



关于持久性有机污染物的 斯德哥尔摩公约

Chinese
Original: English

持久性有机污染物审查委员会

第十六次会议

2021 年 1 月 11 日至 16 日，日内瓦（在线）

临时议程**项目 4 (b)

技术工作：审议拟将 UV-328 列入《公约》

附件 A、B 和/或 C 的提案

关于将 UV-328 列入《关于持久性有机污染物的 斯德哥尔摩公约》附件 A 的提案

秘书处的说明

一、 导言

1. 瑞士已提交一项关于根据《公约》第 8 条第 1 款将 UV-328 列入《公约》附件 A 的提案（见本说明附件）。该提案未经正式编辑，按原文分发。秘书处对该提案是否包含附件 D 所指定信息的核实情况载于 UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1 号文件。

二、 建议采取的行动

2. 委员会不妨：

(a) 审议本说明中提供的信息；

(b) 确定是否确信该提案符合《公约》第 8 条和附件 D 的要求；

(c) 如果确定该提案符合上文第 2(b)分段中述及的要求，则拟写并商定一份工作计划，以便根据第 8 条第 6 款编制一份风险简介草案。

* 由于技术原因于 2020 年 10 月 21 日重发。

** UNEP/POPS/POPRC.16/1。

附件

关于将 UV-328 列入《关于持久性有机污染物的斯德哥尔摩公约》附件 A 的提案

1. 引言

1. UV-328 是一种取代的苯并三唑（BZT）酚，在许多产品中用作紫外线吸收剂。苯并三唑吸收全光谱紫外光，主要用于透明塑料、涂料和个人护理产品。在其作用机制下，苯并三唑从紫外光中吸收能量是可逆的，而且没有破坏性¹。苯并三唑是生产热固性塑料、有机基质和耐候性涂料的首选材料²。特别是，UV-328 可以用于多种的塑料聚合物基质，浓度通常在质量的 0.1% 到 0.5% 之间。然而，其最终数量在某些塑料基质中可达质量的 1%，在涂料中可达质量的 3%³。UV-328 也被用作食品接触材料中的油墨添加剂⁴。由于其不与聚合物结合，UV-328 可从聚合物基质内迁移，最终扩散到基质之外，进入环境。

2. 就 UV-328 而言，目前在欧洲联盟（欧盟）根据《化学品注册、评估、许可和限制条例》（REACH）注册了九家开展业务的供应商⁵，在美利坚合众国（美国）根据《有毒物质控制法》注册了五家⁶。UV-328 在全世界大量使用（数万吨）。一家大型全球制造商估计，生产出来的 UV-328 中约有 50% 用于涂层，约 40% 用于塑料、橡胶和聚氨酯，其余 10% 用于化妆品⁷。1986 年，在加拿大，UV-328 仅用于工业用途（63% 用于塑料行业，37% 用于油漆和涂层）。2000 年，其主要用途是汽车和塑料⁸。根据最近向欧洲化学品管理局提供的信息，UV-328 被用于多种用途，包括用作聚烯烃和塑料收缩膜、户外家具和透明涂层汽车面漆的紫外线稳定剂，以及用于涂料、ABS 树脂、环氧树脂、纤维树脂、聚氯乙烯、不饱和聚酯、聚丙烯酸酯和聚碳酸酯的光稳定化。其特别适于用作聚烯烃、聚氨酯、聚氯乙烯、聚丙烯酸酯、环氧树脂和弹性体的紫外线吸收剂。其他用途包括建筑材料、填料、表面处理、粘合剂、油漆/亮漆/清漆、印刷油墨、日用香精、织物/纺织品/皮革制品和惰性农药⁹。

3. 根据欧洲《化学品注册、评估、许可和限制条例》，UV-328 因其持久性、生物累积性、毒性/高持久性、高度生物累积性的特性而被确定为高度关注物质。据此，UV-328 于 2020 年 2 月被添加到《化学品注册、评估、许可和限制条例》的附件十四（授权清单）中⁵。

2. 化学特性

2.1 名称和登记号

表 1. UV-328 的名称和登记号。

通用名	UV-328
国际理论化学和应用化学联合会	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(2-methylbutan-2-yl)phenol
化学文摘社	Phenol, 2-(2 <i>H</i> -benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-
别名	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-di- <i>tert</i> -pentylphenol
商用名	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
化学文摘号	25973-55-1
欧共体编号	247-384-8

2.2 结构

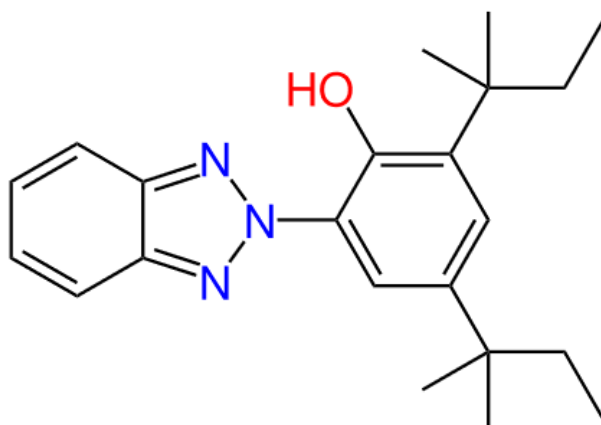


图 1. UV-328 的化学结构

表 2. UV-328 的分子特性。

分子式	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
分子量	351.5 克/摩尔
SMILES 代码 (标准)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
化学品组	有机
化学品亚组	苯并三唑、酚类
物质类型	单组分
纯度	≥80-100% (重量比)

2.3 理化性质

表 3. UV-328 的理化性质。

	数值	来源
物理状态	黄色粉末 (20°C, 101 千帕)	美国环保局 (2009), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
熔点	80-83°C	美国环保局实验 (2001)
	137°C	美国环保局估算 (104-202°C)
	202°C	EPI Suite* (MPBPVP v1.43, 平均值或加权 MP)
沸点	沸腾前>180°C 分解	实验, 差示扫描量热法 (2013), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
	>230°C	估算, 热重分析 (2012), 化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
	478°C	EPI Suite (MPBPVP v1.43, 经过调整的 Stein 和 Brown 方法)
蒸汽压	2.6×10^{-8} 帕 (25°C)	EPI Suite (MPBPVP v1.43, 经过修正的 Grain 方法)
	5.0×10^{-6} 帕 (20°C)、 0.1 帕 (100°C)	实验, 差示扫描量热法 (1976), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
亨利定律常数	6.5×10^{-13} 大气压·立方米/摩尔	EPI Suite (HENRYWIN v3.20, Bond 法)
	6.2×10^{-8} 大气压·立方米/摩尔	OPERA [†]
离解常数值 (pKa)	8.9±0.5 (酸性)、 0.7±0.3 (碱性)	ACD/实验室, 经典模块报告
	10.3±0.8 (酸性)、 -1.0±1.5 (碱性)	ACD/实验室, GLAS 模块报告
水溶性	<1 微克/升 (20°C, pH 6.3-6.4)	实验, 欧盟方法 A.6, 柱洗脱法 (2001), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
	1.3×10^{-5} 毫克/升	美国环保局估算 (4.2×10^{-8} – 3.1×10^{-5} 毫克/升)
	0.015 毫克/升	EPI Suite (WSKOW v1.42, 根据正辛醇-水分配系数)
	0.42 毫克/升	EPI Suite (WATERNT v1.01, 根据碎片)
	0.02 毫克/升	动态耦合列实验 ¹¹
密度	1.1 克/立方厘米	美国环保局估算 (1.1-1.2 克/立方厘米)
	1.2 克/立方厘米 (20°C)	实验, IA 79/1 (空气对比比重仪, 1976), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰

* 用 EPI Suite™ v.4.10²² 建模所得结果。

† 用 OPERA 建模所得结果¹⁸⁴。

	数值	来源
空气 - 水分配系数, 对数值 ($\log K_{Aw}$)	-10.6	EPI Suite (KOAWIN v1.10, HenryWin Est.)
正辛醇 - 水分配系数, 对数值 ($\log K_{ow}$)	>6.5 (23°C, pH 6.4)	实验, OECD TG117 [‡] (2012), 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案 ¹⁰
	7.3 (25 °C)	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KowWin v1.68)
土壤吸收分配系数, 对数值 ($\log K_{oc}$)	3.6	美国环保局估算
	5.2	EPI Suite (KOCWIN v2.00, Kow 法), 2011
	5.6 (20°C)	EPI Suite (KOCWIN v2.00, MCI 法), 2011
正辛醇 - 空气分配系数, 对数值 ($\log K_{OA}$)	10.5	OPERA
	17.8	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KOAWIN v1.10 估算值)

2.4. 吨数

4. 经合组织将 UV-328 定为高产量化学品 (HPVC)。在欧洲, UV-328 完全根据《化学品注册、评估、许可和限制条例》进行注册, 吨数范围为 100-1 000 吨/年¹⁰。欧洲化学品管理局最近将 UV-328 列为欧盟大量使用的一种塑料添加剂¹²。根据“北欧国家产品所含物质”(SPIN)数据库, 自 2006 年以来, 北欧国家(丹麦、芬兰、挪威和瑞典)的 UV-328 总使用量小于 10 吨/年。在瑞典, 2015 年曾大幅增加到 244 吨, 但在 2016 年减少到 1 吨¹³。在英国, 因为 UV-328 可能具有持久性、生物累积性和毒性, 且在欧洲市场上的数量范围在 10-1 000 吨/年, 所以被列入需要进一步调查的高度优先清单¹⁴。

5. 在美国, 2011 年报道的全国总产量约为 1 000 吨; 从 2012 年到 2016 年, 数量为 450-4 500 吨/年左右。加拿大不生产 UV-328。然而, 2000 年进口了 100-1 000 吨, 用作汽车和工业涂料、油漆和塑料的紫外线吸收剂。2012 年至 2013 年, 吨数为 10-100 吨⁸。

6. 在日本, 2012 年至 2014 年制造和/或进口的 UV-328 吨数范围为 1-1 000 吨/年, 2015 年为 1 000-2 000 吨, 2016 年和 2017 年分别为 1-1 000 吨¹⁵。

3. UV-328 与持久性有机污染物筛选标准有关的信息

3.1 持久性

7. UV-328 是一种持久性物质, 因为实验结果表明其生物降解潜力非常低^{1,10,15}。瑞士联邦水科学技术研究所生物催化/生物降解数据库(EAWAG-BBD)的预测见附录(第 6.2 节)¹⁶。UV-328 的非生物降解预计也作用微弱¹。例如, 由于其正辛醇-水分配系数和土壤吸收分配系数高, UV-328 会吸附于悬浮有机物或污水污泥等物质, 或被吸附入其中。这会在一定程度上提供保护, 使其不易降

[‡] 经济合作与发展组织试验指南。试验代号对应的名称见第 6.1.2 节。

解。水解（无可水解结构元素，水溶性低）、氧化和光转化（紫外线吸收剂特性）作用预计也不会显著。

8. 在现成的生物降解性测试中，28天后，10毫克/升的UV-328降解率为2-8%（活性污泥，经合组织试验指南 301 B，未应用优良实验室规范）¹⁷。在一项为期一年的污泥改良土壤监测研究中，UV-328 的消失半衰期为 179-218 天。该研究存在缺乏同质性抽样、只进行消散监测、分析周期长达三年等局限性。不过很明显，UV-328 在土壤中具有高度持久性¹⁸。在另一项类似的研究中，UV-328 的消失半衰期为 99-223 天¹⁹。

9. 来自美国纳拉甘西特湾的一组广泛的监测数据表明，在 UV-327 和 UV-328 通过生产过程释放到环境得到终止数十年后，沉积物中仍然存在这两种物质。对制造厂附近的沉积岩芯进行了研究。这些沉积物样本是厌氧的。UV-328 的生产于 1970 年至 1985 年进行¹¹，沉积岩芯中最高纪录浓度为 1976 年的 74 微克/克²⁰。近地表的浓度保持在 3-6 微克/克，这与最近几年的浓度相当。Hartmann 等人（2005）²¹描述了类似的历史浓度趋势（见第 4.2.2 节）。

10. 估计 UV-328 在水中的消失半衰期<2 天（通过沉降而不是降解去除），在沉积物中的消失半衰期>100 天，这得到了 BIOWIN v4.10 估算值的支持²²。根据 AopWin v1.92²²，气相光降解半衰期为 16.3 小时，总反应速率常数为 15.8×10^{-12} 立方厘米/（分子·秒）。由 BIOWIN3 模型得出的水中半衰期为 74 天。根据该值，推算出土壤中的半衰期为 136 天（ $1.85 \times$ 水中半衰期）^{23,24}。

11. 由于没有使用 UV-328 对水或沉积物进行模拟试验，因此进行了交叉比对，以填补这一数据空白。物质 M1（分子量 339.4 克/摩尔，化学文摘号 84268-36-0）在结构上非常类似于 UV-328（苯基上的取代基为 *n*-丙酸和叔丁基，而不是两个叔戊基），并且是苯并三唑类似物 EC407-000-3¹ 的主要降解产物（见第 6.5 节中的类似物结构）。M1 是在水相中形成的，亲水性强于 UV-328（水溶性为 102.4 毫克/升，正辛醇-水分配系数为 3.30²²）。M1 会迅速（即几天内）消散到沉积物中¹。它会在沉积物中持续存在，根据不同的沉积物类型，计算出的消失半衰期最长达 238 天和 248 天。M1 的不同侧链（一个丙酸取代基位于酚环的第 4 位）的降解速度比 UV-328 的侧链快。因此，在 UV-328 和 M1 转归特性相似的（合理）假设下，可以认为 M1 的结果最能代表 UV-328 的消失半衰期和降解半衰期。

关于持久性的结论：

12. UV-328 疏水性强，对有机物质有很强的吸附性，不易挥发。当释放到水中时，它可能会向悬浮或沉积的颗粒和有机物分配。实验和估算数据表明，UV-328 在水、土壤或沉积物中不会迅速降解。应用证据权重方法来解决实验数据空白问题²⁵，通过结构类似物（另一种苯并三唑物质）交叉比对研究 UV-328 在沉积物中的降解情况，也证明其具有持久性。此外，在停止释放几十年后，UV-328 仍在环境中存在，表明降解半衰期>180 天。因此，UV-328 满足持久性标准。

3.2 生物积累

13. UV-328 的正辛醇-水分配系数>5，实测生物浓缩系数和模拟生物积累系数高于生物积累阈值，代谢转化率低，故认为其会产生生物积累。UV-328 通

过饮食摄取后，通常会在生物体内积累。已经在鱼、几种海洋哺乳动物、藻类和甲壳类动物中检测到 UV-328。

14. 2000 年和 2007 年在两项不同的研究中测试了水生生物中的生物积累（两项研究的测试物种均为鲤鱼（*Cyprinus carpio*），测试方案均为经合组织试验指南 305 C）¹⁵。第一次测试持续了 60 天，没有提供有关使用分散剂的信息。实测生物浓缩系数按照 5% 的脂质含量进行标准化，根据测试开始和结束时的平均脂质含量计算（表 4 和表 5）。净化半衰期分别为 16 天（0.01 微克/升）和 33 天（0.10 微克/升）。其他数据显示了皮肤、头部、内脏和可食用部分的生物浓缩系数测量结果。最高生物浓缩系数排序如下：内脏>头部>皮肤>可食用部分（表 6）。最高浓度下的生物浓缩系数值最低，这可能与 UV-328 的水溶性低有关。UV-328 是一种高度疏水的化学物质（正辛醇-水分配系数>4.5），如果采用非膳食接触途径，UV-328 可能不会完全溶于水，因此只能部分可被水生试验生物吸收。因此，由此而高估水中 UV-328 浓度，可能导致低估生物浓缩系数值^{1,15}。

表 4. 为期六十天的生物浓缩系数研究：基于试验物质在水中标称浓度的生物浓缩系数和脂质标准化（升/千克湿重）。试验用鱼的平均脂质含量为 4.19%^a 或 3.26%^{b 15,1}。

试验浓度（微克/升）	生物浓缩系数	生物浓缩系数脂质标准化
0.1	940 ^a	1.1×10^3
0.01	$620-1.8 \times 10^3$ ^a	$740-2.2 \times 10^3$
0.01	2.4×10^3 ^b	3.7×10^3

表 5. 为期六十天的生物浓缩系数研究：基于试验物质在水中标称浓度的生物浓缩系数（升/千克湿重）时间演化^{15,1}。

试验浓度 （微克/升）	接触时间（天数）				
	12	26	40	50	60
0.1	870	1.1×10^3	990	820	1.0×10^3
	570	1.4×10^3	780	1.0×10^3	1.0×10^3
0.01	620	890	1.5×10^3	1.3×10^3	1.0×10^3
	650	1.3×10^3	1.8×10^3	980	1.7×10^3

表 6. 为期六十天的生物浓缩系数研究：基于试验物质在水中标称浓度的不同组织中的生物浓缩系数（升/千克湿重）^{15,1}。

试验浓度（微克/升）	皮肤	头部	内脏	可食用部分
0.1	770	1.4×10^3	2.3×10^3	600
	940	1.6×10^3	3.6×10^3	620
0.01	900	990	1.5×10^4	420
	2.0×10^3	2.3×10^3	3.6×10^4	840
0.01	2.3×10^3	3.7×10^3	1.4×10^4	1.6×10^3
	3.1×10^3	5.8×10^3	1.5×10^4	1.8×10^3

15. 在第二项研究（经合组织试验指南 305 C）中，报告的最大生物浓缩系数为 5.6×10^3 （非标准化）或 6.6×10^3 升/千克湿重（脂质标准化），平均脂质标准

化生物浓缩系数为 5.5×10^3 升/千克湿重（表 7）。开始时，鱼的脂质含量为 4.2%。除最大值稍高外，其余的生物浓缩系数值相互接近，可以假定为稳定状态。当脂质含量为 4.2% 时，第八周的平均生物浓缩系数为 4.59×10^3 升/千克湿重；如果将脂质含量标准化为 5%，则生物浓缩系数约为 5.46×10^3 升/千克湿重。

表 7. 为期八周的生物浓缩系数研究，基于试验物质在水中标称浓度的生物浓缩系数（升/千克湿重）^{15,1}。

接触时间（周数）		0.8 微克/升		0.08 微克/升	
2	非标准化	1.3×10^3	1.3×10^3	2.3×10^3	2.3×10^3
	脂质标准化	1.5×10^3	1.6×10^3	2.7×10^3	2.7×10^3
4	非标准化	1.7×10^3	1.1×10^3	3.7×10^3	3.3×10^3
	脂质标准化	2.0×10^3	1.3×10^3	4.4×10^3	3.9×10^3
6	非标准化	1.7×10^3	2.8×10^3	4.4×10^3	5.6×10^3
	脂质标准化	2.0×10^3	3.3×10^3	5.2×10^3	6.6×10^3
8	非标准化	2.1×10^3	2.4×10^3	4.4×10^3	4.8×10^3
	脂质标准化	2.5×10^3	2.8×10^3	5.2×10^3	5.7×10^3

16. 在监测研究中，在水生生物群中多次发现 UV-328，并已测量到数百纳克/克脂重的浓度²⁶⁻²⁸，见第 4.2.4 节。在食品和人类脂肪组织中也检测到了 UV-328²⁹。从 1998 年到 2009 年，对日本有明海五头江豚的脂肪中出现几种苯并三唑的情况进行了监测。在所研究的江豚的脂肪中，平均检测到 29 纳克/克湿重的 UV-328 和 14 纳克/克湿重的 UV-327。根据每个分析样本的脂肪脂质含量进行调整后，这些数值相当于 19 纳克/克脂重的 UV-327 和 38 纳克/克脂重的 UV-328。在计算苯并三唑的总重时，认为脂肪重量占全身重量的 28.8%。由此得出的 UV-327 全身浓度为 4.0 纳克/克湿重，UV-328 为 8.4 纳克/克湿重。因此，UV-327 在水和这种海洋哺乳动物之间的生物积累系数[§] 估计为 3.3×10^4 升/千克湿重（4 纳克/克湿重/0.12 纳克/升），比所报道的小型鱼类生物积累系数（ 3.2×10^3 升/千克湿重=0.39 纳克/克湿重/0.12 纳克/升）约高出一个数量级。UV-327 的这些生物积累系数值是将 0.12 纳克/升用作日本环境水样浓度的参考值来计算的。对于 UV-328，没有给出这样的参考环境值，但可以进行比较。2001 年，日本的 UV-327 年产量和进口量为 100-1 000 吨，UV-328 年产量和进口量为 1 000-10 000 吨。UV-328 的排放量可能较高，但其留在水相中的比例较少，可能部分抵消了其排放量较高的情况。由于本研究中 UV-328 的平均浓度（8.4 纳克/克湿重）是 UV-327（4.0 纳克/克湿重）的两倍，因此可以假设 UV-328 的生物积累系数将与 UV-327 相似³⁰。如果对 UV-328 应用 UV-327 环境参考值，则 UV-328 的生物积累系数估计为 7.0×10^4 升/千克湿重（8.4 纳克/克湿重/0.12 纳克/升）。这些生物积累系数可以按 5% 的脂质含量进行脂质标准化。如果这样，UV-327 和 UV-328 的生物积累系数就分别为 8.0×10^3 升/千克脂重和 1.6×10^4 升/千克脂重。第 6.3.1 节中介绍了详细数值。如果将上述江豚研究³⁰ 的相同条件应用于 Nakata 等人 2009 年对小型鱼类的研究，小型鱼类中 UV-327 和 UV-328 的脂质标准化生物积累系数将分别为 6.7×10^3 升/千克和 4.2×10^3 升/千克²⁷。更多详细信息见第 6.3.2 节。

[§] 原文将估算的生物积累参数报告为生物浓缩系数。然而，这是以实地收集的样本为依据的。因此，根据定义，本研究中的估算值是生物积累系数。

17. 为了解苯并三唑酮可能如何进入食物链，需要考虑底栖动物的潜在作用。这些动物将滤食悬浮物或摄食沉积物颗粒，而这些物质可能会强烈吸附苯并三唑。这一设想情况符合江豚的预期营养习性：江豚以小鱼、小虾和头足类动物为食，而这些动物又以底栖生物为食。由于 UV-327 和 UV-328 的化学结构相似（唯一的区别是叔丁基和叔戊基），可以有把握地进行交叉比对¹。

18. 如前所述，由实验室生物浓缩实验得出的不同生物积累值可能不足以解释各种物质通过饮食而产生的生物积累，而这对于正辛醇-水分配系数 >4 的化学品而言可能属于决定性因素³¹。对于这些物质而言，生物积累系数远远大于生物浓缩系数³²，因为生物浓缩系数只考虑了通过水（呼吸）的接触，而没有考虑从食物中摄取。因此，经过新陈代谢校正的生物积累系数是更适于表征生物积累潜力的参数。正辛醇-水分配系数高的化学品在水生生物中的代谢转化预计不会很明显。UV-328 在环境条件下主要以中性形式存在（表 3），代谢速率较低。在加拿大对 UV-328 的评估中，计算出一只重 184 克的鱼体内的代谢速率常数为 0.01/天。与其他有机化学物质相比，可以认为这个代谢速率常数是较低的^{33,34}。因此，这一估计支持了一种观点，即当 UV-328 被营养级较高的捕食者食入时，由于新陈代谢水平低，很可能会产生生物放大作用。根据 AQUAWEB 模型^{8,35}，在中营养级鱼类中，UV-328 的生物积累系数估计约为 8.7×10^4 升/千克湿重，表明当考虑食物摄入时，水生生物中存在较高的生物放大系数。来自加拿大汉密尔顿港的一项未发表的食物网研究显示，UV-328 可能具有营养放大作用³⁶。EPI Suite（表 8）的估算还预测了 UV-328 在海洋食物网中的生物浓缩和生物积累。

表 8. 通过 BCFBAF v.3.01²² 得出的 UV-328 的 EPI Suite 估算结果。

生物浓缩系数（回归法）	6.0×10^3 升/千克湿重
生物转化半衰期（鱼）	14.3 天
生物浓缩系数（Arnot-Gobas 法）（高营养级）	1.1×10^3 升/千克
生物浓缩系数（Arnot-Gobas 法）（中营养级）	1.5×10^3 升/千克
生物浓缩系数（Arnot-Gobas 法）（低营养级）	1.7×10^3 升/千克
生物积累系数（Arnot-Gobas 法）（高营养级）	9.3×10^4 升/千克
生物积累系数（Arnot-Gobas 法）（中营养级）	1.5×10^5 升/千克
生物积累系数（Arnot-Gobas 法）（低营养级）	2.0×10^5 升/千克

关于生物积累的结论：

19. 根据《斯德哥尔摩公约》规定的阈值（正辛醇-水分配系数 >5 ），由 UV-328 的正辛醇-水分配系数实验值和估算值，可确定其具有生物积累作用。还存在几个可以得出生物浓缩系数 $>5 \times 10^3$ 升/千克湿重的实验值。不同的估算模型也表明其具有生物积累潜力，生物浓缩系数和生物积累系数值均大于 5×10^3 升/千克。在海洋食物网中也检测到了 UV-328，有证据表明其在食物链中具有生物放大作用。因此，UV-328 符合生物积累的标准。

3.3 远距离迁移潜能

20. 由于 UV-328 的蒸汽压低，亨利定律常数低，在空气中的估计半衰期很短，预计其不会在气相中进行大气远距离迁移^{8,22}。然而，UV-328 的正辛醇-水分配系数和土壤吸收分配系数值较高，意味着其将大量分配到有机物中，包括吸附到空气中的气溶胶颗粒之中或之上，以及吸附到水中的悬浮固体。正辛醇-空气分配系数 >10 ，表示其会分配到大气的溶胶颗粒中，而且几乎不可逆³⁷，这意味着气相的比例极小。被空气中的气溶胶颗粒吸附后，UV-328 将与这些颗粒一起传播，并将与之一起进行长距离迁移，随后沉积到土壤、植被和水中。科学文献中广泛描述了气溶胶颗粒的大气迁移，例如，来自撒哈拉沙漠的较大矿物尘埃颗粒可飞越大西洋，传播距离可达 3.5×10^3 千米³⁸。

21. UV-328 是设计为具有光稳定性的，因此，它基本上不受光降解和（或氧化）的影响。发生水解也不太可能，因为其水溶性非常弱（正辛醇-水分配系数和土壤吸收分配系数高），苯并三唑基团和芳香环之间的化学键很强，并且具有抗性侧链¹。在特定的环境条件下，例如在海洋中，UV-328 可能会部分以阴离子形式存在，或者形成分子内氢键³⁹⁻⁴¹。带电分子对悬浮物的吸附亲和力较低，因此沉降速率较低，这增加了长距离迁移的潜力。

3.3.1. 经合组织总体持久性和远距离迁移潜能工具（经合组织工具）

22. 利用经合组织工具（环境持久性和远距离迁移潜能决策支持工具）⁴² 以及表 9 中提供的输入数据，确定 UV-328 的总体持久性为 196 天，其典型迁移距离为 2.8×10^3 公里，迁移效率为 12.4%。第 6.4 节的图 4 提供了蒙特卡罗分析，并简要讨论了空气-水分配系数输入值及其影响，显示了这些结果的不确定性。这些结果表明，UV-328 属于典型的类似持久性有机污染物的物质，见图 2。与公认的持久性有机污染物（如六溴环十二烷和 α -硫丹）相比，UV-328 具有相似的总体持久性、典型迁移距离和迁移效率。就典型迁移距离和迁移效率这两个远距离迁移潜能指标而言，与十溴二苯醚和八溴二苯醚等物质的结果也是相似的（第 6.4 节，图 2 和表 23）。

表 9. 经合组织工具的 UV-328 输入数据。来自 EPI Suite²² 的数值：

^a KOAWIN v1.10 (HenryWin est)、^b KOAWIN v1.10 (KowWin v1.68)、^c AopWin v1.92、^d BIOWIN3 (BIOWIN v4.10)，以及 ^e 计算而得的土壤中半衰期 ($1.85 \times$ 水中半衰期)²³。

分子量 (克/摩尔)	351.5
^a 空气-水分配系数	-10.6
^b 正辛醇-水分配系数	7.3
^c 空气中半衰期 (小时)	16.3
^d 水中半衰期 (小时)	1.8×10^3
^e 土壤中半衰期 (小时)	3.3×10^3

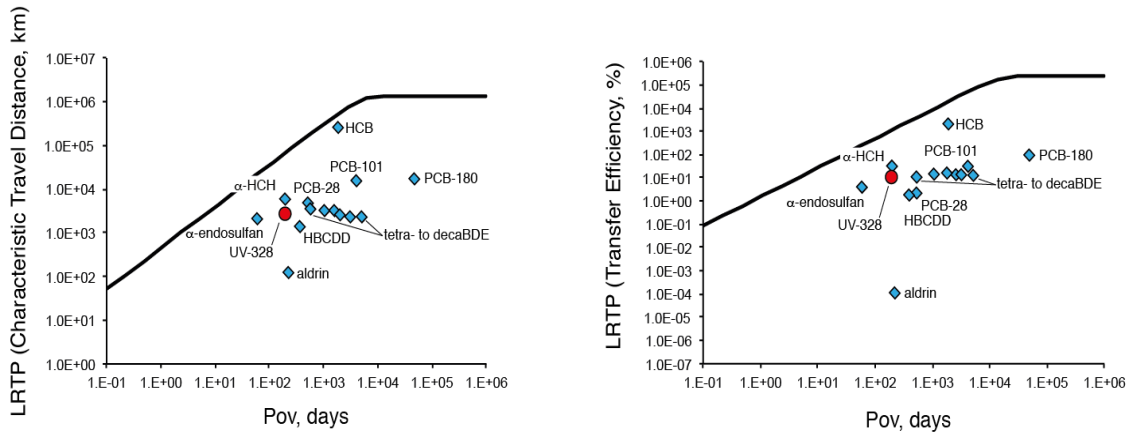


图 2. 比较 UV-328（红点）和基准持久性有机污染物（蓝色菱形）的典型迁移距离、迁移效率和总体持久性（改编自⁴²）的远距离迁移潜能-总体持久性曲线图。粗黑线表示高度挥发性物质的远距离迁移潜能。

第 6.4 节提供了输入数据（表 22）和生成值（表 23）。

L RTP (Characteristic Travel Distance, km) = 长距离迁移潜能（典型迁移距离，千米）

L RTP (Transfer Efficiency, %) = 长距离迁移潜能（迁移效率，%）

Pov, days = 总体持久性（天数）

HCB = 六氯苯

PCB = 多氯联苯

α-HCH = α-六氯环己烷

α-endosulfan = α-硫丹

HBCDD = 六溴环十二烷

Tetra- to decaBDE = 四-十溴二苯醚

Aldrin = 艾氏剂

3.3.2 实地数据

23. 在偏远地区并未广泛检测到 UV-328。UV-328 还不是一种在偏远地区的样品中常规测量的化学物质，有限的实地数据也并不是结论性的。尽管如此，在瑞典背景站点的暴雨积水和沉积物中检测到了 UV-328，但在空气中没有检测到⁴³。在五大湖区苏必利尔湖的生物群中检测到了 UV-328⁴⁴，在加拿大北极地区⁴⁵和挪威北极地区⁴⁶中也检测到了 UV-328。在苏必利尔湖附近，UV-328 在银鸥卵中的分布系数高达 100%。苏必利尔湖的海鸥比五大湖区其他地方的海鸥更频繁地从陆源取食，后者大多捕食鱼类。因此，这一地区的银鸥更经常地摄取含有紫外线吸收剂的小型哺乳动物和塑料废弃物。在利奥波德王子岛（加拿大努纳武特地区），在一只鸟的肝脏（分布系数 11%）中检测到了 UV-328。在挪威斯瓦尔巴岛，UV-328 没有在空气中检测到，但在北极生物群中有 60-100% 的分布系数（北极熊除外，它们位于最偏远的采样点）⁴⁶。在北极熊体内没有检测到 UV-328，可能是因为采集的是血浆，而不是脂肪组织。由于 UV-328 是疏水性的，而血浆是一种亲水性体液，所以预计血浆在哺乳动物中不会成为 UV-328 的储存库。如果对北极熊的脂肪组织进行采样，将能了解更多信息。在太平洋野生动物中也检测到了 UV-328^{28,47}。第 4.2.6 节提供了更多详细信息。

3.3.3 通过环境载体迁移

24. UV-328 与其吸附或吸收的颗粒（如灰尘、沉积物、迁徙动物）一起迁移，或通过其作为添加剂的基质（如聚合物）迁移。此外，迁徙动物也很可能会将 UV-328 携带到偏远地区（虽然数量很少），途径是滞留在其体内（如爪子、羽毛）的悬浮固体或沉积物质、捕食受污染生物（如海鲜、鱼）后的胃内容物²⁸、在组织（如肝脏、肌肉）中积累^{30,44-46,48,49}，或塑料废弃物⁵⁰（如鸟足中缠结的鱼网）。下一节将更详细地探讨 UV-328 通过塑料废弃物进行的远距离迁移。

3.3.3.1. 塑料废弃物路径

25. 据估计，截至 2017，共生产了 83 亿吨原塑料⁵¹，2017 年全球塑料产量达到了 3.48 亿吨⁵²。可能有 79% 的塑料垃圾被丢弃在垃圾填埋场或环境中⁵¹，其中每年约有 800 万吨最终进入海洋⁵³。这种物质会在海洋环境中持续存在几十年到几个世纪，其中一部分会长距离迁移到偏远地区。如今，塑料废弃物遍布全球各地，甚至包括偏远地区。微塑料占全球海洋塑料废弃物质量的 13%，占全球塑料件数量的 92%。已经在偏远地区发现了微塑料，例如在极地⁵⁴，特别是在海冰中⁵³，在挪威斯瓦尔巴以南⁵⁵，或者在青藏高原⁵⁶。太平洋中的亨德森岛距离任何主要污染源 5×10^3 公里，距离最近的人类聚居地（约 40 人）115 公里，但这里的塑料废弃物密度非常高，实际上是世界上最高的⁵⁷。在印度洋中，可可（基林斯）群岛和与世隔绝的 Saint Brandon's Rock 热带环礁的塑料废弃物也非常集中，但附近并无相关来源^{58,59}。很大一部分海洋塑料废弃物会迁移到塑料漩涡，而塑料漩涡本身可能位于南太平洋这样的偏远地区⁶⁰。这些漩涡可能是化学污染高发地，譬如人们发现，在海洋漩涡中积累的有机磷酸酯迁移到了海洋气溶胶中⁶¹。一旦废弃物到达漩涡的中心部分，就基本上保持不动。然而，少量废弃物可能脱离并迁移得更远，因此漩涡本身就会起到储存库的作用^{62,63}。

26. 塑料会在生物降解、光降解、热氧化和热降解或水解的作用下老化⁶⁴。老化也可以调节生物利用度，因为在被侵蚀的小粒中，化学添加剂增加了分配系数，减缓了分配动力学作用⁶⁵。由于不同的聚合物密度不同，所以有些会漂浮在海水中（聚乙烯、聚丙烯、发泡聚苯乙烯、聚氨酯等），通过风和洋流在

全球范围内迁移，而另一些则会沉到底栖生物之中（如聚氯乙烯）^{66,67}。有机污染物的吸附和扩散因材料的结构和环境条件而异。如发生浸出现象，是由塑料基质中的扩散、塑料与水之间的扩散以及周围边界层内的质量转移所致⁶⁸。塑料聚合物-水分配系数一般与正辛醇-水分配系数成线性比例关系⁶⁹。高营养级的生物可通过直接或间接摄取微塑料而接触 UV-328，是直接还是间接取决于食性⁶⁷。

27. 塑料可能导致周围环境接触源自塑料基质（添加剂）的化学物质和（或）吸附于其上的化学物质（环境中已经存在的污染物）⁷⁰。未与聚合物基质产生化学结合的物质会从基质中扩散出来，进入周围环境⁷¹⁻⁷⁴。根据模型计算，每年约有 2% 的塑料添加剂排放到环境中⁷⁵。经合组织的《塑料添加剂排放设想情景文件》（2009 年）估算了多种化学品在户外使用期间的塑料基质排放率⁷⁶。例如，增塑剂、阻燃剂和紫外线吸收剂浸出到环境（水）的比率估计为其质量的 0.16% 乘以其使用年数。使用时间可以从 0 到 50 年⁷⁷。添加剂在使用寿命内排放到大气中的比率为质量的 0.05%。

28. 美国《净水法》列出的 126 种重点污染物中，约有 78% 与塑料废弃物有关^{78,79}。在塑料废弃物中检测到了几种化学添加剂。有些是塑料基质的已知成分，如六溴环十二烷，有些可能是从环境中吸附的，如二氯二苯三氯乙烷（滴滴涕）⁸⁰⁻⁸³。在发泡聚苯乙烯海洋废弃物中检测到了六溴环十二烷。在栖息在这些废弃物中的贻贝中发现了大量六溴环十二烷，这表明六溴环十二烷从发泡聚苯乙烯聚合物基质中迁移了出来⁸⁴。有报告探讨了偏远地区塑料废弃物的存在与随之而来的具有持久性有机污染物性质的化学品迁移之间的联系。例如，据报道，在挪威北部回收的海洋塑料废弃物中存在全氟己酸（PFHxA，0.3-1.0 纳克/克干重，分布系数 100%）、氯氟菊酯（<0.3-6.5 纳克/克干重，分布系数 50%）和双酚 A（BPA，<20-24 纳克/克干重，分布系数 50%）⁴⁶。其中有些是塑料添加剂，如双酚 A，有些是从环境中吸附的，如氯氟菊酯。

一、UV-328 在塑料颗粒中迁移到偏远地区的证据

29. UV-328 的主要用途之一是许多聚合物的添加剂（紫外线吸收剂）⁸²，约占其全球总产量的 40%⁷。因此，预计 UV-328 将出现在世界海洋的塑料漩涡中。重要的是，塑料基质是向周围环境释放 UV-328 的主要来源，同时在其整个环境分布路径中充当添加剂的载体⁸⁵。

30. 在 UV-328 老化后，由于具有持久性，与新鲜材料相比，在塑料产品的废弃物中仍然经常检测到，而且浓度很高⁸⁶。在靠近北太平洋副热带环流的夏威夷考艾岛，监测到的塑料废弃物含有一系列添加剂。在 33% 的较大塑料碎片（1.5-8 厘米）中发现了包括 UV-328 在内的紫外线吸收剂，在 13% 的较小碎片（4-7 毫米）中发现了其他添加剂。这些发现表明，在原始塑料的破碎过程中，添加剂在一定程度上得到释放，但释放速率足够低，因此仍有一定数量的添加剂可进行长途海洋迁移⁸⁷。在丙烯腈-丁二烯-苯乙烯共聚物的较细粒子中，阻燃剂的浸出量会增加⁸⁸。因此，随着时间的推移，原始塑料基质的降解和碎裂可能会导致 UV-328 的浸出量增加和周围介质遭到污染。由于 UV-328 具有高度持久性和生物累积性，生物转化率很低或可忽略不计⁸⁹，所以随着时间的推移可产生毒性效应，见第 3.4 节和第 4 节。

二、在偏远地区的释放潜力

31. UV-328 是一种不与聚合物基质共价结合的塑料添加剂¹²，其扩散主要取决于聚合物结构和水温^{84,90,91}。根据化学性质的不同，添加剂的整体浸出由塑料中的内扩散或水边界层扩散决定。随着塑料聚合物-水分配系数的增加，塑料颗粒中添加剂的损失会减缓，并且更有可能受到水边界层扩散的限制⁶⁸。Ziccardi 等人（2016）没有列出 UV-328 的塑料聚合物-水分配系数值，但列出了滴滴涕和邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯（DEHP）的塑料聚合物-水分配系数值（表 10）。由于 UV-328 的正辛醇-水分配系数和分子量与滴滴涕和 DEHP 处于同一范围，也可以假定其塑料聚合物-水分配系数与滴滴涕和 DEHP 处于同一范围⁹²。此外，这些物质以自由扩散的形式存在于塑料基质中，UV-328 也很可能是这种情况。然而，配制过程中的物理和化学条件可能会限制添加剂的可自由扩散成分比例，从而限制渗出量⁶⁸。欧洲化学品管理局发布了一份报告，讨论用于预测化学品通过扩散或分配从固体基质中释放的潜力的参数⁸⁵。

表 10. 用推导而得的塑料聚合物-水分配系数值比较 UV-328 和两种化学品的理化性质。数值来自：^a KOAWIN v1.10（KowWin v1.68）、^b KOCWIN v2.00（MCI 方法）和^c一篇综述论文（关于聚乙烯或聚氯乙烯）⁹³。

	分子量（克/摩尔）	^a 正辛醇-水分配系数	^b 土壤吸收分配系数	^c 塑料聚合物-水分配系数
UV-328	351.5	7.3	5.6	—
滴滴涕	354.5	6.8	5.2	5.6（聚乙烯） 5.0（聚氯乙烯）
DEHP	390.6	7.5	5.1	4.1（聚氯乙烯）

32. 此外，携带 UV-328 的塑料废弃物很可能在生物组织中积聚，从而沿着食物链向上移动。据报道，一定大小的塑料颗粒可以从贻贝（*Mytilus edulis*）的消化道进入其循环系统⁹⁴。当发生这种迁移时，将需要考虑更长的接触时间范围，这是由积累过程造成的⁹⁵。已有关于塑料基质中的阻燃剂（如 BTBPE（分子量 687.6 克/摩尔，正辛醇-水分配系数 9.15²²）和十溴二苯乙烷（分子量 971.2 克/摩尔，正辛醇-水分配系数 13.6²²）浸出并进入鸟类消化液的报道。塑料粒度越细，正辛醇-水分配系数越大，浸出比例就会越高。在被研究的鸟类中，摄入的塑料显著加剧了高度疏水阻燃剂的生物积累⁸⁸。先前的一项研究还表明，多溴联苯醚（分子量 801.4-959.2 克/摩尔，正辛醇-水分配系数 10.3-12.1²²）会从摄入的塑料迁移到海鸟的身体组织，如腹部脂肪和肝脏组织。模型计算和生物监测数据表明，通过塑料比通过猎物发生接触的风险更高。海鸟胃中的油（来自食物）会起到有机溶剂的作用，加速多溴联苯醚的浸出。这项研究还指出，其他有机消化液，如胆汁，也可能促进来自所摄入塑料的化学物质的浸出和生物积累⁹⁶。因此，消化液中的油性成分有助于疏水性塑料添加剂的浸出，并加剧其在脂肪和肝组织中的积累⁹⁷。在北太平洋其他海鸟（短尾鹱）的腹部脂肪组织中也发现了多溴联苯醚⁹⁸。重要的是，在海鸟摄入的聚丙烯塑料碎片中，除了其他常见的化学添加剂外，还检测到了 UV-328⁹⁹。这项研究假设，当塑料在海洋中破碎和迁移时，正辛醇-水分配系数高的化学物质可以留在其中，直到海鸟将其摄入等情况发生。作者计算出，到第 15 到 16 天，已有 42% 的 UV-328 从塑料粒中浸出，到第 32 天，已有 60% 浸出。胃中的油可能引起聚合物基质膨胀，导致疏水添加剂更容易从聚合物基质中扩散，从而使其浸出量增

加。此外，最近基于半实地条件下的体内塑料喂食实验证明了来自塑料的化学物质（包括 UV-328）会在海鸟组织中积累¹⁰⁰。在日本，将与环境相关剂量的塑料树脂颗粒喂给白额鸛（*Calonectris leucomelas*）雏鸟，这种颗粒结合了一种阻燃剂和四种紫外线吸收剂。宰杀后发现，所有接触了树脂颗粒的雏鸟的消化道中的服用颗粒都没有改变。与其他化学物质一样，UV-328 还存在于实地和半实地海鸟的肝脏、尾羽腺油和脂肪组织中。在肝脏样本中发现的 UV-328 数量表明没有发生相关的代谢，因为 UV-328 含量在收集期间（16 至 32 天）有所增加，最大接触比为 1.9×10^3 （与对照组比较，根据接触组组织中的添加剂浓度计算）¹⁰⁰。这意味着这些鸟通过塑料接触的添加剂比通过环境介质接触的要多。在尾羽腺油中发现的结果证明添加剂确实会从塑料转移到组织中。在阿拉斯加以西约 500 公里、阿留申群岛以北 400 公里的白令海 Pribilof 群岛¹⁰¹，一份厚嘴海鸥的尾羽腺油样本中的 UV-328 含量为 654 纳克/克脂重¹⁰²。根据同一个日本研究小组进行的一项全球调查，通过对尾羽腺油中溴化二苯醚-209、十溴二苯醚和邻苯二甲酸二（2-乙基己基）酯的测量，估计大约 24% 的海鸟会对塑料添加剂产生生物积累¹⁰³。

关于远距离迁移潜能的结论：

33. 由于其物理化学性质，UV-328 不会主要在气相中进行远距离迁移。然而，有几条信息确实表明 UV-328 具有相关的远距离迁移潜能。经合组织工具显示其典型迁移距离和迁移效率大于一些已确认的持久性有机污染物。由于其土壤吸收分配系数和正辛醇-空气分配系数高，UV-328 在吸附到悬浮颗粒上后也可能通过水和（或）空气迁移。此外，从太平洋到北极，UV-328 在世界范围内无处不在，这为 UV-328 在环境中的远距离迁移（包括进入偏远地区）提供了证据。还有另外一种路径：已经发现 UV-328 与塑料废弃物一起迁移，随后从中释放出来，因为其使用量很大，并且具有与从塑料中扩散相兼容的物理化学性质。与塑料基质一起迁移属于远程迁移，会将 UV-328 传播到与塑料颗粒直接相关联的偏远地区。海鸟会摄入塑料颗粒中所含的 UV-328，这已经得到证明。因此，UV-328 具有远距离环境迁移潜能。

3.4. 不利影响

3.4.1. 毒性

34. 根据 EC 1272/2008 号《分类、标签和包装条例》^{1,10,104}，欧洲化学品管理局的风险评估委员会和注册方得出结论认为，UV-328 符合 2 类反复接触危害物质（特定目标器官毒性——子类 2 中的重复接触）标准。这种分类的依据是在大鼠身上进行的亚急性（49 天）和亚慢性（90 天）重复剂量毒性研究。反复口服（灌喂）UV-328 会对几个器官造成毒性，特别是肝脏。建模研究表明 UV-328 不会在小肠中电离，并且很可能在胃肠道中吸收⁸。由于 UV-328 具有疏水性，肝脏将是主要的代谢部位，代谢产物主要通过肾脏排出。通过皮肤摄入是不太可能的¹⁰。

3.4.1.1 急性毒性

35. 在一项大鼠和小鼠的口服灌喂研究中，在单次接触后（未应用优良实验室规范），据报告总体器官没有变化，口服半数致死剂量约为 2.3 克/千克体重¹⁰⁵。在 Ciba-Geigy 公司进行的一项研究中（类似于经合组织试验指南 401，未应用优良实验室规范，1978），单次给药后大鼠口服半数致死剂量 > 7.75 克/千克体

重。一项对白化大鼠的研究（类似于经合组织试验指南 401，未应用优良实验室规范，1987）发现口服半数致死剂量 >2.0 克/千克体重。这些结果也与其他研究一致¹⁰。

36. 测得大鼠急性吸入半数致死浓度为 $0.4\text{--}4.1$ 克/升¹⁰⁵。Ciba-Geigy 公司用大鼠进行了一项研究（类似于经合组织测试指南 403，未应用优良实验室规范，1973），在单次接触 4 小时后发现半数致死浓度 >0.4 毫克/升。另一项用大鼠进行的研究（类似于经合组织测试指南 403，未应用优良实验室规范，1977）表明，在 1 小时后，半数致死浓度 >0.13 毫克/升空气¹⁰。测得家兔经皮肤半数致死剂量为 $1.1\text{--}3.0$ 克/千克体重¹⁰⁵。这一结果是在 Geigy 有限公司的一项研究（类似于经合组织试验指南 402，未应用优良实验室规范，1969）基础上，在单次接触后得出的。未报告皮肤刺激性/敏感性或眼睛刺激性¹⁰。

3.4.1.2 重复剂量毒性

37. 在 Til 等人的研究（1968）中，雄性和雌性大鼠以含 UV-328 的饲料喂养了 49 天（短期）和 90 天（亚慢性）（测试方案类似于经合组织试验指南 408，未应用优良实验室规范，1968）¹⁰⁶。受影响的主要器官是肝脏和肾脏。在 $100\text{--}1600$ 毫克/千克的测试范围内，一次服用 UV-328 的无观测不良效应水平为百万分之 100，相当于大鼠约 22 毫克/千克体重/天的剂量。显微镜检测显示肝、肾发生了改变。在接触浓度达到 2 类反复接触危害物质指导值（ 10 毫克/千克体重/天 $<C \leq 100$ 毫克/千克体重/天），投喂水平为 $52.7\text{--}98.7$ 毫克/千克体重/天时，肝脏局灶性坏死和肾小管肾病符合对人体健康具有显著毒性的标准。计算出最低观测不良效应水平为 10 毫克/千克体重，无观测不良效应水平 <10 毫克/千克体重^{104,106}。

38. 给比格犬在 90 天里通过饲料喂食 UV-328（类似于经合组织试验指南 409，未应用优良实验室规范），浓度范围为 $15\text{--}240$ 毫克/千克体重/天。主要目标器官还是肝和肾。较高剂量组中一些动物的生殖器官也发生了变化。在本研究中，无观测效应水平 <15 毫克/千克体重/天，无观测不良效应水平为 30 毫克/千克体重/天。在较低剂量水平下观察到的肝肾病理变化不符合《分类、标签和包装条例》中规定的标准。然而，在每天接触 60 毫克/千克体重的狗体内所观察到的组织病理学效应符合这些标准。根据在接触剂量 >15 毫克/千克的动物的血清中观测到的几种酶活性的变化和蛋白谱的变化，应将 UV-328 归类为反复接触危害物质^{104,107}。在另一项用比格犬进行的喂食研究中（类似于经合组织试验指南 409，未应用优良实验室规范，1981），91 天后，雄性的无观测效应水平值为 31.75 毫克/千克体重/天，雌性为 34.6 毫克/千克体重/天，且未出现与喂食相关的总体变化或组织病理学变化^{108,109}。

3.4.1.3 遗传毒性和生殖毒性

39. 目前尚无关于 UV-328 致癌性的研究。尚无关于遗传毒性、致突变性¹¹⁰、生殖或发育毒性的报道。没有关于生殖毒性的实验数据。

3.4.1.4 内分泌和代谢评估

40. 经过人 CYP3A4 酶羟基化代谢活化后，观测到 UV-328 在达到 0.25mM 时有较强的抗雄激素活性。人 CYP3A 形成的 UV-328 代谢产物显著增强了对人雄激素受体的抗雄激素活性¹¹¹。UV-328 没有显示相关的雌激素活性¹¹²。这两项研究都是基于双杂交酵母生物测定。

3.4.2 生态毒性

41. 在标准测试中没有观测到生态毒性^{1,15}。然而，丹麦（Q）SAR¹¹³ 和 ECOSAR²² 预测其具有生态毒性。ECOSAR 预测慢性值（慢性毒性值，无观测效应浓度和最低可见作用浓度的几何平均值）和半数致死浓度/半数有效浓度 < 0.1 毫克/升（表 11）²²。在 UV-328 的登记档案中，报告了海水中 UV-328 的无效应浓度预测值为 1 微克/升，海洋沉积物中的无效应浓度预测值为 45.1 毫克/千克沉积物干重。

42. 唯一可用的实验毒性数据来自对水生生物的急性毒性研究，该研究报告在水饱和水平下没有影响；由于 UV-328 在水中的生物利用度很低，通过这一途径不足以达到测试生物的体内效应浓度。估计结果表明，加拿大周围环境中水生生物面临的风险很低，陆地野生动物面临的与长期食用受 UV-328 污染鱼类有关的风险也很低⁸。同样地，大多数测试条件都高于 UV-328 的水溶性。

表 11. 苯并三唑类的 ECOSAR v1.11 结果²²。结果以毫克/升为单位。

	慢性毒性值	半数致死浓度	半数有效浓度
鱼类	7.4×10^{-4}	0.06 (96 小时)	—
水蚤	1.6×10^{-3}	0.06 (48 小时)	—
绿藻	0.02	—	0.04 (96 小时)

3.4.2.1 短期

43. 在 10 毫克/升的浓度下，对鱼类和甲壳类无致死或毒性作用。在藻类中，在最低浓度下经过 72 小时后有一定的影响，但半数有效浓度应为 > 10 毫克/升。在月芽藻（*Pseudokirchneriella subcapitata*，藻类）的生长抑制研究中，经过 72 小时后的限值测试未观测到任何影响，得出的无观测效应浓度为 0.016 毫克/升（经合组织试验指南 201，半静态，优良实验室规范，2007）^{10,15}。在所有浓度下（包括最低浓度 0.1 毫克/升），发现另一种藻类（四尾栅藻，*Scenedesmus subspicatus*）经过 72 小时后生长受到抑制，得出的无观测效应浓度 < 0.1 毫克/升。另一项研究（经合组织试验指南 201，未应用优良实验室规范，1993）报告，经过 72 小时后，半数有效浓度 > 10 毫克/升¹¹⁴。在静态条件下，对微生物（活性污泥）而言，经过 3 小时的半数有效浓度和半数抑制浓度均 > 100 毫克/升（经合组织试验指南 209，未应用良好实验室规范，1988）¹⁰。

44. 水生无脊椎动物水蚤（*Daphnia pulex*）经过 24 和 48 小时后，最大非致死浓度/最大无效应浓度（有效浓度）> 10 毫克/升（标称）（经合组织试验指南 202）¹¹⁵。对大型蚤（经合组织试验指南 202，采用优良实验室规范，2007）的半静态研究表明，48 小时后半数有效浓度 > 83 微克/升。UV-328 浓度高于水溶性，在整个试验过程中都没有观察到不良影响^{10,15}。在对大型蚤的另一项研究中，48 小时后半数有效浓度 > 10 毫克/升。24 小时后，在静态条件下，半数有效浓度 > 100 毫克/升¹⁰。在对大型蚤的另一项研究中（经合组织试验指南 202，未采用优良实验室规范，1988），24 小时后，报告的半数有效浓度/绝对有效浓度为 > 100 毫克/升，最大无效应浓度为 58 毫克/升¹¹⁶。

45. 在对鱼类（斑马鱼）的一项静态研究中（经合组织试验指南 203，未采用优良实验室规范，1988），经过 96 小时后，得出无观测效应浓度/半数致死浓度 > 100 毫克/升¹¹⁷。在对鱼类（青鳉，经合组织试验指南 203，采用优良实验室

规范，2007）的另一项半静态研究中，经过 96 小时后，测定的半数致死浓度 >0.08 毫克/升。这是一项极限试验，计算出的半数致死浓度值大于 UV-328 的最大应用测试浓度（ 0.08 毫克/升）^{10,15}。

46. 就对于水生生物的毒性而言，这些实验结果并不具有结论性。尚无任何所报道的毒性终点值适合计算用于水环境风险评估的无效应浓度预测值⁸。尽管如此，ECOSAR 预测慢性毒性值 <0.1 毫克/升。

3.4.2.2 长期

47. 让淡水绿藻（莱茵衣藻）和一种甲壳类生物（大型蚤）接触 0.01 毫克/升和 10 毫克/升的 UV-234、UV-328，以及两者的混合物。在 21 天中，大型蚤的生长、繁殖和基因转录均未受到影响。经过 96 小时后，莱茵衣藻的细胞活力也无未产生变化。结果表明，在藻类中，接触 UV-328 会增加活性氧自由基的产生，接触 UV-234 后则产生脂质过氧化作用。在转录水平上有明显的协同效应，谷胱甘肽过氧化物酶的表达上调两到六倍，表明 UV-234 和 UV-328 对莱茵衣藻的抗氧化防御系统有潜在影响¹¹⁸。最近，在膳食接触 28 天后，UV-328 导致虹鳟幼鱼（*Oncorhynchus mykiss*）核糖体蛋白转录和涉及免疫反应的基因表达下调。涉及铁稳态的基因也受到 UV-328 的影响³⁶。

关于毒性的结论：

48. UV-328 被认为对哺乳动物有毒，危害人类健康和环境，因为它可能通过长期或反复口服接触而对肝脏和肾脏造成损害（2 类反复接触危害物质）。

4. 陈述关注理由和采取全球行动的必要性

4.1 接触途径

49. 紫外线吸收剂主要通过以下途径进入环境：（一）通过污水处理厂的出水和塑料废弃物；（二）通过使用 UV-328 进行紫外线防护的户外塑料和涂料的老化，以及通过含有 UV-328、以其作为皮肤紫外线防护添加剂的个人护理产品^{18,115,119}。

50. 在工业用途中，一定比例的 UV-328 会释放到废水中。根据 EPI Suite，污水处理厂的总去除率约为 94%。Nakata 和 Shinohara（2010）也报告，出水中 UV-328 的去除率超过 90%¹²⁰。剩余的部分不会在污水处理厂中通过吸附到污泥中而消除，因而会释放到接收水体中¹⁰。在工人身上，它可能通过吸入、皮肤吸收或食入而进入人体。一般人群可能通过吸入灰尘、皮肤接触含有该物质的物品或食用海鲜而产生接触。释放到空气中的 UV-328 将被吸附到颗粒内部或颗粒上，这些颗粒最终会沉降到地面¹¹⁰。同样的概念也适用于 UV-328 在水中的情况。UV-328 也可以通过室内和室外使用释放率低的耐用材料而释放到环境中¹²¹。

51. UV-328 可通过使用通常用于增加肥力的废水生物固体进入土壤⁸。例如，在北欧国家，由于其相关的使用水平（在 SPIN 数据库中，使用指数最高为 5，UV-328 的使用指数为 3-4），环境接触是可能存在的¹³。据报道，根据在菲律宾测量的房屋粉尘浓度，来自粉尘的 UV-328 估计日摄入量为成人 $0.2-0.8$ 纳克/天，幼儿 $0.5-4.6$ 纳克/天，低于指导值（成人 9.0×10^4 纳克/天，幼儿 2.2×10^4 纳克/天）。这些指导值是根据 UV-328（慢性无观测效应水平值或无观测不良效应水平值除以安全系数 1.0×10^4 ）的估计参考剂量值计算得出的¹²²。

52. UV-328 如果释放到土壤中，由于土壤吸收分配系数高，其流动性将很弱。如果释放到水中，UV-328 会吸附到悬浮固体和沉积物上¹¹⁰。

4.2 监测数据

53. 本节中报告的浓度值范围很广。由于数据的变异性，从这组研究中可以得出的最重要结论是，这些研究总体上表明 UV-328 在全球各地和各种基质中都存在。

54. 比较无效应浓度预测值（表 12）和监测数据（第 6.6 节）可发现，有几个数据点接近或超过无效应浓度预测值。例如河水中的含量（纳拉甘西特湾为 7-85 微克/升¹²³）、污水处理厂中的含量（污水处理厂出水中为 0.55-4.7 毫克/升¹²³）、河流沉积物中的含量（纳拉甘西特湾为 300 毫克/千克¹¹），或二次中毒（Pribilof 岛一种厚嘴海鸥的尾羽腺油中为 0.65 毫克/千克脂重⁹⁹）。相比之下，在一项旨在估计接触塑料中化学添加剂情况的喂食研究中，在白额鸛（*Calonectris leucomelas*）雏鸟的肝脏中发现了 5 毫克/千克脂重的含量，在尾羽腺油中发现了 2 毫克/千克脂重的含量^{100,124}。

55. 关于推定无效应水平（表 13），鱼类中的一些高 UV-328 浓度（小龙虾中的 UV-328 含量为 1.3×10^3 微克/千克¹²⁵）相对接近一般人群口服接触的推定无效应水平。对于 70 千克的成年人来说，140 微克/千克/天的推定无效应水平意味着 9.8 毫克/天的口服摄入量。鉴于上述小龙虾体内的 UV328 浓度为 1.3×10^3 微克/千克，这意味着每千克体重要消耗 107.7 克小龙虾，即总共需要消耗 7.5 千克小龙虾。在某些饮食以海鲜为主的区域，比这个数量低一个数量级是合乎实际的一天口服摄入量。

表 12. UV-328 的无效应浓度预测值¹²¹。

对水生生物的危害	
淡水	10 微克/升
间歇性释放（淡水）	100 微克/升
海水	1 微克/升
污水处理厂	1 毫克/升
沉积物（淡水）	451 毫克/千克沉积物干重
沉积物（海水）	45.1 毫克/千克沉积物干重
对陆生生物的危害	
土壤	90 毫克/千克土壤干重
对捕食者的危害	
二次中毒	13.2 毫克/千克食物

表 13. UV-328 的推定无效应水平¹²¹。

工人数据	
吸入接触（全身性、长期）	700 微克/立方米
皮肤接触（全身性、长期）	300 微克/千克体重/天
一般人群数据	
吸入接触（全身性、长期）	170 微克/立方米
皮肤接触（全身性、长期）	140 微克/千克体重/天
皮肤接触（全身性、长期）	140 微克/千克体重/天

56. 第 6.6 节提供了广泛的相关文献回顾。接下来的段落只讨论有关 UV-328 类似持久性有机污染物特性的报道。

4.2.1 水

57. 在日本冲绳岛的海滩、珊瑚礁和一条河流的海水和淡水中发现了几种防晒剂，其中包括 UV-328。珊瑚礁的 UV-328 浓度与海滩或河流的 UV-328 浓度相似，甚至更高。从海滩现场采集的海水样本中，UV-328 占主导地位（2.8-287 纳克/升）⁴⁷。

58. 在加拿大，一项对溪流中苯并三唑紫外线吸收剂的监测研究显示，城市溪流在发生径流时表现出类似的浓度趋势，UV-328 占主导地位（240 纳克/克），比农村样本中高 10 倍。该报告还表明，导致城市和农村背景下苯并三唑紫外线吸收剂情况类似的，可能是来自塑料废弃物的相对较高且持续不断的排放，而不是各个时期的工业排放。季节性影响也很明显¹²⁶。

4.2.2 沉积物

59. 在日本，在 1930 年至 1999 年沉积期的样品中，沉积岩芯中的浓度在 1970 年之后呈随时间上升的趋势（4-10 纳克/克干重）¹²⁷。

60. 在美国纳拉甘西特湾进行了关于 UV-327 和 UV-328 污染的案例研究，即使在这两种物质的环境释放停止了几十年后，还有几项研究在调查其存在情况。这些数据显示了精确到微克/克水平的 UV-328 浓度²⁰。UV-327 和 UV-328 是在 Pawtuxet 河的一家工厂生产的，Pawtuxet 河流入 Providence 河，再到达纳拉甘西特湾。据报道，1963 年至 1972 年生产了 UV-327，1970 年至 1985 年生产了 UV-328^{11,21}。从那时起，在蛤蜊和沉积岩芯中发现了 UV-328 和其他物质^{123,128-130}。1977-1978 年间采集的沉积岩芯显示，浓度随深度和距排放点的距离而降低^{11,130}。所有化合物的降幅都大约都是指数级的。还调查了 1979-1980 年在沉积岩芯中的深度分布，这反映了苯并三唑酚输入的历史记录：UV-328 在表层的浓度最高，这与其生产期较近有关。1989 年和 1997 年进行了更多的沉积岩芯分析。在海洋和淡水样本中再次检测到苯并三唑^{21,131}。

4.2.3 污水处理厂

61. 日本的一份报告显示，UV-328 是污水处理厂进水中常见的紫外线吸收剂（34 纳克/升），去除率超过 90%。相应地，在污水污泥中检测到了高浓度。出水中的浓度一般低于 5 纳克/升，表明在污水处理期间可得到相对有效的消除¹²⁰。另一项研究表明，UV-328 在河床沉积物中占主导地位（最高可达 17.9 纳克/克

干重），污水处理厂的出水是主要的污染源¹³²。这些结果表明，污水处理厂是水生态系统的污染源。此外，在几个国家，污水污泥用于农业，可能成为污染媒介¹³³。

62. 在西班牙的大加纳利岛，来自沿海水域和污水处理厂的样品含有 UV-328，这是最常用的苯并三唑紫外线吸收剂之一。来自大多数旅游区的样品具有较高的浓度（最高达 1.8 微克/千克干重）^{134,135}。葡萄牙和西班牙的城市污水中也检测到 UV-328，浓度范围为 21.0-76.0 纳克/升¹³⁶。在瑞典，污水处理厂出水和污泥中的 UV-328 含量高达数十微克/公斤。在垃圾填埋场渗滤液和暴雨积水中也检测到了 UV-328。在一份垃圾填埋场流出物颗粒样本中，检测到 UV-328 含量为 3.1 微克/克干重⁴³。在挪威，污水处理厂的出水中含有 7-57 纳克/升的 UV-328⁴⁶。

63. 在加拿大，UV-328（140 纳克/克干重）和 UV-234 是最多的苯并三唑紫外线吸收剂¹³³。在另一项研究中，在污水处理厂进水和出水、生物固体、地表水和沉积物中分别检测到纳克/升和纳克/克水平的 UV-328 和其他苯并三唑酚。此外，安大略湖的一个沉积岩芯从 1975 年到 2013 年的每一层中都存在 UV-328¹³⁷。在纳拉甘西特湾，旧化工厂上游的一家市政污水处理厂的污泥中含有微克/克干重水平的 UV-327 和 UV-328¹³⁸。在 20 世纪 70 年代，在工业污水处理厂的出水、河水和沉积物中检测到了 UV-328。原化工生产场地的工业污水处理厂效率低下，因此下游沉积物中的 UV-327 和 UV-328 的浓度很高，在百万分之一范围内^{123,129}。

4.2.4 生物基质

64. 2011 年在大韩民国，UV328 是人乳中主要的苯并三唑（分布系数 97.6%），浓度最高达 334 纳克/克脂重¹³⁹。通过食用母乳而达到的估计日摄入量估计为 0.36 微克/千克体重/天。这项研究指出，苯并三唑缺乏公认的暂定每日可耐受摄入量值¹³⁹。在日本、越南和菲律宾，在人乳中也检测到了几种苯并三唑，UV-328 是其中一种（1.2 纳克/克脂重，分布系数 16%；含量低于参考剂量）¹⁴⁰。本研究使用的 UV-328 的参考剂量为 10 微克/千克体重/天¹⁰⁹。日本、大韩民国、中国、西班牙和美国的人体脂肪组织也含有 UV-328（最高达 35 纳克/克脂重，分布系数 45.2%）²⁹。

65. 在加拿大的一条城市小溪中，33-57%的采样生物群中存在 UV-328，浓度最高达 1.3 微克/克脂重（小龙虾）¹²⁵。在中国珠江口，包括 UV328 在内的几种苯并三唑在海洋野生动物中的含量最高达 258.9 纳克/克脂重¹⁴¹。在较早的一项研究中，在野生水生生物中没有检测到 UV-328，但在养殖的红鲷中存在（最高为 0.8 纳克/克干重）¹⁴²。美国（南卡罗来纳州）和加拿大（安大略省）的样本显示，几种鱼和一种鸟的血浆中的 UV-328 分布系数很高，在鲤鱼中高达 3.8 纳克/克湿重。以前在美国（佛罗里达州）和加拿大（安大略省）的海洋生物群中也报道过类似的结果，在白亚口鱼（全身）中最高达 3.9 纳克/克⁴⁹。在加拿大的一条城市溪流中，鱼肝是积累紫外线吸收剂的主要组织，UV-328 的浓度范围为 0.6-20.7 纳克/克湿重¹⁴³。在 1990 年采集的日本海洋哺乳动物脂肪样本中，最高浓度约为 70 纳克/克脂重¹²⁷。江豚体内 UV-328 的平均浓度为 38 纳克/克脂重，约比小型鱼类体内浓度（8.4 纳克/克脂重）高四倍。海洋生物中的 UV-328 浓度因物种而异，在鲭鱼和锤头鲨的肝脏中检测到较高的浓度³⁰。所有的有明海海洋生物样本中都存在紫外线吸收剂，UV-328 浓度最高达 55 纳克/克脂重¹⁴⁴。在潮滩腹足类动物和营养级较高的物种（如鱼类或甲壳类）的全身和肝脏中也检测到非常高的浓度，最高达 460 纳克/克脂重（在一种潮滩腹足类动

物体内)¹⁴⁴。潮滩生物体内的 UV-328 浓度高于浅水物种。UV-328 在生物群中的存在具有变异性和物种特异性 (<0.2-55.0 纳克/克湿重, 分布系数 89.3%)²⁷。UV-328 在江豚体内占主导地位²⁷。在挪威峡湾的生物群中存在 UV-328 (最高达 19.5 纳克/克)^{145,146}。在德国的几条河流中, 在欧鳊肝脏中检测到纳克/克值较低浓度的苯并三唑, 其中 UV-328 属于检测到的浓度最高之列¹⁴⁷。分析挪威一条河流中的各种生物基质 (苔藓和水中悬浮生物、褐鳟鱼) 后, 均发现其中存在 UV-328, 但纳克/克水平较低¹⁴⁸。

66. 来自日本和大韩民国的食品样本也含有苯并三唑。污染无处不在, 最高浓度出现在海鲜 (1.7 纳克/克湿重) 和肉类中 (1 纳克/克湿重)²⁹。来自太平洋的贻贝 (2003-2007 年) 显示苯并三唑广泛分布, 类似于多氯联苯、滴滴涕和多溴联苯醚。在所有样本中都检测到了苯并三唑, 特别是来自大韩民国和日本的样本; UV-328 含量最高达 830 纳克/克脂重²⁸。另一份报告显示, 有明海潮滩地区底层底栖生物中的浓度最高, UV-328 是主要的苯并三唑之一 (1-460 纳克/克脂重)¹⁴⁴。在较高营养级的物种中, UV-328 和 UV-327 占主要地位¹⁴⁴。在另一项关于贻贝的研究中, 经常在香港和大韩民国发现 UV-328 的最高浓度 (约为 0.8 微克/克脂重)。在美国, 在很少的贻贝样本中检测到了 UV-328, 最高值约为 0.3 微克/克脂重¹⁴⁹。在菲律宾的马尼拉湾, 几乎所有鱼类样本中都检测到了纳克/克水平的苯并三唑紫外线吸收剂。88% 的样品中含有 UV-328, 含量最高达 34.2 纳克/克。苯并三唑在不同鱼种中的分布情况不同, 这可能体现了所研究物质在不同物种中的积累和生物降解性的差异^{26,150}。

4.2.5 其他基质

67. 纺织品中存在相关浓度的苯并三唑, 包括 UV-328 (最高达 106 纳克/克), 表明其是人类和环境接触的潜在来源^{151,152}。在西班牙室内灰尘样本中, UV-328 (91 纳克/克) 无处不在¹⁵³。在菲律宾, 居民区和市政废物倾倒区的房屋灰尘中也含有苯并三唑; UV-328 含量最高达 304 纳克/克。通过室内灰尘摄取的估计日摄入量比指导值低两到四个数量级。这些指导值是根据 UV-328 (慢性无观测效应水平值或无观测不良效应水平值除以安全系数 1.0×10^4) 的估计参考剂量值计算得出的。然而, 幼儿的估计日摄入量比成年人高五倍^{122,154}。2010 年, 在一条繁忙道路上的道路灰尘样本中也检测到了 UV-328。这些浓度与交通密度相关 (2-40 纳克/克干重)¹²⁷。

68. 紫外线吸收剂和抗氧化剂广泛用于塑料饮食包装, 在中国此类产品中检测到了紫外线吸收剂苯并三唑, 包括 UV-328 (最高达 30.5 微克/克)¹⁵⁵⁻¹⁵⁷。在一项关于老化塑料的研究中, 大多数抗氧化剂和紫外线吸收剂的浓度在新塑料中比在相应的塑料废弃物中略高, 这意味着可能存在渗出现象。在这项研究中, UV-328 是废弃物中最不常见的污染物, 但在新塑料中的含量相对较多, 达到了较高的纳克/克水平。新塑料中的分布系数为 100%, 废弃物中为 97%⁸⁶。在从沿海海滩收集的塑料废弃物中, UV-328 是检测到的主要化学物质之一¹⁵⁸。

4.2.6 偏远地区

69. 在挪威的城市和偏远地点检测到了 UV-328。偏远的地点在斯瓦尔巴, 特别是新奥尔松及其东北部, 分别距离朗伊尔城 (斯瓦尔巴最大的定居点, 人口 2 368 人) 约 110 至 170 公里。斯瓦尔巴岛本身距离挪威北部的特罗姆瑟 (人口 76 734) 近 1 000 公里。在北极生物群中, UV-328 的分布系数随物种的不同而不同, 其浓度在较低的纳克/克范围内⁴⁶: 普通绒鸭 (卵)、三趾鸥 (卵) 和水貂 (肝) 中的分布系数为 100%, 欧洲绿鸕鹚 (卵) 和北极鸥 (卵) 中的分布

系数为 60%，北极熊（血浆）中的分布系数为 0%。如第 3.3.2 节所述，血浆不是 UV-328 等疏水化学物质最相关的基质。

70. 在美国五大湖区，在银鸥卵中检测到的 UV-328 浓度最高达 13 纳克/克湿重，它是银鸥卵中唯一经常测量的苯并三唑紫外线吸收剂。在苏必利尔湖的一些采样点，如 Thunder Bay-Pie 岛和 Marathon（距离最近的机场 20 公里，距离明尼阿波利斯 480 公里），UV-328 在银鸥卵中的分布系数为 100%，这与污水处理厂进水和出水以及生物固体中较高的含量一致。鸟类似乎比鱼类积累更多的 UV-328，这可能与所处营养级有关⁴⁴。在加拿大北极地区，在来自利奥波德王子岛的暴雪鹱肝脏中检测到了 UV-328（3.8 纳克/克湿重，分布系数 11%）⁴⁵。

4.3 结论

71. 根据现有数据，UV-328 符合《斯德哥尔摩公约》附件 D 中列出的关于持久性、生物累积性、远距离迁移潜能和不利影响的筛选标准。由于其用途较多并仍在持续使用，UV-328 会通过人类活动排放到环境中，这些活动包括制造过程、消费产品以及废物的处理和管理。UV-328 在偏远地区存在是一个问题，而充当 UV-328 环境循环过程中连续来源的塑料废弃物发生远距离迁移，会加剧游离 UV-328 在环境中的远距离迁移。

72. UV-328 在环境中的分布已被证明会导致 UV-328 遍布全球，危害人类健康和环境。在停止释放几十年后，UV-328 仍在环境中存在，说明其具有高度的持久性。对北极圈内的生物群、水和沉积物以及背景样本进行测量时，也发现了 UV-328 的存在。在人类中，已在母乳和脂肪组织中检测到 UV-328。这一证据表明 UV-328 具有生物累积性。在海洋生物群中也检测到了 UV-328，有证据表明其在食物链中具有生物放大作用。药物动力学模型表明，UV-328 和其他苯并三唑一样，将在胃肠道中吸收，在肝脏中代谢，并通过肾脏排泄。这会导致肝肾毒性。

73. UV-328 在很大程度上不会挥发，也不会以气相分布。然而，它会在吸附到颗粒物（如空气中的气溶胶颗粒或水中的悬浮固体）时发生迁移。经合组织工具显示其具有与已经列入《斯德哥尔摩公约》的几种持久性有机污染物类似的总体持久性、典型迁移距离和迁移效率。重要的是，不仅是游离 UV-328 会在环境中远距离迁移，同时塑料废弃物也发生迁移，成为 UV-328 不断渗出的载体。这种渗出不仅会进入环境，例如水中，然后转移到沉积物中，而且还会从生物群摄取的塑料基质转移到其组织中，例如 UV-328 从海鸟胃中的塑料转移到尾羽腺油中。

74. 在欧盟，UV-328 是公认的 2 类反复接触危害物质。关于生态毒性的实验数据是有限的，但有了交叉比对和建模数据，便可能推断出对水生物种很可能造成的危险影响。

75. UV-328 已经列入几项国家和国际研究或几份国家和国际清单（如 CEPA、NITE、TSCA、OSPAR、SIN LIST、SPIN），其中已确定其对人类健康和环境的危害特性。根据《化学品注册、评估、许可和限制条例》，UV-328 是一种高度关注物质（持久性、生物累积性、毒性/高持久性、高度生物累积性），因此于 2020 年 2 月被列入该条例的附件十四。2019 年初，UV-328 等被列为欧盟大量使用的塑料添加剂，应优先进行进一步评估。

参考文献¹

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

¹ 为节约成本，本文件的参考文献和附录均未翻译。

- among the “Existing” and “New” Chemicals of the EU. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 5680–5687 (2012).
25. Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D. & Schulte, C. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environ. Sci. Eur.* **28**, 4 (2016).
26. Kim, J.-W. *et al.* Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Chemosphere* **85**, 751–758 (2011).
27. Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J. Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 6920–6926 (2009).
28. Nakata, H. *et al.* Asia-Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 2211–2218 (2012).
29. Yanagimoto, H. *et al.* Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain, and the USA. in *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America* 257 (2011).
30. Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M. Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS). *J. Environ. Monit.* **12**, 2088–2092 (2010).
31. Arnot, J. A. & Gobas, F. A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR Comb. Sci.* **22**, 337–345 (2003).
32. Arnot, J. & Gobas, F. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* **14**, 257–297 (2006).
33. Arnot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 2263–2270 (2008).
34. Arnot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 341–351 (2008).
35. Arnot, J. A. & Gobas, F. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**, 2343–2355 (2004).
36. Giraudo, M. *et al.* Food-borne exposure of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to benzotriazole UV stabilizers alone and in mixture induces specific transcriptional changes. *Environ. Toxicol. Chem.* **n/a**, (2020).
37. Wania, F. Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 1344–1351 (2003).
38. van der Does, M., Knippertz, P., Zschenderlein, P., Giles Harrison, R. & Stuut, J.-B. W. The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Sci. Adv.* **4**, eaau2768 (2018).
39. Waiblinger, F. *et al.* Light-Induced Opening of the Intramolecular Hydrogen Bond of UV Absorbers of the 2-(2-Hydroxyphenyl)-1,3,5-triazine and the 2-(2-Hydroxyphenyl)benzotriazole Type. *J. Phys. Chem. A* **104**, 1100–1106 (2000).
40. Stein, M. *et al.* Influence of Polymer Matrixes on the Photophysical Properties of UV Absorbers. *J. Phys. Chem. A* **106**, 2055–2066 (2002).
41. Werner, T. Triplet deactivation in benzotriazole-type ultraviolet stabilizers. *J. Phys. Chem.* **83**, 320–325 (1979).
42. Scheringer, M., MacLeod, M. & Wegmann, F. The OECD POV and LRTP Screening Tool. (2009).
43. Brorström-Lundén, E. *et al.* Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009, Report B2023. IVL-Swedish Environmental Research Institute (2011).
44. Lu, Z. *et al.* Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 1280–1289 (2018).

45. Lu, Z. *et al.* Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals. *Sci. Total Environ.* **663**, 950–957 (2019).
46. Schlabach, M. *et al.* *Screening Programme 2017 – AMAP Assessment Compounds, NILU Project no. O-117085.* (2018) doi:10.13140/RG.2.2.36121.47200.
47. Tashiro, Y. & Kameda, Y. Concentration of organic sun-blocking agents in seawater of beaches and coral reefs of Okinawa Island, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* **77**, 333–340 (2013).
48. Lu, Z. *et al.* Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Sci. Total Environ.* **647**, 182–190 (2019).
49. Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O. Simultaneous determination of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole ultra violet stabilizers in blood plasma and fish homogenates by ultra high performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1461**, 51–58 (2016).
50. Nelms, S. E. *et al.* Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? *Sci. Rep.* **9**, 1075 (2019).
51. Geyer, R., Jambeck, J. R. & Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* **3**, e1700782 (2017).
52. PlasticsEurope. *Plastics – the Facts 2018.* (2018).
53. Peeken, I. *et al.* Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat. Commun.* **9**, 1505 (2018).
54. Obbard, R. W. Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* **1**, 24–29 (2018).
55. Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I. & Officer, R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* **5**, 14947 (2015).
56. Zhang, K. *et al.* Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environ. Pollut.* **219**, 450–455 (2016).
57. Lavers, J. L. & Bond, A. L. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 6052 LP – 6055 (2017).
58. Lavers, J. L., Dicks, L., Dicks, M. R. & Finger, A. Significant plastic accumulation on the Cocos (Keeling) Islands, Australia. *Sci. Rep.* **9**, 7102 (2019).
59. Bouwman, H., Evans, S. W., Cole, N., Choong Kwet Yive, N. S. & Kylin, H. The flip-or-flop boutique: Marine debris on the shores of St Brandon's rock, an isolated tropical atoll in the Indian Ocean. *Mar. Environ. Res.* (2016) doi:10.1016/j.marenvres.2015.12.013.
60. Eriksen, M., Thiel, M. & Lebreton, L. Nature of Plastic Marine Pollution in the Subtropical Gyres BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 135–162 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2016_123.
61. Cheng, W. *et al.* Organophosphorus esters in the oceans and possible relation with ocean gyres. *Environ. Pollut.* **180**, 159–164 (2013).
62. Van Sebille, E., England, M. H. & Froyland, G. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environ. Res. Lett.* **7**, 6 (2012).
63. Maximenko, N., Hafner, J. & Niiler, P. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.* **65**, 51–62 (2012).
64. 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 Lesbos island beaches (Greece). *Mar. Environ. Res.* **65**, 283–290 (2008).
66. Andrady, A. L. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1596–1605 (2011).

67. Shim, W. J., Hong, S. H. & Eo, S. Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition (Chapter 1). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 1–26 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1.
68. Kwon, J.-H., Chang, S., Hong, S. H. & Shim, W. J. Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: Importance of hydrophobic additives. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **13**, 494–499 (2017).
69. O'Connor, I. A., Golsteijn, L. & Hendriks, A. J. Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. *Mar. Pollut. Bull.* **113**, 17–24 (2016).
70. Jahnke, A. *et al.* Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 85–90 (2017).
71. Hong, S. H., Shim, W. J. & Jang, M. Chemicals Associated With Marine Plastic Debris and Microplastics: Analyses and Contaminant Levels (Chapter 9). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 271–315 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00009-6.
72. Groh, K. J. *et al.* Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Sci. Total Environ.* **651**, 3253–3268 (2019).
73. Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. *Marine anthropogenic litter*. (Springer, 2015).
74. Lithner, D., Larsson, Å. & Dave, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* **409**, 3309–3324 (2011).
75. Rydberg, T. *et al.* Emissions of additives from plastics in the societal material stock: a case study for Sweden (Chapter 14). in *Handbook of Environmental Chemistry. Global Risk-Based Management of Chemical Additives I* 253–264 (Springer, 2011).
76. OECD. *Emission Scenario Document On Plastic Additives. Series On Emission Scenario Documents. Number 3.* (2009).
77. OECD. *Complementing Document To The Emission Scenario Document On Plastic Additives: Plastic Additives During The Use Of End Products. Series on Emission Scenario Documents No. 38.* (2019).
78. Rochman, C. M. *et al.* Classify plastic waste as hazardous. *Nature* **494**, 169 (2013).
79. Rochman, C. M. The Role of Plastic Debris as Another Source of Hazardous Chemicals in Lower-Trophic Level Organisms BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 281–295 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/978_2016_17.
80. Hirai, H. *et al.* Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1683–1692 (2011).
81. Al-Odaini, N. A., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M. & Hong, S. H. Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea. *Sci. Total Environ.* **505**, 290–298 (2015).
82. Ogata, Y. *et al.* International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* **58**, 1437–1446 (2009).
83. Heskett, M. *et al.* Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 445–448 (2012).
84. Jang, M. *et al.* Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 4951–4960 (2016).
85. ECHA. *Plastic additives initiative - Supplementary Information on Scope and Methods.* (2019).
86. Rani, M. *et al.* Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Sci. Total Environ.* **579**, 745–754 (2017).
87. Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M. & Ishizuka, M. Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai,

- Hawaii. *Mar. Pollut. Bull.* (2020) doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110732.
88. Guo, H., Zheng, X., Ru, S., Luo, X. & Mai, B. The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: The significant risk of highly lipophilic FRs. *J. Environ. Sci.* **85**, 200–207 (2019).
89. Denghel, H., Leibold, E. & Göen, T. Oxidative phase I metabolism of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) in an in vitro model with human liver microsomes. *Toxicol. Vitro.* (2019) doi:10.1016/j.tiv.2019.06.012.
90. Syberg, K. *et al.* Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ. Toxicol. Chem.* **34**, 945–953 (2015).
91. Lee, H., Chang, S., Kim, S.-K. & Kwon, J.-H. Fugacity analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons between microplastics and seawater. *Ocean Sci. J.* **52**, 43–55 (2017).
92. Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J. & Kane Driscoll, S. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ. Toxicol. Chem.* **35**, 1667–1676 (2016).
93. Wang, F., Wang, F. & Zeng, E. Y. Sorption of Toxic Chemicals on Microplastics (Chapter 7). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 225–247 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00007-2.
94. Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.* **42**, 5026–5031 (2008).
95. Kershaw, P. J. & Rochman, C. M. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. *Reports Stud. Jt. Gr. Expert. Sci. Asp. Mar. Environ. Prot. eng no.* 93 (2015).
96. Tanaka, K. *et al.* Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environ. Sci. Technol.* **49**, 11799–11807 (2015).
97. Tanaka, K., Yamashita, R. & Takada, H. Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 267–280 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2018_255.
98. Tanaka, K. *et al.* Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Pollut. Bull.* **69**, 219–222 (2013).
99. Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T. & Takada, H. Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Mar. Pollut. Bull.* **145**, 36–41 (2019).
100. Tanaka, K. *et al.* In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Curr. Biol.* **30**, (2020).
101. Britannica, E. Pribilof Islands. *Encyclopædia Britannica, inc.* (2016).
102. Takada, H., Tanaka, K., Yamashita, R. & Watanuki, Y. ENVR 139: Transfer of additives from ingested plastics to seabirds and their accumulation in the tissue. in *ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition* (2019).
103. Takada, H. Hazardous chemicals in marine plastics and their threat to marine organisms - Keynote. in *Dioxin* (2019).
104. RAC, C. for R. A. *Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328).* (2013).
105. Ciba-Geigy. *Acute Oral LD50 In The Rat Of TK 10046.* (1978).
106. Til, H., van der Meulen, H., Huismans, J. & de Groot, A. *Short-term (49-day) and sub-chronic (90-day) toxicity studies with 'BY 1137' in rats.* (1968).
107. Ciba-Geigy. *Three months Toxicity Study. Tinuvin 328. Dietary administration – Beagle Dogs.* (1970).
108. Ciba-Geigy. *Final Report TK 10047 - Three-month toxicity study on dogs.* (1981).

109. OECD. *Case Study on the Use of an Integrated Approach to Testing and Assessment for the Repeated-Dose Toxicity of Phenolic Benzotriazoles - ENV/JM/MONO(2017)23*. (2017).
110. (US), N. L. of M. 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol; CASRN: 25973-55-1. *Hazardous Substances Data Bank [Internet]* (2018).
111. Zhuang, S. *et al.* Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation. *Environ. Pollut.* **220**, 616–624 (2017).
112. Kawamura, Y. *et al.* Estrogenic Activities of UV Stabilizers Used in Food Contact Plastics and Benzophenone Derivatives Tested by the Yeast Two-Hybrid Assay. *J. Heal. Sci.* **49**, 205–212 (2003).
113. Denmark, T. U. of. Danish (Q)SAR Database. *Division of Diet, Disease Prevention and Toxicology, National Food Institute* (2018).
114. Hicks, S. & Gledhill, D. *Acute Toxicity Screen of Tinuvin 328 to Scenedesmus subspicatus*. (1993).
115. Kim, J.-W., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Acute toxicity of benzotriazole ultraviolet stabilizers on freshwater crustacean (*Daphnia pulex*). *J. Toxicol. Sci.* **36**, 247–251 (2011).
116. Ciba-Geigy. *Test for acute Toxicity of TK 10046 to Daphnia magna, OECD-Guideline No. 202*. (1988).
117. Ciba-Geigy. *Test for acute toxicity of TK 10046 to Zebra Fish, OECD-Guideline No. 203*. (1988).
118. Giraudo, M. *et al.* Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* **36**, 3333–3342 (2017).
119. Brausch, J. M. & Rand, G. M. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere* **82**, 1518–1532 (2011).
120. Nakata, H. & Shinohara, R.-I. Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers and Polycyclic Musks in Wastewater Treatment Plant Samples in Japan. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Specim. Bank* **4**, 51–59 (2010).
121. ECHA. 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Brief Profile. *REACH* (2018).
122. Kim, J.-W. *et al.* Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure. *Sci. Total Environ.* **424**, 174–181 (2012).
123. Jungclaus, G., Avila, V. & Hites, R. Organic compounds in an industrial Wastewater: a case study of their environmental impact. *Environ. Sci. Technol.* **12**, 88–96 (1978).
124. Tanaka, K. *et al.* Direct In Vivo Evidence for Accumulation of Plastic Derived Chemicals in Seabird Tissue. *Curr. Biol.* (2019).
125. Lu, Z. *et al.* Distribution, Partitioning and Bioaccumulation of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 9089–9097 (2016).
126. Parajulee, A., Lei, Y. D., Kananathalingam, A., Mitchell, C. P. J. & Wania, F. Investigating the Sources and Transport of Benzotriazole UV Stabilizers during Rainfall and Snowmelt across an Urbanization Gradient. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 2595–2602 (2018).
127. Nakata, H. Benzotriazole UV Stabilizer (BUVS) in Human and Wildlife - Is it a POPs? in *4th International Conference on Environmental Health Science - 2011* (2011).
128. Pruell, R. J., Hoffman, E. J. & Quinn, J. G. Total hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic organic compounds in the Hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, purchased at commercial seafood stores. *Mar. Environ. Res.* **11**, 163–181 (1984).
129. Hites, R. A., Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V. & Sheldon, L. S. Potentially Toxic Organic Compounds in Industrial Wastewaters and River Systems: Two Case Studies. *Monit. Toxic Subst.* **94**, 5–63 (1979).
130. Pruell, R. J. & Quinn, J. G. Geochemistry of organic contaminants in Narragansett Bay sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **21**, 295–312 (1985).
131. Reddy, C. M., Quinn, J. G. & King, J. W. Free and Bound Benzotriazoles in Marine and Freshwater Sediments. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 973–979 (2000).

132. Peng, X. *et al.* Persistence, temporal and spatial profiles of ultraviolet absorbents and phenolic personal care products in riverine and estuarine sediment of the Pearl River catchment, China. *J. Hazard. Mater.* **323**, 139–146 (2017).
133. Lu, Z., Smyth, S. A., Peart, T. E. & De Silva, A. O. Occurrence and fate of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in various Canadian wastewater treatment processes. *Water Res.* **124**, 158–166 (2017).
134. Montesdeoca-Esponda, S., Álvarez-Raya, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *J. Environ. Manage.* **233**, 567–575 (2019).
135. García-Guerra, R. B. *et al.* Rapid monitoring of residual UV-stabilizers in seawater samples from beaches using fabric phase sorptive extraction and UHPLC-MS/MS. *Chemosphere* **164**, 201–207 (2016).
136. Carpinteiro, I., Ramil, M., Rodríguez, I. & Nogueira, J. M. F. Combining stir-bar sorptive extraction and large volume injection-gas chromatography-mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV stabilizers in wastewater matrices. *J. Sep. Sci.* **35**, 459–467 (2012).
137. De Silva, A., Muir, D. & Smyth, S. *Unpublished monitoring data submitted to Ecological Assessment Division of Environment Canada.* (2014).
138. Oviatt, C. A. *et al.* Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: A mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Ser.* **41**, 187–203 (1987).
139. Lee, S. *et al.* Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time–course variation and infant health risk. *Environ. Res.* **140**, 466–473 (2015).
140. Kim, J.-W. *et al.* Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries. *Sci. Total Environ.* **655**, 1081–1088 (2019).
141. Peng, X. *et al.* Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environ. Pollut.* **225**, 55–65 (2017).
142. Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C. Multi-target determination of organic ultraviolet absorbents in organism tissues by ultrasonic assisted extraction and ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1384**, 97–106 (2015).
143. Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R. Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 433–438 (2017).
144. Nakata, H. *et al.* Occurrence and Concentrations of Persistent Personal Care Products, Organic UV Filters, in the Marine Environment. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Res. Asia* 239–246 (2009).
145. Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environ. Int.* **80**, 1–7 (2015).
146. Thomas, K. *et al.* *Screening programme 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances.* (2014).
147. Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P. & Ternes, T. A. Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environ. Pollut.* **212**, 401–412 (2016).
148. Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V. Priority substances and emerging contaminants in selected Norwegian rivers–The River Monitoring Programme 2017. *NIVA-rapport* (2018).
149. Nakata, H. *et al.* Benzotriazole UV Stabilizers in the Environment: Is it a POPs? in *32nd SETAC North America* (2011).
150. Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Multiresidue analytical method for the determination of antimicrobials, preservatives, benzotriazole UV stabilizers, flame retardants and plasticizers in fish using ultra high performance liquid chromatography

- p coupled with tandem mass spectrometry.
- J. Chromatogr. A*
- 1218**
- , 3511–3520 (2011).
151. Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R. & Östman, C. The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**, 2537–2548 (2016).
 152. Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G. & Östman, C. Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 5842–5849 (2015).
 153. Carpintero, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Ramil, M. & Cela, R. Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *J. Chromatogr. A* **1217**, 3729–3735 (2010).
 154. Kim, J.-W. *et al.* Analysis of Benzotriazole UV Stabilizers in House Dust Using an UHPLC-MS/MS. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem.* **6**, (2012).
 155. Zhang, D., Liu, C. & Yang, Y. Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia* **79**, 45–52 (2016).
 156. Gao, Y., Gu, Y. & Wei, Y. Determination of Polymer Additives—Antioxidants and Ultraviolet (UV) Absorbers by High-Performance Liquid Chromatography Coupled with UV Photodiode Array Detection in Food Simulants. *J. Agric. Food Chem.* **59**, 12982–12989 (2011).
 157. Chang, L. *et al.* Simultaneous Analysis of Trace Polymer Additives in Plastic Beverage Packaging by Solvent Sublation Followed by High-Performance Liquid Chromatography. *J. Agric. Food Chem.* **61**, 7165–7171 (2013).
 158. Rani, M. *et al.* Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **69**, 352–366 (2015).
 159. Becker, L., Scheringer, M., Schenker, U. & Hungerbühler, K. Assessment of the environmental persistence and long-range transport of endosulfan. *Environ. Pollut.* **159**, 1737–1743 (2011).
 160. Klasmeier, Jö. *et al.* Application of Multimedia Models for Screening Assessment of Long-Range Transport Potential and Overall Persistence. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 53–60 (2006).
 161. POPRC. *Risk profile on hexabromocyclododecane*. (2010).
 162. Liu, Q., Krüger, H. & Zetzsch, C. Degradation study of the aerosol-borne insecticides 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).
174. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z., Kabir, A., Furton, K. G. & Santana-Rodríguez, J. J. Fabric phase sorptive extraction followed by UHPLC-MS/MS for the analysis of benzotriazole UV stabilizers in sewage samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **407**, 8137–8150 (2015).
175. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. On-line solid-phase extraction coupled to ultra-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry detection for the determination of benzotriazole UV stabilizers in coastal marine and wastewater samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **403**, 867–876 (2012).
176. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Microwave-assisted extraction combined with on-line solid phase extraction followed by ultra-high-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometric determination of benzotriazole UV stabilizers in marine sediments and sewage sludges. *J. Sep. Sci.* **36**, 781–788 (2012).
177. Casado, J., Rodríguez, I., Carpinteiro, I., Ramil, M. & Cela, R. Gas chromatography quadrupole time-of-flight mass spectrometry determination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in sludge samples. *J. Chromatogr. A* **1293**, 126–132 (2013).
178. Carpinteiro, I., Abuín, B., Ramil, M., Rodríguez, I. & Cela, R. Matrix solid-phase dispersion followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV absorbers in sediments. *Anal. Bioanal. Chem.* **402**, 519–527 (2012).
179. Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Cela, R. & Ramil, M. Headspace solid-phase microextraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the sensitive determination of benzotriazole UV stabilizers in water samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **397**, 829–839 (2010).
180. Maceira, A., Borrull, F. & Marcé, R. M. Occurrence of plastic additives in outdoor air particulate matters from two industrial parks of Tarragona, Spain: Human inhalation intake risk assessment. *J. Hazard. Mater.* (2019) doi:10.1016/j.jhazmat.2019.04.014.
181. Apel, C., Joerss, H. & Ebinghaus, R. Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. *Chemosphere* **212**, 254–261 (2018).
182. De Silva, A. & Muir, D. Benzotriazole UV Stabilizers and Substituted Diphenylamine Antioxidants: Emerging Organic Pollutants in San Francisco Bay. in *ECWG Meeting, Spring* (2015).
183. Allinson, M., Kameda, Y., Kimura, K. & Allinson, G. Occurrence and assessment of the risk of ultraviolet filters and light stabilizers in Victorian estuaries. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**, 12022–12033 (2018).
184. Mansouri, K., Grulke, C. M., Judson, R. S. & Williams, A. J. OPERA models for predicting physicochemical properties and environmental fate endpoints. *J. Cheminform.* **10**, 10 (2018).

附录

6.1. Test Guidelines

6.1.1 European Union Methods

EU Method A.6: Water Solubility

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

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

OECD TG 201 – Alga, Growth Inhibition Test

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

OECD TG 203 – Fish, Acute Toxicity Test

OECD TG 209 – Activated Sludge, Respiration Inhibition Test

OECD TG 301 B – Ready Biodegradability: CO₂ Evolution Test

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

OECD TG 401 – Acute Oral Toxicity

OECD TG 402 – Acute Dermal Toxicity

OECD TG 403 – Acute Inhalation Toxicity

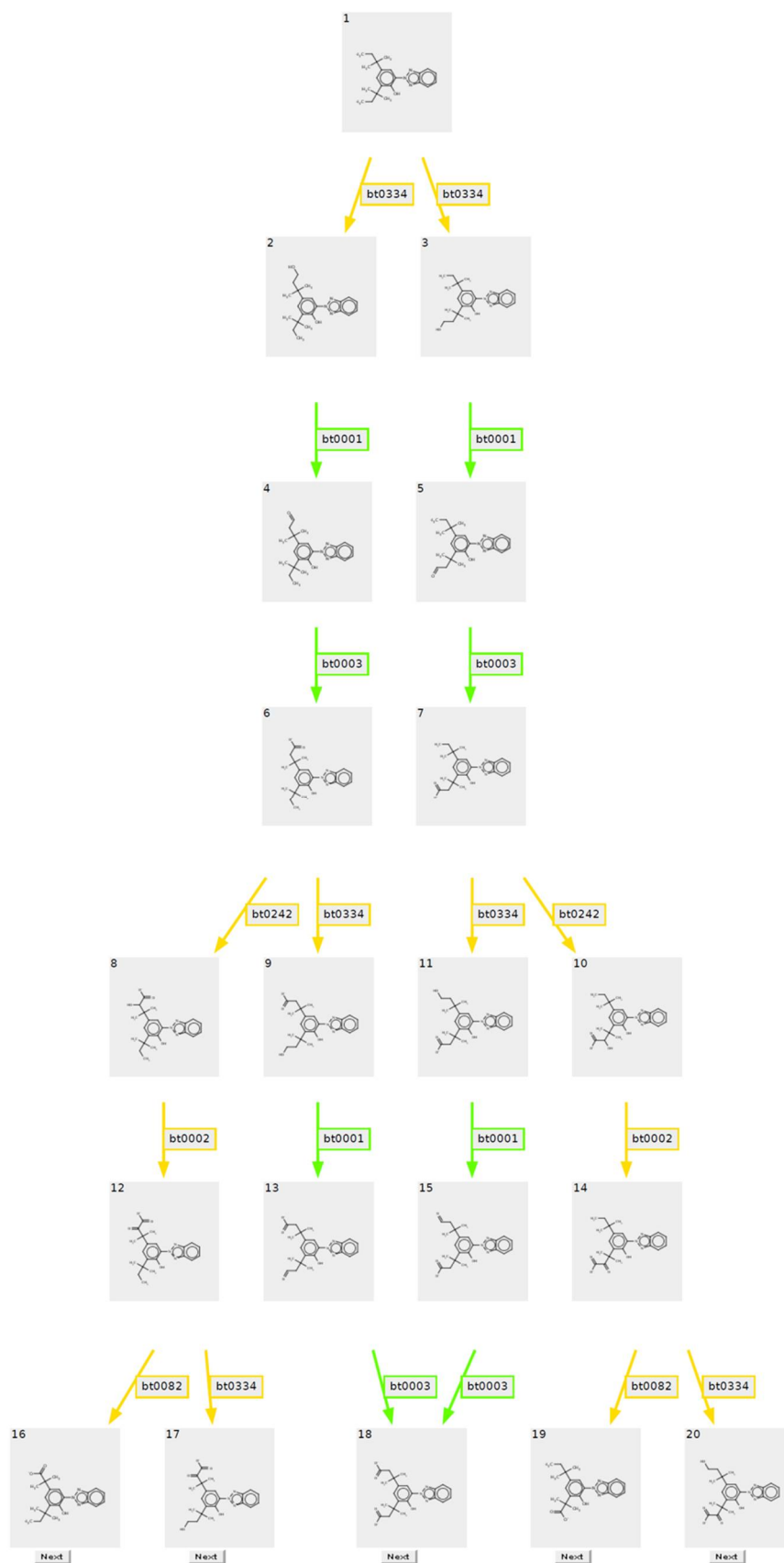
OECD TG 408 – Repeated Dose 90-Day Oral Toxicity in Rodents

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

OECD TG 414 – Prenatal Developmental Toxicity Study

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

6.2. EAWAG-BBD Prediction System

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

6.3. Nakata *et al.* Bioaccumulation Studies

6.3.1 Nakata *et al.*, 2010 Study³⁰

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

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

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

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

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

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

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

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

6.3.2 Nakata *et al.*, 2009 Study²⁷

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

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

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

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

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

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

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

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

6.4. OECD Pov and LRTP Tool

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

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

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

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

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

decaBDE	4.6×10^3	2.9×10^3	12.7
UV-328	196	2.8×10^3	12.4

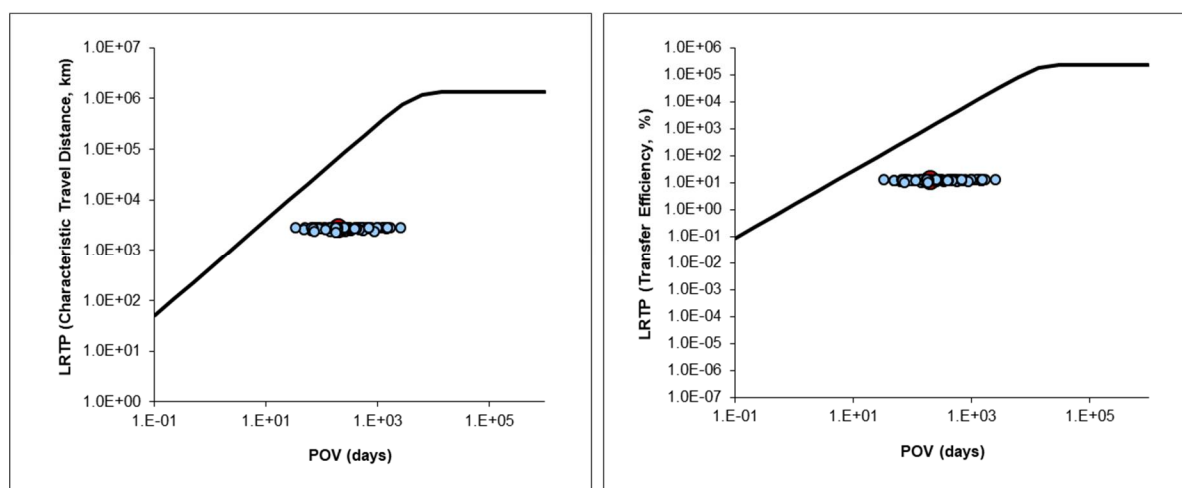


Figure 4. Monte Carlo analysis of the OECD Pov and LRTP Tool results for UV-328 with the same input values as in Table 22. The dispersion factor for each Tool input except the molecular weight is 10.

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

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

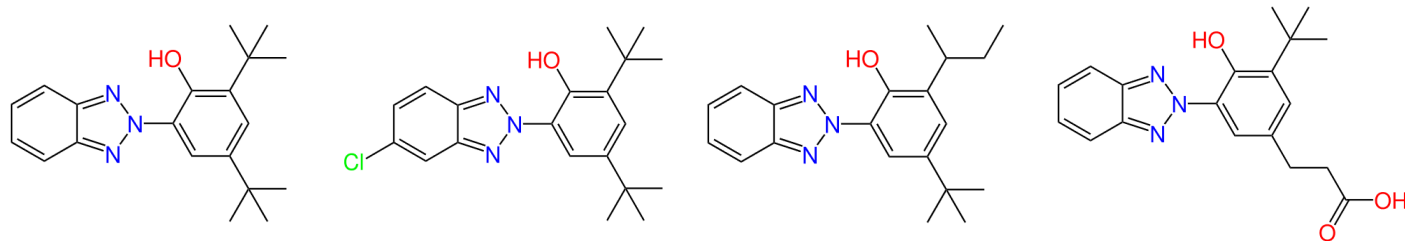
Input vales for $\log K_{AW}$		OECD Tool generated values		
Method	$\log K_{AW}$	Pov (days)	CTD (km)	TE (%)
EPI Suite	-10.6	196	2.8×10^3	12.4
OPERA (Henry's law constant)	-5.6	196	2.5×10^3	9.6
Calculated from exp. vapour pressure and water solubility	-4.5	196	1.2×10^3	2.1

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

6.5 Analogues

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

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



^{**} The estimated properties provided are for the neutral form of M1, based on the SMILES code CC(C)(C)C1=C(C(=CC(=C1)CCC(=O)O)N2N=C3C=CC=CC3=N2)O. However, M1 will mostly be in its anionic form in the environment, considering its pK_a of 4.7±0.4 estimated by ACD/Labs and available in the Danish (Q)SAR database¹¹³.

6.6. Monitoring Data Studies

6.6.1 Asia

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

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

^{††} Lowest detected value.

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

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		sediment from background sites (µg/kg)	$n = 5$, 60% DF	58	89	29
	Not described ¹²⁷	road dust (ng/g dw)	$n = 9$, 100% DF		40	2.0
		marine mammal blubber (ng/g ww)	$n = 29$, 66% DF		70	
		sediment cores (ng/g dw)	$n = 2$, 100% DF		10	4.0
	Okinawa Island: seawater of beaches and coral reefs ⁴⁷	seawater at beach sites (ng/L)	$n = 23$, 61% DF		287	2.8 ⁺⁺ , ND
		seawater at river and coral reef sites (ng/L)	$n = 15$, 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 municipal dumping site) ¹²²	residential, house dust (ng/g)	27.0 median, $n = 17$, 82% DF	50	304	ND
		municipal dump, house dust (ng/g)	$n = 20$, 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	$n = 22$, 88% DF	34.2	563	1.5 ⁺⁺ , ND
	Manila Bay ¹⁵⁰	fish muscle (ng/g lw)	$n = 5$, 100% DF		179	18.4
Republic of Korea	Geoje Island ⁸⁶	new plastic (ng/g)	$n = 27$, 100% DF		770	2.7
		marine plastic debris (ng/g)	$n = 29$, 97% DF		1.6×10^3	1.5 ⁺⁺ , ND
	Geoje Island ¹⁵⁸	marine plastic debris	qualitative analysis, $n = 19$, 16% DF			
		new plastic	qualitative analysis, $n = 25$, 31% DF			
	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)	$n = 68$, 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

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	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

Table27. UV-328 monitoring data studies summary in Europe.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
Germany	River Rhine ¹⁷²	suspended solids (ng/g dw)	<i>n</i> = 4, 25% DF		26	ND
	Rivers Rhine, Saale, Saar, Elbe, and Moselle ¹⁴⁷	river sediments (ng/g)	4.6 median, <i>n</i> = 8, 100% DF		10	2.0++, ND
		suspended particulate matter (ng/g)	<i>n</i> = 5, 100% DF		15	5.0++, ND
		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)	<i>n</i> = 194 (plastic fragments), 1% DF		1.1	
Norway	Arctic (Svalbard, Zeppelin mountain and Kongsfjord area), hot/urban spot (Tromsø area) ⁴⁶	Arctic air (pg/m ³)	<i>n</i> = 5			< 0.5
		common eider eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF		0.3	0.1
		European shag eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF		0.2	< 0.2
		kittiwake eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF		0.3	0.1
		glaucous gull eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF		0.3	< 0.1
		polar bear blood plasma (ng/g ww)	<i>n</i> = 10			< 0.3
		mink liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF		0.4	0.1
		common gull eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF		0.2	< 0.2
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 6, 100% DF		57	7.0
	River Alna ¹⁴⁸	water (ng/L)	<i>n</i> = 2, 100% DF		1.9	1.0
		suspended particulate matter (ng/g dw)	<i>n</i> = 2, 100% DF		53	39

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		benthic macroinvertebrate (ng/g ww)	$n = 2$			< 1.0
		moss and periphyton (ng/g ww)	$n = 3$, 100% DF		17.7	7.4
		brown trout whole body (ng/g ww)	$n = 2$, 100% DF		0.7	
		brown trout muscle/liver (ng/g ww)	$n = 2$, 100% DF		0.5	0.4
	Tromsø/Tomasjord, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁵	Oslo/Oslofjord, 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, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁶	Oslo/Oslofjord, biota (ng/g ww)	20% DF		19	ND
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 15$, 7% DF		81	< 5.0
		WWTP sludge (ng/g dw)	$n = 10$			< 5.0
		water leachate (ng/L)	$n = 6$			< 5.0
		particulate leachate (ng/g dw)	$n = 6$			< 5.0
		lake sediment (ng/g dw)	$n = 10$, 50% DF		25	3.0 ⁺⁺ , < 25
	Oslo area ¹⁷³	sewage water (ng/L)	$n = 7$, 100% DF		68	22.0
		surface water (ng/L)	$n = 9$, 100% DF		17	0.8
		sediment (ng/g dw)	$n = 5$, 60% DF		21	1.7 ⁺⁺ , < 2.5
		common mussel (ng/g ww)	$n = 5$, 20% DF		0.7	< 0.6
		gull egg (ng/g ww)	$n = 10$, 100% DF		60	0.4
		settled floor dust (ng/g)	$n = 26$, 100% DF		1.8×10^3	0.9
		indoor air (ng/m ³)	$n = 24$, 100% DF		5.3	0.1
Spain	Gran Canary Island ¹⁷⁴	WWTP water (ng/L)			6.0×10^4	1.7×10^4
	Gran Canary Island ¹⁷⁵	beach seawater (ng/L)	$n = 12$			< LOD
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 17$, 71% DF		13	6.2 ⁺⁺ , < LOD
	Five WWTPs in the Gran Canary Island ¹³⁴	WWTP influent (ng/L)			238	22.6

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		WWTP effluent (ng/L)			28.4	
		marine sediments (ng/kg dw)			1.8×10^3	347
	Gran Canary Island ¹³⁵	seawater from touristic beaches	present, but no values			
	Gran Canary Island ¹⁷⁶	marine outfall (ng/g)	$n = 4$, 75% DF		24	20.7 ⁺ , < LOQ
		WWTP sludge (ng/g)	$n = 3$, 67% DF		12.2	0.9 ⁺ , < LOD
		beach seawater (ng/L)	$n = 3$			< LOD
	Northwest ¹⁷⁷	WWTP sludge (ng/g)	$n = 8$, 88% DF		152	20 ⁺ , ND
		sediment (ng/g)	$n = 1$, 100% DF		20	
	Not described ¹⁵³	indoor dust (ng/g)	$n = 10$, 100% DF	91.0	149	46
	Not described ¹⁷⁸	river and marine sediment (ng/g)	$n = 6$, 100% DF		56	7.9
	Not described ¹⁷⁹	WWTP influent (ng/L)	$n = 5$, 80% DF		19	1.0 ⁺ , ND
	Tarragona, industrial parks ¹⁸⁰	Constantí: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 70% DF	20	43	ND
		Tarragona harbour: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 100% DF	14	21	6.5
Sweden	Background (Gårdsjön and Sandsjön) and urban sites (Stockholm and Borås) ⁴³	storm water (ng/L)	$n = 6$, 75% DF		1.3	0.2 ⁺ , < 0.1
		surface water (ng/L)	$n = 6$, 100% DF		4.1	1.7
		air (ng/m ³)	$n = 8$			< 0.02
		air deposition (ng/m ² day)	$n = 4$			< 70
		sediment (µg/kg dw)	$n = 6$, 67% DF		1.3	< 0.7
		fish whole body (µg/kg dw)	$n = 4$			< 0.3
		landfill effluent particles (µg/kg dw)	$n = 1$, 100% DF		3.1	
		landfill effluent (ng/L)	$n = 3$, 100% DF		91	7.0
		WWTP effluent particles (µg/kg dw)	$n = 1$			< 110
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 5$, 100% DF		15	6.8
		WWTP sludge (µg/kg dw)	$n = 8$, 50% DF		37	2.4 ⁺ , ND
		soil (µg/kg dw)	$n = 4$, 25% DF		0.74	2.4 ⁺ , < 0.4

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	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 countries	Germany, Norway, Sweden, Netherlands, Poland: North (Skagerrak and Kattegat regions), Baltic (German Bight and German Baltic Sea) Seas, Rhine-Meuse-Delta and the Oder Lagoon ¹⁸¹	sea surface sediments (ng/g dw)	<i>n</i> = 48, 31–50% DF	0.1	0.9	< MDL
		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

Table28. UV-328 monitoring data studies summary in North America.

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

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		river water (ppb)	$n = 25, > 32\% \text{ DF}$		40	0.5
		river sediment (ppm)	$n = 25, 100\% \text{ DF}$		300	0.6
	Narragansett Bay, Rhode Island ²⁰	Narragansett Bay sediment (ng/g)	approximation		7.0×10^4	2.0×10^4
		Salem Sound sediment (ng/g)	approximation		3.5×10^4	1.0×10^3
	Narragansett Bay, Rhode Island ²¹	sediment cores (ng/g dw)	$n = 3, 100\% \text{ DF}$		1.2×10^3	20
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²⁸	clams, industrial pollution background (ng/g ww)	$n = 13, 46\% \text{ DF}$		65	7.0
		clams, unpolluted background (ng/g ww)	$n = 1, 100\% \text{ DF}$		11	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁰	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)			7.5	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²³	WWTP effluent (ppm)			4.7	0.6
		river water (ppm)	$n = 16$		0.01	0.1
		sediment (ppm)	$n = 19$		100	1.0
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁸	WWTP sludge ($\mu\text{g/g dw}$)			180	
		WWTP influent (mg/tank/99days)			276	34.4
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³¹	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)	$n = 2, 100\% \text{ DF}$		25	
	Saginaw and Detroit Rivers ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	$n = 6, 83\% \text{ DF}$	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)	$n = 18$		4.8	2.8
	Kauai Island, Hawaii ⁸⁷	large plastic fragments (1.5–8 cm) ($\mu\text{g/g-plastic}$)	$n = 23, 0.04\% \text{ DF}$		0.2	< LOQ
Several countries	USA, Canada: Great Lakes (Lake Superior, Lake Huron, Lake Erie, Niagara River, Lake Ontario) ⁴⁴	Granite Island (pg/g ww): herring gull	590 median, $n = 10, 100\% \text{ DF}$		9.4×10^3	130
		Agawa Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	583 median, $n = 10, 100\% \text{ DF}$		3.0×10^3	190
		Chantry Island (pg/g ww): herring gull eggs	307 median, $n = 10, 90\% \text{ DF}$		1.1×10^3	< 70
		Middle Island (pg/g ww): herring gull eggs	497 median, $n = 10, 100\% \text{ DF}$		1.3×10^4	94
		Port Colborne (pg/g ww): herring gull eggs	226 median, $n = 10, 100\% \text{ DF}$		1.7×10^3	73
		Weseloh Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	233 median, $n = 6, 83\% \text{ DF}$		310	< 70

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

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

6.6.4 Oceania

Table29. UV-328 monitoring data studies summary in Oceania.

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