



UNEP/POPS/POPRC.16/4*

Distr. general 6 de mayo de 2020

Español Original: inglés



Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes

Comité de Examen de los Contaminantes Orgánicos Persistentes 16ª reunión Ginebra (en línea), 11 a 16 de enero de 2021 Tema 4 b) del programa provisional**

Labor técnica: examen de una propuesta de inclusión del UV-328 en los anexos A, B o C del Convenio

Propuesta de inclusión del UV-328 en el anexo A del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes

Nota de la Secretaría

I. Introducción

1. Suiza ha presentado una propuesta para incluir el UV-328 en el anexo A del Convenio, de conformidad con el párrafo 1 del artículo 8 del Convenio (véase el anexo de la presente nota). La propuesta se distribuye tal como fue presentada y no ha sido objeto de revisión editorial oficial en inglés. En el documento UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1 se establece que la Secretaría ha verificado que la propuesta contiene la información especificada en el anexo D.

II. Medida que se propone

2. El Comité tal vez deseará:

a) examinar la información que figura en la presente nota;

b) decidir si considera que la propuesta reúne los requisitos establecidos en el artículo 8 y en el anexo D del Convenio;

c) en caso de decidir que la propuesta reúne los requisitos a que se hace referencia en el apartado 2 b), elaborar y aprobar un plan de trabajo para la preparación de un proyecto de perfil de riesgo, de conformidad con lo dispuesto en el párrafo 6 del artículo 8.

^{*} Publicado nuevamente por razones técnicas el 21 de octubre de 2020.

^{**} UNEP/POPS/POPRC.16/1.

Anexo

Propuesta de inclusión del UV-328 en el anexo A del Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes

1. Introducción

1. El UV-328 es un benzotriazol fenólico sustituido (BZT) que se utiliza como absorbente de UV en muchos productos. Los BZT absorben todo el espectro de la luz UV y se utilizan principalmente en plásticos transparentes, revestimientos y productos de cuidado personal (PCP). Debido a su mecanismo de acción, su captación de energía de la luz UV es reversible y no destructiva¹. Los BZT se prefieren para los plásticos termofraguables, los sustratos orgánicos y los revestimientos que protegen de los efectos de la intemperie². El UV-328 en particular puede utilizarse en muchos tipos de matrices de polímeros plásticos, por lo general en concentraciones entre el 0,1 % y el 0,5 % de masa. Sin embargo, la cantidad final puede alcanzar el 1 % de masa en algunas matrices de plásticos y el 3 % de masa en recubrimientos³. El UV-328 se utiliza también como aditivo de tintas de impresión en materiales de contacto con alimentos⁴. Debido a que no está unido al polímero, el UV-328 puede migrar desde el interior de la matriz del polímero y a la larga difundirse fuera de la matriz y entrar en el medio ambiente.

2. En el caso del UV-328, actualmente hay nueve registradores/proveedores activos en la Unión Europea (UE) que operan en virtud del reglamento REACH (registro, evaluación, autorización y restricción de las sustancias y preparados químicos)⁵, y cinco en los Estados Unidos de América (EE. UU.), que operan en virtud de la Ley de Control de Sustancias Tóxicas (TSCA)⁶. El UV-328 se utiliza en todo el mundo en grandes volúmenes (decenas de miles de toneladas). Un importante fabricante mundial estima que alrededor del 50 % de los UV-328 producidos se utilizan en revestimientos, alrededor del 40 % se emplea en plásticos, caucho y poliuretanos (PU) y el 10 % restante en cosméticos7. En el Canadá, en 1986, el UV-328 se utilizó únicamente con fines industriales (63 % en el sector de los plásticos, 37 % en pinturas y revestimientos). En el año 2000, el uso principal fue en la industria automotriz y de plásticos8. Sobre la base de la información proporcionada recientemente a la Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas (ECHA), el UV-328 se utiliza en diversas aplicaciones, entre otras como estabilizador de UV en películas retráctiles de poliolefina y plástico, mobiliario de exteriores y revestimientos de acabado transparentes en automóviles, así como para la estabilización de la luz en revestimientos, resina ABS, resina epoxídica, resina de fibra, PVC, poliésteres insaturados, poliacrilatos y policarbonatos. Se recomienda especialmente como absorbente de UV para poliolefinas, poliuretanos, PVC, poliacrilato, recubrimiento epóxico y elastómeros. Entre otros usos cabe mencionar su uso en materiales de construcción, rellenos, tratamiento de superficies, adhesivos, pintura/lacas/barnices, tintas de impresión, fragancias de consumo, tejidos/productos textiles y de cuero y pesticidas inertes⁹.

3. En el marco del reglamento europeo REACH, el UV-328 ha sido identificado como una sustancia extremadamente preocupante (SEP) debido a sus propiedades PBT/MPMB (persistentes, bioacumulativas, tóxicas/muy persistentes y muy bioacumulativas). Por esas razones, en febrero de 2020, se incluyó el UV-328 al Anexo XIV (Lista de Autorización) del reglamento REACH⁵.

2. Identidad química

2.1 Nombres y números de registro

Cuadro 1. Nombres y números de registro del UV-328.

Común	UV-328	
IUPAC	2-[3,5-bis(2-metilbutan-2-il)-2-hidroxifenil]-benzotriazol	
CAS	2-[3,5-bis (1,1-dimetilpropil)-2-hidroxifenil] benzotriazol.	
Sinónimos	2-(2H-Benzotriazol-2-il)-4,6-ditertpentilfenol	
Nombres comerciales	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.	
Núm. de CAS	25973-55-1	
Número CE	247-384-8	

2.2 Estructura



Figura 1. Estructura química del UV-328.

Cuadro 2. Características moleculares del UV-328.

Fórmula molecular	C22H29N3O
Peso molecular	351,5 g/mol
Código del Sistema Simplificado de Registro de Líneas Moleculares (SMILES) (canónico)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
Grupo del producto químico	Orgánico
Subgrupo del producto químico	Benzotriazol (BZT), fenol
Tipo de sustancia	Monoconstituyente
Grado de pureza	≥ 80 % a 100 % (peso húmedo)

2.3 Propiedades físico-químicas

Cuadro 3. Propiedades físico-químicas del UV-328.

	Valor	Fuente
Estado físico	Polvo amarillo (20 °C, 101 kPa)	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (2009), expediente de inscripción de REACH ¹⁰
Punto de fusión	80 °C a 83 °C	Experimental, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (2001)
	137 °C	Estimado (104 °C a 202 °C), Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
	202 °C	EPI Suite [†] (MPBPVP v1,43, punto de fusión medio o ponderado)
Punto de ebullición	Descomposición > 180 °C, antes de la ebullición	Experimental, Calorimetría diferencial de barrido (DSC, 2013), expediente de inscripción REACH ¹⁰
	> 230 °C	Estimado, Análisis termogravimétrico (2012), expediente de inscripción REACH ¹⁰
	478 °C	EPI Suite (MPBPVP v1,43, método adaptado de Stein y Brown)
Presión de vapor	2,6 × 10 ^{−8} Pa (25 °C)	EPI Suite (MPBPVP v1,43, método modificado de Grain)
	5,0 × 10 ⁻⁶ Pa (20 °C), 0,1 Pa (100 °C)	Experimental, DSC (1976), expediente de inscripción REACH ¹⁰
Constante de la ley de Henry	$6,5 \times 10^{-13}$ atm-m ³ /mol	EPI Suite (HENRYWIN v3,20, Método Bond)
	$6,2 \times 10^{-8}$ atm-m ³ /mol	OPERA [‡]
pK _a	8,9 ± 0,5 (ácido), 0,7 ± 0,3 (base)	ACD/Laboratorios, Informe de módulo clásico
	$10,3 \pm 0,8$ (ácido), $-1,0 \pm 1,5$ (base)	ACD/Laboratorios, Informe de módulo GALAS
Solubilidad en el agua	< 1 µg/l (20 °C, pH 6,3 a 6,4)	Experimental, Método A.6 de la UE, Método de elución en columnas (2001), expediente de inscripción REACH ¹⁰
	1.3×10^{-5} mg/l	Estimado ($4,2 \times 10^{-8}$ - $3,1 \times 10^{-5}$ mg/l), Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
	0,015 mg/l	EPI Suite (WSKOW v1,42, de log <i>K</i> _{OW})
	0,42 mg/l	EPI Suite (WATERNT v1,01, de fragmentos)
	0,02 mg/l	Experimental, Columna dinámica acoplada ¹¹
Densidad	1,1 g/cm ³	Estimado (1,1 a 1,2 g/cm ³), Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
	1,2 g/cm ³ (20 °C)	Experimental, IA 79/1 (Picnómetro de comparación del aire, 1976), expediente de inscripción REACH ¹⁰
Coeficiente de partición aire-agua, logarítmico ((logK _{AW})	-10,6	EPI Suite (KOAWIN v1,10, HenryWin est.)

[†] Resultados modelados con EPI SuiteTM v.4,10²².

[‡] Resultados modelados con OPERA¹⁸⁴.

	Valor	Fuente
Coeficiente de partición octanol-	> 6,5 (23 °C, pH 6,4)	Experimental, OCDE DT 117 [§] (2012), expediente de inscripción REACH ¹⁰
agua, logarítmico (log <i>K</i> _{OW})	7,3 (25 °C)	EPI Suite (KOAWIN v1,10, KowWin v1.68)
Coeficiente de partición de la	3,6	Estimado, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos
adsorción al suelo, logarítmico (logKoc)	5,2	EPI Suite (KOCWIN v2,00, método Kow), 2011
	5,6 (20 °C)	EPI Suite (KOCWIN v2,00, método MCI), 2011
Coeficiente de	10,5	OPERA
partición octanol-aire, logarítmico (log <i>K</i> OA)	17,8	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KOAWIN v1,10 estimado)

2.4 Tonelaje

4. La OCDE designó al UV-328 como un producto químico de gran volumen de producción. En Europa, el UV-328 está registrado plenamente en el REACH en el intervalo de tonelaje de 100 a 1.000 t/a¹⁰. Recientemente, la ECHA incluyó al UV-328 como un aditivo plástico de gran volumen utilizado en la UE¹². Según la base de datos de Sustancias en Productos en los Países Nórdicos (SPIN), el uso total de UV-328 ha sido de < 10 t/a en los países nórdicos (Dinamarca, Finlandia, Noruega y Suecia) desde 2006. En Suecia, en 2015, se produjo un importante aumento hasta 244 t, pero esa cantidad se redujo a 1 t en 2016¹³. En el Reino Unido, el UV-328 formaba parte de una lista de alta prioridad para una mayor investigación debido a su potencial de PBT y por estar en el mercado europeo en el intervalo de 10 a 1.000 t/a¹⁴.

5. En los Estados Unidos de América, en 2011, el volumen de producción nacional total notificado fue de alrededor de 1.000 t; de 2012 a 2016, fue de alrededor de 450 a 4.500 t/a. El UV-328 no se fabrica en el Canadá. No obstante, en 2000 se importaron entre 100 y 1.000 t para ser utilizadas como absorbente de UV en revestimientos, pinturas y plásticos en los sectores automotriz e industrial. Entre 2012 y 2013, el tonelaje fue de 10 a 100 t⁸.

6. En el Japón se fabricó o importó UV-328 en el intervalo de tonelaje de 1 a 1.000 t/a entre 2012 y 2014, de 1.000 a 2.000 t en 2015 y de 1 a 1.000 t en 2016 y 2017^{15} .

3. Información sobre el UV-328 en relación con los criterios de selección de contaminantes orgánicos persistentes (COP)

3.1 Persistencia

7. El UV-328 es una sustancia persistente, ya que los resultados experimentales sugieren un potencial de biodegradación muy bajo^{1,10,15}. La predicción de la Base de Datos de Biocatálisis y Biodegradación de EAWAG (EAWAG-BBD) figura en el apéndice (sección 6.2)¹⁶. Tampoco se espera que la degradación abiótica del UV-328 sea relevante¹. Debido a sus elevados log K_{OW} y log K_{OC} , el UV-328 se adsorbe a (o se absorbe en) la materia orgánica suspendida o en los lodos de aguas residuales, por ejemplo. Ello proporciona cierto nivel de protección contra la degradación. Tampoco se espera que la hidrólisis (ningún elemento estructural hidrolizable, baja solubilidad en agua), la oxidación y la fototransformación (características del absorbente de UV) sean significativas.

8. En un ensayo de biodegradabilidad fácil, después de 28 días, 10 mg/l de UV-328 se degradaron entre un 2 % y un 8 % (no se aplicaron lodos activados, las directrices técnicas 301 B de la OCDE ni buenas prácticas de laboratorio)¹⁷. En un estudio con suelos modificados por lodo supervisado durante un año, el UV-328 tuvo un período de desaparición media de (DT₅₀) de 179 a 218 días. El estudio tiene limitaciones, tales como la falta de un muestreo homogéneo, el hecho de que solo se vigilara la disipación y la larga duración del período de análisis de más de tres años. Sin embargo, está demostrado que el UV-328 es muy persistente en suelos¹⁸. En otro estudio similar, el UV-328 tuvo un DT₅₀ de 99 a 223 días¹⁹.

[§] Directrices Técnicas de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (DT de la OCDE). En la sección 6.1.2 se indica la leyenda en relación con los nombres de las pruebas.

9. Un extenso conjunto de datos de vigilancia de la bahía de Narragansett en los Estados Unidos de América, indicó de la presencia de UV-327 y UV-328 en los sedimentos decenios después de que se pusiera fin a sus liberaciones al medio ambiente como resultado de procesos de fabricación. Se estudiaron testigos de material sedimentario de terrenos aledaños a la planta de fabricación. Estas muestras de sedimento eran anaeróbicas. La producción de UV-328 tuvo lugar de 1970 a 1985¹¹ y la mayor concentración registrada en testigos de material sedimentario fue de 74 µg/g en 1976²⁰. Las concentraciones cerca de la superficie se mantuvieron entre 3 y 6 µg/g, lo que corresponde a los años más recientes. Hartmann *et al.*, 2005²¹ describieron tendencias históricas de concentración similares (véase la sección 4.2.2).

10. La DT₅₀ estimada por el UV-328 es < 2 días en el agua (eliminación por sedimentación, no por degradación) y > 100 días en sedimento, lo cual está sustentado por las estimaciones de BIOWIN v4,10²². Según AopWin v1,92²², el plazo medio de fotodegradación en la fase gaseosa es de 16,3 h, con una constante de velocidad de reacción general de 15,8 × 10⁻¹² cm³/ (molécula-s). El modelo BIOWIN3 genera una vida media de 74 días en el agua. De este valor se deduce un plazo medio de 136 días en el suelo (1,85 × plazo medio en el agua)^{23,24}.

11. Habida cuenta de que no existen pruebas de simulación para el agua o los sedimentos en las que se utilice UV-328, se realizó una extrapolación para cubrir esta deficiencia de datos. La sustancia M1 (peso molecular 339,4 g/mol, núm. de CAS: 84268-36-0) es estructuralmente muy similar al UV-328 (sustituyentes en el grupo de los fenilos: ácido *n*-propiónico y *tert*-butilo frente a dos grupos *tert*-pentilos) y es un importante producto de degradación del análogo BZT EC 407-000-3¹ (véanse las estructuras análogas en la sección 6.5). M1 se forma en la fase acuosa y es más hidrófilo que el UV-328 (solubilidad en agua 102,4 mg/l, log K_{OW} 3,30²²). M1 se disipa rápidamente, es decir, en pocos días, al sedimento¹. Allí, persiste con un DT₅₀ calculado de hasta 238 y 248 días, en función del tipo de sedimento. La cadena lateral diferente de M1 (un sustituyente del ácido propiónico se encuentra en la posición 4 del anillo fenólico) se degrada más rápido que la del UV-328. Es por ello que, aun en el supuesto (razonable) de que las propiedades del destino de UV-328 y M1 sean similares, cabe esperar que los resultados de M1 sean un mejor caso representativo de la DT₅₀ y la vida media de degradación del UV-328 (DegT₅₀).

Conclusión sobre la persistencia:

12. El UV-328 es una sustancia altamente hidrófoba, que se adsorbe a la materia orgánica, o se absorbe en ella, y tiene una baja tendencia a la volatilización. Al liberarse al agua, probablemente se separará en partículas y materia orgánica, suspendidas o depositadas. Los datos experimentales y estimados indican que el UV-328 no se degrada rápidamente en el agua, el suelo o los sedimentos. En un procedimiento de ponderación de las pruebas para cubrir las deficiencias de datos experimentales²⁵, la extrapolación de su degradación en los sedimentos a partir de un análogo estructural (otra sustancia BZT) sustenta también afirmación de su persistencia. Además, su presencia en el medio ambiente decenios después de que se pusiera fin a sus emisiones, indica una DegT₅₀ > 180 días. Así pues, el UV-328 cumple los criterios de persistencia.

3.2 Bioacumulación

13. Se considera que el UV-328 se bioacumula, porque tiene un $\log K_{\text{OW}} > 5$, factores de bioconcentración (FBC) medidos y factores de bioacumulación modelizados (FBA) superiores al umbral de bioacumulación, y bajas tasas de transformación metabólica. El UV-328 se bioacumula en los organismos principalmente después de su absorción a través de la dieta. Se ha detectado en peces, diversos mamíferos marinos, algas y crustáceos.

14. La bioacumulación en los organismos acuáticos se ensayó en dos estudios diferentes en 2000 y 2007 (en ambos estudios se utilizó la carpa común, *Cyprinus carpio*, como especie de ensayo y se aplicó el protocolo de ensayo OECD DT 305 C)¹⁵. El primer ensayo tuvo una duración de 60 días y no se dio ninguna información sobre el uso de un dispersante. El FBC se normalizó a un 5 % de contenido de lípidos, calculado a partir del contenido medio de lípidos al comienzo y el final del ensayo (cuadros 4 y 5). La semivida de depuración fue de 16 días (a 0,01 µg/l) y 33 días (a 0,10 µg/l). Los datos adicionales muestran mediciones del FBC en piel, cabeza, vísceras y partes comestibles. Los FBC más altos se encontraron en el siguiente orden: vísceras > cabeza > piel > partes comestibles (cuadro 6). Los valores de FBC más bajos se encontraron en las concentraciones más altas, lo que podría estar relacionado con la baja solubilidad en agua del UV-328. El UV-328 es un producto químico altamente hidrófobo (log $K_{OW} > 4,5$) y, si se aplica una vía de exposición no dietética, el UV-328 podría no disolverse completamente en el agua y, por lo tanto, podría estar disponible solo parcialmente para su absorción por el organismo acuático de ensayo. Así pues, la consiguiente

sobreestimación de la concentración del UV-328 en el agua podría haber llevado a subestimar los valores del FBC^{1,15}.

Cuadro 4. Estudio del factor de bioconcentración de sesenta días de duración: Factor de bioconcentración y FBC y Normalizado en función del contenido lipídico (l/kg de peso húmedo (peso húmedo), basado en las concentraciones nominales de la sustancia de prueba en el agua. El contenido medio de lípidos de los peces de prueba fue de 4,19 %^a o 3,26 %^{b 15,1}.

Concentración de la prueba	FBC	FBC normalizado en función	
(µg/l)	100	del contenido lipídico	
0,1	940 ^a	1,1 x 10 ³	
0,01	$620 - 1.8 imes 10^{3 a}$	$740 - 2,2 imes 10^3$	
0,01	$2,4 \times 10^{3 \text{ b}}$	3,7 x 10 ³	

Cuadro 5. Estudio del factor de bioconcentración de sesenta días de duración: evolución temporal del factor de bioconcentración (l/kg de peso húmedo), basado en las concentraciones nominales de la sustancia de prueba en el agua^{15,1}.

Concentración de la prueba	Tiempo de exposición (días)				
(µg/l)	12	26	40	50	60
0,1	870	$1,1 \times 10^{3}$	990	820	$1,0 imes 10^3$
	570	$1,4 imes 10^3$	780	$1,0 imes 10^3$	$1,0 imes 10^3$
0,01	620	890	$1,5 imes 10^3$	$1,3 imes 10^3$	$1,0 imes 10^3$
	650	$1,3 imes 10^3$	$1,8 imes 10^3$	980	$1,7 imes 10^3$

Cuadro 6. Estudio del factor de bioconcentración de sesenta días de duración: factores de bioconcentración en diferentes tipos de tejidos (l/kg de peso húmedo), basado en las concentraciones nominales de la sustancia de prueba en el agua^{15,1}.

Concentración de la prueba (µg/l)	Piel	Cabeza	Tripas	Comestible
0,1	770	$1,4 \times 10^{3}$	$2,3 \times 10^{3}$	600
	940	$1,6 \times 10^{3}$	$3,6 \times 10^{3}$	620
0,01	900	990	$1,5 imes 10^4$	420
	$2,0 imes10^3$	$2,3 \times 10^{3}$	$3,6 imes 10^4$	840
0,01	$2,3 \times 10^{3}$	$3,7 \times 10^{3}$	$1,4 imes 10^4$	$1,6 \times 10^{3}$
	$3,1 \times 10^{3}$	$5,8 imes10^3$	$1,5 imes 10^4$	$1,8 imes 10^3$

15. En el segundo estudio (OECD DT 305 C), los FBC máximos notificados fueron de $5,6 \times 10^3$ (no normalizados) o $6,6 \times 10^3$ l/kg de peso húmedo (normalizado en función del contenido de lípidos) y el FBC medio normalizado en función del contenido de lípidos fue de $5,5 \times 10^3$ l/kg de peso húmedo (cuadro 7). El pez tenía un contenido de lípidos del 4,2 % al principio del ensayo. Aparte de los valores máximos ligeramente más altos, los valores restantes del FBC eran similares entre sí, lo que permitió suponer un estado estable. El FBC medio en la octava semana fue de $4,59 \times 10^3$ l/kg de peso húmedo si el contenido de lípidos del 4,2 % y aproximadamente $5,46 \times 10^3$ l/kg de peso húmedo si el contenido de lípidos se había normalizado al 5 %.

Cuadro 7. Estudio del factor de bioconcentración durante ocho semanas, factores de bioconcentración en l/kg de peso húmedo, basado en las concentraciones nominales de la sustancia de prueba en el agua^{15,1}.

Tiempo de exposición (semanas)		0,8 µg/l		0	,08 µg/l
	No normalizado	$1,3 imes 10^3$	$1,3 imes 10^3$	$2,3 \times 10^3$	$2,3 \times 10^{3}$
2	Normalizado en función del contenido lipídico	$1,5 \times 10^{3}$	$1,6 \times 10^{3}$	$2,7 \times 10^{3}$	$2,7 \times 10^{3}$
	No normalizado	$1,7 imes 10^3$	$1,1 imes 10^3$	$3,7 \times 10^{3}$	3,3 10 ³ .
4	Normalizado en función del contenido lipídico	$2,0 \times 10^{3}$	$1,3 \times 10^{3}$	$4,4 \times 10^{3}$	3,9 × 10 ³
	No normalizado	$1,7 \times 10^3$	$2,8 imes 10^{3}$	$4,4 \times 10^3$	$5,6 \times 10^{3}$
6	Normalizado en función del contenido lipídico	$2,0 \times 10^{3}$	$3,3 \times 10^{3}$	$5,2 \times 10^{3}$	6,6 × 10 ³

Tiempo de exposición (semanas)		0),8 µg/l	0),08 μg/l	
	No normalizado	$2,1 \times 10^{3}$	$2,4 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$4,8 imes 10^3$	
8	Normalización en función de los lípidos	$2,5 \times 10^{3}$	$2,8 \times 10^{3}$	$5,2 \times 10^{3}$	$5,7 \times 10^{3}$	

En los estudios de vigilancia se ha llegado a numerosas conclusiones respecto de la presencia 16. de UV-328 en la biota acuática, en los que se han medido las concentraciones de varios cientos de ng/g de peso en lípidos (pl)^{26 a 28}. Consúltese la sección 4.2.4. El UV-328 también ha sido detectado en alimentos y tejido adiposo humano²⁹. Entre 1998 y 2009 se hizo un seguimiento de la presencia de diversos BZT en la grasa de cinco marsopas sin aletas en el mar de Ariake (Japón). En la grasa de las marsopas sin aletas estudiadas, en promedio, se encontraron 29 ng/g de peso húmedo de UV-328 y 14 ng/g de peso húmedo de UV-327. Esos valores equivalen a 19 ng/g de pl de UV-327 y 38 ng/g de pl de UV-328, ajustados al contenido de lípidos de la grasa de cada espécimen analizado. Al calcular la carga total de los BZT, se consideró que el peso de la grasa representaba el 28,8 % del peso de todo el cuerpo. Ello generó concentraciones en todo el cuerpo de 4,0 ng/g de peso húmedo de UV-327 y 8,4 ng/g de peso húmedo de UV-328. Por ello, se estimó que el FBA** del UV-327 entre el agua y este mamífero marino era de 3.3×10^4 l/kg peso húmedo (4 ng/g de peso húmedo/0,12 ng/l), lo que representa aproximadamente un orden de magnitud superior al que se informó en relación con los peces pequeños $(3,2 \times 10^3 \text{ l/kg} \text{ de peso húmedo} = 0,39 \text{ ng/g} \text{ de peso húmedo/}(0,12 \text{ ng/l})$. Estos FBA respecto del UV-327 se calcularon utilizando 0,12 ng/l como valor de referencia para las concentraciones encontradas en muestras acuáticas ambientales en el Japón. No se ofreció ese valor ambiental de referencia para el UV-328, pero se puede hacer una comparación. En 2001, la producción anual y el tonelaje de importación de UV-327 en el Japón fue de 100 a 1.000 toneladas y de 1.000 a 10.000 toneladas de UV-328. Las emisiones potencialmente más altas de UV-328 pueden ser compensadas en parte por su fracción más baja que permanece en la fase acuática. Habida cuenta de que la concentración media del UV-328 en este estudio (8,4 ng/g de peso húmedo) es dos veces mayor que la del UV-327 (4,0 ng/g de peso húmedo), cabe suponer que el FBA para el UV-328 será similar al de UV-327³⁰. Si se utilizara el valor de referencia ambiental del UV-327 para el UV-328, el FBA estimado para el UV-328 sería de 7.0×10^4 l/kg de peso húmedo (8,4 ng/g de peso húmedo/0,12 ng/l). Estos FBA pueden ser normalizados en función del contenido de lípidos hasta un 5 % del contenido de lípidos. Entonces, el UV-327 y el UV-328 tendrán FBA de 8.0×10^3 l/kg de peso en lípidos y 1.6×10^4 l/kg de peso en lípidos, respectivamente. Los valores detallados se describen en la sección 6.3.1. Si se aplican los mismos términos del estudio de las marsopas sin aletas³⁰ mencionado anteriormente al estudio de Nakata et al., 2009 con peces pequeños, los FBA normalizados en función del contenido de lípidos para el UV-327 y el UV-328 en peces pequeños serían de 6.7×10^3 l/kg y 4.2×10^3 l/kg, respectivamente²⁷. Para más información, véase la sección 6.3.2.

17. Para comprender cómo es probable que los BZT fenólicos entren en la cadena alimentaria, es necesario examinar la posible función de los animales bentónicos, los cuales se alimentarán por filtración de la materia suspendida o ingerirán partículas de sedimento, a las que posiblemente absorberán cantidades muy significativas de BZT. Este escenario se ajusta a los hábitos nutricionales esperados de las marsopas sin aletas, que se alimentan de pequeños peces, camarones y cefalópodos, que a su vez se alimentan de organismos bentónicos. Dada la similitud química de los UV-327 y UV-328 (única diferencia: grupos *tert*-butilo *vs. tert*-pentilo), se puede realizar una extrapolación con certeza¹.

18. Como se ha señalado anteriormente, los diferentes valores de bioacumulación generados por los experimentos de bioconcentración en laboratorio pueden no dar cuenta adecuadamente de la bioacumulación de sustancias a través de la dieta, lo que puede ser un factor decisivo para las sustancias químicas con $\log K_{OW} > 4^{31}$. En el caso de estas sustancias, el FBA es sustancialmente mayor que el FBC³², porque los FBC solo tienen en cuenta la exposición derivada del agua (respiratoria) y no consideran la absorción por alimentos. Así pues, un FBA con corrección del metabolismo es un parámetro más apropiado para caracterizar el potencial de bioacumulación. No se espera que la transformación metabólica en los organismos acuáticos de productos químicos de alto K_{OW} sea significativa. El UV-328 está predominantemente presente en su forma neutra en condiciones ambientales (cuadro 3) y tiene un ritmo metabólico lento. En la evaluación canadiense del UV-328, la constante del ritmo metabólico (k_M) se calculó como 0,01/día en un pez de 184 g. Este k_M se considera bajo en comparación con otros productos químicos orgánicos^{33,34}. Por lo tanto, esta estimación apoya la afirmación probablemente se producirá como consecuencia de un ritmo metabólico lento. Se

^{**} En el texto original se indica el parámetro de bioacumulación estimado como un FBC. Sin embargo, esto se basa en muestras recogidas en el terreno. Así pues, por definición, los valores estimados en este estudio son FBA.

estima que el FBA del UV-328 es de aproximadamente $8,7 \times 10^4$ l/kg de peso en peces de nivel trófico medio, lo que indica un FBA significativo en organismos acuáticos al considerar la ingesta de alimentos, según el modelo AQUAWEB^{8,35}. Un estudio inédito de la red alimentaria de la bahía Hamilton en el Canadá, muestra una posible magnificación trófica del UV-328³⁶. La estimación de EPI Suite (cuadro 8) también predice la bioconcentración y bioacumulación de UV-328 en la red alimentaria marina.

Cuadro 8. Resultados de la estimación de EPI Suite para UV-328 obtenidos con BCFFBA v.3,01²².

Factor de bioconcentración (método basado en la regresión)	6,0 × 10 ³ l/kg de peso húmedo
Período de semieliminación de la biotransformación (Peces)	14,3 días
Método de Arnot-Gobas para medir el FBC (niveles tróficos superiores)	$1,1 imes 10^3 l/kg$
Método de Arnot-Gobas para medir el FBC (niveles tróficos medios)	$1,5 imes 10^3 l/kg$
Método de Arnot-Gobas para medir el FBC (niveles tróficos inferiores)	$1,7 \times 10^3 l/kg$
Método de Arnot-Gobas para medir el FBA (niveles tróficos superiores)	$9,3 imes 10^4$ l/kg
Método de Arnot-Gobas para medir el FBA (niveles tróficos medios)	$1,5 imes 10^5$ l/kg
Método de Arnot-Gobas para medir el BAFC (niveles tróficos inferiores)	$2,0 \times 10^{5} \text{ l/kg}$

Conclusión sobre la bioacumulación:

19. Los valores experimentales y estimados de log K_{OW} identifican al UV-328 como bioacumulativo según el umbral del Convenio de Estocolmo (log $K_{OW} > 5$). También hay diversos valores experimentales en los que el FBC es $> 5 \times 10^3$ l/kg de peso húmedo. Diferentes modelos de estimación sugieren un potencial de bioacumulación, también, con valores de FBC y FBA $> 5 \times 10^3$ l/kg. También se ha detectado UV-328 en la red alimentaria marina y hay pruebas de que se biomagnifica en la cadena trófica. Por lo tanto, el UV-328 cumple los criterios de bioacumulación.

3.3 Potencial de transporte a larga distancia

20. No se espera que el UV-328 sea objeto de transporte a larga distancia en la atmósfera en la fase gaseosa debido a su baja presión de vapor, su baja constante de la ley de Henry y su corta vida media estimada en el aire^{8,22}. Sin embargo, sus altos valores de log K_{OW} y log K_{OC} indican que el UV-328 experimentará una marcada partición en materia orgánica, que incluirá la absorción en partículas de aerosol y la adsorción a estas en el aire, así como a sólidos en suspensión en el agua. El log $K_{OA} > 10$ representa una partición en partículas de aerosol atmosférico que es prácticamente irreversible³⁷, lo que significa que la fracción en la fase gaseosa es sumamente pequeña. Una vez adsorbido a las partículas de aerosol en el aire, el UV-328 viajará con estas partículas, y será objeto de transporte a larga distancia junto con las partículas y posteriormente se depositará en el suelo, la vegetación y el agua. Este transporte atmosférico de partículas de aerosol ha sido ampliamente descrito en la literatura científica, por ejemplo, para partículas de polvo mineral más grandes procedentes del desierto del Sáhara que pasan sobre el Océano Atlántico, a una distancia de hasta $3,5 \times 10^3$ km³⁸.

21. El UV-328 está diseñado para ser fotoestable y, por lo tanto, no se verá afectado principalmente por la fotodegradación o la oxidación. La hidrólisis es también poco probable debido a que la solubilidad en el agua es muy baja (altos $\log K_{OW}$ y $\log K_{OC}$), un fuerte enlace químico entre el grupo BZT y el anillo aromático, y cadenas laterales resistentes¹. En condiciones ambientales específicas, como en el océano, el UV-328 pueden estar parcialmente en forma aniónica o formar un enlace de hidrógeno intramolecular^{39 a 41}. Las moléculas cargadas tienen una menor afinidad para la absorción a la materia en suspensión y, por lo tanto, tienen una menor tasa de sedimentación, lo que aumenta el potencial de transporte a larga distancia.

3.3.1 Herramienta de análisis de la persistencia general en la atmósfera y del potencial de transporte a larga distancia de la OCDE (herramienta de la OCDE)

22. Con la herramienta de la OCDE, una herramienta de apoyo para la adopción de decisiones respecto de la persistencia y el potencial de transporte a larga distancia en la atmósfera (LRTP)⁴², y los datos de entrada presentados en el cuadro 9, la persistencia general (P_{OV}) del UV-328 se fija en 196 días, su distancia de transporte característica (DTC) en $2,8 \times 10^3$ km, y su eficiencia de transferencia (ET) en 12,4 %. El análisis de Monte Carlo y una breve deliberación sobre los valores de entrada de log*K*_{AW} y su impacto que muestra la incertidumbre de estos resultados se presentan en la figura 4 en

la sección 6.4. Estos resultados sitúan al UV-328 en una posición similar a la de las sustancias típicas con características de COP. Véase la figura 2. En comparación con los COP reconocidos, como el hexabromociclododecano (HBCDD) y el α -endosulfán, la P_{OV}, DTC y ET del UV-328 son similares. En lo que respecta a los parámetros de LRTP, DTC y ET, también los resultados de, por ejemplo, el decaBDE y el octaBDE son similares (figura 2 y cuadro 23 de la sección 6.4).

Cuadro 9. Datos de entrada de la herramienta de la OCDE respecto del UV-328. Valores derivados de EPI Suite²²: ^a KOAWIN v1,10 (HenryWin est), ^b KOAWIN v1,10 (KowWin v1.68), ^c AopWin v1,92, ^d BIOWIN3 (BIOWIN v4,10), y ^e calculó _{t1/2} en suelos (1,85 × período de semieliminación en el agua)²³.

Peso molecular (g/mol)	351,5
^a log <i>K</i> _{AW}	-10,6
^b log <i>K</i> ow	7,3
^c t _{1/2} en el aire (h)	16,3
^d t _{1/2} en agua (h)	$1,8 imes 10^3$
^e t _{1/2} en suelos (h)	$3,3 \times 10^{3}$



Figura 2. Gráfico de LRTP-Pov que compara el UV-328 (punto rojo) con COP de referencia (diamantes azules) para determinar la distancia de recorrido crítico (CTD), la eficiencia de la transferencia (TE) y la persistencia general en la atmósfera (Pov) (adaptado de⁴²). La línea negra en negrita muestra el LRTP de las sustancias altamente volátiles. Los datos de entrada (cuadro 22) y los valores generados (cuadro 23) se presentan en la sección 6.4.

LRTP (Distancia típica del desplazamiento en km) LRTP (Eficiencia de la transferencia en %) Pov en días Aldrin - aldrina tetra to decaBDF - tetra a decaBDF α-endosulfan - α-endosulfán

3.3.2 Datos de campo

23. La detección de UV-328 en lugares remotos ha sido limitada. El UV-328 no es todavía un producto químico que es objeto de mediciones sistemáticas en muestras de lugares remotos y los limitados datos de campo respecto de él no son concluyentes. Aun así, se ha detectado UV-328 en sitios de observación suecos en aguas pluviales y sedimentos, pero no en el aire⁴³. Se ha detectado UV-328 en la biota del Lago Superior, los Grandes Lagos⁴⁴, y en el Ártico canadiense⁴⁵ y noruego⁴⁶. En los alrededores del Lago Superior, el UV-328 tuvo un FD de hasta 100 % en los huevos de gaviota argéntea. Las gaviotas del Lago Superior se alimentan más frecuentemente de fuentes terrestres que las gaviotas de otros lugares de la zona de los Grandes Lagos, que son en su mayoría piscívoras. Así, las gaviotas argénteas de esta zona terminan ingiriendo más a menudo pequeños mamíferos y detritos plásticos que contienen absorbentes de UV. En la isla Prince Leopold (Nunavut, Canadá) se detectó la presencia de UV-328 en el hígado de un ave (11 % FD). En la isla de Svalbard, Noruega, no se observó UV-328 en el aire, pero se detectó un FD de entre 60 % y 100 % en la biota del Ártico, excepto en los osos polares, que se encontraban en el lugar de muestreo más remoto⁴⁶. El hecho de que no se detectase la sustancia en los osos polares puede deberse a que se tomaron muestras de

plasma sanguíneo, pero no de tejido adiposo. Habida cuenta de que el UV-328 es hidrófobo, no se espera que el plasma como fluido corporal hidrófilo sea un reservorio de UV-328 en organismos mamíferos. Un enfoque que aportaría más información sería tomar muestras del tejido adiposo de los osos polares. *También se ha detectado UV-328 en la flora y fauna silvestres del océano Pacífico*^{28,47}. *En la sección 4.2.6 se ofrecen más detalles.*

3.3.3 Transporte por medio de portadores ambientales

24. El UV-328 se transporta con partículas a las que se adsorbe o en las que se absorbe, como el polvo, los sedimentos, los animales migratorios, o a través de matrices en las que se emplea como aditivo, por ejemplo, los polímeros. Además, aunque en pequeñas cantidades, es probable que los animales migratorios también transporten UV-328 a lugares remotos, ya sea a través de sólidos en suspensión o material sedimentario atrapado en su cuerpo (por ejemplo, patas, plumas), en el contenido del estómago después de alimentarse de biota contaminada²⁸ (por ejemplo, mariscos, peces), acumulado en tejidos (por ejemplo, el hígado, los músculos)^{30,44 a 46,48,49}, o en detritos plásticos⁵⁰ (por ejemplo, redes de peces enredadas en las patas de las aves). En la siguiente sección, se explora con más detalle el transporte a larga distancia de UV-328 por medio de detritos plásticos.

3.3.3.1 Trayectoria de los detritos plásticos

Se estima que hasta 2017⁵¹ se han producido 8.300 millones de toneladas de plásticos vírgenes 25 y la producción anual mundial de plásticos alcanzó 348 millones de toneladas en 2017⁵². El 79 % de los desechos plásticos puede ser eliminado en vertederos o en el medio ambiente⁵¹, de los cuales unos 8 millones de toneladas van a parar al océano cada año⁵³. Este material persiste en el medio marino durante decenios o siglos y partes de él son transportadas largas distancias a regiones remotas. Hoy día, los detritos plásticos están presentes en todo el mundo, incluso en lugares remotos. Los microplásticos representan el 13 % de la masa de detritos plásticos marinos a nivel mundial y el 92 % del número de piezas plásticas en todo el mundo. Se ha determinado la presencia de microplásticos en regiones remotas, por ejemplo en los polos⁵⁴, particularmente en el hielo marino⁵³, al sur de Svalbard (Noruega)⁵⁵, o en la meseta tibetana⁵⁶. La isla de Henderson en el océano Pacífico, a 5×10^3 km de distancia de cualquier fuente importante de contaminación y a 115 km del asentamiento humano más cercano de unas 40 personas, muestra una densidad muy alta de detritos plásticos, en realidad la más alta del mundo⁵⁷. En el océano Índico, las islas Coco (Keelings) y el aislado atolón tropical de Saint Brandon's Rock también presentan altas concentraciones de detritos plásticos y ninguna fuente cercana de importancia^{58,59}. Una parte importante de los detritos plásticos marinos son arrastrados hacia giros oceánicos, que a su vez pueden localizarse en lugares remotos, por ejemplo el océano Pacífico Sur⁶⁰. Estos torbellinos pueden constituir zonas críticas de contaminación por productos químicos, como es el caso demostrado de los ésteres organofosforados acumulados en los torbellinos oceánicos que se transfirieron a los aerosoles oceánicos⁶¹. Una vez que los detritos llegan a la parte central del giro, permanecen generalmente estacionarios. Sin embargo, algunas fracciones pueden desprenderse y viajar más lejos, por lo que el propio giro actúa como un depósito^{62,63}.

26. Los plásticos son erosionados por biodegradación, fotodegradación, degradación termooxidativa y térmica, o hidrólisis⁶⁴. La intemperie también modula la biodisponibilidad, porque en los gránulos erosionados los aditivos químicos aumentan los coeficientes de distribución y la cinética de distribución es más lenta⁶⁵. Habida cuenta de que los diferentes polímeros tienen densidades diferentes, algunos flotan en el agua de mar (PE, PP, poliestireno expandido (EPS), PU, etc.), desplazándose globalmente a través del viento y las corrientes oceánicas, mientras que otros se hunden en los sistemas bentónicos (por ejemplo, el cloruro de polivinilo, PVC)^{66,67}. La adsorción y la difusión de los contaminantes orgánicos difieren según la estructura del material y las condiciones ambientales. La lixiviación puede explicarse por la difusión en la matriz plástica y a través de la interfaz del plástico y el agua, y la transferencia de masa dentro de la capa límite circundante⁶⁸. El coeficiente de partición polímero plástico-agua (log K_{PW}) es por lo general linealmente proporcional al log K_{OW} ⁶⁹. Los organismos de alto nivel trófico pueden estar expuestos a través de la absorción directa o indirecta de microplásticos, en función de los hábitos de alimentación⁶⁷.

27. Los plásticos pueden contribuir a la exposición de los entornos circundantes a productos químicos que se emanan de la matriz de plásticos (aditivos) o productos químicos que se adhieren a ellos (contaminantes ya presentes en el medio ambiente)⁷⁰. Las sustancias que no están químicamente ligadas a la matriz de polímeros se desprenden de la matriz y entran en el medio ambiente circundante^{71 a 74}. Según los cálculos del modelo, cada año se liberan al medio ambiente alrededor de un 2 % de los aditivos plásticos⁷⁵. En el documento "Emission Scenario Document On Plastic Additives" de la OCDE (2009) se calcularon las tasas de emisión de las matrices de plásticos durante el tiempo de vida a la intemperie de muchos tipos de productos químicos⁷⁶. Por ejemplo, los

plastificantes, los agentes pirorretardantes y los absorbentes de UV tienen una tasa estimada de lixiviación al medio ambiente (agua) del 0,16 % de masa multiplicado por el tiempo a la intemperie en años. El tiempo a la intemperie puede oscilar de 0 a 50 años⁷⁷. La tasa de emisión de aditivos a la atmósfera fue del 0,05 % de la masa durante el tiempo de vida.

28. Alrededor del 78 % de los 126 contaminantes prioritarios que son objeto de regulación en virtud de la Ley de Agua Limpia de los Estados Unidos. guarda relación con detritos plásticos^{78,79}. Se ha detectado la presencia de varios aditivos químicos en los detritos plásticos. Algunos son componentes conocidos de matrices plásticas, por ejemplo, los hexabromociclododecanos (HBCDD), otros son probablemente adsorbidos del medio ambiente, por ejemplo, el diclorodifeniltricloroetano (DDT)^{80 a 83}. Se detectaron HBCDD en detritos marinos de EPS. Los altos niveles de HBCDD encontrados en los mejillones que habitan en estos detritos indican que la transferencia de HBCDD se produjo desde la matriz polimérica de EPS⁸⁴. Se conoce de informes que exploran el vínculo entre la presencia de detritos plásticos en lugares remotos y el transporte concomitante de productos químicos con propiedades similares a las de los COP. Por ejemplo, se ha notificado la presencia de ácido perfluorohexanoico (PFHxA, 0,3 a 1,0 ng/g de peso seco (ps), 100 % DF), cipermetrina (< 0,3 a 6,5 ng/g de ps, 50 % DF) y bisfenol A (BPA, < 20 a 24 ng/g de ps, 50 % DF) en detritos plásticos marinos recuperados del norte de Noruega⁴⁶. Algunos de estos productos químicos son aditivos plásticos, por ejemplo el BPA, otros son absorbidos del medio ambiente, por ejemplo la cipermetrina.

i. Evidencia del transporte de UV-328 en partículas de plástico a zonas remotas

29. Uno de los principales usos del UV-328 es como aditivo (absorbente de UV) en muchos polímeros⁸², lo que representa alrededor del 40 % de su producción global total⁷. Por esta razón, se espera que el UV-328 esté presente en los giros de plástico de los océanos del mundo. Importa destacar que las matrices de plásticos funcionan como fuentes primarias de liberación de UV-328 al medio ambiente, y que simultáneamente hacen las veces de portadoras de aditivos a lo largo de su trayectoria de distribución en el medio ambiente⁸⁵.

30. Incluso después de que sus propiedades se modificaran por la influencia de agentes atmosféricos, con frecuencia se siguió detectando la presencia de UV-328 en detritos de productos plásticos en concentraciones significativas en comparación con el material fresco, debido a su persistencia⁸⁶. En la isla de Kauai (Hawái), en los alrededores del giro subtropical del Pacífico Norte, los detritos plásticos estudiados contenían diversos aditivos. Se encontraron absorbentes de UV, entre otros UV-328, en el 33 % de los fragmentos de plástico de mayor tamaño (1,5 a 8 cm) y otros aditivos en el 13 % de los fragmentos más pequeños (4 a 7 mm). Tales hallazgos muestran que los aditivos se liberan hasta cierto punto durante la fragmentación del plástico original, pero la tasa de liberación es lo suficientemente baja como para que ciertas cantidades puedan transportarse a larga distancia en el medio ambiente marino⁸⁷. La lixiviación de los agentes pirorretardantes fue mayor en partículas más finas del polímero acrilonitrilo-butadieno-estireno (ABS)88. Por lo tanto, con el tiempo, la degradación y fragmentación de la matriz de plásticos original probablemente traerá como resultado una mayor lixiviación del UV-328 y la contaminación del medio circundante. Teniendo en cuenta que el UV-328 es altamente persistente y bioacumulativo, con una biotransformación de baja a insignificante⁸⁹, con el tiempo podrían alcanzarse niveles de efecto tóxico, véanse las secciones 3.4 y 4.

ii. Potencial de liberación en zonas remotas

31. El UV-328 es un aditivo plástico que no está unido covalentemente a la matriz del polímero¹² y su difusión depende en gran medida de la estructura del polímero y de la temperatura del agua^{84,90,91}. En función de las propiedades químicas, la lixiviación general de los aditivos está determinada por la difusión interna en el plástico o por la difusión de la capa límite acuosa. Con el aumento del log K_{PW} , la pérdida de aditivos de las partículas plásticas es más lenta y es más probable que esté limitada por la difusión de la capa límite acuosa⁶⁸. Ziccardi et al., 2016 no indicaron ningún valor log K_{PW} para el UV-328, pero sí para el DDT y el ftalato de 2 etilhexílico (DEHP) (cuadro 10). Dado que el log K_{OW} y el peso molecular del UV-328 están en el mismo rango que el DDT y el DEHP, cabe suponer también que su log K_{PW} está en el mismo rango que el del DDT y el DEHP⁹². Además, estas sustancias están presentes en forma libremente difusible en la matriz de plásticos, lo que también puede ser el caso del UV-328. No obstante, las condiciones físicas y químicas durante la formulación pueden limitar la fracción libremente difusible de los aditivos y, por lo tanto, la lixiviación⁶⁸. ECHA ha publicado un informe en el que se examinan los parámetros para predecir el potencial de liberación de sustancias químicas de una matriz sólida a través de la difusión o la partición⁸⁵.

Cuadro 10. Comparación de las propiedades físico-químicas entre el UV-328 y dos productos químicos con valores de log*K*_{PW} derivados. Valores derivados de: ^a KOAWIN v1,10 (KowWin v1,68), ^b KOCWIN v2,00 (Método MCI), y ^c un documento de examen (en relación con el PE o PVC)⁹³.

	Peso molecular t (g/mol)	^a logK _{OW}	^b logKoc	^c logK _{PW}
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. Además, los detritos plásticos portadores de UV-328 pueden acumularse en los tejidos biológicos y, por lo tanto, abrirse camino en la cadena alimentaria. Se ha informado de que las partículas de plástico de ciertos tamaños pueden pasar del tracto digestivo del mejillón (Mytilus edulis) a su sistema circulatorio⁹⁴. Cuando se produce este tipo de transferencia, habría que considerar plazos más largos de exposición, resultantes de los episodios acumulativos⁹⁵. Ya se ha informado de la lixiviación de los pirorretardantes presentes en matrices de plásticos, por ejemplo, BTBPE (peso molecular 687,6 g/mol, logKow 9,1522) y decabromodifenil etano (peso molecular 971,2 g/mol, $\log K_{\rm OW}$ 13,6²²), en los fluidos digestivos de aves. Las proporciones de lixiviación fueron mavores en los tamaños más pequeños de plástico y a medida que aumentaba el $\log K_{OW}$. Hubo una contribución significativa del plástico ingerido a la bioacumulación de pirorretardantes altamente hidrófobos en las aves estudiadas⁸⁸. En un estudio anterior se sugirió también la transferencia de éteres de difenilo polibromado (PBDE) (peso molecular 801,4 a 959,2 g/mol, $\log K_{OW}$ 10,3 a 12,1²²) de los plásticos ingeridos al tejido de aves marinas, por ejemplo, los tejidos adiposos abdominales y hepáticos. Los cálculos de los modelos y los datos de vigilancia biológica indicaron una exposición mayor a través de los plásticos que a través de las presas. El aceite del estómago de las aves marinas (derivado de la dieta) actúa como un solvente orgánico y acelera la lixiviación de los PBDE. En ese estudio se observó también que otros fluidos digestivos orgánicos, por ejemplo la bilis, pueden facilitar a su vez la lixiviación y la bioacumulación de productos químicos presentes en los plásticos ingeridos⁹⁶. Así, los componentes grasos del fluido digestivo facilitan la lixiviación de los aditivos plásticos hidrófobos y su acumulación en los tejidos adiposos y hepáticos⁹⁷. También se encontraron PBDE en el tejido adiposo abdominal de otras aves marinas (Puffinus tenuirostris) en el océano Pacífico Norte⁵⁸. Es importante señalar que se ha detectado UV-328, entre otros aditivos químicos comunes, en fragmentos de plástico PP ingeridos por aves marinas⁹⁹. De este estudio se deriva la hipótesis de que los productos químicos de alto Kow pueden quedar retenidos en los plásticos durante la fragmentación y el transporte en el océano hasta que las aves marinas los ingieran, por ejemplo. Los autores calcularon que entre los días 15° y 16°, el 42 % del UV-328 se había lixiviado de los gránulos de plástico, y para el día 32°, se había lixiviado el 60 %. Los aditivos hidrófobos se lixiviaron en mayor cantidad después de que se facilitase la difusión desde la matriz de polímeros, lo que puede ocurrir debido a la inflamación causada por el aceite del estómago. Además, recientemente ha quedado demostrada la acumulación de sustancias químicas derivadas del plástico, por ejemplo el UV-328, en el tejido de las aves marinas, sobre la base de un experimento de alimentación in vivo con plásticos en condiciones de semicampo¹⁰⁰. En el Japón, los polluelos de la pardela rayada (*Calonectris leucomelas*) fueron alimentados con dosis ambientalmente significativas de gránulos de resina plástica combinada con un pirorretardante y cuatro absorbentes de UV. Después del sacrificio, se observó la presencia de los gránulos administrados en el tracto digestivo de todos los polluelos sin que hubiesen sufrido cambios. Junto con otros productos químicos, se encontró UV-328 en el hígado, en el aceite de glándulas sebáceas y el tejido adiposo de aves marinas en condiciones de campo y semicampo. El nivel de UV-328 encontrado en las muestras de hígado no indica una metabolización relevante, ya que el perfil de UV-328 aumentó durante el período de recolección, de 16 a 32 días, con una tasa de exposición máxima de 1.9×10^3 (calculada a partir de las concentraciones de aditivos en los tejidos del grupo expuesto comparadas con las del grupo de control)¹⁰⁰. Ello significa que la exposición de las aves a los aditivos fue mayor a través de los plásticos que a través de los medios ambientales. Los hallazgos en el aceite de glándulas sebáceas demuestran la transferencia real de aditivos de los plásticos a los tejidos. En las islas Pribilof, en el mar de Bering, a unos 500 km al oeste de Alaska y 400 km al norte de las islas Aleutianas¹⁰¹, en una muestra de aceite de glándula sebácea extraída de un arao de Brünnich se observó la presencia de 654 ng/g -lípido de UV-328¹⁰². Según un estudio mundial realizado por el mismo grupo de investigación japonés, que se basa en mediciones de BDE-209, DBDPE y DEHP en aceite de glándula sebácea¹⁰³, se estima que alrededor del 24 % de las aves marinas bioacumulan aditivos plásticos.

Conclusión sobre el potencial de transporte a larga distancia:

33. El UV-328 no es objeto principalmente de transporte a larga distancia en la fase gaseosa, debido a sus propiedades físico-químicas. Sin embargo, varios datos indican un LRTP importante de UV-328. La herramienta de la OCDE muestra una DTC y una ET mayores que con respecto a algunos COP ya reconocidos. Teniendo en cuenta sus altos K_{OC} y K_{OA} , respectivamente, también es probable que el UV-328 sea transportado por el agua o el aire adsorbido en partículas en suspensión. Además, la presencia omnipresente del UV-328 en todo el mundo, desde el océano Pacífico hasta el Ártico, proporciona pruebas de su transporte a larga distancia en el medio ambiente, incluso en lugares remotos. Como trayectoria adicional, se ha observado que el UV-328 es transportado por detritos plásticos –y posteriormente se libera de ellos– ya que se utiliza en cantidades importantes y tiene propiedades físico-químicas compatibles con la difusión de los plásticos. El transporte con matrices de plástico es de larga distancia y transfiere el UV-328 a lugares remotos en conexión directa con las partículas de plástico. Se ha demostrado la absorción de UV-328 contenido en partículas de plástico por las aves marinas. Por lo tanto, el potencial de transporte a larga distancia en el medio ambiente del UV-328 ha quedado demostrado.

3.4. Efectos adversos

3.4.1 Toxicidad

34. El Comité de Evaluación de Riesgos (RAC) de la ECHA y quienes solicitan el registro del producto químico llegaron a la conclusión de que el UV-328 cumple los criterios de toxicidad específica de los órganos diana –exposición repetida en la subcategoría (2 STOT RE 2), de acuerdo con el Reglamento (CE) núm. 1272/2008 sobre clasificación, etiquetado y envasado (Reglamento CLP)^{1,10,104}. Esta clasificación se basa en estudios de toxicidad de dosis repetidas subagudas (49 días) y subcrónicas (90 días) realizados en ratas. La administración repetida por vía oral (por vía nasogástrica) de UV-328 causó toxicidad en varios órganos, en particular en el hígado. Los modelos sugieren que el UV-328 no se ionizará en el intestino delgado y es probable que sea absorbido en el tracto gastrointestinal⁸. De acuerdo con las propiedades hidrófobas del UV-328, el hígado será el principal sitio de metabolismo y los metabolitos se excretarán principalmente a través de los riñones. La absorción dérmica es poco probable¹⁰.

3.4.1.1 Toxicidad aguda

35. En un estudio por vía nasogástrica realizado en ratas y ratones, no se observaron cambios en los órganos de gran tamaño y se informó de una DL_{50} oral (dosis letal) de unos 2,3 g/kg de peso corporal (pc), después de una sola exposición (estudios sin BPL)¹⁰⁵. En un estudio realizado por Ciba-Geigy (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 401 de la OCDE, en 1978), la LD_{50} oral en ratas fue > 7,75 g/kg de pc, después de una sola administración. Un estudio con ratas albinas (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 401 de la OCDE, en 1987), dio como resultado una LD_{50} oral > 2,0 g/kg de pc. Estos resultados también coinciden con otros estudios¹⁰.

36. La CL_{50} (concentración letal) por inhalación aguda medida en ratas fue de 0,4 a 4,1 g/1¹⁰⁵. Un estudio de Ciba-Geigy (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 403 de la OCDE, en 1973) en ratas generó una $CL_{50} > 0,4$ mg/l, después de una sola exposición durante 4 horas. Otro estudio (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 403 de la OCDE, en 1977) en ratas reportó una $CL_{50} > 0,13$ mg/l de aire, después de una hora¹⁰. La DL₅₀ dérmica medida en conejos fue de 1,1 a 3,0 g/kg de pc¹⁰⁵. Los resultados se basan en un estudio de Geigy Ltd. (similar al estudio sin BPL con arreglo a la TG 402 de la OCDE, en 1969), después de una sola exposición. No se informó de ninguna irritación/sensibilización dérmica o irritación ocular¹⁰.

3.4.1.2 Toxicidad por dosis repetidas

37. En el estudio de Til *et al.* (1968) se alimentó a ratas machos y hembras con una dieta que contenía UV-328 durante 49 (a corto plazo) y 90 (subcrónicos) días (protocolo de prueba similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 408 de la OCDE, en 1968)¹⁰⁶. Los principales órganos afectados fueron el hígado y los riñones. El NOAEL (nivel sin efecto nocivo observado) fue de 100 ppm de una dosis de UV-328, equivalente a unos 22 mg/kg de pc/día para las ratas, en un rango de prueba de 100 a 1.600 mg/kg. El examen microscópico mostró cambios en el hígado y los riñones. La necrosis focal del hígado y la nefrosis tubular a un nivel de la alimentación entre 52,7 y 98,7 mg/kg de pc/día cumplieron los criterios de toxicidad significativa para la salud humana, a concentraciones de exposición que cumplían los valores de orientación de la categoría STOT RE 2 (10 mg/kg/de pc/día < C ≤ 100 mg/kg de pc/día). El LOAEL (nivel mínimo con efecto nocivo observado) calculado fue de 10 mg/kg de pc y el NOAEL fue < 10 mg/kg de pc^{104,106}.

38. Se administró UV-328 a sabuesos a través de la dieta durante 90 días (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 409 de la OCDE) en un rango de concentración de 15 a 240 mg/kg de pc/día. Una vez más, los principales órganos diana fueron el hígado y los riñones. Algunos animales de los grupos de dosis más altas también presentaron alteraciones en los órganos reproductivos. El NOEL (nivel sin efecto observado) en este estudio fue < 15 mg/kg de pc/día y el NOAEL fue de 30 mg/kg/día. Los cambios patológicos en el hígado y los riñones observados a niveles de dosis más bajos no cumplían los criterios definidos en el Reglamento CLP. Sin embargo, los efectos histopatológicos observados en los perros expuestos a 60 mg/kg de peso corporal/día cumplían estos criterios. Los cambios en la actividad de varias enzimas en el suero y los cambios observados en el patrón proteínico del suero en animales expuestos a > 15 mg/kg confirma la clasificación como STOT RE^{104,107}. En otro estudio dietético con sabuesos (similar al estudio sin BPL con arreglo a la DT 409 de la OCDE en 1981), de 91 días de duración, el NOEL fue de 31,75 mg/kg de pc/día para los machos y 34,6 mg/kg de pc/día para las hembras, y no se observaron cambios en los órganos de mayor tamaño o histopatológicos relacionados con el tratamiento^{108,109}.

3.4.1.3 Genotoxicidad y toxicidad reproductiva

39. No existen estudios de carcinogenicidad en relación con el UV-328. No se ha notificado ninguna genotoxicidad, mutagenicidad¹¹⁰ ni toxicidad reproductiva o del desarrollo. No se dispone de datos experimentales sobre la toxicidad para la reproducción.

3.4.1.4 Evaluaciones endocrinas y metabólicas

40. Tras la activación metabólica por la hidroxilación de la enzima CYP3A4 humana, se observó una actividad de los antiandrógenos más potente a 0,25 mM para el UV-328. Los metabolitos de UV-328 formados por la enzima CYP3A humana potenciaron significativamente la actividad de los antiandrógenos respecto del receptor de andrógenos humano¹¹¹. El UV-328 no mostró ninguna actividad estrogénica significativa¹¹². Ambos estudios se basan en ensayos biológicos de doble híbrido en levadura.

3.4.2 Ecotoxicidad

41. No se ha observado ecotoxicidad en las pruebas estándares^{1,15}. Sin embargo, tanto el (Q) SAR113 danés como el ECOSAR²² han anticipado que podría presentarse. ECOSAR predice un valor crónico (ChV, media geométrica de la NOEC (concentración sin efecto observado) y la LOEC (concentración mínima con efecto observado) y LC₅₀/EC₅₀ < 0,1 mg/l (cuadro 11)²². En el expediente de registro del UV-328 se informa de una PNEC (concentración prevista sin efecto) para el UV-328 de 1 µg/l en el agua marina y de 45,1 mg/kg de ps en sedimentos marinos.

42. Los únicos datos de toxicidad experimental de que se dispone proceden de estudios de toxicidad aguda en organismos acuáticos que no informan de ningún efecto a nivel de saturación del agua, lo que, dada la escasa biodisponibilidad del UV-328 en el agua, no sería la vía adecuada para alcanzar la concentración de efectos internos en los organismos de ensayo. Los resultados estimados sugieren que el riesgo para los organismos acuáticos en el medio ambiente canadiense circundante es bajo, así como el riesgo para la flora y fauna silvestres terrestres asociado al consumo a largo plazo de pescado contaminado con UV-328⁸. De nuevo, la mayoría de las condiciones de ensayos superaban los umbrales de solubilidad en agua del UV-328.

	ChV	LC50	EC50
Peces	$7,4 imes10^{-4}$	0,06 (96 h)	-
Dáfnidos	$1,6 imes 10^{-3}$	0,06 (48 h)	_
Algas verdes	0,02	_	0,04 (96 h)

Cuadro 11. Resultados de ECOSAR vi	.,11 respecto de l	la clase de BZT ²² . 1	Los resultados se
expresan en mg/l.			

3.4.2.1 Corto plazo

43. No se ha observado mortalidad ni efectos tóxicos en peces y crustáceos en concentraciones de 10 mg/l. En las algas se observó algún efecto en la concentración más baja después de 72 h. Sin embargo, se esperaba que el EC₅₀ fuera > 10 mg/l. En un estudio de inhibición del crecimiento con *Pseudokirchneriella subcapitata* (algas), no se observó ningún efecto en un ensayo límite después de 72 h, lo que generó una NOEC de 0,016 mg/l (DT 201 de la OCDE, semiestático, BPL, 2007)^{10,15}. En otro tipo de alga (*Scenedesmus subspicatus*) se observó una inhibición del crecimiento después

de 72 h en todas las concentraciones, incluida la concentración más baja (0,1 mg/l), lo que resultó en una NOEC < 0,1 mg/l. En otro estudio (DT 201 de la OECD, no BPL, 1993), se informó de una $EC_{50} > 10$ mg/l transcurridas 72 horas¹¹⁴. En los microorganismos (lodo activado), la EC_{50} y la IC_{50} después de 3 horas fueron > 100 mg/l en condiciones estáticas (1988, DT 209 de la OCDE, no BPL)¹⁰.

44. En un estudio de un invertebrado acuático, *Daphnia pulex* de entre 24 y 48 horas de duración, se observó una LC_0/EC_0 (concentración efectiva) > 10 mg/l (nominal) (DT 202 de la OECD)¹¹⁵. En otro estudio con *Daphnia magna* (DT 202 de la OCDE, BPL, 2007), semiestático, después de 48 horas se observó una $EC_{50} > 83 \mu g/l$. La concentración de UV-328 estaba por encima de la solubilidad en el agua y no se observaron efectos adversos durante la prueba^{10,15}. En otro estudio con *D. magna*, hubo una $EC_{50} > 10 \text{ mg/l}$ después de 48 horas. Transcurridas 24 horas, en condiciones estáticas, la EC_{50} fue > 100 mg/l¹⁰. En un tercer estudio con *D. magna* (DT 202 de la OCDE, no BPL, 1988), transcurridas 24 horas, se indicaron valores de $EC_{50}/EC_{100} > 100 \text{ mg/l y EC}_0$ 58 mg/l¹¹⁶.

45. En peces (*Danio rerio*), un estudio estático (DT 203 de la OECD, no BPL, 1988), generó un NOEC/LC₅₀ > 100 mg/l, después de 96 horas¹¹⁷. Otro estudio semiestático en peces (*Oryzias latipes*, DT 203 de la OCDE, BPL, 2007), determinó una $CL_{50} > 0,08$ mg/l, transcurridas 96 horas. Se trataba de un ensayo límite y se calculó que los valores de la CL_{50} eran mayores que la mayor concentración de ensayo de UV-328 empleada (0,08 mg/l)^{10,15}.

46. Estos resultados experimentales no son concluyentes en cuanto a la toxicidad para los organismos acuáticos. No se considera aceptable ningún valor notificado de los criterios de valoración de la toxicidad para calcular una PNEC para una evaluación de los riesgos del compartimento acuático⁸. Sin embargo, ECOSAR predice un ChV < 0,1 mg/l.

3.4.2.2 Largo plazo

47. Algas verdes de agua dulce (*Chlamydomonas reinhardtii*) y un crustáceo (*D. magna*) fueron expuestos a 0,01 y 10 mg/l de UV-234, UV-328, y una mezcla de ambos. El crecimiento, la reproducción y la transcripción de genes del *D. magna* no se vieron afectados durante 21 días. Transcurridas 96 horas, tampoco se observaron diferencias en la viabilidad celular de las *C. reinhardtii*. En las algas, los resultados mostraron un aumento de la producción de especies reactivas de oxígeno en respuesta al UV-328 y la piroxidación lipídica tras la exposición al UV-234. Los efectos sinérgicos fueron evidentes a nivel transcripcional con una regulación de dos a seis veces mayor del glutatión peroxidasa, lo que sugiere un posible efecto del UV-234 y el UV-328 en el sistema de defensa antioxidante de las *C. reinhardtii*¹¹⁸. Más recientemente, después de 28 días de exposición dietética, el UV-328 indujo la transcripción de las proteínas ribosómicas y los genes regulados a la baja que participan en las respuestas inmunológicas en alevines de trucha arco (*Oncorhynchus mykiss*). Los genes implicados en la homeostasis del hierro también se vieron afectados por el UV-328³⁶.

Conclusión sobre la toxicidad:

48. El UV-328 se considera tóxico para los mamíferos, representa una amenaza para la salud humana y el medio ambiente, ya que puede causar daños en el hígado y los riñones tras una exposición oral prolongada o repetida (STOT RE 2).

4. Declaración de las razones que motivan la preocupación y necesidad de adopción de medidas a nivel mundial

4.1 Rutas de exposición

49. Los absorbentes de UV entran en el medio ambiente principalmente por las siguientes vías: i) a través de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (WWTP) y a través de los detritos plásticos; y ii) como resultado del desgaste de los plásticos y revestimientos de uso en exteriores que han sido protegidos con UV-328, así como por intermedio de y a través de PCP que contienen UV-328 como aditivo para la protección UV de la piel^{18,115,119}.

50. En los usos industriales, una proporción de UV-328 se libera a las aguas residuales. De acuerdo con EPI Suite, la eliminación total en las plantas de tratamiento de aguas residuales es de alrededor del 94 %. Nakata y Shinohara (2010) también han informado de tasas de eliminación del UV-328 en efluentes superiores al 90 %¹²⁰. La fracción restante no se elimina en las plantas de tratamiento de aguas residuales por adsorción a los lodos y, por lo tanto, se libera a las masas de agua receptoras¹⁰. En los trabajadores, puede entrar en el cuerpo a través de la inhalación, la absorción dérmica o la ingestión. La población en general puede estar expuesta por inhalación de polvo, contacto de la piel con artículos que contienen la sustancia o ingestión de mariscos. El UV-328 liberado al aire

será adsorbido a partículas que eventualmente se asentarán en el suelo, o absorbido en ellas¹¹⁰. El mismo concepto puede aplicarse al UV-328 en el agua. Los UV-328 también pueden ser liberados en el medio ambiente como consecuencia del uso en interiores y exteriores de materiales de larga vida con bajas tasas de liberación¹²¹.

51. El UV-328 puede penetrar en los suelos por la aplicación de biosólidos de aguas residuales (WW), comúnmente utilizados en procesos de enriquecimiento⁸. Por ejemplo, en los países nórdicos, la exposición ambiental es posible debido a su nivel de uso significativo (el UV-328 tiene un índice de uso de 3 a 4 de un máximo de 5 en la base de datos SPIN)¹³. Sobre la base de las concentraciones de polvo doméstico medidas en Filipinas, la ingesta diaria estimada (IDE) de UV-328 a partir del polvo fue de 0,2 a 0,8 ng/día para los adultos y de 0,5 a 4,6 ng/día para los niños pequeños, lo que estaba por debajo de los valores de referencia (9,0 × 10⁴ ng/día para los adultos y 2,2 × 10⁴ ng/día para los niños pequeños). Estos valores orientativos se calcularon a partir de un valor estimado de la dosis de referencia de UV-328 (NOEL o NOAEL crónicos divididos por un factor de seguridad de $1,0 × 10^4$)¹²².

52. Si se libera en el suelo, el UV-328 tendrá una baja movilidad dado su alto $\log K_{OC}$. Si se libera en el agua, el UV-328 se adsorberá a los sólidos y sedimentos en suspensión¹¹⁰.

4.2 Datos de vigilancia

53. Las concentraciones que se indican en esta sección tienen una amplia gama de valores. Debido a la variabilidad de los datos, la conclusión más importante que se puede sacar de esta colección de estudios es que, en general, indican la presencia de UV-328 en todo el mundo y en diversas matrices.

54. Al comparar los valores de la PNEC (cuadro 12) y los datos de vigilancia (sección 6.6), había varios puntos de referencia que se acercaban o superaban el valor de la PNEC. Ejemplos de ello son los niveles en las aguas fluviales (7 a 85 μ g/l en la bahía de Narragansett¹²³), las plantas de tratamiento de aguas residuales (0,55 a 4,7 mg/l en los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales ¹²³), los sedimentos fluviales (300 mg/kg en la bahía de Narragansett¹¹), o la intoxicación secundaria (0,65 mg/kg por peso en lípidos en el aceite de glándulas sebáceas de un arao de Brünnich de la isla de Pribilof⁹⁹). A modo de comparación, se encontraron 5 mg/kg por peso en lípidos en el hígado o 2 mg/kg por peso en lípidos en el aceite de glándula sebácea de polluelos de pardela rayada (*Calonectris leucomelas*) en un estudio de alimentación diseñado para estimar la exposición a los aditivos químicos presentes en plásticos^{100,124}.

55. En lo que respecta al nivel de efecto nulo derivado (DNEL, cuadro 13), algunas concentraciones elevadas de UV-328 en peces (UV-328 a $1,3 \times 10^3 \mu g/kg$ presentes en cangrejos de río¹²⁵) se asemejan relativamente al DNEL para la exposición oral de la población en general. Para un adulto de 70 kg, un DNEL de 140 $\mu g/kg/día$ supone un consumo oral diario de 9,8 mg/día. Habida cuenta de que el cangrejo de río mencionado anteriormente tiene una concentración de UV-328 de $1,3 \times 10^3 \mu g/kg$, ello significa que habría que consumir 107,7 g de cangrejo de río por kilogramo de peso corporal, o un valor total de 7,5 kg. Un orden de magnitud inferior es una cantidad realista que se puede ingerir por vía oral en un día en ciertas regiones con dietas a base de mariscos.

Cuaulo 12. Valores de l'INEC respecto del UV-

Peligro para los organismos acuáticos				
Agua dulce	10 µg/l			
Liberaciones intermitentes (agua dulce)	100 µg/l			
Agua de mar	1 µg/l			
Estación depuradora de aguas residuales	1 mg/l			
Sedimentos (agua dulce)	451 mg/kg de peso seco de sedimento			
Sedimentos (agua de mar)	45,1 mg/kg de peso seco de sedimento			

Peligro para los organismos terrestres					
Suelo	90 mg/kg de peso seco de suelo				
Peligro para los depredadores					
Envenenamiento secundario	13,2 mg/kg de alimento				

Datos en relación con los trabajadores				
xposición por inhalación (sistémica, a largo plazo)	$700 \mu g/m^3$			
posición dérmica (sistémica, a largo plazo)	300 µg/kg de pc/día			

Datos para la población general					
Exposición por inhalación (sistémica, a largo plazo)	$170 \ \mu g/m^3$				
Exposición dérmica (sistémica, a largo plazo)	140 µg/kg de pc/día				
Exposición oral (sistémica, a largo plazo)	140 µg/kg de pc/día				

56. En la sección 6.6 se presenta un examen exhaustivo de la literatura. En los siguientes párrafos, solo se examinan los informes relativos a las características del UV-328 que son similares a los COP.

4.2.1 Agua

57. Se encontraron varios agentes bloqueadores solares, entre ellos el UV-328, en el agua de mar y agua dulce de playas, arrecifes y un río en la isla de Okinawa (Japón). Las concentraciones en los arrecifes de coral fueron similares –e incluso superiores– a las de las playas o los ríos. El UV-328 fue predominante en las muestras de agua de mar de lugares de playa (2,8 a 287 ng/l)⁴⁷.

58. En el Canadá, un estudio de vigilancia de los absorbentes de UV BZT en arroyos mostró que los arroyos urbanos mostraban tendencias similares en las concentraciones en eventos de escorrentía, y predominaba el UV-328 (240 ng/g), diez veces más que en las muestras de zonas rurales. En el informe también se sugiere que las emisiones relativamente altas y constantes de detritos plásticos, en lugar de episodios de liberaciones industriales, probablemente dieron lugar a perfiles homogéneos de absorción de UV BZT en entornos urbanos y rurales. También se mostraron efectos estacionales¹²⁶.

4.2.2 Sedimentos

59. En el Japón, los testigos del material sedimentario mostraron una tendencia temporal creciente, con concentraciones que aumentaron después de 1970, en muestras del período de sedimentación entre 1930 y 1999 (4 a 10 ng/g de peso seco)¹²⁷.

60 La bahía de Narragansett (Estados Unidos de América), es un estudio de caso en lo que se refiere a la contaminación por UV-327 y UV-328 y hay varios estudios que investigan su presencia incluso decenios después de que se pusiese fin a su liberación al medio ambiente. Estos datos muestran concentraciones de UV-328 hasta el nivel de $\mu g/g^{20}$. Los UV-327 y UV-328 fueron producidos en una planta industrial en el río Pawtuxet, que desemboca en el río Providence y llega a la bahía de Narragansett. Entre 1963 y 1972 se notificó la producción de UV-327, y la producción de UV-328 entre 1970 y 1985^{11,21}. Desde entonces, se ha detectado la presencia de UV-328 y otros en almejas y testigos del material sedimentario^{123,128 a 130}. Los testigos del material sedimentario recogidas entre 1977 y 1978 mostraron que las concentraciones disminuían con la profundidad y la distancia desde el punto de emisión^{11,130}. Las disminuciones fueron aproximadamente exponenciales para todos los compuestos. También se investigó la distribución de profundidad en los testigos del material sedimentario entre 1979 y 1980, y se obtuvo un registro histórico de entrada de BZT fenólicos: la concentración de UV-328 fue la más alta en la superficie, lo que está relacionado con su período de producción más reciente. En 1989 y 1997 se realizaron nuevos análisis de las calas del sedimento. También en estos se detectaron BZT en muestras de agua de mar y agua dulce^{21,131}.

4.2.3 Plantas de tratamiento de aguas residuales

61. Un informe japonés muestra que el UV-328 es un absorbente de UV que se encuentra con frecuencia en los caudales de entradas de plantas de tratamiento de aguas residuales (34 ng/l), con tasas de eliminación superiores al 90 %. En consecuencia, se detectaron altas concentraciones en los fangos cloacales. Las concentraciones en los efluentes eran generalmente inferiores a 5 ng/l, lo que indicaba una eliminación relativamente eficaz durante el tratamiento de las aguas residuales¹²⁰. Otro estudio muestra que el UV-328 predominaba en los sedimentos del lecho de los ríos (hasta 17,9 ng/g de peso seco), y el efluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales era la principal fuente de contaminación¹³². Estos resultados muestran que las plantas de tratamiento de aguas residuales son

fuentes de contaminación del ecosistema acuático. Además, en varios países los fangos cloacales se utilizan en la agricultura y pueden convertirse en un vector de contaminación¹³³.

62. En la isla de Gran Canaria (España), las muestras de aguas costeras y plantas de tratamiento de aguas residuales contenían UV-328 como uno de los absorbentes de UV BZT más frecuentes. Las muestras de la zona más turística tenían concentraciones más altas (hasta 1,8 µg/kg de peso seco)^{134,135}. También se detectó UV-328 en aguas residuales urbanas de Portugal y España en el rango de concentración de 21,0 a 76,0 ng/l¹³⁶. En Suecia, el UV-328 estaba presente en las decenas de µg/kg en los efluentes de plantas de tratamientos de aguas residuales y fangos cloacales. También se detectó en lixiviados de vertederos y aguas pluviales. En una muestra de partículas de efluentes de vertederos, se detectó UV-328 en 3,1 µg/g de peso seco⁴³. En Noruega, se encontró UV-328⁴⁶ en efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales en concentraciones de 7 a 57 ng/l.

63. En el Canadá, el UV-328 (140 ng/g de peso seco) y el UV-234 fueron los absorbentes más abundantes de UV BZT¹³³. En otro estudio, se detectaron UV-328 y otros BZT fenólicos en los caudales de entrada y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, en biosólidos, aguas superficiales y sedimentos en concentraciones de ng/l y ng/g. Además, el UV-328 estuvo presente en todas las capas de un testigo del material sedimentario en el lago Ontario desde 1975 hasta 2013¹³⁷. En la bahía de Narragansett, en los lodos de una planta municipal de tratamiento de aguas residuales ubicada aguas arriba de una antigua planta química se detectó la presencia de UV-327 y UV-328 en concentraciones de µg/g de peso seco¹³⁸. En el decenio de 1970, se detectó la presencia de UV-328 en los efluentes de la planta industrial de tratamiento de aguas residuales, en el agua de los ríos y en los sedimentos. La planta industrial de tratamiento de aguas residuales de la antigua fábrica de productos químicos era ineficiente, por lo que se encontraron altas concentraciones de sedimentos de UV-327 y UV-328 aguas abajo en el rango de ppm^{123.129}.

4.2.4 Biomatrices

64. El UV-328 fue el BZT dominante (97,6 % DF) en la leche materna humana en concentraciones de hasta 334 ng/g de peso en lípidos, en la República de Corea en 2011^{139} . La ingesta diaria estimada (IDE) por consumo de leche materna se estimó en 0,36 µg/kg de peso corporal/día. El estudio señala la falta de un valor provisional establecido de ingesta diaria tolerable (IDT) para los benzotriazoles¹³⁹. También se han detectado varios BZT en la leche materna humana en el Japón, Viet Nam y Filipinas, y el UV-328 se encuentra entre los BZT determinados (1,2 ng/g de peso en lípidos 16 % DF; en concentraciones inferiores a la dosis de referencia)¹⁴⁰. La dosis de referencia de UV-328 utilizada en este estudio es de 10 µg/kg de peso corporal/día¹⁰⁹. Las muestras de tejido adiposo humano tomadas en el Japón, la República de Corea, China, España y los Estados Unidos de América también contenían UV-328 (hasta 35 ng/g de peso en lípidos, 45,2 % DF²⁹).

En un arroyo urbano canadiense se detectó la presencia de UV-328 entre el 33 % y el 57 % de 65. la biota muestreada, en concentraciones de hasta $1,3 \mu g/g$ de peso en lípidos (cangrejo de río)¹²⁵. En el estuario del río Pearl en China, se determinó la presencia de diversos BZT, por ejemplo el UV-328, en concentraciones de 258,9 ng/g de peso en lípidos en la flora y fauna marinas¹⁴¹. En un estudio anterior, no se había detectado UV-328 en organismos acuáticos silvestres, pero se observó en el pargo rojo cultivado en piscifactorías (0,8 ng/g de peso seco máximo)¹⁴². El UV-328 mostró un alto DF en el plasma sanguíneo de varias especies de peces y un ave en muestras tomadas en los Estados Unidos (Carolina del Sur) y el Canadá (Ontario), hasta 3,8 ng/g de peso húmedo en la carpa común⁴⁸. Ya se habían comunicado anteriormente resultados similares en la biota marina de los Estados Unidos de América (Florida) y el Canadá (Ontario), hasta 3,9 ng/g en especímenes de Catostomus commersonii (en todo el cuerpo)⁴⁹. En un arroyo urbano del Canadá, la mayor acumulación de absorbentes de UV se detectó en el hígado de peces con una tasa de concentración de 0,6 a 20,7 ng/g de peso seco¹⁴³. En las muestras de grasa de mamíferos marinos japoneses recogidas en 1990, había concentraciones máximas de alrededor de 70 ng/g de peso en lípidos¹²⁷. En las marsopas sin aletas, la concentración media de UV-328 era de 38 ng/g de peso en lípidos, unas cuatro veces mayor que en los peces pequeños (8,4 ng/g de peso en lípidos). Las concentraciones de UV-328 en los organismos marinos variaban según las especies, y se detectaron concentraciones más elevadas en el hígado de las lisas y los tiburones martillo³⁰. Los absorbentes de UV estaban presentes en todas las muestras de organismos marinos recogidas en el mar de Ariake, con concentraciones de UV-328 de hasta 55 ng/g de peso húmedo¹⁴⁴. Se detectaron concentraciones muy elevadas, de hasta 460 ng/g de peso en lípidos en un gasterópodo, en organismos de una llanura de marea y también en especies de niveles tróficos superiores, por ejemplo, peces o crustáceos, (cuerpo entero, hígado)¹⁴⁴. Las concentraciones de UV-328 en los organismos de la llanura de marea fueron mayores que en las especies de aguas poco profundas. La presencia de UV-328 en la biota fue variable y específica de cada especie (< 0, 2a 55,0 ng/g de peso húmedo, 89,3 % DF)²⁷. El UV-328 era predominante en las marsopas sin aleta²⁷.

En los fiordos noruegos, se observó la presencia de UV-328 en la biota (hasta 19,5 ng/g)^{145,146}. En varios ríos alemanes, se detectaron BZT en el hígado del besugo en bajas concentraciones de ng/g, y algunas de las concentraciones más altas detectadas correspondieron al UV-328¹⁴⁷. Se determinó la presencia de UV-328 en todas las biomatrices analizadas (musgo y perifiton, trucha marrón) de un río noruego con niveles bajos de concentración de ng/g¹⁴⁸.

En muestras de alimentos recogidas en el Japón y la República de Corea se observó la 66. presencia de BZT. La contaminación era omnipresente, con concentraciones más elevadas en los mariscos (1,7 ng/g de peso húmedo) y la carne (1 ng/g de peso húmedo)²⁹. Los mejillones del océano Pacífico (2003-2007) mostraron una amplia distribución de BZT fenólicos, similares a los PCB, DDT y PBDE. Se detectaron en todas las muestras, especialmente en las de la República de Corea y el Japón; el UV-328 estuvo presente en concentraciones de hasta 830 ng/g de peso en lípidos²⁸. Otro informe mostró concentraciones más altas en organismos bentónicos inferiores de la llanura de marea del mar de Ariake, siendo el UV-328 uno de los BZT predominantes (1 a 460 ng/g de peso en lípidos)¹⁴⁴. El UV-328 y el UV-327 fueron dominantes en las especies de los niveles tróficos superiores¹⁴⁴. En otro estudio con mejillones se indicó con frecuencia la presencia de UV-328 observándose las concentraciones más altas en Hong Kong y la República de Corea (alrededor de 0.8 µg/g de peso en lípidos). En los Estados Unidos de América, el UV-328 fue detectado en pocas muestras de mejillones, y mostró una concentración máxima de alrededor de 0,3 µg/g de peso en lípidos¹⁴⁹. En la bahía de Manila (Filipinas) se detectaron absorbentes de UV BZT en concentraciones de ng/g en casi todas las muestras de peces. Se encontró UV-328 en el 88 % de las muestras con concentraciones de 34,2 ng/g. El perfil de distribución de los BZT era diferente entre las especies de peces, lo que podría reflejar diferencias en la acumulación y la biodegradabilidad de las sustancias estudiadas en las diversas especies^{26,150}.

4.2.5 Otras matrices

67. La presencia de BZT en concentraciones significativas en textiles, incluidos UV-328 (con concentración de hasta 106 ng/g), demuestra una fuente potencial de exposición humana y ambiental^{151,152}. En las muestras de polvo de interiores españolas, el UV-328 (91 ng/g) era omnipresente¹⁵³. En Filipinas, se detectaron también BZT en el polvo doméstico de las zonas de vertido residenciales y municipales; el UV-328 estaba presente en concentraciones de hasta 304 ng/g. Las IDE por ingestión de polvo doméstico fueron de dos a cuatro órdenes de magnitud inferiores a los valores de referencia. Estos valores orientativos se calcularon a partir de un valor estimado de la dosis de referencia de UV-328 (NOEL o NOAEL crónicos divididos por un factor de seguridad de $1,0 \times 10^4$). Sin embargo, la IDE en el caso de los niños pequeños fue cinco veces mayor que para los adultos^{122,154}. En 2010, también se detectó UV-328 en muestras de polvo de una carretera con mucho tráfico. Estas concentraciones se correlacionaron con la densidad del tráfico (2 a 40 ng/g de peso seco)¹²⁷.

68. Los absorbentes de UV y los antioxidantes se utilizan ampliamente en los envases de plástico de alimentos y bebidas y se detectaron BZT absorbentes de UV en esos productos chinos, incluido el UV-328 (hasta $30,5 \ \mu g/g$)^{155 a 157}. En un estudio sobre plásticos erosionados, la mayoría de las concentraciones de antioxidantes y absorbentes de UV fueron ligeramente superiores en los plásticos nuevos en comparación con los detritos correspondientes, lo que supone una posible lixiviación. En este estudio, el UV-328 fue el contaminante menos frecuente en los detritos, pero fue relativamente abundante en el plástico nuevo con una elevada concentración de ng/g. El DF en los nuevos plásticos fue del 100 % y en los escombros del 97 %⁸⁶. En los detritos plásticos recogidos en las playas costeras, el UV-328 fue una de las sustancias químicas predominantemente detectadas¹⁵⁸.

4.2.6 Lugares remotos

69. En Noruega, se detectó UV-328 en lugares urbanos y remotos. Los lugares remotos estaban en Svalbard, concretamente en Ny-Ålesund y al noreste de esa zona, situada a unos 110 a 170 km de distancia, respectivamente, de Longyearbyen (el mayor asentamiento de Svalbard, con una población de 2.368 habitantes). La isla de Svalbard está a casi 1.000 km de distancia de Tromsø en el norte de Noruega (población de 76.734 habitantes). En la biota del Ártico, el DF del UV-328 DF estuvo en función de las especies y las concentraciones se encontraron en el rango bajo de ng/g⁴⁶: 100 % de DF en el eider común (huevos), la gaviota tridáctila (huevos) y el visón (hígado), 60 % de DF en el cormorán moñudo europeo (huevos) y la gaviota glauca (huevos), y 0 % de DF en el oso polar (plasma sanguíneo). Como se explicó en la sección 3.3.2, el plasma sanguíneo no es la matriz más pertinente para los productos químicos hidrófobos como el UV-328.

70. En los Grandes Lagos (Estados Unidos de América), se detectó UV-328 en concentraciones de hasta 13 ng/g de peso húmedo en huevos de gaviota argéntea, donde era el único absorbente de UV

BZT que se medía con frecuencia. En algunos lugares de muestreo del Lago Superior, como la isla Thunder Bay-Pie y Marathon (a 20 km del aeropuerto más cercano, a 480 km de Minneapolis), el UV-328 tenía un 100 % de DF en los huevos de gaviota argéntea, lo que era coherente con los niveles más altos en el caudal de entrada, el efluente y los biosólidos de la planta de tratamiento de aguas residuales. Las aves parecían acumular más UV-328 que los peces, lo que podría estar relacionado con la posición trófica⁴⁴. En el Ártico canadiense, se detectó UV-328 en el hígado del fulmar boreal de la isla Prince Leopold (3,8 ng/g de peso húmedo, 11 % DF)⁴⁵.

4.3 Conclusiones

71. Sobre la base de los datos presentados, puede considerarse que el UV-328 satisface los criterios de selección establecidos en el anexo D en cuanto a persistencia, bioacumulación, transporte a larga distancia y efectos adversos en virtud del Convenio de Estocolmo. Debido a sus numerosas aplicaciones y a su uso continuo, el UV-328 se emite al medio ambiente como resultado de actividades humanas, por ejemplo, procesos de fabricación, productos de consumo y eliminación y gestión de desechos. La presencia de UV-328 es un problema en lugares remotos y el transporte a larga distancia de UV-328 libre se ve agravado por el transporte a larga distancia de detritos plásticos que actúan como una fuente continua de UV-328 durante su circulación en el medio ambiente.

72. Se ha demostrado que la distribución ambiental del UV-328 hace que esté presente a nivel mundial, constituyendo una amenaza para la salud humana y el medio ambiente. Su presencia en el medio ambiente decenios después de que se pusiese fin a su liberación indica una alta persistencia. Se ha detectado también en mediciones de la biota, el agua y los sedimentos dentro del círculo polar ártico y en muestras de control. En los humanos, el UV-328 ha sido detectado en la leche materna y en el tejido adiposo. Esta evidencia indica que el UV-328 es bioacumulativo. Se ha observado la presencia de UV-328 en la biota y hay indicios de que se biomagnifica en la cadena trófica. La elaboración de modelos farmacocinéticos sugiere que el UV-328, como otros BZT, se absorbe en el tracto gastrointestinal, se metaboliza en el hígado y se excreta a través de los riñones. Esto lleva a la toxicidad del hígado y el riñón.

73. El UV-328 no se volatiliza en gran medida y no se distribuye en la fase gaseosa. Sin embargo, se transporta mientras se adsorbe a las partículas en suspensión, por ejemplo, partículas de aerosol en el aire o sólidos en suspensión en el agua. La Herramienta de la OCDE muestra P_{OV}, DTC y ET similares a los de varios COP ya incluidos en los anexos del Convenio de Estocolmo. Es importante señalar que el transporte a larga distancia en el medio ambiente de UV-328 libre se complementa con el transporte simultáneo de detritos plásticos como portadores de los cuales se lixivia constantemente el UV-328. Esta lixiviación se producirá no solo en el medio ambiente, por ejemplo en el agua, con la consiguiente transferencia al sedimento, sino también desde las matrices de plástico ingeridas por la biota a sus tejidos, por ejemplo la transferencia de UV-328 de los plásticos del interior del estómago de las aves marinas al aceite de las glándulas sebáceas.

74. En la UE, el UV-328 es una sustancia clasificada como STOT RE 2. Los datos experimentales sobre su ecotoxicidad son limitados, pero gracias a la extrapolación cruzada y los datos de modelización es posible inferir probables efectos peligrosos en las especies acuáticas.

75. El UV-328 está incluido en varios estudios o listados nacionales e internacionales, en los que ya se han identificado sus propiedades de peligro para la salud humana y el medio ambiente, por ejemplo, CEPA, NITE, TSCA, OSPAR, SIN List o SPIN. En el marco de REACH, el UV-328 está clasificado como sustancia extremadamente preocupante (PBT/MPMB (persistentes, bioacumulativas, tóxicas/muy persistentes y muy bioacumulativas). y, por lo tanto, se incluyó en el anexo XIV del Reglamento REACH en febrero de 2020. A principios de 2019, el UV-328, entre otros, fue incluido en la lista de aditivos plásticos de gran volumen utilizados en la Unión Europea y se otorgó prioridad a su evaluación ulterior.

Referencias¹

- 1. ECHA. Member State Committee Support Document for Identification of 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6ditertpentylphenol (UV-328) as a Substance of Very High Concern Because of Its PBT/vPvB Properties. (2014).
- 2. MatWeb. M Chemical GUARD DOGTM 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.
- 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.* Occurence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolidamended 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).
- 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).
- 24. Strempel, 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

¹ Con el fin de recortar costos, el apéndice y las referencias de este documento no se han traducido.

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).
- 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).
- 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 longrange transport of giant mineral dust particles. *Sci. Adv.* **4**, eaau2768 (2018).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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.
- 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. Andrady, 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 Lesvos 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).
- 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.
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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.
- 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-2yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) in an in vitro model with human liver microsomes. *Toxicol. Vitr.* (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).
- 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).
- 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.

- 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).
- 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).
- 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).
- Takada, H. Hazardous chemicals in marine plastics and their threat to marine organisms Keynote. in *Dioxin* (2019).
- 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).
- (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).
- 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).

- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- 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 derivates in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 5842–5849 (2015).
- Carpinteiro, 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).
- 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).
- 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).
- 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).
- Liu, Q., Krüger, H. & Zetzsch, C. Degradation study of the aerosol-borne insecticides Dicofol 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).
- 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).
- 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).
- 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).

Apéndice

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)	$3.3 imes10^4$	$7.0 imes 10^4$
BAF (L/kg lw)	$8.0 imes 10^3$	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%	20%	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)	$3.3 imes10^3$	$2.0 imes 10^3$	
BAF (L/kg lw)	$6.7 imes 10^3$	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 × half-life in water)²³.

	Molecular weight (g/mol)	^a log <i>K</i> _{AW}	^b logKow	^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	$1.0 imes 10^3$
α -HCH ¹⁶⁰	290.8	-3.5	3.9	$2.9 imes 10^3$	$3.2 imes 10^3$	$3.2 imes 10^3$
Aldrin ¹⁶⁰	364.9	-1.3	6.6	2.9	$2.7 imes 10^3$	$3.8 imes10^3$
CCl4 ¹⁶⁰	154.0	0.2	2.8	$6.9 imes 10^5$	$5.9 imes10^3$	$5.9 imes 10^3$
HBCDD ¹⁶¹	641.7	-3.5	5.6	76.8	$1.2 imes 10^4$	$1.5 imes 10^3$
HCB ¹⁶⁰	284.8	-1.4	5.7	$2.2 imes 10^4$	$3.4 imes 10^4$	$3.4 imes 10^4$
PCB-101 ¹⁶⁰	326.4	-2.0	6.3	885.0	$3.1 imes 10^4$	$1.0 imes 10^5$
PCB-180 ¹⁶⁰	395.3	-2.5	7.2	$2.7 imes 10^3$	$5.5 imes 10^4$	$1.0 imes 10^6$
PCB-28 ¹⁶⁰	257.5	-1.9	5.7	255.3	$5.5 imes 10^3$	$1.0 imes 10^3$
tetraBDE	485.8	-3.1	6.5	264.0	$4.6 imes10^3$	$9.2 imes 10^3$
pentaBDE	564.7	-3.6	6.8	456.0	$8.5 imes 10^3$	$1.9 imes 10^4$
hexaBDE	643.6	-3.7	7.4	$1.1 imes 10^3$	$1.6 imes10^4$	$3.1 imes 10^4$
heptaBDE	722.5	-4.3	7.3	$1.5 imes 10^3$	$1.9 imes 10^4$	$4.2 imes 10^4$
octaBDE	801.4	-4.4	8.5	2.2×10^3	$2.6 imes 10^4$	$5.1 imes 10^4$
decaBDE	959.2	-4.8	10.0	7.6×10^{3}	$3.8 imes 10^4$	$7.6 imes 10^4$
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	$2.3 imes 10^3$	4.6
α-НСН	195	$6.0 imes 10^3$	31.5
Aldrin	223	125	$1.0 \times 10-4$
CCl ₄	$2.5 imes 10^4$	$1.2 imes 10^6$	$1.8 imes 10^3$
HBCDD	38.0	$1.4 imes 10^3$	1.7
НСВ	$1.9 imes 10^3$	$2.7 imes 10^5$	$2.0 imes 10^3$
PCB-101	$4.0 imes 10^3$	$1.6 imes 10^4$	30.6
PCB-180	$4.8 imes 10^4$	$1.7 imes 10^4$	90.7
PCB-28	540	$5.1 imes 10^3$	2.2
tetraBDE	552	$3.6 imes 10^3$	8.8
pentaBDE	1.1×10^3	3.7×10^3	13.7
hexaBDE	$1.9 imes 10^3$	$3.6 imes 10^3$	15.7
heptaBDE	$2.5 imes 10^3$	$3.1 imes 10^3$	13.6
octaBDE	$3.1 imes 10^3$	$2.9 imes 10^3$	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 P_{OV} 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.

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

Table 24. Impact of using different logKAW values as input (other input data unchanged).

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 3.435×10^{-12} cm³/(molecule·s). In contrast, Liu, Krüger and Zetzsch (2005)¹⁶² found a measured value of 5×10^{-13} cm³/(molecule·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 2.5×10^3 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 logKow), ^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	$2.7 \times 10 - 10$	$7.8 \times 10 - 10$	$5.2 \times 10 - 12$
^c log <i>K</i> _{OW}	6.3	6.9	6.3	3.3
^d logKoc	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=CC3=N2)O. However, M1 will mostly be in its anionic form in the environment, considering its p K_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	WW (µg/L)	<i>n</i> = 1			ND
	Province ¹⁶⁴	PCPs (µg/L)	<i>n</i> = 5, 80% DF		771	226 ^{††} , ND
	Beijing ¹⁸	WWTP biosolids (ng/g)		108		< limit of detection (LOD)
	Beijing ¹⁵⁶	food packaging (µg/g)	<i>n</i> = 27, 4% DF		6.0	
	Beijing ¹⁵⁷	beverage packaging (µg/g)	<i>n</i> = 17, 12% DF		13.9	2.0, < limit of quantification (LOQ), ND
	Bohai and Yellow Seas, Shandong Peninsula ¹⁶⁵	surface sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 74	0.05	0.4	< method detection limit (MDL)
	Jinan, Shandong Province (two million local	WWTP effluent (ng/L)	57% DF		2.7	
	inhabitants) ¹⁰⁰	WWTP sludge (ng/g dw)	15% DF		508	286
		WWTP influent (ng/L)	12% DF		9.9	
	Kunming, Yunnan Province ¹⁵⁵	milk packing ($\mu g/g$)	<i>n</i> = 1		24.8	
		snack packing (µg/g)	<i>n</i> = 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	<i>n</i> = 24, 75% DF		259	0.8 ^{††} , ND
	Pearl River Estuary ¹³²	bed sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 27, 93% DF		17.9	$0.4^{\dagger\dagger}, < LOQ$

^{††} Lowest detected value.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Pearl River Estuary ¹⁴²	farmed red snapper carcasses (ng/g dw)	<i>n</i> = 2, 50% DF		0.8	< LOQ
		wild fishes species carcasses (ng/g dw)	<i>n</i> = 11			ND
	Shandong Province ¹⁶⁷	WWTP influent (ng/L)	<i>n</i> = 4, 50% DF		2.9	2.6 ^{††} , ND
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 4, 50% DF		0.6	ND
		river (ng/L)	<i>n</i> = 4			ND
	Songhua River, Northeast (mainly	WWTP influent (ng/L)	<i>n</i> = 81, 94% DF	9.6	29	0.3
	residential) ¹⁶⁸	WWTP A/O sludge (ng/g dw)	<i>n</i> = 6, 100% DF	115	163	93.3
		WWTP dewatered sludge (ng/g dw)	<i>n</i> = 5, 100% DF	89.3	121	39.6
	Songhua River, Northeast ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 6, 100% DF	3.8	7.1	2.1
		WWTP sludge (ng/g dw)	<i>n</i> = 5, 100% DF	$1.3 imes 10^3$	5.92×10^3	40.6
India	Rivers Kaveri, Vellar, Thamiraparani of Tamil Nadu ¹⁷⁰	water, river (ng/L)	<i>n</i> = 59, 30–38% DF		5.2	ND
		sediment, river (ng/g)	<i>n</i> = 58, 80–88% DF		4.3	ND
		fish muscle, river (ng/g)	<i>n</i> = 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)	<i>n</i> = 28, 89% DF		55	$0.2^{\dagger\dagger}, < 0.15$
		sediments (ng/g dw)	<i>n</i> = 16, 100% DF		320	2.6
	Ariake Sea ³⁰	blubber of finless porpoises (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF	29	64	11
	Saitama Prefecture ¹⁷¹	water from streams (ng/L)	<i>n</i> = 2, 50% DF	70		
		WWTP effluents (ng/L)	<i>n</i> = 4, 75% DF	62	88	47
		water from heavily polluted rivers (ng/L)	<i>n</i> = 6, 67% DF	701	4.8×10^{3}	149
		water from moderately polluted rivers (ng/L)	<i>n</i> = 12, 67% DF	152	583	30
		water from background sites (ng/L)	<i>n</i> = 5			ND
		sediment from streams (µg/kg)	n = 2, 100% DF	102	1.2×10^{3}	10

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		sediment from WWTP effluents $(\mu g/kg)$	<i>n</i> = 4, 75% DF	13	85	10
		sediment from heavily polluted rivers $(\mu g/kg)$	<i>n</i> = 6, 100% DF	117	1.7×10^{3}	21
		sediment from moderately polluted rivers (µg/kg)	<i>n</i> = 12, 75% DF	59	213	10
		sediment from background sites $(\mu g/kg)$	<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	seawater at beach sites (ng/L)	<i>n</i> = 23, 61% DF		287	$2.8^{\dagger\dagger}$, ND
	coral reefs"	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)	n = 194 (plastic fragments), 1% DF		1.4	
	Awashima Island ^{100,124}	streaked shearwater chicks from semi-field conditions (µg/g-lipid)	n = 21, liver, adipose tissue, preen gland oil		ca. 5	ca. 0.4
Philippines	Malate (residential), Payatas (close to a	residential, house dust (ng/g)	27.0 median, n = 17, 82% DF	50	304	ND
	municipal dumping site) ¹²²	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	Geoje Island ⁸⁶	new plastic (ng/g)	<i>n</i> = 27, 100% DF		770	2.7
Korea		marine plastic debris (ng/g)	<i>n</i> = 29, 97% DF		1.6 imes 103	$1.5^{\dagger\dagger}$, ND
	Geoje Island ¹⁵⁸	marine plastic debris	qualitative analysis, $n = 19$, 16 % DF			
		new plastic	qualitative analysis, $n = 25$, 31% DF			

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Residential (Seoul, Pyeongchon), industrial (Ansan), rural (Jeju) ¹³⁹	human breast milk (ng/g lw)	39.7 median, n = 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	n = 45 (1998–2005), n = 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 Korea), 6.0 (Spain)	2.0 (USA) ^{††} , ND (Poland)
		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, n = 8, 100% DF		10	2.0 ^{††} , ND
		suspended particulate matter (ng/g)	<i>n</i> = 5, 100% DF		15	5.0 ^{††} , ND
		bream liver (ng/g)	<i>n</i> = 4, 100% DF		40	1.0 ^{††} , ND
Denmark	Faroe Islands ⁹⁹	northern fulmar (µg/g-plastic, PP fragment)	n = 194 (plastic fragments), 1% DF		1.1	
Norway	Arctic (Svalbard, Zeppelin mountain	Arctic air (pg/m ³)	<i>n</i> = 5			< 0.5
	(Tromsø area) ⁴⁶	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)	n = 5,60% DF		0.3	< 0.1

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		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
	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), $n = 15, 20\%$ DF; not present in other species		19.5	ND
	Tromsø/Tomasjord, Oslo/Oslofjord,	biota (ng/g ww)	20% DF		19	ND
	Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁶	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	$1.7^{\dagger\dagger}, < 2.5$

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		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)			$6.0 imes 10^4$	$1.7 imes 10^4$
	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	WWTP influent (ng/L)			238	22.6
	Island ¹³⁴	WWTP effluent (ng/L)			28.4	
		marine sediments (ng/kg dw)			$1.8 imes 10^3$	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	$20.7^{\dagger\dagger}, < LOQ$
		WWTP sludge (ng/g)	<i>n</i> = 3, 67% DF		12.2	$0.9^{\dagger\dagger}, < \text{LOD}$
		beach seawater (ng/L)	<i>n</i> = 3			< LOD
	Northwest ¹⁷⁷	WWTP sludge (ng/g)	<i>n</i> = 8, 88% DF		152	20 ^{††} , ND
		sediment (ng/g)	<i>n</i> = 1, 100% DF		20	
	Not described ¹⁵³	indoor dust (ng/g)	<i>n</i> = 10, 100% DF	91.0	149	46
	Not described ¹⁷⁸	river and marine sediment (ng/g)	<i>n</i> = 6, 100% DF		56	7.9
	Not described ¹⁷⁹	WWTP influent (ng/L)	<i>n</i> = 5, 80% DF		19	1.0 ^{††} , ND
	Tarragona, industrial parks ¹⁸⁰	Constantí: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	<i>n</i> = 10, 70% DF	20	43	ND
		Tarragona harbour: particulate phase of outdoor air (pg/m^3)	<i>n</i> = 10, 100% DF	14	21	6.5
Sweden	Background (Gårdsjön and Sandsjön)	storm water (ng/L)	<i>n</i> = 6, 75% DF		1.3	0.2 ^{††} , < 0.1
	and urban sites (Stockholm and Borås) ⁴³	surface water (ng/L)	<i>n</i> = 6, 100% DF		4.1	1.7
		air (ng/m ³)	<i>n</i> = 8			< 0.02
		air deposition (ng/m ² day)	<i>n</i> = 4			< 70
		sediment (µg/kg dw)	<i>n</i> = 6, 67% DF		1.3	< 0.7

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		fish whole body (µg/kg dw)	<i>n</i> = 4			< 0.3
		landfill effluent particles (µg/kg dw)	<i>n</i> = 1, 100% DF		3.1	
		landfill effluent (ng/L)	<i>n</i> = 3, 100% DF		91	7.0
		WWTP effluent particles (µg/kg dw)	<i>n</i> = 1			< 110
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 5, 100% DF		15	6.8
		WWTP sludge (µg/kg dw)	<i>n</i> = 8, 50% DF		37	2.4 ^{††} , ND
		soil (µg/kg dw)	<i>n</i> = 4, 25% DF		0.74	$2.4^{\dagger\dagger}, < 0.4$
	Retailers with garments made worldwide ¹⁵¹	clothing textile samples (ng/g)	<i>n</i> = 27, 15% DF		85.3	47.8 ^{††} , ND
	Stockholm, retailers available in up to 88 countries worldwide ¹⁵²	garments (ng/g)	<i>n</i> = 26, 8% DF		106	8.0 ^{††} , ND
Several	Germany, Norway, Sweden,	sea surface sediments (ng/g dw)	<i>n</i> = 48, 31–50% DF	0.1	0.9	< MDL
countries Netherlands, Poland: North (Skagerrak and Kattegat regions), Baltic (German Bight and German Baltic Sea) Seas, Rhine-Meuse-Delta and the Oder Lagoon ¹⁸¹	coastline sediments (ng/g dw)	<i>n</i> = 8		0.15	< MDL	
	Portugal (Lisbon), Spain (Northwest) ¹³⁶	WWTP influent (ng/L)	<i>n</i> = 3, 100% DF		76	53
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 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)

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		seal (liver, pg/g ww): Resolute Bay, Sachs Harbour, Arviat, Lake Melville	<i>n</i> = 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, <i>n</i> = 39, 92% DF	140	824	< LOQ
	Not described ¹³⁷	WWTP influent (ng/L)	<i>n</i> = 9, 100% DF		107	8.3
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 9, 100% DF		4.0	0,5
		WWTP biosolids (ng/g dw)	<i>n</i> = 12, 100% DF		278	39
		surface water (ng/L)	<i>n</i> = 32, 37.5% DF		1.5	0.05
		sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 19, 100% DF		16	0.3
		sediment core, 1975 to 2013 (ng/g dw)	<i>n</i> = 16, 100% DF		77	36
	Southern Ontario, urban creek ¹²⁵	water (ng/L)	<i>n</i> = 12			< 0.65
		sediment (ng/g dw)	0.4 median, <i>n</i> = 12, 100% DF	0.4	3.0	0.3
		biota whole body (ng/g lw): crayfish, chub, shiner	<i>n</i> = 55, 33 – 57% DF		1.3×10^{3}	< 0.4
	Southern Ontario, urban creek ¹⁴³	fish plasma (ng/g ww)	<i>n</i> = 14			ND
		fish liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 17, 100% DF		20.7	0.6
		fish bile (ng/g ww)	<i>n</i> = 17, 0–25% DF		10.2	ND
		fish carcass (ng/g ww)	<i>n</i> = 18, 33–75% DF		3.9	ND
	Toronto, watershed ¹²⁶	suspended sediment solids (ng/g)	<i>n</i> = 168, 68% DF	240 (urban), 22.0 (rural)	1.2×10^{3}	0.8 ^{††} , ND
	St. Lawrence River ³⁶	surface water (ng/L)	<i>n</i> = 8, 100% DF		3.0	1.2
		Northern pike liver (ng/g lw)	<i>n</i> = 40, 40% DF		40.2	< 3.2

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
USA	Narragansett Bay, Rhode Island ¹¹	WWTP effluent (ppb)	<i>n</i> = 1, 100% DF		$3.0 imes 10^3$	
		river water (ppb)	<i>n</i> = 25, > 32% DF		40	0.5
		river sediment (ppm)	<i>n</i> = 25, 100% DF		300	0.6
	Narragansett Bay, Rhode Island ²⁰	Narragansett Bay sediment (ng/g)	approximation		$7.0 imes 10^4$	$2.0 imes 10^4$
		Salem Sound sediment (ng/g)	approximation		$3.5 imes 10^4$	1.0×10^{3}
	Narragansett Bay, Rhode Island ²¹	sediment cores (ng/g dw)	<i>n</i> = 3, 100% DF		1.2×10^3	20
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²⁸	clams, industrial pollution background (ng/g ww)	<i>n</i> = 13, 46% DF		65	7.0
		clams, unpolluted background (ng/g ww)	<i>n</i> = 1, 100% DF		11	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁰	river sediment cores ($\mu g/g dw$)			7.5	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²³	WWTP effluent (ppm)			4.7	0.6
		river water (ppm)	<i>n</i> = 16		0.01	0.1
		sediment (ppm)	<i>n</i> = 19		100	1.0
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁸	WWTP sludge (µg/g dw)			180	
		WWTP influent (mg/tank/99days)			276	34.4
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³¹	river sediment cores ($\mu g/g dw$)	<i>n</i> = 2, 100% DF		25	
	Saginaw and Detroit Rivers ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 6, 83% DF	116.0	224	0.7
	San Francisco Bay ¹⁸²	water (ng/L)			17	< 1.0
		sediment (ng/g dw)			9.0	< 1.0
	Tern Island, Hawaii ^{100,124}	black-footed albatross (ng/g lw)	<i>n</i> = 18		4.8	2.8
	Kauai Island, Hawaii ⁸⁷	large plastic fragments (1.5– 8 cm) (μg/g-plastic)	<i>n</i> = 23, 0.04% DF		0,2	< LOQ
Several countries	USA, Canada: Great Lakes (Lake Superior, Lake Huron, Lake Erie,	Granite Island (pg/g ww): herring gull	590 median, <i>n</i> = 10, 100% DF		9.4×10^{3}	130
	Niagara River, Lake Ontario) ⁴⁴	Agawa Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	583 median, <i>n</i> = 10, 100% DF		3.0×10^{3}	190

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		Chantry Island (pg/g ww): herring gull eggs	307 median, <i>n</i> = 10, 90% DF		1.1×10^{3}	< 70
		Middle Island (pg/g ww): herring gull eggs	497 median, <i>n</i> = 10, 100% DF		1.3×10^{4}	94
		Port Colborne (pg/g ww): herring gull eggs	226 median, <i>n</i> = 10, 100% DF		1.7×10^{3}	73
		Weseloh Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	233 median, <i>n</i> = 6, 83% DF		310	< 70
		Hamilton Harbour (pg/g ww): herring gull eggs	693 median, <i>n</i> = 10, 100 % DF		2.6×10^{3}	310
		Thunder Bay-Pie Island (pg/g ww): lake trout whole body	<i>n</i> = 5, 20% DF		570	< 80
		Marathon (pg/g ww): lake trout whole body	<i>n</i> = 5			< 80
		Whitefish Bay (pg/g ww): lake trout whole body	<i>n</i> = 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	<i>n</i> = 5, 20% DF		4.3×10^{3}	< 80
		Dunkirk (pg/g ww): lake trout whole body	<i>n</i> = 5, 40% DF		1.4×10^{3}	< 80
		Niagara-on-the-Lake (pg/g ww): lake trout whole body	2.2 × 103 median, n = 5, 100% DF		6.4×10^{3}	1.0×10^{3}
		Lake Erie western basin (pg/g ww): walleye whole body	<i>n</i> = 5			< 80
	USA (Charleston Harbour, South Carolina), Canada (Hamilton Harbour	blood plasma of lake trout (pg/g ww)	465 median, <i>n</i> = 4, 50% DF		816	< 540

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	and Lake Joseph, Ontario), Great Lakes ⁴⁸	blood plasma of smallmouth bass (pg/g ww)	<i>n</i> = 3			< 540
		blood plasma of snapping turtle (pg/g ww)	<i>n</i> = 10			< 540
		blood plasma of double-crested cormorants (pg/g ww)	240 median, <i>n</i> = 20, 30–60% DF		2.1×10^{3}	< 540
		blood plasma of gizzard shad (pg/g ww)	762 median, <i>n</i> = 4, 50% DF		3.1×10^{3}	< 540
		blood plasma of brown bullhead (pg/g ww)	411 median, <i>n</i> = 4, 50% DF		667	< 540
		blood plasma of largemouth bass (pg/g ww)	<i>n</i> = 4, 25% DF		1.4×10^{3}	< 540
		blood plasma of rock bass (pg/g ww)	<i>n</i> = 4			< 540
USA (Sarasota Bay, Florida), Canada (St. Lawrence River, Ontario) ⁴⁹	blood plasma of common carp (pg/g ww)	776 median, <i>n</i> = 3, 67% DF		3.8×10^{3}	< 540	
	USA (Sarasota Bay, Florida), Canada	dolphin plasma (pg/g ww)	<i>n</i> = 4, 50% DF		934	$472^{\dagger\dagger}, < LOQ$
	(St. Lawrence River, Ontario) ⁴⁹	Northern pike plasma (pg/g ww)	<i>n</i> = 10			< LOQ
	-	white sucker whole body (pg/g ww)	<i>n</i> = 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)	<i>n</i> = 4, 100% DF		216	48.4
		sediment (µg/kg dw)	<i>n</i> = 4, 75% DF		18.1	15.5