



关于持久性有机污染物的 斯德哥尔摩公约

持久性有机污染物审查委员会 第十七次会议

2022 年 1 月 24 日至 28 日，日内瓦

持久性有机污染物审查委员会第十七次会议工作报告

增编

UV-328 风险简介

持久性有机污染物审查委员会第十七次会议在 POPRC-17/3 号决定中，根据秘书处的说明（UNEP/POPS/POPRC.17/4）所载草案以及会议期间的修订，通过了 UV-328 风险简介。所通过的风险简介案文载于本增编附件。案文未经正式编辑。

附件*

UV-328

风险简介

2022 年 1 月

* 本风险简介中提到的研究和其他信息不一定反映秘书处、联合国环境规划署（环境署）或联合国的观点。这些研究和参考文献中所用名称及材料的编制方式并不意味着秘书处、环境署或联合国对任何国家、领土、地区、城市或其当局的地缘政治局势或法律地位表达任何意见。本附件未经正式编辑。

目录

执行摘要	4
1. 导言	5
1.1 化学特性.....	5
1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 资料的结论	7
1.3 数据来源.....	7
1.4 该化学品在国家法规和国际论坛中的地位.....	8
2. 与风险简介相关的资料摘要	8
2.1 来源.....	8
2.1.1 生产和贸易	8
2.1.2 用途	9
2.1.3 释放到环境中	10
2.2 环境归宿.....	11
2.2.1 持久性	11
2.2.2 生物积累	13
2.2.3 远距离环境迁移潜力	15
2.3 接触量.....	20
2.3.1 环境监测数据	20
2.3.2 人类接触	26
2.4 对引起关注的终点进行危害性评估.....	26
2.4.1 哺乳动物毒性	26
2.4.2 生态毒性	29
2.4.3 多种化学品的毒理学相互作用	33
2.4.4 关于毒性的结论	33
3. 资料综述	33
4. 结语	35
参考文献	36

执行摘要

1. 持久性有机污染物审查委员会第十六次会议得出结论认为，UV-328 符合《公约》附件 D 规定的筛选标准（POPRC-16/3 号决定）。本 UV-328 风险简介草案是在这一决定的基础上依照《公约》附件 E 编写的。
2. UV-328（化学文摘社编号 25973-55-1）是一种苯并三唑酮，用作紫外线吸收剂，防止表层在紫外线/阳光下变色和退化。UV-328 用途广泛，但主要用于油漆和涂料，并用作多种塑料的添加剂，包括在食品包装的非食品接触层中。在汽车行业中，UV-328 用于油漆、涂料和密封剂，也用于安装在车辆上的液晶面板和仪表以及车辆内部和外部部件上的树脂。在食品包装中，它被用作塑料、油墨和粘合剂的添加剂。
3. 已知最早的 UV-328 生产从 1970 年开始，根据经合组织现有的化学品数据库，UV-328 自 2021 年起被定为高产量化学品（每年超过 1 000 吨）。
4. UV-328 释放到环境中的数量尚未得到量化。根据监测数据，预计 UV-328 会在其工业生产和使用过程、在产品中使用的过程以及在含有 UV-328 的产品报废处置或处理过程中释放到环境中。环境中 UV-328 的来源可能包括生产或使用该物质的工业设施、废水处理厂、雨水、垃圾填埋场和塑料垃圾/废弃物。
5. 已在世界许多区域的各种环境介质中检测到 UV-328，包括环境空气（颗粒相）、水（溪流、河流、海水、海洋塑料废弃物、废水、雨水）、土壤、沉积物、生物群和人体（脂肪组织、母乳）。
6. UV-328 据认为会在沉积物、土壤和水中持久存在，因为这些基质中 UV-328 的半衰期超过了附件 D 规定的相应阈值。在美国纳拉甘西特湾一个过去生产 UV-328 的设施附近采集的沉积物柱样监测数据证实，UV-328 在沉积物中持久存在，即便在该设施停止生产 UV-328 几十年后，仍然能检测到高浓度的 UV-328。
7. UV-328 据认为具有生物积累性，在鱼类实验中测定的生物浓缩系数大于 5 000。实地证据表明 UV-328 会在顶级捕食者体内富集，支持了这一点。此外，UV-328 在人体内的药理学表现缓慢，代谢率低，且 UV-328 能与血液蛋白结合，表明它有可能在人体内出现生物积累。
8. 在北极生物群（绒鸭、欧洲绿鸕鹚、三趾鸥、北极鸥、海鸥、暴雪鹱、貂）和偏远岛屿的迁徙海鸟（戈夫岛的大鹱、马里恩岛的蓝鹱）中经常检测到 UV-328，表明 UV-328 有可能从源头远距离迁移到偏远地区。还在专门在公海上觅食的海鸟（黑足信天翁，暴雪鹱）胃中的塑料颗粒中检测到 UV-328。建模结果表明，UV-328 通过气溶胶在大气中远距离环境迁移的潜力在公认的持久性有机污染物的迁移范围内。因此，人们认为 UV-328 有可能通过空气（气溶胶）、水（海洋塑料废弃物）和迁徙物种（海鸟）进行远距离环境迁移。
9. 在世界各地的人体母乳和脂肪组织中都检出了 UV-328。一般人可通过食用被污染的食物（鱼、海鲜）以及摄入或吸入被污染的灰尘而接触到 UV-328。此外，母乳喂养的婴儿吃母乳也可以接触到 UV-328。据报道，幼儿通过吸入灰尘接触 UV-328 的程度高于成人。目前人类的接触量低于可引发不利影响的数量。
10. 根据对大鼠和犬进行的重复剂量毒性研究，发现 UV-328 可对哺乳动物产生不利健康影响，主要健康影响是肝毒性。根据对大鼠的研究，UV-328 还可对肾脏产生不利影响。此外，还发现有限证据表明其对大鼠和犬的生殖器官有不利影响（大鼠睾丸重量明显改变，犬的精子生成减少）。根据一项体外研究，还有迹象表明 UV-328 有抗雄激素的作用。在鱼类中，长期接触 UV-328 可能会对肝脏产生不利影响。

11. 虽然环境和人体中的 UV-328 含量一般低于可产生不利影响的剂量，但在源头和偏远地区测得的一些较高剂量表明，有可能产生不利影响。在偏远岛屿的迁徙海鸟体内发现了含量偏高的 UV-328，这除了可能对鸟类产生未知后果外，还可能对捕食它们的哺乳动物产生不利影响。

12. UV-328 是一种不会在环境中自然产生的物质，但已在世界各地的各种环境区间、生物群和人体中检出。有证据表明，UV-328 具有持久性和生物积累性，对哺乳动物具有毒性并可迁移到远离其生产或使用地点的地方，因此认为 UV-328 由于其远距离环境迁移而可能对人类健康和/或环境产生重大不利影响，因而有必要采取全球行动。

1. 导言

13. 2020 年 5 月，瑞士提交了将 UV-328 列入《公约》附件 A 的提案。该提案是按照《公约》第 8 条提交的，持久性有机污染物审查委员会在 2021 年 1 月举行的第十六次会议上对其进行了审议。

1.1 化学特性

14. UV-328 是一种苯并三唑酚，其酚类部分的第 4 位和第 6 位被两个叔戊基取代。UV-328 通过一个完全可逆的非破坏性过程吸收全光谱紫外线（欧洲化学品管理局，2014）。因此，它被用作紫外线吸收剂，防止各种表层在紫外线/阳光下变色和老化。表 1 列出了 UV-328 的各种化学标识和注册号。表 2 列出了 UV-328 的分子特性。

表 1. UV-328 的名称和注册号

通用名	UV-328
国际化联名称	2-(2 <i>H</i> -Benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(2-methylbutan-2-yl)phenol
化学文摘社名称	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 (BDTP), 2-(2'-Hydroxy-3',5'-di- <i>t</i> -amylphenyl) benzotriazole
商用名	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
化学文摘社编号	25973-55-1
欧洲委员会编号	247-384-8

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
简化分子线性输入规范代码（标准）	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3cccc3n2)O)C(C)(C)CC
化学品组	有机
化学品分组	苯并三唑、酚类
物质类型	单一成分
纯度	≥80–100%（重量百分比）

15. UV-328 可以两种形式存在，即开放形式和封闭形式（图 1）。在开放形式中没有分子内氢键。因此，UV-328 能够形成分子间氢键，例如与水分子。在封闭形式中，UV-328 有一个在苯并三唑部分中的氮原子和酚类部分中的羟基（OH）之间形成的分子内氢键。所以这些官能基不能形成分子间氢键。因此，在封闭形式中，UV-328 的水溶性比在开放形式中要低 3–4 个数量级。

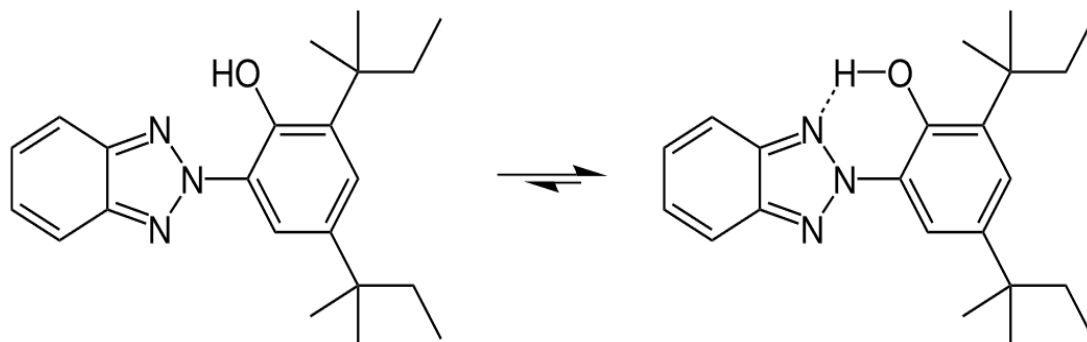


图 1. UV-328 开放形式（左）和封闭形式（右）的化学结构。开放形式的 UV-328 没有分子内氢键，而封闭形式的 UV-328 则有分子内氢键。

16. 一些研究称，2-(hydroxyphenyl)benzotriazole 类别的紫外线稳定剂，包括 UV-328，拥有分子内氢键，酚基的第 4 位和第 6 位的取代基使极性溶剂无法打开分子内氢键（注：所引用的研究称第 3'位和第 5'位有取代基；位置编号不同是因为对同一物质采用了不同的化学命名法）（Chang 等人，2013；Fluegge 等人，2007；Rieker 等人，1992）。

17. COSMOtherm 软件还预测 UV-328 只以封闭形式存在，这意味着它有分子内氢键（COSMOtherm，2020）。然而，EPI Suite 软件仅预测了开放形式的 UV-328（输入了表 2 给出的简化分子线性输入规范代码），因此仅计算了开放形式的 UV-328 的物理化学性质。因此，如果有用 COSMOtherm 软件计算出的物理化学特性，此处将予以考虑，因为具体就 UV-328 及其封闭形式而言，与 EPI Suite 算出的数值相比，它们更加一致和准确。表 3 列出了 UV-328 的物理化学特性。应该指出，对 UV-328 环境归宿特性的评估（见第 2.2 节）主要基于实验结果，而实验结果可以解释 UV-328 在环境中采用的适当形式。因此，虽然 UV-328 可存在不同形式，但这不会显著影响关于其环境归宿特性的结论。

表 3. UV-328 的理化性质

性质	数值	参考
物理状态	黄色粉末（20°C，101 千帕）	欧洲化学品管理局（2020a）
熔点	81.2 °C 80–88°C	热分析，欧洲化学品管理局（2020a） Bolgar 等人（2016）
沸点	分解 >180°C，沸腾前 >230°C 461°C	实验，差示扫描量热法（DSC, 2013）； 欧洲化学品管理局（2020a） 估算，热重分析（2012），欧洲化学品管理局（2020a） COSMOtherm
蒸汽压	5.0 · 10 ⁻⁶ 帕（20 °C）、0.1 帕（100 °C） 6.5 · 10 ⁻⁶ 帕（20 °C） 1.4 · 10 ⁻⁵ 帕（25 °C）	实验，差示扫描量热法（1976），欧洲化学品管理局（2020a） COSMOtherm COSMOtherm

性质	数值	参考
亨利定律常数	4.2 帕立方米/摩尔	COSMOtherm
pK _a	8.9 ± 0.5 (酸性)、 0.7 ± 0.3 (碱性)	ACD/Labs、传统模块报告
	10.3 ± 0.8 (酸性)、 -1.0 ± 1.5 (碱性)	ACD/Labs、 GALAS 模块报告
水溶性	< 0.001 毫克/升 (20°C, pH 6.3–6.4)	实验, 欧盟方法 A.6, 柱洗脱法 (2001), 欧洲化学品管理局 (2020a)
	0.02 毫克/升	实验, 动态耦合柱 (Lopez-Avila 和 Hites, 1980)
	2.7 · 10 ⁻⁴ 毫克/升 (25°C)	COSMOtherm
	1.7 ± 0.7 · 10 ⁻⁴ 毫克/升 (25 °C)	Ngoc Do 等人 (2021)
密度	1.2 克/立方厘米 (20°C)	实验, IA 79/1 (空气对比比重仪, 1976), 欧洲化学品管理局 (2020a)
log K _{AW}	-2.8	COSMOtherm
log K _{OW}	>6.5 (23°C, pH 6.4)	实验, 经合组织试验准则 117, 欧洲化学品管理局 (2020a)
	8.5 (湿辛醇)	COSMOtherm
	8.8 (干辛醇)	COSMOtherm
log K _{OA}	11.5	COSMOtherm
log K _{OC}	5.43	COSMOtherm

1.2 持久性有机污染物审查委员会关于附件 D 资料的结论

18. 持久性有机污染物审查委员会第十六次会议评估了瑞士提出的将 UV-328 列入《公约》附件 A 的提案。委员会决定, 根据《公约》第 8 条第 4 (a)款, 确信 UV-328 符合《公约》附件 D 规定的筛选标准 (POPRC-16/3 号决定)。

1.3 数据来源

19. UV-328 风险简介草案以下列数据来源为依据:

- (a) 瑞士提交的将 UV-328 列入《公约》附件 A 的提案;
- (b) 下列缔约方和观察员根据《公约》附件 E 提交的信息: 澳大利亚、加拿大、哥伦比亚、哥斯达黎加、埃及、匈牙利、摩纳哥、挪威、秘鲁、大韩民国、俄罗斯联邦、瑞典、阿拉斯加有毒物质共同体行动 (ACAT) 和消除污染物国际网络 (IPEN) 以及欧洲化学工业理事会 (CEFIC);
- (c) 关于确定 UV-328 为欧洲联盟高度关注物质的佐证文件;
- (d) 加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部对 UV-328 的评估, 以及其他国家对 UV-328 的评估;
- (e) 经过同行评审的科学文献和灰色文献;
- (f) 根据《欧盟化学品注册、评估、授权和限制条例》(REACH) 提交的批准 UV-328 的注册档案;
- (g) 在持久性有机污染物审查委员会第十六次会议 (POPRC-16) 上和会前提交的信息。

1.4 该化学品在国家法规和国际论坛中的地位

20. 欧洲联盟 2014 年将 UV-328 确定为高度关注物质，并将其归类为具有持久性、生物积累性和毒性（PBT）以及高持久性和高生物积累性（vPvB）（欧洲化学品管理局，2014）。自 2020 年以来，UV-328 受到欧洲联盟《化学品注册、评估、授权和限制条例》附件 XIV（授权）的监管（欧洲化学品管理局，2020b）。在挪威，UV-328 于 2017 年被列入国家优先物质清单（附件 E，2021）。巴林王国的立法对 UV-328 实行限制（巴林，2021）。

21. 澳大利亚对 UV-328 进行的国家评估认为，UV-328 具有持久性和生物积累性，并有尚不确定的毒性（国家工业化学品通报和评估计划，2017）。根据加拿大对 UV-328 的评估得出的结论是，UV-328 不符合《加拿大环境保护法》（加拿大环境保护法，1999）第 64 节规定的标准，因为它进入加拿大环境的数量或浓度未对环境产生有害影响，也未对人类生命或健康构成危险（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。

22. 根据《保护东北大西洋海洋环境公约》（奥斯巴公约），UV-328 在 2006 年被列为可能令人关注的物质（如德国所述，2014）。

2. 与风险简介相关的资料摘要

2.1 来源

2.1.1 生产和贸易

23. 已知最早的 UV-328 生产从 1970 年开始（Lopez-Avila 和 Hites，1980）。没有可以公开获取的 UV-328 全球产量从开始生产起的时间趋势。根据经合组织现有化学品数据库，UV-328 被定为高产量化学品，年产量超过 1 000 吨（经合组织，2021 年查阅）。在欧盟，UV-328 的登记吨数介于 100–1 000 吨/年之间（欧洲化学品管理局，2020a）。根据北欧国家制剂用物质数据库（SPIN，2021），在挪威、瑞典、丹麦和芬兰等北欧国家中，2018 年的 UV-328 总用量低于 10 吨。挪威不生产 UV-328，其用量已从 2009 年的 1.9 吨下降到 2019 年的 0.17 吨（附件 E，2021）。在瑞典，UV-328 的用量从 2005 年的 9 吨下降到 2019 年的 0.7 吨，但 2015 年急剧增加到 244 吨，随后在 2016 年下降到 1 吨（SPIN，2021）。瑞典 2016 年至 2019 年的 UV-328 进口量为 1.3 吨/年（附件 E，2021）。丹麦和芬兰 2019 年分别使用了 0.1 吨和 4.5 吨 UV-328（SPIN，2021）。匈牙利有 21 家公司生产 UV-328，产量低于 1 吨/年/家（附件 E，2021）。在俄罗斯，UV-328 是从中华人民共和国进口的；但是，没有报告吨数或公司信息（附件 E，2021）。

24. 加拿大 2000 年进口了 100–1 000 吨 UV-328，2010 年和 2013 年进口了 10–100 吨（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。加拿大不生产 UV-328。在美国，上报的全国总产量 2011 年约为 1 000 吨，2012 年至 2015 年为 450–4 500 吨/年（美国环保局，2021）。墨西哥 2015 年和 2017 年 UV-328 的总进口量分别为 90 吨和 51 吨，而总出口量分别为 2 吨和 0.9 吨（附件 E，2021）。

25. 日本 2012–2014 年 UV-328 的生产或使用量为 1–1 000 吨/年，2015 年为 1 000–2 000 吨，2016 至 2018 年为 1–1 000 吨（国家技术和评估研究所，2018）。大韩民国 2018 年生产了 0.25 吨，进口了 58 吨，使用了 113 吨（附件 E，2021）。

26. 2016 年至 2019 年间，阿曼进口了许多含有 UV-328 的化学品，UV-328 是这些化学品的成分之一，但它不是作为原料进口的。从 2020 年起，阿曼没有进口过 UV-328（阿曼，2021）。

27. 哥斯达黎加和摩纳哥不生产 UV-328，澳大利亚、哥伦比亚、埃及和秘鲁也未报告它们生产 UV-328（附件 E，2021）。巴林没有进口或使用 UV-328（巴林，2021）。
28. 一家 UV-328 大型生产商在向持久性有机污染物审查委员会第十六次会议作出的介绍中宣布，它已开始刻意逐步停止 UV-328 的生产。

2.1.2 用途

29. UV-328 通过一个完全可逆和非破坏性的过程吸收全光谱紫外线（欧洲化学品管理局，2014）。因此，它被用作紫外线吸收剂，防止各种表层在紫外线/阳光下变色和老化。它主要用于表面涂层和涂料（例如汽车面漆的透明涂层），以及作为塑料添加剂（例如透明塑料、食品包装）。它还在印刷油墨和接触食品材料的粘合剂中使用（欧洲印刷油墨协会，2013）。
30. 具体而言，在塑料收缩膜、户外家具和汽车面漆透明涂层中，UV-328 被用作紫外线稳定剂，并在涂料、丙烯腈-丁二烯-苯乙烯（ABS）树脂、环氧树脂、纤维树脂、聚丙烯（PP）、刚性和柔性聚氯乙烯（PVC）和聚苯乙烯（PS）中用作光稳定剂（Bolgar 等人，2016；欧洲化学品管理局，2020b）。它对不饱和聚酯、聚丙烯酸酯和聚碳酸酯（PC）的光稳定也很有效（欧洲化学品管理局，2020b）。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、日用香水、织物/纺织品/皮革制品和惰性农药（丹麦环保部，2015；欧洲化学品管理局，2020b）。作为紫外线吸收剂，它被推荐用于聚烯烃、聚氨酯、聚氯乙烯、聚丙烯酸酯、环氧树脂和弹性体（欧洲化学品管理局，2020b）。在玩具和发饰中发现了 UV-328（Karlsson 等人，2022）。
31. 在澳大利亚，UV-328 被用作汽车售后产品中的工业密封胶（国家工业化学品通报和评估计划，2017）。加拿大 1986 年有 63% 的 UV-328 用于塑料行业，37% 用于油漆和涂料；UV-328 目前用于汽车油漆和涂料，在汽车制造业中少量用作密封剂，并在非食品接触层的塑料食品包装材料中用作添加剂（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。在挪威，UV-328 主要用于油漆和清漆，但也用于橡胶和透明塑料（附件 E，2021）。在瑞典，UV-328 主要用作塑料、油漆和密封胶的添加剂（附件 E，2021）。在俄罗斯，UV-328 主要用作金属表面抛光剂中的缓蚀剂（防腐蚀剂），以及用于铜、银和锌等金属的重量测定（附件 E，2021）。
32. 在不同的管辖区，UV-328 被用作食品接触物品的非食品接触层的添加剂。根据欧盟委员会联合研究中心的 FACET 工具，UV-328 被作为食品接触材料使用的物资列入其中（欧盟委员会联合研究中心，2017）。UV-328 也被列入欧洲印刷油墨协会 2013 年食品接触制品非食品接触面使用的印刷油墨添加剂清单（欧洲印刷油墨协会，2013）。在瑞士，UV-328 被列入《与食品接触的材料和物品条例》的《生产包装用油墨准许使用的物质清单和相关要求》（瑞士联邦内政部，2020）。在美国，UV-328 被列入美国食品和药物管理局的食品接触物质间接添加剂清单（美国食品和药物管理局，2021）。在日本，UV-328 被列入 2020 年食品接触塑料添加剂正面清单（厚生劳动省，2020）。在中国，UV-328 被列入食品接触塑料材料和物品的添加剂清单（国家卫健委，2016）。
33. 据报道，UV-328 在汽车领域有三个主要用途：(1) 用于（超扭曲向列型）液晶面板和车辆仪表的光学偏振片和偏振膜；(2) 油漆；(3) 用于内部和外部部件的树脂（例如门把手和拉杆）（日本汽车零部件工业协会，2021）。
34. 在涂料中，UV-328 的典型推荐浓度为 1% 至 3%（按固体重量计算）（杭州大阳化工有限公司，2003）。就汽车清漆和船舶面漆中的消费者用途而言，美国材料安全数据表确定的 UV-328 浓度可高达 10%（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016 报告）。

35. 就塑料而言，UV-328 在制造过程中用作添加剂的推荐载量通常为以质量计的 0.1–1%（Hunan Chemical BV，2016）。针对具体聚合物的建议用量是：聚碳酸酯 0.15–0.3%，聚乙烯 0.2–0.4%，聚苯乙烯和聚氯乙烯 0.2–0.5%，聚酯 0.3–0.5%（帝盛科技，2017）。然而，最近的研究发现，UV-328 在最近生产的塑料和包装材料中的浓度较低（Chang 等人，2013；Rani 等人，2017；Zhang 等人，2016）。Zhang 等人（2016）在牛奶包装和零食包装中发现了 UV-328 及其他紫外线吸收剂，其中 UV-328 的含量范围为 25–76 微克/克（按质量计算为 0.0025–0.0076%）。Chang 等人（2013）报告称，商用聚对苯二甲酸乙二醇酯（PET）饮料包装的 UV-328 浓度为 2.01 微克/克，低密度聚乙烯（LDPE）包装的 UV-328 浓度为 13.88 微克/克。Rani 等人（2017）称，新生产的塑料中的浓度甚至更低，介于 0.0027–0.4 微克/克之间。此外，已在准备用于后续生产食品接触材料的消费后回收的聚对苯二甲酸乙二醇酯中检测到 UV-328，但未报告 UV-328 的浓度（Dutra 等人，2014）。

36. 至于 UV-328 在纺织品中的使用，尚不知道 UV-328 的典型载量是多少。Avayan 等人（2015）测量了各种服装用品中的 UV-328 含量。在用不同材料制成的 26 件衣服中，在主要用棉花制成的两件衣服上检测到的 UV-328 的浓度分别为 8.05 和 108 纳克/克。

2.1.3 释放到环境中

37. UV-328 可能会在其工业生产和使用过程、用于产品的过程以及产品报废处置或处理过程中释放到环境中。目前没有量化从不同来源释放到环境中的 UV-328 的实证数据。然而，加拿大对 UV-328 的评估提供了因 UV-328 在加拿大塑料制造部门以及油漆和涂料行业中的工业用途而释放到地表水中的估计数，以及它在不同释放情形下在地表水、沉积物、生物固体和土壤中的预测环境浓度，汇总在表 4 和表 5 中。关于加拿大的评估中如何计算预测环境浓度的更多细节，见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。UV-328 在释放到地表水中后可能会分配到颗粒和有机物，并最终进入沉积物（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。

表 4. 因塑料行业的工业用途而释放的 UV-328 的预测环境浓度。假定每个设施的年用量为 25 吨。资料来源：加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016。

	特定地点	一般
排放点附近的地表水（短期浓度）（毫克/升）	$2.52 \cdot 10^{-4}$	$1.28 \cdot 10^{-4} - 8.81 \cdot 10^{-3}$
接收水体中的地表水（长期浓度）（毫克/升）	$6.90 \cdot 10^{-6}$	$3.52 \cdot 10^{-6} - 2.41 \cdot 10^{-4}$
沉积物（毫克/千克干重）	0.19	6.80
生物固体（毫克/千克干重）	18.62	2 446.23
土壤（毫克/千克干重）	0.64	84.60

表 5. 因油漆和涂料业的工业用途而释放的 UV-328 的预测环境浓度。假定每个设施的年用量为 12 吨。资料来源：加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016。

	特定地点	一般（溶剂型涂料）	一般（水性涂料）
排放点附近的地表水（短期浓度）（毫克/升）	$4.92 \cdot 10^{-5}$	$2.67 \cdot 10^{-6} - 7.78 \cdot 10^{-4}$	
接收水体中的地表水（长期浓度）（毫克/升）	$1.35 \cdot 10^{-6}$	$7.31 \cdot 10^{-8} - 2.13 \cdot 10^{-5}$	
沉积物（毫克/千克干重）	0.038	0.14	0.60
生物固体（毫克/千克干重）	92.42	1 016.62	84.72
土壤（毫克/千克干重）	3.20	35.16	2.93

38. 在美国罗德岛州纳拉甘西特湾进行的监测研究的结果也表明，工业释放是环境中 UV-328 的来源之一；那里的沉积物柱样显示，UV-328 浓度高与附近某生产设施生产 UV-328 的年份（1970–1985 年）是对应的（Cantwell 等人，2015；Hartmann 等人，2005；Jungclaus 等人，1978；Lopez-Avila 和 Hites，1980）。

39. 在海洋、河流、海滩、沉积物和土壤等不同环境区间中检测到 UV-328，与含有 UV-328 的产品排放到废物流中有关。这是因为 UV-328 不会与材料发生化学结合，意味着磨损、浸出和挥发等过程可能会导致产品中的 UV-328 释放到环境中。因此，废水处理厂、垃圾填埋场和雨水被认为是 UV-328 进入环境的来源（Brorström-Lundén 等人，2011；Montesdeoca-Eponda 等人，2021）。

40. 挪威指出，已经观察到 UV-328 释放到室内和室外环境中。已在来源地区的室内空气和灰尘、废水、废水污泥、河水和生物群中以及偏远地区的生物群中检测到 UV-328（附件 E，2021）。

41. 预计 UV-328 会进入土壤，这是因为废水生物固体的施用（Lai 等人，2014b）以及含有 UV-328 的产品在处置后发生降解。

42. UV-328 的一个主要用途是塑料的添加剂。目前还没有塑料消费品向环境中释放 UV-328 的量化数据。已知每年有大量的塑料被释放到海洋中（18.6–26.1 公吨），这些塑料来自陆地和海洋来源（Borrelle 等人，2020；Ryan 等人，2009）。据悉，塑料废弃物一旦进入公海，就会在每个海洋环流内发生显著累积的地方进行累积（Eriksen 等人，2014）。因此，环流的累积区中含有 UV-328 的塑料废弃物可能成为 UV-328 向接收环境释放的来源。在一小部分海洋塑料废弃物中检测到了 UV-328，最高浓度为 0.2–1.6 微克/克（Rani 等人，2015，2017；Tanaka 等人，2020a），并在暴雪鹱和黑足信天翁等海鸟摄取的塑料中（Tanaka 等人，2019a）以及其他在公海觅食且已知经常摄入海洋塑料废弃物碎片的海鸟中（Tanaka 等人，2019b；Yamashita 等人，2021）也检测到了 UV-328。在世界各地海滩上的工业塑料颗粒中和/或颗粒上也发现了 UV-328，但无法区分其是吸附其中还是存在于基质中（Karlsson 等人，2021）（见第 82 段）。加拿大的数据表明，与摄入塑料水平非常低或可忽略不计的物种相比，摄入塑料的发生频率更高的北极海鸟物种可能更容易接触到 UV-328。因此，含有 UV-328 的塑料垃圾可能是 UV-328 进入海洋环境的相关途径，以及摄入塑料的生物群的接触途径（Yamashita 等人，2021；Provencher 等人提交发表，2022）。

43. 在纺织品中使用的 UV-328 也可能是 UV-328 在纺织品洗涤时被排入环境和废水处理厂的一个来源。结果表明，用聚酯制成的纺织品经过 10 次洗涤后，就有多达 80% 的 UV-328 被洗掉（Luongo 等人，2016）。

2.2 环境归宿

2.2.1 持久性

44. UV-328 在土壤和沉积物中的降解潜力非常低，消失半衰期（DT₅₀）很长，这一点已通过实验和监测数据得到证明。出于这些原因，欧盟已根据证据权重方法将 UV-328 归类为持久和非常持久的物质（Brandt 等人，2016；欧洲化学品管理局，2014）。

45. UV-328 的化学结构中没有任何可水解的部分，它有吸收紫外线的固有特性，因此预计不会通过水解、氧化或直接光转化出现显著降解（欧洲化学品管理局，2014）。

46. 此外，UV-328 不易生物降解。在根据 OECD 301 B 进行的快速生物降解性试验中，发现只有 2–8% 的 UV-328 在 28 天后在活性污泥中降解掉了（Ciba-Geigy，1988）。

47. 一项研究监测了 UV-328 在用污泥改良的农业土壤中的降解情况 (Lai 等人, 2014a)。在这些实地试验中, 于 2006 年 5 月从北京一家污水处理厂收集了脱水污泥, 然后将其施用在中国山东的试验潮土上。采用了两种处理方法。第一种处理方法是在 2007 年 5 月对试验土壤一次性施用污泥改良剂, 而第二种处理方法是在 2007 年至 2010 年期间, 在每年的 10 月 5 日施用污泥。在试验土壤上施用的污泥含有 UV-328, 初始浓度为 108 ± 2.6 纳克/克。在 (未施用污泥改良剂的) 对照土壤中未检测到 UV-328。从 2010 年 10 月到 2011 年 10 月, 每个月都会采集土壤样本进行分析。由于山东霜冻期间采样困难, 没有将 2011 年 1 月和 2 月的数据列入分析。因此, 研究报告作者仅对 2011 年 3 月至 10 月的数据进行了动态曲线拟合。由此推算出 UV-328 在土壤中的消失半衰期为 179–218 天。又在山东用同类试验土壤进行了一项类似的研究, 实地试验从 2006 年 10 月持续到 2011 年 (Lai 等人, 2014b)。作者发现消失半衰期为 99–223 天。这些数值表明 UV-328 会持久存在于土壤中。UV-328 在土壤中的实际降解半衰期预计会更长, 因为消失半衰期包括除降解外的其他损失过程, 如挥发、浸出到更深的土壤层和地表径流等。

48. 由于没有对沉积物和水中的 UV-328 进行模拟试验, 因此对结构相似的物质 M1 (化学文摘社编号 84268-36-0) 进行了交叉参照, 以估计 UV-328 在沉积物中的消失半衰期 (欧洲化学品管理局, 2014)。在本研究中进行交叉参照的理由符合欧洲化学品管理局的交叉参照评估框架, 该框架规定, 结构上相似的物质 (例如, 由于有共同官能团) 可视为同一类物质, 可以对参考物质 (例如 M1) 进行交叉参照, 以内推同一物质类别中目标物质 (例如 UV-328) 的信息 (欧洲化学品管理局, 2017)。M1 也是一种苯并三唑酮, 与 UV-328 的区别仅在于 M1 含有一个 *n*-丙酸基和一个叔丁基, 而 UV-328 在酚基的第 4 位和第 6 位含有两个叔戊基。由于丙酸基比叔戊基更容易降解, 预计 M1 的消失半衰期会短于 UV-328 (Brandt 等人, 2016)。对 M1 进行的模拟试验发现, 在无氧和有氧条件下, 池塘沉积阶段的消失半衰期分别为 238 天和 248 天 (欧洲化学品管理局, 2014)。这表明 UV-328 在沉积物中的消失半衰期至少为 238 天。

49. 监测数据证实, UV-328 会在沉积物柱样中持久存在。在美国罗德岛的纳拉甘西特湾进行了几项监测研究, 附近的一家化学制造厂在 1970 年至 1985 年期间在此处生产 UV-328 (Cantwell 等人, 2015; Hartmann 等人, 2005; JungClaus 等人, 1978; Lopez-Avila 和 Hites, 1980)。Cantwell 等人 (2015) 发现, 沉积物柱样中 UV-328 的最高浓度为 74 微克/克干重, 与附近的设施仍在生产 UV-328 的 1976 年相对应。近地表的 UV-328 浓度与较近的 (停产) 年份相对应, 在 3 到 6 微克/克干重之间。Hartmann 等人 (2005) 也报告了类似的浓度趋势。这些数据佐证了 UV-328 在沉积物中的环境持久性。

50. 根据 EPI Suite 软件的持久性筛选工具 BIOWIN 4.10 模块, UV-328 在 Biowin3 中的得分为 2.054 (按开放形式计算), Biowin3 是一种用于估算物质在有氧环境中的最终生物降解的子模型。根据 Schering 等人 (2012)、Rorije 等人 (2011) 和 Boethling 等人 (1995) 所述的下列公式, 这可以换算成 UV-328 在水中的半衰期为 74 天, 在土壤中的半衰期为 136 天:

$$\log t_{1/2 \text{ water}} = -0.80 \cdot \text{score}_{\text{Biowin3}} + 3.51 \text{ (with } t_{1/2 \text{ water}} \text{ in days)}$$

$$t_{1/2 \text{ soil}} = 1.85 \cdot t_{1/2 \text{ water}}$$

其中 $t_{1/2 \text{ water}}$ 和 $t_{1/2 \text{ soil}}$ 分别为在水中和土壤中的半衰期。

第一个公式基于 EPI Suite 软件用户指南提供的半衰期数值和得分 (Schering 等人, 2012)。第二个公式来自随机采集样本研究的生物降解数据, 侧重于淡水和表层土壤中有氧生物降解的相对速率 (Boethling 等人, 1995)。在水中的半衰期估计为 74 天, 超过了附件 D 规定的在水中持久存在的两个月阈值。

51. 证据表明，UV-328 的降解半衰期长于附件 D 规定的土壤中六个月、沉积物中六个月和水中两个月的阈值，因此 UV-328 满足持久性标准。

2.2.2 生物积累

52. UV-328 的 $\log K_{ow}$ 大于 5，表明它可能会出现生物积累。测得的生物浓缩系数（BCFs）和模拟生物积累系数（BAFs）均高于附件 D 中的 5 000 阈值，且代谢转化率较低，证实 UV-328 具有生物积累性。根据欧盟的《化学品注册、评估、授权和限制条例》，UV-328 已被归类为具有生物积累性以及生物积累性非常高的物质（欧洲化学品管理局，2014）。

53. UV-328 的生物积累主要发生在生物体通过饮食摄取 UV-328 之后，有证据表明 UV-328 在水生生态系统中会产生生物积累。

54. 两项研究（试验规程为经合组织试验准则 305 C, 2000, 2007）对鲤鱼（*Cyprinus carpio*）进行了关于 UV-328 在水生生物中的生物积累性的试验（欧洲化学品管理局，2014，2020a）。在 2007 年的研究中，鲤鱼在水中接触标称浓度为 0.1 和 0.01 微克/升的 UV-328，接触时间为 60 天。测得的平均浓度分别为 0.102 微克/升和 0.0095 微克/升。当 UV-328 浓度为 0.1 微克/升时，第 40–60 天的生物浓缩系数介于 820–1 000 升/千克湿重之间。将脂质含量标准化为 5% 后，生物浓缩系数分别介于 980 至 1 190 升/千克湿重之间。当 UV-328 浓度为 0.01 微克/升时，第 40–60 天的生物浓缩系数介于 980–1 800 升/千克湿重之间。鱼的平均脂质含量为 4.9%，因此将脂质含量标准化为 5% 不会显著改变这些数值。净化半衰期分别为 33 天（浓度为 0.01 微克/升）和 16 天（0.1 微克/升）。由于没有报告鱼的重量或生长率信息，因此无法用生物浓缩系数估算工具根据净化率反过来计算生物浓缩系数（经合组织，2020）。该项研究除了报告在鲤鱼全身部位的浓度外，还报告了不同组织的生物浓缩系数测量结果。内脏的生物浓缩系数最高，其次为头部、皮肤和可食部位。

55. 在 2000 年的研究中，鲤鱼在水中接触（测得）浓度为 0.78 和 0.07 微克/升的 UV-328，接触时间为 56 天。但此处应指出的是，UV-328 是一种高度疏水的化学品，在水中测得的溶解度为 0.17 ± 0.07 微克/升（Ngoc Do 等人，2021）。较高的接触浓度，即 0.78 微克/升，高于水溶性。因此，由此造成对于测得浓度较高的水中 UV-328 浓度的高估，可能导致生物浓缩系数值被低估。因此，我们在这里只报告较低浓度的生物浓缩系数。在接触浓度为 0.07 微克/升的接触期结束时（第 6 至 8 周），未经脂质标准化的生物浓缩系数稳态值介于 4 400 至 4 800 升/千克湿重之间（欧洲化学品管理局，2014）。采用接触开始时的脂质含量（4.2%，接触期结束时未报告脂质含量）将这些数值标准化为 5% 脂质含量后，得出的生物浓缩系数稳态值介于 5 200 至 6 600 升/千克湿重之间。平均脂质标准化生物浓缩系数稳态值为 5 500 升/千克湿重。根据经合组织试验准则 305，没有达到稳态（尽管如此，计算而得的动力学生物浓缩系数仍会大于 5 000 升/千克）。接触量为 0.78 微克/升和 0.07 微克/升时，UV-328 的净化半衰期分别为 26 天和 24 天。在这两项研究中，鲤鱼的生物积累系数值相差不到一个数量级，这可能部分是因为种内差异程度相对较高，而且检测水溶性低的物质会遇到挑战。

56. 根据按生物浓缩系数实验数据建立的动力学模型，UV-328 的代谢转化率较低，经计算，184 克的鱼的代谢率常数为 0.01/天（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。

57. 必须指出的是，生物浓缩系数只考虑通过呼吸接触水中的物质，未考虑通过饮食摄入的物质。由于 UV-328 的水溶性较低，而且更可能从生物的饮食不是水来摄取，因此可考虑用物质经代谢转化校正后的生物积累系数来作为评估 UV-328 生物积累潜力的适当参数。

58. 根据 AQUAWEB 模型（v1.3），中营养级鱼类中 UV-328 的生物积累系数估计为 87 000 升/千克湿重，这表明当考虑到 UV-328 通过饮食摄入时，水生生物中的生物放大系

数很高（Arnot 和 Gobas，2004；加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。EPI Suite 软件对生物浓缩系数和生物积累系数的估算也预测了 UV-328 在海洋食物网中的生物积累（美国环保局，2012）。

59. 在 1998 年至 2009 年期间，对日本有明海的江豚（*Neophocaena phocaenoides*）体内的 UV-328 进行了监测（Nakata 等人，2010）。在五只江豚的脂肪样本中发现了平均含量为 29 纳克/克湿重的 UV-328。根据江豚的脂肪含量和脂肪的重量分数（平均为 29%），江豚全身的 UV-328 浓度为 8.4 纳克/克湿重。如果用江豚的脂肪含量将有关数值标准化为 5% 的脂质含量，则可得到 1.9 纳克/克湿重的 UV-328 含量数值。这样就可以对江豚中的 UV-328 和 2004–2007 年期间同样从有明海采集的小鱼类中的 UV-328 数值进行比较（Nakata 等人，2009）。江豚的脂质标准化 UV-328 含量比小型鱼类高 4 倍，而没有进行脂质标准化的 UV-328 含量比同一区域采集的小鱼高出 30 倍之多（Nakata 等人，2009，2010）。表 6 列有这些数值。

表 6. 在日本有明海采集的江豚和小鱼样本中发现的 UV-328 浓度。浓度单位：纳克/克湿重

	脂肪 (平均脂质含量 80%)	全身	脂质标准化后 (5%脂质)	参考文献
江豚	29 ± 19	8.4 ± 5.5	1.9 ± 1.3	Nakata 等人，2010
小鱼	–	0.25 ± 0.03	0.5 ± 0.2	Nakata 等人，2009

60. 根据江豚及其猎物的摄食行为，UV-328 在江豚体内出现生物积累的一个可能途径是营养转移：从底栖生物自沉积物摄取 UV-328 开始，江豚的猎物通过摄食底栖生物来摄取 UV-328，最终江豚通过摄食猎物摄取 UV-328（欧洲化学品管理局，2014）。已知有明海的江豚以小鱼为食，如海鲈（*Lateolabrax japonicus*）和虎鳢（*Parapercis sexfasciata*），以及头足类动物（如鱿鱼）和甲壳类动物（如虾）（Shirakihara 等人，2008）；发现 UV-328 在有明海中的这些生物体内发生积累（Nakata 等人，2009）。根据这些实地数据，UV-328 据报道会在顶级捕食者体内富集（欧洲化学品管理局，2014）。值得注意的是，对江豚体内 UV-328 的监测是在很长一段时间内进行的，有关样本不多，且对江豚及其猎物的采样是在不同的时间进行的。然而，还有人指出，江豚可以活到 30 岁，并且可以在其一生中积累各种化学物质。

61. 中国珠江三角洲的一项研究采集了 9 种野生淡水鱼样本以及河水样本，旨在评估 UV-328 和其他紫外线过滤物质的生物积累（Peng 等人，2020）。由于 UV-328 的检出率较低，该项研究无法报告 UV-328 的生物积累系数。然而，该项研究报告说，实测的生物群-沉积物的积累系数（BSAF）为 1.36 ± 1.96 ，估算的营养放大因子（TMF）为 1.2 ± 0.1 。生物群-沉积物积累系数大于 1 和营养放大因子大于 1 分别表明，UV-328 有可能因接触被污染的沉积物和发生营养放大而出现生物积累。由于 UV-328 的检出率较低，应谨慎对待这些数值。

62. 就对于哺乳动物的生物可利用性而言，Advanced Chemistry Development Inc.（ACD）的 Percepta 模型预测 UV-328 在小肠中不会被电离，口服后很可能在胃肠道中有一定程度的吸收（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。基于 UV-328 的疏水特性，预计肝脏是主要的代谢器官，代谢物主要通过肾脏排出。第 2.4.1.1 节论及的 UV-328 重复剂量毒性研究以及下文论及的对人体进行的毒代动力学的有关论述佐证了这一点。根据《化学品注册、评估、授权和限制条例》注册档案，生物体不太可能通过皮肤吸收 UV-328（欧洲化学品管理局，2020a）。

63. 在最近一项关于 UV-328 在人体内的代谢和动力学研究中，三名成人志愿者口服了剂量为 0.3 毫克/千克体重的 UV-328 (Denghel 等人, 2021)。72 小时后，从尿液中回收的 UV-328 及其代谢物仅为口服量的 0.1%。在识别出的代谢物中，两种含有羟基取代基，两种含有氧取代基，一种同时含有羟基和氧取代基 (Denghel 等人, 2021)。取代发生在酚部分的叔戊基上，苯并三唑部分则保持不变 (Denghel 等人, 2021)。这项研究中观察到的缓慢新陈代谢表明，可能储存在脂质库中的 UV-328 再次被吸收，由于肾脏清除的关联性不大和动力学缓慢，在重复接触情况下可能会出现 UV-328 和一些代谢物的积累 (Denghel 等人, 2021)。此外，一项关于各种苯并三唑紫外线过滤剂与人血清白蛋白 (人血浆中最丰富的转运蛋白) 的结构-活性关系的研究发现，UV-328 可以与人血清白蛋白结合并引起构象变化 (Zhuang 等人, 2016)。与血液中蛋白质结合的能力，加上代谢清除率低和在尿液中排泄缓慢，据认为是预测化学物质生物积累潜力和程度的良好指标 (Tonnelier 等人, 2012)。因此，Denghel 等人 (2021) 和 Zhuang 等人 (2016) 的发现也可能表明 UV-328 在人体内生物积累的潜力。

64. 总之，通过实验获得的鲤鱼生物浓缩系数值高于 5 000，生物积累系数估计高于 5 000，表明 UV-328 符合生物积累标准。这一点得到了以下看法的支持：根据江豚及其猎物的实地数据以及实测生物群-沉积物积累系数大于 1 和估算营养放大因子大于 1 的情况，UV-328 会在顶级捕食者体内富集。

2.2.3 远距离环境迁移潜力

65. 由于 UV-328 的 $\log K_{OC}$ 、 $\log K_{OW}$ 和 $\log K_{OA}$ 较高，它有可能通过气溶胶进行远距离大气迁移；见 Bidleman 等人 (1990) 提供的 K_{OC} 高的化学物质远距离环境迁移的广泛证据。UV-328 据称还通过塑料废弃物进行远程海洋迁移 (Andrade 等人, 2021; Rani 等人, 2017; Tanaka 等人, 2020a; Yamashita 等人, 2021)。此外，UV-328 可能通过迁徙物种 (如海鸟) 进行远距离迁移 (Yamashita 等人, 2021)。

66. UV-328 预计不会在空气中进行气相远程迁移，也不会在水中进行水相远程迁移。这是它的物理化学性质所致，即蒸汽压低、空气-水分配系数 (K_{AW}) 低、在空气中的气相估计半衰期短、水溶性低和对沉降的亲合力高。

67. 虽然 UV-328 没有被定期纳入监测活动，但最近的研究发现，UV-328 在北极等偏远区域以及偏远岛屿 (如戈夫岛和马里恩岛) 的生物群中的检出率很高，但这些地方并没有已知的 UV-328 来源或用途 (Lu 等人, 2019a; Schlabach 等人, 2018; Yamashita 等人, 2021)。有关发现表明，UV-328 经历了从源头到偏远地区的远距离环境迁移。下文讨论了 UV-328 的三种远距离环境迁移方式，即通过空气、水和迁徙物种进行迁移。

通过空气进行的远距离环境迁移

68. UV-328 有较高的 $\log K_{OW}$ 、 $\log K_{OC}$ 和 $\log K_{OA}$ 。它较高的 $\log K_{OA}$ (大于 10) 表明，UV-328 在空气中分离到气溶胶上，在气相中剩余的部分可能不多。在过去用于持久性有机污染物评价的经合组织的总体环境持久性和远距离迁移潜力筛查工具的一般设置下，吸附于颗粒的 UV-328 比例为 62%。环境监测数据 (见第 2.3.1.2 节) 证实 UV-328 会与空气中的颗粒结合 (Wu 等人, 2020; Maceira 等人, 2019)。

69. 还没有通过实验测定 UV-328 在气相中结合 OH 自由基降解的二级速率常数。用 AOPWIN v.1.92 和 COSMOtherm 2020 计算出的 UV-328 在与 OH 自由基的气相反应中发生降解的二级速率常数分别为 $1.58 \cdot 10^{-11}$ 和 $2.3 \cdot 10^{-11}$ 立方厘米/分子/秒 (美国环保局, 2012; COSMOtherm, 2020)。在空气中 OH 自由基 24 小时平均浓度为 $7.5 \cdot 10^5$ OH 自由基 / 立方厘米时 (在 AOPWIN 中采用)，AOPWIN v.1.92 和 COSMOtherm 2020 估计 UV-328 与光化

学产生的 OH 自由基的大气气相反应的半衰期分别为 16.3 小时和 11.2 小时。但是，由于二级速率常数的不确定性（见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17），UV-328 在与 OH 自由基的气相反应中的降解半衰期也可能高达 22 小时至 112 小时（分别为 11.2 小时乘以系数 1.94 和 16.3 小时乘以系数 6.88）。这些估算系数是基于两种高度氯化物质，对不含氯原子的 UV-328 是否适用尚不清楚。

70. 经合组织的总体环境持久性和远距离迁移潜力筛查工具被用来估算 UV-328 通过空气进行远距离迁移的潜力。输入参数见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。如果采用以 COSMOtherm 算出的与 OH 自由基的气相反应降解半衰期，则 UV-328 的总体环境持久性（ P_{OV} ）、典型迁移距离（CTD）和迁移效率（TE）分别为 196 天、535 公里和 0.32%。

71. 在经合组织的总体环境持久性和远距离迁移潜力筛查工具中，如果气相中的降解半衰期为 22 小时，则总体环境持久性为 196 天，典型迁移距离为 920 公里，迁移效率为 0.95%，并使 UV-328 处于与六溴环十二烷（HBCDD）或 PCB-28 非常相似的位置。如气相中的降解半衰期为 112 小时，则总体环境持久性为 196 天，典型迁移距离为 2 422 公里，迁移效率为 6.6%，并将 UV-328 置于公认的持久性有机污染物范围内。

72. 有人指出，没有在偏远区域定期监测空气中的 UV-328。根据现有的唯一测量北极空气中 UV-328 的研究，在斯瓦尔巴群岛纽勒松的齐柏林山采集的气溶胶颗粒中没有检测到 UV-328（Schlabach 等人，2018）。

73. 最近有人指出，大气迁移是公路微塑料迁移到偏远地区的一个重要途径（Evangelidou 等人，2020）。微塑料通过这一途径抵达北极的迁移效率可介于 0.46% 和 10% 之间，这取决于微塑料颗粒是 $PM_{2.5}$ ，还是 PM_{10} （Evangelidou 等人，2020）。在日本熊本县一条大交通流量道路的灰尘样本中检测到 UV-328，浓度在 2 至 40 纳克/克干重之间，具体取决于交通密度（Nakata 等人，2013），这表明 UV-328 有可能通过道路灰尘颗粒释放到环境中。因此，当含有 UV-328 的产品分解成微塑料（例如轮胎磨损颗粒）时，只要 UV-328 不降解或从微塑料颗粒中解离，它就可能与微塑料一起远距离大气迁移到偏远区域。

通过水进行的远距离环境迁移

74. 已有大量关于塑料废弃物和微塑料（小于 5 毫米的塑料）在海洋环境中远距离迁移的记载（Eriksen 等人，2014；Howell 等人，2012；Maximenko 等人，2012；Obbard，2018；Van Sebille 等人，2020）。据估计，每年有 18.6 至 26.1 公吨塑料进入海洋（Borrelle 等人，2020），迄今为止可能已有 330 至 485 公吨塑料进入海洋（Andrade 等人，2021）。塑料废弃物不可能通过人为干预来清除。在海洋环境中，塑料风化分解成较小的碎片和微塑料，它们因无法生物降解而被认为具有持久性（欧洲化学品管理局，2020c）。塑料废弃物和微塑料在海洋中广泛存在，漂浮塑料废弃物能够通过洋流远距离迁移（Lebreton 等人，2012；van Sebille 等人，2012）。在环境条件下，不同的塑料会出现不同的迁移、分化和浸出行为（Andrady 和 Rakapakse，2016）。对于在很长一段时间内不会从塑料（废弃物）浸出到水中的添加剂来说，塑料废弃物可以成为塑料添加剂远距离海洋迁移到偏远地区的环境介质或“载体”（Andrade 等人，2021）。UV-328 是一种塑料添加剂，它的一般推荐载量为 0.1–1%（按重量计），但它不会从塑料中大量浸出到水中（Pouech 等人，2014），因此在偏远区域，含有 UV-328 的海洋塑料废弃物可能是 UV-328 的相关来源。不会在塑料废弃物中降解也不会迅速从塑料基质中浸出的这一部分 UV-328 会进行远距离环境迁移。重要的是，这一部分 UV-328 不是静态的，因为海洋环境中的浸出和迁移可以同时进行，也就是说，塑料废弃物在环境迁移的过程中可能会有一些 UV-328 的连续浸出，因为塑料废弃物中的 UV-328 浓度与周围的海水处于失衡状态，海洋环境的条件可能会使 UV-328 更多地浸出到水中。

UV-328 从塑料浸出到水中

75. Pouech 等人（2014）研究了 UV-328 从三种商业聚合物（即聚丙烯、聚环烯烃和共聚酯）浸出到水中的情况。浸出实验是在不同温度和不同 pH 值下进行的。有一种浸出实验是在高压釜中进行的，将 25 克含 UV-328 的受试聚合物颗粒浸泡在 100 毫升水中，在高压釜中使用以下温度梯度：0 至 20 分钟，温度从 25°C 线性上升至 121°C；121°C 维持 20 分钟；降至 40°C，并保持 40°C 一个月。试验了两种 pH 条件：pH 2 和中性。另一种实验在气温为室温和三种 pH 值的条件下进行：pH 2、中性和 pH 9。在这种实验中，将 10 克含有 UV-328 的受试聚合物颗粒浸泡在 40 毫升水中，研究两个提取周期，即 16 小时和 7 天。在所有实验中，在提取期后的水中没有检测到 UV-328，这表明实际上没有 UV-328 从聚合物浸出。

76. 应指出，尚未在海洋条件下（如湍流中）对 UV-328 进行浸出实验。然而，海洋条件可能会对塑料废弃物中 UV-328 的浸出产生影响。例如，据称水中的湍流会增加添加剂的浸出（Suhroff 和 Scholz-Böttcher, 2016）。添加剂从塑料中浸出到水中的情况还取决于许多其他因素，例如塑料的孔隙率、添加剂的分子大小、浓度和物理化学性质、风化程度、pH 值、温度、塑料颗粒的表面积与体积之比（形状和大小）和接触水的时长（Andrade 等人, 2021; Luo 等人, 2019; Teuten 等人, 2009; Xu 等人, 2020）。此外，添加剂在聚合物内外的扩散速率因聚合物的玻璃化转变温度（ T_g ）而异，当温度高于特定聚合物的玻璃化转变温度时，扩散速率会更高（Andrade 等人, 2021）。环境温度超过了聚乙烯（150 K）和聚丙烯（260 K）的玻璃化转变温度，表明 UV-328 从这些聚合物浸出到水中的速度会快于聚对苯二甲酸乙二醇酯（345 K）、聚氯乙烯（360 K）和聚苯乙烯（373 K）（Andrade 等人, 2021）。

77. 也没有对 UV-328 从风化塑料颗粒中的浸出进行实验研究。据称，对聚乙烯等半结晶聚合物而言，无定形区域中链断裂会造成结晶度（和脆性）增加（Arp 等人, 2021）。然而，目前还不清楚这对 UV-328 的浸出意味着什么。然而，风化预计会增加碎片，这导致浸出增加，因为较小碎片的表面积与体积之比更高。

78. 考虑到所有这些因素，UV-328 在非常湍急的水流中从极小的聚乙烯碎片浸出，预计可使 UV-328 在海水中浸出速度达到最快。为了模拟这些条件，可以采用 Endo 等人（2013）的模型（关于模型是否适用于 UV-328 的信息，见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17）。Endo 等人（2013）研究了海洋聚乙烯颗粒（未说明是低密度还是高密度聚乙烯）中的多氯联苯的长期解吸行为。结果表明，对于聚乙烯-水分配系数的对数（ $\log K_{PE/w}$ ）大于 6 的多氯联苯而言，聚乙烯颗粒的扩散主要是水边界层扩散（颗粒和水之间的扩散），而不是塑料基质内的内部扩散（Endo 等人, 2013）。这些结果与 Lee 等人（2018）的发现是一致的。然而，由于基质内物质的含量未知，无法从 Endo 等人（2013）的模型中得出关于限速过程的明确结论。Endo 等人（2013）进一步表明，聚乙烯的解吸动力学高度依赖 $K_{PE/w}$ 。Endo 等人（2013）的 $K_{PE/w}$ 值是用 Lohmann（2012）得出的 $\log K_{PE/w}$ 和 $\log K_{OW}$ 之间的经验相关性计算出来的：

$$\log K_{PE/w} = 1.14 \cdot \log K_{OW} - 1.14$$

79. 将 Lohmann（2012）的同一经验相关性用于 UV-328 的 $\log K_{OW}$ （8.5），得出的 $K_{PE/w}$ 为 8.55。如聚乙烯颗粒半径为 1 毫米，假设水边界层为 10 微米（相当于高湍流），UV-328 从水中风化的聚乙烯（未说明是低密度还是高密度聚乙烯）中浸出的半衰期为 70 年。考虑到此处以及第 76 和第 77 段提供的资料，可以说，这些关于环境相关条件的估计数仍有不确定性。不过，此处提出的估计数反映的是保守估计数。

在海洋塑料废弃物中检出 UV-328

80. 各项研究已经证明海洋塑料废弃物中有 UV-328 (Rani 等人, 2015, 2017; Tanaka 等人, 2020a)。Rani 等人 (2017) 对韩国巨济海岸的塑料废弃物进行采样, 在 97% 的样本中发现了 UV-328 (样本数=29)。在这些样本中发现的 UV-328 浓度介于未检出到 1.6 微克/克之间不等, 中位数浓度为 0.01 微克/克。

81. Tanaka 等人 (2020a) 对美国夏威夷考艾岛海滩上的海洋塑料废弃物进行了采样 (样本数=141)。在 13% 的小塑料碎片 (4–7 毫米长) 和 33% 的较大塑料碎片 (1.5–8 厘米) 中检出了紫外线过滤物质。UV-328 在较大碎片中的检出率为 1%, 浓度为 0.2 微克/克。在进一步检查含有 UV-328 的样本时发现 UV-328 的浓度在塑料碎片的外层最低, 这表明在塑料碎片中发现的 UV-328 是原先用作添加剂的 UV-328, 而不是从周围水中吸附到塑料碎片上的 UV-328。

82. 在世界各地 22 个国家的海滩采集的 110 个风化工业塑料颗粒样本中, 有 101 个样本中检测到了 UV-328, 但无法区分其是吸附其中还是存在于基质中。浓度范围为 2 到 800 微克/克 (Karlsson 等人, 2021; 2022)。

UV-328 从塑料转移到海鸟

83. 海鸟, 尤其是鸕形目的海鸟 (即信天翁、海燕、剪水鸕、风暴海燕和潜水海燕) 摄入海洋塑料废弃物的现象很普遍, 因为它们通常在公海觅食, 可能会将漂浮的塑料废弃物误认为食物 (Nishizawa 等人, 2021; Roman 等人, 2019; Ryan, 1987; van Franeker 和 Law, 2015)。这一目中的某些海鸟物种摄入塑料的普遍性 (即一个物种中被发现摄入塑料废弃物的个体的百分比) 很高, 它可能因物种、物种个体的成熟度、地理分布等因素而异。海鸟摄入塑料的普遍性呈上升趋势, 据估计, 到 2050 年时, 99% 的海鸟物种都会摄入过海洋塑料废弃物 (Wilcox 等人, 2015)。必须指出的是, 海鸟会摄入多片塑料。例如, 对聳岛上信天翁的回流食团的调查显示, 黑足信天翁摄入 4 片/个体, 黑背信天翁摄入 15 片/个体 (Tanaka 等人, 2019a), 暴雪鸕摄入大约 30 至 50 片/个体 (van Franeker 等人, 2011)。就来自伊纳克塞瑟布尔岛 (戈夫岛附近) 的大鸕而言, 据悉每个个体摄入了最多达 194 个塑料碎片和颗粒 (Yamashita 等人, 2021)。据悉, 澳大利亚的肉足鸕每个个体摄入最多达 276 个塑料物品 (Lavers 等人, 2014)。摄入多个 (最多达 276 个) 塑料片会导致单只海鸟接触 UV-328 的可能性很高, 即使塑料废弃物中 UV-328 的检出率约为 1%。根据几个物种的单只海鸟摄入塑料的数量 (每只鸟 4 至 >100 件), 并根据塑料废弃物中 1% 的 UV-328 检出率, 通过摄入塑料接触 UV-328 的概率估计在大鸕中为 86% ($1 - (1 - 0.01)^{194}$), 在肉足鸕中为 94%。

84. 当海鸟摄入含有 UV-328 的塑料时, 其体内的疏水性生物液体 (例如胃油) 可以大大加强塑料中 UV-328 的浸出, 导致 UV-328 在器官组织中的积累 (Takada 等人, 2019; Tanaka 等人, 2015; Tanaka 等人, 2019b)。与海洋温度相比, 鸟类胃内的体温较高, 这也可能有助于 UV-328 从摄入的塑料中浸出 (Nakashima 等人, 2016; Sun 等人, 2019)。

85. 为了证明 UV-328 会从摄入的塑料中转移到海鸟的组织中, Tanaka 等人 (2020b) 进行了一项体内饲喂塑料的实验研究, 在实地条件下用添加了 UV-328 的工业复合聚乙烯颗粒 (低密度聚乙烯) 饲喂白额鸕 (*Calonectris leucomelas*) 雏鸟 32 天。用同向旋转双螺杆捏合挤出机将 UV-328 粉末和聚乙烯粉末混合成型, 制成聚乙烯颗粒, 然后将其融化并重新挤出两次, 以便让 UV-328 均匀分布在颗粒中。颗粒中 UV-328 的浓度为 0.4% (以重量计)。接触组 (样本数=11) 在亲鸟喂食的天然食料基础上添加 5 粒聚乙烯颗粒 (总重大约 0.4g), 对照组 (样本数=10) 则只饲喂天然食料。检查显示, 接触组白额鸕雏鸟的肝脏、腹部脂肪组织和尾脂腺油出现了 UV-328 积累。对摄入的塑料颗粒进行的分析表明, 与最初喂食的塑

料颗粒中的 UV-328 浓度相比，经过 15–16 天后，42% 的 UV-328 已经从塑料颗粒中浸出，32 天后有 60% 的 UV-328 浸出。此外，从摄入的塑料中接触到的 UV-328 比环境来源的 UV-328 高出 1 900 倍。这表明，摄入含有 UV-328 的塑料可能导致 UV-328 从塑料中浸出，并随后在海鸟体内积累。注：海鸟在环境条件下摄入的塑料废弃物预计已在环境中风化。

在偏远地区海鸟体内检出 UV-328

86. 在丹麦法罗群岛采集的一只暴雪鹱样本（样本数=100）胃中的摄入聚丙烯塑料碎片中检出 UV-328，浓度为 1.1 微克/克塑料（Tanaka 等人，2019a）。据报道，暴雪鹱只在海上觅食，从不在陆地上觅食（van Franeker 等人，2011）；因此，UV-328 的检出很可能是因为鸟摄入了含有 UV-328 的海洋塑料废弃物。

87. 在日本无人居住的偏远岛屿聿岛上采集的黑足信天翁样本（样本数=5）体内有摄入的聚丙烯塑料碎片，并检出了 UV-328，单一浓度为 1.4 微克/克塑料（Tanaka 等人，2019a）。据报道，根据全球定位系统和视频记录数据，该区域（北太平洋西部）的黑足信天翁朝漂浮的塑料废弃物方向改变了飞行轨迹，并与之有接触（Nishizawa 等人，2021）。此外，该物种摄入塑料的普遍性很高，据称雏鸟为 96.4%，成年鸟为 58.8%（Rapp 等人，2017）。因此，在该物种中检出 UV-328 也很可能是因为摄入了含有 UV-328 的海洋塑料废弃物。

88. 在从美国夏威夷特恩岛随机采集的黑足信天翁中，从鸟的尾脂腺油中检出 UV-328，浓度介于 2.8 和 4.8 纳克/克脂重之间（样本数=3，检出率=100%）（Tanaka 等人，2020b）。对尾脂腺油进行取样是监测海鸟中疏水性污染物的一种非侵入性方法，因为它用于活禽，以前曾用来检测海鸟中的多氯联苯污染情况（Yamashita 等人，2007）。

89. 在一项对海鸟尾脂腺油中 UV-328 进行全球监测的研究中（详见第 124 段），分别在戈夫岛和马里恩岛这两个偏远岛屿采集的大鹱（样本数=3，检出率=100%）和蓝海燕（样本数=3，检出率=100%）样本中检出 UV-328 的浓度最高，达 1–7 微克/克脂重（Yamashita 等人，2021）。在南大洋的非洲海域，这些海鸟摄入塑料的发生率最高（大于 90%）（Ryan，1987）。大鹱跨越赤道进行迁徙，在北方夏季期间从南大西洋的繁殖地迁徙到北大西洋觅食（Marchant 和 Higgins，1990），因此可能在途中摄入了塑料，例如在北大西洋，据说北大西洋大鹱摄入塑料的发生率为 71%（Provencher 等人，2014）。另一方面，蓝海燕通常生活在南极极锋以南的南大洋（Quillfeldt 等人，2020）。根据蓝海燕的地理分布（Quillfeldt 等人，2020），它们不太可能前往可能被认为是 UV-328 来源的地区。因此，在蓝色海燕中频繁检出 UV-328 很可能是因为摄入了含有 UV-328 的海洋塑料废弃物，这些废弃物经过远距离迁移抵达南极极锋这一非常偏远的地区。

通过迁徙物种进行的远距离迁移

90. 已在几种迁徙海鸟物种的尾脂腺油中检出 UV-328（见第 2.3.1.8 节），包括在偏远岛屿上采集的海鸟样本中（Yamashita 等人，2021）。在戈夫岛大鹱的尾脂腺油中发现了最高浓度的 UV-328（4–7 微克/克脂重）（Yamashita 等人，2021）。大鹱是迁徙性海鸟，主要在特里斯坦-达库纳群岛和戈夫岛繁殖（Brooke，2004）。戈夫岛容纳了大约 100 万对正在繁殖的大鹱（Schoombie 等人，2018）。在繁殖期间（9 月至 5 月），大鹱驻留在南大西洋中，可分布在南美海岸和南非海岸之间（分别位于戈夫岛以西 3 500 公里和以东 2 800 公里）以及南大西洋的锋区（Marchant 和 Higgins，1990）。在北方夏季（6 月至 9 月）中，大鹱会穿越赤道迁徙到北大西洋，抵达新斯科舍省、纽芬兰和格陵兰岛（Marchant 和 Higgins，1990）。在孵化期和育雏期，戈夫岛的大鹱平均飞行 6 000 公里以上，育雏期的平均长途飞行距离超过 9 000 公里（Schoombie 等人，2018）。在戈夫岛的大鹱中检出 UV-328 表明，UV-328 可能通过这些候鸟的迁徙从源头地区（例如北大西洋）远距离迁移到偏远地区。另

一种解释是，当这些鸟在开阔的海洋中觅食时，它们摄入了经过了远距离海洋迁移的含有 UV-328 的塑料废弃物。目前还没有足够的证据来断定这两条途径中哪条占主导地位。

91. 没有定量数据来证明偏远环境中出现的 UV-328 在多大程度上肯定是由 UV-328 通过候鸟进行远距离迁移造成的。

有关远距离环境迁移潜力的结论

92. UV-328 有可能通过以下途径进行远距离环境迁移：(1) 大气中的气溶胶和微塑料，(2) 海洋环境中的塑料废弃物，(3) 候鸟。因此，在偏远地区检测到了 UV-328，包括在北极生物群和偏远岛屿上的海鸟身上，但 UV-328 的来源尚不清楚。因此，UV-328 符合远距离环境迁移潜力的标准。

2.3 接触量

93. 虽然 UV-328 没有被定期纳入监测活动，但最近试图测量 UV-328 的监测活动在来源区域的各种环境基质和生物群中和偏远地区的生物群中，并在世界许多地区的人体中发现了 UV-328。

2.3.1 环境监测数据

2.3.1.1 偏远地区

94. 已在北极等远离已知 UV-328 点源的区域（Provencher 等人提交发表，2022；附件 E，2021；Lu 等人，2019a；Schlabach 等人，2018）以及戈夫岛和马里恩岛等偏远岛屿（Yamashita 等人，2021）的生物群中检测到 UV-328。

95. 在挪威斯瓦尔巴岛的北极生物群中经常检测到 UV-328（Schlabach 等人，2018）。UV-328 在生物群中的检出频率（DF）因物种而异，浓度处于较低的纳克/克范围。在监测活动中取样的所有绒鸭和三趾鸥的卵以及水貂的肝脏中都检测到了 UV-328。UV-328 在欧洲绿鸕鷀和北极鸥的卵中的检出率为 60%。在北极熊的血浆中和空气中均未检测到 UV-328。然而，与其他基质相比，血浆样本的检出限值较高，而脂肪组织或肝脏样本可能更适合用作监测 UV-328 的基质，从而解决这一方法问题，因为 UV-328 是一种高度疏水的化学物质。在加拿大北极地区的利奥波德王子岛上，在每九个暴雪鹱的肝脏样本中就有一个检出浓度为 3.8 纳克/克湿重的 UV-328（Lu 等人，2019a）。最近的一项监测研究调查了 1975 年至 2019 年期间加拿大努纳武特地区利奥波德王子岛三趾鸥、暴雪鹱和厚嘴海鸦的卵中 UV-328 的出现情况和随时间的变化（Provencher 等人提交发表，2022）。三趾鸥卵中的 UV-328 含量（平均 0.29 ± 0.07 纳克/克）和暴雪鹱卵中的 UV-328 含量（0.22 ± 0.04 纳克/克）相当，中位浓度同样为 0.11 纳克/克湿重。在所检验的所有三趾鸥卵（样本数=43）、暴雪鹱卵（样本数=44）和厚嘴海鸦卵（样本数=52）中，UV-328 检出率分别为 35%、30% 和 2%。三趾鸥和暴雪鹱是水面觅食禽，且发现其会摄入塑料，而厚嘴海鸦是潜水禽，已知其摄入塑料的数量非常低或可忽略不计。表 7 概列了在北极生物群中检出的 UV-328 的浓度和检出率。

表 7. 北极生物群中 UV-328 的浓度和检出率

物种 (俗名)	基质	采样地点	平均浓度 (纳克/克 湿重)	检出率
绒鸭	卵	挪威斯瓦尔巴岛	0.16	10/10 (100%)
欧洲绿鸕鷀	卵	挪威吕斯特	0.17	3/5 (60%)

三趾鸥	卵	挪威斯瓦尔巴岛	0.19	5/5	(100%)
北极鸥	卵	挪威斯瓦尔巴岛	0.12	3/5	(60%)
貂	肝脏	挪威索马罗伊岛	0.18	10/10	(100%)
北极熊	血浆	挪威斯瓦尔巴岛	<0.3	0/10	(0%)
海鸥	卵	挪威特罗姆瑟	0.17	3/5	(60%)
暴雪鸕	肝脏	加拿大利奥波德王子岛	3.8	1/9	(11%)
三趾鸥	卵	加拿大利奥波德王子岛	0.29	15/43	(35%)
暴雪鸕	卵	加拿大利奥波德王子岛	0.22	13/44	(30%)
厚嘴海鸭	卵	加拿大利奥波德王子岛	不详	1/52	(2%)

96. 经常在分别在戈夫岛和马里恩岛这两个偏远岛屿上采集的大鸕和蓝海燕的尾脂腺油中检出 UV-328 (Yamashita 等人, 2021)。这些禽鸟的尾脂腺油中的 UV-328 浓度介于 1 至 7 微克/克脂重之间, 这是迄今为止报告的生物群中 UV-328 最高浓度 (进一步讨论见第 153 和 154 段)。

97. 在偏远区域生物群中发现的 UV-328 的最高浓度 (即 7 055 纳克/克脂重) 高于公认持久性有机污染物各自的风险简介中报告的最大浓度, 但六溴环十二烷除外。与 UV-328 相比, 其他每种持久性有机污染物在偏远区域生物群中的最大浓度都更低, 即短链氯化石蜡 (5 200 纳克/克脂重)、五氯苯 (1 510 纳克/克脂重)、 β -六氯环己烷 (810 纳克/克脂重)、 α -六氯环己烷 (593 纳克/克脂重)、五溴二苯醚 (366 纳克/克脂重)、十溴二苯醚 (250 纳克/克脂重)、多氯化萘 (162 纳克/克脂重)、硫丹 (130 纳克/克脂重)、六溴苯 (44 纳克/克脂重) 和六氯丁二烯 (9 纳克/克脂重)。如“POPRC-9/7: 根据《斯德哥尔摩公约》附件 E 对化学品进行评价的办法”所述, 可将偏远地区生物群中候选化学品的浓度与公认的持久性有机污染物的浓度进行比较。请注意, 为进行比较而选择的浓度是在脂质基础上报告的浓度, 以便于比较。

2.3.1.2 环境空气

98. 在美国芝加哥, 在城市空气的气溶胶颗粒中检测到 UV-328 (样本数=20), 浓度中值为 1.60 皮克/立方米, 检出率为 95% (Wu 等人, 2020)。在西班牙康斯坦蒂市 (样本数=10, 检出率=70%) 和塔拉戈纳港 (样本数=10, 检出率=100%) 两个包含塑料生产厂家的工业园区附近环境空气中的颗粒物 (PM₁₀) 上检出 UV-328, 平均浓度分别为 20 和 14 皮克/立方米 (Maceira 等人, 2019)。

2.3.1.3 水

99. 在瑞典开展的监测活动中, 在城市和背景地点的地表水 (样本数=6, 检出率=100%) 中检出 UV-328, 浓度为 0.001–0.01 微克/升 (Brorström-Lundén 等人, 2011)。该项研究还在雨水 (样本数=4, 检出率=75%) 中检出浓度最高达 0.001 微克/升的 UV-328。

100. 在日本冲绳, 在海滩、珊瑚礁和河流的海水和淡水中检测到 UV-328 (Tashiro 和 Kameda, 2013)。在海水中, UV-328 是主要的紫外吸收剂, UV-328 的检出浓度介于 0.003–0.29 微克/升之间。在日本埼玉县, 在河流和小溪的地表水中检测到 UV-328 (Kameda 等人, 2011)。河流 (样本数=18, 检出率=67%) 中的浓度介于 0.03–4.8 微克/升之间。在进行分析的两条溪流中, 其中一条的 UV-328 浓度为 0.07 微克/升。

101. 在加拿大多伦多, 在 Mimico Creek 和 Little Rouge Creek 这两条城市溪流中检出 UV-328, 平均浓度分别为 0.02 和 0.24 微克/克 (悬浮沉积物) (Parajulee 等人, 2018)。

这项研究表明，可能是由于塑料垃圾/废弃物或工业排放形成相对较多的持续释放，致使城市和农村地点的紫外线吸收剂的分布情况趋同。在加拿大蒙特利尔市附近收集的地表水中，测得最高浓度为 0.003 微克/升（Giraud 等人，2020）。

102. 过去在美国纳拉甘西特湾附近采集的河水中发现 UV-328，浓度介于 7–85 微克/升之间，1970 年至 1985 年期间那里曾有一家生产 UV-328 的设施（JungClaus 等人，1978）。

103. 有人指出，由以下人士在水中检测到的 UV-328 的最高浓度高于 UV-328 的水溶性极限：Jungclaus 等人（1978）（85 微克/升）和 Kameda 等人（2011）（4.8 微克/升）。Jungclaus 等人（1978）没有用滤网过滤水样，因此，分析物中可能有吸附 UV-328 的悬浮颗粒物。Kameda 等人（2011）用孔径为 1 微米的滤网过滤了水样；但研究表明，即便使用孔径为 0.45 微米的标准过滤器，过滤后的水中也会残留一些颗粒物（Nebbioso 和 Piccolo，2013）。

2.3.1.4 废水和垃圾掩埋场渗滤液

104. 经常在世界各地污水处理厂的进水、出水和污泥中发现 UV-328。在垃圾填埋场的渗滤液中也检测到了这种物质。

105. 日本的一项研究在所有污水处理厂的进水、出水和污泥样本（样本数=5）中检测到 UV-328，浓度分别为 0.02–0.05 微克/升、0.002–0.003 微克/升和 0.5 微克/克干重（Nakata 和 Shinohara，2010）。污水处理厂对 UV-328 的去除率据称为 90%。在日本埼玉县的一项研究中，在污水处理厂流出物（样本数=4，检出率=75%）中检出的 UV-328 平均浓度为 0.06 微克/升（Kameda 等人，2011）。

106. 一项对中国 33 个城市污水处理厂收集的 60 个污水污泥样本进行量测的研究报告说，UV-328 的中位浓度为 0.06 微克/克干重（检出率=97%）（Ruan 等人，2012）。从湖北省收集的污水污泥中的 UV-328 的浓度异常高，为 24.7 微克/克干重（Ruan 等人，2012）。另一项对松花江（中国）、萨吉诺河和底特律河（美国密歇根州）沉积物以及中国东北五个污水处理厂污水污泥中的各种紫外线过滤剂进行测量的研究发现，污泥中 UV-328 的浓度是目标化合物中最高的，平均浓度为 1.3 微克/克干重（Zhang 等人，2011）。

107. 在西班牙大加那利亚岛，在污水处理厂的进水和出水中检出 UV-328，浓度分别为 0.02–0.24 微克/升和 0.03 微克/升（Montesdeoca-Epanda 等人，2019）。在西班牙西北部的另一项研究中，在一个污水处理厂的未处理废水中检出 UV-328，平均浓度为 0.053 和 0.065 微克/升（间隔一个月，每次采集三份样本）（Carpinteiro 等人，2012）。在葡萄牙里斯本进行的同一项研究中，在一个污水处理厂的未处理废水中检出 UV-328，平均浓度为 0.076 微克/升，在处理后废水中检出的 UV-328 浓度为 0.02 微克/升（Carpinero 等人，2012）。

108. 瑞典进行的一项监测研究在 100% 的污水处理厂污水样本中发现了 UV-328，浓度介于 0.007–0.015 微克/升之间，并在 50% 的污水处理厂污泥样本中发现了 UV-328，浓度最高达 37 微克/克干重（Brorström-Lundén 等人，2011）。同一项研究还在垃圾掩埋场渗滤液中检出 UV-328，浓度为 0.007–0.091 微克/升。在挪威，在污水处理厂样本中，特别是在污泥中发现了显著浓度的 UV-328（Ruus 等人，2019，2020）。此外，早些时候在挪威进行的一项筛查研究在污水中检测到 UV-328，浓度为 0.02–0.07 微克/升（Schlabach 等人，2019）。

109. 在加拿大，经常在污水处理厂的进水（样本数=34，检出率=97%）、出水（样本数=34，检出率=79%）和生物固体（样本数=39，检出率=92%）中检出 UV-328，最高浓度分别为 0.13 微克/升、0.06 微克/升和 0.82 微克/克干重（Lu 等人，2017a）。在加拿大安大略湖附近和湖中进行的另一项研究中，在污水处理厂的进水、出水、生物固体、地表水和沉

积物中检出 UV-328，浓度在纳克/升和纳克/克的水平上（De Silva 等人，2014）。此外，在从安大略湖采集的 1975 年至 2013 年期间的所有沉积物柱样层中都发现了 UV-328。

110. 以往在美国纳拉甘西特湾广泛开展的监测活动显示，一家生产 UV-328 的化工厂附近的污水处理厂的污泥和污水中有高含量的 UV-328（Hites 等人，1979；Jungclaus 等人，1978；Oviatt 等人，1987）。污水处理厂出水中的 UV-328 浓度介于 550–4 700 微克/升之间（Jungclaus 等人，1978）。

2.3.1.5 沉积物

111. 日本的一项研究采集了代表 1930–1999 年这一期间的两个海洋沉积物柱样（Nakata，2011）。有关数据显示，UV-328 的时间趋势越来越强，浓度自 1970 年以来一直在上升。两个沉积物柱样的最高 UV-328 浓度分别为 0.004 和 0.01 微克/克干重。在日本埼玉县的另一项研究中，在淡水沉积物中检出 UV-328，浓度介于 0.01–1.7 微克/克干重之间（检出率=20/24）；背景场地的浓度介于 0.03–0.09 微克/克干重之间（检出率=3/5）（Kameda 等人，2011）。

112. 在美国纳拉甘西特湾的沉积物柱样中也发现了 UV-328，附近有一家在 1970 年至 1985 年期间生产 UV-328 的设施（Cantwell 等人，2015；Hartmann 等人，2005；Jungclaus 等人，1978；Lopez-Avila 和 Hites，1980）。沉积物柱样中 1976 年的 UV-328 浓度最高（74 微克/克干重），但在该设施停止生产 UV-328 几十年后，浓度仍然很高（3–6 微克/克干重）。此外，在该设施附近的河流沉积物中发现了浓度为 300 微克/克干重的 UV-328（Lopez-Avila 和 Hites，1980）。

113. 在中国珠江三角洲的一项研究中，在污水处理厂下游的河床沉积物（样本数=27）中发现了 UV-328，浓度在小于定量限和 0.02 微克/克干重之间（Peng 等人，2017a）。在中国进行的另一项研究测量了莱州湾表层沉积物以及渤海和黄海沿海和海洋沉积物中的 UV-328（Apel 等人，2018a）。UV-328 的平均浓度为：莱州湾 $4 \cdot 10^{-5}$ 微克/克干重（样本数=12，检出率=58%），渤海 $4 \cdot 10^{-5}$ 微克/克干重（样本数=22，检出率=91%），黄海 $6 \cdot 10^{-5}$ 微克/克干重（样本数=40，检出率=50%）。

114. 在瑞典城市和背景地点的沉积物中也检测到 UV-328，浓度介于 0.65–1.3 微克/克干重之间（样本数=6，检出率=67%）（Brorström-Lundén 等人，2011）。在挪威奥斯洛峡湾进行的一项筛选研究中，在沉积物中检出 UV-328，浓度介于 0.003–0.025 微克/克干重之间（样本数=5，检出率=100%）（Langford 等人，2015；Thomas 等人，2014）。从那时起，在挪威的沉积物中频繁检出 UV-328（Ruus 等人，2020；Schlabach 等人，2019）。在北海和波罗的海的沉积物中也检出 UV-328，特别是在德国湾（样本数=13，检出率=31%）、斯卡格拉克和卡特加特地区（样本数=11，检出率=82%）以及德国波罗的海（样本数=24，检出率=50%）的表层沉积物中（Apel 等人，2018b）。浓度介于未检出和 $9 \cdot 10^{-5}$ 微克/克干重之间。另一项研究在莱茵河和易北河的沉积物中检出 UV-328，中值浓度为 0.0046 微克/克干重，在悬浮颗粒物中检出的浓度相似（Wick 等人，2016）。

2.3.1.6 土壤

115. 在瑞典一个城市地点采集的四个土壤样本中的一个样本中检出 UV-328，浓度为 0.74 微克/克干重（Brorström-Lundén 等人，2011）。在挪威奥斯陆最近进行的一项监测研究中，在混合土壤样本中检出 UV-328，浓度为 $9 \cdot 10^{-4}$ 微克/克干重（Heimstad 等人，2020）。

2.3.1.7 室内环境

116. 在挪威奥斯陆，在室内空气（样本数=24，检出率=100%）和落在地板上的灰尘（样本数=26，检出率=96%）中检出 UV-328，浓度分别介于 0.02–5.3 纳克/立方米和 1–18 000 纳克/克之间（Schlabach 等人，2019）。在西班牙的室内粉尘样本中也经常检出 UV-328（样本数=27，检出率=100%），平均浓度为 91 纳克/克（Carpinteiro 等人，2010）。在这些灰尘样本中，有三个是在车内采集的，UV-328 浓度介于 52 至 124 纳克/克之间。在菲律宾，从居民区和市政垃圾场采集的 37 份房屋灰尘样本中，有 30 份检出 UV-328，中值浓度为 27 纳克/克，最高浓度为 304 纳克/克（Kim 等人，2012a; Kim 等人，2012b）。在美国和加拿大的住宅灰尘样本（样本数 = 32）中也经常检测到 UV-328，浓度分别为 10–208 纳克/克（检出率=100%）和小于定量限至 90 纳克/克（检出率=95%）（Wu 等人，2020）。此外，在加拿大的电子废物灰尘中检测到 UV-328（样本数=21，检出率=100%），浓度介于 5.6–161 000 纳克/克之间（Wu 等人，2020）。除电子废物灰尘实例外，这些实例中的灰尘中 UV-328 浓度彼此相似，低于菲律宾确定的指导值几个数量级，如第 2.3.2 节所述。

2.3.1.8 生物群

117. 在世界许多地区的生物群中都检测到了 UV-328。挪威最近进行的包括测量 UV-328 在内的各项监测研究在各种生物体中都检测到 UV-328。在一项研究中，经常在多毛类动物、浮游生物、贻贝、鳕鱼肝以及银鸥的血液和卵中检出 UV-328（Ruus 等人，2020）。所有鳕鱼肝（样本数=15）中都检出 UV-328，浓度介于 3.7–70 纳克/克湿重之间。所有银鸥样本（样本数=15）的血液和卵也都检出 UV-328，血液中的浓度介于 0.35–1.2 纳克/克湿重之间，卵中的浓度介于 0.23–11 纳克/克湿重之间。另一项研究在雀鹰、灰林鸮和褐鼠体内发现了 UV-328，平均浓度分别为 0.43、0.18 和 0.28 纳克/克湿重（Heimstad 等人，2020）。一项类似的研究在蚯蚓、雀鹰、红狐、獾中发现了 UV-328，平均浓度分别为 0.24、0.7、0.17 和 0.12 纳克/克湿重（Heimstad 等人，2018）。

118. 丹麦、芬兰和瑞典的监测数据还表明，UV-328 在生物群中普遍存在（附件 E，2021）。在丹麦，UV-328 在银鸥卵（样本数=8，检出率=50%）、鳕鱼肝（样本数=2，检出率=100%）和海豹脂肪（样本数=2，检出率=50%）中的浓度分别最高达 0.19 纳克/克、0.36–0.41 纳克/克和 0.8 纳克/克。在法罗群岛，在暴雪鸕鹚卵（样本数=2，检出率=50%）和鳕鱼肝（样本数=2，检出率=50%）中分别检测到浓度为 0.05 纳克/克和 0.12 纳克/克的 UV-328。在瑞典，在灰海豹的脂肪中检测到浓度为 0.56 纳克/克的 UV-328（样本数=1）。

119. 已在西班牙各种水生生物中，包括人类经常食用的鱼类中检测到 UV-328。在大加那利亚岛处理后废水的海洋排放口附近采集的三种鱼类（*Boops boops*、*Sphyrna viridensis* 和 *Sphoeroides marmoratus*）中检出 UV-328（Montesdeoca-Epoupa 等人，2020）。肌肉和内脏样本中 UV-328 的最高浓度分别为 29.8 纳克/克和 45.6 纳克/克。在加那利群岛和加泰罗尼亚，在市场上采集的鱼类（*Gadus morhua* 和 *Solea solea*）肌肉样本中检出 UV-328，浓度分别为 100 纳克/克干重和 300 纳克/克干重（Gimeno-Monforte 等人，2020）。

120. 在一项对德国莱茵河、易北河、萨尔河、摩泽尔河中的各种苯并三唑紫外线稳定剂进行测量的研究中，所有欧鳊（*Abramis brama*）肝脏样本都检出 UV-328。每条河流至少采集了 20 条欧鳊样本，并将肝脏汇集起来进行分析。在莱茵河采集的欧鳊的肝脏中检出的 UV-328 最高浓度约为 30 纳克/克干重（Wick 等人，2016）。

121. 在采自菲律宾马尼拉湾的 20 种海鱼样本（样本数=58）中，UV-328 的检出率为 88%（Kim 等人，2011）。该项研究中 UV-328 的平均浓度为 34.2 纳克/克脂重。UV-328 在海兰德若鲱中的浓度最高，为 563 纳克/克脂重。其他浓度较高的鱼类包括鲱鱼和短棘鲷，其体内的最高浓度分别达到 179 纳克/克脂重和 255 纳克/克脂重。在中国珠江口，一项研究

采集的 24 种海洋生物中有 18 种检出了 UV-328 (Peng 等人, 2017b)。UV-328 在薛氏凡鲷中的浓度最高, 为 259 纳克/克脂重。

122. 在一项量测在亚太沿海水域采集的贻贝中的 UV-328 浓度的研究中, 在采集的贻贝样本发现了 UV-328, 在各地的平均浓度为: 柬埔寨, 120 纳克/克脂重 (样本数=2, 检出率=100%); 中国, 96 纳克/克脂重 (样本数=5, 检出率=60%); 中华人民共和国香港特别行政区, 200 纳克/克脂重 (样本数=8, 检出率=75%); 印度尼西亚, 120 纳克/克脂重 (样本数=2, 检出率=100%); 日本, 120 纳克/克脂重 (样本数=7, 检出率=100%); 大韩民国, 220 纳克/克脂重 (样本数=17, 检出率=94%); 马来西亚, 24 纳克/克脂重 (样本数=4, 检出率=25%); 菲律宾, 170 纳克/克脂重 (样本数=2, 检出率=100%); 美国, 69 纳克/克脂重 (样本数=15, 检出率=33%) (Nakata 等人, 2012)。在印度 (样本数=2) 和越南 (样本数=3) 采集的贻贝样本中未检出 UV-328。

123. 在日本的有明海采集的所有海洋生物都检出 UV-328, 其中包括潮滩生物 (海蚯蚓、腕足动物、牡蛎、蛤蜊、腹足动物)、浅水生物 (蟹和虾)、鱼类 (弹涂鱼、鲷鱼、龙利、比目鱼、虎鳢、甜唇鱼、鲱鱼、海鲈、带鱼、鹰鳐和双髻鲨)、沿海鸟类 (斑嘴鸭和绿头鸭) 和海洋哺乳动物 (江豚)。在江豚的脂肪中检出 UV-328 (样本数=5; 检出率=100%), 平均浓度为 29 纳克/克湿重, 并在小鱼中检出 UV-328, 平均浓度为 0.25 纳克/克湿重 (Nakata 等人, 2009, 2010)。

124. 在加拿大安大略省一条城市小溪进行的一项研究中, 33–57%的采样生物群中检出了 UV-328, 小龙虾中的浓度高达 1 300 纳克/克脂重 (Lu 等人, 2016a)。同一区域的另一项研究发现, 白亚口鱼 (*Catostomus Commersonii*) 肝脏 (相对于鱼体匀浆、胆汁和血浆) 中的 UV-328 浓度介于 0.6–21 纳克/克湿重之间 (Lu 等人, 2017b)。在蒙特利尔污水处理厂附近采集的白斑狗鱼的肝脏中, 污水处理厂上游和下游的 UV-328 最高浓度大致相同 (39.7–40 纳克/克脂重), 表明污水处理厂流出的污水可能不是接收水体 (圣劳伦斯河) 中 UV-328 的主要来源 (Giraud 等人, 2020)。在美国和加拿大的样本中, 在以下生物的血浆中检出 UV-328: 鱼、鳄龟、双冠鸬鹚和宽吻海豚, 浓度大约为几百皮克/克湿重 (Lu 等人, 2019b)。鲤鱼血浆中 UV-328 的最高浓度为 3.8 纳克/克湿重。在早先对美国 and 加拿大样本的研究中也发现了类似的 UV-328 浓度, 白亚口鱼血浆中 UV-328 浓度最高达 3.9 纳克/克湿重 (Lu 等人, 2016b)。

125. 在五大湖的一项研究中, 经常在银鸥卵中检出 UV-328 (不同群体的检出率=83–100%), 最高浓度为 13 纳克/克湿重 (Lu 等人, 2018)。还在湖鳟中检出 UV-328, 检出频率因位置而异 (检出率=20–100%), 在安大略湖鳟鱼中检出的最高浓度为 6.7 纳克/克湿重 (Lu 等人, 2018)。

126. 对从世界各地岛屿采集的海鸟尾脂腺油中的 UV-328 进行了测量 (样本数=145, 检出率=21%) (Yamashita 等人, 2021)。在圣劳伦斯岛采集的冠小海雀样本中, 测出的 UV-328 范围是 2–54 纳克/克脂重 (检出率=3/3); 普里比洛夫岛厚嘴海鸦中的浓度为 654 纳克/克脂重 (检出率=1/3); 夏威夷纯褐鹳中的浓度为 16–67 纳克/克脂重 (检出率=3/7), 黑足信天翁中为 3–5 纳克/克脂重 (检出率=3/3), 夏威夷海燕为 31–2 213 纳克/克脂重 (检出率=3/7); 加拉帕戈斯群岛红脚鲼鸟中为 274 纳克/克脂重 (检出率=1/3), 红嘴热带鸟中为 1 302 纳克/克脂重 (检出率=1/3); 西澳大利亚肉足鹳中为 5–24 纳克/克脂重 (检出率=3/6); 东澳大利亚短尾鹳中为 2–4 纳克/克脂重 (检出率=3/5); 新西兰仙锯鹳中为 3–5 纳克/克脂重 (检出率=4/5); 戈夫岛大鹳中为 4 430–7 055 纳克/克脂重 (检出率=3/3); 马里恩岛蓝海燕中为 1 047–3 003 纳克/克脂重 (检出率=3/3)。

2.3.2 人类接触

127. 世界各地的人体母乳和脂肪组织中都检出了 UV-328（Kim 等人，2019；Lee 等人，2015；Yanagimoto 等人，2011）。人类可能通过吸入被污染的粉尘以及食用被污染的食品（如鱼和其他海鲜）而接触到 UV-328。经计算，成人和幼儿通过灰尘接触 UV-328 的指导值分别为 90 000 纳克/天和 22 500 纳克/天（Kim 等人，2012a）。

128. 在菲律宾，来自灰尘的 UV-328 估计每日摄入量为成人 0.2–0.8 纳克/天，幼儿 0.5–4.6 纳克/天（Kim 等人，2012a）。幼儿 UV-328 的估计每日摄入量是成人的 5 倍；然而，幼儿和成人的估计每日摄入量都比通过灰尘接触 UV-328 的指导值低几个数量级。

129. 在大韩民国，在母乳中检测到 UV-328（样本数=208），检出率为 98%，最高 UV-328 浓度为 334 纳克/克脂重（Lee 等人，2015）。通过食用母乳达到的估计每日摄入量为 0.36 微克/千克体重/天。在日本、菲律宾和越南的母乳样本（样本数=87）中，UV-328 的检出率为 16%，平均浓度为 1.2 纳克/克脂重（Kim 等人，2019）。

130. 以下国家的人体脂肪组织样本也检出 UV-328：日本（样本数=22，检出率=81%）、大韩民国（样本数=18，检出率=88%）、印度（样本数=5，检出率=60%）、西班牙（样本数=12，检出率=16%）和美国（样本数=24，检出率=13%）（Yanagimoto 等人，2011，转引自德国，2014）。日本报告的人体脂肪组织 UV-328 浓度最高（35 纳克/克脂重），其次是韩国（20 纳克/克脂重）、印度（6 纳克/克脂重）、西班牙（6 纳克/克脂重）和美国（2 纳克/克脂重）。

2.4 对引起关注的终点进行危害性评估

131. UV-328 对哺乳动物是有毒的，因为在反复接触后会对特定目标器官（主要是肝脏和肾脏）产生不利影响。因此，欧洲化学品管理局风险评估委员会根据对大鼠进行的重复喂食毒性研究，依照 EC 1272/2008 号《分类、标签和包装条例》得出结论认为，UV-328 符合次级类别 2（STOT RE 2）反复接触导致特定目标器官毒性的标准（欧洲化学品管理局，2013，2014）。

132. 还没有证据表明 UV-328 具有致癌性、遗传毒性和致突变性（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016；欧洲化学品管理局，2020a）

133. 在欧盟注册档案中，UV-328 有下列危害说明：H373 – 次级类别 2 中的反复接触导致特定目标器官毒性（STOT RE 2），以及 H413 – 可能对水生生物产生长期有害影响（水生慢性 4）（欧洲化学品管理局，2020a）。欧洲化学品管理局分类和标签清单中有 93% 和 88% 的通知都分别列有 H373 和 H413。4% 和 2% 的通报列有 H411（水生慢性 2）和 H412（水生慢性 3）。在通知中低于 2% 的其他危险分类为 H302（急性毒性 4，摄入）、H312（急性毒性 4，皮肤）、H315（皮肤刺激 2）、H319（眼睛刺激 2）、H332（急性毒性 4，吸入），H334（呼吸敏感 1）、H335（STOT SE 3）和 H372（STOT RE 1）（欧洲化学品管理局，2021）。一个缔约方提交了有以下 H 短语的危险分类：H303（急性毒性 5，摄入）、H312、H330（急性毒性 1，吸入）、H372 和 H412（附件 E，2021）。

2.4.1 哺乳动物毒性

2.4.1.1 重复剂量毒性

134. 在大鼠和比格犬身上进行的重复剂量毒性研究证明，UV-328 对哺乳动物有毒性，肝脏和肾脏是主要目标器官。

135. 用含 UV-328 的饲料喂食雄性和雌性大鼠 90 天（亚慢性）（Til 等人，1968）。试验规程类似于经合组织的试验准则 408（1968，未应用良好实验室规范）。试验组饲料中 UV-328 的标称试验浓度分别为 100、200、400、800 和 1 600 ppm，根据试验对象的体重和食物摄入量，分别大约相当于 10、19、40、81 和 173 毫克/千克体重/天的 UV-328 实际剂量（欧洲化学品管理局，2020a；Til 等人，1968）。对照组的饲料中不添加 UV-328。研究开始后第 12 周的血液检查显示，雄性的血红蛋白含量自剂量为 19 毫克/千克体重/天起，开始出现剂量依赖性下降，雌性的血红蛋白含量自剂量为 81 毫克/千克体重/天起，开始出现剂量依赖性下降（欧洲化学品管理局，2013）。在接触最高剂量的雄性和雌性中，观察到血红蛋白含量与对照组相比分别降低了 12% 和 6%（欧洲化学品管理局，2013）。红细胞压积的减少程度与血红蛋白含量的减少成正比（欧洲化学品管理局，2013）。与对照组相比，在所有剂量下，雄性和雌性的肝肾脏合并葡萄糖磷酸酶活性都有所增加（欧洲化学品管理局，2013）。没有进行其他生化检查。在所有投喂量下，雄性和雌性的平均肝脏相对重量都明显增加（欧洲化学品管理局，2013）。在三个最高剂量下，雄性和雌性的肾脏相对重量都有所增加（欧洲化学品管理局，2013）。自剂量为 19 毫克/千克体重/天起，甲状腺的相对重量高于对照组（欧洲化学品管理局，2013）。在两个最高剂量下，雄性大鼠中的脾脏相对重量增加，睾丸相对重量在三个最高剂量下增加（欧洲化学品管理局，2013）。研究中测得的所有器官的相对重量见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。13 周后的肝脏总体病理检查显示肝脏明显增大，呈绿褐变色（欧洲化学品管理局，2013）。肝脏显微镜检查显示，在所有 UV-328 剂量下，雄性和雌性大鼠都出现肝损伤，且严重程度随着剂量的降低而降低（欧洲化学品管理局，2013）。在两个最高剂量下，偶尔在雄性中观察到局灶性坏死，雌性中较少（欧洲化学品管理局，2013）。在两个最高剂量下，雄性和雌性中都观察到肾脏有微绿变色（欧洲化学品管理局，2013）。肾脏显微镜检查显示，雄性在两个最高投喂量下出现肾小管肾病（欧洲化学品管理局，2013）。根据雄性在接触剂量为 81 毫克/千克体重/天时观察到的肝脏和肾脏组织病理变化情况，欧洲化学品管理局风险评估委员会指出，用于归类为反复接触导致特定目标器官毒性（STOT RE）的相关重大不利健康影响标准得到满足（欧洲化学品管理局，2013）。根据在这项研究中观察到的血液学、临床生化、器官重量和组织病理学的变化，《化学品注册、评估、授权和限制条例》注册档案将最低观测不良效应水平（LOAEL）定为 10 毫克/千克体重/天（欧洲化学品管理局，2020a）。

136. 在另一项研究中，用含有 UV-328 的饲料喂食雄性和雌性比格犬 90 天（亚慢性）（Ciba-Geigy，1970；欧洲化学品管理局，2013）。试验规程与经合组织试验准则 409（未应用良好实验室规范）相似，不同之处是每个试验组的每个性别的试验动物是 3 只，而不是 5 只。研究中的 UV-328 剂量分别为 0（对照组）、15、30、60、120 和 240 毫克/千克体重/天。最高剂量试验组中有一只雄犬在研究的第 8 周死亡，接触较高剂量的动物表现出进食量和体重减少以及嗜睡和虚弱（欧洲化学品管理局，2013）。血液检查显示，接触 120 和 240 毫克/千克体重/天剂量的犬，红细胞数量减少，红细胞压积减少，血液中血红蛋白含量降低，平均红细胞容积增加，平均红细胞血红蛋白浓度降低（欧洲化学品管理局，2013）。与对照组相比，接触 120 毫克/千克体重/天剂量的公犬和接触 240 毫克/千克体重/天剂量的雌犬的血红蛋白含量降低了 20% 以上（欧洲化学品管理局，2013）。生化检查显示，血清中几种酶的活性增加（欧洲化学品管理局，2013）。这些酶包括谷丙转氨酶（GPT）（即丙氨酸转氨酶（ALT））、谷草转氨酶（GOT）（即天冬氨酸转氨酶（AST））和碱性磷酸酶（ALP）（欧洲化学品管理局，2013）。在雄性中观察到这三种酶的活性从剂量为 15 毫克/千克体重/天开始增加（欧洲化学品管理局，2013）。在剂量为 15 毫克/千克体重/天时，雌性的血清碱性磷酸酶活性较高（欧洲化学品管理局，2013）。接触 UV-328 的雄犬和雌犬的血清总蛋白均降低；接触最高剂量的雄犬和雌犬的血清总蛋白数值分别是对照组数值的 86% 和 81.5%（欧洲化学品管理局，2013）。从剂量为 30 毫克/千克体重/天开始观察到血清中蛋白质模式的变化（欧洲化学品管理局，2013）。尸检时，

所有剂量下的雄性和雌性的肝脏绝对重量与对照组相比均显著增加（欧洲化学品管理局，2013）。肝脏病理检查显示，自剂量为 15 毫克/千克体重/天起，库普弗细胞发生脂肪变化，细胞质中出现蛋白球，库普弗细胞出现黄色色素沉着，并出现库普弗细胞增生（欧洲化学品管理局，2013）。接触剂量为 60 毫克/千克体重/天以及更高剂量的犬可见肝细胞脂肪变性（欧洲化学品管理局，2013）。根据在接触剂量为 60 毫克/千克体重/天的犬中观察到的组织病理学影响、血清中几种酶的活性变化和观察到的血清蛋白质模式变化，欧洲化学品管理局风险评估委员会指出，将 UV-328 划分为反复接触导致特定目标器官毒性类（STOT RE）危险化学品的标准得到满足。根据该项研究的结果，《化学品注册、评估、授权和限制条例》注册档案将无观测不良效应水平（NOAEL）定为 30 毫克/千克体重/天，并将最低观测不良效应水平（LOAEL）定为 60 毫克/千克体重/天（欧洲化学品管理局，2020a）。

137. 加拿大对 UV-328 的评估还考虑了上述重复剂量毒性研究，并与两个结构相似的类似物——2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-methyl-1-phenylethyl)phenol（化学文摘社编号 70321-86-7）和 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methylphenol（化学文摘社编号 2440-22-4）进行了交叉参照，以填补慢性毒性方面的数据空白（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。加拿大的评估在结论中指出，研究中的低效应剂量为 5 毫克/千克体重/天以上，并界定最低观测不良效应剂量为 15 毫克/千克体重/天（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。

138. 根据对犬进行的重复剂量毒性研究得出的无观测不良效应水平，推断出了针对人类的推定无效应水平（DNEL），并在《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案中按行业分列进行了报告（欧洲化学品管理局，2020a）。推定无效应水平未经权威机构审查，具体内容如表 8 所示。关于如何计算这些推定无效应水平的更多信息，见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。然而，如果推定无效应水平是根据对大鼠进行的重复剂量毒性研究中的最低观测不良效应水平算出的，则有关数值是表 8 所示数值的三分之一。此外，推定无效应水平为外部参考值，通常基于最低的可靠无观测不良效应水平，而不是最低观测不良效应水平。因此，表 8 中的报告值具有相当大的不确定性，不应用于与人体内的测量浓度进行比较。

表 8. 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案所述，长期接触 UV-328 对工人和一般民众产生全身效应的推定无效应水平（欧洲化学品管理局，2020a）

接触途径	推定无效应水平（工人）	推定无效应水平（一般民众）
吸入	0.7 毫克/立方米	0.17 毫克/立方米
皮肤	0.3 毫克/千克体重/天	0.14 毫克/千克体重/天
口服		0.14 毫克/千克体重/天

2.4.1.2 急性毒性

139. 几项研究已经测试了单次剂量接触引起的 UV-328 急性毒性（欧洲化学品管理局，2020a）。在一项大鼠和小鼠的口服灌喂研究中，单次剂量接触 UV-328 后总体器官没有变化（Ciba-Geigy，1978）。口服半数致死剂量约为 2 300 毫克/千克体重。在另一项对大鼠的类似研究中，半数致死剂量高于研究中采用的 7 750 毫克/千克体重的最大剂量（Ciba-Geigy，1978）。在白化大鼠中（类似于经合组织试验准则 401 的研究，未应用良好实验室规范，1987），半数致死量高于研究中采用的 2 000 毫克/千克体重的剂量（欧洲化学品管理局，2020a）。

140. 在 1973 年采用与经合组织试验准则 403（未应用良好实验室规范）相似的试验规程进行的一项研究中，用乙醇为载体，让大鼠经鼻接触气雾剂形式的 UV-328，历时 4 小时

（欧洲化学品管理局，2020a）。半数致死浓度高于研究采用的 0.4 毫克/升空气浓度。气溶胶中的粒径分布约为：7.5%的粒径大于 7 微米、5%的粒径为 3–7 微米、55%的粒径为 1–3 微米、32.5%的粒径小于 1 微米。在另一项研究（1977）中，让大鼠通过吸入粉尘（全身接触）接触 UV-328，历时 1 小时（欧洲化学品管理局，2020a）。半数致死浓度高于试验采用的 0.13 毫克/升空气浓度（欧洲化学品管理局，2020a）。

141. 兔子通过皮肤单次接触 UV-328 后的半数致死剂量测定为 1.1–3.0 克/千克体重（欧洲化学品管理局，2020a）。未报告出现皮肤刺激/致敏或眼睛刺激的情况（欧洲化学品管理局，2020a）。

2.4.1.3 生殖和发育毒性

142. 目前还没有关于 UV-328 的生殖或发育毒性的研究。然而，在大鼠和犬身上进行的重复剂量毒性研究（第 2.4.1.1 节所述）的结果表明，可能对哺乳动物的生殖/发育产生不利影响。在接触 40 毫克/千克体重/天或更高剂量 UV-328 的雄性大鼠中，睾丸的相对重量显著增加（欧洲化学品管理局，2013）。有关研究未对大鼠生殖器官进行组织病理学检查。在雄性和雌性大鼠中，自剂量为 19 毫克/千克体重/天起，甲状腺的相对重量高于对照组。受试动物睾丸和甲状腺相对重量的数据见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。

143. 对犬的研究表明，在接触剂量为 60 毫克/千克体重/天或更高时，一些犬的生殖器官发生了变化，可认为系服用 UV-328 产生（欧洲化学品管理局，2013，2020a）。据报道，一些雄性犬出现肾小管萎缩、睾丸中有多核巨细胞以及精子形成有缺陷的情况（欧洲化学品管理局，2013，2020a）。在一些接触剂量为 120 毫克/千克体重/天和 240 毫克/千克体重/天的雄犬的前列腺中，观察到间质严重萎缩和硬化（欧洲化学品管理局，2013，2020a）。据报道，在一些接触剂量为 60 毫克/千克体重/天或更高剂量的雌犬中，子宫所有各层都出现轻微萎缩（欧洲化学品管理局，2013，2020a）。根据这些数据，UV-328 有可能对生殖产生不利影响。

144. Zhuang 等人（2017）使用双杂交重组酵母生物测定法进行了体外实验，以评估 UV-328 在被人肝微粒体（HLM）和 CYP3A4 酶代谢激活前后对人雄激素受体（AR）的干扰活性。酵母细胞接触了浓度范围为 $5 \cdot 10^{-4}$ –50 微摩尔的 UV-328。在此浓度范围内未观察到对酵母细胞的毒性。在被人肝微粒体和 CYP3A4 激活前，没有报告在 $5 \cdot 10^{-4}$ –5 微摩尔的范围内有很强的抗雄激素活性。但在 UV-328 浓度为 50 微摩尔时观察到较弱的拮抗毒性。进一步考察了 0.0025、0.025 和 0.25 微摩尔三个浓度，以比较代谢前后的抗雄激素效应。试验浓度为 0.25 微摩尔时，在 CYP3A4 介导代谢激活后，接触 UV-328 导致抗雄激素活性与新陈代谢之前相比明显增加；UV-328 代谢产物的抑制率从 $17.1 \pm 3.0\%$ 提高到 $40.7 \pm 4.9\%$ 。在人肝微粒体介导代谢激活后，也观察到抑制率显著增加（由 $28.0 \pm 6.3\%$ 增加到 $43.3 \pm 1.5\%$ ）。这些数据表明 UV-328 可能具有抗雄激素作用。在另一项使用酵母双杂交试验的体外研究中，在 10^{-3} – 10^{-7} M（溶解在二甲基亚砜中的 UV-328 最终浓度）的试验范围内未观察到 UV-328 的相关雌激素活性（Kawamura 等人，2003）。

2.4.2 生态毒性

145. UV-328 的急性生态毒性还没有在标准试验中得到确切证明（详情如下）。然而，最近关于水生生物长期接触 UV-328 的研究根据对成年斑马鱼的研究结果表明，它可能会产生不利影响（Hemalatha 等人，2020）。生态结构活动关系（ECOSAR）的建模数据还预测 UV-328 具有生态毒性（美国环保局，2012）。

146. 鉴于 UV-328 的水溶性低，长期生态毒性研究更适于评价 UV-328 的水生态毒性。Hemalatha 等人（2020）研究了 UV-328 对成年斑马鱼（*Danio rerio*）的影响。按经合组织

试验准则 305 使试验生物（样本数=750）适应实验室条件。适应后将鱼分为 5 个实验组：水对照组、溶剂对照组和 3 个用药组。每组一式三份，每份有 50 条鱼，置放在 25 升的试验液中。用药组中的试验物质置放在用二甲基亚砷制备的 UV-328 浓度为 0.01、0.1 和 1 毫克/升的试验液中，经过 14、28 和 42 天。储罐中的试验溶液每 24 小时更新一次，以保持适当的试验浓度，但作者没有报告这些浓度是否通过分析测量进行验证。第 14 天和第 28 天的肝组织生化检查表明，接触剂量为 0.1 毫克/升和 1 毫克/升时，超氧化物歧化酶（SOD）、过氧化氢酶（CAT）和谷胱甘肽过氧化物酶（GPx）活性显著增加。还对肝脏取样进行了组织病理学检查。在接触 UV-328 浓度为 0.01 毫克/升和 0.1 毫克/升 14 天后的鱼中，观察到整个肝脏组织中极少出现肝血窦一类的组织损伤，肝细胞空泡化和核增大程度较低。接触浓度为 1 毫克/升的 UV-328 的鱼体内可见嗜酸性颗粒、固缩核、胞质空泡化和变性、血窦扩张、核变性和核肥大。在第 28 天时，所有用药组的损伤变得更加普遍，并伴有脂质空泡化。此外，在接触量为 0.1 毫克/升和 1 毫克/升的鱼中，肝脏多处可见肝细胞混浊肿胀和严重的肝坏死。第 42 天时，随浓度的增加，组织学变化更加严重，其中最严重的包括静脉出血、细胞核固缩、血窦损伤坏死和肝细胞完全变性。此外，在第 42 天时，注意到接触量为 1 毫克/升的鱼出现血窦和黑素巨噬细胞聚集体。鱼在适应或接触期间没有出现死亡。没有报告对鱼的体长或生长的影响。

147. Giraudo 等人（2020）按经合组织试验准则 305，对虹鳟鱼（*Oncorhynchus mykiss*）幼鱼通过食物接触 UV-328 受到的影响进行了为期 28 天的研究。用乙腈制备 UV-328 浓缩液，然后将浓缩液加入蒸馏水来制备工作溶液。制备了 UV-328 标称浓度达到 50 纳克/克的鳟鱼饲料颗粒。将鱼放入 4 个 60 升的实验水箱中，每个水箱 13 条鱼。三个水箱为用药水箱，给里面的鱼喂食含有 UV-328 的饲料。剩余一个水箱是对照水箱（其乙腈的最终浓度与受试水箱相同）。每天按鱼平均体重（湿重）4% 的定量来喂鱼。鱼的平均体重为 3.25 ± 0.14 克。28 天后，对鱼进行随机取样并实施安乐死以进行进一步分析。分析表明，按饲喂浓度接触 UV-328 不会对鱼的体长、重量和富尔顿身体状况产生任何影响。然而，接触 UV-328 会引起转录变化，诱导核糖体蛋白转录，下调涉及免疫反应的基因，并影响参与铁稳态的基因（Giraudo 等人，2020）。用药组中未实施安乐死的鱼在 28 天后喂食对照饲料 5 天，以进行净化。在净化期间，鱼肝中 UV-328 的浓度每天下降 20.9%，估计净化半衰期为 3 天。

148. Giraudo 等人（2017）研究了接触 UV-328 对淡水绿藻莱茵衣藻（*Chlamydomonas reinhardtii*）和淡水甲壳动物大型蚤（*Daphnia magna*）的影响。在藻类实验中，用新鲜培养基稀释指数级生长的细胞，使其细胞密度达到 $1 \cdot 10^6$ 个/毫升。然后，让藻类接触（用 0.05% 的二甲基亚砷稀释的）浓度为 0.01 微克/升和 10 微克/升的 UV-328，历时 96 小时。实验一式三份，有一个有相应二甲基亚砷浓度的对照组。在接触 UV-328 之后，活性氧的产生据称有所增加（Giraudo 等人，2017）。接触 UV-328 的细胞的活性与对照组无显著差异。在（按经合组织试验准则 211 进行的）甲壳类动物实验中，每组同为 12 只的 5 组新生大型蚤（小于 24 小时）接触浓度为 0.01 和 10 微克/升的 UV-328（用 0.05% 二甲基亚砷稀释），历时 21 天。在进行 21 天接触后，没有发生死亡，也没有观察到对生长、繁殖和基因转录的影响。

149. 生态结构活动关系（ECOSAR）预测 UV-328 在淡水鱼、丝虫和绿藻中的慢性毒性值（ChV）和半数致死浓度/半数有效浓度小于 0.1 毫克/升（美国环保局，2012）。慢性值为无观测效应浓度和最低观测效应浓度的几何平均值。

150. 从按经合组织试验准则对淡水生物（鱼类、甲壳类和藻类）进行的急性毒性研究获得的现有生态毒性数据表明，在水溶性范围内，UV-328 没有不良影响。然而，鉴于 UV-328 在水中的溶解度很低，这种接触途径（即 UV-328 自由溶解于水中，而不是食物中）在较短接触时间内预计不足以在试验生物体内达到 UV-328 产生内部效应的浓度。尽管如此，在此处列出了 UV-328 在鱼类、甲壳类和藻类中的生态毒理学数值，见表 9 至 11。注：关

于引用《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案（欧洲化学品管理局，2020a）作为参考的生态毒理学研究，只可查阅摘要。

表 9. 鱼类中的 UV-328 生态毒理学数值

鱼类物种	试验方法	无观测效应浓度/半数致死浓度	参考
斑马鱼	经合组织试验准则 203，未应用良好实验室规范，1988	无观测效应浓度/半数致死浓度 ≥ 100 毫克/升，96 小时后	欧洲化学品管理局，2020a
青鳉鱼	经合组织试验准则 203，良好实验室规范，2007	半数致死浓度 > 0.08 毫克/升，96 小时后	欧洲化学品管理局，2020a

表 10. 甲壳类中的 UV-328 生态毒理学数值

甲壳类物种	试验方法	无观测效应浓度/半数致死浓度	参考
大型蚤	经合组织试验准则 202，良好实验室规范，2007 经合组织试验准则 202，未应用良好实验室规范，1988	半数致死浓度 > 83 微克/升，48 小时后 半数致死浓度 > 10 毫克/升，48 小时后 半数致死浓度 > 100 毫克/升和无观测效应浓度 $= 5.8$ 毫克/升，24 小时后	欧洲化学品管理局，2020a 欧洲化学品管理局，2020a 欧洲化学品管理局，2020a
水蚤	经合组织试验准则 202	无观测效应浓度 ≥ 10 毫克/升，24 小时和 48 小时后	Kim 等人，2011

表 11. 藻类中的 UV-328 生态毒理学数值

藻类物种	试验方法	无观测效应浓度/半数致死浓度	参考
月芽藻	经合组织试验准则 201，静态，良好实验室规范，2007	无观测效应浓度 $= 0.016$ 毫克/升（试验限值）	欧洲化学品管理局，2020a
四尾栅藻		无观测效应浓度 < 0.1 毫克/升抑制生长，72 小时后	Hicks 和 Geldhill，1993

151. 应该注意的是，对四尾栅藻（*Scenedesmus subspicatus*）这一藻类而言，在与 UV-328 接触 72 小时后，在所有试验浓度（包括 0.1 毫克/升的最低浓度）下都观察到一些生长抑制效应（Hicks 和 Geldhill，1993）。然而，根据经合组织试验准则 201 并依循良好实验室规范进行的新式藻类研究并没有观察到任何效应。

152. 在城市污泥的微生物中，3 小时后的半数有效浓度和半数抑制浓度大于 100 毫克/升的试验浓度（经合组织试验准则 209，静止状态，未应用良好实验室规范，1988）（欧洲化学品管理局，2020a）。

153. 根据淡水生物急性生态毒理学的无界效应浓度，在《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案中按行业分列报告了 UV-328 对水生生物的预测无效应浓度（欧洲化学品管理局，2020a）。有关预测无效应浓度如何计算的信息，见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。表 12 列出了各种环境基质的预测无效应浓度和二次中毒的预测无效应浓度（未经权威机构审查）。注：如果二次中毒的预测无效应浓度是根据对大鼠进行的重复剂量毒性研究中的最低观测不良效应水平计算出来的，则二次中毒的预测无效应浓度比表 12 所示数值低 6 倍。

表 12. 《化学品注册、评估、许可和限制条例》注册档案所列的 UV-328 针对淡水、海水、污水处理厂、淡水沉积物和海洋沉积物中的水生生物、土壤中的陆地生物和捕食性动物二次中毒的预测无效应浓度。

来源：欧洲化学品管理局，2020a；UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。

基质	预测无效应浓度数值
淡水	10 微克/升
淡水（间歇释放）	100 微克/升
海水	1 微克/升
污水处理厂	1 000 微克/升
沉积物（淡水）	451 微克/克沉淀物干重
沉积物（海洋）	45.1 微克/克沉淀物干重
土壤	90 微克/克干重
捕食性动物二次中毒（犬）	13.2 微克/克食物
捕食性动物二次中毒（大鼠）	2.2 微克/克食物

154. 将环境监测数据（第 2.3.1 节）同这些预测无效应浓度进行的比较表明，在大多数情况下，环境浓度低于相应的预测无效应浓度。然而，也有环境浓度接近或超过预测无效应浓度的情况。其中包括在被污染的日本河流中检出的 UV-328 浓度最高达 4.8 微克/升，与淡水系统 10 微克/升的预测无效应浓度是同一数量级的。美国纳拉甘西特湾过去是一个 UV-328 污染地，其监测数据表明，过去曾超过淡水（10 微克/升）和污水处理厂（1 000 微克/升）的预测无效应浓度数值，因为所报告的这些基质中最高浓度分别为 85 微克/升和 4 700 微克/升；在沉积物中测得的 UV-328 浓度（300 微克/克干重）也接近淡水沉积物的预测无效应浓度数值（451 微克/克干重）。

155. 此外，在偏远地区海鸟的尾脂腺油中检出高浓度 UV-328（即戈夫岛大鸮和马里恩岛蓝海燕体内，浓度达 1-7 微克/克脂重），这可能与捕食性动物二次中毒有关。在岛屿上捕食海鸟的哺乳动物可包括大鼠、野猫、家鼠、猪、猫鼬、狐狸和麝鼯（Townes 等人，2011）。虽然就二次中毒而言，尾脂腺油中的浓度或许不能直接与预测无效应浓度相比，但 Tanaka 等人（2020b）的喂养研究表明，尾脂腺油中的 UV-328 浓度在接触 32 天后与腹部脂肪中的浓度非常相似。因此，假设海鸟的脂肪含量介于总体重的 5%至 15%之间（Spear 和 Ainley，1998），海鸟全身的 UV-328 浓度（0.05 至 1.1 微克/克）会比捕食性动物二次中毒的预测无效应浓度（13.2 微克/克食物，按犬的无观测不良效应水平计算）低一至两个数量级。

156. 根据大鼠的最低观测不良效应水平计算出的二次中毒预测无效应浓度（预测无效应浓度口服=2.2 微克/克食物；见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17）和海鸟全身的 UV-328 浓度是同一数量级的。这表明在偏远地区捕食海鸟的哺乳动物可能有不良效应。注：由于目前尚无关于 UV-328 的鸟类毒性研究，因此 UV-328 浓度偏高对海鸟的影响尚不清楚。

157. 除了第 2.4.1 节提及的重复剂量毒性研究外，没有 UV-328 对陆地野生动物的生态毒性的数据。然而，加拿大对 UV-328 的筛查评估确实根据对大鼠进行的重复剂量毒性研究的结果，估算出水獭和水貂的慢性毒性参考值分别为 2.34 和 3.86 毫克/千克体重/天（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016；Til 等人，1968）。之所以要计算河獭和水貂的慢性毒性参考值，是因为它们代表在加拿大环境中食用鱼类的陆地哺乳动物。根据塑料行业以及油漆和涂料行业的工业排放造成的地表水中的 UV-328 的估计浓度（分别见表 4 和表 5），同时考虑到 UV-328 在中营养级鱼类中的生物积累，对鱼类组织中的 UV-328 残留浓

度进行了估算（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。用生物能量野生动物模型计算出的水獭和水貂 UV-328 的每日总摄入量为 1.58 毫克/千克体重/天和 1.50 毫克/千克体重/天（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。风险商数是按上文第 2.1.3 节提到的不同工业释放情形计算出来的。风险商数的计算方法是用每日总摄入量除以慢性毒性参考值。在大多数情形下，发现风险参数小于 1（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。但据称，在一家塑料行业工厂向一条小河排放 UV-328 的情况下，如果假设每年使用 25 吨 UV-328，则河獭的风险商数为 1.68（加拿大环境和气候变化部及加拿大卫生部，2016）。关于不同工业释放情形的更多信息见 UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17。

2.4.3 多种化学品的毒理学相互作用

158. 普遍缺乏关于与苯并三唑酮类其他物质的相互作用的研究。但两项近期研究（第 2.4.2 节所述）测量了同时接触 UV-328 和 UV-234 对莱茵衣藻（*Chlamydomonas reinhardtii*）、大型蚤（*Daphnia magna*）和虹鳟（*Oncorhynchus mykiss*）的影响（Giraud 等人，2017，2020）。在莱茵衣藻中，接触 UV-328 后活性氧的产生增加，接触 UV-234 后脂质过氧化增加。在接触 UV-328 和 UV-234 混合物后，在转录层次上观察到协同效应，谷胱甘肽过氧化物酶上调了 2 到 6 倍，表明对莱茵衣藻的抗氧化防御系统有潜在的影响（Giraud 等人，2017）。然而，没有观察到不利影响。在大型蚤中，在接触浓度为 0.01 和 10 微克/升的 UV-328、UV-234 以及这两种物质的混合物 21 天后，没有观察到对生长、繁殖和基因转录的影响（Giraud 等人，2017）。在虹鳟中，没有观察到有明显证据表明接触 UV-328 和 UV-234 混合物有显著协同效应（Giraud 等人，2020）。

2.4.4 关于毒性的结论

159. 已根据哺乳动物毒性研究的结果发现 UV-328 对健康有不利影响，并可能危及人类健康和环境，因为它可能通过长期或反复口服接触对肝脏和肾脏造成损害（STOT RE 2）。在大鼠和犬身上进行的两项很早的非标准研究提供了对雄性生殖道有不利影响的有限证据。尚无用 UV-328 进行的现今标准生殖研究可以证实这两项非标准研究的结果。UV-328 的急性生态毒性还没有在标准试验中得到证明。在藻类或水蚤的现有数据中没有观察到长期影响。然而，在成年斑马鱼身上观察到的 UV-328 的长期影响表明，对鱼类的肝脏有潜在不利影响。在偏远地区迁徙海鸟体内发现 UV-328 含量偏高，类似于捕食海鸟的哺乳动物出现二次中毒效应的预测含量，这表明可能对偏远地区的哺乳动物产生不利影响，但对鸟类本身的后果未知。

3. 资料综述

160. UV-328 是一种苯并三唑酮，在广泛的工业应用和消费品中用作紫外线吸收剂，包括油漆、涂料、密封剂、粘合剂、印刷油墨、日用香水、惰性杀虫剂、纺织品、橡胶和塑料。UV-328 的主要用途是汽车油漆和涂料，并用作塑料添加剂，包括用于食品包装的聚合物、印刷油墨和粘合剂。在汽车行业中，UV-328 用于油漆、涂料和密封剂，也用于安装在车辆上的液晶面板和仪表以及车辆内部和外部部件上的树脂。

161. UV-328 在全球大量生产（每年超过 1 000 吨），但没有公开的数据表明已经生产了多少以及用于哪些用途。近年来，UV-328 已被欧盟确定为高度关注物质，并已列入挪威国家优先物质清单。巴林王国的立法对 UV-328 实行限制。

162. UV-328 在其工业生产和使用过程中、在产品中的使用期间以及在对含有 UV-328 的产品进行报废管理时，释放到环境中。因此，在世界不同地区的空气、水、土壤、沉积物、生物群和人体等各种环境区间中都检出了这种物质。

163. UV-328 不易生物降解，实验和监测数据证明，UV-328 在土壤和沉积物中具有持久性。实地研究表明，UV-328 在土壤中持续存在，其消失半衰期大于附件 D 规定的 6 个月阈值。对结构相似的苯并三唑酚类化合物进行的交叉参照表明，UV-328 在沉积物中的降解半衰期超过了附件 D 规定的 6 个月阈值。从过去生产 UV-328 的设施附近收集的沉积物柱样的监测数据证实了这一点，即使在有关设施停止生产这种物质几十年后，沉积物柱样中仍然有 UV-328。模拟结果表明，UV-328 会在水中持久存在，其半衰期大于附件 D 规定的 2 个月阈值。

164. UV-328 也具有生物积累性， $\log K_{ow}$ 大于 5，实验测得的生物浓缩系数和估算生物积累系数超过了附件 D 的 5 000 升/千克湿重阈值。另外据称，实测生物积累系数和估算营养放大系数大于 1。根据江豚及其猎物体内 UV-328 含量的实地数据，已有报道称 UV-328 会在顶级捕食性动物体内富集。

165. UV-328 在生物群中的积累很可能是通过营养转移、接触被污染的沉积物或摄入含有 UV-328 的塑料发生的。对海鸟进行的实地实验表明，摄入含有 UV-328 的塑料会导致海鸟的腹部脂肪、肝脏和尾脂腺油检出的 UV-328 浓度高于其他环境接触源。

166. UV-328 经常在偏远区域的生物群中检出，包括北极生物群和偏远岛屿上的迁徙海鸟，这是其远程环境迁移潜力所致。这些海鸟中有马里恩岛上的蓝海燕，它们通常停留在南极极地锋面以南的南大洋，但其体内测得的 UV-328 浓度属于迄今在生物群中测得的最高浓度之列。蓝海燕主要在公海上觅食，据称 90% 以上的海燕摄入了海洋塑料废弃物。在它们的尾脂腺油中测得高浓度 UV-328，可能是因为 UV-328 通过塑料废弃物在海洋中进行了远距离环境迁移。迄今为止，在戈夫岛大鸕体内测得的 UV-328 浓度是生物群中最高的，这可能也是因为 UV-328 通过塑料废弃物在海洋中进行了远程迁移。然而，由于大鸕是跨赤道迁徙的候鸟，UV-328 可能是因为它们的迁徙而从源头地区远距离迁移到偏远岛屿。

167. 预计 UV-328 会因其物理化学性质而附着在颗粒上进行远距离大气迁移。模拟结果估计 UV-328 通过这一途径进行远距离迁移的可能性与公认的持久性有机污染物相同。

168. 人类可通过摄入/吸入被污染的粉尘以及食用被污染鱼类和其他海鲜接触到 UV-328。根据 UV-328 在人体内代谢缓慢、通过尿液排泄量低以及 UV-328 能够与血液蛋白结合的情况，UV-328 有可能在人体内出现生物积累。在世界各地的人体脂肪组织和母乳中都检出了 UV-328。

169. UV-328 的哺乳动物毒性已经在大鼠和犬身上进行的重复剂量毒性研究中得到证明。根据有关研究发现的重大不利影响，欧盟已根据联合国全球化学品统一分类和标签制度标准将 UV-328 归类为次级类别 2 中的反复接触导致特定目标器官毒性（STOT RE 2）。UV-328 的主要健康影响是肝脏毒性。根据在大鼠中观察到的重复剂量毒性，UV-328 还与肾脏不利影响有关。此外，根据在大鼠中观察到的睾丸重量明显改变以及在犬身上观察到的精子产生减少和生殖器官重量改变的情况，有迹象表明 UV-328 可能对哺乳动物的生殖产生不利影响。根据一项体外研究的结果，UV-328 也可能导致抗雄激素活性。

170. 根据在对成年斑马鱼进行的长期接触 UV-328 研究中观察到的肝脏组织病理情况，已发现 UV-328 与鱼类不利影响有关。模拟预测表明，UV-328 对水生生物具有生态毒性，但根据经合组织试验准则进行的水生生物急性生态毒理学研究未能报告任何效应水平。

171. 到目前为止，在环境中发现的 UV-328 含量一般低于产生不利影响的含量，但也有当前含量可能达到产生不利影响含量的情况。据称，在源头区域的某些工业释放情形下，食用被污染鱼可能会对陆地哺乳动物带来风险。在日本一些被污染的河流中，UV-328 的含量接近于淡水系统的预测无效应浓度。在偏远区域，在戈夫岛大鸕和马里恩岛蓝海燕中发

现 UV-328 含量偏高，接近于捕食它们的哺乳动物二次中毒的相关预测无效应浓度，但对这两种鸟产生的后果未知，因为还没有进行鸟类毒性研究。

4. 结语

172. UV-328 不会在环境中自然产生。但由于人类的活动，已经在空气、土壤、沉积物、水和生物群等各种环境基质中发现了它。根据对哺乳动物和鱼类进行的毒性研究的结果，发现 UV-328 与对健康的不利影响有关，并已在世界不同区域的人体中检出 UV-328。经常在北极生物群和偏远岛屿上的迁徙海鸟中检出 UV-328，含量接近于对捕食海鸟的哺乳动物产生不利影响的水平。经常在偏远地区检出 UV-328，是因为它有可能通过空气、水和迁徙物种进行远距离环境迁移。

173. 鉴于有证据表明 UV-328 具有持久性、生物积累性和对哺乳动物有毒性，广泛出现在各种环境区间并经常在偏远地区的生物群中检出，故认定 UV-328 由于其远距离环境迁移而可能对人类健康和/或环境产生重大不利影响，因而有必要采取全球行动。

参考文献

- Andrade, H., Glüge, J., Herzke, D., Ashta, N. M., Nayagar, S. M., & Scheringer, M. (2021). Oceanic long-range transport of organic additives present in plastic products: an overview. *Environmental Sciences Europe*, 33(1), 85. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00522-x>
- Annex E (2021). *Annex E information (risk profile) on UV-328. Submission of information from Parties and observers as specified in Annex E to the Stockholm Convention pursuant to Article 8 of the Convention*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/UV328submission/tabid/8761/Default.aspx>
- Andrady, A. L., & Rajapakse, N. (2016). Additives and Chemicals in Plastics. In H. Takada & H. K. Karapanagioti (Eds.), *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment* (pp. 1–17). Springer. https://doi.org/10.1007/698_2016_124
- Apel, C., Joerss, H., & Ebinghaus, R. (2018b). Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. *Chemosphere*, 212, 254–261. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.105>
- Apel, C., Tang, J., & Ebinghaus, R. (2018a). Environmental occurrence and distribution of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas. *Environmental Pollution*, 235, 85–94. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.12.051>
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. P. C. (2004). A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23(10), 2343–2355. <https://doi.org/10.1897/03-438>
- Arp, H. P. H., Kühnel, D., Rummel, C., MacLeod, M., Potthoff, A., Reichelt, S., Rojo-Nieto, E., Schmitt-Jansen, M., Sonnenberg, J., Toorman, E., & Jahnke, A. (2021). Weathering Plastics as a Planetary Boundary Threat: Exposure, Fate, and Hazards. *Environmental Science & Technology*, 55(11), 7246–7255. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01512>
- Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G., & Östman, C. (2015). Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(8), 5842–5849. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3691-0>
- Bahrain (2021). *Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Kingdom of Bahrain*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>
- Bidleman, T., Atlas, E. L., Knap, A. H., Atkinson, R., Miller, J., Bonsang, B., Rudolph, J., Burns, K., Tanabe, S., & Keene, W. C. (1990). The Long-Range Transport of Organic Compounds. In A. H. Knap, M.-S. Kaiser, & M.-S. Kaiser (Eds.), *The Long-Range Atmospheric Transport of Natural and Contaminant Substances* (pp. 259–302). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-0503-0_13
- Boethling, R. S., Howard, P. H., Beauman, J. A., & Larosch, M. E. (1995). Factors for intermedia extrapolation in biodegradability assessment. *Chemosphere*, 30(4), 741–752. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)00439-2](https://doi.org/10.1016/0045-6535(94)00439-2)
- Bolgar, M., Hubball, J., Groeger, J., & Meronek, S. (2016). *Handbook for the chemical analysis of plastic and polymer additives*, 2nd ed. CRC Press. ISBN: 978-1-439-86074-8
- Borrelle, S. B., Ringma, J., Law, K. L., Monnahan, C. C., Lebreton, L., McGivern, A., Murphy, E., Jambeck, J., Leonard, G. H., Hilleary, M. A., Eriksen, M., Possingham, H. P., De Frond, H., Gerber, L. R., Polidoro, B., Tahir, A., Bernard, M., Mallos, N., Barnes, M., & Rochman, C. M. (2020). Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science*, 369(6510), 1515–1518. <https://doi.org/10.1126/science.aba3656>
- Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D., & Schulte, C. (2016). A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environmental Sciences Europe*, 28(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s12302-016-0072-y>
- Brooke, M. (2004). *Albatrosses and Petrels across the World*. Oxford University Press. ISBN: 978-0198501251
- Brorström-Lundén, E., Hansson, K., Remberger, M., Kaj, L., Magnér, J., Andersson, H., Haglund, P., Andersson, R., Liljelind, P., & Grabic, R. (2011). *Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles, Report B2023*.
- Cantwell, M. G., Sullivan, J. C., Katz, D. R., Burgess, R. M., Bradford Hubeny, J., & King, J. (2015). Source determination of benzotriazoles in sediment cores from two urban estuaries on the Atlantic Coast of the United States. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 208–218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.10.075>

- Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Ramil, M., & Cela, R. (2010). Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *Journal of Chromatography A*, 1217(24), 3729–3735. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2010.04.022>
- Carpinteiro, Inma, Ramil, M., Rodríguez, I., & Nogueira, J. M. F. (2012). Combining stir-bar sorptive extraction and large volume injection-gas chromatography-mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV stabilizers in wastewater matrices. *Journal of Separation Science*, 35(3), 459–467. <https://doi.org/10.1002/jssc.201100448>
- CEPA (1999). *Canadian Environmental Protection Act, 1999*. <https://laws-lois.justice.gc.ca/eng/acts/C-15.31/>
- Chang, L., Bi, P., Liu, Y., Mu, Y., Nie, F., Luo, S., & Wei, Y. (2013). Simultaneous analysis of trace polymer additives in plastic beverage packaging by solvent sublation followed by high-performance liquid chromatography. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61(29), 7165–7171. <https://doi.org/10.1021/jf401748a>
- Ciba-Geigy (1970). *Three months Toxicity Study. Tinuvin 328. Dietary administration - Beagle Dogs*.
- Ciba-Geigy (1978). *Acute Oral LD50 In The Rat Of TK 10046*.
- Ciba-Geigy (1988). *Test for Ready Biodegradability of Tinuvin 328 in the Modified Sturm Test, OECD-Guideline No. 301 B*.
- COSMOtherm (2020). *BIOVIA COSMOtherm, Release 2020 (Dassault Systemes)*.
- Danish EPA (2015). *Survey and health assessment of UV filters - Survey of chemical substances in consumer products No. 142, 2015*.
- De Silva, A., Muir, D., & Smyth, S. (2014). *Unpublished monitoring data submitted to Ecological Assessment Division of Environment Canada*.
- Denghel, H., Hiller, J., Leibold, E., & Göen, T. (2021). Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration. *Archives of Toxicology*. <https://doi.org/10.1007/s00204-021-03093-1>
- Disheng Technology (2017). *UV Absorber 328*. http://www.shinyangchem.com/product_detail_en/id/4.html
- Dutra, C., Freire, M. T. D. A., Nerín, C., Bentayeb, K., Rodriguez-Lafuente, A., Aznar, M., & Reyes, F. G. R. (2014). Migration of residual nonvolatile and inorganic compounds from recycled post-consumer PET and HDPE. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 25(4), 686–696. <https://doi.org/10.5935/0103-5053.20140016>
- ECCC and Health Canada (2016). *Screening Assessment Report on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)- (BDTP)*.
- ECHA (2013). *Committee for Risk Assessment RAC 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)*.
- ECHA (2014). *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*.
- ECHA (2017). *Read-Across Assessment Framework*. <https://doi.org/10.2823/619212>
- ECHA (2020a). *2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Registration Dossier*. REACH registration dossier. Retrieved 22 April 2020 from <https://echa.europa.eu/registration-dossier/-/registered-dossier/5280/1/1>
- ECHA (2020c). *Committee for Risk Assessment (RAC) Committee for Socio-economic Analysis (SEAC) Opinion on an Annex XV dossier proposing restrictions on intentionally-added microplastics*. <https://echa.europa.eu/documents/10162/a513b793-dd84-d83a-9c06-e7a11580f366>
- ECHA (2020b). *Estimating the number and types of applications for 11 substances added to the Authorisation List in February 2020*. <https://doi.org/10.2823/11134>
- ECHA (2021). *Notified classification and labelling according to CLP criteria, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol*. <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/cl-inventory-database/-/discli/details/97031>
- Endo, S., Yuyama, M., & Takada, H. (2013). Desorption kinetics of hydrophobic organic contaminants from marine plastic pellets. *Marine Pollution Bulletin*, 74(1), 125–131. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.07.018>
- Eriksen, M., Lebreton, L. C. M., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., Galgani, F., Ryan, P. G., & Reisser, J. (2014). Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLOS ONE*, 9(12), e111913. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111913>

- EuPIA (2013). *EuPIA European Printing Ink Association, a sector of CEPE aisbl. INVENTORY LIST – VERSION December 2013 COMPRISING PACKAGING INK RAW MATERIALS APPLIED TO THE NON-FOOD CONTACT SURFACE OF FOOD PACKAGING*.
- European Commission Joint Research Centre (2017). *Food flavourings, food additives and food contact materials exposure tool. European Commission, Joint Research Centre (JRC) (Dataset)*.
<http://data.europa.eu/89h/d3a2fee2-d6c6-4883-9b36-aa466b1d1cc8>
- Evangelidou, N., Grythe, H., Klimont, Z., Heyes, C., Eckhardt, S., Lopez-Aparicio, S., & Stohl, A. (2020). Atmospheric transport is a major pathway of microplastics to remote regions. *Nature Communications*, 11(1), 3381. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17201-9>
- Fluegge, A. P., Waiblinger, F., Stein, M., Keck, J., Kramer, H. E. A., Fischer, P., Wood, M. G., DeBellis, A. D., Ravichandran, R., & Leppard, D. (2007). Probing the intramolecular hydrogen bond of 2-(2-hydroxyphenyl) benzotriazoles in polar environment: A photophysical study of UV absorber efficiency. *Journal of Physical Chemistry A*, 111(39), 9733–9744. <https://doi.org/10.1021/jp0721189>
- Germany (2014). *Annex XV Report: Proposal for Identification of a Substance of Very High Concern on the Basis of the Criteria set out in REACH 57: UV-328*.
- Gimeno-Monforte, S., Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z., Santana-Rodríguez, J. J., Castro, Ó., Pocurull, E., & Borrull, F. (2020). Multiresidue Analysis of Organic UV Filters and UV Stabilizers in Fish of Common Consumption. *Foods*, 9(12), 1827. <https://doi.org/10.3390/foods9121827>
- Giraud, M., Colson, T. L. L., De Silva, A. O., Lu, Z., Gagnon, P., Brown, L., & Houde, M. (2020). Food-Borne Exposure of Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) to Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers Alone and in Mixture Induces Specific Transcriptional Changes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(4), 852–862. <https://doi.org/10.1002/etc.4676>
- Giraud, M., Cottin, G., Esperanza, M., Gagnon, P., Silva, A. O. D., & Houde, M. (2017). Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(12), 3333–3342. <https://doi.org/10.1002/etc.3908>
- Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd. (2003). *UV ABSORBER: UV-328*. <http://www.sunnychemical.com/UV-328.htm>
- Hartmann, P. C., Quinn, J. G., Cairns, R. W., & King, J. W. (2005). Depositional history of organic contaminants in Narragansett Bay, Rhode Island, USA. *Marine Pollution Bulletin*, 50(4), 388–395. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.11.020>
- Heimstad, E. S., Moe, B., Nygård, T., Herzke, D., & Bohlin-Nizzetto, P. (2020). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2019*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1718/m1718.pdf>
- Heimstad, E. S., Nygård, T., Herzke, D., & Bohlin-Nizzetto, P. (2018). *Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2017*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1076/m1076.pdf>
- Hemalatha, D., Rangasamy, B., Nataraj, B., Maharajan, K., Narayanasamy, A., & Ramesh, M. (2020). Transcriptional, biochemical and histological alterations in adult zebrafish (*Danio rerio*) exposed to benzotriazole ultraviolet stabilizer-328. *Science of the Total Environment*, 739, 139851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139851>
- Hicks, S., & Gledhill, D. (1993). *Acute Toxicity Screen of Tinuvin 328 to Scenedesumus subspicatus*.
- Hites, R. A., Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Sheldon, L. S. (1979). Potentially Toxic Organic Compounds in Industrial Wastewaters and River Systems: Two Case Studies. *ACS Symposium Series*, 63–90.
- Howell, E. A., Bograd, S. J., Morishige, C., Seki, M. P., & Polovina, J. J. (2012). On North Pacific circulation and associated marine debris concentration. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1–3), 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.034>
- Hunan Chemical BV (2016). *Technical Data Sheet, UV-328*.
- JAPIA (2021). *Response submitted by Japan Auto Parts Industries Association (JAPIA) to ECHA's public consultation on the draft risk profile of UV-328*.
- Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1978). Organic Compounds in an Industrial Wastewater: A Case Study of Their Environmental Impact. *Environmental Science and Technology*, 12(1), 88–96. <https://doi.org/10.1021/es60137a015>
- Karlsson, T., Brosche, S., Alidoust, M., & Takada, H. (2021). *Plastic pellets found on beaches all over the world contain toxic chemicals*. International Pollutants Elimination Network (IPEN)

- Karlsson, T., Miller, P., & Brosche, S. (2022). *Recent research on UV-328 further proves its potential to undergo long-range transport, bioaccumulation, and cause harm*. International Pollutants Elimination Network (IPEN)
- Kameda, Y., Kimura, K., & Miyazaki, M. (2011). Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. *Environmental Pollution*, 159(6), 1570–1576. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.055>
- Kawamura, Y., Ogawa, Y., Nishimura, T., Kikuchi, Y., Nishikawa, J., Nishihara, T., & Tanamoto, K. (2003). Estrogenic Activities of UV Stabilizers Used in Food Contact Plastics and Benzophenone Derivatives Tested by the Yeast Two-Hybrid Assay. *Journal of Health Science*, 49(3), 205–212. <https://doi.org/10.1248/jhs.49.205>
- Kim, J. W., Chang, K. H., Prudente, M., Viet, P. H., Takahashi, S., Tanabe, S., Kunisue, T., & Isobe, T. (2019). Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries. *Science of the Total Environment*, 655, 1081–1088. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.298>
- Kim, J. W., Isobe, T., Malarvannan, G., Sudaryanto, A., Chang, K. H., Prudente, M., & Tanabe, S. (2012a). Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure. *Science of the Total Environment*, 424, 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.040>
- Kim, J. W., Isobe, T., Malarvannan, G., Sudaryanto, A., Kwang, H. C., Prudente, M., & Tanabe, S. (2012b). Analysis of Benzotriazole UV Stabilizers in House Dust Using an UHPLC-MS / MS. *Interdisciplinary Studies on Environmental Chemistry—Environmental Pollution and Ecotoxicology*, 261–267.
- Kim, J. W., Isobe, T., Ramaswamy, B. R., Chang, K. H., Amano, A., Miller, T. M., Siringan, F. P., & Tanabe, S. (2011). 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(5), 751–758. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.054>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014a). Field dissipation and plant uptake of benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(3), 558–566. <https://doi.org/10.1039/c3em00568b>
- Lai, H. J., Ying, G. G., Ma, Y. B., Chen, Z. F., Chen, F., & Liu, Y. S. (2014b). Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33(4), 761–767. <https://doi.org/10.1002/etc.2498>
- Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S., & Thomas, K. V. (2015). Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environment International*, 80, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.03.012>
- Lavers, J. L., Bond, A. L., & Hutton, I. (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, 187, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.020>
- Lebreton, L. C. M., Greer, S. D., & Borrero, J. C. (2012). Numerical modelling of floating debris in the world's oceans. *Marine Pollution Bulletin*, 64(3), 653–661. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.10.027>
- Lee, H., Byun, D. E., Kim, J. M., & Kwon, J. H. (2018). Desorption modeling of hydrophobic organic chemicals from plastic sheets using experimentally determined diffusion coefficients in plastics. *Marine Pollution Bulletin*, 126(December 2017), 312–317. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.032>
- Lee, S., Kim, S., Park, J., Kim, H. J., Jae Lee, J., Choi, G., Choi, S., Kim, S., Young Kim, S., Choi, K., Kim, S., & Moon, H. B. (2015). Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk. *Environmental Research*, 140, 466–473. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.04.017>
- Lohmann, R. (2012). Critical Review of Low-Density Polyethylene's Partitioning and Diffusion Coefficients for Trace Organic Contaminants and Implications for Its Use As a Passive Sampler. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 606–618. <https://doi.org/10.1021/es202702y>
- Lopez-Avila, V., & Hites, R. A. (1980). Organic Compounds in an Industrial Wastewater. Their Transport into Sediments. *Environmental Science and Technology*, 14(11), 1382–1390. <https://doi.org/10.1021/es60171a007>
- Lu, Z., De Silva, A. O., McGoldrick, D. J., Zhou, W., Peart, T. E., Cook, C., Tetreault, G. R., Martin, P. A., & De Solla, S. R. (2018). Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environmental Science and Technology*, 52(3), 1280–1289. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05214>

- Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J., & Tetreault, G. R. (2017b). Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environmental Science and Technology Letters*, 4(10), 433–438. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.7b00355>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J., Tetreault, G. R., Servos, M. R., & Muir, D. C. G. (2016a). Distribution, partitioning and bioaccumulation of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in an urban creek in Canada. *Environmental Science and Technology*, 50(17), 9089–9097. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01796>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Provencher, J. F., Mallory, M. L., Kirk, J. L., Houde, M., Stewart, C., Braune, B. M., Avery-Gomm, S., & Muir, D. C. G. (2019a). Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals. *Science of the Total Environment*, 663, 950–957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.354>
- Lu, Z., De Silva, A. O., Zhou, W., Tetreault, G. R., de Solla, S. R., Fair, P. A., Houde, M., Bossart, G., & Muir, D. C. G. (2019b). Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Science of the Total Environment*, 647, 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.405>
- Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J., & De Silva, A. O. (2016b). 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. *Journal of Chromatography A*, 1461, 51–58. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2016.07.027>
- Lu, Z., Smyth, S. A., Peart, T. E., & De Silva, A. O. (2017a). Occurrence and fate of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in various Canadian wastewater treatment processes. *Water Research*, 124, 158–166. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.055>
- Luo, H., Xiang, Y., He, D., Li, Y., Zhao, Y., Wang, S., & Pan, X. (2019). Leaching behavior of fluorescent additives from microplastics and the toxicity of leachate to *Chlorella vulgaris*. *Science of The Total Environment*, 678, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.401>
- Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R., & Östman, C. (2016). The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(3), 2537–2548. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5405-7>
- Maceira, A., Borrull, F., & Marcé, R. M. (2019). Occurrence of plastic additives in outdoor air particulate matters from two industrial parks of Tarragona, Spain: Human inhalation intake risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, 373(March), 649–659. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.04.014>
- Marchant, S., & Higgins, P. (1990). *Handbook of Australian, New Zealand and Antarctic Birds, Vol. 1: Ratites to Ducks*. Oxford University Press. ISBN: 978-0195530681
- Maximenko, N., Hafner, J., & Niiler, P. (2012). Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Marine Pollution Bulletin*, 65(1–3), 51–62. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.016>
- MHLW (2020). *Positive list system for food utensils, containers and packaging, schedule 1 table 2 of the reference list (website in Japanese)*. https://www.mhlw.go.jp/stf/newpage_05148.html
- Montesdeoca-Esponda, S., Álvarez-Raya, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2019). Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Journal of Environmental Management*, 233(October 2018), 567–575. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.079>
- Montesdeoca-Esponda, S., Torres-Padrón, M. E., Novák, M., Krchová, L., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2020). Occurrence of benzotriazole UV stabilizers in coastal fishes. *Journal of Environmental Management*, 269(May). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110805>
- Montesdeoca-Esponda, S., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z., & Santana-Rodríguez, J. J. (2021). Fate and distribution of benzotriazole UV filters and stabilizers in environmental compartments from Gran Canaria Island (Spain): A comparison study. *Science of The Total Environment*, 756, 144086. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144086>
- Nakashima, E., Isobe, A., Kako, S., Itai, T., Takahashi, S., & Guo, X. (2016). The potential of oceanic transport and onshore leaching of additive-derived lead by marine macro-plastic debris. *Marine Pollution Bulletin*, 107(1), 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.038>
- Nakata, H. (2011). Benzotriazole UV Stabilizer (BUVs) in Human and Wildlife - Is it a POPs? *4th International Conference on Environmental Health Science - 2011*.

- Nakata, H., Murata, S., & Filatreau, J. (2009). Occurrence and concentrations of benzotriazole UV stabilizers in marine organisms and sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environmental Science and Technology*, 43, 6920–6926. <https://doi.org/10.1021/es900939j>
- Nakata, H., Nishidome, A., & Shikata, N. (2013). Benzotriazole UV Stabilizers (BUVSs) in Road Dusts and Estimation for Their Amounts on the Surface of Road. *Journal of Environmental Chemistry*, 23(1), 37–42. <https://doi.org/10.5985/jec.23.37>
- Nakata, H., & Shinohara, R. (2010). Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers and Polycyclic Musks in Wastewater Treatment Plant Samples in Japan. *Interdisciplinary Studies in Environmental Chemistry-Environmental Specimen Bank, Eds.*, 51–59.
- Nakata, H., Shinohara, R. I., Murata, S., & Watanabe, M. (2010). Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS). *Journal of Environmental Monitoring*, 12(11), 2088–2092. <https://doi.org/10.1039/c0em00170h>
- Nakata, H., Shinohara, R. I., Nakazawa, Y., Isobe, T., Sudaryanto, A., Subramanian, A., Tanabe, S., Zakaria, M. P., Zheng, G. J., Lam, P. K. S., Kim, E. Y., Min, B. Y., We, S. U., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Frank, D., Lauenstein, G., & Kannan, K. (2012). Asia-Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 64(10), 2211–2218. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.049>
- Nebbioso, A., & Piccolo, A. (2013). Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM): a critical review. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 405(1), 109–124. <https://doi.org/10.1007/s00216-012-6363-2>
- Ngoc Do, A. T., Ha, Y., Kang, H.-J., Kim, J. M., & Kwon, J.-H. (2021). Equilibrium leaching of selected ultraviolet stabilizers from plastic products. *Journal of Hazardous Materials*, 427, 128144. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128144>
- NHFPC (2016). *National Food Safety Standard: Standard for the Use of Additives in Food Contact Materials and Articles*. GB 9685-2016. www.nhc.gov.cn/
- NICNAS (2017). *Phenolic benzotriazoles: Environment tier II assessment*. [https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenolic benzotriazoles_ Environment tier II assessment.pdf](https://www.industrialchemicals.gov.au/sites/default/files/Phenolic%20benzotriazoles_Environment%20tier%20II%20assessment.pdf)
- Nishizawa, B., Thiebot, J.-B., Sato, F., Tomita, N., Yoda, K., Yamashita, R., Takada, H., & Watanuki, Y. (2021). Mapping marine debris encountered by albatrosses tracked over oceanic waters. *Scientific Reports*, 11(1), 10944. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90417-x>
- NITE (2018). *2-(2H-1,2,3-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol*. Japan Chemicals Collaborative Knowledge (J-CHECK) Database, National Institute of Technology and Evaluation.
- Obbard, R. W. (2018). Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 1, 24–29. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.004>
- OECD (2020). *Section 3 Software: Environmental Fate and Behaviour (Softwares for TG 305 and TG 318)*. <https://www.oecd.org/chemicalsafety/testing/section-3-environmental-fate-behaviour-software-tg-305.htm>
- OECD (2021). *OECD Existing Chemicals Database*. <https://hpvchemicals.oecd.org/ui/Search.aspx>
- Oman (2021). *Comments on the draft risk profile on UV-328, submitted by the Sultanate of Oman*. <http://chm.pops.int/TheConvention/POPsReviewCommittee/Meetings/POPRC16/POPRC16Followup/CommentsonUV328,DechloranePlusMethoxychlor/tabid/8873/Default.aspx>
- Oviatt, C., Quinn, J., Maughan, J., Ellis, J., Sullivan, B., Gearing, J., Gearing, P., Hunt, C., Sampou, P., & Latimer, J. (1987). Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: a mesocosm experiment. *Marine Ecology Progress Series*, 41(Brooks 1983), 187–203. <https://doi.org/10.3354/meps041187>
- Parajulee, A., Lei, Y. D., Kananathalingam, A., Mitchell, C. P. J., & Wania, F. (2018). Investigating the Sources and Transport of Benzotriazole UV Stabilizers during Rainfall and Snowmelt across an Urbanization Gradient. *Environmental Science and Technology*, 52(5), 2595–2602. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00552>
- Peng, X., Fan, Y., Jin, J., Xiong, S., Liu, J., & Tang, C. (2017b). Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environmental Pollution*, 225, 55–65. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.035>
- Peng, X., Xiong, S., Ou, W., Wang, Z., Tan, J., Jin, J., Tang, C., Liu, J., & Fan, Y. (2017a). Persistence, temporal and spatial profiles of ultraviolet absorbents and phenolic personal care products in riverine and estuarine sediment of the Pearl River catchment, China. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.020>

- Peng, X., Zhu, Z., Xiong, S., Fan, Y., Chen, G., & Tang, C. (2020). Tissue Distribution, Growth Dilution, and Species-Specific Bioaccumulation of Organic Ultraviolet Absorbents in Wildlife Freshwater Fish in the Pearl River Catchment, China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39(2), 343–351. <https://doi.org/10.1002/etc.4616>
- Pouech, C., Lafay, F., Wiest, L., Baudot, R., Léonard, D., & Cren-Olivé, C. (2014). Monitoring the extraction of additives and additive degradation products from polymer packaging into solutions by multi-residue method including solid phase extraction and ultra-high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry analysis. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 406(5), 1493–1507. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-7551-4>
- Provencher, J. F., Bond, A. L., Hedd, A., Montevecchi, W. A., Muzaffar, S. Bin, Courchesne, S. J., Gilchrist, H. G., Jamieson, S. E., Merkel, F. R., Falk, K., Durinck, J., & Mallory, M. L. (2014). Prevalence of marine debris in marine birds from the North Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 84(1–2), 411–417. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.04.044>
- Provencher J., F. Malaisé, M. Mallory, B. Braune, L. Pirie-Dominix, L. Zhe. A 44-Year Retrospective Analysis of Plastic Additives in Seabird Eggs from the Canadian Arctic (1975 to 2019). Submitted for publication, 2022.
- Quillfeldt, P., Weimerskirch, H., Delord, K., & Cherel, Y. (2020). Niche switching and leapfrog foraging: Movement ecology of sympatric petrels during the early breeding season. *Movement Ecology*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.1186/s40462-020-00212-y>
- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Al-Odaini, N. A., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2015). Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69(3), 352–366. <https://doi.org/10.1007/s00244-015-0224-x>
- Rani, M., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M., Song, Y. K., & Hong, S. H. (2017). Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Science of the Total Environment*, 579, 745–754. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.033>
- Rapp, D. C., Youngren, S. M., Hartzell, P., & David Hyrenbach, K. (2017). Community-wide patterns of plastic ingestion in seabirds breeding at French Frigate Shoals, Northwestern Hawaiian Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 123(1–2), 269–278. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.08.047>
- Rieker, J., Lemmert-Schmitt, E., Goeller, G., Roessler, M., Stueber, G. J., Schettler, H., Kramer, H. E. A., Stezowski, J. J., Hoier, H., Henkel, S., Schmidt, A., Port, H., Wiechmann, M., Rody, J., Rytz, G., Slongo, M., & Birbaum, J. L. (1992). Ultraviolet stabilizers of the 2-(hydroxyphenyl)benzotriazole class. Influence of substituents on structure and spectra. *Journal of Physical Chemistry*, 96(25), 10225–10234. <https://doi.org/10.1021/j100204a025>
- Roman, L., Bell, E., Wilcox, C., Hardesty, B. D., & Hindell, M. (2019). Ecological drivers of marine debris ingestion in Procellariiform Seabirds. *Scientific Reports*, 9(1), 916. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37324-w>
- Rorije, E., Verbruggen, E. M. J., Hollander, A., Traas, T. P., & Janssen, M. P. M. (2011). *Identifying potential POP and PBT substances - Development of a new Persistence/Bioaccumulation-score*. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601356001.html>
- Ruan, T., Liu, R., Fu, Q., Wang, T., Wang, Y., Song, S., Wang, P., Teng, M., & Jiang, G. (2012). Concentrations and composition profiles of benzotriazole UV stabilizers in municipal sewage sludge in China. *Environmental Science and Technology*, 46(4), 2071–2079. <https://doi.org/10.1021/es203376x>
- Ruus, A., Bæk, K., Rundberget, T., Allan, I., Beylich, B., Schlabach, M., Warner, N., Borgå, K., & Helberg, M. (2019). *Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2018*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1441/m1441.pdf>
- Ruus, A., Bæk, K., Rundberget, T., Allan, I., Beylich, B., Vogelsang, C., Schlabach, M., Götsch, A., Borgå, K., & Helberg, M. (2020). *Environmental Contaminants in an Urban Fjord, 2019*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1766/m1766.pdf>
- Ryan, P. G. (1987). The incidence and characteristics of plastic particles ingested by seabirds. *Marine Environmental Research*, 23(3), 175–206. [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(87\)90028-6](https://doi.org/10.1016/0141-1136(87)90028-6)
- Ryan, P.G., Moore, C. J., van Franeker, J. A., & Moloney, C. L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): p. 1999–2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Scheringer, M., Stempel, S., Hukari, S., Ng, C. A., Blepp, M., & Hungerbühler, K. (2012). How many persistent organic pollutants should we expect? *Atmospheric Pollution Research*, 3(4), 383–391. <https://doi.org/10.5094/APR.2012.044>

- Schlabach, M., Halse, A. K., Kringstad, A., Nikiforov, V., Nizzetto, P. B., Pfaffhuber, K. A., Reid, M., Rostkowski, P., & Vogelsang, C. (2019). *Screening program 2018 Volatiles, Gd, BADGE, UV filters, Additives, and Medicines*. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1490/m1490.pdf>
- Schlabach, M., van Bavel, B., Lomba, J. A. B., Borgen, A., Gabrielsen, G. W., Götsch, A., Halse, A.-K., Hanssen, L., Krogseth, I. S., Nikiforov, V., Nygård, T., Bohlin-Nizzetto, P., Reid, M., Rostkowski, P., & Samanipour, S. (2018). *Screening Programme 2017 – AMAP Assessment Compounds*. <http://hdl.handle.net/11250/2569237>
- Schoombie, S., Dilley, B. J., Davies, D., & Ryan, P. G. (2018). The foraging range of Great Shearwaters (*Ardenna gravis*) breeding on Gough Island. *Polar Biology*, 41(12), 2451–2458. <https://doi.org/10.1007/s00300-018-2381-7>
- Shirakihara, M., Seki, K., Takemura, A., Shirakihara, K., Yoshida, H., & Yamazaki, T. (2008). Food Habits of Finless Porpoises *Neophocaena phocaenoides* in Western Kyushu, Japan. *Journal of Mammalogy*, 89(5), 1248–1256. <https://doi.org/10.1644/07-MAMM-A-264.1>
- Spear, L. B., & Ainley, D. G. (1998). Morphological Differences Relative to Ecological Segregation in Petrels (Family: Procellariidae) of the Southern Ocean and Tropical Pacific. *The Auk*, 115(4), 1017–1033. <https://doi.org/10.2307/4089519>
- SPIN (2021). *Substance in Preparations in Nordic Countries, Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-*. <http://www.spin2000.net/spinmyphp/>
- Suhrhoff, T. J., & Scholz-Böttcher, B. M. (2016). Qualitative impact of salinity, UV radiation and turbulence on leaching of organic plastic additives from four common plastics - A lab experiment. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 84–94. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.054>
- Sun, B., Hu, Y., Cheng, H., & Tao, S. (2019). Releases of brominated flame retardants (BFRs) from microplastics in aqueous medium: Kinetics and molecular-size dependence of diffusion. *Water Research*, 151, 215–225. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.017>
- Swiss Federal Department of Home Affairs (2020). *Ordinance of the FDHA on materials and articles intended to come into contact with foodstuffs (SR 817.023.21), Annex 10*.
- Takada, H., Tanaka, K., Yamashita, R., & Watanuki, Y. (2019). Transfer of additives from ingested plastics to seabirds and their accumulation in the tissue. *ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition*.
- Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M., & Ishizuka, M. (2020a). Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Marine Pollution Bulletin*, 150(September 2019), 110732. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110732>
- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y. (2015). Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environmental Science and Technology*, 49(19), 11799–11807. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01376>
- Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T., & Takada, H. (2019a). Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.028>
- Tanaka, K., Watanuki, Y., Takada, H., Ishizuka, M., Yamashita, R., Kazama, M., Hiki, N., Kashiwada, F., Mizukawa, K., Mizukawa, H., Hyrenbach, D., Hester, M., Ikenaka, Y., & Nakayama, S. M. M. (2020b). In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Current Biology*, 30(4), 723-728.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.12.037>
- Tanaka, K., Yamashita, R., & Takada, H. (2019b). *Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms* (H. Takada & H. K. Karapanagioti (eds.); pp. 267–280). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/698_2018_255
- Tashiro, Y., & Kameda, Y. (2013). Concentration of organic sun-blocking agents in seawater of beaches and coral reefs of Okinawa Island, Japan. *Marine Pollution Bulletin*, 77(1–2), 333–340. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.09.013>
- Teuten, E. L., Saquing, M. J., Knappe, U. D. R., Barlaz, A. M., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, J. S., Thompson, C. R., Galloway, S. T., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, H. P., Tana, S. T., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, P. M., Akkhavong, K., ... Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 2027–2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>

- Thomas, K., Schlabach, M., Langford, K. H., Fjeld, E., Øxnevad, S., Rundberget, T., Bæk, K., Rostkowski, P., & Harju, M. (2014). *Screening program 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances*.
<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M176/M176.pdf>
- Til, H., van der Meulen, H., Huismans, J., & de Groot, A. (1968). *Short-term (49 day) and sub-chronic (90 day) toxicity studies with "BY 1137" in rats*.
- Tonnellier, A., Coecke, S., & Zaldivar, J.-M. (2012). Screening of chemicals for human bioaccumulative potential with a physiologically based toxicokinetic model. *Archives of Toxicology*, 86(3), 393–403.
<https://doi.org/10.1007/s00204-011-0768-0>
- Towns, D. R., Byrd, G. V., Jones, H. P., Rauzon, M. J., Russell, J. C., & Wilcox, C. (2011). Impacts of Introduced Predators on Seabirds. In *Seabird Islands* (pp. 56–90). Oxford University Press.
<https://doi.org/10.1093/acprof:osobl/9780199735693.003.0003>
- US EPA (2012). *Estimation Programs Interface Suite for Microsoft Windows*.
- US EPA (2021). *Toxic Substances Control Act, Chemical Data Reporting on Phenol, 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1,1-dimethylpropyl)-*. <https://chemview.epa.gov/chemview/>
- US Food and Drug Administration (2021). *Inventory of Food Contact Substances Listed in 21 CFR*.
<https://www.cfsanappsexternal.fda.gov/scripts/fdcc/index.cfm?set=IndirectAdditives>
- van Franeker, J. A., Blaize, C., Danielsen, J., Fairclough, K., Gollan, J., Guse, N., Hansen, P.-L., Heubeck, M., Jensen, J.-K., Le Guillou, G., Olsen, B., Olsen, K.-O., Pedersen, J., Stienen, E. W. M., & Turner, D. M. (2011). Monitoring plastic ingestion by the northern fulmar *Fulmarus glacialis* in the North Sea. *Environmental Pollution*, 159(10), 2609–2615. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.06.008>
- van Franeker, J. A., & Law, K. L. (2015). Seabirds, gyres and global trends in plastic pollution. *Environmental Pollution*, 203, 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.034>
- Van Sebille, E., Aliani, S., Law, K. L., Maximenko, N., Alsina, J. M., Bagaev, A., Bergmann, M., Chapron, B., Chubarenko, I., C  zar, A., Delandmeter, P., Egger, M., Fox-Kemper, B., Garaba, S. P., Goddijn-Murphy, L., Hardesty, B. D., Hoffman, M. J., Isobe, A., Jongedijk, C. E., ... Wichmann, D. (2020). The physical oceanography of the transport of floating marine debris. *Environmental Research Letters*, 15(2), 23003.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab6d7d>
- van Sebille, E., England, M. H., & Froyland, G. (2012). Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environmental Research Letters*, 7(4), 044040. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044040>
- Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P., & Ternes, T. A. (2016). Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environmental Pollution*, 212, 401–412. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.024>
- Wilcox, C., Van Sebille, E., & Hardesty, B. D. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(38), 11899–11904.
<https://doi.org/10.1073/pnas.1502108112>
- Wu, Y., Venier, M., & Hites, R. A. (2020). Broad Exposure of the North American Environment to Phenolic and Amino Antioxidants and to Ultraviolet Filters. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9345–9355.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.0c04114>
- Xu, Z., Xiong, X., Zhao, Y., Xiang, W., & Wu, C. (2020). Pollutants delivered every day: Phthalates in plastic express packaging bags and their leaching potential. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121282.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121282>
- Yamashita, R., Hiki, N., Kashiwada, F., Takada, H., Mizukawa, K., Hardesty, B. D., Roman, L., Hyrenbach, D., Ryan, P. G., Dilley, B., Muñoz-Pérez, J. P., Valle, C. A., Pham, C. K., Frias, J., Nishizawa, B., Takahashi, A., Thiebot, J., Will, A., Kokubun, N., Watanabe, Y. Y., Yamamoto, T., Shiomi, K., Shimabukuro, U., & Watanuki, Y. (2021). Plastic additives and legacy persistent organic pollutants (POPs) in preen gland oil from seabirds sampled across the globe. *Environmental Monitoring and Contaminants Research*, 1, 97–112. <https://doi.org/10.5985/emcr.20210009>
- Yamashita, R., Takada, H., Murakami, M., Fukuwaka, M. A., & Watanuki, Y. (2007). Evaluation of noninvasive approach for monitoring PCB pollution of seabirds using preen gland oil. *Environmental Science and Technology*, 41(14), 4901–4906. <https://doi.org/10.1021/es0701863>

- Yanagimoto, H., & et al. (2011). Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain and the USA. *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America* 257.
- Zhang, D., Liu, C., & Yang, Y. (2016). Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia*, 79(1–2), 45–52. <https://doi.org/10.1007/s10337-015-2988-6>
- Zhang, Z., Ren, N., Li, Y. F., Kunisue, T., Gao, D., & Kannan, K. (2011). Determination of benzotriazole and benzophenone UV filters in sediment and sewage sludge. *Environmental Science and Technology*, 45(9), 3909–3916. <https://doi.org/10.1021/es2004057>
- Zhuang, S., Lv, X., Pan, L., Lu, L., Ge, Z., Wang, J., Wang, J., Liu, J., Liu, W., & Zhang, C. (2017). Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation. *Environmental Pollution*, 220, 616–624. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.011>
- Zhuang, S., Wang, H., Ding, K., Wang, J., Pan, L., Lu, Y., Liu, Q., & Zhang, C. (2016). Interactions of benzotriazole UV stabilizers with human serum albumin: Atomic insights revealed by biosensors, spectroscopies and molecular dynamics simulations. *Chemosphere*, 144, 1050–1059. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.085>
-