <p><i>Annexe VI Règlement (CE) No 1272/2008 (C.E., 2008)</i></p> <p>Acute Tox. 4 * H302 Eye Irrit. 2 H319 STOT SE 3 H335 Skin Irrit. 2 H315 Aquatic Acute 1 H400 Aquatic Chronic 1 H410</p>
Effets endocriniens	Le 2,4,5-T est cité dans la stratégie communautaire concernant les perturbateurs endocriniens (E.C., 2004, cf. table 1). Pour la protection de la santé humaine, cette substance fait partie des substances à effets perturbateurs endocriniens démontrés ou potentiels, qui sont déjà réglementées ou qui font actuellement l'objet d'un examen prévu par la législation en vigueur (catégorie 2). Pour la faune sauvage en revanche, les informations sur la substance sont insuffisantes pour pouvoir juger du caractère perturbateur endocrinien (catégorie 3b) (Petersen <i>et al.</i> , 2007).
Critères PBT / POP	La substance n'est pas citée dans les listes PBT/vPvB ² (C.E., 2006) ou POP ³ (PNUE, 2001).
Normes de qualité existantes	<p><u>Union Européenne</u> (C.E., 1998) : 0,1 µg/L (pesticide) pour l'eau destinée à la production d'eau potable.</p> <p><u>Union Européenne</u>⁴: norme de qualité pour la vie aquatique (projet)= 1 µg/L</p> <p><u>Allemagne</u>: norme de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation humaine = 0,1 µg/L (ETOX, 2012⁵),</p> <p><u>Pays-Bas</u>: objectif de qualité pour les eaux prélevées destinées à la consommation = 0,09 µg/L (valeur cible, fraction totale), 9 µg/L (valeur maximale admissible, fraction dissoute et totale) (ETOX, 2012),</p> <p><u>USA</u> : critère de qualité pour la consommation humaine (eau et poisson) = 10 µg/L (ETOX, 2012).</p>
Mesure de restriction	Interdiction en tant que pesticide (non inscription à l'Annexe I de la Directive 91/414/EEC).
Substance(s) associée(s)	Métabolites : acide 2-hydroxy-4,5-dichlorophénoxyacétique, 2,4,5-trichlorophénol, mono- et di-chlorophénols et acide 2,5-dichlorophénoxyacétique.

² 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).

³ Les Polluants Organiques Persistants (POP) sont des substances persistantes (aux dégradations biotiques et abiotiques), fortement bioaccumulables, et qui 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).

⁴ Comité Scientifique consultatif pour l'examen de la Toxicité et de l'Écotoxicité des substances chimiques de la Commission Européenne.

⁵ 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]	255.49	HSDB, 2005
Hydrosolubilité [mg/L]	268 à 25°C 278 à 25°C	HSDB, 2005 Verschueren, 2001
Pression de vapeur [Pa]	< 1.10 ⁻⁵ à 20°C 0 à 0.0063 à 25°C	HSDB, 2005 MacKay <i>et al.</i> , 2000
Constante de Henry [Pa.m ³ /mol]	< 9.4.10 ⁻⁶ (calculée)	HSDB, 2005
Log du coefficient de partage Octanol-eau (log Kow)	3.31 (mesuré) 4 (mesuré) 3.26 (calculé)	Hansch et Leo, 1985 HSDB, 2005 US-EPA, 2011
Coefficient d'adsorption (carbone organique) (Koc) [L/kg]	86 (mesuré, sols sableux) 280 (mesuré, sols argileux) 107 – 153.8 (calculé)	HSDB, 2005 HSDB, 2005 US-EPA, 2011
Constante de dissociation (pKa)	2.88	HSDB, 2005

COMPORTEMENT DANS L'ENVIRONNEMENT**PERSISTANCE**

		Source
Hydrolyse	La dégradation de l'acide 2,4,5-T par hydrolyse n'est pas significative.	HSDB, 2005 MacKay <i>et al.</i> , 2000
Photolyse	La photolyse est le mode de dégradation le plus significatif pour le 2,4,5-T : sous des conditions environnementales estivales correspondantes aux zones de latitude 40° et proche de la surface de l'eau, le temps de demi-vie du 2,4,5-T par photolyse a été estimé à 15 jours. La photodécomposition de la substance peut être favorisée par adsorption sur les molécules humiques : les substances humiques présentes dans l'eau à une concentration excédant les 15 mg/L, augmentent la photosensibilité du 2,4,5-T et des photoréactions peuvent alors contribuer de façon majoritaire à sa dégradation en milieu aquatique. Les principaux produits de photodégradation (à pH 10) sont le 2,4,5-trichlorophénol et l'acide 2-hydroxy-4,5-dichlorophénoxyacétique.	Skurlatov <i>et al.</i> , 1983 HSDB, 2005
Biodégradabilité	La biodégradation de l'acide 2,4,5-T en conditions aérobies conduit à la formation du 2,4,5-trichlorophénol, premier produit de dégradation. La biodégradation anaérobie est beaucoup plus lente que la biodégradation aérobie, et conduit à la formation de substances telles que les mono- et di-chlorophénols et l'acide 2,5-	HSDB, 2005

	Source
dichlorophénoxyacétique. Des taux de biodégradation de 65 à 69 % ont été observés après 49 jours dans des sols non stérilisés contenant 1 mg/L de 2,4,5-T; une expérience similaire avec des concentrations initiales en 2,4,5-T de 15 mg/L ont permis d'atteindre des taux de biodégradation de 75 à 96 % après 168 jours.	

DISTRIBUTION DANS L'ENVIRONNEMENT

	Source
Adsorption Les valeurs de Koc (86 à 280 L/kg) suggèrent une adsorption faible à modérée du 2,4,5-T sur les sédiments et les particules en suspension dans l'eau. Cette adsorption est d'autant plus importante pour les substrats à forte teneur en matière organique, en raison de la forte affinité du 2,4,5-T pour les substances humiques. L'intervalle de valeurs 86-280 L/kg est utilisé dans la détermination de la norme de qualité pour les sédiments.	HSDB, 2005
Volatilisation Au vu de la valeur de sa constante de Henry $< 9.4.10^{-6}$ Pa.m ³ /mol), le 2,4,5-T semble peu volatil en solution aqueuse.	HSDB, 2005
Bioaccumulation/ Biomagnification Des BCF de 23 à 25 pour le 2,4,5-T ont été mesurés au cours d'un test statique sur poissons. En système dynamique, Kenaga et Goring ont déterminé un BCF de 43 sur poissons. Sur la base de ces résultats, la bioconcentration du 2,4,5-T chez les organismes aquatiques ne semble pas significative. Un BCF de 43 est utilisé dans la détermination des normes de qualité. Le document guide technique européen (E.C., 2011) pour la dérivation des NQE recommande l'utilisation des valeurs par défaut suivantes pour ce qui est de la prise en compte de la biomagnification : $BMF_1 = BMF_2 = 1$.	Garten et Trabalka, 1983 Kenaga et Goring, 1980 HSDB, 2005

ECOTOXICITÉ ET TOXICITÉ

ORGANISMES AQUATIQUES

Dans les tableaux ci-dessous, sont reportés pour chaque taxon uniquement les résultats des tests d'écotoxicité montrant la plus forte sensibilité à la substance. Toutes les données présentées ont été validées par l'INERIS.

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	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	EC ₆₀ (72 h)	196	Valide	Huang et Gloyna, 1968
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	LC ₅₀ (48 h)	> 200	Valide	Oris <i>et al.</i> , 1991
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Morone saxatilis</i>	LC ₅₀ (96 h)	14.6	Valide	Rehwoldt <i>et al.</i> , 1977
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

ECOTOXICITE AQUATIQUE CHRONIQUE

Organisme		Espèce	Critère d'effet	Valeur [mg/L]	Validité	Source
Algues & plantes aquatiques	Eau douce	<i>Microcystis aeruginosa</i>	NOEC (8 j)	52	Valide	Bringmann et Kühn, 1978
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
Invertébrés	Eau douce	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	NOEC (7 j)	16	Valide	Oris <i>et al.</i> , 1991
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				
	Sédiment	Pas d'information disponible.				
Poissons	Eau douce	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC (28 j)	0.05	Valide	Yokote <i>et al.</i> , 1976
	Milieu marin	Pas d'information disponible.				

NORMES DE QUALITÉ POUR LA COLONNE D'EAU

Les normes de qualité pour les organismes de la colonne d'eau sont calculées conformément aux recommandations du guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011). Elles sont obtenues en divisant la plus faible valeur de NOEC ou d'EC₅₀ valide par un facteur d'extrapolation (AF, *Assessment Factor*).

La valeur de ce facteur d'extrapolation dépend du nombre et du type de tests pour lesquels des résultats valides sont disponibles. Les règles détaillées pour le choix des facteurs sont données dans le guide technique européen (E.C., 2011).

En ce qui concerne les organismes marins, selon le guide technique pour la détermination de normes de qualité environnementale (E.C., 2011), la sensibilité des espèces marines à la toxicité des substances organiques peut être considérée comme équivalente à celle des espèces dulçaquicoles, à moins qu'une différence ne soit montrée.

Néanmoins, le facteur d'extrapolation appliqué pour déterminer les normes de qualité pour le milieu marin doit prendre en compte les incertitudes additionnelles telles que la sous-représentation des taxons clés et une diversité d'espèces plus complexe en milieu marin.

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

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

Pour le 2,4,5-T, on dispose de données aiguës et chroniques pour trois niveaux trophiques. Il est à noter que malgré le mode d'action destiné à cibler les espèces végétales (régulateur de croissance de type auxinique), ce sont les poissons les plus sensibles pour les deux types d'exposition (court et long terme), avec une NOEC (28 j) de 0.05 mg/L pour *Oncorhynchus mykiss*. Il est possible que cette toxicité soit attribuable aux impuretés contenues dans le 2,4,5-T, à savoir notamment à la présence de la tétrachlorodibenzodioxine. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 10 peut être appliqué à cette NOEC.

$$AA-QS_{water_eco} = 0.05 / 10 = 0.005 \text{ mg/L, soit } 5 \text{ } \mu\text{g/L.}$$

$$AA-QS_{water_eco} = 5 \text{ } \mu\text{g/L}$$

En ce qui concerne les organismes marins, on dispose des mêmes données valides et aucun taxon marin additionnel n'est représenté. Pour les mêmes raisons que celles évoquées pour le compartiment eau douce et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), la AA-QS_{marine_eco} sera déterminée en appliquant un facteur de sécurité de 100 sur la plus faible NOEC disponible (NOEC (28 j) de 0.05 mg/L déterminée pour *Oncorhynchus mykiss*) :

$$AA-QS_{marine_eco} = 0.05 / 100 = 0.0005 \text{ mg/L soit } 0.5 \text{ } \mu\text{g/L}$$

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

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

La concentration maximale acceptable est calculée afin de protéger les organismes de la colonne d'eau de possibles effets de pics de concentrations de courtes durées (E.C., 2011).

On dispose de données aiguës pour 3 niveaux trophiques (algues, invertébrés et poissons), la plus faible étant celle obtenue sur le poisson *Morone saxatilis*, soit une LC₅₀ (96 h) de 14.6 mg/L. Dans la mesure où le mode d'action de la substance connu est la régulation de croissance de type auxinique mais où les poissons semblent être les espèces les plus sensibles, aucune certitude n'existe quant à la présence de l'espèce la plus sensible dans le jeu de données. Conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 100 est donc appliqué pour calculer la MAC (E.C., 2011).

$$MAC = 14.6 / 100 = 0.146 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC = 146 \text{ } \mu\text{g/L}$$

Pour le milieu marin, les mêmes données aiguës sont disponibles et aucun taxon additionnel marin n'est disponible. Pour les mêmes raisons que sus citées et conformément au guide technique européen pour la détermination des normes de qualité environnementale (E.C., 2011), un facteur d'extrapolation de 1000 est appliqué pour calculer la MAC :

$$MAC_{marine} = 14.6 / 1000 = 0.0146 \text{ mg/L, soit}$$

$$MAC_{\text{marine}} = 14.6 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau douce)		
Moyenne annuelle [AA-QS _{water_eco}]	5	μg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC]	146	μg/L
Proposition de norme de qualité pour les organismes de la colonne d'eau (eau marine)		
Moyenne annuelle [AA-QS _{marine_eco}]	0.5	μg/L
Concentration Maximum Acceptable [MAC _{marine}]	14.6	μg/L

VALEUR GUIDE POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES (QS_{SED} ET QS_{SED-MARIN})

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

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

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

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

Ce modèle suppose que :

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

Une valeur guide de qualité pour le sédiment peut être alors calculée selon l'équation suivante (E.C., 2011) :

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

Avec :

RHO_{sed} : masse volumique du sédiment en [kg_{sed}/m³_{sed}]. En l'absence d'une valeur exacte, la valeur générique proposée par le document guide technique européen (E.C., 2011) 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., 2011) sont utilisées. Le coefficient est alors calculé selon la formule suivante : 0.8 + 0.025 * Koc, soit K_{sed-eau} = 2.95 – 7.8 m³/m³

Ainsi, on obtient:

$$QS_{\text{sed wet weight}} [\mu\text{g/kg}] = 11.3 - 30 \mu\text{g/kg (poids humide)}$$

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

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

Avec :

$F_{\text{solide sed}}$: 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 document guide technique européen (E.C., 2011) 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 document guide technique européen (E.C., 2011) est utilisée : $2500 \text{ kg}/\text{m}^3$.

$$QS_{\text{sed dry weight}} = QS_{\text{sed wet weight}} * 2.6 = 29.5 - 78 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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

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

Pour le 2,4,5-T, on obtient :

$$QS_{\text{sed-marin wet weight}} = 1.1 - 3 \mu\text{g/kg}_{\text{poids humide}}$$

La concentration correspondante en poids sec est alors la suivante :

$$QS_{\text{sed-marin dry weight}} = 3 - 7.8 \mu\text{g/kg}_{\text{sed poids sec}}$$

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

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

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

Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau douce)	11	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids humide
	30	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids sec
Proposition de valeur guide pour les organismes benthiques (eau marine)	1	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids humide
	3	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{sed}}$ poids sec
Conditions particulières	Avec un log Kow d'environ 3, mais un K _{OC} estimé compris entre 86 et 280 L/kg, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).	

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.

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

Pour calculer la norme de qualité liée à l'empoisonnement secondaire des prédateurs, il est nécessaire de connaître la concentration de substance dans le biote n'induisant pas d'effets observés pour les prédateurs (exprimée sous forme de NOEC). Il est possible de déduire une NOEC à partir d'une NOAEL grâce à des facteurs de conversion empiriques variables selon les espèces testées. Les facteurs utilisés ici sont ceux recommandés par le guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (E.C., 2011). Les valeurs de ces facteurs de conversion dépendent de la masse corporelle des animaux et de leur consommation journalière de nourriture. Celles-ci peuvent donc varier d'une façon importante selon le niveau d'activité et le métabolisme de l'animal, la valeur nutritive de sa nourriture, etc. En particulier elles peuvent être très différentes entre un animal élevé en laboratoire et un animal sauvage.

Afin de couvrir ces sources de variabilité, mais aussi pour tenir compte des autres sources de variabilité ou d'incertitude (variabilité inter et intra-espèces, extrapolation du court terme au long terme, etc.) des facteurs d'extrapolation sont nécessaires pour le calcul de la $QS_{\text{biota_sec}} \text{ pois}$. Les valeurs recommandées pour ces facteurs d'extrapolation sont données dans le guide technique européen pour la détermination de normes de qualité (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 VERTÉBRÉS TERRESTRES**TOXICITE ORALE POUR LES MAMMIFERES**

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Facteur de conversion	NOEC [mg/kg _{biota}]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat 2 ans Augmentation des coproporphyrines urinaires	3	Kociba <i>et al.</i> , 1979	20	60
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible.				

TOXICITE ORALE POUR LES OISEAUX

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

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

La norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire (QS_{biota_sec pois}) est calculée conformément aux recommandations du guide technique européen (E.C., 2011). Elle est obtenue en divisant la plus faible valeur de NOEC valide par les facteurs d'extrapolation recommandés (E.C., 2011).

Pour le 2,4,5-T, un facteur de 30 est appliqué car la durée du test retenu (NOAEL de 3 mg/kg_{corporel}/j sur le rat, soit une NOEC de 60 mg/kg_{biota}) est de 2 ans. On obtient donc :

$$QS_{\text{biota_sec pois}} = 60 \text{ [mg/kg}_{\text{biota}}] / 30 = 2 \text{ mg/kg}_{\text{biota}} = 2000 \text{ }\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$$

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

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

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

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

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

Avec :

BCF : facteur de bioconcentration,

BMF₁ : facteur de biomagnification,

BMF₂ : facteur de biomagnification additionnel pour les organismes marins.

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

La bioaccumulation tient compte à la fois du facteur de bioconcentration (BCF, ratio entre la concentration dans le biote et la concentration dans l'eau) et du facteur de biomagnification (BMF, ratio entre la concentration dans l'organisme du prédateur en bout de chaîne alimentaire, et la concentration dans l'organisme de la proie au début de la chaîne alimentaire). En l'absence de valeurs mesurées pour le BMF, celles-ci peuvent être estimées à partir du BCF selon le guide technique européen (E.C., 2011).

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

Pour le 2,4,5-T, un BCF de 43 et un BMF₁ = BMF₂ de 1 (cf. E.C., 2011) ont été retenus. On a donc :

$$QS_{\text{water sp}} = 2000 [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}] / (43*1) = 46,5 \mu\text{g/L}$$

$$QS_{\text{marin sp}} = 2000 [\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}] / (43*1*1) = 46,5 \mu\text{g/L}$$

Proposition de norme de qualité pour l'empoisonnement secondaire des prédateurs	2000	$\mu\text{g/kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	46	$\mu\text{g/L}$

SANTÉ HUMAINE

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

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

Toutes les données présentées ont été validées.

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

TOXICITE

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

	Type de test	NOAEL [mg/kg _{corporel} /j]	Source	Valeur toxicologique de référence (VTR) [µg/kg _{corporel} /j]
Toxicité sub-chronique et/ou chronique	Rat 2 ans Augmentation des coproporphyrines urinaires	3	Kociba <i>et al.</i> , 1979	3 ⁽¹⁾ Avec AF = 1000
Toxicité sur la reproduction	Pas d'information disponible.			

(1) Cette VTR a été déterminée par l'OMS.

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

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

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

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

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 3 µg/kg_{corporel}/j (cf. tableau ci-dessus),
- un poids corporel moyen de 70 kg,

- $F_{\text{sécurité}}$: facteur de sécurité supplémentaire de 5 pour tenir compte de l'effet perturbateur endocrinien suspecté de la substance pour la santé humaine,
- Cons. Journ. Moy : une consommation journalière moyenne de produits de la pêche (poissons, mollusques, crustacés) égale à 115 g par jour.

Ce calcul n'est donné qu'à titre indicatif. Il peut être inadapté pour couvrir les risques pour les individus plus sensibles ou plus vulnérables (masse corporelle plus faible, forte consommation de produits de la pêche, voies d'exposition individuelles particulières). Le facteur correctif de 10% n'est donné que par défaut, car la contribution des différentes voies d'exposition varie selon les propriétés de la substance (et en particulier sa distribution entre les différents compartiments de l'environnement), ainsi que selon les populations considérées (travailleurs exposés, exposition pour les consommateurs/utilisateurs, exposition via l'environnement uniquement). L'hypothèse cependant que la consommation des produits de la pêche ne représente pas plus de 10% des apports journalier contribuant à la dose journalière tolérable apporte une certaine marge de sécurité (E.C., 2011).

Pour le 2,4,5-T, le calcul aboutit à :

$$QS_{\text{biota hh}} [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}] = \frac{0.1 * 3 [\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] * 70 [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{0.115 [\text{kg}_{\text{biota}}/\text{j}] * 5} = 36.5 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$$

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 :

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

Pour le 2,4,5-T, on obtient donc :

$$QS_{\text{water_hh food}} = 36.5 / (43 * 1) = 0.8 \mu\text{g}/\text{L}$$

$$QS_{\text{marine_hh food}} = 36.5 / (43 * 1 * 1) = 0.8 \mu\text{g}/\text{L}$$

Proposition de norme de qualité pour la santé humaine via la consommation de produits de la pêche	36	$\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{biota}}$
Valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	0.8	$\mu\text{g}/\text{L}$

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

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

Il faut signaler que ces normes réglementaires ne sont pas nécessairement établies sur la base de critères (éco)toxicologiques (par exemple les normes pour les pesticides avaient été établies par rapport à la limite de quantification analytique de l'époque pour ce type de substance, soit 0.1 µg/L). Pour le 2,4,5-T, la Directive 98/83/CE fixe une valeur de 0.1 µg/L.

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

$$QS_{\text{eau brute}} [\mu\text{g/L}] = \frac{0.1 \cdot VTR [\mu\text{g/kg}_{\text{corporel}}/\text{j}] \cdot \text{poids corporel} [\text{kg}_{\text{corporel}}]}{\text{Cons.moy.eau} [\text{L/j}]} \cdot \frac{1}{F_{\text{sécurité}}}$$

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 3 µg/kg_{corporel}/j (Cf. tableau ci-dessus),
- Cons.moy.eau [L/j] : une consommation d'eau moyenne de 2 L par jour,
- un poids corporel moyen de 70 kg,
- F_{sécurité} : facteur de sécurité supplémentaire de 5 pour tenir compte de l'effet perturbateur endocrinien suspecté de la substance pour la santé humaine,
- 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.

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

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

Pour le 2,4,5-T, on obtient :

$$QS_{\text{dw_hh}} = \frac{0.1 \cdot 3 \cdot 70}{2 \cdot (1 - 0) \cdot 5} = 2.1 \mu\text{g/L}$$

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

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

SÉLECTION DE LA VALEUR GUIDE ENVIRONNEMENTALE

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

		Valeur	Unité
OBJECTIFS DE PROTECTION INDIVIDUELS			
Organismes aquatiques (eau douce) moyenne annuelle	AA-QS _{water_eco}	5	µg/L
Organismes aquatiques (eau douce) Concentration Maximum Acceptable	MAC	150	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) moyenne annuelle	AA-QS _{marine_eco}	0.5	µg/L
Organismes aquatiques (eau marine) Concentration Maximum Acceptable	MAC _{marine}	15	µg/L
Empoisonnement secondaire des prédateurs	QS _{biota sec pois}	2000	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water_sp} QS _{marine_sp}	46	µg/L
Santé humaine <i>via</i> la consommation de produits de la pêche	QS _{biota hh}	36	µg/kg _{biota}
valeur correspondante dans l'eau (douce et marine)	QS _{water hh food} QS _{marine hh food}	0.8	µg/L
Santé humaine <i>via</i> l'eau destinée à l'eau potable	QS _{dw_hh}	0.1	µg/L

Pour le 2,4,5-T, c'est la valeur pour la protection de la santé humaine vis-à-vis de la consommation d'eau potable qui est la plus faible pour l'ensemble des approches considérées.

Pour les eaux qui ne sont pas destinées à la production d'eau potable, la valeur la plus faible est celle fondée sur la protection de la santé humaine exposée par la consommation de produits de la pêche.

VALEURS GUIDES POUR LES ORGANISMES BENTHIQUES

Avec un Koc compris entre 86 et 280 L/kg et un log Kow de 3 environ, la mise en œuvre d'un seuil pour le sédiment n'est pas recommandée par le document guide européen (E.C., 2011).

BIBLIOGRAPHIE

- Bringmann G. et Kühn R. (1978). "Testing of substances for their toxicity threshold: Model organisms *Microcystis (Diplocystis) aeruginosa* and *Scenedesmus quadricauda*." Mitt. Internat. Verein. Limnol. **21**: 275-284.
- 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.
- 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. (2000). Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, JO L 327 du 22.12.2000: 1-86.
- C.E. (2006). Règlement (CE) N° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) N° 793/93 du Conseil et le règlement (CE) N° 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission, JO L 396 du 30.12.2006: p. 1–849.
- C.E. (2008). Règlement (CE) no 1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) no 1907/2006.
- E.C. (2004). Commission staff working document on implementation of the Community Strategy for Endocrine Disrupters - a range of substances suspected of interfering with the hormone systems of humans and wildlife (COM(1999) 706)). SEC(2004) 1372. European Commission, Brussels
- 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.
- ETOX. (2012). "Datenbank für ökotoxikologische Wirkungsdaten und Qualitätsziele." from <http://webetox.uba.de/webETOX/index.do>.
- Garten C.T. et Trabalka (1983). "Evaluation of Models for Predicting Terrestrial Food Chain Behavior of Xenobiotics." Environ. Sci. Technol. **17**(10): 590-595.
- Hansch C. et Leo A.J. (1985). MedChem Project, issue n°26. Pomona college, Claremont, CA
- HSDB. (2005). "Hazardous Substances Data Bank." from <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>.
- Huang J.C. et Gloyna E.F. (1968). "Effect of Organic Compounds on Photosynthetic Oxygenation-I. Chlorophyll Destruction and Suppression of Photosynthetic Oxygen Production." Water Res **2**: 347-366.
- Kenaga E.E. et Goring C.A.I. (1980). Relationship between water solubility, soil sorption, octanol/water partitioning, and concentration of chemicals in biota. Philadelphia, PA, American Society for Testing and Materials.
- Kociba R.J., Keyes D.G., Lisowe R.W., Kalnins R.P., Dittenber D.D., Wade C.E., Gorzinski S.J., Mahle N.H. et Schwetz B.A. (1979). "Results of a two-year chronic toxicity and oncogenic study of rats ingesting diets containing 2,4,5- trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T)." Food Cosmet. Toxicol. **17**(3): 205-221.

- MacKay D., Shiu W.Y. et Ma K.C. (2000). Physical-chemical properties and environmental fate Handbook, Chapman & Hall/ CRCnetBase.
- Oris J.T., Winner R.W. et Moore M.V. (1991). "A four-day survival and reproduction toxicity test for ceriodaphnia dubia." Envir. Toxicol. Chem. **10**(2): 217-224.
- Petersen G., Rasmussen D. et Gustavson K. (2007). Study on enhancing the Endocrine Disrupter priority list with a focus on low production volume chemicals. DHI, 53559
- PNUE (2001). Convention de Stockholm sur les Polluants Organiques Persistants: pp 47.
- Rehwoldt R., Kelley E. et Mahoney M. (1977). "Investigations into the acute toxicity and some chronic effects of selected herbicides and pesticides on several fresh water fish species." Bull Environ Contam Toxicol **18**(3): 361-365.
- Skurlatov Y.I., Ernestova L.S., Vichutinskaya E.V., Samsonov D.P., Pervunina R.I., Semenova I.V. et Sjvydly V.O. (1983). "Formation of Dibenzodioxins and Dibenzofurans in the Photochemical Transformation of Polychlorinated Phenols." J. Agric. Food Chem. **31**: 1065-1071.
- US-EPA (2011). EPI Suite, v.4.10, EPA's office of pollution prevention toxics and Syracuse Research Corporation (SRC).
- Verschuere K. (2001). Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York, NY, Van Nostrand Reinhold Co.
- Yokote M.S., Kimura S., Kumada H. et Matida Y. (1976). "Effects of some herbicides applied in the forest to the freshwater fishes and other aquatic organisms - IV. Experiments on the assessment of acute and subacute toxicities of 2,4,5-T to the Rainbow trout." Bull. Freshwater Fish. Res. Lab. **26**(2): 85-98.