

Distr. générale
6 mai 2020

Français
Original : anglais



Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants

Comité d'étude des polluants organiques persistants

Seizième réunion

Genève (en ligne), 11–16 janvier 2021

Point 4 b) de l'ordre du jour provisoire**

**Travaux techniques : examen d'une proposition
tendant à inscrire l'UV-328 aux Annexes A, B et/ou C
à la Convention**

Proposition tendant à inscrire l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants

Note du Secrétariat

I. Introduction

1. On trouvera dans l'annexe à la présente note une proposition de la Suisse tendant à inscrire l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention de Stockholm, conformément au paragraphe 1 de l'article 8 de la Convention. Cette proposition est présentée telle qu'elle a été soumise, sans avoir été revue par les services d'édition. Le Secrétariat a vérifié que la proposition contient les informations demandées à l'Annexe D (voir le document UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1).

II. Mesure proposée

2. Le Comité souhaitera peut-être :

- a) Examiner les informations fournies dans la présente note ;
- b) Décider s'il est satisfait que la proposition remplit les critères énoncés à l'article 8 de l'Annexe D à la Convention ;
- c) Élaborer et approuver, s'il décide que la proposition satisfait aux critères de l'alinéa b) du paragraphe 2 de l'article 8, un plan de travail pour la préparation d'un descriptif des risques, en application du paragraphe 6 de l'article 8.

* Nouveau tirage pour raisons techniques (21 octobre 2020).

** UNEP/POPS/POPRC.16/1.

Annexe

Proposition d'inscription de l'UV-328 à l'Annexe A de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants

1. Introduction

1. L'UV-328 est un benzotriazole (BZT) phénolique utilisé dans de nombreux produits pour absorber le rayonnement UV. Les BZT absorbent le spectre intégral de la lumière ultraviolette. Ils sont principalement utilisés dans les plastiques transparents, les revêtements et les produits d'hygiène personnelle. Vu leur mode d'action, la manière dont ils absorbent l'énergie de la lumière ultraviolette est réversible et non destructrice¹. Les BZT sont les solutions préférées pour les plastiques thermodurcissables, les substrats organiques et les revêtements de protection contre les intempéries². L'UV-328 en particulier peut être utilisé dans de nombreuses matrices de polymères, généralement à des concentrations oscillant entre 0,1 et 0,5 % de la masse. Cependant, la quantité finale peut atteindre 1 % de la masse dans certaines matrices plastiques et 3 % dans les revêtements³. L'UV-328 est également utilisé comme additif dans les encres d'imprimerie de matériaux pouvant entrer en contact avec des denrées alimentaires⁴. Comme il n'est pas lié au polymère, l'UV-328 peut s'échapper à terme de la matrice et pénétrer dans l'environnement.

2. Neuf sociétés sont actuellement autorisées à commercialiser l'UV-328 dans l'Union européenne (UE) en application du Règlement européen REACH (Enregistrement, évaluation, autorisation et restriction des substances chimiques)⁵, et cinq aux États-Unis d'Amérique au titre de la loi sur le contrôle des substances toxiques, dite Toxic Substances Control Act (TSCA)⁶. L'UV-328 est utilisé en grandes quantités, se montant au total à des dizaines de milliers de tonnes, dans le monde entier. Selon l'un des principaux producteurs mondiaux, environ 50 % de la production d'UV-328 est utilisée dans des revêtements, 40 % dans des plastiques, caoutchoucs et polyuréthanes, et 10 % dans des cosmétiques⁷. Au Canada, en 1986, il n'était utilisé qu'à des fins industrielles (63 % dans des plastiques et 37 % dans des peintures et revêtements). En 2000, il était essentiellement employé dans l'industrie automobile et celle des plastiques⁸. Selon des informations récemment communiquées à l'Agence européenne des produits chimiques (ECHA), l'UV-328 est utilisé pour un certain nombre d'applications, notamment comme stabilisateur d'UV dans les films rétractables en polyoléfines ou en matière plastique, le mobilier d'extérieur, les couches de finition transparentes des automobiles, les revêtements, les résines ABS, les résines époxy, les résines de matériaux composites à renfort en fibres, les PVC, les polyesters insaturés, les polyacrylates et les polycarbonates. Il est particulièrement recommandé comme absorbeur d'UV dans les polyoléfines, polyuréthanes, PVC, polyacrylates, résines époxy et élastomères. Il est par ailleurs utilisé dans des matériaux de construction, enduits, produits de traitement de surface, adhésifs, peintures, laques et vernis, encres d'imprimerie, parfums, tissus, textiles et cuirs, et pesticides inertes⁹.

3. L'UV-328 a été identifié par le Règlement européen REACH comme une substance extrêmement préoccupante (SVHC) car persistante, bioaccumulable et toxique (PBT) ou très persistante et très bioaccumulable (vPvB). Par suite, en février 2020, il a été inscrit à l'Annexe XIV (Liste des substances soumises à autorisation) du Règlement REACH⁵.

2. Identité chimique

2.1 Noms et numéros d'enregistrement

Tableau 1. Noms et numéros d'enregistrement de l'UV-328

Nom commun	UV-328
Appellation IUPAC	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(2-méthylbutan-2-yl)phénol
Nom CAS	Phénol, 2-(2 <i>H</i> -benzotriazol-2-yl)-4,6- <i>bis</i> -(1,1-diméthylpropyl)-
Synonyme	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-di- <i>tert</i> -pentylphénol
Noms commerciaux	BDTP, BLS 1328, Chiguard 328, Chisorb 328, Cyasorb UV 2337, Eversorb 74, GSTAB 328, Hostavin 3310 P, Kemisorb 74, Lowilite 28, Milestab 328, Seesorb 704, Songsorb 3280, Sumisorb 350, Thasorb UV328, Tin 328, Tinuvin 328, UV 2337, UV 74, Uvinul 3028, Viosorb 591
No CAS	25973-55-1
No CE	247-384-8

2.2 Structure

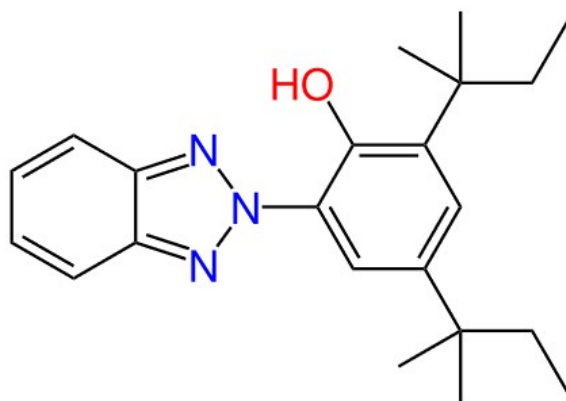


Figure 1. Structure de l'UV-328

Tableau 2. Caractéristiques moléculaires de l'UV-328

Formule moléculaire	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
Poids moléculaire	351,5 g/mol
Code SMILES (canonique)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
Groupe chimique	Organique
Sous-groupe chimique	Benzotriazole (BZT), phénol
Type de substance	Mono-constituant
Degré de pureté	≥ 80–100 % (p/p)

2.3 Propriétés physico-chimiques

Tableau 3. Propriétés physico-chimiques de l'UV-328

	Valeur	Source
État physique	Poudre jaune (20 °C, 101 kPa)	USEPA (2009), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
Point de fusion	80–83 °C	Données expérimentales, USEPA (2001)
	137 °C	Valeur estimative (104–202 °C), USEPA
	202 °C	EPI Suite* (MPBPVP v1.43, point de fusion moyen ou pondéré)
Point d'ébullition	Décomposition > 180 °C, avant ébullition	Données expérimentales, Calorimétrie différentielle à balayage (DSC, 2013), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
	> 230 °C	Valeur estimative, analyse thermogravimétrique (2012), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
	478 °C	EPI Suite (MPBPVP v1.43, méthode Stein & Brown adaptée)
Pression de vapeur	2,6 × 10 ⁻⁸ Pa (25 °C)	EPI Suite (MPBPVP v1.43, méthode Grain modifiée)
	5,0 × 10 ⁻⁶ Pa (20 °C) ; 0,1 Pa (100 °C)	Données expérimentales, DSC (1976), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
Constante de Henry	6,5 × 10 ⁻¹³ atm·m ³ /mol	EPI Suite (HENRYWIN v3.20, méthode Bond)
	6,2 × 10 ⁻⁸ atm·m ³ /mol	OPERA [†]
Constante d'acidité (pK _a)	8,9±0,5 (acide), 0,7±0,3 (base)	ACD/Labs, Rapport module classique
	10,3±0,8 (acide), -1,0±1,5 (base)	ACD/Labs, Rapport module GALAS

* Résultats modélisés avec le logiciel EPI Suite™ v.4.10²².

† Résultats modélisés avec le logiciel OPERA¹⁸⁴.

	Valeur	Source
Hydrosolubilité	< 1 µg/L (20 °C, pH 6,3–6,4)	Données expérimentales, Méthode A.6 de l'UE, Chromatographie sur colonnes d'élution (2001), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
	1,3 × 10 ⁻⁵ mg/L	Valeur estimative (4,2 × 10 ⁻⁸ –3,1 × 10 ⁻⁵ mg/L), USEPA
	0,015 mg/L	EPI Suite (WSKOW v1.42, à partir du log K _{oc})
	0,42 mg/L	EPI Suite (WATERNT v1.01, à partir de fragments)
	0,02 mg/L	Données expérimentales, Chromatographie sur colonne dynamique couplée ¹¹
Densité	1,1 g/cm ³	Valeur estimative (1,1–1,2 g/cm ³), USEPA
	1,2 g/cm ³ (20 °C)	Valeur expérimentale, IA 79/1 (Pycnomètre de comparaison à air, 1976), dossier d'enregistrement REACH ¹⁰
Coefficient de partage air-eau (log K_{ae})	-10,6	EPI Suite (KOAWIN v1.10, estimation HenryWin)
Coefficient de partage octanol-eau (log K_{oc})	> 6,5 (23 °C, pH 6,4)	Données expérimentales, OCDE Ligne directrice 117[‡] (2012), dossier d'enregistrement REACH¹⁰
	7,3 (25 °C)	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KowWin v1.68)
Coefficient d'adsorption sur le sol (log K_{oc})	3,6	Valeur estimative, USEPA
	5,2	EPI Suite (KOCWIN v2.00, méthode Koe), 2011
	5,6 (20 °C)	EPI Suite (KOCWIN v2.00, méthode de l'Indice de connectivité moléculaire (ICM)), 2011
Coefficient de partage octanol-air (log K_{oa})	10,5	OPERA
	17,8	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KOAWIN v1.10 estimation)

2.4. Tonnage

4. L'OCDE a inscrit l'UV-328 sur la Liste des substances chimiques produites en grandes quantités (HPVC). En Europe, il est enregistré au titre du Règlement REACH dans la gamme de tonnage 100–1 000 t/a¹⁰. L'ECHA l'a récemment inscrit dans la catégorie des additifs pour plastiques à fort tonnage utilisés dans l'UE¹². D'après la base de données SPIN des pays nordiques consignant les substances incorporées dans les produits, la quantité totale d'UV-328 utilisée dans ces pays (Danemark, Finlande, Norvège et Suède) est < 10 t/a depuis 2006. En Suède, l'utilisation d'UV-328 a soudainement augmenté en 2015, atteignant 244 t, pour retomber à 1 t en 2016¹³. Au Royaume-Uni, l'UV-328 a été inscrit sur une liste de substances devant faire l'objet de recherches plus approfondies à titre hautement prioritaire, car il pourrait s'agir d'une substance persistante, bioaccumulable et toxique, présente sur le marché européen dans la gamme de tonnage 10–1 000 t/a¹⁴.

5. Aux États-Unis, en 2011, la production nationale était de 1 000 t environ ; de 2012 à 2016, elle se situait entre 450 et 4 500 t/a. Le Canada ne produit pas d'UV-328 ; néanmoins, en 2000, entre 100 et 1 000 t ont été importées dans ce pays pour utilisations comme absorbeur d'UV dans l'industrie automobile et dans l'industrie des revêtements, peintures et plastiques. Entre 2012 et 2013, le volume importé a été de 10 à 100 t⁸.

6. Au Japon, les quantités d'UV-328 produites ou importées ont été de 1–1 000 t/a entre 2012 et 2014, 1 000–2 000 t en 2015 et 1–1 000 t en 2016–2017¹⁵.

[‡] Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques. La nature des essais est indiquée à la section 6.1.2.

3. Informations sur l'UV-328 au regard des critères de sélection des polluants organiques persistants

3.1 Persistance

7. L'UV-328 est une substance persistante, comme le montrent les résultats des essais, qui laissent conclure à un très faible potentiel de biodégradation^{1,10,15}. Les prévisions de la base de données biocatalyse/biodégradation de l'Institut fédéral suisse des sciences et technologies (EAWAG-BBD) figurent dans l'Appendice (section 6.2)¹⁶. De même, on s'attend à ce que l'UV-328 ne subisse aucune dégradation abiotique notable¹. En raison de son log K_{oc} et de son log K_{oc} élevés, il s'adsorbe sur les matières organiques en suspension ou les boues d'épuration, entre autres, ou est absorbé par celles-ci. Cela l'empêche dans une certaine mesure de se dégrader. Du fait qu'il ne possède pas d'élément structurel hydrolysable et est peu soluble dans l'eau, il ne devrait pas non plus subir de dégradation importante par hydrolyse, oxydation ou photo-transformation (caractéristique d'un absorbeur d'UV).

8. Dans un essai de biodégradabilité facile sur des boues activées contenant 10 mg/L d'UV-328 (Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, essai n° 301 B, sans application des Bonnes pratiques de laboratoire (BPL))¹⁷, la dégradation après 28 jours était de 2 à 8 %. Une étude de sols amendés pas des boues, suivis sur plus d'un an, a conclu que le temps de dissipation à 50 % de l'UV-328 se situait entre 179 et 218 jours. Cette étude était toutefois incomplète car les échantillons n'étaient pas homogènes, seule la dissipation avait été surveillée et la période d'analyse avait été de trois ans. Il est néanmoins évident que l'UV-328 est très persistant dans les sols¹⁸. Une étude similaire a trouvé un DT_{50} de 99 à 223 jours¹⁹.

9. Une série complète de données de surveillance provenant de la baie de Narragansett (États-Unis) a mis en évidence la présence d'UV-327 et d'UV-328 dans les sédiments des années après l'arrêt des rejets industriels de ces substances dans l'environnement. Des carottes sédimentaires prélevées aux abords de l'usine d'UV-328 ont été analysées dans le cadre d'une étude anaérobie. L'usine en avait produit de 1970 à 1985¹¹ et la concentration la plus élevée relevée dans les carottes était de 74 µg/g en 1976²⁰. Au cours des dernières années, les concentrations relevées près de la surface se sont situées entre 3 et 6 µg/g. Des tendances temporelles analogues des concentrations sont décrites par Hartmann *et al.*, 2005²¹ (voir la section 4.2.2).

10. Le temps de dissipation à 50 % de l'UV-328 est estimé à < 2 jours dans l'eau (élimination par sédimentation, non par dégradation) et > 100 jours dans les sédiments ; ces estimations sont corroborées par le modèle BIOWIN v4.10²². Selon le modèle AopWin v1.92²², la demi-vie de cette substance par photodégradation en phase gazeuse serait de 16,3 heures, avec une constante globale de la vitesse de réaction de $15,8 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{molécule} \cdot \text{s})$. Le modèle BIOWIN3 donne une demi-vie de 74 jours dans l'eau. Une demi-vie de 136 jours dans le sol peut être déduite de cette valeur ($1,85 \times$ demi-vie dans l'eau)^{23,24}.

11. Comme l'UV-328 n'a fait l'objet d'aucun essai de simulation en milieu aquatique ou dans des sédiments, une lecture croisée a été effectuée pour combler les lacunes des données le concernant. Un des principaux produits de dégradation de la substance CE 407-000-3¹ analogue au BZT (voir les analogues structuraux à la section 6.5), le M1 (poids moléculaire 339,4 g/mol, n° CAS 84268-36-0), substance structurellement très proche de l'UV-328 (les substituants du groupe phényle étant l'acide *n*-propanoïque et un groupe *tert*-butyl, au lieu de deux groupes *tert*-pentyl) qui se forme en phase aqueuse et est plus hydrophile que l'UV-328 (hydrosolubilité : 102,4 mg/L, log K_{oc} 3,30²²), persiste dans les sédiments¹, avec un temps de dissipation à 50 % calculé variant entre 238 et 248 jours, selon le type de sédiment. La chaîne latérale différente du M1 (l'acide propanoïque étant substitué en position 4 de l'anneau phénolique) se dégrade plus vite que celle de l'UV-328. Par conséquent, dans l'hypothèse (raisonnable) que les propriétés de l'UV-328 et du M1 leur réservent un devenir semblable, les résultats obtenus pour le M1 devraient donner une idée du temps de dissipation à 50 % et de la demi-vie de dégradation de l'UV-328 dans la situation la plus favorable.

Conclusion concernant la persistance :

12. L'UV-328 est extrêmement hydrophobe. Il est fortement adsorbé et/ou absorbé par les matières organiques et est peu volatil. Rejeté dans l'eau, il a tendance à se répartir entre les matières particulaires et organiques en suspension ou déposées. Les données expérimentales et empiriques indiquent qu'il ne se dégrade pas rapidement dans l'eau, le sol ou les sédiments. L'approche de la valeur probante utilisée pour combler les lacunes dans les données expérimentales²⁵, à savoir la lecture croisée des données de dégradation dans les sédiments d'un analogue structurel du BZT, confirme également sa persistance. En outre, sa présence dans l'environnement des décennies après

la cessation des rejets laisse conclure à une demi-vie > 180 jours. L'UV-328 satisfait donc aux critères de persistance.

3.2 Bioaccumulation

13. L'UV-328 est considéré comme bioaccumulable en raison d'un $\log K_{oe} > 5$, de facteurs de bioconcentration (FBC) mesurés et de facteurs de bioaccumulation (FBA) modélisés supérieurs au seuil de bioaccumulation, et de faibles vitesses de transformation métabolique. Le processus de bioaccumulation dans les organismes se fait essentiellement par ingestion en fonction du régime alimentaire. De l'UV-328 a été retrouvé dans des poissons, plusieurs mammifères marins, des algues et des crustacés.

14. Des essais de bioaccumulation dans les organismes aquatiques ont été effectués dans le cadre de deux études, réalisées en 2000 et en 2007. Dans les deux cas, les essais ont été pratiqués sur la carpe commune (*Cyprinus carpio*) en suivant le protocole d'essai préconisé dans les Lignes directrices de l'OCDE (essai n° 305 C)¹⁵. Le premier essai a duré 60 jours ; aucune information sur l'usage éventuel d'un dispersant n'a été communiquée. Le FBC a été normalisé à une teneur en lipides de 5 %, calculée en fonction de la teneur moyenne en lipides en début et en fin d'essai (tableaux 4 et 5). Les demi-vies d'épuration étaient de 16 jours (à 0,01 µg/L) et de 33 jours (à 0,10 µg/L). Des données supplémentaires indiquent la mesure du FBC pour la peau, la tête, les viscères et les parties comestibles. Les FBC les plus élevés sont, dans l'ordre : viscères > tête > peau > parties comestibles (tableau 6). Les valeurs les plus faibles du FBC correspondent aux concentrations les plus élevées, ce qui pourrait être lié à la faible solubilité de l'UV-328 dans l'eau. L'UV-328 est extrêmement hydrophobe ($\log K_{oe} > 4,5$) et, si une voie d'exposition non alimentaire est retenue pour les essais, il pourrait ne pas être complètement dissous dans l'eau et ne pourrait donc être que partiellement disponible pour absorption par l'organisme d'essai aquatique. On pourrait ainsi avoir été amené à surestimer la concentration d'UV-328 dans l'eau et, par suite, à sous-estimer les valeurs du FBC^{1,15}.

Tableau 4. Étude du FBC sur 60 jours : FBC normalisé en lipides (L/kg poids frais), sur la base des concentrations nominales de la substance d'essai dans l'eau. La teneur moyenne en lipides du poisson d'essai était de 4,19 %^a ou 3,26 %^b 15,1.

Concentration de l'essai (µg/L)	FBC	FBC normalisé en lipides
0,1	940 ^a	$1,1 \times 10^3$
0,01	620–1,8 × 10 ³ ^a	740–2,2 × 10 ³
0,01	2,4 × 10 ³ ^b	3,7 × 10 ³

Tableau 5. Étude du FBC sur 60 jours : évolution temporelle du FBC (L/kg poids frais), sur la base des concentrations nominales de la substance d'essai dans l'eau^{15,1}.

Concentration de l'essai (µg/L)	Temps d'exposition (en jours)				
	12	26	40	50	60
0,1	870	1,1 × 10 ³	990	820	1,0 × 10 ³
	570	1,4 × 10 ³	780	1,0 × 10 ³	1,0 × 10 ³
0,01	620	890	1,5 × 10 ³	1,3 × 10 ³	1,0 × 10 ³
	650	1,3 × 10 ³	1,8 × 10 ³	980	1,7 × 10 ³

Tableau 6. Étude du FBC sur 60 jours : mesure du FBC dans différents tissus (L/kg poids frais), sur la base des concentrations nominales de la substance d'essai dans l'eau^{15,1}.

Concentration de l'essai (µg/L)	Peau	Tête	Viscères	Comestibles
0,1	770	1,4 × 10 ³	2,3 × 10 ³	600
	940	1,6 × 10 ³	3,6 × 10 ³	620
0,01	900	990	1,5 × 10 ⁴	420
	2,0 × 10 ³	2,3 × 10 ³	3,6 × 10 ⁴	840
0,01	2,3 × 10 ³	3,7 × 10 ³	1,4 × 10 ⁴	1,6 × 10 ³
	3,1 × 10 ³	5,8 × 10 ³	1,5 × 10 ⁴	1,8 × 10 ³

15. Dans la deuxième étude (Lignes directrices de l'OCDE, essai n° 305 C), les valeurs maximales du FBC étaient de $5,6 \times 10^3$ (non normalisé) et $6,6 \times 10^3$ L/kg poids frais (normalisé par rapport aux lipides) ; la valeur moyenne du FBC normalisé par rapport aux lipides était de $5,5 \times 10^3$ L/kg poids

frais (tableau 7). La teneur du poisson en lipides était de 4,2 % en début d'essai. Mis à part des valeurs maximales légèrement plus élevées, les autres valeurs du FBC étaient analogues et on pouvait conclure à un état stable. Le FBC moyen à huit semaines était de $4,59 \times 10^3$ L/kg poids frais pour une teneur en lipides de 4,2 % et d'environ $5,46 \times 10^3$ L/kg poids frais pour une teneur en lipides normalisée à 5 %.

Tableau 7. Étude du FBC sur huit semaines : mesure du FBC (L/kg poids frais), sur la base des concentrations nominales de la substance d'essai dans l'eau^{15,1}.

Durée d'exposition (en semaines)		0,8 µg/L		0,08 µg/L	
2	Non normalisé	$1,3 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$
	Normalisé par rapport aux lipides	$1,5 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	$2,7 \times 10^3$	$2,7 \times 10^3$
4	Non normalisé	$1,7 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$3,7 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$
	Normalisé par rapport aux lipides	$2,0 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$3,9 \times 10^3$
6	Non normalisé	$1,7 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$5,6 \times 10^3$
	Normalisé par rapport aux lipides	$2,0 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$	$5,2 \times 10^3$	$6,6 \times 10^3$
8	Non normalisé	$2,1 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$4,8 \times 10^3$
	Normalisé par rapport aux lipides	$2,5 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$	$5,2 \times 10^3$	$5,7 \times 10^3$

16. Il existe de nombreuses données de surveillance de l'UV-328 dans les biotes aquatiques, faisant apparaître des concentrations de plusieurs centaines de ng/g lipides^{26 à 28} (voir la section 4.2.4). Des traces d'UV-328 ont également été trouvées dans des produits alimentaires et des tissus adipeux humains²⁹. La présence de plusieurs BZT dans la graisse de cinq espèces de marsouins aptères a fait l'objet d'une surveillance dans la mer d'Ariake (Japon) de 1998 à 2009. En moyenne, les graisses des marsouins aptères étudiés contenaient 29 ng/g poids frais d'UV-328 et 14 ng/g poids frais d'UV-327. Ces valeurs équivalent à 19 ng/g lipides d'UV-327 et 38 ng/g lipides d'UV-328, ajustées en fonction de la teneur en lipides de la graisse de chacun des spécimens analysés. Pour calculer la charge totale de BZT, on a supposé un poids de graisse égal à 28,8 % du poids corporel total. Il en est résulté des concentrations pour le corps entier de 4,0 ng/g poids frais d'UV-327 et de 8,4 ng/g poids frais d'UV-328. Ainsi, le FBA[§] de l'UV-327 pour ce mammifère marin a été estimé à $3,3 \times 10^4$ L/kg poids frais (4 ng/g poids frais/0,12 ng/L), soit environ un ordre de grandeur de plus que pour un poisson de petite taille ($3,2 \times 10^3$ L/kg poids frais = 0,39 ng/g poids frais/0,12 ng/L). Le FBA de l'UV-327 a été calculé en partant d'une valeur de 0,12 ng/L comme valeur de référence pour les concentrations trouvées dans les échantillons prélevés dans le milieu aquatique au Japon. Aucune valeur de référence environnementale n'a été donnée pour l'UV-328, mais une comparaison peut être faite. En 2001, la quantité annuelle d'UV-327 produite ou importée au Japon se situait entre 100 et 1 000 t et, pour l'UV-328, entre 1 000 à 10 000 t. Les émissions potentiellement plus élevées d'UV-328 pourraient être partiellement compensées par le fait qu'une moindre fraction subsisterait en phase aqueuse. Étant donné que, dans cette étude, la concentration moyenne de l'UV-328 (8,4 ng/g poids frais) est deux fois supérieure à celle de l'UV-327 (4,0 ng/g poids frais), on peut supposer que le FBA de l'UV-328 sera proche de celui de l'UV-327³⁰. En utilisant la valeur de référence environnementale de l'UV-327 pour l'UV-328, la valeur estimative du FBA pour l'UV-328 sera de $7,0 \times 10^4$ L/kg poids frais (8,4 ng/g poids frais/0,12 ng/L). Ces valeurs du FBA peuvent être normalisées par rapport à une teneur en lipides de 5 %. L'UV-327 et l'UV-328 auraient alors des FBA de $8,0 \times 10^3$ L/kg poids frais et $1,6 \times 10^4$ L/kg poids frais, respectivement. Ces valeurs sont expliquées en détail à la section 6.3.1. Si les conditions de l'étude sur les marsouins aptères³⁰ étaient appliquées à l'identique à l'étude de Nakata *et al.*, 2009 sur des poissons de petite taille, les FBA normalisés par rapport aux lipides pour l'UV-327 et l'UV-328 chez les poissons de petite taille seraient de $6,7 \times 10^3$ L/kg et $4,2 \times 10^3$ L/kg, respectivement²⁷. Des informations plus détaillées figurent dans la section 6.3.2.

17. Pour comprendre comment les BZT phénoliques peuvent pénétrer dans la chaîne alimentaire, le rôle que pourraient jouer les organismes benthiques doit être examiné, car ces organismes se nourrissent sur la matière en suspension en filtrant leur nourriture ou bien ils ingèrent des particules

[§] Le texte original indique la valeur estimative du paramètre de bioaccumulation en tant que facteur de bioconcentration (FBC). Toutefois, cette valeur repose sur des échantillons prélevés sur le terrain. Ainsi, par définition, les valeurs estimatives présentées dans cette étude sont des facteurs de bioaccumulation (FBA).

sédimentaires, sur lesquelles les BZT peuvent s'adsorber fortement. Ce scénario est compatible avec les habitudes alimentaires des marsouins aptères, qui se nourrissent de petits poissons, crevettes et céphalopodes, lesquels se nourrissent à leur tour d'organismes benthiques. Du fait de la similarité chimique entre l'UV-327 et l'UV-328 (la seule différence étant l'existence d'un groupe *tert*-butyl dans un cas et de deux groupes *tert*-pentyl dans l'autre), une méthode de lecture croisée peut être appliquée sans crainte¹.

18. Comme indiqué précédemment, les différentes valeurs de la bioaccumulation découlant des essais de laboratoire peuvent ne pas rendre compte avec exactitude de la bioaccumulation des substances résultant de leur absorption par voie alimentaire, ce qui pourrait être un facteur décisif pour les produits chimiques ayant un $\log K_{oe} > 4^{31}$. Pour ces substances, le FBA est sensiblement supérieur au FBC³² puisque ce dernier ne rend compte que de l'exposition liée à l'eau (respiratoire) et ne tient pas compte de l'absorption par voie alimentaire. Par conséquent, le FBA corrigé pour tenir compte du métabolisme est un meilleur paramètre pour caractériser le potentiel de bioaccumulation. La transformation métabolique des produits chimiques ayant un K_{oe} élevé dans les organismes aquatiques ne devrait pas être significative. Dans les conditions environnementales, l'UV-328 est surtout présent sous sa forme neutre (tableau 3) et se métabolise lentement. Dans l'évaluation canadienne de l'UV-328, la constante du taux métabolique (k_M) a été calculée à 0,01/jour dans un poisson de 184 g. Celle valeur est considérée comme faible comparée à celle d'autres substances chimiques organiques^{33,34}. Cette estimation étaye l'idée selon laquelle si de l'UV-328 est consommé par un prédateur de niveau trophique élevé, un processus de bioamplification se produira probablement du fait d'une faible vitesse de métabolisation. Le FBA de l'UV-328 est estimé à $8,7 \times 10^4$ L/kg poids frais environ dans les poissons de niveau trophique intermédiaire, indiquant un facteur de bioamplification appréciable dans les organismes aquatiques, en considérant l'apport alimentaire, selon le modèle AQUAWEB^{8,35}. Une étude non publiée d'Hamilton Harbour (Canada) concernant la chaîne alimentaire montre une amplification possible de l'UV-328 dans la chaîne trophique³⁶. L'estimation EPI Suite (tableau 8) prévoit aussi une bioconcentration et une bioaccumulation de l'UV-328 dans le réseau trophique marin.

Tableau 8. Résultats des estimations EPI Suite pour l'UV-328 avec le modèle BCFBAF v.3.01²².

FBC (méthode basée sur la régression)	$6,0 \times 10^3$ L/kg poids frais
Demi-vie de biotransformation (poissons)	14,3 jours
FBC méthode Arnot-Gobas (niveau trophique supérieur)	$1,1 \times 10^3$ L/kg
FBC méthode Arnot-Gobas (niveau trophique intermédiaire)	$1,5 \times 10^3$ L/kg
FBC méthode Arnot-Gobas (niveau trophique inférieur)	$1,7 \times 10^3$ L/kg
FBA méthode Arnot-Gobas (niveau trophique supérieur)	$9,3 \times 10^4$ L/kg
FBA méthode Arnot-Gobas (niveau trophique intermédiaire)	$1,5 \times 10^5$ L/kg
FBA méthode Arnot-Gobas (niveau trophique inférieur)	$2,0 \times 10^5$ L/kg

Conclusion concernant la bioaccumulation :

19. L'UV-328 est une substance bioaccumulable au regard de la Convention de Stockholm, les valeurs expérimentales et estimées de son $\log K_{oe}$ étant supérieures au seuil fixé par la Convention ($\log K_{oe} > 5$). Des données expérimentales indiquent également un $FBC > 5 \times 10^3$ L/kg poids frais. Différents modèles suggèrent également un potentiel de bioaccumulation, avec des valeurs du FBC et du FBA $> 5 \times 10^3$ L/kg. Des traces d'UV-328 ont aussi été détectées dans le réseau trophique marin et des preuves indiquent que cette substance se bioamplifie dans la chaîne alimentaire. L'UV-328 satisfait donc aux critères de bioaccumulation.

3.3 Potentiel de propagation à longue distance

20. À l'état gazeux, l'UV-328 ne devrait guère se propager à longue distance dans l'atmosphère, du fait de sa basse pression de vapeur, de sa faible constante de Henry et de sa brève demi-vie dans l'air, selon les estimations^{8,22}. Toutefois, comme ses $\log K_{oe}$ et $\log K_{oc}$ sont élevés, il devrait se répartir fortement dans la matière organique, notamment par absorption et adsorption sur les aérosols atmosphériques, ainsi que sur les matières solides en suspension dans l'eau. Un $\log K_{oa} > 10$ indique une présence dans les aérosols atmosphériques quasiment irréversible³⁷, ce qui signifie que la fraction gazeuse est infime. Dès lors qu'il est adsorbé sur des particules d'aérosols flottant dans l'air, l'UV-328 se déplacera avec ces particules et se propagera à longue distance avec elles, pour finir par se déposer sur les sols, la végétation et l'eau. La propagation atmosphérique des aérosols a été largement décrite dans la littérature scientifique, notamment le déplacement des grosses particules de poussières

minérales en provenance du Sahara et survolant l'océan Atlantique, sur une distance pouvant atteindre $3,5 \times 10^3$ km³⁸.

21. L'UV-328 étant conçu pour être photostable, il est très peu photodégradable ou oxydable. Son hydrolyse est également improbable puisqu'il est très peu soluble dans l'eau, possédant des log K_{oc} et log K_{oc} élevés, une liaison chimique forte entre le groupe BZT et l'anneau aromatique, et des chaînes latérales résistantes¹. Dans des conditions environnementales particulières, comme par exemple dans l'océan, l'UV-328 peut se présenter partiellement sous forme anionique ou former une liaison hydrogène intramoléculaire^{39 à 41}. Les molécules chargées ont moins d'affinité pour l'adsorption sur des matières en suspension et ont donc un plus faible taux de sédimentation, ce qui en accroît le potentiel de propagation à longue distance.

3.3.1 L'outil POV-LRTP de l'OCDE (L'outil de l'OCDE)

22. L'outil POV-LRTP de l'OCDE est un outil d'aide à la décision permettant de déterminer la persistance d'une substance dans l'environnement et son potentiel de propagation à longue distance (LRTP)⁴². Grâce à cet outil et aux données présentées au tableau 9, la persistance globale (P_{ov}) de l'UV-328 a été établie à 196 jours, sa distance de transport caractéristique (DTC) à $2,8 \times 10^3$ km, et son efficacité de transfert (ET) à 12,4 %. L'analyse de Monte Carlo, accompagnée d'un bref exposé sur les valeurs du coefficient de partage air-eau (log K_{ac}) et leur impact, montrant l'incertitude de ces résultats, sont présentés à la figure 4 (section 6.4). Ces résultats placent l'UV-328 dans une position analogue à celle de polluants organiques persistants typiques (voir la figure 2). S'agissant des paramètres ci-dessus (P_{ov} , DTC et ET), l'UV-328 a des valeurs similaires à celles de POP bien connus tels que l'hexabromocyclododécane (HBCDD) et l' α -endosulfan. Concernant le LRTP, la DTC et l'ET, les résultats pour l'UV-328 sont similaires à ceux d'autres POP tels que le décaBDE et l'octaBDE (figure 2 et tableau 23, section 6.4).

Tableau 9. Données saisies par l'outil de l'OCDE pour l'UV-328. Valeurs de l'EPI Suite²² :

^a KOAWIN v1.10 (estimations HenryWin), ^b KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), ^c AopWin v1.92, ^d BIOWIN3 (BIOWIN v4.10) et ^e Valeur calculée du $t_{1/2}$ dans le sol ($1,85 \times$ demi-vie dans l'eau)²³.

Poids moléculaire (g/mol)	351,5
^a log K_{ac}	-10,6
^b log K_{oc}	7,3
^c $t_{1/2}$ dans l'air (h)	16,3
^d $t_{1/2}$ dans l'eau (h)	$1,8 \times 10^3$
^e $t_{1/2}$ dans le sol (h)	$3,3 \times 10^3$

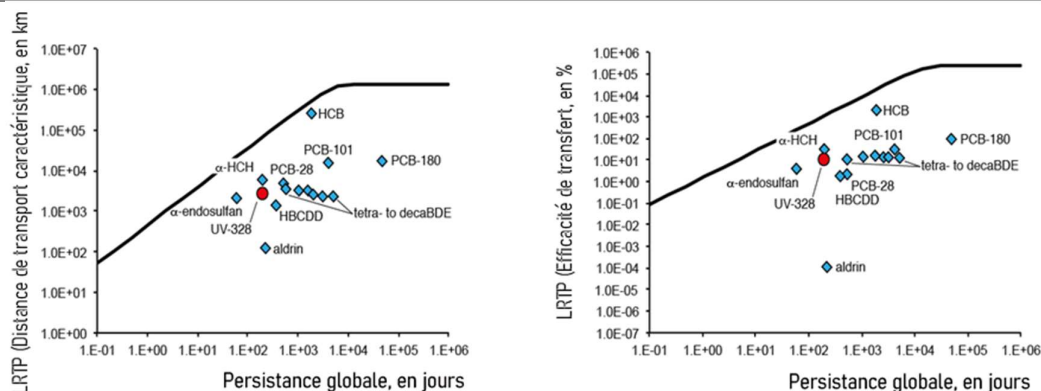


Figure 2. Courbe LRTP-Pov comparant les paramètres DTC, ET et Pov (adapté de ⁴²) pour l'UV-328 (point rouge) et les POP de référence (losanges bleus). La courbe en noir indique le LRTP des substances hautement volatiles. Les données saisies (tableau 22) et les valeurs générées (tableau 23) figurent dans la section 6.4.

3.3.2 Données de terrain

23. Les recherches effectuées pour détecter des traces d'UV-328 dans les régions reculées sont peu nombreuses, cette substance ne faisant pas encore partie des produits chimiques mesurés systématiquement dans les échantillons en provenance de ces régions ; par ailleurs, les données de terrain, limitées, ne sont guère concluantes. Cependant, de l'UV-328 a été décelé dans les eaux de

pluie et les sédiments de sites de référence en Suède, mais pas dans l'air⁴³. Des traces d'UV-328 ont été relevées dans le biote du Lac Supérieur (Grands Lacs)⁴⁴ ainsi que dans l'Arctique canadien⁴⁵ et norvégien⁴⁶. Aux abords du lac Supérieur, l'UV-328 avait un facteur de diffusion (FD) pouvant atteindre 100 % dans les œufs de goéland argenté. Les goélands du lac Supérieur se nourrissent plus fréquemment à partir de sources terrestres que les goélands provenant d'autres habitats de la région des Grands Lacs, qui sont majoritairement piscivores. Ceci explique que ces goélands ingèrent plus souvent de petits mammifères ainsi que des déchets plastiques contenant des absorbeurs d'UV. Sur l'Île du Prince Léopold (Nunavut, Canada), des traces d'UV-328 ont été détectées dans le foie d'un oiseau (FD 11 %). Sur l'Île de Svalbard (Norvège), aucune trace d'UV-328 n'a été relevée dans l'air ; dans le biote arctique, l'UV-328 avait un FD de l'ordre de 60 à 100 %, sauf chez les ours polaires habitant les sites d'échantillonnage les plus reculés⁴⁶. L'absence de détection chez ces derniers pourrait être due au fait que les échantillons collectés étaient de plasma sanguin et non de tissus adipeux. L'UV-328 étant hydrophobe, le plasma, qui est un fluide hydrophile, ne devrait pas être un réservoir d'UV-328 chez les mammifères. Une démarche plus pertinente consisterait à prélever des échantillons sur les tissus adipeux d'ours polaires. Des traces d'UV-328 ont également été détectées dans des espèces de la faune sauvage de l'océan Pacifique^{28,47}. Des informations plus détaillées figurent dans la section 4.2.6.

3.3.3 Transport par vecteurs environnementaux

24. L'UV-328 est transporté par les particules, par adsorption ou absorption (poussières, sédiments, espèces migratrices) ou dans les matrices qui en contiennent comme additif (polymères, par ex.). Il est aussi probable qu'il soit transporté par des espèces migratrices, bien qu'en petites quantités, vers des régions reculées, par le biais de solides en suspension ou de matières sédimentaires piégées dans leur organisme (pattes, plumes), dans le bol alimentaire s'ils se sont nourris d'éléments contaminés du biote²⁸ (crustacés, poissons) ou accumulés dans les tissus (foie, muscles)^{30,44 à 46,48,49}, ou encore dans des déchets plastiques⁵⁰ (les pattes d'oiseaux prises dans les filets de pêche, par ex.). Le transport à longue distance de l'UV-328 par les déchets plastiques est exploré plus en détail dans la section qui suit.

3.3.3.1 Propagation via les déchets plastiques

25. On estime à 8 300 millions de tonnes (Mt) la quantité de plastiques produite avant 2017⁵¹. La production annuelle mondiale de plastiques a atteint 348 Mt en 2017⁵². 79 % des déchets plastiques sont mis en décharge ou rejetés dans l'environnement⁵¹, dont près de 8 Mt finissent dans l'océan chaque année⁵³. Ces matières plastiques persistent dans le milieu marin pendant des décennies, voire des siècles, et une partie est transportée sur de longues distances vers des régions reculées. De nos jours, les déchets plastiques sont présents partout dans le monde, même dans des lieux reculés. Les microplastiques représentent 13 % de la masse totale des déchets plastiques marins et 92 % des morceaux de plastique polluant la planète. Des microplastiques ont été retrouvés dans des régions reculées, notamment aux pôles⁵⁴, en particulier dans la mer de glace⁵⁵, dans le Sud du Svalbard (Norvège)⁵⁵, ou encore sur le plateau tibétain⁵⁶. L'île d'Henderson, dans l'océan Pacifique, située à 5×10^3 km de toute source majeure de pollution et à 115 km de la communauté humaine la plus proche, d'une quarantaine d'habitants, a une très grande densité de déchets plastiques, la plus élevée au monde⁵⁷. Dans l'océan Indien, les îles Coco (Keeling) et l'archipel tropical isolé de Saint-Brandon, ont aussi de fortes concentrations de déchets plastiques sans aucune source proche qui pourrait l'expliquer^{58,59}. Une part importante des déchets plastiques marins dérivent loin de leur point d'origine, formant des gyres de plastiques qui peuvent atterrir dans des régions reculées comme le Pacifique Sud⁶⁰. Ces gyres peuvent être des points de contamination importants ; c'est ainsi que des esters organophosphorés accumulés dans des gyres océaniques ont pu être transférés dans des aérosols océaniques⁶¹. Lorsque les déchets atteignent le centre du tourbillon, ils restent essentiellement stationnaires. Toutefois, certaines fractions peuvent se détacher pour aller plus loin ; on peut donc dire que le gyre se comporte comme un réservoir^{62,63}.

26. Les intempéries altèrent les plastiques par biodégradation, photodégradation, dégradation thermo-oxydante et thermique, ou hydrolyse⁶⁴. Cette érosion module aussi la biodisponibilité, puisque les granules de plastique dégradés contenant des additifs chimiques ont un coefficient de distribution plus élevé et une vitesse de distribution plus lente⁶⁵. Les polymères n'ayant pas tous la même densité, certains flottent dans l'eau de mer (polyéthylènes (PE), polypropylènes (PP), polystyrènes expansés (EPS), polyuréthanes (PU), etc.) et se répandent sur toute la planète, emportés par les vents et les courants océaniques, tandis que d'autres rejoignent le milieu benthique (comme les chlorures de polyvinyle et les PVC)^{66,67}. L'adsorption et la diffusion des polluants organiques varient selon la structure de la matière considérée et les conditions environnementales. Leur fuite peut s'expliquer par leur diffusion dans la matrice plastique puis à travers l'interface plastique-eau, et le transfert de masse au sein de la couche limite environnante⁶⁸. Le coefficient de partage polymère-eau ($\log K_{pe}$)

est en général proportionnel au $\log K_{oc}$ ⁶⁹. Les organismes situés au sommet de la chaîne trophique peuvent être exposés par absorption directe ou indirecte de microplastiques, en fonction de leurs habitudes alimentaires⁶⁷.

27. Les plastiques peuvent contribuer à l'exposition des milieux environnants aux produits chimiques qui se trouvent dans la matrice plastique (additifs) et/ou aux produits chimiques qui sont adsorbés sur eux (contaminants déjà présents dans l'environnement)⁷⁰. Les substances sans liaison chimique avec la matrice polymère se diffusent hors de celle-ci et s'échappent ainsi dans le milieu ambiant^{71 à 74}. Selon des calculs modélisés, environ 2 % des additifs plastiques sont rejetés dans l'environnement chaque année⁷⁵. Un scénario des émissions d'additifs plastiques établi par l'OCDE (Emissions Scenario Document On Plastic Additives, OECD, 2009) indique les taux d'émissions estimatifs des matrices plastiques durant leur temps de service à l'extérieur pour de nombreux types de produits chimiques⁷⁶. Par exemple, les plastifiants, retardateurs de flamme et absorbeurs d'UV ont un taux estimatif de dilution dans l'eau de 0,16 % de leur masse, multiplié par leur nombre d'années de service. Le temps de service peut aller jusqu'à 50 ans⁷⁷. Le taux d'émission des additifs dans l'atmosphère a été établi à 0,05 % de leur masse pour la totalité de leur durée de vie.

28. Environ 78 % des 126 polluants prioritaires inscrits sur la liste de la Clean Water Act (loi relative à la propreté de l'eau) des États-Unis sont associés aux déchets plastiques^{78,79}. Plusieurs additifs chimiques ont été détectés dans ces déchets. Certains sont des composantes connues des matrices plastiques, comme l'hexabromocyclododécane (HBCDD), tandis que d'autres sont probablement adsorbés à partir de l'environnement, comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT)^{80 à 83}. Du HBCDD a été détecté dans des déchets marins de polystyrène expansé. Les fortes concentrations trouvées dans des moules logées sur ces déchets indiquent que le transfert de cette substance s'est fait à partir de la matrice polymérique du polystyrène expansé⁸⁴. Il existe des rapports explorant les liens entre la présence de déchets plastiques dans des régions reculées et le transport concomitant de substances chimiques possédant des propriétés de polluants organiques persistants. C'est ainsi que la présence d'acide perfluorohexanoïque (PFHxA) (0,3–1,0 ng/g poids sec, FD 100 %), de cyperméthrine (< 0,3–6,5 ng/g poids sec, FD 50 %) et de bisphénol A (BPA) (< 20–24 ng/g poids sec, FD 50 %) a été signalée dans des déchets plastiques trouvés dans le Nord de la Norvège⁴⁶. Certains de ces produits chimiques sont des additifs du plastique, comme le BPA, tandis que d'autres sont adsorbés à partir du milieu, comme la cyperméthrine.

i. Preuves d'un transport d'UV-328 par des particules plastiques vers des régions reculées

29. L'UV-328 est principalement utilisé comme additif (absorbeur d'UV) dans de nombreux polymères⁸², représentant près de 40 % de sa production mondiale⁷. On peut donc s'attendre à trouver de l'UV-328 dans les gyres plastiques des océans du monde entier. Les matrices plastiques sont la principale source de rejets d'UV-328 dans le milieu environnant ; elles sont aussi le vecteur privilégié de transport des additifs tout au long de leur trajectoire de répartition dans l'environnement⁸⁵.

30. De l'UV-328 est fréquemment détecté dans les déchets de matières plastiques dégradées sous l'effet des intempéries, en concentrations élevées comparées aux matériaux neufs, du fait de sa persistance⁸⁶. Dans l'île de Kauai (Hawaï), près du gyre subtropical du Pacifique Nord, les déchets plastiques surveillés contenaient différents additifs. Des absorbeurs d'UV, dont de l'UV-328, ont été trouvés dans 33 % des fragments de plastique les plus larges (1,5 à 8 cm) tandis que d'autres additifs ont été trouvés dans 13 % des fragments les plus petits (4 à 7 mm). Cette découverte montre que des additifs sont rejetés dans une certaine mesure durant la fragmentation du plastique d'origine mais que le taux d'émission est suffisamment bas pour que certaines quantités restent disponibles pour un transport marin à longue distance⁸⁷. La lixiviation des retardateurs de flamme était plus importante dans les particules fines de polymères d'acrylonitrile-butadiène-styrène (ABS)⁸⁸. Par conséquent, avec le temps, la dégradation et la fragmentation de la matrice plastique d'origine entraîneront probablement une lixiviation accrue de l'UV-328 et une contamination du milieu environnant. Étant donné que l'UV-328 est hautement persistant et bioaccumulable, avec une biotransformation faible voire négligeable⁸⁹, des niveaux d'effets toxiques pourraient être atteints avec le temps (voir les sections 3.4 et 4).

ii. Potentiel de rejet dans des régions reculées

31. L'UV-328 est un additif du plastique sans liaison covalente avec la matrice polymère¹² ; sa diffusion dépend essentiellement de la structure du polymère et de la température de l'eau^{84,90,91}. En fonction des propriétés chimiques, la lixiviation des additifs est généralement déterminée par leur diffusion interne dans le plastique ou par leur diffusion dans la couche limite aqueuse. Avec l'augmentation du coefficient de partage polymère-eau ($\log K_{pe}$), la perte des additifs présents

dans les particules plastiques se ralentit et il est plus probable qu'elle soit restreinte par sa diffusion dans la couche limite aqueuse⁶⁸. Ziccardi et al., 2016, n'ont pas indiqué de valeur du log K_{pe} pour l'UV-328, mais ont indiqué des valeurs pour le DDT et le di-2-éthylhexyl phtalate (DEHP) (tableau 10). Le log K_{pe} et le poids moléculaire de l'UV-328 étant du même ordre que ceux du DDT et du DEHP, il est logique de supposer que leurs log K_{pe} sont comparables⁹². De plus, ces substances sont présentes sous une forme librement diffusable dans la matrice plastique, ce qui pourrait bien être aussi le cas pour l'UV-328. Néanmoins, les conditions physiques et chimiques de fabrication pourraient limiter la fraction librement diffusable des additifs, et donc leur lixiviation⁶⁸. L'ECHA a publié un rapport analysant les paramètres permettant de prévoir le rejet potentiel de substances chimiques hors d'une matrice solides par diffusion ou séparation⁸⁵.

Tableau 10. Comparaison des propriétés physico-chimiques de l'UV-328 et de deux substances chimiques ayant des valeurs du log K_{pe} apparentées. Sources de ces valeurs : ^a KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), ^b KOCWIN v2.00 (méthode ICM) et ^c un rapport d'étude (PE ou PVC⁹³).

	Poids moléculaire (g/mol)	^a log K_{oe}	^b log K_{oc}	^c log K_{pe}
UV-328	351,5	7,3	5,6	–
DDT	354,5	6,8	5,2	5,6 (PE) 5,0 (PVC)
DEHP	390,6	7,5	5,1	4,1 (PVC)

32. En outre, les déchets plastiques porteurs d'UV-328 pourraient bien s'accumuler dans les tissus biologiques et remonter ainsi dans la chaîne alimentaire. Des cas où des particules plastiques de certaines dimensions sont passées du tractus digestif de moules (*Mytilus edulis*) dans leur système circulatoire ont été signalés⁹⁴. Lorsque ce type de transfert se produit, des temps d'exposition plus longs, résultant d'épisodes cumulatifs⁹⁵, doivent être envisagés. Des cas de transfert de retardateurs de flamme depuis des matrices plastiques, par exemple du 1,2-bis(2,4,6-tribromophénoxy)éthane (BTBPE) (poids moléculaire 687,6 g/mol, log K_{oe} 9,15²²) et du décabromodiphényléthane (DPDBE) (poids moléculaire 971,2 g/mol, log K_{oe} 13,6²²), dans les fluides digestifs d'oiseaux ont déjà été signalés. Les proportions transférées étaient plus élevées pour les particules plastiques plus fines et augmentaient avec le log K_{oe} . Dans les oiseaux analysés, on a constaté une contribution importante du plastique ingéré à la bioaccumulation de retardateurs de flamme fortement hydrophobes⁸⁸. Selon une étude antérieure, des polybromodiphényléthers (PBDE) (poids moléculaire 801,4–959,2 g/mol, log K_{oe} 10,3–12,1²²) provenant des plastiques ingérés par certains oiseaux de mer pourraient également être passés dans leurs tissus (tissus adipeux de l'abdomen et foie). Selon les calculs modélisés et les données de biosurveillance, l'exposition par ingestion de plastiques serait supérieure à celle imputable aux proies. L'huile présente dans l'estomac des oiseaux de mer du fait de leur régime alimentaire agit comme un solvant organique et accélère la migration des PBDE. Cette même étude notait également que d'autres fluides digestifs organiques, tels que la bile, pouvaient avoir le même effet et contribuer à la bioaccumulation des substances chimiques provenant des plastiques ingérés⁹⁶, les corps gras présents dans ces fluides facilitant la lixiviation de leurs additifs hydrophobes et l'accumulation de ces derniers dans les tissus adipeux et hépatiques⁹⁷. Des PBDE ont également été retrouvés dans les tissus adipeux de l'abdomen d'autres oiseaux de mer (*Puffinus tenuirostris*) du Pacifique Nord⁹⁸. Surtout, des traces d'UV-328 ont été relevées, parmi d'autres additifs chimiques courants, dans des fragments de polypropylènes (PP) ingérés par des oiseaux de mer⁹⁹. Cette étude partait de l'hypothèse que les substances chimiques à K_{oe} élevé peuvent être retenues dans les matières plastiques qui se fragmentent et se déplacent dans les océans jusqu'à leur ingestion par des oiseaux de mer, par exemple. Les auteurs ont calculé qu'au 15^e ou 16^e jour, 42 % de l'UV-328 avait migré des granulés plastiques, et 60 % au 32^e jour. Les additifs hydrophobes migraient en plus grandes quantités si leur diffusion à partir de la matrice polymère était facilitée, par exemple sous l'effet d'un gonflement dû à la présence d'huile dans l'estomac. De surcroît, l'accumulation de substances chimiques issues de plastiques, y compris d'UV-328, dans les tissus d'oiseaux de mer a récemment été démontrée par un essai alimentaire in vivo de plastiques dans des conditions semi-naturelles¹⁰⁰. Dans cette étude menée au Japon, on avait administré à des juvéniles de puffins striés (*Calonectris leucomelas*), à des doses pertinentes du point de vue environnemental, des granulés de résines plastiques contenant un retardateur de flamme et quatre absorbeurs d'UV. Au terme de l'étude, les granulés avaient été retrouvés intacts dans le système digestif de tous les sujets exposés. Par ailleurs, des traces d'UV-328 ainsi que d'autres substances chimiques avaient été trouvées dans le foie, l'huile de la glande uropygienne et les tissus adipeux d'oiseaux de mer, dans le cadre d'une étude mixte laboratoire-terrain. La quantité d'UV-328 trouvée dans les échantillons de foie n'indiquait aucune métabolisation pertinente, le profil de cette substance s'étant accru pendant la période de collecte

(16 à 32 jours), avec un taux maximal d'exposition de $1,9 \times 10^3$ (rapport entre les concentrations d'additifs mesurées dans les tissus du groupe exposé et celles relevées dans le groupe témoin)¹⁰⁰. Cela signifie que pour les oiseaux, l'ingestion de plastiques cause une plus forte exposition aux additifs incorporés dans ces derniers que le milieu. Il ressort de l'analyse des corps gras de la glande uropygienne que de telles substances passent ainsi dans les tissus. Dans les îles Pribilof, en mer de Béring, à près de 500 km à l'ouest de l'Alaska et 400 km au nord des îles Aléoutiennes¹⁰¹, un échantillon de corps gras de glande uropygienne de guillemot à bec épais contenait 654 ng/g lipides d'UV-328¹⁰². D'après une étude mondiale menée par ce même groupe de recherche japonais, les additifs plastiques se bioaccumulent chez environ 24 % des oiseaux de mer, au vu des quantités de décabromodiphényl'éther (BDE-209), de DBDPE et de DEHP mesurées dans l'huile de leur glande uropygienne¹⁰³.

Conclusion concernant le potentiel de propagation à longue distance :

33. L'UV-328 sous forme gazeuse ne se propage pas à longue distance, compte tenu de ses propriétés physico-chimiques. Toutefois, divers éléments d'information donnent à penser que sa propagation à longue distance sous d'autres formes n'est pas négligeable. L'Outil de l'OCDE fait apparaître des valeurs de la DTC et de l'ET supérieures à celles de polluants organiques persistants confirmés. Il est également probable que l'UV-328 puisse être transporté par l'eau ou l'air, en étant adsorbé sur des particules en suspension, compte tenu de ses K_{OC} et K_{oa} élevés, respectivement. De plus, l'omniprésence de l'UV-328 dans le monde, du Pacifique à l'Arctique, fournit la preuve de son transport à longue distance dans l'environnement jusque dans des régions reculées. Par ailleurs, il est avéré que de l'UV-328 peut être transporté puis rejeté par des déchets plastiques, qui en contiennent en grandes quantités, ses propriétés physico-chimiques étant compatibles avec sa diffusion à partir de matières plastiques. Le transport de l'UV-328 dans des matrices plastiques constitue une propagation à longue distance qui entraîne son dépôt dans des régions reculées, en lien direct avec les particules plastiques. L'absorption d'UV-328 contenu dans des particules plastiques par des oiseaux de mer a été démontrée. On peut en conclure que l'UV-328 possède un potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement.

3.4 Effets nocifs

3.4.1 Toxicité

34. Le Comité d'évaluation des risques (CER) de l'ECHA a conclu, de même que les déclarants, que l'UV-328 remplissait les critères STOT RE 2 (toxicité spécifique pour certains organes cibles – exposition répétée dans la sous-catégorie 2) du Règlement (CE) 1272/2008^{1,10,104} relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, suite à des études de toxicité subaiguë (49 jours) et subchronique (90 jours) par dose répétée menées sur des rats. L'administration répétée par voie orale (gavage) d'UV-328 s'est avérée toxique pour plusieurs organes, en particulier le foie. Les modèles suggèrent que l'UV-328 n'est pas ionisé dans l'intestin grêle et qu'il est probablement absorbé dans le tractus gastro-intestinal⁸. L'UV-328 étant hydrophobe, il s'ensuit que le foie sera le principal site de métabolisation et que les métabolites seront excrétés par les reins. Une absorption cutanée est improbable¹⁰.

3.4.1.1 Toxicité aiguë

35. Un gavage de rats et de souris n'a fait apparaître aucune modification importante des organes ; une DL₅₀ d'environ 2,3 g/kg poids corporel a été établie, après une seule exposition (sans BPL)¹⁰⁵. Une étude de Ciba-Geigy (analogue à l'essai n° 401 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1978) a abouti à une DL₅₀ orale > 7,75 g/kg poids corporel chez les rats, après une seule administration. Une étude sur des rats albinos (analogue à l'essai n° 401 des Lignes directrices de l'OCDE, avec BPL, 1987) a abouti à une DL₅₀ > 2,0 g/kg poids corporel. Ces résultats concordaient avec ceux d'autres études¹⁰.

36. La mesure de la LC₅₀ (concentration létale) aiguë par inhalation chez le rat a donné des valeurs allant de 0,4 à 4,1 g/L¹⁰⁵. Une étude Ciba-Geigy (analogue à l'essai n° 403 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1973) menée sur des rats a abouti à une CL₅₀ > 0,4 mg/L après une seule exposition de quatre heures. Une autre étude (analogue à l'essai n° 403 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1977) menée sur des rats a abouti à une CL₅₀ > 0,13 mg/L dans l'air, après une heure¹⁰. La mesure de la LD₅₀ par voie cutanée chez le lapin a donné des valeurs allant de 1,1 à 3,0 g/kg poids corporel¹⁰⁵. Ces résultats sont basés sur une étude de la société Geigy Ltd. (analogue à l'essai n° 402 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1969), après une seule exposition. Aucune irritation/sensibilisation de la peau ou irritation des yeux n'a été signalée¹⁰.

3.4.1.2 Toxicité à dose répétée

37. Dans l'étude de Til *et al.* (1968), des rats mâles et femelles ont reçu une ration alimentaire contenant de l'UV-328 pendant 49 jours (toxicité à court terme) et 90 jours (toxicité subchronique) (protocole d'essai analogue à celui de l'essai n° 408 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1968)¹⁰⁶. Les principaux organes touchés étaient le foie et les reins. La DSENO (dose sans effet nocif observé) était de 100 ppm de dose d'UV-328, équivalant à environ 22 mg/kg pc/jour pour les rats, dans une fourchette d'essai allant de 100 à 1 600 mg/kg. Une analyse microscopique a mis en évidence des modifications du foie et des reins. Une nécrose focale du foie et une néphrite tubulaire ont été observées pour des doses alimentaires de 52,7 à 98,7 mg/kg de pc/jour, répondant aux critères de toxicité importante pour la santé humaine, à des concentrations d'exposition conformes aux valeurs des Lignes directrices pour la catégorie STOT RE 2 (10 mg/kg pc/jour < C ≤ 100 mg/kg pc/jour). La DMENO (dose minimale avec effet nocif observé) était de 10 mg/kg poids corporel et la DSENO était < 10 mg/kg poids corporel^{104,106}.

38. Des beagles ont reçu une ration alimentaire contenant de l'UV-328 pendant 90 jours (protocole d'essai analogue à celui de l'essai n° 409 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL) à des concentrations allant de 15 à 240 mg/kg pc/jour. Les principaux organes ciblés étaient le foie et les reins. Certains animaux des groupes auxquels avait été administrée une dose plus forte manifestaient également des altérations de leurs organes reproductifs. Dans cette étude, la CSEO (concentration sans effet observé) était < 15 mg/kg pc/jour et la DSENO était de 30 mg/kg/jour. Les changements pathologiques observés dans le foie et les reins à des doses plus faibles ne répondaient pas aux critères définis dans le Règlement relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances chimiques et des mélanges (REACH). Cependant, les effets histopathologiques observés chez les chiens exposés à 60 mg/kg pc/jour répondaient à ces critères. Les modifications de l'activité de plusieurs enzymes dans le sérum et les changements observés dans le profil protéique sérique d'animaux exposés à > 15 mg/kg justifient la classification STOT RE^{104,107}. Dans une étude diététique sur des beagles (analogue à l'essai n° 409 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1981), 91 jours, la CSEO était de 31,75 mg/kg pc/jour chez les mâles et de 34,6 mg/kg pc/jour chez les femelles ; ce traitement n'a provoqué aucun changement majeur ou modification histopathologique^{108,109}.

3.4.1.3 Génotoxicité et reprotoxicité

39. Aucune étude de carcinogénicité n'a été réalisée sur l'UV-328. Aucun effet génotoxique ou mutagène n'a été signalé¹¹⁰, pas plus qu'une quelconque toxicité pour le système reproductif ou le développement. Il n'existe pas de données expérimentales concernant la reprotoxicité.

3.4.1.4 Évaluations endocriniennes et métaboliques

40. Chez les êtres humains, après activation du métabolisme par l'enzyme CYP3A4, par hydroxylation, une activité anti-androgénique plus puissante a été observée à 0,25 mM pour l'UV-328. Les métabolites de l'UV-328 formés par le CYP3A chez les êtres humains augmentaient sensiblement l'activité anti-androgénique vers les récepteurs des androgènes¹¹¹. L'UV-328 n'a fait apparaître aucune activité œstrogénique pertinente¹¹². Les deux études reposaient sur des essais d'activité biologique pratiqués sur des levures par la méthode double-hybride.

3.4.2 Écotoxicité

41. Aucune écotoxicité n'a été observée dans les essais standard^{1,15}. Pourtant, l'existence de cette écotoxicité est avérée par les modèles danois (Q)SAR¹¹³ et ECOSAR²². Le modèle de prévision ECOSAR a établi des valeurs de toxicité chronique (Vch, moyenne géométrique de la CSEO (concentration sans effet observé) et de la CMEO (concentration minimale avec effet observé)) ainsi que des valeurs de la CL₅₀/CE₅₀ (concentration efficace médiane) < 0,1 mg/L (tableau 11)²². Une CSEP (concentration sans effet prévisible) de 1 µg/L dans l'eau de mer et de 45,1 mg/kg dans les sédiments marins (en poids sec) est indiquée dans le dossier d'enregistrement de l'UV-328.

42. Les seules données de toxicité expérimentales disponibles proviennent d'études de toxicité aiguë sur des organismes aquatiques, qui ne mettent en évidence aucun effet au niveau de saturation de l'eau, ce qui, vu la faible biodisponibilité de l'UV-328 dans l'eau, ne serait pas la bonne voie pour atteindre la concentration interne avec effet dans les organismes d'essai. Les résultats provisoires suggèrent peu de risque pour les organismes aquatiques dans le milieu environnant, au Canada, ni pour la faune terrestre avec une consommation à long terme de poisson contaminé à l'UV-328⁸. Ici encore, les concentrations d'essai dépassaient pour la plupart la solubilité de l'UV-328 dans l'eau.

Tableau 11. Résultats ECOSAR v1.11 pour la classe des BZT²² (en mg/L).

	Valeur de toxicité chronique	CL ₅₀	CE ₅₀
Poisson	$7,4 \times 10^{-4}$	0,06 (96 h)	–
Daphnée	$1,6 \times 10^{-3}$	0,06 (48 h)	–
Algue verte	0,02	–	0,04 (9 h)

3.4.2.1 Toxicité à court terme

43. Aucune mortalité et aucun effet toxique n'ont été observés chez les poissons et les crustacés à 10 mg/L. Dans les algues, un effet a été observé à la concentration la plus faible après 72 h. Toutefois, la CE₅₀ devrait être > 10 mg/L. Dans une étude d'inhibition de la croissance effectuée sur des algues (*Pseudokirchneriella subcapitata*), aucun effet n'a été observé dans un essai limite après 72 h, générant une CSEO de 0,016 mg/L (analogue à l'essai n° 201 des Lignes directrices de l'OCDE, conditions semi-statiques, BPL, 2007)^{10,15}. Dans d'autres algues (*Scenedesmus subspicatus*), une inhibition de la croissance après 72 h a été observée pour toutes les concentrations, y compris la plus faible (0,1 mg/L), aboutissant à une CSEO < 0,1 mg/L. Dans une autre étude (analogue à l'essai n° 201 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1993), une CE₅₀ > 10 mg/L a été signalée après 72 h¹⁴. Dans des microorganismes (boues activées), la CE₅₀ et la CI₅₀ (concentration inhibitrice) après 3 h étaient > 100 mg/L dans des conditions statiques (essai n° 201 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1988)¹⁰.

44. Un invertébré aquatique (*Daphnia pulex*) avait une CL₀/CE₀ (concentration effective) > 10 mg/L (nominale) à 24 et 48 h (OCDE, essai n° 202)¹¹⁵. Dans une étude sur *Daphnia magna* (essai n° 201 des Lignes directrices de l'OCDE, avec BPL, 2007), dans des conditions semi-statiques, après 48 h on a observé une CE₅₀ > 83 µg/L. La concentration d'UV-328 était supérieure à la solubilité dans l'eau et aucun effet nocif n'a été observé pendant toute la durée de l'essai^{10,15}. Dans une autre étude sur *D. magna*, on a observé une CE₅₀ > 10 mg/L après 48 h. Après 24 h, dans des conditions statiques, la CE₅₀ était > 100 mg/L¹⁰. Dans une autre étude sur *D. magna* (essai n° 202 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1988), après 24 h, une CE₅₀/CE₁₀₀ > 100 mg/L et une CE₀ de 58 mg/L ont été signalées¹¹⁶.

45. Dans un poisson (*Danio rerio*), une étude statique (essai n° 203 des Lignes directrices de l'OCDE, sans BPL, 1988), a abouti à une CSEO /CL₅₀ > 100 mg/L, après 96 h¹¹⁷. Une autre étude semi-statique sur des poissons (*Oryzias latipes*) (essai n° 203 des Lignes directrices de l'OCDE, avec BPL, 2007), a déterminé une CL₅₀ > 0,08 mg/L, après 96 h. Dans cet essai limite, les valeurs calculées de la CL₅₀ étaient supérieures aux plus fortes concentrations d'essai utilisées (0,08 mg/L)^{10,15}.

46. Ces données expérimentales ne sont pas concluantes pour la toxicité chez les organismes aquatiques. Aucune valeur signalée pour un quelconque paramètre de toxicité n'est jugé acceptable pour calculer une concentration sans effet prévisible (CSEP) aux fins d'une évaluation des risques pour le milieu aquatique⁸. Néanmoins, le modèle ECOSAR prévoit une valeur de la toxicité chronique < 0,1 mg/L.

3.4.2.2 Toxicité à long terme

47. Des algues vertes d'eau douce (*Chlamydomonas reinhardtii*) et un crustacé (*D. magna*) ont été exposés à 0,01 et 10 mg/L d'UV-234, d'UV-328, et d'un mélange des deux. Pour *D. magna*, la croissance, la reproduction et la transcription génétique n'ont pas été affectées sur une période de 21 jours. Après 96 h, aucune différence n'a été observée non plus dans la viabilité cellulaire de *C. reinhardtii*. Chez les algues, les résultats ont montré une augmentation de la production d'oxygène réactif en réponse à l'UV-328 et une peroxydation des lipides après une exposition à l'UV-234. Des effets de synergie étaient évidents au niveau de la transcription, avec une régulation positive de deux à six fois supérieure de la glutathion peroxydase, suggérant un impact possible de l'UV-234 et de l'UV-328 sur le système de défense antioxydant chez *C. reinhardtii*¹¹⁸. Plus récemment, après 28 jours d'exposition alimentaire, l'UV-328 a induit une transcription des protéines ribosomiques et une régulation négative des gènes participant à la réponse immunitaire chez des truites arc-en-ciel juvéniles (*Oncorhynchus mykiss*). Les gènes participant à l'homéostasie du fer ont aussi été affectés par l'UV-328³⁶.

Conclusion sur la toxicité :

48. L'UV-328 est considéré comme toxique pour les mammifères, mettant en danger la santé humaine et l'environnement, étant donné qu'il peut endommager le foie et les reins suite à une exposition orale prolongée ou répétée (*STOT RE 2*).

4. Exposé des motifs de préoccupation et besoin d'une action mondiale

4.1 Voies d'exposition

49. Les absorbeurs d'UV pénètrent dans l'environnement essentiellement par les voies suivantes : i) les effluents des stations de traitement des eaux usées et les déchets plastiques ; et ii) la dégradation, sous l'effet des intempéries, des plastiques et revêtements d'extérieur protégés contre les UV par de l'UV-328, ainsi que les produits d'hygiène personnelle contenant de l'UV-328 comme additif pour protéger la peau contre les UV^{18,115,119}.

50. Les usines utilisant de l'UV-328 en rejettent une partie dans leurs effluents. Le logiciel EPI Suite évalue à 94 % environ le taux d'élimination de cette substance par les stations de traitement des eaux usées. Nakata et Shinohara (2010) ont aussi fait part de taux d'élimination supérieurs à 90 %¹²⁰. La fraction restante qui n'est pas éliminée dans les stations d'épuration par adsorption sur les boues est rejetée dans les plans d'eau¹⁰. Elle peut entrer dans l'organisme des ouvriers par inhalation, absorption par voie cutanée ou ingestion. La population générale peut être exposée par inhalation de poussières, contact avec des articles contenant cette substance, ou ingestion de crustacés. L'UV-328 rejeté dans l'air se lie par absorption ou adsorption à des particules qui finissent par se déposer sur le sol¹¹⁰. Le même raisonnement peut s'appliquer aux quantités se trouvant dans l'eau. L'UV-328 peut aussi être rejeté dans l'environnement lors de l'utilisation en intérieur ou extérieur de matériaux à longue durée de vie possédant de faibles taux de rejet¹²¹.

51. De l'UV-328 peut pénétrer dans le sol suite à l'application de biosolides d'eaux usées, couramment utilisés comme amendement⁸. Dans les pays nordiques, par exemple, cette substance est employée en quantités telles que l'environnement peut y être exposé (l'UV-328 a un indice d'utilisation de 3 à 4 sur un maximum de 5, dans la base de donnée SPIN)¹³. À partir des concentrations de poussières d'intérieur mesurées aux Philippines, l'apport journalier estimé (AJE) d'UV-328 absorbée à partir des poussières a été évaluée à 0,2-0,8 ng/jour chez l'adulte et 0,5-4,6 ng/jour chez le petit enfant, chiffres inférieurs aux valeurs indicatives de $9,0 \times 10^4$ ng/jour pour les adultes et $2,2 \times 10^4$ ng/jour pour les jeunes enfants. Ces valeurs indicatives ont été calculées à partir de la dose de référence estimative pour l'UV-328 (CSEO chronique ou CSENO divisée par un facteur de sécurité de $1,0 \times 10^4$)¹²².

52. Rejeté dans le sol, l'UV-328 a une faible mobilité vu son log K_{OC} élevé. Rejeté dans l'eau, il s'adsorbe sur les solides en suspension ou les sédiments¹¹⁰.

4.2 Données de surveillance

53. Les concentrations indiquées dans la présente section varient à l'intérieur d'une large fourchette. En conséquence, la principale conclusion à tirer de cette série d'études est qu'elles indiquent généralement la présence d'UV-328 partout dans le monde et dans diverses matrices.

54. Une comparaison entre la CSEP (tableau 12) et les données de surveillance (section 6.6) a fait apparaître plusieurs points approchant ou dépassant la valeur de la CSEP. On peut citer en exemple les concentrations dans les eaux fluviales (7–85 µg/L dans la baie de Narragansett¹²³), les stations de traitement des eaux usées (0,55–4,7 mg/L dans les effluents traités par ces usines¹²³), les sédiments fluviaux (300 mg/kg dans la baie de Narragansett¹¹), ou les espèces victimes d'intoxication secondaire (0,65 mg/kg lipides dans les corps gras de la glande uropygienne de guillemot à bec épais de l'île de Pribilof⁹⁹). À titre de comparaison, 5 mg/kg lipides ont été trouvés dans le foie de juvéniles de puffin strié (*Calonectris leucomelas*) et 2 mg/kg lipides dans les corps gras de leur glande uropygienne, dans le cadre d'une étude alimentaire conçue pour estimer l'exposition aux additifs chimiques présents dans les plastiques^{100,124}.

55. Concernant la dose dérivée sans effet (DDSE) (tableau 13), certaines concentrations élevées d'UV-328 dans les poissons (UV-328 à $1,3 \times 10^3$ µg/kg dans les écrevisses¹²⁵) s'approchent d'assez près de la DDSE correspondant à l'exposition orale de la population générale. Pour un adulte de 70 kg, une DDSE de 140 µg/kg/jour correspond à une consommation journalière de 9,8 mg/jour. Comme les écrevisses analysées présentent une concentration d'UV-328 de $1,3 \times 10^3$ µg/kg, il en faudrait 107,7 g par kilogramme de poids corporel, soit un total de 7,5 kg, pour atteindre cette valeur. Dans les régions où le régime alimentaire est essentiellement constitué de crustacés, on peut estimer de manière réaliste que la consommation quotidienne est 10 fois moins élevée.

Tableau 12. Valeurs de la CSEP pour l'UV-328¹²¹

Danger pour les organismes aquatiques	
Eaux douces	10 µg/L
Rejets intermittents (eaux douces)	100 µg/L
Eau de mer	1 µg/L
Stations de traitement des eaux usées	1 mg/L
Sédiments (eaux douces)	451 mg/kg poids sec de sédiments
Sédiments (eau de mer)	45,1 mg/kg poids sec de sédiments
Danger pour les organismes terrestres	
Sol	90 mg/kg de sol en poids sec
Danger pour les prédateurs	
Intoxication secondaire	13,2 mg/kg d'aliments

Tableau 13. Valeurs de la DDSE pour l'UV-328¹²¹

Données pour les travailleurs	
Exposition par inhalation (systémique, à long terme)	700 µg/m ³
Exposition cutanée (systémique, à long terme)	300 µg/kg pc/jour
Données pour la population générale	
Exposition par inhalation (systémique, à long terme)	170 µg/m ³
Exposition dermique (systémique, à long terme)	140 µg/kg pc/jour
Exposition orale (systémique, à long terme)	140 µg/kg pc/jour

56. Une revue extensive de la littérature figure dans la section 6.6. Dans les paragraphes qui suivent, seuls les aspects concernant les propriétés de l'UV-328 analogues à celles de polluants organiques persistants sont abordés.

4.2.1 Eau

57. Des traces d'écrans solaires, y compris d'UV-328, ont été trouvées dans des échantillons d'eau de mer et d'eau douce provenant de plages et de récifs, et d'un cours d'eau, sur l'île d'Okinawa (Japon). Les concentrations relevées sur les récifs coralliens étaient égales ou supérieures à celles relevées sur les plages ou dans les cours d'eau. L'UV-328 prédominait dans les échantillons d'eau de mer prélevés sur les plages (2,8–287 ng/L)⁴⁷.

58. Au Canada, une étude de suivi des absorbeurs d'UV contenant du BZT dans les eaux d'évacuation a montré que les concentrations dans les effluents urbains suivaient des tendances analogues dans tous les cas de ruissellement et que l'UV-328 y était prédominant (240 ng/g), en quantités 10 fois plus élevées que dans les échantillons prélevés en zone rurale. Cette étude donne également à penser que des émissions relativement élevées et cohérentes provenant de déchets plastiques, plutôt que des épisodes de rejets industriels, ont probablement mené à des profils homogènes des absorbeurs d'UV au BZT dans les contextes urbains et ruraux. Des effets saisonniers étaient également visibles¹²⁶.

4.2.2 Sédiments

59. Au Japon, des carottes sédimentaires ont mis en évidence une augmentation des concentrations avec le temps depuis 1970, dans des échantillons provenant de la période de sédimentation allant de 1930 à 1999 (4–10 ng/g poids sec)¹²⁷.

60. La baie de Narragansett (États-Unis) a fait l'objet d'une étude de cas sur la contamination par l'UV-327 et l'UV-328 et plusieurs études sont en cours pour expliquer leur présence des décennies après l'arrêt de leur rejet dans l'environnement. Les données recueillies montrent des concentrations d'UV-328 pouvant aller jusqu'au µg/g²⁰. L'UV-327 et l'UV-328 étaient produits dans une installation industrielle en bordure de la rivière Pawtuxet, qui se jette dans la rivière Providence pour se déverser

dans la baie de Narragansett. La production d'UV-327 a été signalée entre 1963 et 1972, et la production d'UV-328 de 1970 à 1985^{11,21}. Depuis lors, de l'UV-328 et d'autres substances ont été trouvées dans des palourdes et des carottes sédimentaires^{123,128 à 130}. Des carottes sédimentaires prélevées en 1977 et 1978 ont montré que les concentrations décroissent avec la profondeur et la distance par rapport au point de décharge^{11,130}. Les diminutions étaient quasiment exponentielles pour tous les composés. La répartition en profondeur dans les carottes sédimentaires de 1979 et 1980 a aussi fait l'objet de recherches et a mis en évidence un pic historique dans l'apport de benzotriazoles phénoliques ; la concentration d'UV-328 était la plus élevée à la surface, en lien avec sa période de production la plus récente. D'autres analyses de carottes sédimentaires ont été faites en 1989 et en 1997. Des benzotriazoles ont de nouveau été détectés dans des échantillons prélevés dans de l'eau de mer et de l'eau douce^{21,131}.

4.2.3 Stations de traitement des eaux usées

61. Selon un rapport d'étude japonais, l'UV-328 fait partie des des absorbeurs d'UV fréquemment trouvés dans les effluents traités par les stations d'épuration des eaux usées (34 ng/L), avec des taux d'élimination supérieurs à 90 %. Corrélativement, des concentrations élevées ont été trouvées dans les boues d'épuration. Dans les eaux rejetées, les concentrations étaient généralement inférieures à 5 ng/L, indiquant une élimination relativement efficace durant le traitement¹²⁰. Une autre étude montre que l'UV-328 est prédominant dans les sédiments des cours d'eau (jusqu'à 17,9 ng/g poids sec) et que les effluents des stations de traitement des eaux usées sont la principale source de contamination¹³². Ces résultats prouvent que ces stations sont une source de contamination des écosystèmes aquatiques. En outre, dans plusieurs pays, les boues d'épuration sont utilisées dans l'agriculture et peuvent devenir un vecteur de contamination¹³³.

62. Sur la Grande Canarie (Espagne), des échantillons d'eaux côtières et d'eaux rejetées par les stations de traitement des eaux usées contenaient de l'UV-328, l'un des absorbeurs d'UV à base de BZT les plus fréquemment utilisés. Les échantillons prélevés dans la zone la plus touristique contenaient des concentrations plus élevées (jusqu'à 1,8 µg/kg poids sec)^{134,135}. En Espagne et au Portugal, des traces d'UV-328 ont également été trouvées dans des eaux usées municipales, à des concentrations comprises entre 21,0 et 76,0 ng/L¹³⁶. En Suède, de l'UV-328 a été trouvé à des concentrations atteignant des dizaines de µg/kg dans les rejets et boues de stations de traitement des eaux usées. De l'UV-328 a également été détecté dans les lixiviats de décharges et les écoulements d'eaux pluviales. Dans un échantillon de particules d'effluents provenant d'une décharge, de l'UV-328 a été détecté à 3,1 µg/g poids sec⁴³. En Norvège, les rejets des stations de traitement des eaux usées contenaient entre 7 et 57 ng/L d'UV-328⁴⁶.

63. Au Canada, l'UV-328 (140 ng/g poids sec) et l'UV-234 sont les plus abondants des absorbeurs d'UV contenant des benzotriazoles¹³³. Une autre étude a identifié la présence d'UV-328 et d'autres BZT phénoliques dans les effluents et rejets des stations de traitement des eaux usées, les biosolides, les eaux de surface et les sédiments à des concentrations de l'ordre du ng/L et du ng/g. En outre, dans le lac Ontario, de l'UV-328 était présent dans toutes les couches d'une carotte sédimentaire, sur la période 1975 à 2013¹³⁷. Dans la baie de Narragansett, les boues d'épuration d'une station de traitement des eaux usées municipales située en amont de l'ancienne usine de produits chimiques contenaient de l'UV-327 et de l'UV-328 à des concentrations de l'ordre du µg/g poids sec¹³⁸. Dans les années 1970, de l'UV-328 a été détecté dans les rejets d'une station de traitement des eaux usées industrielles, l'eau de rivières et des sédiments. L'installation de traitement des eaux usées industrielles de l'ancienne usine de produits chimiques était inefficace, de sorte que des concentrations élevées d'UV-327 et d'UV-328, de l'ordre de plusieurs ppm, ont été relevées en aval, dans des sédiments^{123,129}.

4.2.4 Biomatrices

64. Une analyse de lait maternel en République de Corée, en 2011, a montré que l'UV-328 était le BZT dominant (FD 97,6 %), à des concentrations pouvant atteindre 334 ng/g lipides¹³⁹. L'AJE par absorption de lait maternel était estimé à 0,36 µg/kg pc/jour. L'étude a révélé l'absence d'une dose journalière tolérable provisoire (DJTP) pour les benzotriazoles¹³⁹. Plusieurs BZT ont également été détectés dans du lait maternel au Japon, aux Philippines et au Viet Nam. L'UV-328 figure parmi les BZT détectés (1,2 ng/g lipides et FD 16 % ; les niveaux détectés étaient inférieurs à la dose de référence)¹⁴⁰. La dose de référence de l'UV-328 utilisée pour cette étude était de 10 µg/kg pc/jour¹⁰⁹. Des tissus adipeux humains d'autres pays (Chine, Espagne, États-Unis, Japon et République de Corée) renfermaient également de l'UV-328 (jusqu'à 35 ng/g lipides et FD 45,2 %²⁹).

65. Au Canada, dans un ruisseau urbain, de l'UV-328 était présent dans 33 à 57 % des échantillons de biote analysés, à des concentrations allant jusqu'à 1,3 µg/g lipides (écrevisses)¹²⁵. Dans le delta de la Rivière des perles (Chine), plusieurs BZT, y compris de l'UV-328, étaient présents jusqu'à

258,9 ng/g lipides dans la faune marine¹⁴¹. Une étude antérieure n'avait pas permis de détecter de l'UV-328 dans des organismes aquatiques sauvages mais avait décelé sa présence dans un élevage de vivaneaux rouges (0,8 ng/g poids sec maximum)¹⁴². L'UV-328 avait un facteur de diffusion (FD) élevé dans les échantillons de plasma sanguin de plusieurs espèces de poisson et d'une espèce d'oiseau prélevés aux États-Unis (Caroline du Sud) et au Canada (Ontario), atteignant jusqu'à 3,8 ng/g poids frais chez la carpe commune⁴⁸. Des résultats analogues avaient été signalés auparavant dans des biotes marins aux États-Unis (Floride) et au Canada (Ontario), atteignant jusqu'à 3,9 ng/g chez le meunier blanc (corps entier)⁴⁹. Au Canada, dans une crique urbaine, le foie de poisson était le principal tissu d'accumulation des absorbeurs d'UV, avec des concentrations d'UV-328 se situant entre 0,6 et 20,7 ng/g poids frais¹⁴³. Au Japon, dans des échantillons de graisse de mammifères marins prélevés en 1990, les concentrations maximales avoisinaient 70 ng/g lipides¹²⁷. Dans des marsouins aptères, la concentration moyenne de l'UV-328 était de 38 ng/g lipides, soit environ quatre fois plus que dans les poissons de petite taille (8,4 ng/g lipides). Les concentrations d'UV-328 dans les organismes marins variaient selon les espèces ; des concentrations plus élevées ont été trouvées dans le foie de mulot et de requin marteau³⁰. Des absorbeurs d'UV étaient présents dans tous les échantillons provenant d'organismes marins de la mer d'Ariake, avec des concentrations d'UV-328 pouvant atteindre 55 ng/g poids frais¹⁴⁴. Des concentrations très élevées ont été trouvées dans des organismes d'estran (pouvant aller jusqu'à 460 ng/g lipides dans un gastéropode) ainsi que dans des espèces occupant une place plus élevée dans la chaîne trophique, telles que poissons ou crustacés (corps entier, foie)¹⁴⁴. Les concentrations d'UV-328 dans les organismes d'estran étaient plus élevées que dans les espèces des eaux peu profondes. La présence d'UV-328 dans les biotes était inégale et propre à chaque espèce (< 0,2–55,0 ng/g poids frais, FD 89,3 %)²⁷. L'UV-328 était prédominant chez les marsouins aptères²⁷. Dans les fjords de Norvège, des traces d'UV-328 étaient présentes dans le biote (jusqu'à 19,5 ng/g)^{145,146}. En Allemagne, dans plusieurs cours d'eau, des BZT ont été trouvés dans le foie de brème à de faibles concentrations de l'ordre de quelques dizaines de ng/g ou moins ; certaines des concentrations d'UV-328 figuraient parmi les plus élevées¹⁴⁷. En Norvège, des traces d'UV-328 ont été trouvées dans une rivière, dans toutes les biomatrices analysées (mousses et périphyton, truite brune) à des concentrations de quelques dizaines de ng/g ou moins¹⁴⁸.

66. Des échantillons de produits alimentaires prélevés au Japon et en République de Corée contenaient aussi des BZT. La contamination était omniprésente, les concentrations les plus élevées étant constatées dans les fruits de mer (1,7 ng/g poids frais) et la viande (1 ng/g poids frais)²⁹. Les moules de l'océan Pacifique (2003–2007) faisaient apparaître une large répartition des BZT phénoliques, analogue à celle des PCB, du DDT et des PBDE. Tous les échantillons en contenaient, en particulier ceux prélevés au Japon et en République de Corée ; les concentrations d'UV-328 allaient jusqu'à 830 ng/g lipides²¹⁸. Une autre étude, menée dans l'estran de la mer d'Ariake, a mis en évidence les concentrations les plus élevées chez les organismes benthiques inférieurs, l'UV-328 étant l'un des BZT prédominants (1–460 ng/g lipides)¹⁴⁴. L'UV-328 et l'UV-327 dominaient chez les espèces de niveau trophique supérieur¹⁴⁴. Une autre étude, portant sur des moules, a révélé la présence fréquente d'UV-328, les concentrations les plus élevées ayant été trouvées à Hong Kong et en République de Corée (environ 0,8 µg/g lipides). Aux États-Unis, de l'UV-328 a été détecté dans plusieurs échantillons de moules, avec une concentration maximale d'environ 0,3 µg/g lipides¹⁴⁹. Dans la baie de Manille (Philippines), des absorbeurs d'UV à base de BZT ont été trouvés dans la quasi-totalité des échantillons de poisson (en ng/g). De l'UV-328 se trouvait dans 88 % des échantillons (jusqu'à 34,2 ng/g). Le profil de répartition des BZT variait selon les espèces de poisson, reflétant peut-être des différences entre espèces dans l'accumulation et la biodégradabilité des substances analysées^{26,150}.

4.2.5 Autres matrices

67. La présence de concentrations pertinentes de BZT, y compris d'UV-328 (jusqu'à 106 ng/g), dans les textiles constitue une source possible d'exposition de la population humaine et de l'environnement^{151,152}. En Espagne, des échantillons de poussières domestiques ont démontré l'omniprésence de l'UV-328 (91 ng/g)¹⁵³. Aux Philippines, des BZT provenant de sites de décharge résidentiels et municipaux étaient également présents dans les poussières domestiques ; l'UV-328 jusqu'à 304 ng/g. L'AJE par ingestion de poussières domestiques était de deux à quatre ordres de grandeur inférieur aux valeurs préconisées. Ces dernières ont été calculées à partir d'une dose de référence estimative pour l'UV-328 (CSEO chronique ou CSNEO divisées par un facteur de sécurité de $1,0 \times 10^4$). Cependant, chez les jeunes enfants, l'AJE était cinq fois supérieur à celui des adultes^{122,154}. En 2010, de l'UV-328 a également été détecté dans des échantillons de poussières d'une route à grande circulation. Les concentrations mesurées (2–40 ng/g poids sec) ont été corrélées à la densité du trafic¹²⁷.

68. Les absorbeurs d'UV et les antioxydants sont largement employés dans les emballages plastiques des aliments et des boissons et des absorbeurs d'UV à base de BZT, dont l'UV-328 (jusqu'à 30,5 µg/g) ont été détectés dans des produits chinois^{155 à 157}. Une étude sur des plastiques dégradés par les intempéries a montré que, pour la plupart des antioxydants et des absorbeurs d'UV, les concentrations étaient légèrement plus élevées dans les plastiques neufs que dans les déchets correspondants, impliquant une lixiviation possible. Dans cette étude, l'UV-328 était le contaminant le moins fréquent dans les déchets, mais était relativement abondant dans les plastiques neufs, avec des concentrations de plusieurs centaines de ng/g. Le FD était de 100 % dans les plastiques neufs et de 97 % dans les déchets⁸⁶. Dans les déchets plastiques collectés sur les plages, l'UV-328 était parmi les substances chimiques les plus souvent détectées¹⁵⁸.

4.2.6 Régions reculées

69. En Norvège, de l'UV-328 a été détecté dans des sites urbains et reculés. Les régions reculées se trouvaient dans l'archipel du Svalbard, à Ny-Ålesund et au Nord-Est, à 110 et 170 km de distance, respectivement, de la ville de Longyearbyen (la plus large communauté du Svalbard, avec une population de 2 368 habitants). L'archipel du Svalbard est situé à environ 1 000 km de Tromsø dans le Nord de la Norvège, qui compte une population de 76 734 habitants. Dans le biote arctique, le facteur de diffusion (FD) de l'UV-328 variait en fonction des espèces et les concentrations (en ng/g) étaient faibles⁶. Le FD était de 100 % dans les œufs d'eider commun, les œufs de mouette tridactyle et le foie de vison ; de 60 % dans les œufs de cormoran huppé et de goéland bourgmestre, et de 0 % dans le plasma sanguin d'ours polaire. Comme indiqué dans la section 3.3.2, le plasma sanguin n'est pas la matrice la plus pertinente pour étudier des substances chimiques hydrophobes comme l'UV-328.

70. Dans la région des Grands Lacs (États-Unis), des traces d'UV-328 ont été trouvées à des concentrations allant jusqu'à 13 ng/g poids frais dans des œufs de goéland argenté, où il est le seul absorbeur d'UV à base de BZT fréquemment mesuré. Dans des sites d'échantillonnage du Lac Supérieur, comme l'île Thunder Bay-Pie et la ville de Marathon (à 20 km de l'aéroport le plus proche et à 480 km de Minneapolis), l'UV-328 avait un FD de 100 % dans des œufs de goéland argenté, compatible avec les concentrations plus élevées trouvées dans les effluents et rejets des stations de traitement des eaux usées et dans les biosolides. Les oiseaux semblaient accumuler plus d'UV-328 que les poissons, ce qui pourrait être lié à leur position dans la chaîne trophique⁴⁴. Dans l'Arctique canadien, de l'UV-328 a été trouvé dans le foie de fulmars boréaux de l'Île du Prince Léopold (38 ng/g poids frais, FD 11 %)⁴⁵.

4.3 Conclusions

71. Les données présentées confirment que l'UV-328 satisfait aux critères de sélection de l'Annexe D en termes de persistance, bioaccumulation, potentiel de propagation à longue distance dans l'environnement et effets nocifs au titre de la Convention de Stockholm. Du fait de ses nombreuses applications et de la poursuite de ses utilisations, l'UV-328 est rejeté dans l'environnement dans le cadre d'activités humaines telles que la fabrication industrielle, l'utilisation de produits de consommation, et la gestion et l'élimination de déchets. La présence d'UV-328 est un problème dans les régions reculées et la propagation à longue distance dans l'environnement d'UV-328 libre est aggravée par le transport à longue distance de déchets plastiques qui agissent comme une source continue d'UV-328 durant leur circulation dans l'environnement.

72. Du fait de sa diffusion dans l'environnement, la présence d'UV-328 est avérée partout dans le monde. Sa présence dans l'environnement des décennies après l'arrêt de ses rejets indique une forte persistance. Sa détection comprend également des mesures dans les biotes, l'eau et les sédiments à l'intérieur du Cercle arctique et dans des échantillons de sites de référence. Chez les êtres humains, de l'UV-328 a été détecté dans du lait maternel et des tissus adipeux. Ces preuves indiquent que l'UV-328 est sujet à bioaccumulation. De l'UV-328 a été détecté dans des biotes marins et certaines indications montrent qu'il se bioamplifie dans la chaîne alimentaire. La modélisation pharmacocinétique suggère que, comme d'autres BZT, l'UV-328 est absorbé dans le tractus gastro-intestinal, métabolisé dans le foie et excrété par les reins, induisant une toxicité pour ces organes.

73. L'UV-328 se volatilise très peu et ne se diffuse pas sous forme gazeuse. Cependant, il est transporté par adsorption sur des particules, comme par exemple des aérosols dans l'air ou des solides en suspension dans l'eau. L'Outil de l'OCDE a mis en évidence des valeurs de la POV, de la DTC et de l'ET analogues à celles de plusieurs polluants organiques persistants déjà inscrits à la Convention de Stockholm. Surtout, la propagation à longue distance de l'UV-328 libre est complétée par le transport simultané de déchets plastiques d'où de l'UV-328 s'échappe continuellement. Ces rejets ne se feront pas seulement dans l'environnement, notamment dans l'eau, puis dans les sédiments, mais aussi dans les tissus des animaux, à partir des matrices plastiques qu'ils ont ingérées ;

l'UV-328 passe par exemple ainsi des plastiques dans l'estomac d'oiseaux de mer par l'intermédiaire des corps gras de leur glande uropygienne.

74. Dans l'Union européenne, l'UV-328 est reconnu comme une substance STOT RE 2. Les données expérimentales sur l'écotoxicité sont peu nombreuses, mais grâce à une lecture croisée et aux données de modélisation, il est possible de prévoir des effets dangereux probables pour les espèces aquatiques.

75. L'UV-328 est inclus dans plusieurs études ou inscrit sur plusieurs listes nationales et internationales, les dangers qu'il présente pour la santé humaine et l'environnement ayant déjà été décrits (CEPA, NITE, TSCA, OSPAR, SIN List ou SPIN, par exemple). Le Règlement européen REACH le classe parmi les substances extrêmement préoccupantes (SVHC) car persistantes, bioaccumulables et toxiques (PBT) ou très persistantes et très bioaccumulables (vPvB), ce qui a conduit à son inscription, en février 2020, à l'Annexe XIV (Liste des substances soumises à autorisation) de ce Règlement. Début 2019, il a été inscrit, avec d'autres substances, sur la Liste des additifs plastiques utilisés en grandes quantités dans l'UE qu'il convient de soumettre en priorité à une évaluation plus approfondie.

References¹

1. ECHA. *Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328) as a Substance of Very High Concern Because of Its PBT/vPvB Properties*. (2014).
2. MatWeb. M Chemical GUARD DOG™ UV328 Benzotriazole UV Absorber.
3. Mayzo, I. BLS® 1328. (2015).
4. Van Bossuyt, M., Van Hoeck, E., Vanhaecke, T., Rogiers, V. & Mertens, B. Printed paper and board food contact materials as a potential source of food contamination. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* (2016) doi:10.1016/j.yrtph.2016.06.025.
5. Official Journal of the European Union. Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH). Legislation, Volume 396 of 30. December 2006.
6. US EPA. Toxic Substances Control Act: 15 U.S.C. §§ 2601 et seq.; last amended in 2016. *Public Law* vol. 99 469 (2016).
7. Germany. *Annex XV Report: Proposal for Identification of a Substance of Very High Concern on the Basis of the Criteria Set Out in REACH Article 57*. (2014).
8. Canada. *Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-Bis(1,1-Dimethylpropyl)- (BDTP)*. (2016).
9. ECHA. *Estimating the number and types of applications for 11 substances added to the Authorisation List in February 2020*. (2020) doi:10.2823/11134.
10. ECHA. 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Registration Dossier. *REACH* (2018).
11. Lopez-Avila, V. & Hites, R. A. Organic compounds in an industrial wastewater. Their transport into sediments. *Environ. Sci. Technol.* **14**, 1382–1390 (1980).
12. ECHA. High-volume plastic additives mapped. (2019).
13. SPIN. 2-(2-Hydroxy-3,5-Di-Tert-Amylphenyl)-2H-Benzotriazole. (2018).
14. Brooke, D. & Burns, J. *Environmental prioritisation of low production volume substances under REACH: PBT screening*. (2010).
15. J-Check. 2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol. *NITE* (2018).
16. Gao, J., Ellis, L. B. M. & Wackett, L. P. The University of Minnesota Biocatalysis/Biodegradation Database: improving public access. *Nucleic Acids Res.* **38**, D488–D491 (2009).
17. Ciba-Geigy. *Test for Ready Biodegradability of Tinuvin 328 in the Modified Sturm Test, OECD-Guideline No. 301 B*. (1988).
18. Lai, H.-J. *et al.* Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environ. Toxicol. Chem.* **33**, 761–767 (2014).
19. Lai, H.-J. *et al.* Field dissipation and plant uptake of benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environ. Sci. Process. Impacts* **16**, 558–566 (2014).
20. Cantwell, M. G. *et al.* Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Mar. Pollut. Bull.* **101**, 208–218 (2015).
21. Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W. & King, J. W. Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Mar. Pollut. Bull.* **50**, 388–395 (2005).
22. EPA, U. Estimation Programs Interface Suite for Microsoft® Windows. (2012).
23. Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P. & Janssen, M. P. M. Identifying potential POP and PBT substances: Development of a new Persistence/Bioaccumulation-score, RIVM Report 601356001/2011. (2011).

¹ Afin de réduire les coûts, les références et l'appendice n'ont pas été traduits.

24. Stempel, S., Scheringer, M., Ng, C. A. & Hungerbühler, K. Screening for PBT Chemicals among the “Existing” and “New” Chemicals of the EU. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 5680–5687 (2012).
25. Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D. & Schulte, C. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environ. Sci. Eur.* **28**, 4 (2016).
26. Kim, J.-W. *et al.* Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Chemosphere* **85**, 751–758 (2011).
27. Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J. Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 6920–6926 (2009).
28. Nakata, H. *et al.* Asia–Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 2211–2218 (2012).
29. Yanagimoto, H. *et al.* Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain, and the USA. in *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America* 257 (2011).
30. Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M. Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS). *J. Environ. Monit.* **12**, 2088–2092 (2010).
31. Arnot, J. A. & Gobas, F. A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR Comb. Sci.* **22**, 337–345 (2003).
32. Arnot, J. & Gobas, F. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* **14**, 257–297 (2006).
33. Arnot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 2263–2270 (2008).
34. Arnot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 341–351 (2008).
35. Arnot, J. A. & Gobas, F. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**, 2343–2355 (2004).
36. Giraudo, M. *et al.* Food-borne exposure of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to benzotriazole UV stabilizers alone and in mixture induces specific transcriptional changes. *Environ. Toxicol. Chem.* **n/a**, (2020).
37. Wania, F. Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 1344–1351 (2003).
38. van der Does, M., Knippertz, P., Zschenderlein, P., Giles Harrison, R. & Stuut, J.-B. W. The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Sci. Adv.* **4**, eaau2768 (2018).
39. Waiblinger, F. *et al.* Light-Induced Opening of the Intramolecular Hydrogen Bond of UV Absorbers of the 2-(2-Hydroxyphenyl)-1,3,5-triazine and the 2-(2-Hydroxyphenyl)benzotriazole Type. *J. Phys. Chem. A* **104**, 1100–1106 (2000).
40. Stein, M. *et al.* Influence of Polymer Matrixes on the Photophysical Properties of UV Absorbers. *J. Phys. Chem. A* **106**, 2055–2066 (2002).
41. Werner, T. Triplet deactivation in benzotriazole-type ultraviolet stabilizers. *J. Phys. Chem.* **83**, 320–325 (1979).
42. Scheringer, M., MacLeod, M. & Wegmann, F. The OECD POV and LRTP Screening Tool. (2009).
43. Brorström-Lundén, E. *et al.* Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009, Report B2023. IVL-Swedish Environmental Research Institute (2011).

44. Lu, Z. *et al.* Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 1280–1289 (2018).
45. Lu, Z. *et al.* Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals. *Sci. Total Environ.* **663**, 950–957 (2019).
46. Schlabach, M. *et al.* Screening Programme 2017 – AMAP Assessment Compounds, NILU Project no. O-117085. (2018) doi:10.13140/RG.2.2.36121.47200.
47. Tashiro, Y. & Kameda, Y. Concentration of organic sun-blocking agents in seawater of beaches and coral reefs of Okinawa Island, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* **77**, 333–340 (2013).
48. Lu, Z. *et al.* Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Sci. Total Environ.* **647**, 182–190 (2019).
49. Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O. Simultaneous determination of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole ultra violet stabilizers in blood plasma and fish homogenates by ultra high performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1461**, 51–58 (2016).
50. Nelms, S. E. *et al.* Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? *Sci. Rep.* **9**, 1075 (2019).
51. Geyer, R., Jambeck, J. R. & Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* **3**, e1700782 (2017).
52. PlasticsEurope. *Plastics – the Facts 2018*. (2018).
53. Peeken, I. *et al.* Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat. Commun.* **9**, 1505 (2018).
54. Obbard, R. W. Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* **1**, 24–29 (2018).
55. Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I. & Officer, R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* **5**, 14947 (2015).
56. Zhang, K. *et al.* Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environ. Pollut.* **219**, 450–455 (2016).
57. Lavers, J. L. & Bond, A. L. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 6052 LP – 6055 (2017).
58. Lavers, J. L., Dicks, L., Dicks, M. R. & Finger, A. Significant plastic accumulation on the Cocos (Keeling) Islands, Australia. *Sci. Rep.* **9**, 7102 (2019).
59. Bouwman, H., Evans, S. W., Cole, N., Choong Kwet Yive, N. S. & Kylin, H. The flip-or-flop boutique: Marine debris on the shores of St Brandon's rock, an isolated tropical atoll in the Indian Ocean. *Mar. Environ. Res.* (2016) doi:10.1016/j.marenvres.2015.12.013.
60. Eriksen, M., Thiel, M. & Lebreton, L. Nature of Plastic Marine Pollution in the Subtropical Gyres BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 135–162 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2016_123.
61. Cheng, W. *et al.* Organophosphorus esters in the oceans and possible relation with ocean gyres. *Environ. Pollut.* **180**, 159–164 (2013).
62. Van Sebille, E., England, M. H. & Froyland, G. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environ. Res. Lett.* **7**, 6 (2012).
63. Maximenko, N., Hafner, J. & Niiler, P. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.* **65**, 51–62 (2012).
64. Andradý, A. L., Hamid, H. & Torikai, A. Effects of solar UV and climate change on materials. *Photochem. Photobiol. Sci.* **10**, 292–300 (2011).
65. Karapanagioti, H. K. & Klontza, I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesbos island beaches (Greece). *Mar. Environ. Res.* **65**, 283–290 (2008).

66. Andrady, A. L. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1596–1605 (2011).
67. Shim, W. J., Hong, S. H. & Eo, S. Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition (Chapter 1). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 1–26 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1.
68. Kwon, J.-H., Chang, S., Hong, S. H. & Shim, W. J. Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: Importance of hydrophobic additives. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **13**, 494–499 (2017).
69. O'Connor, I. A., Golsteijn, L. & Hendriks, A. J. Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. *Mar. Pollut. Bull.* **113**, 17–24 (2016).
70. Jahnke, A. *et al.* Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 85–90 (2017).
71. Hong, S. H., Shim, W. J. & Jang, M. Chemicals Associated With Marine Plastic Debris and Microplastics: Analyses and Contaminant Levels (Chapter 9). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 271–315 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00009-6.
72. Groh, K. J. *et al.* Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Sci. Total Environ.* **651**, 3253–3268 (2019).
73. Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. *Marine anthropogenic litter*. (Springer, 2015).
74. Lithner, D., Larsson, Å. & Dave, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* **409**, 3309–3324 (2011).
75. Rydberg, T. *et al.* Emissions of additives from plastics in the societal material stock: a case study for Sweden (Chapter 14). in *Handbook of Environmental Chemistry. Global Risk-Based Management of Chemical Additives I* 253–264 (Springer, 2011).
76. OECD. *Emission Scenario Document On Plastic Additives. Series On Emission Scenario Documents. Number 3.* (2009).
77. OECD. *Complementing Document To The Emission Scenario Document On Plastic Additives: Plastic Additives During The Use Of End Products. Series on Emission Scenario Documents No. 38.* (2019).
78. Rochman, C. M. *et al.* Classify plastic waste as hazardous. *Nature* **494**, 169 (2013).
79. Rochman, C. M. The Role of Plastic Debris as Another Source of Hazardous Chemicals in Lower-Trophic Level Organisms BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 281–295 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2016_17.
80. Hirai, H. *et al.* Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1683–1692 (2011).
81. Al-Odaini, N. A., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M. & Hong, S. H. Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea. *Sci. Total Environ.* **505**, 290–298 (2015).
82. Ogata, Y. *et al.* International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* **58**, 1437–1446 (2009).
83. Heskett, M. *et al.* Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 445–448 (2012).
84. Jang, M. *et al.* Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 4951–4960 (2016).

85. ECHA. *Plastic additives initiative - Supplementary Information on Scope and Methods*. (2019).
86. Rani, M. *et al.* Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Sci. Total Environ.* **579**, 745–754 (2017).
87. Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M. & Ishizuka, M. Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Mar. Pollut. Bull.* (2020) doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110732.
88. Guo, H., Zheng, X., Ru, S., Luo, X. & Mai, B. The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: The significant risk of highly lipophilic FRs. *J. Environ. Sci.* **85**, 200–207 (2019).
89. Denghel, H., Leibold, E. & Göen, T. Oxidative phase I metabolism of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) in an in vitro model with human liver microsomes. *Toxicol. Vitro.* (2019) doi:10.1016/j.tiv.2019.06.012.
90. Syberg, K. *et al.* Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ. Toxicol. Chem.* **34**, 945–953 (2015).
91. Lee, H., Chang, S., Kim, S.-K. & Kwon, J.-H. Fugacity analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons between microplastics and seawater. *Ocean Sci. J.* **52**, 43–55 (2017).
92. Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J. & Kane Driscoll, S. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ. Toxicol. Chem.* **35**, 1667–1676 (2016).
93. Wang, F., Wang, F. & Zeng, E. Y. Sorption of Toxic Chemicals on Microplastics (Chapter 7). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 225–247 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00007-2.
94. Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.* **42**, 5026–5031 (2008).
95. Kershaw, P. J. & Rochman, C. M. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. *Reports Stud. Jt. Gr. Expert. Sci. Asp. Mar. Environ. Prot. eng no. 93* (2015).
96. Tanaka, K. *et al.* Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environ. Sci. Technol.* **49**, 11799–11807 (2015).
97. Tanaka, K., Yamashita, R. & Takada, H. Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 267–280 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2018_255.
98. Tanaka, K. *et al.* Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Pollut. Bull.* **69**, 219–222 (2013).
99. Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T. & Takada, H. Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Mar. Pollut. Bull.* **145**, 36–41 (2019).
100. Tanaka, K. *et al.* In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Curr. Biol.* **30**, (2020).
101. Britannica, E. Pribilof Islands. *Encyclopædia Britannica, inc.* (2016).
102. Takada, H., Tanaka, K., Yamashita, R. & Watanuki, Y. ENVR 139: Transfer of additives from ingested plastics to seabirds and their accumulation in the tissue. in *ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition* (2019).
103. Takada, H. Hazardous chemicals in marine plastics and their threat to marine organisms - Keynote. in *Dioxin* (2019).
104. RAC, C. for R. A. *Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328)*. (2013).
105. Ciba-Geigy. *Acute Oral LD50 In The Rat Of TK 10046*. (1978).

106. Til, H., van der Meulen, H., Huismans, J. & de Groot, A. *Short-term (49-day) and sub-chronic (90-day) toxicity studies with 'BY 1137' in rats.* (1968).
107. Ciba-Geigy. *Three months Toxicity Study. Tinuvin 328. Dietary administration – Beagle Dogs.* (1970).
108. Ciba-Geigy. *Final Report TK 10047 - Three-month toxicity study on dogs.* (1981).
109. OECD. *Case Study on the Use of an Integrated Approach to Testing and Assessment for the Repeated-Dose Toxicity of Phenolic Benzotriazoles - ENV/JM/MONO(2017)23.* (2017).
110. (US), N. L. of M. 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol; CASRN: 25973-55-1. *Hazardous Substances Data Bank [Internet]* (2018).
111. Zhuang, S. *et al.* Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation. *Environ. Pollut.* **220**, 616–624 (2017).
112. Kawamura, Y. *et al.* Estrogenic Activities of UV Stabilizers Used in Food Contact Plastics and Benzophenone Derivatives Tested by the Yeast Two-Hybrid Assay. *J. Heal. Sci.* **49**, 205–212 (2003).
113. Denmark, T. U. of. Danish (Q)SAR Database. *Division of Diet, Disease Prevention and Toxicology, National Food Institute* (2018).
114. Hicks, S. & Gledhill, D. *Acute Toxicity Screen of Tinuvin 328 to Scenedesmus subspicatus.* (1993).
115. Kim, J.-W., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Acute toxicity of benzotriazole ultraviolet stabilizers on freshwater crustacean (*Daphnia pulex*). *J. Toxicol. Sci.* **36**, 247–251 (2011).
116. Ciba-Geigy. *Test for acute Toxicity of TK 10046 to Daphnia magna, OECD-Guideline No. 202.* (1988).
117. Ciba-Geigy. *Test for acute toxicity of TK 10046 to Zebra Fish, OECD-Guideline No. 203.* (1988).
118. Giraudo, M. *et al.* Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* **36**, 3333–3342 (2017).
119. Brausch, J. M. & Rand, G. M. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere* **82**, 1518–1532 (2011).
120. Nakata, H. & Shinohara, R.-I. Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers and Polycyclic Musks in Wastewater Treatment Plant Samples in Japan. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Specim. Bank* **4**, 51–59 (2010).
121. ECHA. 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Brief Profile. *REACH* (2018).
122. Kim, J.-W. *et al.* Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure. *Sci. Total Environ.* **424**, 174–181 (2012).
123. Jungclaus, G., Avila, V. & Hites, R. Organic compounds in an industrial Wastewater: a case study of their environmental impact. *Environ. Sci. Technol.* **12**, 88–96 (1978).
124. Tanaka, K. *et al.* Direct In Vivo Evidence for Accumulation of Plastic Derived Chemicals in Seabird Tissue. *Curr. Biol.* (2019).
125. Lu, Z. *et al.* Distribution, Partitioning and Bioaccumulation of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 9089–9097 (2016).
126. Parajulee, A., Lei, Y. D., Kananathalingam, A., Mitchell, C. P. J. & Wania, F. Investigating the Sources and Transport of Benzotriazole UV Stabilizers during Rainfall and Snowmelt across an Urbanization Gradient. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 2595–2602 (2018).
127. Nakata, H. Benzotriazole UV Stabilizer (BUVS) in Human and Wildlife - Is it a POPs? in *4th International Conference on Environmental Health Science - 2011* (2011).
128. Pruell, R. J., Hoffman, E. J. & Quinn, J. G. Total hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic organic compounds in the Hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, purchased at commercial seafood stores. *Mar. Environ. Res.* **11**, 163–181 (1984).

129. Hites, R. A., Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V. & Sheldon, L. S. Potentially Toxic Organic Compounds in Industrial Wastewaters and River Systems: Two Case Studies. *Monit. Toxic Subst.* **94**, 5–63 (1979).
130. Pruell, R. J. & Quinn, J. G. Geochemistry of organic contaminants in Narragansett Bay sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **21**, 295–312 (1985).
131. Reddy, C. M., Quinn, J. G. & King, J. W. Free and Bound Benzotriazoles in Marine and Freshwater Sediments. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 973–979 (2000).
132. Peng, X. *et al.* Persistence, temporal and spatial profiles of ultraviolet absorbents and phenolic personal care products in riverine and estuarine sediment of the Pearl River catchment, China. *J. Hazard. Mater.* **323**, 139–146 (2017).
133. Lu, Z., Smyth, S. A., Peart, T. E. & De Silva, A. O. Occurrence and fate of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in various Canadian wastewater treatment processes. *Water Res.* **124**, 158–166 (2017).
134. Montesdeoca-Esponda, S., Álvarez-Raya, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *J. Environ. Manage.* **233**, 567–575 (2019).
135. García-Guerra, R. B. *et al.* Rapid monitoring of residual UV-stabilizers in seawater samples from beaches using fabric phase sorptive extraction and UHPLC-MS/MS. *Chemosphere* **164**, 201–207 (2016).
136. Carpinteiro, I., Ramil, M., Rodríguez, I. & Nogueira, J. M. F. Combining stir-bar sorptive extraction and large volume injection-gas chromatography-mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV stabilizers in wastewater matrices. *J. Sep. Sci.* **35**, 459–467 (2012).
137. De Silva, A., Muir, D. & Smyth, S. *Unpublished monitoring data submitted to Ecological Assessment Division of Environment Canada.* (2014).
138. Oviatt, C. A. *et al.* Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: A mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Ser.* **41**, 187–203 (1987).
139. Lee, S. *et al.* Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk. *Environ. Res.* **140**, 466–473 (2015).
140. Kim, J.-W. *et al.* Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries. *Sci. Total Environ.* **655**, 1081–1088 (2019).
141. Peng, X. *et al.* Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environ. Pollut.* **225**, 55–65 (2017).
142. Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C. Multi-target determination of organic ultraviolet absorbents in organism tissues by ultrasonic assisted extraction and ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1384**, 97–106 (2015).
143. Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R. Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 433–438 (2017).
144. Nakata, H. *et al.* Occurrence and Concentrations of Persistent Personal Care Products, Organic UV Filters, in the Marine Environment. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Res. Asia* 239–246 (2009).
145. Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environ. Int.* **80**, 1–7 (2015).
146. Thomas, K. *et al.* *Screening programme 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances.* (2014).

147. Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P. & Ternes, T. A. Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environ. Pollut.* **212**, 401–412 (2016).
148. Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V. Priority substances and emerging contaminants in selected Norwegian rivers—The River Monitoring Programme 2017. *NIVA-rapport* (2018).
149. Nakata, H. *et al.* Benzotriazole UV Stabilizers in the Environment: Is it a POPs? in *32nd SETAC North America* (2011).
150. Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Multiresidue analytical method for the determination of antimicrobials, preservatives, benzotriazole UV stabilizers, flame retardants and plasticizers in fish using ultra high performance liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1218**, 3511–3520 (2011).
151. Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R. & Östman, C. The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**, 2537–2548 (2016).
152. Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G. & Östman, C. Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 5842–5849 (2015).
153. Carpinteyro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Ramil, M. & Cela, R. Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *J. Chromatogr. A* **1217**, 3729–3735 (2010).
154. Kim, J.-W. *et al.* Analysis of Benzotriazole UV Stabilizers in House Dust Using an UHPLC-MS/MS. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem.* **6**, (2012).
155. Zhang, D., Liu, C. & Yang, Y. Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia* **79**, 45–52 (2016).
156. Gao, Y., Gu, Y. & Wei, Y. Determination of Polymer Additives—Antioxidants and Ultraviolet (UV) Absorbers by High-Performance Liquid Chromatography Coupled with UV Photodiode Array Detection in Food Simulants. *J. Agric. Food Chem.* **59**, 12982–12989 (2011).
157. Chang, L. *et al.* Simultaneous Analysis of Trace Polymer Additives in Plastic Beverage Packaging by Solvent Sublation Followed by High-Performance Liquid Chromatography. *J. Agric. Food Chem.* **61**, 7165–7171 (2013).
158. Rani, M. *et al.* Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **69**, 352–366 (2015).
159. Becker, L., Scheringer, M., Schenker, U. & Hungerbühler, K. Assessment of the environmental persistence and long-range transport of endosulfan. *Environ. Pollut.* **159**, 1737–1743 (2011).
160. Klasmeier, Jö. *et al.* Application of Multimedia Models for Screening Assessment of Long-Range Transport Potential and Overall Persistence. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 53–60 (2006).
161. POPRC. *Risk profile on hexabromocyclododecane*. (2010).
162. Liu, Q., Krüger, H. & Zetzsch, C. Degradation study of the aerosol-borne insecticides Dicofof and DDT in an aerosol smog chamber facility by OH radicals in relation to the POPs convention. *Geophys. Res. Abstr.* **7**, 05760 (2005).
163. Ruan, T. *et al.* Concentrations and Composition Profiles of Benzotriazole UV Stabilizers in Municipal Sewage Sludge in China. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 2071–2079 (2012).
164. Wang, X. *et al.* Determination of six benzotriazole ultraviolet filters in water and cosmetic samples by graphene sponge-based solid-phase extraction followed by high-performance liquid chromatography. *Anal. Bioanal. Chem.* **410**, 6955–6962 (2018).
165. Apel, C., Tang, J. & Ebinghaus, R. Environmental occurrence and distribution of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas. *Environ. Pollut.* **235**, 85–94 (2018).
166. Song, S., Ruan, T., Wang, T., Liu, R. & Jiang, G. Occurrence and removal of benzotriazole ultraviolet stabilizers in a wastewater treatment plant in China. *Environ. Sci. Process. Impacts* **16**, 1076–1082 (2014).

167. Liu, R. *et al.* Determination of nine benzotriazole UV stabilizers in environmental water samples by automated on-line solid phase extraction coupled with high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta* **120**, 158–166 (2014).
168. Zhao, X. *et al.* Occurrence and fate of benzotriazoles UV filters in a typical residential wastewater treatment plant in Harbin, China. *Environ. Pollut.* **227**, 215–222 (2017).
169. Zhang, Z. *et al.* Determination of Benzotriazole and Benzophenone UV Filters in Sediment and Sewage Sludge. *Environ. Sci. Technol.* **45**, 3909–3916 (2011).
170. Vimalkumar, K. *et al.* Occurrence of triclocarban and benzotriazole ultraviolet stabilizers in water, sediment, and fish from Indian rivers. *Sci. Total Environ.* **625**, 1351–1360 (2018).
171. Kameda, Y., Kimura, K. & Miyazaki, M. Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. *Environ. Pollut.* **159**, 1570–1576 (2011).
172. Rodríguez-Pereiro, I. & Casado-Agrelo, J. *Benzotriazole UV Stabilizers in Soil and Suspended Particulate Matter Samples*. (2012).
173. Schlabach, M. *et al.* Screening program 2018. Volatiles, Gd, BADGE, UV filters, Additives, and Medicines. NILU rapport, 20/2019. *NILU Rapp.* (2019).
174. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z., Kabir, A., Furton, K. G. & Santana-Rodríguez, J. J. Fabric phase sorptive extraction followed by UHPLC-MS/MS for the analysis of benzotriazole UV stabilizers in sewage samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **407**, 8137–8150 (2015).
175. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. On-line solid-phase extraction coupled to ultra-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry detection for the determination of benzotriazole UV stabilizers in coastal marine and wastewater samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **403**, 867–876 (2012).
176. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Microwave-assisted extraction combined with on-line solid phase extraction followed by ultra-high-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometric determination of benzotriazole UV stabilizers in marine sediments and sewage sludges. *J. Sep. Sci.* **36**, 781–788 (2012).
177. Casado, J., Rodríguez, I., Carpinteiro, I., Ramil, M. & Cela, R. Gas chromatography quadrupole time-of-flight mass spectrometry determination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in sludge samples. *J. Chromatogr. A* **1293**, 126–132 (2013).
178. Carpinteiro, I., Abuín, B., Ramil, M., Rodríguez, I. & Cela, R. Matrix solid-phase dispersion followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV absorbers in sediments. *Anal. Bioanal. Chem.* **402**, 519–527 (2012).
179. Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Cela, R. & Ramil, M. Headspace solid-phase microextraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the sensitive determination of benzotriazole UV stabilizers in water samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **397**, 829–839 (2010).
180. Maceira, A., Borrull, F. & Marcé, R. M. Occurrence of plastic additives in outdoor air particulate matters from two industrial parks of Tarragona, Spain: Human inhalation intake risk assessment. *J. Hazard. Mater.* (2019) doi:10.1016/j.jhazmat.2019.04.014.
181. Apel, C., Joerss, H. & Ebinghaus, R. Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. *Chemosphere* **212**, 254–261 (2018).
182. De Silva, A. & Muir, D. Benzotriazole UV Stabilizers and Substituted Diphenylamine Antioxidants: Emerging Organic Pollutants in San Francisco Bay. in *ECWG Meeting, Spring* (2015).
183. Allinson, M., Kameda, Y., Kimura, K. & Allinson, G. Occurrence and assessment of the risk of ultraviolet filters and light stabilizers in Victorian estuaries. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**, 12022–12033 (2018).
184. Mansouri, K., Grulke, C. M., Judson, R. S. & Williams, A. J. OPERA models for predicting physicochemical properties and environmental fate endpoints. *J. Cheminform.* **10**, 10 (2018).

Appendix

6.1. Test Guidelines

6.1.1 European Union Methods

EU Method A.6: Water Solubility

6.1.2 Organization for Economic Co-operation and Development (OECD) Test Guidelines (TGs)

OECD TG 117 – Partition Coefficient (*n*-octanol/water)

OECD TG 201 – Alga, Growth Inhibition Test

OECD TG 202 – *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test

OECD TG 203 – Fish, Acute Toxicity Test

OECD TG 209 – Activated Sludge, Respiration Inhibition Test

OECD TG 301 B – Ready Biodegradability: CO₂ Evolution Test

OECD TG 305 C – Bioconcentration: Flow-Through Fish Test

OECD TG 401 – Acute Oral Toxicity

OECD TG 402 – Acute Dermal Toxicity

OECD TG 403 – Acute Inhalation Toxicity

OECD TG 408 – Repeated Dose 90-Day Oral Toxicity in Rodents

OECD TG 409 – Subchronic Oral Toxicity – Non-Rodent: 90-Day study

OECD TG 414 – Prenatal Developmental Toxicity Study

OECD TG 422 – Combined Repeated Dose Toxicity Study with the Reproduction/Developmental Toxicity Screening Test

6.2. EAWAG-BBD Prediction System

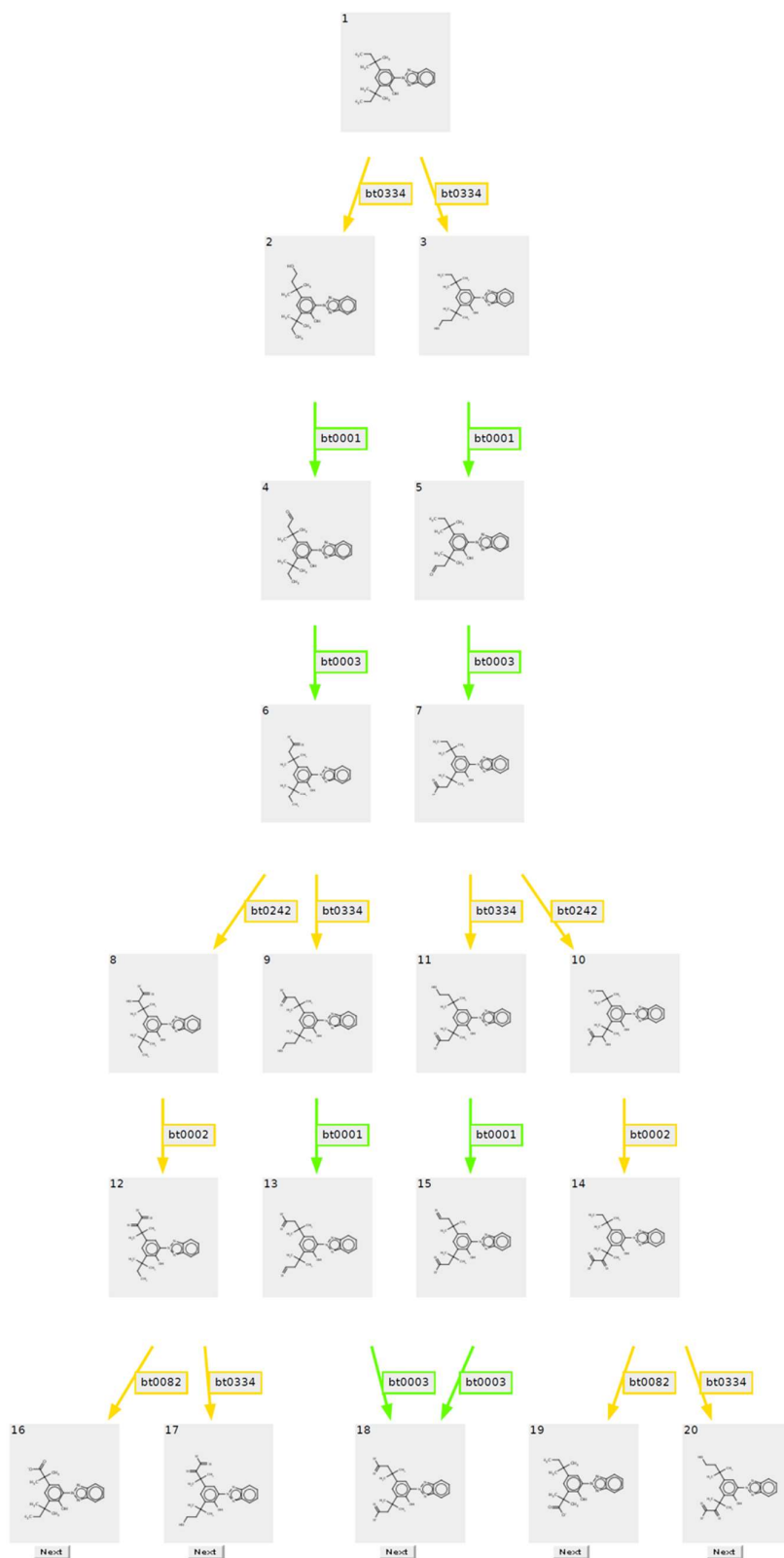


Figure 3. EAWAG-BBD prediction for UV-328 using the SMILES code present on Table 2¹⁶.

6.3. Nakata *et al.* Bioaccumulation Studies

6.3.1 Nakata *et al.*, 2010 Study³⁰

Table 14. Concentrations of BZT UV absorbers (ng/g ww) in the blubbers of finless porpoises (FP) collected from the Ariake Sea, Japan³⁰.

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
UV-327	4.5	9.5	6.3	31	18	14
UV-328	20	64	11	34	16	29

Table 15. Concentrations from Table 14 converted into ng/g lw³⁰.

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
Blubber lipid content	81%	83%	87%	59%	91%	-
UV-327	5.6	11.4	7.2	52.5	19.8	19.3
UV-328	24.7	77.1	12.6	57.6	17.6	37.9

Table 16. Concentrations from Table 15 lipid-normalised to a lipid content of 5%³⁰.

	FP-1	FP-2	FP-3	FP-4	FP-5	Average
UV-327	0.3	0.6	0.4	2.6	1.0	1.0
UV-328	1.2	3.9	0.6	2.9	0.9	1.9

Table 17. Concentrations from Table 14 extrapolated to whole body concentrations, considering the mass fraction of blubber 28.8%. BAF for the finless porpoises is calculated ww- and lw-based. The environmental reference value used for both substances was 0.12 ng/L of UV-327 in water samples³⁰.

	UV-327	UV-328
Whole body concentration (ng/g ww)	4.0	8.4
BAF (L/kg ww)	3.3×10^4	7.0×10^4
BAF (L/kg lw)	8.0×10^3	1.6×10^4

6.3.2 Nakata *et al.*, 2009 Study²⁷

Table 18. Concentrations of BZT UV absorbers (ng/g ww) in tidal flat and shallow water organisms collected from the Ariake Sea, Japan²⁷.

	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
Lipid content	2.3%	2.0%	3.3%	7.3%	1.4%	-
UV-327	0.34	0.29	0.34	0.51	0.47	0.39
UV-328	0.26	0.29	0.26	0.23	0.19	0.25

Table 19. Concentrations from Table 18 converted into ng/g lw²⁷.

	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
UV-327	0.7	0.7	0.5	0.3	1.7	0.8
UV-328	0.6	0.7	0.4	0.2	0.7	0.5

Table 20. Concentrations from Table 18 lipid-normalised to a lipid content of 5%²⁷.

	Flathead	Solefish	Right eye flounder	Sandperch	Sweetlips	Average
UV-327	0.7	0.7	0.5	0.3	1.7	0.8
UV-328	0.6	0.7	0.4	0.2	0.7	0.5

Table 21. BAF for small fishes is calculated ww- and lw-based. The environmental reference value used for both substances was 0.12 ng/L of UV-327 in water samples²⁷.

	UV-327	UV-328
BAF (L/kg ww)	3.3×10^3	2.0×10^3
BAF (L/kg lw)	6.7×10^3	4.2×10^3

6.4. OECD Pov and LRTP Tool

Since the OECD Tool is intended to enable a relative comparison of different chemicals with respect to P_{OV}, CTD and TE, a standardized method for deriving the input data was applied in order to obtain comparable results.

Table 22. OECD Tool input data used to generate Figure 2. Values from EPI Suite²²: ^a KOAWIN v1.10 (HenryWin est), ^b KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), ^c AopWin v1.92, ^d BIOWIN3 (BIOWIN v4.10), and ^e calculated $t_{1/2}$ in soil ($1.85 \times$ half-life in water)²³.

	Molecular weight (g/mol)	^a log K_{AW}	^b log K_{OW}	^c $t_{1/2}$ in air (h)	^d $t_{1/2}$ in water (h)	^e $t_{1/2}$ in soil (h)
α -endosulfan ¹⁵⁹	406.9	-3.6	4.9	194.4	520.8	1.0×10^3
α -HCH ¹⁶⁰	290.8	-3.5	3.9	2.9×10^3	3.2×10^3	3.2×10^3
Aldrin ¹⁶⁰	364.9	-1.3	6.6	2.9	2.7×10^3	3.8×10^3
CCl ₄ ¹⁶⁰	154.0	0.2	2.8	6.9×10^5	5.9×10^3	5.9×10^3
HBCDD ¹⁶¹	641.7	-3.5	5.6	76.8	1.2×10^4	1.5×10^3
HCB ¹⁶⁰	284.8	-1.4	5.7	2.2×10^4	3.4×10^4	3.4×10^4
PCB-101 ¹⁶⁰	326.4	-2.0	6.3	885.0	3.1×10^4	1.0×10^5
PCB-180 ¹⁶⁰	395.3	-2.5	7.2	2.7×10^3	5.5×10^4	1.0×10^6
PCB-28 ¹⁶⁰	257.5	-1.9	5.7	255.3	5.5×10^3	1.0×10^3
tetraBDE	485.8	-3.1	6.5	264.0	4.6×10^3	9.2×10^3
pentaBDE	564.7	-3.6	6.8	456.0	8.5×10^3	1.9×10^4
hexaBDE	643.6	-3.7	7.4	1.1×10^3	1.6×10^4	3.1×10^4
heptaBDE	722.5	-4.3	7.3	1.5×10^3	1.9×10^4	4.2×10^4
octaBDE	801.4	-4.4	8.5	2.2×10^3	2.6×10^4	5.1×10^4
decaBDE	959.2	-4.8	10.0	7.6×10^3	3.8×10^4	7.6×10^4
UV-328	351.5	-10.6	7.3	16.3	1.8×10^3	3.3×10^3

Table 23. OECD Tool generated values calculated from the input data in Table 22 and plotted in Figure 2.

	Pov (days)	CTD (km)	TE (%)
α -endosulfan	60.4	2.3×10^3	4.6
α -HCH	195	6.0×10^3	31.5
Aldrin	223	125	1.0×10^{-4}
CCl ₄	2.5×10^4	1.2×10^6	1.8×10^3
HBCDD	38.0	1.4×10^3	1.7
HCB	1.9×10^3	2.7×10^5	2.0×10^3
PCB-101	4.0×10^3	1.6×10^4	30.6
PCB-180	4.8×10^4	1.7×10^4	90.7
PCB-28	540	5.1×10^3	2.2
tetraBDE	552	3.6×10^3	8.8
pentaBDE	1.1×10^3	3.7×10^3	13.7
hexaBDE	1.9×10^3	3.6×10^3	15.7
heptaBDE	2.5×10^3	3.1×10^3	13.6
octaBDE	3.1×10^3	2.9×10^3	12.7
decaBDE	4.6×10^3	2.9×10^3	12.7
UV-328	196	2.8×10^3	12.4

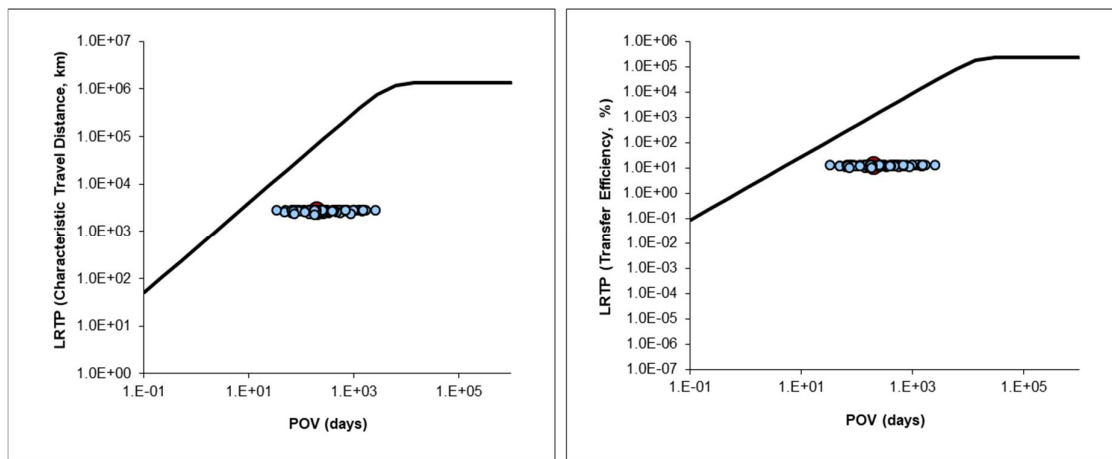


Figure 4. Monte Carlo analysis of the OECD Pov and LRTP Tool results for UV-328 with the same input values as in Table 22. The dispersion factor for each Tool input except the molecular weight is 10.

Alternatively to the input data for UV-328 estimated with EPI Suite presented in Table 22 above, the $\log K_{AW}$ may be obtained from the Henry's law constant estimated by OPERA or calculated from experimental vapour pressure and water solubility (Table 3). As shown in Table 24, the P_{OV} is virtually unaffected of the $\log K_{AW}$ input value, whereas the values for CTD and TE are somewhat lower when the OPERA estimate is used. This finding is remarkable given the fact that the difference between the estimate from EPI Suite and the OPERA estimate is five orders of magnitude. However, further increasing the $\log K_{AW}$ value, such as in the case of the calculated value in Table 24 below, results in lower CTD and TE values. This is because then the K_{OA} , which is $K_{OA} = K_{OW}/K_{AW}$, has a value at which an appreciable fraction of the chemical is present in the gas phase and is degraded in the gas phase in competition to long-range transport.

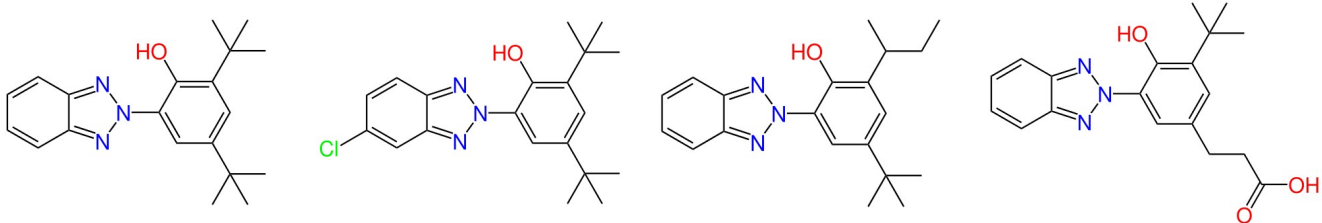
Table 24. Impact of using different $\log K_{AW}$ values as input (other input data unchanged).

Input vales for $\log K_{AW}$		OECD Tool generated values		
Method	$\log K_{AW}$	Pov (days)	CTD (km)	TE (%)
EPI Suite	-10.6	196	2.8×10^3	12.4
OPERA (Henry's law constant)	-5.6	196	2.5×10^3	9.6
Calculated from exp. vapour pressure and water solubility	-4.5	196	1.2×10^3	2.1

However, the K_{AW} does not influence the CTD in the way shown in Table 24 if one considers that the half-life in air estimated by AopWin is likely too short. AopWin is known to overestimate the reactivity with OH radicals of large molecules. This has been shown, for example for DDT. AopWin v1.92 gives for DDT a 2nd-order rate constant of $3.435 \times 10^{-12} \text{ cm}^3/(\text{molecule} \cdot \text{s})$. In contrast, Liu, Krüger and Zetsch (2005)¹⁶² found a measured value of $5 \times 10^{-13} \text{ cm}^3/(\text{molecule} \cdot \text{s})$ for DDT, which is by a factor of 7 lower than the value of AopWin. If one assumes a 7 times higher half-life in air also for UV-328, this gives a CTD and a TE for UV-328 of $2.5 \times 10^3 \text{ km}$ and 9.2%, respectively, even at a high $\log K_{AW}$ ($\log K_{AW} = -4.5$).

6.5 Analogues

Table 25. Physico-chemical properties of UV-328 analogues. Values from EPI Suite™ v.4.10: ^a WSKOW v1.42 (from logK_{ow}), ^b MPBPVP v1.43 (Modified Grain method), ^c KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), and ^d KOCWIN v2.00 (MCI method)²².

	UV-320	UV-327	UV-350	M1 ^{**}
CAS RN	3846-71-7	3864-99-1	36437-37-3	84268-36-0
Molecular weight (g/mol)	323.4	357.9	323.4	339.4
^a Water solubility (mg/L)	0.2	0.03	0.1	102.4
^b Vapour pressure (mmHg, 25 °C)	1.1×10^{-9}	2.7×10^{-10}	7.8×10^{-10}	5.2×10^{-12}
^c logK _{ow}	6.3	6.9	6.3	3.3
^d logK _{oc}	5.1	5.3	5.2	3.8
				

^{**} The estimated properties provided are for the neutral form of M1, based on the SMILES code CC(C)(C)C1=C(C(=CC(=C1)CCC(=O)O)N2N=C3C=CC(=N2)O. However, M1 will mostly be in its anionic form in the environment, considering its pK_a of 4.7±0.4 estimated by ACD/Labs and available in the Danish (Q)SAR database¹¹³.

6.6. Monitoring Data Studies

6.6.1 Asia

Table 26. UV-328 monitoring data studies summary in Asia.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
China	33 cities (mostly in economically developed provinces) ¹⁶³	WWTP sludge (ng/g dw)	20.6 median, 2.5×10^3 maximum, $n = 60$, 97% DF, 18% of total BZTs	57.3	213	3.5 ^{††} , not detected (ND)
	Anning Sewage Plant, Lanzhou, Gansu Province ¹⁶⁴	WW (μg/L)	$n = 1$			ND
		PCPs (μg/L)	$n = 5$, 80% DF		771	226 ^{††} , ND
	Beijing ¹⁸	WWTP biosolids (ng/g)		108		< limit of detection (LOD)
	Beijing ¹⁵⁶	food packaging (μg/g)	$n = 27$, 4% DF		6.0	
	Beijing ¹⁵⁷	beverage packaging (μg/g)	$n = 17$, 12% DF		13.9	2.0, < limit of quantification (LOQ), ND
	Bohai and Yellow Seas, Shandong Peninsula ¹⁶⁵	surface sediment (ng/g dw)	$n = 74$	0.05	0.4	< method detection limit (MDL)
	Jinan, Shandong Province (two million local inhabitants) ¹⁶⁶	WWTP effluent (ng/L)	57% DF		2.7	
		WWTP sludge (ng/g dw)	15% DF		508	286
		WWTP influent (ng/L)	12% DF		9.9	
	Kunming, Yunnan Province ¹⁵⁵	milk packing (μg/g)	$n = 1$		24.8	
		snack packing (μg/g)	$n = 1$		30.5	
	Pearl River Estuary ¹⁴¹	marine wildlife muscles (ng/g lw): pelagic-neritic, bentho-pelagic and demersal fish, pelagic and demersal cephalopoda, and demersal crustaceans	$n = 24$, 75% DF		259	0.8 ^{††} , ND
	Pearl River Estuary ¹³²	bed sediment (ng/g dw)	$n = 27$, 93% DF		17.9	0.4 ^{††} , < LOQ
	Pearl River Estuary ¹⁴²	farmed red snapper carcasses (ng/g dw)	$n = 2$, 50% DF		0.8	< LOQ
wild fishes species carcasses (ng/g dw)		$n = 11$			ND	

^{††} Lowest detected value.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Shandong Province ¹⁶⁷	WWTP influent (ng/L)	$n = 4$, 50% DF		2.9	2.6 ^{††} , ND
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 4$, 50% DF		0.6	ND
		river (ng/L)	$n = 4$			ND
	Songhua River, Northeast (mainly residential) ¹⁶⁸	WWTP influent (ng/L)	$n = 81$, 94% DF	9.6	29	0.3
		WWTP A/O sludge (ng/g dw)	$n = 6$, 100% DF	115	163	93.3
		WWTP dewatered sludge (ng/g dw)	$n = 5$, 100% DF	89.3	121	39.6
	Songhua River, Northeast ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	$n = 6$, 100% DF	3.8	7.1	2.1
		WWTP sludge (ng/g dw)	$n = 5$, 100% DF	1.3×10^3	5.92×10^3	40.6
India	Rivers Kaveri, Vellar, Thamiraparani of Tamil Nadu ¹⁷⁰	water, river (ng/L)	$n = 59$, 30–38% DF		5.2	ND
		sediment, river (ng/g)	$n = 58$, 80–88% DF		4.3	ND
		fish muscle, river (ng/g)	$n = 14$, 50–92% DF		6.1	ND
Japan	Five WWTPs, located in an unnamed town (population 680,000) ¹²⁰	WWTP influent (ng/L)		34	52	18
		WWTP effluent (ng/L)		2.6	2.9	2.1
		WWTP sludge (ng/g dw)		510	570	430
	Ariake Sea ²⁷	tidal flat and shallow water organisms (ng/g ww)	$n = 28$, 89% DF		55	0.2 ^{††} , < 0.15
		sediments (ng/g dw)	$n = 16$, 100% DF		320	2.6
	Ariake Sea ³⁰	blubber of finless porpoises (ng/g ww)	$n = 5$, 100% DF	29	64	11
	Saitama Prefecture ¹⁷¹	water from streams (ng/L)	$n = 2$, 50% DF	70		
		WWTP effluents (ng/L)	$n = 4$, 75% DF	62	88	47
		water from heavily polluted rivers (ng/L)	$n = 6$, 67% DF	701	4.8×10^3	149
		water from moderately polluted rivers (ng/L)	$n = 12$, 67% DF	152	583	30
		water from background sites (ng/L)	$n = 5$			ND
		sediment from streams (µg/kg)	$n = 2$, 100% DF	102	1.2×10^3	10
		sediment from WWTP effluents (µg/kg)	$n = 4$, 75% DF	13	85	10
		sediment from heavily polluted rivers (µg/kg)	$n = 6$, 100% DF	117	1.7×10^3	21
		sediment from moderately polluted rivers (µg/kg)	$n = 12$, 75% DF	59	213	10

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		sediment from background sites (µg/kg)	<i>n</i> = 5, 60% DF	58	89	29
	Not described ¹²⁷	road dust (ng/g dw)	<i>n</i> = 9, 100% DF		40	2.0
		marine mammal blubber (ng/g ww)	<i>n</i> = 29, 66% DF		70	
		sediment cores (ng/g dw)	<i>n</i> = 2, 100% DF		10	4.0
	Okinawa Island: seawater of beaches and coral reefs ⁴⁷	seawater at beach sites (ng/L)	<i>n</i> = 23, 61% DF		287	2.8 ^{††} , ND
		seawater at river and coral reef sites (ng/L)	<i>n</i> = 15, 60% DF		263	5.7 ^{††} , ND
	Mukojima Island ⁹⁹	black-footed albatross (µg/g-plastic, PP fragment)	<i>n</i> = 194 (plastic fragments), 1% DF		1.4	
	Awashima Island ^{100,124}	streaked shearwater chicks from semi-field conditions (µg/g-lipid)	<i>n</i> = 21, liver, adipose tissue, preen gland oil		ca. 5	ca. 0.4
Philippines	Malate (residential), Payatas (close to a municipal dumping site) ¹²²	residential, house dust (ng/g)	27.0 median, <i>n</i> = 17, 82% DF	50	304	ND
		municipal dump, house dust (ng/g)	<i>n</i> = 20, 85% DF	18	48	ND
	Malate (residential), Payatas (close to a municipal dumping site) ¹⁵⁴	house dust (ng/g)	same values as ¹²²			
	Manila Bay ²⁶	marine fish muscle (ng/g lw): demersal and pelagic fish	<i>n</i> = 22, 88% DF	34.2	563	1.5 ^{††} , ND
	Manila Bay ¹⁵⁰	fish muscle (ng/g lw)	<i>n</i> = 5, 100% DF		179	18.4
Republic of Korea	Geoje Island ⁸⁶	new plastic (ng/g)	<i>n</i> = 27, 100% DF		770	2.7
		marine plastic debris (ng/g)	<i>n</i> = 29, 97% DF		1.6 × 10 ³	1.5 ^{††} , ND
	Geoje Island ¹⁵⁸	marine plastic debris	qualitative analysis, <i>n</i> = 19, 16% DF			
		new plastic	qualitative analysis, <i>n</i> = 25, 31% DF			
	Residential (Seoul, Pyeongchon), industrial (Ansan), rural (Jeju) ¹³⁹	human breast milk (ng/g lw)	39.7 median, <i>n</i> = 208, 98% DF		334	< LOQ
Several countries	Cambodia, China, Hong Kong, India, Indonesia, Japan, Republic of Korea, Malaysia, Philippines, USA, Vietnam ²⁸	mussels (ng/g lw)	<i>n</i> = 68, 65% DF		830	31.0 ^{††} , ND
	Cambodia, China, Hong Kong, India, Indonesia, Japan, Republic of Korea, Malaysia, Philippines, Vietnam ¹⁴⁴	tidal flat and shallow water organisms (ng/g lw): whole body, liver	<i>n</i> = 45 (1998–2005), <i>n</i> = 51 (2001–2005)		460	1.0
	Japan, Republic of Korea, China, India, Spain, Poland, USA ²⁹	adipose tissue (ng/g lw)	<i>n</i> = 93, 45% DF		35 (Japan), 20 (Republic of)	2.0 (USA) ^{††} , ND (Poland)

Location	Matrix	Others	Average	Max	Min
				Korea), 6.0 (Spain)	
	foodstuff (ng/g ww): seafood, meat, vegetables, cereals, dairy products	<i>n</i> = 30, 47% DF		1.7 (seafood), 1.0 (meat), 0.5 (fruit)	0.2 (vegetables), ND (dairy)
	Japan, Philippines, Vietnam ¹⁴⁰	human breast milk (ng/g lw)	<i>n</i> = 87, 16% DF	1.2	42
					< MDL

6.6.2 Europe

Table 27. UV-328 monitoring data studies summary in Europe.

Location	Matrix	Others	Average	Max	Min
Germany	River Rhine ¹⁷²	suspended solids (ng/g dw)	<i>n</i> = 4, 25% DF	26	ND
	Rivers Rhine, Saale, Saar, Elbe, and Moselle ¹⁴⁷	river sediments (ng/g)	4.6 median, <i>n</i> = 8, 100% DF	10	2.0 ^{††} , ND
		suspended particulate matter (ng/g)	<i>n</i> = 5, 100% DF	15	5.0 ^{††} , ND
		breem liver (ng/g)	<i>n</i> = 4, 100% DF	40	1.0 ^{††} , ND
Denmark	Faroe Islands ⁹⁹	northern fulmar (µg/g-plastic, PP fragment)	<i>n</i> = 194 (plastic fragments), 1% DF	1.1	
Norway	Arctic (Svalbard, Zeppelin mountain and Kongsfjord area), hot/urban spot (Tromsø area) ⁴⁶	Arctic air (pg/m ³)	<i>n</i> = 5		< 0.5
		common eider eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF	0.3	0.1
		European shag eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF	0.2	< 0.2
		kittiwake eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF	0.3	0.1
		glaucous gull eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF	0.3	< 0.1
		polar bear blood plasma (ng/g ww)	<i>n</i> = 10		< 0.3
		mink liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF	0.4	0.1
		common gull eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF	0.2	< 0.2
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 6, 100% DF	57	7.0
	River Alna ¹⁴⁸	water (ng/L)	<i>n</i> = 2, 100% DF	1.9	1.0
		suspended particulate matter (ng/g dw)	<i>n</i> = 2, 100% DF	53	39
		benthic macroinvertebrate (ng/g ww)	<i>n</i> = 2		< 1.0
		moss and periphyton (ng/g ww)	<i>n</i> = 3, 100% DF	17.7	7.4
		brown trout whole body (ng/g ww)	<i>n</i> = 2, 100% DF	0.7	
		brown trout muscle/liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 2, 100% DF	0.5	0.4

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Tromsø/Tomasjord, Oslo/Oslofjord, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁵	WWTP effluent (ng/L)				< 5.0
		WWTP sludge (ng/g dw)				< 11
		landfill leachate (ng/L)				< 5.0
		sediment (ng/g dw)	12.5 median		25.1	3.2 ^{††} , < 25
		marine and freshwater biota (ng/g): fish, crustaceans	cod (liver), <i>n</i> = 15, 20% DF; not present in other species		19.5	ND
	Tromsø/Tomasjord, Oslo/Oslofjord, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁶	biota (ng/g ww)	20% DF		19	ND
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 15, 7% DF		81	< 5.0
		WWTP sludge (ng/g dw)	<i>n</i> = 10			< 5.0
		water leachate (ng/L)	<i>n</i> = 6			< 5.0
		particulate leachate (ng/g dw)	<i>n</i> = 6			< 5.0
		lake sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 10, 50% DF		25	3.0 ^{††} , < 25
	Oslo area ¹⁷³	sewage water (ng/L)	<i>n</i> = 7, 100% DF		68	22.0
		surface water (ng/L)	<i>n</i> = 9, 100% DF		17	0.8
		sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 5, 60% DF		21	1.7 ^{††} , < 2.5
		common mussel (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 20% DF		0.7	< 0.6
		gull egg (ng/g ww)	<i>n</i> = 10, 100% DF		60	0.4
		settled floor dust (ng/g)	<i>n</i> = 26, 100% DF		1.8 × 10 ³	0.9
		indoor air (ng/m ³)	<i>n</i> = 24, 100% DF		5.3	0.1
Spain	Gran Canary Island ¹⁷⁴	WWTP water (ng/L)			6.0 × 10 ⁴	1.7 × 10 ⁴
	Gran Canary Island ¹⁷⁵	beach seawater (ng/L)	<i>n</i> = 12			< LOD
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 17, 71% DF		13	6.2 ^{††} , < LOD
	Five WWTPs in the Gran Canary Island ¹³⁴	WWTP influent (ng/L)			238	22.6
		WWTP effluent (ng/L)			28.4	
		marine sediments (ng/kg dw)			1.8 × 10 ³	347
	Gran Canary Island ¹³⁵	seawater from touristic beaches	present, but no values			
	Gran Canary Island ¹⁷⁶	marine outfall (ng/g)	<i>n</i> = 4, 75% DF		24	20.7 ^{††} , < LOQ
		WWTP sludge (ng/g)	<i>n</i> = 3, 67% DF		12.2	0.9 ^{††} , < LOD
		beach seawater (ng/L)	<i>n</i> = 3			< LOD
	Northwest ¹⁷⁷	WWTP sludge (ng/g)	<i>n</i> = 8, 88% DF		152	20 ^{††} , ND

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		sediment (ng/g)	$n = 1$, 100% DF		20	
	Not described ¹⁵³	indoor dust (ng/g)	$n = 10$, 100% DF	91.0	149	46
	Not described ¹⁷⁸	river and marine sediment (ng/g)	$n = 6$, 100% DF		56	7.9
	Not described ¹⁷⁹	WWTP influent (ng/L)	$n = 5$, 80% DF		19	1.0 ^{††} , ND
	Tarragona, industrial parks ¹⁸⁰	Constanti: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 70% DF	20	43	ND
		Tarragona harbour: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 100% DF	14	21	6.5
Sweden	Background (Gårdsjön and Sandsjön) and urban sites (Stockholm and Borås) ⁴³	storm water (ng/L)	$n = 6$, 75% DF		1.3	0.2 ^{††} , < 0.1
		surface water (ng/L)	$n = 6$, 100% DF		4.1	1.7
		air (ng/m ³)	$n = 8$			< 0.02
		air deposition (ng/m ² day)	$n = 4$			< 70
		sediment (µg/kg dw)	$n = 6$, 67% DF		1.3	< 0.7
		fish whole body (µg/kg dw)	$n = 4$			< 0.3
		landfill effluent particles (µg/kg dw)	$n = 1$, 100% DF		3.1	
		landfill effluent (ng/L)	$n = 3$, 100% DF		91	7.0
		WWTP effluent particles (µg/kg dw)	$n = 1$			< 110
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 5$, 100% DF		15	6.8
		WWTP sludge (µg/kg dw)	$n = 8$, 50% DF		37	2.4 ^{††} , ND
		soil (µg/kg dw)	$n = 4$, 25% DF		0.74	2.4 ^{††} , < 0.4
	Retailers with garments made worldwide ¹⁵¹	clothing textile samples (ng/g)	$n = 27$, 15% DF		85.3	47.8 ^{††} , ND
	Stockholm, retailers available in up to 88 countries worldwide ¹⁵²	garments (ng/g)	$n = 26$, 8% DF		106	8.0 ^{††} , ND
Several countries	Germany, Norway, Sweden, Netherlands, Poland: North (Skagerrak and Kattegat regions), Baltic (German Bight and German Baltic Sea) Seas, Rhine-Meuse-Delta and the Oder Lagoon ¹⁸¹	sea surface sediments (ng/g dw)	$n = 48$, 31–50% DF	0.1	0.9	< MDL
		coastline sediments (ng/g dw)	$n = 8$		0.15	< MDL
	Portugal (Lisbon), Spain (Northwest) ¹³⁶	WWTP influent (ng/L)	$n = 3$, 100% DF		76	53
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 3$, 33% DF		21	ND

6.6.3 North America

Table 28. UV-328 monitoring data studies summary in North America.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
Canada	Arctic ⁴⁵	black-legged kittiwakes (pg/g ww): Prince Leopold Island (eggs, liver)	$n = 6$ (eggs), $n = 5$ (liver)			< 450 (eggs), < 990 (liver)
		northern fulmars (pg/g ww): Prince Leopold Island (eggs, liver), Labrador Sea (liver)	$n = 5$ (eggs), $n = 19$ (liver), 11% DF		3.8×10^3 (liver)	< 450 (egg), < 990 (liver)
		seal (liver, pg/g ww): Resolute Bay, Sachs Harbour, Arviat, Lake Melville	$n = 14$			< 900
	Not described ¹³³	WWTP influent (ng/L)	45.1 median, $n = 34$, 97% DF	34.4	126	< LOQ
		WWTP effluent (ng/L)	3.6 median, $n = 34$, 79% DF	2.6	63.1	< LOQ
		WWTP biosolids (ng/g dw)	239 median, $n = 39$, 92% DF	140	824	< LOQ
	Not described ¹³⁷	WWTP influent (ng/L)	$n = 9$, 100% DF		107	8.3
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 9$, 100% DF		4.0	0.5
		WWTP biosolids (ng/g dw)	$n = 12$, 100% DF		278	39
		surface water (ng/L)	$n = 32$, 37.5% DF		1.5	0.05
		sediment (ng/g dw)	$n = 19$, 100% DF		16	0.3
		sediment core, 1975 to 2013 (ng/g dw)	$n = 16$, 100% DF		77	36
	Southern Ontario, urban creek ¹²⁵	water (ng/L)	$n = 12$			< 0.65
		sediment (ng/g dw)	0.4 median, $n = 12$, 100% DF	0.4	3.0	0.3
		biota whole body (ng/g lw): crayfish, chub, shiner	$n = 55$, 33 – 57% DF		1.3×10^3	< 0.4
	Southern Ontario, urban creek ¹⁴³	fish plasma (ng/g ww)	$n = 14$			ND
		fish liver (ng/g ww)	$n = 17$, 100% DF		20.7	0.6
		fish bile (ng/g ww)	$n = 17$, 0–25% DF		10.2	ND
		fish carcass (ng/g ww)	$n = 18$, 33–75% DF		3.9	ND
	Toronto, watershed ¹²⁶	suspended sediment solids (ng/g)	$n = 168$, 68% DF	240 (urban), 22.0 (rural)	1.2×10^3	0.8 ^{††} , ND
	St. Lawrence River ³⁶	surface water (ng/L)	$n = 8$, 100% DF		3.0	1.2
		Northern pike liver (ng/g lw)	$n = 40$, 40% DF		40.2	< 3.2
USA	Narragansett Bay, Rhode Island ¹¹	WWTP effluent (ppb)	$n = 1$, 100% DF		3.0×10^3	

Location	Matrix	Others	Average	Max	Min
	river water (ppb)	$n = 25, > 32\%$ DF		40	0.5
	river sediment (ppm)	$n = 25, 100\%$ DF		300	0.6
	Narragansett Bay, Rhode Island ²⁰	Narragansett Bay sediment (ng/g)	approximation	7.0×10^4	2.0×10^4
		Salem Sound sediment (ng/g)	approximation	3.5×10^4	1.0×10^3
	Narragansett Bay, Rhode Island ²¹	sediment cores (ng/g dw)	$n = 3, 100\%$ DF	1.2×10^3	20
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²⁸	clams, industrial pollution background (ng/g ww)	$n = 13, 46\%$ DF	65	7.0
		clams, unpolluted background (ng/g ww)	$n = 1, 100\%$ DF	11	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁰	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)		7.5	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²³	WWTP effluent (ppm)		4.7	0.6
		river water (ppm)	$n = 16$	0.01	0.1
		sediment (ppm)	$n = 19$	100	1.0
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁸	WWTP sludge ($\mu\text{g/g dw}$)		180	
		WWTP influent (mg/tank/99days)		276	34.4
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³¹	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)	$n = 2, 100\%$ DF	25	
	Saginaw and Detroit Rivers ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	$n = 6, 83\%$ DF	116.0	0.7
	San Francisco Bay ¹⁸²	water (ng/L)		17	< 1.0
		sediment (ng/g dw)		9.0	< 1.0
Several countries	Tern Island, Hawaii ^{100,124}	black-footed albatross (ng/g lw)	$n = 18$	4.8	2.8
	Kauai Island, Hawaii ⁸⁷	large plastic fragments (1.5–8 cm) ($\mu\text{g/g-plastic}$)	$n = 23, 0.04\%$ DF	0.2	< LOQ
	USA, Canada: Great Lakes (Lake Superior, Lake Huron, Lake Erie, Niagara River, Lake Ontario) ⁴⁴	Granite Island (pg/g ww): herring gull	590 median, $n = 10, 100\%$ DF	9.4×10^3	130
		Agawa Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	583 median, $n = 10, 100\%$ DF	3.0×10^3	190
		Chantry Island (pg/g ww): herring gull eggs	307 median, $n = 10, 90\%$ DF	1.1×10^3	< 70
		Middle Island (pg/g ww): herring gull eggs	497 median, $n = 10, 100\%$ DF	1.3×10^4	94
		Port Colborne (pg/g ww): herring gull eggs	226 median, $n = 10, 100\%$ DF	1.7×10^3	73

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		Weseloh Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	233 median, $n = 6$, 83% DF		310	< 70
		Hamilton Harbour (pg/g ww): herring gull eggs	693 median, $n = 10$, 100% DF		2.6×10^3	310
		Thunder Bay-Pie Island (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 20% DF		570	< 80
		Marathon (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$			< 80
		Whitefish Bay (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 10$, 40% DF		6.7×10^3	< 80
		Whitefish Bay (pg/g ww): whole body	pooled samples: deep water sculpin ($n = 35-60$), slimy sculpin ($n = 20$), smelt ($n = 12$), plankton ($n = ?$), mysis ($n = ?$)			< 80
		Goderich (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 20% DF		4.3×10^3	< 80
		Dunkirk (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 40% DF		1.4×10^3	< 80
		Niagara-on-the-Lake (pg/g ww): lake trout whole body	2.2×10^3 median, $n = 5$, 100% DF		6.4×10^3	1.0×10^3
		Lake Erie western basin (pg/g ww): walleye whole body	$n = 5$			< 80
	USA (Charleston Harbour, South Carolina), Canada (Hamilton Harbour and Lake Joseph, Ontario), Great Lakes ⁴⁸	blood plasma of lake trout (pg/g ww)	465 median, $n = 4$, 50% DF		816	< 540
		blood plasma of smallmouth bass (pg/g ww)	$n = 3$			< 540
		blood plasma of snapping turtle (pg/g ww)	$n = 10$			< 540
		blood plasma of double-crested cormorants (pg/g ww)	240 median, $n = 20$, 30–60% DF		2.1×10^3	< 540
		blood plasma of gizzard shad (pg/g ww)	762 median, $n = 4$, 50% DF		3.1×10^3	< 540
		blood plasma of brown bullhead (pg/g ww)	411 median, $n = 4$, 50% DF		667	< 540
		blood plasma of largemouth bass (pg/g ww)	$n = 4$, 25% DF		1.4×10^3	< 540

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		blood plasma of rock bass (pg/g ww)	$n = 4$			< 540
		blood plasma of common carp (pg/g ww)	776 median, $n = 3$, 67% DF		3.8×10^3	< 540
	USA (Sarasota Bay, Florida), Canada (St. Lawrence River, Ontario) ⁴⁹	dolphin plasma (pg/g ww)	$n = 4$, 50% DF		934	472 ^{††} , < LOQ
		Northern pike plasma (pg/g ww)	$n = 10$			< LOQ
		white sucker whole body (pg/g ww)	$n = 3$, 67% DF		3.9×10^3	242 ^{††} , < LOQ

6.6.4 Oceania

Table 29. UV-328 monitoring data studies summary in Oceania.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
Australia	Port Philip Bay, Victorian estuaries ¹⁸³	water (ng/L)	$n = 4$, 100% DF		216	48.4
		sediment ($\mu\text{g/kg dw}$)	$n = 4$, 75% DF		18.1	15.5