

DOI: 10.19812/j.cnki.jfsq11-5956/ts.20240909005

引用格式: 雷承霖, 刘潇, 周妍, 等. 苯并三唑类有机紫外吸收剂的健康风险研究现状[J]. 食品安全质量检测学报, 2025, 16(5): 291-301.

LEI CL, LIU X, ZHOU Y, *et al.* Research status of health risks of benzotriazole ultraviolet absorbers [J]. Journal of Food Safety & Quality, 2025, 16(5): 291-301. (in Chinese with English abstract).

# 苯并三唑类有机紫外吸收剂的健康风险研究现状

雷承霖<sup>1</sup>, 刘潇<sup>2</sup>, 周妍<sup>2</sup>, 闻胜<sup>2</sup>, 唐艳<sup>3</sup>, 张玉<sup>1</sup>, 龚艳<sup>1,4\*</sup>

(1. 湖北工业大学生命科学与健康工程学院, 武汉 430079; 2. 湖北省疾病预防控制中心,

国家卫生健康委食品安全风险评估与标准研制特色实验室, 武汉 430079;

3. 新疆大学生命科学与技术学院, 乌鲁木齐 830017; 4. 湖北省生物农药工程研究中心, 武汉 430064)

**摘要:** 苯并三唑类有机紫外吸收剂(benzotriazole ultraviolet absorbers, BUVs)是一类新型的持久性有机污染物, 因良好的紫外线吸收能力和热稳定性, 作为光稳定剂广泛应用于各类工业产品, 其中 2-(3,5-二叔戊基-2-羟苯基)苯并三唑[2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol, UV-328]已被列入《斯德哥尔摩公约》管控中。当前, 国内外研究已有大量关于 BUVs 在环境和生物体内的暴露情况, 沉积物和土壤中 BUVs 浓度普遍达到数百 ng/g, 水体和鱼类中检出频繁。人类通过膳食摄入和呼吸道摄入存在暴露风险, 目前人类尿液和血液中 BUVs 负荷报道不多, 值得关注的是人类母乳中 BUVs 负荷水平, 最高可达上千 ng/g。鉴于 BUVs 的生物积累性和潜在毒性, 本文详细综述了各类环境、生物和人体组织样本中 BUVs 暴露情况, 并对其肝肾靶器官毒性、内分泌干扰效应和免疫、神经毒性等潜在危害作简要总结, 旨在为 BUVs 在人体中的健康风险评估提供参考。

**关键词:** 苯并三唑类有机紫外吸收剂; 环境暴露; 人体暴露; 毒性

## Research status of health risks of benzotriazole ultraviolet absorbers

LEI Cheng-Lin<sup>1</sup>, LIU Xiao<sup>2</sup>, ZHOU Yan<sup>2</sup>, WEN Sheng<sup>2</sup>, TANG Yan<sup>3</sup>,  
ZHANG Yu<sup>1</sup>, GONG Yan<sup>1,4\*</sup>

(1. School of Life Science and Health Engineering, Hubei University of Technology, Wuhan 430079, China;

2. Hubei Provincial Centre for Disease Control and Prevention, NHC Specialty Laboratory of Food Safety Risk Assessment and Standard Development, Wuhan 430079, China; 3. College of Life Sciences and Technology, Xinjiang University, Urumqi 830017, China; 4. Hubei Biopesticide Engineering Research Center, Wuhan 430064, China)

**ABSTRACT:** Benzotriazole ultraviolet absorbers (BUVs) are a new class of persistent organic pollutants, which are widely used as light stabilizers in various industrial products with good ultraviolet absorbing ability and thermal stability, among which 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV-328) has been listed in the *Stockholm Convention*. Currently, there are a large number of domestic and international studies on the exposure of BUVs in the environment and living organisms, and the concentration of BUVs in sediments and soils generally reaches hundreds

收稿日期: 2024-09-09

基金项目: 国家重点研发计划项目(2023YFF1104800); 湖北省楚天英才计划项目; 湖北省卫生健康委科研资助项目(WJ2023M106); 湖北省自然科学基金资助项目(2023AFB1012)

第一作者: 雷承霖(1998—), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为轻工技术与工程。E-mail: 2111635138@qq.com

\*通信作者: 龚艳(1980—), 女, 博士, 研究员, 主要研究方向为农产品质量安全风险评估。E-mail: gongyan@hberc.com

of ng/g, and they are frequently detected in water bodies and fish. Humans have an exposure risk through dietary intake and respiratory tract intake, but there are few reports on the load of BUVs in human urine and blood, and it is noteworthy that the load of BUVs in human breast milk can reach up to thousands of ng/g. In view of the bioaccumulation and potential toxicity of BUVs, this paper provided a detailed overview of the exposure to BUVs in various types of environmental, biological, and human tissue samples. This paper briefly summarized the potential hazards of BUVs, such as liver and kidney target organ toxicity, endocrine disrupting effects, and immunotoxicity and neurotoxicity, aiming to provide a reference for the assessment of the health risk of BUVs in human beings.

**KEY WORDS:** benzotriazole ultraviolet absorbents; environmental exposure; human exposure; toxicity

## 0 引言

苯并三唑类有机紫外吸收剂(benzotriazole ultraviolet absorbents, BUVs)是一类通过重氮化、偶合和还原反应形成的双酚类化合物<sup>[1]</sup>,具有良好的热稳定性和紫外线吸收能力(300~385 nm)<sup>[2]</sup>,作为光稳定剂被广泛使用。BUVs的化学通式如图 1 所示,常见单体及其理化性质见表 1。

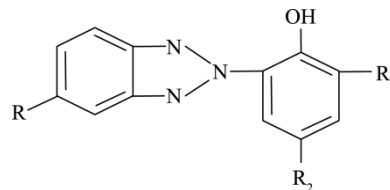


图 1 BUVs 的化学通式

Fig.1 Chemical pass formula of the BUVs

表 1 常见 BUVs 的理化性质  
Table 1 Physical and chemical properties of common BUVs

英文名称	中文名称	简称	分子式	CAS 号	Log Kow <sup>[3-7]</sup>
2-(2-hydroxy-5- methylphenyl) benzotriazole	2-(2-羟基-5-甲基苯基)苯并三唑	UV-P	C <sub>13</sub> H <sub>11</sub> N <sub>3</sub> O	2440-22-4	4.31
2-(5-tert-butyl-2-hydroxyphenyl)benzotriazole	2-(5-叔丁基-2-羟基苯基)苯并三唑	UV-PS	C <sub>16</sub> H <sub>17</sub> N <sub>3</sub> O	3147-76-0	4.36
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methyl-6-(2-propenyl)phenol	2-(2H-苯并三唑-2-基)-4-甲基-6-(2-丙烯基)苯酚	UV-9	C <sub>16</sub> H <sub>15</sub> N <sub>3</sub> O	2170-39-0	5.32
2-(3-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-hydroxyphenyl)ethy	2-[3-(2H-苯并三唑-2-基)-4-羟基苯基]乙基	UV-090	C <sub>18</sub> H <sub>17</sub> N <sub>3</sub> O <sub>3</sub>	96478-09-0	3.93
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-bis(1-methyl-1-phenylethyl)phenol	2-(2H-苯并三唑-2-基)-4,6-二(1-甲基-1-苯乙基)苯酚	UV-234	C <sub>30</sub> H <sub>29</sub> N <sub>3</sub> O	70321-86-7	7.67
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditert-butylphenol	2-苯并三唑-2-基-4,6-双叔丁基苯酚	UV-320	C <sub>20</sub> H <sub>25</sub> N <sub>3</sub> O	3846-71-7	6.27
bumetizole	布美三唑	UV-326	C <sub>17</sub> H <sub>18</sub> ClN <sub>3</sub> O	3896-11-5	5.55
2,4-ditert-butyl-6-(5-chloro-2H-benzotriazol-2-yl)phenol	2-(2'-羟基-3',5'-二叔丁基苯基)-5-氯化苯并三唑	UV-327	C <sub>20</sub> H <sub>24</sub> ClN <sub>3</sub> O	3864-99-1	6.91
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol	2-(3,5-二叔戊基-2-羟基苯基)苯并三唑	UV-328	C <sub>22</sub> H <sub>29</sub> N <sub>3</sub> O	25973-55-1	7.25
octrizole	2-(2'-羟基-5'-特辛基苯基)苯并三唑	UV-329	C <sub>20</sub> H <sub>25</sub> N <sub>3</sub> O	3147-75-9	6.21
2-(2'-hydroxy-3'-sec-butyl-5'-tert-butylphenyl)benzotriazole	2-(2'-羟基-3'-异丁基-5'-叔丁基苯基)苯并三唑	UV-350	C <sub>20</sub> H <sub>25</sub> N <sub>3</sub> O	36437-37-3	6.31
bisoctrizole	2,2'-亚甲基-双[4-特辛基-6-(2H-苯并三唑基-2)]苯酚	UV-360	C <sub>41</sub> H <sub>50</sub> N <sub>6</sub> O <sub>2</sub>	103597-45-1	12.5
2-(2H-benzotriazol-2-yl)-6-(1-methyl-1-phenylethyl)-4-(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol	2-(2H-苯并三唑-2-基)-6-(2-苯基丙-2-基)-4-(2,4,4-三甲基戊-2-基)苯酚	UV-928	C <sub>29</sub> H <sub>35</sub> N <sub>3</sub> O	73936-91-1	8.8

注: 辛醇-水分配系数的对数值(the logarithm values of octanol-water partition coefficient, Log Kow)。

在工业领域, BUVs 大量应用于汽车工业、食品塑料包装、建筑材料及橡胶中, 有效防止材料光降解与风化、提升产品使用寿命。皮革与纺织品中的使用可避免衣料的褪色与老化现象。而在化妆品行业, BUVs 通常与其他类型紫外吸收剂结合使用, 提升防晒霜防晒性能。BUVs 在商品中的添加剂量一般为 0.1%~3%, 轻工业织物和化妆品中最高可达 10%<sup>[8]</sup>。据统计, 2020 年欧盟市场 UV-328 完全来自进口, 亚洲是主要供应源<sup>[9]</sup>。欧洲化学品管理局 (European Chemicals Agency, ECHA) 2022 年报告, 各种 BUVs 单体的全球年产量普遍介于 1000~10000 t<sup>[10]</sup>, 是使用最广泛的一类紫外吸收剂, 其产量预计随市场消费量还将持续增加。

BUVs 具有高亲脂性, 易与环境中的固相颗粒结合<sup>[11]</sup>, 通过自然风化及不当的废弃物处理迁移至水体、沉积物、灰尘及室内环境中<sup>[12-13]</sup>。稳定的化学结构使得其在自然环境中难以降解<sup>[14]</sup>, 并通过食物链在鱼、蛤蜊、海鸥等生物体内富集, 展现出显著生物蓄积性和生物放大性<sup>[15]</sup>。BUVs 在环境和生物介质中的长期迁移转化, 可通过饮食、个人护理产品和环境空气导致人体的接触, 母乳、尿液等人体组织样本中均有 BUVs 检出报道<sup>[5,7,16-18]</sup>。BUVs 具有肝肾靶器官毒性<sup>[19-20]</sup>, 内分泌干扰效应<sup>[21-22]</sup>和免疫<sup>[23]</sup>、神经毒性<sup>[24]</sup>, 其不良健康效应已引起了诸多关注和研究, UV-234、UV-P 和 UV-328 是其中涉猎最广的物质, 在多种生物体内均有毒性作用报道。为此, 日本在 2007 年将 BUVs 列入《化学物质控制法》中的“第一等级监控化学物质”, 禁止生产和进口<sup>[25]</sup>。2014 至 2024 年间, ECHA 先后将 UV-320、UV-327、UV-328、UV-350、UV-326 和 UV-329 列入非常高度关注物质清单 (substances of very high concern, SVHC)<sup>[26-28]</sup>。2023 年, 《斯德哥尔摩公约大会》正式将 UV-328 确定为持久性有机污染物, 将在使用规定中被逐步替代<sup>[29]</sup>。

目前全球范围内环境、生物介质受 BUVs 污染普遍

且暴露水平参差不齐, 对人体健康造成巨大潜在风险。因此, 本文结合当前国内外 BUVs 研究情况, 总结了 BUVs 的环境、生物和人体暴露情况, 并对其毒性和人体健康危害作综述归纳, 以期为 BUVs 在人体中的健康风险评估提供参考。

## 1 BUVs 的环境暴露情况

### 1.1 水环境

水环境中 BUVs 暴露主要来源于污水处理厂、垃圾填埋场渗滤液和雨水<sup>[11]</sup>, 日常生活废水和工业污水都能随污水排放进入自然水体<sup>[30]</sup>, 对水环境造成持续污染。综合中国、印度和西班牙的 6 项水体调查<sup>[31-33]</sup>, UV-329 是三国水环境中最常检出的化合物, 质量浓度水平介于 7.45~859 ng/L。中国珠江流域 5 种 BUVs 的单个化合物质量浓度介于 2.29 ng/L (UV-328)~87.2 ng/L (UV-329) 之间<sup>[31]</sup>; 印度河流中 6 种 BUVs 的单个化合物质量浓度介于 0.5 ng/L (UV-328)~13.7 ng/L (UV-329) 之间<sup>[32]</sup>。西班牙海水  $\Sigma_6$  BUVs 质量浓度为 67.01~2419 ng/L, UV-329 质量浓度范围为 67.5~859.0 ng/L, 远高于该研究中的其他化合物<sup>[33]</sup>。总的来看, 自然水环境中普遍存在 BUVs, 不同地区检出浓度跨度较大, 海水中 UV-329 的高检出浓度与工业微塑料的迁移密不可分。

印度污水处理厂中  $\Sigma_6$  BUVs 检出质量浓度为 4~1632 ng/L (进水) 和检出限 (limit of detection, LOD) 到 29853 ng/L (出水), 在印度污水处理厂内,  $\Sigma_6$  BUVs 的进、出水最大检出质量浓度分别为 1632 ng/L 和 29853 ng/L, 检出质量浓度最大的化合物分别为 UV-9 (567 ng/L) 和 UV-328 (2732 ng/L)<sup>[34]</sup>, 远超同时期中国<sup>[35]</sup>和泰国<sup>[36]</sup>的报道浓度。值得注意的是, 综合 3 个国家的数据, 发现一些 BUVs 单体出水中浓度比进水中更高, 说明现有的污水处理技术对 BUVs 的去除效率还有待提高, 制定改进和再利用废水策略将是未来的努力方向 (表 2)。

表 2 不同国家污水处理厂中进出水 BUVs 浓度对比 (ng/L)  
Table 2 Comparison of BUVs in sewage treatment plants in different countries (ng/L)

国家	进/出水	UV-9	UV-P	UV-326	UV-327	UV-328	UV-329	参考文献
印度	进水	67.1~1632	5.3~191	29~786	5~137	9.5~727	4.4~121	[34]
	出水	9.9~937	1.2~17.7	1.7~102	4.3~85.3	1.1~29853	5.2~156	
中国	进水	-	10.5±6.59	<LOD	<LOD	2.74±1.7	<LOD	[35]
	出水	-	34.5±12.4	<LOD	<LOD	4.88±1.35	<LOD	
泰国	进水	-	116	-	72.6	10.4	313	[36]
	出水	-	98.3	-	73.8	8.11	273	

注: -代表文中未涉及, 表 3 同。

## 1.2 沉积物和土壤

Log Kow 在 4~8 范围内, BUVs 水溶性低, 因此在沉积物和土壤<sup>[37-38]</sup>中往往具有更高的检出水平。对不同国家沉积物中 BUVs 含量的研究显示, UV-328 是挪威 (<LOD~25.1 ng/g 干重, Dry weight, dw)<sup>[39]</sup>、日本 (2.8~320 ng/g dw)<sup>[40]</sup>、西班牙 (0.35~1.79 ng/g dw)<sup>[33]</sup>和印度 (<LOD~16.1 ng/g)<sup>[37]</sup>的主要检出化合物, 浓度水平介于 <LOD~320 ng/g dw。德国莱茵河中沉积物 $\Sigma_9$ BUVs 浓度为 0.23~21 ng/g dw, 检出浓度最高的化合物 UV-326 和 UV-360 浓度分别为 12 ng/g dw 和 21 ng/g dw<sup>[4]</sup>。我国渤海区域 61 份沉积物研究发现, BUVs 浓度比其他海域低一到两个数量级,  $\Sigma_{15}$ BUVs 检出浓度为 0.139~4.125 ng/g dw, 浓度最高的化合物为 UV-327 (0.119 ng/g dw)<sup>[41]</sup>。

农用塑料膜覆盖土壤中 (91.4  $\mu\text{g}/\text{kg}$ )  $\Sigma_4$ BUVs 浓度比未覆盖土壤 (0.08  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) 高 4 个数量级<sup>[38]</sup>。生物改良土壤中 5 种 BUVs 单体检出水平介于 28.3 ng/g (UV-328)~389 ng/g (UV-329), 而自然土壤中仅检测出微量 UV-327<sup>[42]</sup>。由此可见, 自然土壤 BUVs 污染水平较低, 但随着现代农业的发展, 化肥、农药及塑料的使用加重了土壤中有机污染物的积累。BUVs 在土壤中的消散速率慢, 受污染土壤中 BUVs 半衰期长达 75~218 d<sup>[42]</sup>, 风化、破碎的塑料碎片将进一步导致土壤环境的大规模污染。

## 1.3 室内灰尘

玩具、家具、地板等室内产品中的 BUVs 可通过磨损和挥发方式持续散逸到空气中<sup>[43]</sup>。西班牙汽车、办公区和住宅区室内灰尘中 $\Sigma_4$ BUVs 的浓度为 71~780 ng/g, 贡献最大的单体 UV-326 浓度是其他单体的数倍<sup>[44]</sup>。菲律宾群岛居住区和市政倾倒区室内灰尘中发现 7 种 BUVs, 两个地区 $\Sigma_7$ BUVs 浓度分别为 285 ng/g 和 115 ng/g, 最高暴露化合物 UV-234 的浓度分别为 84 ng/g 和 41 ng/g, 平均贡献率占总 BUVs 的 90%以上<sup>[45]</sup>。而在一些生产和制造含 BUVs 产品的工作场所中, 室内灰尘的浓度更高。我国电子垃圾拆解车间室内灰尘的 $\Sigma_9$ BUVs 浓度达 2800 ng/g, 远高于当地居民住宅 (227 ng/g) 和城市住宅 (1380 ng/g) 的浓度<sup>[3]</sup>。值得注意的是, 该研究指出电子垃圾拆解过程或许导致了 UV-P、UV-320、UV-327 和 UV-350 的排放增加。

## 1.4 个人护理产品和轻工业织物

BUVs 在个人护理产品中的报道较少, 但应用并不低, 常见化合物有 UV-P、UV-328、UV-329 等, 全球大约有 10% 的 UV-328 用于化妆品的生产使用<sup>[46]</sup>。王磊等<sup>[47]</sup>通过高效液相色谱法在 4 款防晒霜中检出 3 种 BUVs, 国外品牌防晒霜中 UV-P 含量为 3.43%, 这是我国 2015 年出版《化妆品安全技术规范》中所禁用的化合物。研究发现, 化妆品中 1% 和 7% 的 UV-P 在人体的全身暴露剂量分别为 0.27 mg/kg · bw/d 和 1.910.27 mg/kg · bw/d<sup>[48]</sup>。即使局

部涂抹防晒霜, BUVs 也能穿透表层皮肤屏障导致全身吸收, 相关监管部门应高度重视, 严格控制产品质量安全, 促进市场健康有序发展。

26 份不同材质服装样本中 BUVs 的存在情况调查显示, 检出率最高的化合物为 UV-234 (54%), 浓度为 2.7~2750 ng/g, UV-P (31%) 次之, 浓度为 1.97~11.45 ng/g, 而 UV-328 仅在两个纯棉制品中检出, 浓度分别为 8.05 ng/g 和 106 ng/g<sup>[49]</sup>。之后在另一项关于聚酯纤维纺织品 ( $n=27$ ) 的分析中, 上述 3 种 BUVs 具有更高的检出浓度, UV-234、UV-P 和 UV-328 浓度分别为 10.2~6690 ng/g ( $n=20$ ), 6.58~244 ng/g ( $n=13$ ) 和 47.8~85.3 ng/g ( $n=4$ ), 即使经过多次洗涤, 衣物上仍然会有残留<sup>[50]</sup>。相较之下, 皮革制品中 BUVs 检出率较低, 徐建云等<sup>[51]</sup>建立了皮革中 7 种 BUVs 的高效液相色谱检测方法, 仅在两个样品 ( $n=108$ ) 中分别检出 UV-P (14.52 mg/kg) 和 UV-327 (133.78 mg/kg)。

综上所述, BUVs 的环境污染是一个复杂的过程, 主要取决于工业水平、废弃物处理和人类活动的影响, 不同地区的污染水平和污染物组成存在巨大差异 (图 2)。水体中 BUVs 表现出明显粒子沉降效应, 导致沉积物中浓度显著高于自然水体, 成为 BUVs 富集的主要环境介质。BUVs 的环境暴露途径多样, 不易防控, 通过水-土循环、空气-水循环和固体散逸过程, 可在不同环境介质间相互迁移, 大大增加了人类接触风险。当前, 个人护理产品和轻工业织物中 BUVs 暴露数据较少, 但直接皮肤接触对人体健康的潜在风险不容忽视。

## 2 BUVs 的生物暴露情况

### 2.1 水生生物

BUVs 可在生活在受污染水源中的生物体内长期累积, 广泛分布于水体内各个营养级之间。鱼是最常见的脊椎动物, 其不同组织中 BUVs 的浓度特征可以从侧面预测该污染物的毒性作用模式<sup>[52]</sup>, 肌肉和肝脏是鱼体 BUVs 污染的主要对象。加拿大深海小红鱼肌肉中 UV-350 检出浓度为 21.4 ng/g dw, 其他物质均处于较低水平<sup>[6]</sup>。德国莱茵河流域鲟鱼肝脏中 UV-328 和 UV-327 浓度分别为 40 ng/g dw 和 65 ng/g dw<sup>[4]</sup>。日本鲈鱼肌肉和肝脏中 $\Sigma_4$ BUVs 浓度介于 0.3~9.4 ng/g 湿重 (wet weight, wt)<sup>[40]</sup>。中国珠江流域野生鱼类各组织中 $\Sigma_5$ BUVs 浓度为 <LOD~377 ng/g 脂肪重 (lipid weight, lw), BUVs 浓度水平大小为肝脏 > 腹部脂肪 > 膀胱组织 > 背侧肌肉 > 鱼卵<sup>[53]</sup>。一般来说, 生物积累因子对数值 (bio-accumulation factor, LogBAF) 与 Log Kow 值呈正相关, BUVs 的 Log Kow 值普遍偏高, 理论上具有较高的生物积累能力, 这与上述自然环境鱼体内 BUVs 检出情况一致。而 BUVs 在鱼类各组织中的富集程度往往与脂肪含量有关, 肝脏作为解毒器官同时含有大量脂肪, 是受 BUVs 污染最严重的组织 (图 3)。

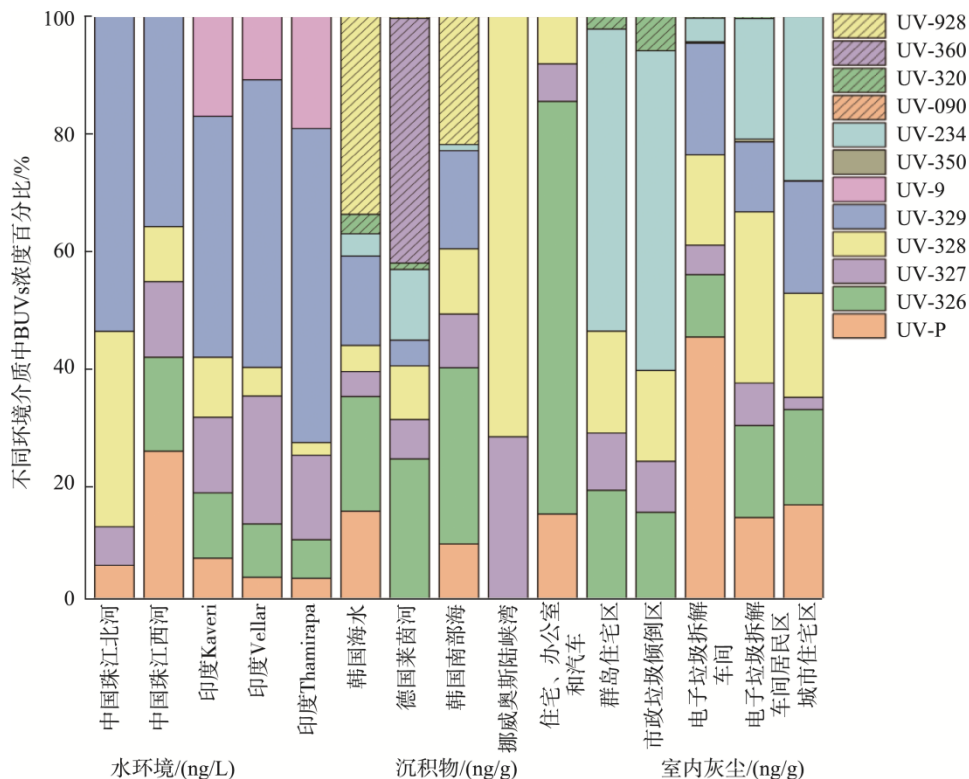


图 2 不同环境介质中 UVBs 平均浓度的百分比<sup>[3-4,15,30-31,39,44-45]</sup>

Fig.2 Percentage of mean UVBs concentrations in different environmental media<sup>[3-4,15,30-31,39,44-45]</sup>

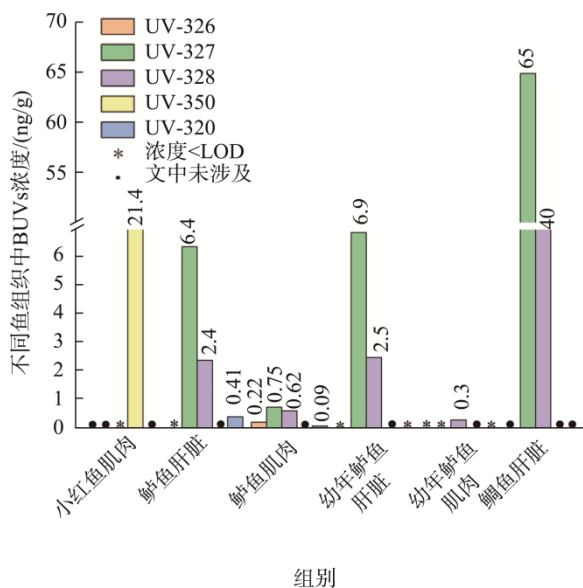


图 3 不同鱼组织中 UVBs 平均浓度<sup>[4,6,40]</sup>

Fig.3 Percentage of mean UVBs concentrations in different fish tissues<sup>[4,6,40]</sup>

同时, 鱼作为人类最主要的水产消费类食品之一, 是人体经口暴露于 UVBs 的一个重要来源。在菲律宾居民暴露于 UVBs 的研究中发现, 食用鱼暴露约是室内灰尘吸入暴露量的两倍, 食用鱼对菲律宾居民 UV-328 的平均暴露量贡献达 96% (8.9 ng/day)<sup>[45]</sup>。在中国, 珠江流域野生鱼中

检出了包括 5 种 UVBs 在内的 12 种有机紫外吸收剂, 通过食用鱼的成人(以 60 kg 标准体重计)总平均最大摄入量 (estimated daily intake, EDI)为  $19.2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ <sup>[53]</sup>。

甲壳类生物通常生活在水体底泥和沉积物中, 具有高暴露风险, 近年来已有其 UVBs 污染报道。中国渤海贝壳类和扁玉螺体内  $\Sigma_7$ UVBs 浓度为 350 ng/g dw, 其中 UV-327 和 UV-328 在 80% 以上的样本中检出, 浓度分别为 55 ng/g dw 和 0.36 ng/g dw<sup>[54]</sup>。日本滩涂区水生生物体内 UV-320 和 UV-326 浓度是浅水区的 10~20 倍, UV-327 是两地最常检出的单体, 滩涂区的潮扁蛤、螃蟹和食草泥涂鱼体内浓度均大于 100 ng/g wt, 浅水区海鲈鱼、鲮鱼浓度超过 40 ng/g wt, 而其中 68 种贻贝中检测到的 UV-328 最高浓度达 55 ng/g wt<sup>[40]</sup>。值得注意的是, 大多数报道的关于 UVBs 污染的水生生物都是人类可食用的, 一定程度上增加了人类经口接触 UVBs 的可能性, 进而增加了对人类健康的影响。

## 2.2 鸟类

持久性有机污染物在全球野生动物种群中分布广泛, UVBs 在陆生动物体内也有检出报道。PROVENCHER 等<sup>[55]</sup>总结了 1975 年至 2019 年间加拿大海鸥卵中 UVBs 随年份的浓度变化情况, 除了 UV-328 曾在 21 世纪初期出现短暂增涨之外, 海鸥卵中 UV-234、UV-328 和 UV-329 随时间推

移基本呈现逐年下降趋势,这可能与近年来工业重心的转变有关。而对比不同种类的海鸥卵发现,三趾鸥卵和暴雪鸕卵中的主要 BUVs 是 UV-328,浓度分别为 0.29 ng/g 和 0.22 ng/g,而厚喙海雀卵中仅有一例 UV-328 样本检出。摄入塑料碎片是海鸥暴露于 BUVs 的主要途径之一,暴雪鸕体内的塑料碎片检出率大约为 80%,三趾鸥次之,检出率为 10%<sup>[56]</sup>。

### 2.3 哺乳动物

日本江豚脂肪中检出 UV-328 (38 ng/g lw)和 UV-327 (19 ng/g lw),生物富集系数(bioconcentration factor, BCF)比同流域鱼类高一个数量级<sup>[25]</sup>,说明哺乳动物具有更高的暴露风险。北极地区海豹肝脏中可普遍检测到 UV-326、UV-329 和 UV-350,其浓度呈现显著地域性差异<sup>[57]</sup>。在斯瓦尔巴特群岛的北极熊血液中,还检测到 UV-326 (500~810 pg/g ww)和 UV-329 (600~2300 pg/g ww)<sup>[58]</sup>,尽管检出浓度较低,但足以证明 BUVs 通过食物网向全球迁移的趋势。哺乳动物中 BUVs 的检出,也印证了人体积累的可能性。

### 2.4 植物

LI<sup>[59]</sup>研究发现,高疏水性的有机污染物(Low Kow>4)可通过维管组织的蒸腾流被根系植物吸收。因此,具有相似疏水性的 BUVs 在植物中也存在暴露风险。BUVs 可作为一种潜在的蛋白激酶拮抗剂过度打开水稻叶气口,在抑制水稻生长的同时,还加重了水稻植株中 BUVs 的积累<sup>[60]</sup>。小麦植株在 100 μg/L 的 BUVs 干预下达到最大吸收, BUVs 主要积累在小麦根系中,总积累量介于 1.3~6.95 μg/g 之间<sup>[61]</sup>。植物是食物链中的生产者,在维系陆生生态环境的正常循环中扮演着至关重要的角色。而水稻和小麦作为全球人类的主要粮食作物,可通过直接食用或作为食品原料的方式导致人类经口 BUVs 暴露,存在巨大食品安全隐患。

## 3 BUVs 的人群暴露情况

由于长期的环境转化迁移,人类可通过摄入受污染的鱼和其他海产品、吸入室内空气颗粒和皮肤接触暴露于 BUVs,通过规律性地监测人体负荷水平是了解 BUVs 健康影响状况的有效手段。当前,母乳中 BUVs 负荷水平已在世界多国有所报道,关于血液和尿液中 BUVs 的负荷研究还十分有限。

### 3.1 人类母乳中 BUVs 负荷水平

母乳样本中脂肪含量较高,便于分析研究,是人体中 BUVs 暴露的重要样本。在中国,LIU 等<sup>[6]</sup>在收集于 2017—2019 年间 3467 份母乳样品中检测到 5 种 BUVs,城市样本中 BUVs 浓度比农村更高。对比越南、菲律宾和日

本母乳中 8 种 BUVs 的情况发现,收集于城市地区的母乳样本 BUVs 浓度远低于垃圾倾倒地附近收集的样本,3 个国家母乳中 $\sum_8$ BUVs 浓度分别为 300、100 和 28 ng/g wt<sup>[5]</sup>。韩国母乳中 $\sum_8$ BUVs 浓度为 181 ng/g lw,UV-234 (0%) 和 UV-328 (98%) 分别是检出频率最低和最高的物质<sup>[17]</sup>。综合亚洲 5 个国家母乳中 BUVs 负荷水平调查发现,越南是母乳中 BUVs 污染最严重的国家,最高浓度达 1100 ng/g lw。UV-P 是中国、日本和菲律宾母乳中负荷水平最大的化合物,浓度分别为 77、21 和 46 ng/g lw。韩国和越南母乳中,UV-9 则是检出浓度最高的单体,两国浓度分别为 72.3 ng/g lw 和 252 ng/g lw。而西班牙母乳中 UV-320 和 UV-329 的浓度分别为 440 ng/g lw 和 150 ng/g lw,远高于上述亚洲国家的报道<sup>[18]</sup>。具体浓度如图 4 所示。

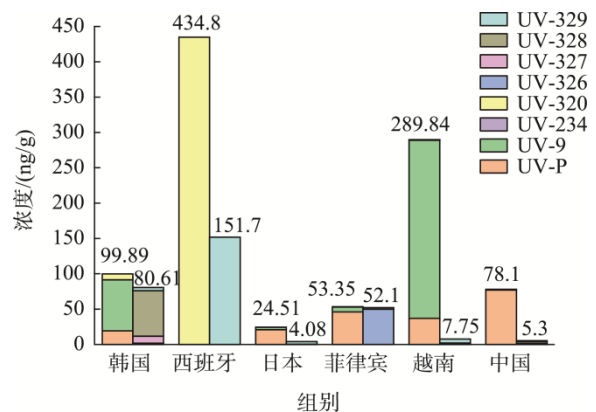


图 4 不同国家母乳中 BUVs 负荷水平<sup>[5,16-18]</sup>

Fig.4 BUVs load levels in breast milk in different countries<sup>[5,16-18]</sup>

这些研究表明母乳中 BUVs 污染程度与人群生活习惯和居住环境有关,而不同国家高暴露物的不同则与当地对 BUVs 的管理使用情况息息相关。值得注意的是,我国 6 个月内婴儿纯母乳喂养率仅为 20.8% (2013 年)<sup>[62]</sup>,说明奶粉等婴儿辅食在婴儿膳食中占有重要地位。当前,已有关于市售婴儿配方奶粉中 BUVs 的检出报道<sup>[63]</sup>,这一现象表明婴儿食品安全问题刻不容缓,对婴儿膳食及辅食安全风险的监测将是今后食品中 BUVs 污染水平的一个重点关注内容。

此外,通过对母乳中 BUVs 的监测还能评价婴儿(母乳喂养)暴露情况。中国一周岁内的婴幼儿通过母乳暴露于 BUVs 的剂量呈下降趋势,目前普遍认为这与婴儿体重的增加和母乳摄入量减少有关<sup>[16]</sup>。暴露剂量最高的单体 UV-P 在所有年龄组 EDI 为 216~391 ng/kg•bw/d,比参考剂量 (5000 ng/kg • bw/d)低一个数量级,其他国家报道的婴儿 BUVs 暴露情况也得出了类似的结论,具体如表 3 所示。

### 3.2 人类尿液中 BUVs 负荷水平

尿液样本可代表各种暴露途径的综合摄入量,并考

虑了人体代谢活动, 作为一种无创伤采样的监测样本, 常用于评价人体对污染物的摄入量情况<sup>[65]</sup>。在先前的研究中, 学者们通过志愿者口服方式模拟暴露, 建立起人体尿液中 UV-327 和 UV-328 及其代谢物的分析检测方法, 这对今后尿液样本中实际 BUVs 的负荷水平研究具有重要参考价值<sup>[7,66-67]</sup>。收集于中国衢州的 182 份普通人群尿液中检出了 9 种 BUVs<sup>[7]</sup>,  $\sum_9$ BUVs 的肌酐校正(creatinine correction, Cr)浓度为 2.6  $\mu\text{g/g}$ , 检出率从 17% (UV-571)到 88% (UV-327)。其中 UV-P、UV-PS、UV-326、UV-327 和 UV-328 的浓度分别为 1.60、0.21、0.15、0.42 和 0.18  $\mu\text{g/g}$  Cr, 是检出浓度最高的几种物质。由肌酐效应导致的性别差异显示, 女性尿液中的 UV-327 浓度(0.51  $\mu\text{g/g}$  Cr)显著高于男性(0.26  $\mu\text{g/g}$  Cr)。而人群生活习惯和生理情况的不同还导致了尿液中 UV-P 与 UV-328 的年龄分布差异, 两种化合物在人群尿液中的浓度随着受试者年龄的增长而显著减少。

表 3 不同国家婴儿经母乳暴露于 BUVs 的每日摄入量( $\text{ng/kg} \cdot \text{bw/d}$ )

Table 3 Daily intake of infants exposed by breast milk to BUVs in different countries ( $\text{ng/kg} \cdot \text{bw/d}$ )

	RfD* <sup>[64]</sup>	中国 <sup>[16]</sup>	菲律宾 <sup>[5]</sup>	越南 <sup>[5]</sup>	日本 <sup>[15]</sup>	韩国 <sup>[17]</sup>	西班牙 <sup>[18]</sup>
UV-P	5000	391	20	-	35	-	-
UV-9	-	7	-	825	9.9	-	-
UV-234	12500	-	-	-	-	-	-
UV-320	1000	-	-	-	-	-	218400
UV-326	5000000	6	256	-	-	-	-
UV-327	4000	-	-	-	-	-	-
UV-328	10000	12	-	-	-	36	-
UV-329	9430000	8	-	24	8.3	-	50200

注: RfD\*: 参考剂量(reference dose)。-表示文中未提及。

### 3.3 人类血液中 BUVs 负荷水平

BUVs 可以通过氢键或静电相互作用与人血清白蛋白结合, 室温下结合常数可达到 10000 L/mol, 表明通过血液可以准确评估 BUVs 的人体累积状况<sup>[68]</sup>。但与尿液类似, 目前关于人体血液中 BUVs 的报道相当有限。人体 0.3  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{weight}^{-1}$  的 UV-328 口服暴露研究显示, UV-328 及其代谢物只在血清中存在, 口服 8 h 后 UV-328 平均最大值为(736±489)  $\mu\text{g/L}$ , 24 h 后血中 UV-328 水平下降为(83.1±54.2)  $\mu\text{g/L}$ <sup>[66]</sup>。同剂量 UV-327 的人体口服暴露研究得到了相似结果, 3 名志愿者在暴露 6 h 后, UV-327 的平均最高血液水平为(632±114)  $\mu\text{g/L}$ , 最高血清水平为 1261  $\mu\text{g/L}$ , 暴露 24 h 后平均血液水平为(103±24)  $\mu\text{g/L}$ , 且 72 h 后仍有较低水平检出<sup>[67]</sup>。

## 4 BUVs 的毒理学效应

### 4.1 BUVs 的代谢过程

大多数 BUVs 可通过酶反应代谢, 代谢产物通常由羟基化和氧化反应得到。ZHUANG 等<sup>[69]</sup>以人肝微粒体(human liver microsomes, HLM)为载体, 利用细胞色素 P450 3A4 (cytochrome P450 3A4, CYP3A4)介导了 UV-328 的羟基化代谢, 鉴定了 3 种单羟基代谢物和 3 种二羟基代谢物, 且代谢产物的抗雄激素活性比 UV-328 提高了 23.61%。HLM 进一步的体外实验筛选并确定了 5 种 UV-328 的初级氧化/羟基化产物, 其代谢转化位置在苯酚的两个烷基侧链上, 三级代谢产物 [2-(2H-benzotriazol-2-yl)-6-(3-hydroxy-2-methylbutan-2-yl)-4-(tert-pentyl)phenol, UV-328-6/3-OH] 是含量最高的代谢产物, [2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-(2-methylbutan-3-on-2-yl)-6-(3-hydroxy-2-methylbutan-2-yl)phenol, UV 328-4/3-CO-6/3-OH] 的半衰期远超过 UV-328 (5.3 h), 最高可达 600 h<sup>[70]</sup>。UV-328 的体内代谢动力学通过血液和尿液中的靶向分析证明 UV-328 在人体中代谢缓慢、程度低, 72 h 内仅有 0.1% 的口服剂量可随尿液排出<sup>[66]</sup>。排泄动力学发现 UV-328 经过肝脏和肠道初步吸收后, 可随胆汁反复回到肠道进行复杂的再吸收, 表明胆道排泄和粪便排泄是人体中 UV-328 消除的首要途径<sup>[66]</sup>。UV-327 的代谢动力学和排泄动力学研究结果与 UV-328 类似, 口服暴露后仅有 0.03% 口服剂量在尿液中恢复, 胆道排泄是主要消除途径<sup>[67]</sup>。

### 4.2 BUVs 的毒性

#### 4.2.1 肝肾靶器官毒性

UV-327 和 UV-328 在大鼠经口半数致死量(median lethal dose, LD<sub>50</sub>)均大于 2000 mg/kg, 属于低毒物质, 但长期暴露可引起肝肾靶器官毒性<sup>[19-20]</sup>, 基于相似结构, 多种 BUVs 单体的毒性和不良效应具有共通之处。用 UV-328 饲养斑马鱼 28 d 后发现, 0.1 mg/L 和 1 mg/L 组斑马鱼出现肝细胞浑浊肿胀和严重肝坏死现象<sup>[71]</sup>。28 d 口服暴露实验发现, 0~500  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  的 UV-327 处理大鼠后, 雄鼠明显出现肝重量增加和肝细胞肥大症状, 毒性反应是雌性的 100 倍以上, 但通过阉割手段可有效降低肝毒性<sup>[72]</sup>。28 d 灌胃实验表明, 0~62.5  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  的 UV-320 处理大鼠后, 大鼠出现肝脏病变、心肌病变、肾小管肥大和甲状腺弥漫性滤泡细胞增生, 雄鼠和雌鼠不良反应水平(no observed adverse effect level, NOAEL)分别为 0.5  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$  和 2.5  $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ <sup>[73]</sup>, 且这些损伤只能在雌鼠体内恢复。由此可推测, 包括激素水平、特异性酶结合位点和酶活性在内的多种影响因素, 都可能导致 BUVs 在不同性别生物内的肝肾毒性作用的显著差异。

#### 4.2.2 内分泌干扰效应

BUVs 可以破坏内质网通路诱导荧光素酶活性, 通

过结合酶的活性位点而导致细胞增殖,具有内分泌干扰作用<sup>[21]</sup>。21 d 食品饲喂研究发现,634 ng/g 的 UV-P 可导致雌性青枪鱼性腺中 *cyp11a* 和 *cyp19a* 转录的丰度显著降低,虽然这对繁殖没有显著影响,但可影响与类固醇合成相关的基因表达<sup>[22]</sup>。在人肝癌细胞(human hepatocellular carcinomas, HepG2)细胞中,UV-P、UV-328 和 UV-329 能显著解除细胞色素 P450 和葡萄糖醛酸基转移酶家族的基因调控,诱导肝毒性,并可富集糖尿病相关基因成为一种潜在在糖尿病环境来源<sup>[74]</sup>。13 种 BUVs 对人雌激素受体(estrogen receptor, ER)和雄激素受体(androgen receptor, AR)的活性结果显示,这些物质的内分泌干扰活性一般表现为 ER 激动或拮抗和/或 AR 拮抗作用,未观察到 AR 激动作用。其中,UV-P 的雌激素受体 a (estrogen receptor alpha, Era)激动剂活性最高,20%的相对有效浓度(20% relative effect concentration, REC<sub>20</sub>)可达到  $1.5 \times 10^{-5}$  mol/L<sup>[75]</sup>。由此可知,大多数 BUVs 对人体的内分泌效应具有干扰作用,可引起显著的雌激素效应。

#### 4.2.3 免疫毒性

UV-234 暴露可诱导核因子- $\kappa$ B (nuclear factor- $\kappa$ B, NF- $\kappa$ B)驱动炎症反应,导致黄鲶鱼的肝脏炎细胞浸润<sup>[23]</sup>。对斑马鱼进行 7 d 饲喂研究发现,UV-234 和 UV-326 主要通过羟基化和氧化方式诱导氧化应激,同时降低标志物丙二醛(malondialdehyde, MDA)水平,破坏脂质代谢,通过干扰环鸟苷单磷酸或蛋白激酶 G 通路诱导细胞凋亡<sup>[76]</sup>。UV-328 则抑制氧化应激和细胞凋亡相关基因的表达 *p38* *MPK/p53/Gadd45a* 信号级联,导致斑马鱼幼虫 G1 细胞周期阻滞,加速胚胎发育<sup>[77]</sup>。此外,UV-234 和 UV-328 能够损害贻贝、水蚤等水生无脊椎动物的抗氧化防御系统和免疫系统,引起脂质代谢紊乱,从而导致细胞凋亡和氧化应激<sup>[78-79]</sup>。UV-PS 和 UV-P 可激活芳烃基受体诱导小鼠脾脏中调节性 T 细胞(regulatory T cells, Tregs)的分化,脾脏中 *CD4+/-CD25+/-Foxp3+treg* 的数量显著增加,表明 BUVs 有作为免疫调节抑制剂的潜能<sup>[80]</sup>。

#### 4.2.4 神经毒性

LI 等<sup>[24]</sup>从分子、生化和行为学指标 3 个方面全面综述了 BUVs 对鱼类的神经毒性作用。暴露于 BUVs 可导致斑马鱼中枢神经中与神经退化相关基因的表达异常和神经元缺失,同时伴随自发尾巴卷曲和运动行为异常,引起神经炎症和氧化应激。例如,暴露于 UV-327 的虹鳟鱼卵在孵化半月后,幼鱼中枢神经系统的功能和发育受到干扰,表现出了过度活跃迹象<sup>[81]</sup>。目前,BUVs 的神经毒性效应研究尚浅,缺乏对哺乳动物神经毒性的直接证据。QUARDI 等<sup>[82]</sup>曾报道有机磷可通过抑制小鼠脑中乙酰胆碱酯酶活性引发焦虑症状,而 BUVs 同样对乙酰胆碱酯酶活性具有抑制作用<sup>[73]</sup>,间接证明 BUVs 可能也对哺乳动物存在潜在神经毒性影响。

## 5 结束语

随着 BUVs 在各类商品中的广泛普及,其在多种环境、生物介质和人体组织中检出频繁。国内外学者针对 BUVs 在环境介质中的污染水平开展了大量研究,对其在环境中的影响有了较为全面的了解,UV-P、UV-327、UV-328 和 UV-329 无论在浓度水平还是检出率方面都是最具影响力的化合物。BUVs 对环境介质的污染一定程度上也对人体产生了暴露风险。当前,关于人体组织中 BUVs 负荷水平研究集中于母乳,UV-P 和 UV-9 是最常检出的化合物,虽然婴儿摄入量远低于参考值,但仍需要持续关注。而对人群更具普适性的血液和尿液将是今后人体 BUVs 负荷深入探索的方向。尽管目前未发现 BUVs 对生物的急性毒性,但体外实验研究表明其具有肝肾靶器官毒性、内分泌干扰特性和免疫、神经毒性,因此对 BUVs 的毒性机制研究和多营养级生物污染水平关系将是未来环境科学研究的焦点。通过食物链传递,人类面临高水平 BUVs 暴露风险,不过流行病学研究尚浅,其对人体健康的影响还需进一步考察。总而言之,BUVs 的暴露情况和毒性提示应限制其使用频率和剂量,其在人体组织中的负荷水平和体内代谢特征是未来 BUVs 人体健康风险评估工作中的研究重点。

## 参考文献

- [1] 高树珍, 韩梅, 戴季良, 等. 一种水溶性苯并三唑类紫外线吸收剂的合成与应用[J]. 毛纺科技, 2023, 51(1): 32-37.
- [2] GAO SZ, HAN M, DAI JL, *et al.* Synthesis and application of a water-soluble benzotriazole UV absorber [J]. Wool Textile Technology 2023, 51(1): 32-37.
- [3] MONTESDEOCA-ESPOND S, VEGA-MORALES T, SOSA-FERRERA Z, *et al.* Extraction and determination methodologies for benzotriazole UV stabilizers in personal-care products in environmental and biological samples [J]. TrAC Trends in Analytical Chemistry, 2013, 51(7): 23-32.
- [4] 李文正. 电子垃圾拆解区灰尘中有机腐蚀抑制剂和紫外吸收剂的污染特征及人体暴露评估[D]. 广州: 暨南大学, 2020.
- [5] LI WZ. Contamination characteristics of organic corrosion inhibitors and UV absorbers in dust in e-waste disassembly areas and human exposure assessment [D]. Guangzhou: Jinan University, 2020.
- [6] WICK A, JACOBS B, KUNKEL U, *et al.* Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency [J]. Environmental Pollution, 2016, 212(5): 401-412.
- [7] KIM JW, CHANG KH, PRUDENTE M, *et al.* Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSs) in human breast milk from three Asian countries [J]. Science of the Total Environment, 2019, 655(5): 1081-1088.
- [8] FELLA M, MATHIEU B, JG P, *et al.* Organic UV absorbents in the deepwater redbfish (*Sebastes mentella*) from the St. Lawrence Estuary and gulf: Distribution and human health risk assessment [J]. Science of the Total Environment, 2024, 906(1): 167515.
- [9] MAO W, JIN H, GUO R, *et al.* Presence of benzotriazole ultraviolet



- stabilizers in human urine [J]. *Environmental Research*, 2024(11): 119556.
- [8] STOCKHOLM CONVENTION. UV-328 risk management evaluation [EB/OL]. [2022-09-09]. <https://www.pops.int/tabid/9165> [2024-09-18].
- [9] European Chemicals Agency. Estimating the number and types of applications for 11 substances added to the Authorisation list in February 2020 (Issue February) [EB/OL]. (2020-02-01). <https://doi.org/10.2823/11134> [2024-05-12].
- [10] European Chemicals Agency. Information on chemicals. [EB/OL]. (2022-03-20). <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals> [2024-05-10].
- [11] BRORSTROM-LUNDEN E, REMBERGER M, KAJ L, *et al.* Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009 [Z]. 2012.
- [12] BANG SY, HA Y, KWON JH. Relative importance of microplastics as vectors of hydrophobic organic chemicals to marine fish and seabirds [J]. *Ocean Science Journal*, 2021, 56(4): 355–363.
- [13] PAVANELLO A, GOMEZ-MENDOZA M, MIRANDA MA, *et al.* Degradation of benzotriazole UV-stabilizers in the presence of organic photosensitizers and visible light: A time-resolved mechanistic study [J]. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 2022, 230(5): 112444.
- [14] KIEJZA D, KARPINSKA J, KOTOWSKA U. Degradation of benzotriazole UV stabilizers in PAA/d-electron metal ions systems—Removal kinetics, products and mechanism evaluation [J]. *Molecules*, 2022, 27(10): 3349.
- [15] WANG W, LEE IS, OH JE. Specific-accumulation and trophic transfer of UV filters and stabilizers in marine food web [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 825(11): 154079.
- [16] LIU Y, GAO L, QIAO L, *et al.* Concentrations, compound profiles, and possible sources of organic UV filters in human milk in China [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(22): 15930–15940.
- [17] LEE S, KIM S, PARK J, *et al.* Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk [J]. *Environmental Research*, 2015, 140(7): 466–473.
- [18] MOLINS-DELGADO D, DELMAR OM, VALETA-JUAN G, *et al.* Determination of UV filters in human breast milk using turbulent flow chromatography and babies' daily intake estimation [J]. *Environmental Research*, 2018, 161(2): 532–539.
- [19] EMA M, FUKUNISHI K, MATSUMOTO M, *et al.* Evaluation of developmental toxicity of ultraviolet absorber 2-(3',5'-di-tert-butyl-2'-hydroxyphenyl)-5-chlorobenzotriazole in rats [J]. *Drug and chemical toxicology*, 2006, 29(2): 215–225.
- [20] DENGHEL KH. Human metabolism and biomonitoring of UV 328 (2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4, 6-di-tert-pentylphenol) [Z]. 2021.
- [21] FENG H, CAO H, LI J, *et al.* Estrogenic activity of benzotriazole UV stabilizers evaluated through *in vitro* assays and computational studies [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 727(7): 138549.
- [22] FIJITA KK, DOERING JA, STOCK E, *et al.* Effects of dietary 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4-methylphenol (UV-P) exposure on Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in a short-term reproduction assay [J]. *Aquatic Toxicology*, 2022, 248(14): 106206.
- [23] LI S, XIE J, LI X, *et al.* Genistein protects benzotriazole ultraviolet stabilizer UV-234-induced hepatotoxicity by modulating ROS/Nrf2 and NF- $\kappa$ B signaling in yellow catfish (*Pelteobagrus fulvidraco*) [J]. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2023, 271(9): 109675.
- [24] LI M, IVANTSOVA E, LIANG X, *et al.* Neurotoxicity of benzotriazole ultraviolet stabilizers in teleost fishes: A review [J]. *Toxics*, 2024, 12(2): 125.
- [25] NAKATA H, SHINOHARA R, MURATA S, *et al.* Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography-high resolution mass spectrometry (GC-HRMS) [J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2010, 12(11): 2088–2092.
- [26] European Chemicals Agency. Candidate list of substances of very high concern for authorization [EB/OL]. (2014-11-17). <https://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table> [2024-08-18].
- [27] European Chemicals Agency. Candidate list of substances of very high concern for authorization [EB/OL]. (2015-11-17). <https://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table> [2024-08-18].
- [28] European Chemicals Agency. Candidate list of substances of very high concern for authorization [EB/OL]. (2024-01-23). <https://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table> [2024-08-18].
- [29] STOCKHOLM CONVENTION. Eleventh meeting of the conference of the parties to the stockholm convention [EB/OL]. (2023-03-01). <https://chm.pops.int/TheConvention/ConferenceoftheParties/Meetings/CO-P11/tabid/9310/Default.aspx> [2024-08-18].
- [30] BERGMANN M, COLLARD F, FABRES J, *et al.* Plastic pollution in the arctic [J]. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2022, 3(5): 323–337.
- [31] HU LX, CHENG YX, WU D, *et al.* Continuous input of organic ultraviolet filters and benzothiazoles threatens the surface water and sediment of two major rivers in the Pearl River Basin [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 798(9): 149299.
- [32] VIMALKUMAR K, ARUN E, KRISHNA-KUMAR S, *et al.* Occurrence of triclocarban and benzotriazole ultraviolet stabilizers in water, sediment, and fish from Indian rivers [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 625(6): 1351–1360.
- [33] MONONTESDEOCA-ESPONDA S, ÁLVAREZ-RAYA C, TORRES-PADRÓN ME, *et al.* Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain) [J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 233(1): 567–575.
- [34] VIMALKUMAR K, MAYILSAM Y M, ARUN E, *et al.* Screening of antimicrobials, fragrances, UV stabilizers, plasticizers and preservatives in sewage treatment plants (STPs) and their risk assessment in India [J]. *Chemosphere*, 2022, 308(3): 136452.
- [35] SONG S, RUAN T, WANG T, *et al.* Occurrence and removal of benzotriazole ultraviolet stabilizers in a wastewater treatment plant in China [J]. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 2014, 16(5): 1076–1082.
- [36] JUKSU K, LIU YS, ZHAO JL, *et al.* Emerging contaminants in aquatic environments and coastal waters affected by urban wastewater discharge in Thailand: An ecological risk perspective [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 204(11): 110952.
- [37] KHARE A, JADHAO P, KAWRE S, *et al.* Occurrence, spatio-temporal variation and ecological risk assessment of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVs) in water and sediment of rivers in central India [J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 882(7): 163381.

- [38] LI B, LIU Q, YAO Z, *et al.* Mulch film: An overlooked diffuse source of organic ultraviolet absorbers in agricultural soil [J]. *Environmental Pollution*, 2023, 318(2): 120935.
- [39] LANGFORD KH, REID MJ, FJELD E, *et al.* Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway [J]. *Environment International*, 2015, 80(4): 1–7.
- [40] NAKATA H, MURATA S, FILATREAU J. Occurrence and concentrations of benzotriazole UV stabilizers in marine organisms and sediments from the Ariake Sea, Japan [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(18): 6920–6926.
- [41] LIU X, PEI X, LI JJ, *et al.* Occurrence, spatial distribution, and ecological risk of benzotriazole UV stabilizers (BUVs) in sediments from Bohai sea of China [J]. *Environmental Research*, 2024, 260(11): 119730.
- [42] LAI HJ, YING GG, MA YB, *et al.* Occurrence and dissipation of benzotriazoles and benzotriazole ultraviolet stabilizers in biosolid-amended soils [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2014, 33(4): 761–767.
- [43] MONTESDEOCA-ESPONDA S, TORRES-PADRÓN ME, SOSA-FERRERA Z, *et al.* Fate and distribution of benzotriazole UV filters and stabilizers in environmental compartments from Gran Canaria Island (Spain): A comparison study [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 756(2): 144086.
- [44] CARPINTEIRO I, ABUÍN B, RODRÍGUEZ I, *et al.* Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust [J]. *Journal of Chromatography A*, 2010, 1217(24): 3729–3735.
- [45] KIM JW, ISOBE T, MALARVANNAN G, *et al.* Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure [J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 424(5): 174–181.
- [46] ANNEX XV. Proposal for identification of a substance of very high concern on the basis of the criteria set out in REACH Article 57 [EB/OL]. (2015-03-08). <https://echa.europa.eu/documents/10162/7e0e4a95-b942-350e-ba7d-7cf7aa652ab8> [2024-09-18].
- [47] 王磊, 吴越. 固相萃取—标准多测高效液相色谱法测定化妆品中 5 种苯并三唑类防晒剂[J]. *分析科学学报*, 2024, 40(2): 225–230.  
WANG L, WU Y. Solid phase extraction-one standard multi-test high-performance liquid chromatography in cosmetics [J]. *Journal of Analytical Science*, 2024, 40(2): 225–230.
- [48] LEE JK, KIM KB, LEE JD, *et al.* Risk assessment of drometrizole, a cosmetic ingredient used as an ultraviolet light absorber [J]. *Toxicological Research*, 2019, 35(2): 119–129.
- [49] AVAGYAN R, LUONGO G, THORSÉN G, *et al.* Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, 22(20): 5842–5849.
- [50] LUONGO G, AVAGYAN R, HONGYU R, *et al.* The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(2): 2537–2548.
- [51] 徐建云, 张彤, 任一佳, 等. 高效液相色谱法测定皮革中 7 种苯并三唑类防紫外线稳定剂[J]. *中国皮革*, 2023, 52(4): 20–25, 29.  
XU JY, ZHANG T, REN YJ, *et al.* Determination of seven benzotriazole UV stabilizers in leather [J]. *Chinese Leather*, 2023, 52(4): 20–25, 29.
- [52] ZHOU H, HU X, LIU M, *et al.* Benzotriazole ultraviolet stabilizers in the environment: A review of analytical methods, occurrence, and human health impacts [J]. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 2023, 43(9): 117170.
- [53] PENG X, ZHU Z, XIONG S, *et al.* Tissue distribution, growth dilution, and species-specific bioaccumulation of organic ultraviolet absorbers in wildlife freshwater fish in the Pearl River Catchment, China [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2020, 39(2): 343–351.
- [54] LI P, SU W, LIANG W, *et al.* Occurrence and temporal trends of benzotriazole UV stabilizers in mollusks (2010–2018) from the Chinese Bohai Sea revealed by target, suspect, and nontarget screening analysis [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(23): 16759–16767.
- [55] PROVENCHER JF, MALAISÉ F, MALLORY ML, *et al.* 44-year retrospective analysis of ultraviolet absorbers and industrial antioxidants in seabird eggs from the Canadian Arctic (1975 to 2019) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(20): 14562–14573.
- [56] BAAK JE, PROVENCHER JF, MALLORY ML. Plastic ingestion by four seabird species in the Canadian Arctic: Comparisons across species and time [J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2020, 158(9): 111386.
- [57] LU Z, SILVA AO, PROVENCHER JF, *et al.* Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 663(1): 950–957.
- [58] SCHLABACH M, VAN BB, BAZ-LOMBA JA, *et al.* Screening programme 2017-AMAP assessment compounds [Z]. 2019.
- [59] LI Z. Modeling plant uptake of organic contaminants by root vegetables: The role of diffusion, xylem, and phloem uptake routes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 434(7): 128911.
- [60] CHEN J, WANG W, CHEN D, *et al.* Benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSS) as potential protein kinase antagonists in rice [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(50): 21405–21415.
- [61] 范可欣. 小麦对苯并三唑类紫外稳定剂的吸收及其环境影响因素研究[D]. 大连: 大连海事大学, 2021.  
FAN KX. Absorption of benzotriazole UV stabilizers by wheat and its environmental factors [D]. Dalian: Dalian Maritime University, 2021.
- [62] YANG Z, LAI J, YU D, *et al.* Breastfeeding rates in China: A cross-sectional survey and estimate of benefits of improvement [J]. *The Lancet*, 2016, 388: S47.
- [63] 李若思, 危玲, 刘嘉颖. 超高效液相色谱-四极杆-静电场轨道阱高分辨质谱法检测婴幼儿配方奶粉中苯并三唑类紫外线吸收剂[J]. *食品安全质量检测学报*, 2024, 15(8): 184–190.  
LI RS, WEI L, LIU JY. Determination of benzotriazole ultraviolet absorbers in infant formula milk powder by ultra performance liquid chromatography-quadrupole electrostatic field orbitrap high resolution mass spectrometry [J]. *Journal of Food Safety & Quality*, 2024, 15(8): 184–190.
- [64] Organization for Economic Co-operation and Development. Case Study on the use of an integrated approach to testing and assessment for the repeated-dose toxicity of phenolic benzotriazole [EB/OL]. (2017-05-02). [https://one.oecd.org/document/ENV/JM/HA\(2017\)2/en/pdf](https://one.oecd.org/document/ENV/JM/HA(2017)2/en/pdf) [2024-08-18].
- [65] BOCATO MZ, BIANCHI XJP, HOFFMANN C, *et al.* An overview of the current progress, challenges, and prospects of human biomonitoring and

- exposome studies [J]. *Journal of Toxicology and Environmental Health: Part B, Critical Reviews*, 2019, 22(5-6): 131–156.
- [66] DENGHEL H, HILLER J, LEIBOLD E, *et al.* Human metabolism and kinetics of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) after oral administration [J]. *Archives of Toxicology*, 2021, 95(8): 2677–2690.
- [67] FISCHER C, LEIBOLD E, HILLER J, *et al.* Human metabolism and excretion kinetics of benzotriazole UV stabilizer UV-327 after single oral administration [J]. *Archives of Toxicology*, 2023, 97(1): 165–176.
- [68] ZHUANG S, WANG H, DING K, *et al.* Interactions of benzotriazole UV stabilizers with human serum albumin: Atomic insights revealed by biosensors, spectroscopies and molecular dynamics simulations [J]. *Chemosphere*, 2016, 144(2): 1050–1059.
- [69] ZHUANG S, LV X, PAN L, *et al.* Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation [J]. *Environmental Pollution*, 2017, 220(1): 616–624.
- [70] DENGHEL H, LEIBOLD E, GÖEN T. Oxidative phase I metabolism of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4, 6-di-tert-pentylphenol (UV 328) in an *in vitro* model with human liver microsomes [J]. *Toxicology in Vitro*, 2019, 60(10): 313–322.
- [71] HEMALATHA D, RANGASAMY B, NATARAJ B, *et al.* Transcriptional, biochemical and histological alterations in adult zebrafish (*Danio rerio*) exposed to benzotriazole ultraviolet stabilizer-328 [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739(10): 139851.
- [72] MUTSUKO H, TAKASHI M, TOSHIO I, *et al.* Gender-related difference in the toxicity of ultraviolet absorber 2-(3',5'-di-tert-butyl-2'-hydroxyphenyl)-5-chlorobenzotriazole in rats [J]. *Drug and Chemical Toxicology*, 2008, 31(3): 383–398, 64
- [73] HIRATA-KOIZUMI M, WATARI N, MUKAI D, *et al.* A 28-day repeated dose toxicity study of ultraviolet absorber 2-(2'-hydroxy-3',5'-di-tert-butylphenyl) benzotriazole in rats [J]. *Drug and Chemical Toxicology*, 2007, 30(4): 327–341.
- [74] LIANG S, ZHANG Y, BO H, *et al.* Insights into the toxicities of UV-328, UV-329, UV-P in HepG2 cells and their roles in AHR-mediated pathway [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2023, 250(1): 114478.
- [75] SAKURAGI Y, TAKADA H, STO H, *et al.* An analytical survey of benzotriazole UV stabilizers in plastic products and their endocrine-disrupting potential via human estrogen and androgen receptors [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 800(12): 149374.
- [76] ZHANG J, HUANG Y, PEI Y, *et al.* Biotransformation, metabolic response, and toxicity of UV-234 and UV-326 in larval zebrafish (*Danio rerio*) [J]. *Environment International*, 2023, 174(2): 107896.
- [77] ZHANG L, SHEN L, HUANG Y, *et al.* Embryonic exposure to UV-328 impairs the cell cycle in zebrafish (*Danio rerio*) by inhibiting the p38 MAPK/p53/Gadd45a signaling pathway [J]. *Environmental Science & Technology*, 2023, 57(27): 9965–9974.
- [78] JIYE Z, HUIHUI C, TIANHENG T, *et al.* Comparative toxicogenomics of benzotriazole ultraviolet stabilizers at environmental concentrations in Asian clam (*Corbicula fluminea*): Insight into molecular networks and behavior [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2023, 447(7): 130811.
- [79] MAEVA G, GUILLAUME C, MARTA E, *et al.* Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna* [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2017, 36(12): 3333–3342.
- [80] KUBOTA A, TERASAKI M, SAKURAGI Y, *et al.* Effects of benzotriazole UV stabilizers, UV-PS and UV-P, on the differentiation of splenic regulatory T cells via aryl hydrocarbon receptor [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 238(6): 113549.
- [81] ERIKSSON ANM, DUBIEL J, ZINK L, *et al.* Embryonic exposure to benzotriazole ultraviolet stabilizer 327 alters behavior of rainbow trout alevin [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2024, 43(4): 762–771.
- [82] OUARDI FZ, ANARGHOU H, MALQUI H, *et al.* Gestational and lactational exposure to malathion affects antioxidant status and neurobehavior in mice pups and offspring [J]. *Journal of Molecular Neuroscience*, 2019, 69(1): 17–27.

(责任编辑: 于梦娇 安香玉)