ОРГАНИЗАЦИЯ ОБЪЕДИНЕННЫХ НАЦИЙ

ЮНЕП

SC

UNEP/POPS/POPRC.17/13/Add.3

Distr.: General
23 February 2022

Russian
Original: English

Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях

Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей
Семнадцатое совещание
Женева, 24-28 января 2022

Доклад Комитета по рассмотрению стойких органических загрязнителей о работе его семнадцатого совещания

Добавление

Характеристика рисков в отношении УФ-328

На своем семнадцатом совещании в своем решении КРСОЗ-17/3 Комитет по рассмотрению стойких органических загрязнителей принял характеристику рисков в отношении УФ-328 на основе проекта, содержащегося в записке секретариата (UNEP/POPS/POPRC.17/4), с изменениями, внесенными в ходе совещания. Принятый текст характеристики рисков приводится в приложении к настоящему добавлению. Текст официально не редактировался.

Приложение[*]

УФ-328

Характеристика рисков

Январь 2022 года

[*] Исследования и иные сведения, приводящиеся в настоящей характеристике рисков, могут не отражать взгляды секретариата, Программы Организации Объединенных Наций по окружающей среде (ЮНЕП) или Организации Объединенных Наций. Обозначения, используемые в таких исследованиях и источниках, не подразумевают выражения со стороны секретариата, ЮНЕП или Организации Объединенных Наций какого бы то ни было мнения в отношении геополитической ситуации или правового статуса той или иной страны, территории, города и области, или же их законных представителей.

Приложение официально не редактировалось.

Содержание

Резюме 4
1. Введение 5
1.1 Идентификационные данные химического вещества 5
1.2 Выводы Комитета по рассмотрению СОЗ в отношении информации в приложении D 7
1.3 Источники данных 7
1.4 Статус химического вещества согласно национальным нормативам и международным форумам 7
2. Сводная информация, имеющая отношение к характеристике рисков 8
2.1 Источники 8
2.1.1 Производство и торговля 8
2.1.2 Виды использования 8
2.1.3 Высвобождение в окружающую среду 10
2.2 Преобразование в окружающей среде 11
2.2.1 Стойкость 11
2.2.2 Биоаккумуляция 12
2.2.3 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния 15
2.3 Уровень воздействия 19
2.3.1 Данные мониторинга окружающей среды 19
2.3.2 Воздействие на человека 24
2.4 Оценка опасности по конечным параметрам, вызывающим обеспокоенность 25
2.4.1 Токсичность для млекопитающих 25
2.4.2 Экотоксичность 28
2.4.3 Токсикологические взаимодействия нескольких химических веществ 31
2.4.4 Заключение о токсичности 31
3. Обобщение информации 31
4. Окончательное заключение 33
Библиография 34

Резюме

1. На своем шестнадцатом совещании Комитет по рассмотрению СОЗ пришел к выводу о том, что УФ-328 отвечает критериям отбора, изложенным в приложении D к Конвенции (решение КРСОЗ-16/3). На основании этого решения в соответствии с приложением E к Конвенции был подготовлен настоящий проект характеристики рисков.

2. УФ-328 (№ КАС 25973-55-1) – это фенольное производное бензотриазола, использующееся как поглотитель УФ для защиты поверхностей от выцветания и деградации под действием УФ и солнечного света. УФ-328 обладает широким кругом применений, однако в основном он применяется в красках и покрытиях, а также в качестве присадки к широкому кругу пластмасс, в том числе в слое пищевой упаковки, не контактирующем с пищевыми продуктами. В автопромышленности УФ-328 используется в красках, покрытиях и герметиках, а также в жидкокристаллических панелях и измерительных приборах, установленных на транспортных средствах, и в составе смол во внутренних и наружных частях транспортных средств. В пищевой упаковке он используется в качестве присадки к пластмассам, типографской краске и клеящим составам.

3. По имеющимся данным, впервые производство УФ-328 началось в 1970 году, и на 2021 год, согласно Базе данных существующих химических веществ ОЭСР, УФ-328 относится к многотоннажным химическим веществам (> 1000 т в год).

4. Количественная оценка высвобождения УФ-328 в окружающую среду не производилась. На основании данных мониторинга предполагается, что высвобождение УФ-328 в окружающую среду происходит при промышленном производстве и использовании этого вещества, при его использовании в составе продуктов и при утилизации или обработке содержащих УФ-328 продуктов по окончании срока службы. К источникам УФ-328 в окружающей среде могут относиться промышленные предприятия, на которых это вещество производится или используется, станции очистки сточных вод, ливневые стоки, полигоны захоронения отходов и пластиковый мусор, и отходы.

5. УФ-328 выявлен в различных компонентах окружающей среды, включая атмосферный воздух (дисперсная фаза), воду (ручьи, реки, морская вода, пластиковый мусор в морях, сточные воды, ливневые стоки), почву, донные отложения, биоту и человека (жировая ткань, грудное молоко) во многих регионах мира.

6. УФ-328 считается устойчивым в донных отложениях, почве и воде, так как период полураспада УФ-328 в этих матрицах превышает соответствующие пороги, указанные в приложении D. Данные мониторинга кернов донных отложений, отобранных около предприятия, производившего ранее УФ-328, в заливе Наррагансетт, США, подтверждают, что УФ-328 устойчив в донных отложениях, причем высокие концентрации УФ-328 регистрируются даже через несколько десятилетий после прекращения производства УФ-328 на этом предприятии.

7. Считается, что УФ-328 способен к биоаккумуляции, а коэффициенты биоконцентрации, экспериментально определенные у рыб, превышают 5000. Это подкрепляется данными полевых исследований об обогащении тканей высших хищников УФ-328. Кроме того, медленная кинетика УФ-328 и его слабое вовлечение в обмен веществ у человека, а также способность УФ-328 связываться с белками крови указывают на наличие потенциала биоаккумуляции УФ-328 у человека.

8. УФ-328 часто регистрируется у представителей арктической биоты (обыкновенная гага, хохлатый баклан, моевки, бургомистр, сизая чайка, глупыш, норка) и у перелетных морских птиц на отдаленных островах (большой пестробрюхий буревестник на о. Гоф, голубой буревестник на о. Марион-Айленд), что указывает на способность УФ-328 к переносу на большие расстояния от источника к отдаленным регионам. Кроме того, УФ-328 обнаруживался в частицах пластмасс в желудке морских птиц, которые питаются исключительно в открытом океане (черноногий альбатрос, глупыш). Результаты моделирования показали, что потенциал переноса УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде посредством аэрозолей в атмосфере находится в диапазоне признанных СОЗ. Таким образом, сочтено, что УФ-328 обладает потенциалом переноса на большие расстояния в окружающей среде по воздуху (в составе аэрозолей), воде (в составе лома пластмасс в морской среде) и мигрирующими видами (морскими птицами).

9. УФ-328 выявлен в грудном молоке и жировой ткани человека в различных частях света. Воздействие УФ-328 на население в целом может происходить путем потребления загрязненных продуктов питания (рыбы, морепродуктов), а также при проглатывании или вдыхании загрязненной пыли. Кроме того, потребление грудного молока может быть важным путем воздействия для младенцев на грудном вскармливании. Сообщается, что воздействие УФ-328 за счет проглатывания пыли выше у детей 1-3 лет, чем у взрослых. Уровень воздействия у людей в настоящее время ниже уровня, при котором возникают нежелательные явления.

10. В исследованиях токсичности при многократном введении на крысах и собаках показано, что УФ-328 оказывает неблагоприятное воздействие на здоровье млекопитающих, причем основным эффектом является гепатотоксичность. Кроме того, исходя из результатов исследования на крысах, УФ-328 оказывает неблагоприятное воздействие на почки. Кроме того, были выявлены ограниченные доказательства неблагоприятного воздействия на репродуктивные органы крыс и собак (существенное изменение массы яичек у крыс, сниженный сперматогенез у собак). Кроме того, в исследовании in vitro обнаружены признаки антиандрогенного эффекта УФ-328. У рыб долговременное воздействие УФ-328 может привести к неблагоприятному воздействию на печень.

11. Хотя концентрация УФ-328 в окружающей среде и в организме людей как правило ниже концентраций, при которых наблюдаются нежелательные явления, но некоторые повышенные концентрации, измеренные в регионах-источниках и отдаленных регионах, указывают на возможность неблагоприятных воздействий. Повышенный уровень УФ-328 в организме перелетных морских птиц на отдаленных островах потенциально может отрицательно сказаться на питающихся ими хищниках-млекопитающих, а также привести к неизвестным последствиям для самих птиц.

12. УФ-328 – это вещество, не встречающееся в окружающей среде, однако обнаруженное в различных компонентах окружающей среды, биоте и у людей во всем мире. На основании фактических данных, свидетельствующих о том, что УФ-328 является стойким, биоаккумулируемым и токсичным для млекопитающих, а также подвергается переносу на большие расстояния относительно мест производства и применения, был сделан вывод, что УФ-328 вследствие переноса на большие расстояния в окружающей среде, характеризуется высокой вероятностью существенного отрицательного влияния на здоровье человека и окружающую среду, вследствие чего оправданы глобальные действия.

1. Введение

13. В мае 2020 года Швейцария представила предложение о внесении УФ-328 в приложение A к Конвенции. Это предложение было поддержано в соответствии со статьей 8 Конвенции и было рассмотрено Комитетом по рассмотрению стойких органических загрязнителей (КРСОЗ) на шестнадцатом совещании, которое прошло в январе 2021 года.

1.1 Идентификационные данные химического вещества

14. УФ-328 представляет собой фенольный бензотриазол, в котором фенольный фрагмент замещен двумя терт-пентильными группами в 4-м и 6-м положении. УФ-328 поглощает весь спектр УФ света в ходе полностью обратимого и неразрушающего процесса (ECHA, 2014). Как следствие, он используется как поглотитель УФ для защиты различных поверхностей от выцветания и деградации под действием УФ и солнечного света. В таблице 1 представлены различные химические идентификаторы и регистрационные номера УФ-328. В таблице 2 представлены молекулярные характеристики УФ-328.

Таблица 1. Наименования и регистрационные номера УФ-328

Общепринятое наименование	УФ-328
Название согласно МСТПХ	2-(2H-Бензотриазол-2-ил)-4,6-бис(2-метилбутан-2-ил)фенол
Название согласно КАС	Фенол, 2(2H-бензотриазол-2-ил)-4,6-бис(1,2-диметилпропил)-
Синоним	2-(2H-Бензотриазол-2-ил)-4,6-ди-трет-пентилфенол (БДТП), 2-(2′-Гидрокси-3′,5′-ди-т-амилфенил) бензотриазол
Коммерческие наименования	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
Номер КАС	25973-55-1
Номер ЕС	247-384-8

Таблица 2. Молекулярные характеристики УФ-328

Молекулярная формула	$C_{22}H_{29}N_3O$
Молекулярная масса	351,5 г/моль
Код SMILES (канонический)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
Химическая группа	Органическое
Химическая подгруппа	Бензотриазол, фенол
Тип вещества	Моновещество
Степень чистоты	≥ 80-100% (масс./масс.)

15. УФ-328 может существовать в двух формах – открытой и закрытой (рис. 1). В открытой форме внутримолекулярная водородная связь отсутствует. Таким образом, УФ-328 способен образовывать межмолекулярные водородные связи – например, с молекулами воды. В закрытой форме УФ-328 содержит внутримолекулярную водородную связь, которая образуется между атомом азота в бензотриазольном фрагменте и гидроксигруппой (OH) в фенольном фрагменте. Таким образом, эти функциональные группы не могут образовывать межмолекулярные водородные связи. По этой причине растворимость УФ-328 в воде в закрытой форме на 3-4 порядка величины меньше, чем в открытой форме.

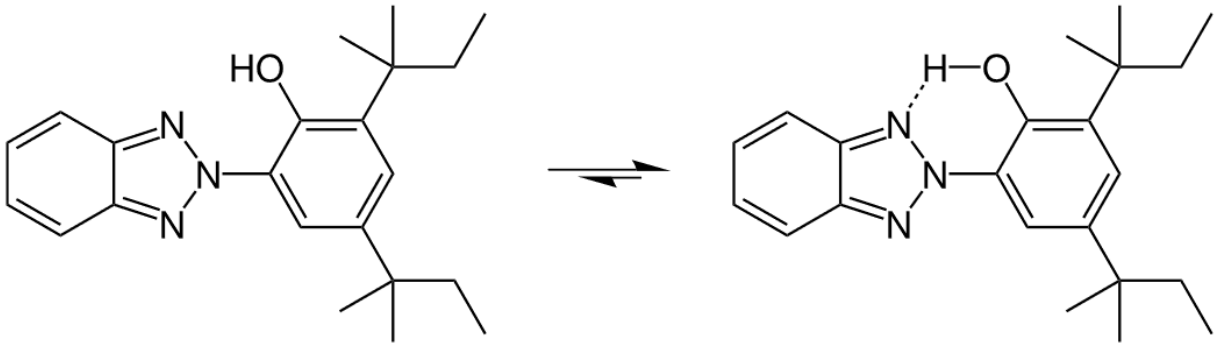

Рис. 1. Химическая структура УФ-328 в открытой форме (слева) и закрытой форме (справа). Открытая форма УФ-328 не содержит внутримолекулярной водородной связи, в то время как закрытая форма УФ-328 ее содержит

16. В ряде исследований сообщалось, что УФ-стабилизаторы класса 2-(гидроксифенил)бензотриазолов, включая УФ-328, обладают внутримолекулярными водородными связями, которые защищены от раскрытия полярными растворителями из-за заместителей в 4-м и 6-м положении фенольного фрагмента (примечание: в процитированных исследованиях указаны заместители в положении 3′ и 5′; отличия нумерации положений объясняются использованием отличающейся химической номенклатуры для одного и того же соединения) (Chang et al., 2013; Fluegge et al., 2007; Rieker et al., 1992).

17. ПО «COSMOtherm» также предсказывает, что УФ-328 существует только в закрытой форме, то есть обладает внутримолекулярной водородной связью (COSMOtherm, 2020). Однако ПО «EPI Suite» предсказывает только открытую форму УФ-328 (при использовании в качестве исходных данных кода SMILES, приведенного в таблице 2) и, следовательно, рассчитывает физико-химические свойства только для открытой формы УФ-328. Таким образом, здесь по возможности будут рассматриваться физико-химические свойства, рассчитанные с помощью ПО «COSMOtherm», так как они более согласованны и точны по сравнению со значениями ПО «EPI Suite», в особенности для УФ-328 и его закрытой формы. Физико-химические свойства УФ-328 приведены в таблице 3. Следует отметить, что оценка свойств УФ-328, относящихся к его поведению в окружающей среде (см. раздел 2.2), основана в первую очередь на экспериментальных результатах, что позволяет корректно учесть форму УФ-328, присутствующую в окружающей среде. Следовательно, факт возможности существования различных форм УФ-328 не оказал бы существенного влияния на выводы о его свойствах, связанных с поведением в окружающей среде.

Таблица 3. Физико-химические свойства УФ-328

Свойство	Значение	Библиография
Агрегатное состояние	Желтый порошок (20°C, 101 кПа)	ECHA (2020a)
Температура плавления	81,2°C 80-88°C	Термический анализ, ECHA (2020a) Bolgar et al. (2016)
Температура кипения	Разложение > 180°C, до кипения > 230°C 461°C	Эксперимент, дифференциально-сканирующая калориметрия (ДСК, 2013); ECHA (2020a) Оценка, термогравиметрический анализ (2012), ECHA (2020a) COSMOtherm
Давление паров	$5{,}0 \cdot 10^{-6}$ Па (20°C), 0,1 Па (100°C) $6{,}5 \cdot 10^{-6}$ Па (20°C) $1{,}4 \cdot 10^{-5}$ Па (25°C)	Эксперимент, ДСК (1976), ECHA (2020a) COSMOtherm COSMOtherm
константа Генри	4,2 Па·м³/моль	COSMOtherm
pK_a	8,9 ± 0,5 (кислота), 0,7 ± 0,3 (основание) 10,3 ± 0,8 (кислота), 1,0 ± 1,5 (основание)	ACD/Labs, отчет классического модуля ACD/Labs, отчет модуля GALAS

Свойство	Значение	Библиография
Растворимость в воде	< 0,001 мг/л (20°C, pH 6,3-6,4)	Эксперимент, метод ЕС A.6, метод элюирования с колонки (2001), ECHA (2020a)
	0,02 мг/л	Эксперимент, динамическая хроматография на парных колонках (Lopez-Avila & Hites, 1980)
	$2,7 \cdot 10^{-4}$ мг/л (25°C)	COSMOtherm
	$1,7 \pm 0,7 \cdot 10^{-4}$ мг/л (25°C)	Ngoc Do et al. (2021)
Плотность	1,2 г/см³ (20°C)	Эксперимент, методика IA 79/1 (воздушная пикнометрия, 1976), ECHA (2020a)
log K_{AW}	-2,8	COSMOtherm
log K_{OW}	> 6,5 (23°C, pH 6,4)	Эксперимент, OECD TG 117, ECHA (2020a)
	8,5 (влажный октанол)	COSMOtherm
	8,8 (сухой октанол)	COSMOtherm
log K_{OA}	11,5	COSMOtherm
log K_{OC}	5,43	COSMOtherm

1.2 Выводы Комитета по рассмотрению СОЗ в отношении информации в приложении D

18. На шестнадцатом совещании Комитет по рассмотрению СОЗ оценил предложение Швейцарии о внесении УФ-328 в приложение A к Конвенции. Комитет решил, что в соответствии с пунктом 4 a) статьи 8 Конвенции, он убедился, что УФ-328 соответствует критериям отбора, изложенным в приложении D к Конвенции (решение КРСОЗ-16/3).

1.3 Источники данных

19. Проект характеристики рисков УФ-328 основан на следующих источниках данных:

a) предложение Швейцарии о внесении УФ-328 в приложение A к Конвенции;

b) информация, представленная в соответствии с приложением E к Конвенции следующими Сторонами и наблюдателями: Австралией, Венгрией, Египтом, Канадой, Колумбией, Коста-Рикой, Монако, Норвегией, Перу, Республикой Корея, Российской Федерацией, Швецией, организацией «Общественное движение Аляски против токсичных веществ (АКАТ)» и Международной сетью по ликвидации загрязняющих веществ (МСЛЗВ), а также Европейским советом химической промышленности (ЕСХП);

c) подтверждающий документ о признании УФ-328 как вещества, требующего особого внимания в Европейском союзе;

d) оценка УФ-328 Министерством по проблемам окружающей среды и изменению климата Канады и Министерством здравоохранения Канады, а также другие национальные оценки УФ-328;

e) рецензируемая научная литература и неофициальные публикации;

f) регистрационное досье, представленного для получения регистрационного удостоверения на УФ-328 в соответствии с Регламентом ЕС «Регистрация, оценка, разрешение и ограничение применения химических веществ» (REACH);

g) информация, представленная на шестнадцатом совещании Комитета по рассмотрению СОЗ (КРСОЗ-16) и его предварительном совещании.

1.4 Статус химического вещества согласно национальным нормативам и международным форумам

20. В Европейском союзе УФ-328 признан веществом, требующим особого внимания в 2014 году, и классифицируется как стойкое, биоаккумулируемое и токсичное, а также особо стойкое и особо биоаккумулируемое (ECHA, 2014). С 2020 года УФ-328 регулируется согласно приложению XIV («Разрешение») к Регламенту ЕС «Регистрация, оценка, разрешение и ограничение применения химических веществ» (REACH) (ECHA, 2020b). В Норвегии УФ-328 был внесен в национальный перечень приоритетных веществ в 2017 году (Annex E, 2021). В Королевстве Бахрейн на применение УФ-328 наложены законодательные ограничения (Bahrain, 2021).

21. Согласно национальной оценке УФ-328, проведенной в Австралии, УФ-328 считается стойким и биоаккумулируемым при неизвестной токсичности (NICNAS, 2017). По итогам оценки УФ-328, проведенной

в Канаде, сделан вывод, что УФ-328 не соответствует критериям раздела 64 Закона об охране окружающей среды Канады (CEPA, 1999), так как он не попадает в окружающую среду Канады в количестве или в концентрации, которая оказывает пагубное влияние на окружающую среду или представляет угрозу для жизни или здоровья человека (ECCC and Health Canada, 2016).

22. Согласно Конвенции о защите морской среды Северо-Восточной Атлантики, УФ-328 включен в список веществ, возможно требующих внимания, в 2006 году (как указано в документе Germany, 2014).

2. Сводная информация, имеющая отношение к характеристике рисков

2.1 Источники

2.1.1 Производство и торговля

23. По имеющимся данным, впервые производство УФ-328 началось в 1970 году (Lopez-Avila & Hites, 1980). Общедоступные сведения о зависимости мирового объема производства УФ-328 от времени с момента начала производства отсутствуют. Согласно «Базе данных существующих химических веществ ОЭСР», УФ-328 относится к многотоннажным химическим веществам, с объемом производства > 1000 тонн в год, (OECD, по состоянию на 2021 год). В ЕС УФ-328 зарегистрирован в тоннажном диапазоне 100-1000 тонн в год (ECHA, 2020a). Согласно базе данных «Вещества в препаратах в скандинавских странах» (SPIN), суммарный объем использования УФ-328 в скандинавских странах: Дании, Норвегии, Финляндии и Швеции – в 2018 году составлял < 10 тонн (SPIN, 2021). В Норвегии производство УФ-328 отсутствует, а его использование снизилось с 1,9 тонны в 2009 году до 0,17 тонны в 2019 году (Annex E, 2021). В Швеции использование УФ-328 снизилось с 9 тонн в 2005 году до 0,7 тонны в 2019 году, за исключением резкого роста до 244 тонн в 2015 году, за которым последовало снижение до 1 тонны в 2016 году (SPIN, 2021). Импорт УФ-328 в Швецию с 2016 по 2019 год составлял 1,3 тонны в год (Annex E, 2021). В Дании и Финляндии в 2019 году использовано 0,1 тонны и 4,5 тонны УФ-328, соответственно (SPIN, 2021). В Венгрии 21 компания производила УФ-328 в объеме < 1 тонны в год на компанию (Annex E, 2021). В Россию УФ-328 ввозится из Китайской Народной Республики, однако сведения о тоннаже и компаниях не предоставлялись (Annex E, 2021).

24. В Канаду в 2000 году импортировано 100-1000 тонн УФ-328, а в 2010 и 2013 годах импортировано 10-100 тонн (ECCC и Health Canada, 2016). В Канаде УФ-328 не производится. В США заявленный суммарный национальный объем производства составлял приблизительно 1000 тонн в 2011 году и 450-4500 тонн в год с 2012 по 2015 год (US EPA, 2021). В Мексике общий объем импорта УФ-328 в 2015 и 2017 годах составлял 90 тонн и 51 тонну, а общий объем экспорта – 2 тонны и 0,9 тонны, соответственно (Annex E, 2021).

25. В Японии с 2012 по 2014 год производилось 1-1000 тонн в год УФ-328, в 2015 году – 1000-2000 тонн, а с 2016 по 2018 год – 1-1000 тонн (NITE, 2018). В Республике Корея в 2018 году произведено 0,25 тонны, импортировано 58 тонн, а использовано 113 тонн (Annex E, 2021).

26. С 2016 по 2019 год Оман импортировал множество химических средств, содержавших УФ-328 в качестве одного из компонентов, но не исходный материал. С 2020 года Оман не импортировал УФ-328 (Oman, 2021).

27. В Коста-Рике и Монако УФ-328 не производится; Австралия, Египет, Колумбия и Перу не сообщали о производстве УФ-328 (Annex E, 2021). В Бахрейне УФ-328 не импортируется и не используется (Bahrain, 2021).

28. В докладе на КРСОЗ-16 крупный производитель УФ-328 заявил, что начал целенаправленно выводить УФ-328 из производства.

2.1.2 Виды использования

29. УФ-328 поглощает весь спектр УФ-света в ходе полностью обратимого и неразрушающего процесса (ECHA, 2014). Как следствие, он используется как поглотитель УФ для защиты поверхностей от выцветания и деградации под действием УФ/солнечного света. В основном он используется в составе средств для поверхностной обработки и красок (например, в прозрачных покровных лаках для автопромышленности) и в качестве присадки к пластмассам (например, прозрачным пластмассам, пищевой упаковке). Он также используется в типографской краске и клеевых составов, которые применяются в материалах, контактирующих с пищевыми продуктами (EuPIA, 2013).

30. В частности, УФ-328 используется как УФ-стабилизатор в пластиковых термоусадочных пленках, уличной мебели и прозрачных покровных лаках для автопромышленности, а также для фотостабилизации покрытий, акрилонитрил-бутадиен-стирольных (АБС) смол, эпоксидных смол, армированных волокном смол,

полипропилена (ПП), жесткого и гибкого поливинилхлорида (ПВХ) и полистирола (ПС) (Bolgar et al., 2016; ECHA, 2020b). Он также эффективен для фотостабилизации ненасыщенных полиэфиров, полиакрилата и поликарбоната (ПК) (ECHA, 2020b). Кроме того, он используется в строительных материалах, наполнителях, средствах для обработки поверхностей, клеевых составах, лакокрасочных материалах, разбавителях, составах для удаления краски, типографской краске, потребительских ароматизирующих композициях, тканевых/текстильных/кожаных продуктах и инертных пестицидах (Danish EPA, 2015; ECHA, 2020b). Он рекомендован к применению в качестве поглотителя УФ для полиолефинов, полиуретанов, ПВХ, полиакрилата, эпоксидных составов и эластомеров (ECHA, 2020b). УФ-328 был обнаружен в игрушках и аксессуарах для волос (Karlsson et al., 2022).

31. В Австралии УФ-328 используется в составе промышленных герметиков в продукции вторичного авторынка (NICNAS, 2017). В Канаде в 1986 году 63% УФ-328 использовалось в производстве пластмасс, а 37% – в лакокрасочной отрасли; в настоящее время УФ-328 используется в лакокрасках для автомобильной промышленности и в меньшей степени – в герметиках при производстве автомобилей, в качестве присадки к пластиковой пищевой упаковке в слое, не контактирующем с пищевыми продуктами (ECCC and Health Canada, 2016). В Норвегии УФ-328 используется в основном в лакокрасочных материалах, а также в эластомерах и прозрачных пластмассах (Annex E, 2021). В Швеции УФ-328 в основном используется в качестве присадки к пластмассам, краскам и герметикам (Annex E, 2021). В России УФ-328 в основном используется как ингибитор коррозии (средство противокоррозионной защиты), в лаках для металлических поверхностей, а также для гравиметрического определения металлов, в том числе меди, серебра и цинка (Annex E, 2021).

32. В различных юрисдикциях УФ-328 используется в качестве присадки к пластиковой пищевой упаковке в слое, не контактирующем с пищевыми продуктами. Согласно инструменту FACET Объединенного научно-исследовательского центра Европейской комиссии, УФ-328 включен в список веществ, используемых в материалах, контактирующих с пищевыми продуктами (JRC, 2017). Кроме того, УФ-328 внесен в перечень Европейской ассоциации производителей типографских красок (EuPIA) от 2013 года для присадок к типографским краскам, используемым на не контактирующей с пищевыми продуктами поверхности изделий, контактирующих с пищевыми продуктами (EuPIA, 2013). В Швейцарии УФ-328 внесен в «Перечень веществ, разрешенных для производства чернил для упаковочных материалов и соответствующих сопутствующим требованиям» в «Постановлении о материалах и изделиях, контактирующих с пищевыми продуктами» (Swiss FDHA, 2020). В США УФ-328 внесен в «Перечень косвенных добавок, использующихся в веществах, контактирующих с пищей» Администрации по контролю за продуктами питания и лекарствами (ФДА) США (US FDA, 2021). В Японии УФ-328 внесен в список присадок, разрешенных к применению в пластмассах, контактирующих с пищевыми продуктами, от 2020 года (MHLW, 2020). В Китае УФ-328 внесен в список добавок для материалов и изделий из пластмасс, контактирующих с пищевыми продуктами (NHFPC, 2016).

33. Сообщалось, что в автопромышленности УФ-328 имеет три основных сферы применения: 1) в оптических пластинах-поляризаторах и пленках-поляризаторах для жидкокристаллических панелей (на нематиках с суперскручиванием) и измерительных приборах, установленных на транспортных средствах, 2) в красках, 3) в составе смол во внутренних и наружных частях транспортных средств (например, ручках дверей и рычагах) (JAPIA, 2021).

34. В покрытиях типичная рекомендованная концентрация УФ-328 составляет 1-3% (по массе, в пересчете на твердое вещество) (Hangzhou Sunny Chemical Corp Ltd., 2003). Для потребительского применения в прозрачных покровных лаках для автопромышленности и внешнего эмалевого покрытия для плавсредств в паспортах безопасности материалов в США указывались концентрации УФ-328 вплоть до 10% (как указано в ECCC and Health Canada, 2016).

35. В пластмассах типичное рекомендуемое содержание УФ-328, добавляемого в качестве присадки при производстве, составляет 0,1-1% по массе (Hunan Chemical BV, 2016). Рекомендации для конкретных полимеров таковы: 0,15-0,3% для ПК, 0,2-0,4% для полиэтилена (ПЭ), 0,2-0,5% для ПС и ПВХ и 0,3-0,5% для сложных полиэфиров (Disheng Technology, 2017). Однако в недавних исследованиях обнаружены более низкие концентрации УФ-328 в недавно произведенных пластмассах и упаковочных материалах (Chang et al., 2013; Rani et al., 2017; Zhang et al., 2016). В работе Zhang et al. (2016) УФ-328 вместе с другими поглотителями УФ обнаружен в диапазоне концентраций 25-76 мкг/г (0,0025-0,0076% по массе) в упаковках для молока и в упаковках для закусок. В работе Chang et al. (2013) сообщается об обнаружении УФ-328 в концентрации 2,01 мкг/г в коммерческой упаковке для напитков из полиэтилентерефталата (ПЭТФ) и 13,88 мкг/г в упаковке из полиэтилена низкой плотности (ПЭНП). В работе Rani et al. (2017) сообщалось о еще более низких концентрациях в диапазоне 0,0027-0,4 мкг/г в свежепроизведенных пластмассах. Кроме того, УФ-328 обнаружен в ПЭТФ, подвергшемся повторной переработке после потребительских применений, который был предназначен для последующего производства материалов, контактирующих с пищевыми продуктами, хотя концентрация УФ-328 указана не была (Dutra et al., 2014).

36. Типичная концентрация УФ-328 для его использования в текстильных изделиях не известна. В работе Avagyan et al. (2015) УФ-328 измерялся в различных элементах одежды. В 26 элементах одежды, изготовленных из различных материалов, УФ-328 был обнаружен в концентрации 8,05 и 108 нг/г в двух образцах, состоящих в основном из хлопка.

2.1.3 Высвобождение в окружающую среду

37. УФ-328 может высвобождаться в окружающую среду при промышленном производстве и использовании этого вещества в составе продуктов и при утилизации или обработке продуктов по окончании срока службы. Эмпирические данные, количественно описывающие высвобождение УФ-328 из различных источников в окружающую среду, отсутствуют. Однако в канадской оценке УФ-328 даются оценочные значения высвобождения УФ-328 в поверхностные воды вследствие промышленного применения УФ-328 при производстве пластмасс, а также в лакокрасочной промышленности Канады и прогнозируемые концентрации в окружающей среде (ПКОС) в поверхностных водах, донных отложениях, твердых веществах биологического происхождения и почвах при различных сценариях высвобождения, которые приведены в сводном виде в таблицах 4 и 5. Дополнительные сведения о методиках расчета ПКОС в канадской оценке опубликованы в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. После высвобождения в поверхностные воды УФ-328, вероятно, перераспределяется в частицы и органические компоненты и попадает в донные отложения (ECCC and Health Canada, 2016).

Таблица 4. Прогнозируемые концентрации в окружающей среде вследствие высвобождения УФ-328 из-за промышленного использования в производстве пластмасс. Предполагается использование в объеме 25 тонн на предприятие в год. Источник: ECCC and Health Canada, 2016

	Для конкретных предприятий	Общие показатели
Поверхностные воды вблизи места сброса (кратковременная концентрация) (мг/л)	$2{,}52 \cdot 10^{-4}$	$1{,}28 \cdot 10^{-4} – 8{,}81 \cdot 10^{-3}$
Поверхностные воды в принимающих водных объектах (долговременная концентрация) (мг/л)	$6{,}90 \cdot 10^{-6}$	$3{,}52 \cdot 10^{-6} – 2{,}41 \cdot 10^{-4}$
Донные отложения (мг/кг сух. в.)	0,19	6,80
Твердые вещества биологического происхождения (мг/кг сух. в.)	18,62	2446,23
Почва (мг/кг сух. в.)	0,64	84,60

Таблица 5. Прогнозируемые концентрации в окружающей среде вследствие высвобождения УФ-328 из-за промышленного использования в лакокрасочной отрасли. Предполагается использование в объеме 12 тонн на предприятие в год. Источник: ECCC and Health Canada, 2016

	Для конкретных предприятий	Общие показатели (покрытия на основе растворителей)	Общие показатели (покрытия на водной основе)
Поверхностные воды вблизи места сброса (кратковременная концентрация) (мг/л)	$4{,}92 \cdot 10^{-5}$	$2{,}67 \cdot 10^{-6} – 7{,}78 \cdot 10^{-4}$	
Поверхностные воды в принимающих водных объектах (долговременная концентрация) (мг/л)	$1{,}35 \cdot 10^{-6}$	$7{,}31 \cdot 10^{-8} – 2{,}13 \cdot 10^{-5}$	
Донные отложения (мг/кг сух. в.)	0,038	0,14	0,60
Твердые вещества биологического происхождения (мг/кг сух. в.)	92,42	1016,62	84,72
Почва (мг/кг сух. в.)	3,20	35,16	2,93

38. Результаты мониторинговых исследований, проведенных в заливе Наррагансетт, Рой-Айленд, США, также указали на возможную роль высвобождения в результате промышленных процессов как источника УФ-328 в окружающей среде: керны донных отложений показали наличие высоких концентраций УФ-328, соответствующих 1970-1985 годам, когда УФ-328 производился на близкорасположенном производственном предприятии (Cantwell et al., 2015; Hartmann et al., 2005; Jungclaus et al., 1978; Lopez-Avila & Hites, 1980).

39. Поступление продуктов, содержащих УФ-328, в потоки отходов значимы для выявления УФ-328 в различных компонентах окружающей среды, в том числе в океанах, реках, на пляжах, в донных отложениях и почве. Причина состоит в том, что УФ-328 не связан с материалами химически, благодаря чему такие процессы, как абразивный износ, выщелачивание и испарение могут приводить к выделению УФ-328 из продуктов в окружающую среду. Таким образом, источниками, из которых УФ-328 попадает в окружающую

среду, считаются водоочистные сооружения, полигоны захоронения отходов и ливневые стоки (Brorström-Lundén et al., 2011; Montesdeoca-Esponda et al., 2021).

40. По сведениям Норвегии, наблюдалось выделение УФ-328 как из среды в помещениях, так и из наружной среды. УФ-328 наблюдался в воздухе и пыли в помещениях, сточных водах, шламе сточных вод, речной воде и биоте в регионах-источниках и отдаленных регионах (Annex E, 2021).

41. Предполагается, что УФ-328 проникает в почву при нанесении твердых веществ биологического происхождения из сточных вод (Lai et al., 2014b) и вследствие деградации утилизированных продуктов, содержащих УФ-328.

42. Одним из важных видов применения УФ-328 является его использование в качестве присадки к пластмассам. В настоящее время отсутствуют количественные данные об объемах УФ-328, попадающих в окружающую среду из потребительских изделий из пластмасс. Известно, что ежегодно в океаны выбрасывается значительное количество пластмасс (18,6-26,1 Мт), поступающих из источников, расположенных как на суше, так и в океане (Borrelle et al., 2020; Ryan et al., 2009). Известно также, что в открытом океане лом пластмасс в значительных количествах скапливается в круговых океанических течениях (Eriksen et al., 2014). Поэтому лом пластмасс, содержащий УФ-328, в районах скопления в круговых океанических течениях может служить источником высвобождения УФ-328 в принимающую среду. УФ-328 был обнаружен в частицах лома пластмасс в морской среде в максимальной концентрации 0,2-1,6 мкг/г (Rani et al., 2015, 2017; Tanaka et al., 2020a), а также в частицах пластмасс, проглоченных морскими птицами, в том числе глупышом и черноногим альбатросом (Tanaka et al., 2019a), и в организме других птиц, которые добывают пищу в открытом океане и, по имеющимся данным, часто проглатывают фрагменты находящегося в морской среде лома пластмасс (Tanaka et al., 2019b; Yamashita et al., 2021). УФ-328 был также обнаружен в составе и (или) на поверхности промышленных пластмассовых гранул на пляжах по всему миру, хотя невозможно определить, адсорбирован ли он или входит в состав матрицы (Karlsson et al., 2021) (см. пункт 82). Согласно данным, полученным из Канады, те виды морских птиц Арктики, которые чаще проглатывают частицы пластмасс, могут подвергаться воздействию УФ-328 в большей степени, нежели те виды, которые проглатывают пластмассы в небольших или незначительных количествах. Поэтому пластиковый мусор с содержанием УФ-328 может быть значимым источником поступления УФ-328 в морскую среду и воздействовать на биоту, проглатывающую частицы пластмасс (Yamashita et al., 2021; Provencher et al. submitted for publication, 2022).

43. Применение УФ-328 в текстильных материалах также может служить источником попадания УФ-328 в окружающую среду и в водоочистительные предприятия при стирке текстильных изделий. Показано, что после 10 циклов стирки вплоть до 80% УФ-328 удаляется из текстильных изделий из полиэфирных тканей (Luongo et al., 2016).

2.2 Преобразование в окружающей среде

2.2.1 Стойкость

44. УФ-328 обладает очень низким потенциалом деградации и длительным периодом полураспада ($ДТ_{50}$) в почве и донных отложениях, что продемонстрировано данными экспериментов и мониторинга. По этим причинам в рамках подхода, основанного на весомости доказательств, УФ-328 классифицируется в ЕС как стойкий или особо стойкий (Brandt et al., 2016; ECHA, 2014).

45. В химической структуре УФ-328 не содержится каких-либо подверженных гидролизу групп, при этом данное вещество само по себе обладает свойствами поглотителя УФ; как следствие, не приходится ожидать, что оно в существенной степени будет подвергаться разложению путем гидролиза, окисления или непосредственных фотопревращений (ECHA, 2014).

46. Более того, УФ-328 не относится к веществам, легко поддающимся биоразложению. В испытании легкости биоразложения по методике OECD 301 B обнаружено, что лишь 2-8% УФ-328 разложилось в активном иле через 28 дней (Ciba-Geigy, 1988).

47. В исследовании отслеживали исчезновение УФ-328 из сельскохозяйственных земель, модифицированных активным илом (Lai et al., 2014a). Для этих полевых испытаний обезвоженный ил собирали из установки для обработки сточных вод в Пекине в мае 2006 года, после чего наносили на аллювиально-гидроморфные исследуемые почвы в провинции Шаньдун, Китай. Использовалось два типа обработки. Первая обработка предполагала однократное нанесение ила на исследуемые почвы в мае 2007 года, а вторая – ежегодное нанесение 5 октября с 2007 по 2010 год. Ил, наносимый на исследуемые почвы, содержал УФ-328 в первоначальной концентрации 108 ± 2,6 нг/г. В контрольных почвах (на которых ил не наносился) УФ-328 обнаружен не был. С октября 2010 по октябрь 2011 года образцы почвы отбирали и анализировали ежемесячно. Данные за январь и февраль 2011 года были исключены из анализа из-за трудностей с отбором проб во время морозов в провинции Шаньдун. Таким образом, авторы провели динамическое приближенное описание кривой на основе данных только за период с марта по октябрь

2011 года. Исходя из этого обнаружено, что $ДТ_{50}$ УФ-328 в почве для этих двух типов обработки составлял 179-218 суток. Аналогичное исследование проведено в провинции Шаньдун с использованием того же типа исследуемых почв; полевые испытания велись с октября 2006 по 2011 год (Lai et al., 2014b). Авторы обнаружили, что $ДТ_{50}$ составляет 99-223 суток. Эти значения указывают на стойкость УФ-328 в почве. Предполагается, что фактические периоды деградации УФ-328 еще выше, так как период полураспада включает иные процессы, помимо разложения, – например, испарение, вынос в более глубокие слои почвы, унос с поверхности почвы и т.п.

48. Так как исследования по моделированию поведения УФ-328 в донных отложениях и воде отсутствуют, то для оценки периода полураспада ($ДТ_{50}$) УФ-328 в донных отложениях использовался перенос по аналогии данных о структурно схожем соединении, М1 (КАС № 84268-36-0). Обоснование проведения переноса данных в этом исследовании согласуется с системой оценки переноса данных Европейского агентства по химическим веществам, в которой указано, что структурно схожие вещества (например, из-за наличия общих функциональных групп) могут считаться единой категорией веществ, а перенос по аналогии может применяться для данных об эталонном веществе (например, М1) в целях их интерполяции на целевое вещество (например, УФ-328), находящееся в той же категории веществ (ECHA, 2017). М1 также является бензотриазолом с фенольным фрагментом и отличается от УФ-328 только тем, что в М1 содержится фрагмент н-пропионовой кислоты и трет-бутильная группа, в то время как в УФ-328 содержится две трет-пентильных группы в 4-м и 6-м положении фенольной группы. Так как фрагменты пропионовой кислоты более подвержены разложению, чем трет-пентильные группы, то ожидается, что $ДТ_{50}$ М1 окажется короче, чем $ДТ_{50}$ УФ-328 (Brandt et al., 2016). При модельном исследовании на М1 показано, что $ДТ_{50}$ составляет 238 и 248 дней в фазе донных отложений системы прудов в анаэробных и аэробных условиях, соответственно (ECHA, 2014). Это указывает на то, что $ДТ_{50}$ УФ-328 в донных отложениях будет составлять не менее 238 дней.

49. Данные мониторинга подтверждают, что УФ-328 стоек в донных отложениях. Ряд мониторинговых исследований проведен в заливе Наррагансетт, Рой-Айленд, США, где УФ-328 производился на близкорасположенном химическом производственном предприятии в 1970-1985 годах (Cantwell et al., 2015; Hartmann et al., 2005; Jungclaus et al., 1978; Lopez-Avila & Hites, 1980). В работе Cantwell et al. (2015) обнаружено, что наибольшая концентрация УФ-328 в кернах донных отложений составляла 74 мкг/г в пересчете на сухое вещество и соответствовала 1976 году, когда это вещество все еще производилось на предприятии поблизости. Концентрации УФ-328 вблизи поверхности, которые соответствуют более недавним годам (после окончания производства), находились в диапазоне 3-6 мкг/г в пересчете на сухое вещество. Аналогичные тенденции для концентрации обнаружены Hartmann et al. (2005). Эти данные подтверждают стойкость УФ-328 в окружающей среде в отложениях.

50. Согласно инструменту скрининга на стойкость (модуль «BIOWIN 4.10» ПО «EPI Suite») УФ-328 присвоено значение индекса 2,054 в «Biowin3» – субмоделе для оценки окончательной биодеградации веществ в аэробных средах (рассчитан для открытой формы соединения). Исходя из следующих уравнений, описанных в работах Scheringer et al. (2012), Rorije et al. (2011) и Boethling et al. (1995):, это соответствует периоду полураспада 74 дней для УФ-328 в воде и 136 – в почве.

$$\log t_{½водн.} = -0{,}80 \cdot индекс_{Biowin3} + 3{,}51 \text{ (при } t_{½водн.}\text{, выраженном в сутках).}$$

$$t_{½почв.} = 1{,}85 \cdot t_{½водн.}$$

где $t_{½водн.}$ и $t_{½почв.}$ – это периоды полураспада в воде и почве, соответственно.

Первое уравнение основано на значениях полураспада и значениях индекса, приведенных в руководстве пользователя ПО «EPI Suite» (Scheringer et al., 2012). Второе уравнение выведено на основании данных о биоразложении из исследований выборочных проб, в которых основное внимание уделялось относительной скорости аэробного биоразложения в пресной воде и в поверхностном слое почв (Boethling et al., 1995). Оцененный период полураспада в воде, равный 74 суткам, превышает приведенное в приложении D пороговое значение стойкости, равное двум месяцам в воде.

51. Исходя из данных о том, что период полураспада УФ-328 превышает указанный в приложении D порог, равный 6 месяцам в почве, 6 месяцам в донных отложениях и 2 месяцам в воде, УФ-328 соответствует критериям стойкости.

2.2.2 Биоаккумуляция

52. УФ-328 обладает значением $K_{OW} > 5$, что указывает на потенциал биоаккумуляции. Измеренные коэффициенты биоконцентрации (КБК) и полученные путем моделирования коэффициенты биоаккумуляции (КБА) превышают указанный в приложении D порог, равный 5000; при этом скорость преобразования в ходе обмена веществ низка, что подтверждает биоаккумуляцию УФ-328. Согласно регламенту ЕС REACH, УФ-328 классифицируется как биоаккумулируемый, а также особо биоаккумулируемый (ECHA, 2014).

53. Биоаккумуляция УФ-328 происходит в первую очередь после поступления УФ-328 в организмы с пищей, и имеются фактические данные о биоаккумуляции УФ-328 в водных экосистемах.

54. Биоаккумуляцию УФ-328 в водных организмах изучили в двух исследованиях (протоколы исследований OECD TG 305 C, 2000, 2007) на сазане, Cyprinus carpio (ECHA, 2014, 2020a). В исследовании 2007 года сазана подвергали действию УФ-328 в воде в течение 60 суток при номинальной концентрации 0,1 и 0,01 мкг/л. Средние измеренные концентрации составляли 0,102 мкг/л и 0,0095 мкг/л, соответственно. КБК для УФ-328 при концентрации 0,1 мкг/л на 40-60-й день составлял 820-1000 л/кг м.в.с. При пересчете на содержание липидов 5% КБК составляли 980-1190 л/кг м.в.с., соответственно. КБК для УФ-328 при концентрации 0,01 мкг/л на 40-60-й день составлял 980-1800 л/кг м.в.с. Среднее содержание липидов в рыбе составляло 4,9%; таким образом, нормирование содержания липидов на 5% не привело бы к существенному изменению этих значений. Период полувыведения составлял 33 суток при концентрации 0,01 мкг/л и 16 суток при концентрации 0,1 мкг/л. Так как информация о массе и скорости роста рыб не предоставлена, то не представляется возможным получить значение КБК обратным пересчетом исходя из периода полувыведения с помощью «BCF Estimation Tool» (инструмента оценки КБК) (OECD, 2020). Помимо измерений концентраций во всем теле сазана, в данном исследовании приводились результаты измерения КБК для различных тканей. Наибольшие значения КБК наблюдались во внутренних органах, затем в голове, коже и съедобных тканях.

55. В исследовании 2000 года сазана подвергали действию УФ-328 в воде в течение 56 суток при (измеренной) концентрации 0,78 и 0,07 мкг/л. Однако здесь следует отметить, что УФ-328 отличается высокой гидрофобностью, а его измеренная растворимость в воде составляет 0,17 ± 0,07 мкг/л (Ngoc Do et al. (2021)). Более высокая действующая концентрация, а именно 0,78 мкг/л, превысила показатель растворимости в воде. Таким образом, переоценка концентрации УФ-328 в воде для наибольшей из исследованных концентраций могла привести к недооценке значений КБК. Следовательно, здесь мы приводим только КБК для более низкой действующей концентрации. В стационарных условиях значения КБК без нормирования на содержание липидов в конце периода воздействия (6-8 неделя) для действующей концентрации 0,07 мкг/л составляли 4400-4800 л/кг м.в.с. (ECHA, 2014). Нормирование этих значений на содержание липидов 5% при использовании содержания липидов на начало воздействия (4,2%, содержание липидов на конец периода воздействия не приведено) в стационарных условиях дает значения КБК в диапазоне 5200-6600 л/кг м.в.с. Средний КБК, нормированный на содержание липидов, в стационарных условиях составляет 5500 л/кг м.в.с. Согласно протоколу испытания «OECD TG 305», стационарное состояние не было обеспечено (независимо от этого, расчет привел бы к кинетическому значению КБК > 5000 л/кг). Период полувыведения УФ-328 при уровне воздействия 0,78 мкг/л и 0,07 мкг/л составлял 26 суток и 24 суток, соответственно. То, что значения КБК в этих двух значениях на сазане отличаются менее чем на один порядок величины, можно частично объяснить относительно высокой изменчивостью в пределах вида, а также наличием сложностей, связанных с испытанием веществ с низкой растворимостью в воде.

56. Исходя из кинетического моделирования экспериментальных данных о КБК, УФ-328 характеризуется малой скоростью метаболического преобразования; рассчитанная константа скорости метаболического преобразования для рыбы массой 184 г составляет 0,01/сутки (ECCC and Health Canada, 2016).

57. Важно отметить, что КБК отражают только воздействие содержащегося в воде вещества при дыхании и не отражают его поступление с пищей. Так как УФ-328 имеет малую растворимость в воде и его проникновение в организм более вероятно с пищей, чем с водой, то надлежащим параметром для оценки потенциала биоаккумуляции УФ-328 было бы рассмотрение КБА вещества после введения поправок на метаболическое преобразование.

58. Согласно модели ПО «AQUAWEB (v1.3)», КБА УФ-328 для рыбы на среднем уровне трофической цепи оценивается в 87 000 л/кг м.в.с., что указывает на существенный коэффициент биомагнификации в водных организмах при учете потребления УФ-328 с пищей (Arnot & Gobas, 2004; ECCC and Health Canada, 2016). Оценки КБК и КБА с помощью ПО «EPI Suite» также позволяют спрогнозировать биоаккумуляцию УФ-328 в морских пищевых сетях (US EPA, 2012).

59. УФ-328 в организме бесперых морских свиней (Neophocaena phocaenoides) в море Ариаке, Япония, отслеживали с 1998 по 2009 год (Nakata et al., 2010). В образцах подкожного жира бесперых морских свиней УФ-328 обнаружен в средней концентрации 29 нг/г м.в.с. Исходя из содержания в подкожном жире в организме бесперых морских свиней и массовой доли подкожного жира (в среднем 29%), концентрация УФ-328 в теле в целом составляла 8,4 нг/г м.в.с. При нормировании этих значений на содержание липидов 5% исходя из содержания липидов в подкожном жире бесперых морских свиней получается значение 1,9 нг УФ-328 на 1 г м.в.с. Это позволяет проводить сравнение содержания УФ-328 в организме бесперых морских свиней и мелкой рыбы, образцы которой также были отобраны в море Ариаке в 2004 и 2007 годах (Nakata et al., 2009). Содержание УФ-328, нормированное на содержание липидов в организме бесперых морских свиней, в 4 раза превышало таковое в мелкой рыбе, в то время как содержание УФ-328 без нормирования на

содержание липидов в организме бесперых морских свиней превышало таковое в мелкой рыбе, отобранной из того же региона, вплоть до 30 раз (Nakata et al., 2009, 2010). Эти значения приведены в таблице 6.

Таблица 6. Концентрация УФ-328 в организме бесперых морских свиней и мелкой рыбы, образцы которой отобраны в море Ариаке, Япония. Концентрации приведены в нг/г м.в.с.

	Подкожный жир (среднее содержание липидов 80%)	**Организм в целом**	**Нормализованный по липидам**(5% липидов)	**Библиография**
Бесперые морские свиньи	29 ± 19	8,4 ± 5,5	1,9 ± 1,3	Nakata et al., 2010
Мелкая рыба	–	0,25 ± 0,03	0,5 ± 0,2	Nakata et al., 2009

60. Исходя из пищевого поведения бесперых морских свиней и их добычи, возможный путь биоаккумуляции УФ-328 в организме бесперых морских свиней предполагает перенос по трофической цепи: начиная от бентических организмов, потребляющих УФ-328 из донных отложений, через добычу бесперых морских свиней, которая потребляет УФ-328 при питании бентосными организмами, и наконец до самих бесперых морских свиней, которые потребляют УФ-328, поедая свою добычу (ECHA, 2014). Известно, что бесперые морские свиньи в море Ариаке питаются мелкой рыбой, в том числе морским окунем (Lateolabrax japonicus) и песочником (Parapercis sexfasciata), а также головоногими (например, кальмарами) и ракообразными (например, креветками) (Shirakihara et al., 2008), которые, как было выяснено, в море Ариаке способны накапливать УФ-328 (Nakata et al., 2009). Исходя из этих полевых данных, сообщалось о накоплении в тканя высших хищников УФ-328 (ECHA, 2014). Отмечается, что мониторинг УФ-328 в организме бесперых морских свиней проводился в течение длительного времени, а объем выборки был невелик, и что образцы бесперых морских свиней и их добычи отбирались в разное время. Однако отмечается и то, что бесперые морские свиньи могут жить до 30 лет и накапливать химические вещества в течение всей жизни.

61. В исследовании в дельте р. Чжуцзян, Китай, отобраны образцы 9 видов дикой пресноводной рыбы, а также образцы речной воды, чтобы оценить биоаккумуляцию УФ-328 и других УФ-фильтров (Peng et al., 2020). Ввиду низкого обнаружения УФ-328, КБА УФ-328 в данном исследовании указать не удалось. Однако в исследовании сообщалось, что измеренный коэффициент аккумуляции биота-отложения (КАБО) составлял 1,36 ± 1,96, а трофический коэффициент увеличения (ТКУ) оценен в 1,2 ± 0,1. КАБО > 1 и ТКУ > 1 указывают на потенциал биоаккумуляции УФ-328 при контакте с загрязненными донными отложениями и его биомагнификации, соответственно. Учитывая указанный низкий уровень обнаружения УФ-328, эти значения следует рассматривать с осторожностью.

62. Что касается биодоступности для млекопитающих, то согласно прогнозам модели «Percepta» ПО «Advanced Chemistry Development Inc.» (ACD), УФ-328 не подвергается ионизации в тонком кишечнике и, вероятно, в некоторой степени всасывается в желудочно-кишечном тракте после употребления внутрь (ECCC and Health Canada, 2016). Исходя из гидрофобных свойств УФ-328, предполагается, что основным центром метаболизма является печень, а метаболиты в основном выводятся через почки. Это подкрепляется наблюдениями в ходе исследований токсичности УФ-328 при многократном введении, как указано в разделе 2.4.1.1, а также токсикокинетическими исследованиями на людях, как указано ниже. Согласно регистрационному досье REACH, всасывание УФ-328 живыми организмами через кожу маловероятно (ECHA, 2020a).

63. В недавнем исследовании метаболизма и кинетики УФ-328 в человеческом организме УФ-328 вводился перорально трем добровольцам в дозе 0,3 мг/кг массы тела (Denghel et al., 2021). Через 72 часа лишь около 0,1% введенной дозы было выделено в виде УФ-328 и его метаболитов в моче. Из идентифицированных метаболитов два содержали гидроксильные заместители, два – оксозаместители, а один – и гидрокси-, и оксозаместитель (Denghel et al., 2021). Замещение затрагивало трет-пентильные группы фенольного фрагмента, в то время как бензотриазольный фрагмент не претерпел изменений (Denghel et al., 2021). Наблюдавшийся в этом исследовании медленный метаболизм указывает на резорбцию УФ-328, который может запасаться в липидных депо, а при многократном контакте можно ожидать аккумуляцию УФ-328 и некоторых его метаболитов из-за незначительности выведения через почки и медленной кинетики (Denghel et al., 2021). Кроме того, в исследовании взаимосвязи «структура-активность» бензотриазольных УФ-фильтров при взаимодействии с человеческим сывороточным альбумином, наиболее широко представленным транспортным белком в человеческой плазме, обнаружено, что УФ-328 может связываться с человеческим сывороточным альбумином и вызывать изменение его конформации (Zhuang et al., 2016). Способность связываться с белками крови, в сочетании с низким метаболическим клиренсом и медленным выведением с мочой, считаются хорошими прогностическими факторами потенциала и степени биоаккумуляции химического вещества (Tonnelier et al., 2012). Таким образом, результаты Denghel et al. (2021) и Zhuang et al. (2016) могут также служить указанием на потенциал биоаккумуляции УФ-328 в организме человека.

64. В заключение, экспериментально определенные значения КБК для сазана, превышающие 5000, и оценочные значения КБА, превышающие 5000, указывают на то, что УФ-328 соответствует критериям биоаккумуляции. Это подкрепляется предположением о накоплении УФ-328 в тканях высших хищников, основанным на данных полевых исследований на бесперых морских свиньях и их добыче, а также измеренном значении КАБО > 1 и оценочном значении ТКУ > 1.

2.2.3 Способность к переносу в окружающей среде на большие расстояния

65. УФ-328 обладает потенциалом переноса на большие расстояния в атмосфере в составе аэрозолей ввиду его высоких значений log K_{OC}, log K_{OW} и log K_{OA}; см. Bidleman et al. (1990), где представлены убедительные данные о переносе веществ с высокими значениями K_{OC} на большие расстояния в окружающей среде. Кроме того, сообщалось, что УФ-328 способен переноситься на большие расстояния в морской среде с пластиковым мусором (Andrade et al., 2021; Rani et al., 2017; Tanaka et al., 2020a; Yamashita et al., 2021). Помимо этого, УФ-328 может претерпевать перенос на большие расстояния при участии перелетных видов, например, морских птиц (Yamashita et al., 2021).

66. Перенос УФ-328 на большие расстояния в воздухе в газовой фазе, а также в воде в водной фазе не предполагается. Это соответствует его физико-химическим свойствам, то есть низкому давлению паров, низкому коэффициенту распределения воздух/вода (KAW), короткому оценочному периоду полувыведения из газовой фазы, низкой растворимости в воде и высокому сродству с донными отложениями.

67. Хотя УФ-328 не включался в регулярные кампании мониторинга, в недавних исследованиях УФ-328 с высокой частотой обнаруживался в биоте отдаленных регионов, в том числе в Арктике и на отдаленных островах (например, о. Гоф и о. Марион-Айленд) при отсутствии известных источников или случаев использования УФ-328 (Lu et al., 2019a; Schlabach et al., 2018; Yamashita et al., 2021). Эти результаты указывают, что УФ-328 претерпел перенос на большие расстояния в окружающей среде от источника в отдаленные регионы. Ниже обсуждаются три вида переноса УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде, а именно, по воздуху, воде и мигрирующими видами.

Перенос в окружающей среде на большие расстояния по воздуху

68. УФ-328 характеризуется высокими значениями log K_{OW}, log K_{OC} и log K_{OA}. Его высокий K_{OA} (> 10) указывает, что УФ-328 перераспределяется в находящиеся в воздухе аэрозоли, а его доля, остающаяся в газовой фазе, вероятно, мала. В соответствии с общими параметрами инструмента скрининга ОЭСР P_{OV} и LRTP, который в прошлом использовался для оценки СОЗ, доля УФ-328, связанного с твердыми частицами, составляет 62%. Данные мониторинга окружающей среды (см. раздел 2.3.1.2) подтверждают, что УФ-328 связывается с твердыми частицами в воздухе (Wu et al., 2020; Maceira et al., 2019).

69. Константы скорости второго порядка для деградации УФ-328 в газовой фазе с ОН-радикалами экспериментально не измерялись. Константы скорости второго порядка для деградации УФ-328 в газовой фазе с ОН-радикалами, рассчитанные в ПО «AOPWIN v.1.92» и «COSMOtherm 2020», равны $1{,}58 \cdot 10^{-11}$ и $2{,}3\ 10^{-11}$ см³ молекул$^{-1}$ с$^{-1}$, соответственно (US EPA, 2012; COSMOtherm, 2020). При среднесуточной концентрации ОН-радикалов в воздухе, равной $7{,}5 \cdot 10^5$ ОН-радикалов/см³ (как реализовано в ПО «AOPWIN»), период полураспада для газофазной реакции УФ-328 в атмосферном воздухе с фотохимически генерируемыми ОН-радикалами, оцененный ПО «AOPWIN v.1.92» и «COSMOtherm 2020», составил 16,3 часа и 11,2 часа, соответственно. Однако с учетом неопределенностей константы скорости второго порядка (см. UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17), период полураспада при деградации УФ-328 в газофазной реакции с ОН-радикалами может быть до 22-112 часов (11,2 часа, умноженные на коэффициент 1,94, и 16,3 часа, умноженные на коэффициент 6,88, соответственно). Эти расчетные коэффициенты основаны на двух высокохлорированных веществах, поэтому применимость к УФ-328, в котором не содержатся атомы хлора, неизвестна.

70. Инструмент «OECD POV and LRTP Screening Tool» (инструмент ОЭСР для скрининга общей стойкости и потенциала переноса на большие расстояния) использовался для оценки потенциала переноса УФ-328 на большие расстояния с воздухом. Исходные параметры приведены в UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Использовались периоды полураспада для деградации путем газофазной реакции с ОН-радикалами, рассчитанные с помощью COSMOtherm, общую стойкость (P_{OV}), характерное расстояние переноса (ХРП) и эффективность переноса (ЭП) УФ-328, равные 196 суткам, 535 км и 0,32%, соответственно.

71. В инструменте «OECD POV and LRTP Screening Tool» период полураспада в газовой фазе, равный 22 часа, соответствует P_{OV} 196 суток, ХРП 920 км и ЭП 0,95%, в результате чего УФ-328 оказывается близок по положению к ГБЦД или ПХД-28. Период полураспада при деградации в газовой фазе, равный 112 часам, соответствует P_{OV} 196 суток, ХРП 2422 км и ЭП 6,6%, в результате УФ-328 оказывается в том же диапазоне, что и общепризнанные СОЗ.

72. Отмечается, что регулярный мониторинг УФ-328 в воздухе отдаленных регионов не проводился. Согласно единственному имеющемуся исследованию, в котором концентрация УФ-328 измерялась в

арктическом воздухе, УФ-328 не был зарегистрирован в аэрозольных частицах, отобранных на горе Цеппелинфьеллет, Ню-Олесунн, Шпицберген (Schlabach et al., 2018).

73. Недавно атмосферный перенос был описан как важный способ переноса микрочастиц пластмасс, образующихся при движении автотранспорта, в отдаленные регионы (Evangeliou et al., 2020). Эффективность переноса микрочастиц пластмасс в Арктику по этому пути может составлять от 0,46% до 10%, в зависимости от того, входят ли эти микрочастицы в состав фракции $PM_{2,5}$ или PM_{10} (Evangeliou et al., 2020). УФ-328 зафиксирован в образцах дорожной пыли с дороги с интенсивным движением в префектуре Кумамото, Япония, в концентрациях от 2 до 40 нг/г сух. в., в зависимости от плотности движения (Nakata et al., 2013), что указывает на потенциальную возможность высвобождения УФ-328 в окружающую среду с частицами дорожной пыли. Таким образом, возможно, что когда продукты, содержащие УФ-328, разлагаются до микрочастиц, например, в виде частиц, образующихся при износе шин, то УФ-328 может претерпевать перенос в атмосфере на большие расстояния вместе с этими микрочастицами и попадать в отдаленные регионы, при условии, что УФ-328 не деградирует и не диссоциирует из микрочастиц пластмасс.

Перенос в окружающей среде на большие расстояния по воде

74. Перенос пластикового мусора и микрочастиц пластмасс (частицы пластмасс размером < 5 мм) в морской среде подробно описан (Eriksen et al., 2014; Howell et al., 2012; Maximenko et al., 2012; Obbard, 2018; Van Sebille et al., 2020). Согласно имеющимся оценкам, 18,6-26,1 млн тонн пластмассы попадают в океаны ежегодно (Borrelle et al., 2020), причем на данный момент в океаны могло попасть 330-485 млн тонн пластмассы (Andrade et al., 2021). Удаление пластикового мусора за счет вмешательства человека неосуществимо. В морской среде пластмассы подвергаются старению и распадаются на более мелкие фрагменты и микрочастицы, которые считаются стойкими из-за неспособности к биоразложению (ECHA, 2020c). Пластиковый мусор и микрочастицы пластмасс широко представлены в океанах, а плавающий пластиковый мусор способен перемещаться на большие расстояния океаническими течениями (Lebreton et al., 2012; van Sebille et al., 2012). Разные пластмассы характеризуются разным поведением при переносе, фракционировании и выщелачивании в окружающей среде (Andrady & Rakapakse, 2016). Для присадок, длительное время не вымывающихся из пластмасс (мусора) в воду, пластиковый мусор может выступать средством или «переносчиком» для перемещения присадок к пластмассам на большие расстояния в морской среде в удаленные регионы (Andrade et al., 2021). Поскольку УФ-328 является присадкой к пластмассе при типичной рекомендованной норме введения 0,1-1% по массе, но в существенной степени не вымывается из пластмасс в воду (Pouech et al., 2014), то присутствующий в морях пластиковый мусор, в котором содержится УФ-328, может быть значимым источником УФ-328 в отдаленных регионах. Доля УФ-328, которая не разлагается в пластиковом мусоре и не вымывается из пластмассовой матрицы, способна перемещаться в окружающей среде на большие расстояния. Важно, что эта фракция не является статичной, так как вымывание и перенос в морской среде могут происходить параллельно, то есть во время переноса в окружающей среде с пластиковым мусором может в какой-то степени наблюдаться постоянное вымывание УФ-328, так как концентрация УФ-328 в пластиковом мусоре не находится в равновесии с окружающей водой океанов, а условия в морской среде могут способствовать вымыванию УФ-328 в воду.

Вымывание УФ-328 из пластмасс в воду

75. В работе Pouech et al. (2014) изучалось вымывание УФ-328 в воду из трех типов промышленных полимеров, а именно, полипропилена, полициклоолефина и сополимера сложного полиэфира. Эксперименты по вымыванию проводились при различных температурах и значениях pH. Один тип эксперимента по вымыванию проводился в автоклаве, в котором 25 г гранул исследуемого полимера, содержащего УФ-328, были погружены в 100 мл воды и был реализован следующий температурный режим: 0-20 мин: линейный градиент от 25°C до 121°C; 121°C в течение 20 мин; снижение до 40°C и 40°C в течение одного месяца. Исследование проводилось при двух реакциях среды: при pH = 2 и нейтральной. Другой тип эксперимента проводился при комнатной температуре и при трех реакциях среды: pH = 2, нейтральной и pH = 9. В этом типе эксперимента 10 г гранул исследуемого полимера, содержащего УФ-328, были погружены в 40 мл воды, и исследовалось два срока экстракции: продолжительностью 16 часов и 7 суток. Во всех экспериментах УФ-328 не обнаруживался в воде по окончании периода экстракции, указывая на то, что УФ-328 из полимеров практически не вымывается.

76. Следует отметить, что в условиях океана (например, в турбулентной воде) эксперименты по вымыванию УФ-328 не проводились. В то же время условия океана могут повлиять на вымывание УФ-328 из пластикового мусора. Так, сообщалось, что турбулентность в воде усиливает степень вымывания присадок (Suhrhoff & Scholz-Böttcher, 2016). Вымывание присадок из пластмасс в воду зависит еще от множества других факторов, в том числе от пористости пластмассы, размера молекул, концентрации и физико-химических свойств присадки, степени старения, pH, температуры, отношения площади поверхности к объему частиц пластмасс (формы и размера) и продолжительности контакта с водой (Andrade et al., 2021; Luo et al., 2019; Teuten et al., 2009; Xu et al., 2020). В дополнение, скорость диффузии присадок внутри полимера и за его пределы меняется в зависимости от температуры стеклования полимера (Tg) и повышается, если

температура превышает Tg конкретного полимера (Andrade et al., 2021). Температура среды превышает Tg ПЭ (150 К) и ПП (260 К); это указывает на то, что вымывание УФ-328 в воду из этих полимеров будет происходить быстрее, чем из ПЭТФ (345 К), ПВХ (360 К) и ПС (373 К) (Andrade et al., 2021).

77. Вымывание УФ-328 из подвергшихся старению частиц пластмассы также экспериментально не исследовалось. Указывалось, что для полукристаллических полимеров, в том числе ПЭ, вследствие разрывов цепи в аморфных регионах наблюдается рост степени кристалличности (и хрупкости) (Arp et al., 2021). Однако неясно, что это значит для вымывания УФ-328. В то же время ожидается, что старение повышает степень фрагментации, что приводит к увеличению вымывания из-за повышения отношения площади поверхности к объему для более мелких фрагментов.

78. Учитывая все эти факторы, предполагается, что вымывание УФ-328 в воду океанов будет происходить быстрее всего из очень мелких фрагментов ПЭ в очень турбулентной воде. Для моделирования этих условий может использоваться модель Endo et al. (2013) (информация о применимости этой модели к УФ-328 приведена в UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17). В работе Endo et al. (2013) исследовалась долговременная десорбция ПХД из гранул ПЭ в морской среде (плотность ПЭ не уточняется). Результаты показали, что для ПХД с логарифмом коэффициента распределения ПЭ/вода ($\log K_{PE/w}$) > 6 доминирующую роль в диффузии из гранул ПЭ играла диффузия в пограничном слое воды (диффузия между частицей и водой), а не внутренняя диффузия в полимерной матрице (Endo et al., 2013). Эти результаты согласуются с результатами Lee et al. (2018). Но поскольку содержание вещества внутри матрицы неизвестно, из модели Endo et al. (2013) невозможно сделать достоверный вывод об ограничивающем скорость процессе. В работе Endo et al. (2013) показано, что кинетика десорбции из ПЭ сильно зависит от $K_{PE/w}$. Значения $K_{PE/w}$ в статье Endo et al. (2013) рассчитывались с помощью эмпирического соотношения между $K_{PE/w}$ и $\log K_{OW}$, выведенной Lohmann (2012):

$$\log K_{\mathrm{PE/w}} = 1{,}14 \cdot \log K_{\mathrm{OW}} - 1{,}14$$

79. При использовании того же эмпирического соотношения из Lohmann (2012) к значению $\log K_{OW}$ УФ-328 (8,5) получаем значение $K_{PE/w}$, равное 8,55. Для гранулы ПЭ радиусом 1 мм, в предположении о толщине пограничного слоя водной фазы, равной 10 мкм (что соответствует высокой турбулентности), УФ-328 характеризуется периодом полувымывания в воду из состаренного ПЭ, равным 70 годам (плотность ПЭ не уточняется). Принимая во внимание информацию, приведенную в настоящем пункте и в пунктах 76 и 77, можно утверждать, что в этих оценках сохраняется неопределенность в отношении экологически значимых условий. Тем не менее, представленная в настоящем пункте оценка является консервативной.

Обнаружение УФ-328 в ломе пластмасс в морской среде

80. Наличие УФ-328 в ломе пластмасс в морской среде показано в различных исследованиях (Rani et al., 2015, 2017; Tanaka et al., 2020a). В работе Rani et al. (2017) образцы пластикового мусора отбирались вдоль побережья г. Кодже, Южная Корея, причем УФ-328 обнаружен в 97% образцов (n = 29). Концентрация УФ-328 в этих образцах составляла от необнаруживаемой до 1,6 мкг/г, а медианная равнялась 0,01 мкг/г.

81. В работе Tanaka et al. (2020a) образцы лома пластмасс в морской среде (n = 141) собирались на пляже о. Кауаи, Гавайи, США. УФ-фильтры обнаружены в 13% мелких пластмассовых фрагментов (длиной 4-7 мм) и 33% более крупных пластмассовых фрагментов (1,5-8 см). Частота обнаружения УФ-328 в более крупных фрагментах составила 1% при концентрации 0,2 мкг/г. При более подробном исследовании образца, содержащего УФ-328, сделано наблюдение, что концентрация УФ-328 была ниже всего во внешних слоях пластмассового фрагмента; это указывает на то, что УФ-328, обнаруженный в этом пластмассовом фрагменте, попал туда в качестве присадки, а не вследствие адсорбции УФ-328 на пластмассовый фрагмент из окружающих вод.

82. УФ-328 был обнаружен в 101 из 110 образцов выветрившихся промышленных гранул пластмасс, собранных на пляжах в 22 странах мира, хотя невозможно определить, адсорбирован ли он или входит в состав матрицы. Концентрации варьировались от 2 до 800 нг/г (Karlsson et al., 2021; 2022).

Перенос УФ-328 из пластмасс в организм морских птиц

83. Проглатывание пластикового мусора из моря распространено у морских птиц, особенно отряда буревестникообразных (то есть альбатросов, качурок, буревестников, тайфунников и нырковых буревестников), так как они обычно находят пищу в открытом океане и могут ошибочно принять плавающий на поверхности пластиковый мусора за пищу (Nishizawa et al., 2021; Roman et al., 2019; Ryan, 1987; van Franeker & Law, 2015). У некоторых видов этого отряда высока распространенность проглатывания пластмасс (то есть доля особей вида, у которых обнаружены проглоченные фрагменты пластикового мусора), что зависит от биологического вида, зрелости особей вида, географического расположения и т.д. Распространенность проглатывания пластмасс морскими птицами проявляет тенденцию к росту, и согласно оценкам, к 2050 году проглатывание пластмасс будет наблюдаться у 99% всех видов морских птиц (Wilcox et al., 2015). Важно отметить, что морские птицы проглатывают множество частиц пластмасс. Например, исследование погадок альбатросов на острове Мукодзима показало, что черноногие альбатросы проглатывали

4 частицы на особь, лайсанские альбатросы – 15 частиц на особь (Tanaka et al., 2019a), а глупыши – примерно 30-50 частиц на особь (van Franeker et al., 2011). В случае с большими пестробрюхими буревестниками, обитающими на о. Инаксессибл (недалеко от о. Гоф), сообщалось о проглатывании до 194 частиц и гранул пластмасс на особь (Yamashita et al., 2021). Сообщалось, что бледноногие буревестники в Австралии проглатывали до 276 частиц пластмасс на особь (Lavers et al., 2014). Проглатывание множества (до 276) частиц пластмасс приводит к высокой вероятности воздействия УФ-328 на отдельных морских птиц, даже если частота обнаружения УФ-328 в ломе пластмасс составляет ~1%. Исходя из количества частиц пластмасс, проглоченных отдельными морскими птицами нескольких видов (от 4 до >100 частиц на особь), вероятность воздействия УФ-328 после проглатывания частиц пластмасс, исходя из частоты обнаружения УФ-328 в ломе пластмасс в 1%, оценивается в 86% у больших пестробрюхих буревестников (1 – (1 – 0,01)^194) и 94% у бледноногих буревестников.

84. Когда морские птицы проглатывают пластмассу, содержащую УФ-328, то содержащиеся в их организме гидрофобные биологические жидкости (например, ворвань) могут существенно усиливать вымывание УФ-328 из пластмасс и приводить к накоплению УФ-328 в тканях их органов (Takada et al., 2019; Tanaka et al., 2015; Tanaka et al., 2019b). Более высокая температура тела в желудке птиц по сравнению с температурой океанов также может способствовать вымыванию УФ-328 из проглоченных пластмасс (Nakashima et al., 2016; Sun et al., 2019).

85. Чтобы продемонстрировать перенос УФ-328 из проглоченных пластмасс в ткани морских птиц, в исследовании Tanaka et al. (2020b) проведен эксперимент со скармливанием пластмасс *in vivo*, в котором гранулы полиэтилена (ПЭВП), в которые промышленным способом был внесен УФ-328, скармливались птенцам пестролицего буревестника (Calonectris leucomelas) в полевых условиях в течение 32 дней. Гранулы ПЭ готовили путем перемешивания и соэкструзии порошков УФ-328 и ПЭ в двухшнековом замесочном экструдере с одновременным вращением, после чего гранулы расплавляли и подвергали экструзии еще дважды, чтобы получить равномерное распределение УФ-328 в гранулах. Концентрация УФ-328 в гранулах составляла 0,4% по массе. 5 гранул ПЭ (общая масса ≈ 0,4 г) давали опытной группе (n = 11) в дополнение к естественному рациону (который давался птицами-родителями), в то время как контрольная группа (n = 10) получала только естественный рацион. Исследование показало, что УФ-328 накопился в печени, брюшной жировой ткани и копчиковой железе птенцов пестролицего буревестника в опытной группе. Анализ проглоченных пластиковых гранул показал, что через 15-16 дней из пластмассы вымылось 42% УФ-328, а через 32 дня – 60% относительно исходной концентрации УФ-328 в скормленных пластиковых гранулах. Более того, воздействие УФ-328 из проглоченной пластмассы было до 1900 раз больше, чем из окружающей среды. Это показывает, что проглатывание пластмассы, содержащей УФ-328, может привести к выщелачиванию УФ-328 из пластмассы и последующему накоплению УФ-328 в организме морских птиц. Примечание: как предполагается, частицы пластмасс, проглоченные морскими птицами в условиях окружающей среды, подверглись выветриванию в окружающей среде.

Обнаружение УФ-328 в организме морских птиц в отдаленных регионах

86. УФ-328 обнаружен в проглоченных фрагментах полипропилена из желудка глупыша (*n* = 100), отловленного на Фарерских островах, Дания, в концентрации 1,1 мкг/г пластмассы (Tanaka et al., 2019a). Сообщалось, что глупыши питаются только в море, но никогда – на суше (van Franeker et al., 2011); следовательно, обнаружение УФ-328, вероятно, является следствием проглатывания содержащего УФ-328 пластикового мусора в море.

87. В организме черноногого альбатроса (*n* = 5), отловленного на отдаленном необитаемом острове Мукодзима, Япония, содержались проглоченные фрагменты полипропилена, а УФ-328 был выявлен в разовой концентрации 1,4 мкг/г пластмассы (Tanaka et al., 2019a). На основании данных ГПС и видеорегистрации сообщалось, что черноногий альбатрос в этом регионе (северо-западная часть Тихого океана) меняет траекторию полета по направлению к плавающему на поверхности пластиковому мусору и взаимодействует с пластиковым мусором (Nishizawa et al., 2021). Более того, сообщалось, что у этого вида высока распространенность проглатывания пластмасс: 96,4% у птенцов и 58,8% у взрослых (Rapp et al., 2017). Таким образом, обнаружение УФ-328 у этого вида также, вероятно, является следствием проглатывания содержащего УФ-328 пластикового мусора в морской среде.

88. У особей черноногого альбатроса, случайным образом отловленных на острове Терн, Гавайи, США, УФ-328 обнаружен в секрете копчиковой железы птиц в концентрациях от 2,8 до 4,8 нг/г м.ж.о. (n = 3, частота обнаружения (ЧО) = 100%) (Tanaka et al., 2020b). Отбор образцов секрета копчиковой железы – это неинвазивный подход к мониторингу гидрофобных загрязнителей у морской птицы, так как он проводится у живых птиц и ранее использовался для выявления загрязнений ПХД у морских птиц (Yamashita et al., 2007).

89. В исследовании глобального мониторинга УФ-328 в секрете копчиковой железы морских птиц (подробности приведены в пункте 124) наивысшая концентрация УФ-328 в диапазоне 1-7 мкг/г м.ж.о. обнаружена у большого пестробрюхого буревестника (n = 3, ЧО = 100%) и голубого буревестника (n = 3, ЧО = 100%), отловленных на двух отдаленных островах, о. Гоф и о. Марион-Айленд, соответственно

(Yamashita et al., 2021). У этих видов морских птиц распространенность проглатывания пластмасс находится на одном из самых высоких уровней в африканском секторе Южного океана (> 90%) (Ryan, 1987). Большой пестробрюхий буревестник – это трансэкваториальная перелетная птица, перелетающая с мест гнездования в Южной Атлантике к местам кормления в Северной Атлантике во время лета в Северном полушарии (Marchant & Higgins, 1990); таким образом, они могли проглотить пластмассу, например, в северной части Атлантического океана, где, по опубликованным данным, распространенность проглатывания пластмассы у большого пестробрюхого буревестника составляет 71% (Provencher et al., 2014). С другой стороны, голубой буревестник обычно остается в Южном океане, к югу от антарктического полярного фронта (Quillfeldt et al., 2020). Исходя из географического распространения голубого буревестника (Quillfeldt et al., 2020), его миграция в регионы, которые могут считаться источниками УФ-328, маловероятна. Таким образом, частое обнаружение УФ-328 у голубого буревестника, вероятно, является следствием проглатывания содержащего УФ-328 пластикового мусора, находящегося в морской среде, который претерпел перенос на большие расстояния к антарктическому полярному фронту – очень отдаленному региону.

Перенос на большие расстояния мигрирующими видами

90. УФ-328 обнаружен в секрете копчиковой железы нескольких перелетных видов морских птиц (см. раздел 2.3.1.8), в том числе отловленных на отдаленных островах (Yamashita et al., 2021). Наиболее высокая концентрация УФ-328 обнаружена в секрете копчиковой железы большого пестробрюхого буревестника с о. Гоф (4-7 мкг/г м.ж.о.) (Yamashita et al., 2021). Большой пестробрюхий буревестник – это перелетная птица, размножающаяся в основном на архипелаге Тристан-да-Кунья и о. Гоф (Brooke, 2004). На о. Гоф может проживать популяция численностью приблизительно 1 млн гнездящихся пар большого пестробрюхого буревестника (Schoombie et al., 2018). В течение периода гнездования (с сентября по май) большой пестробрюхий буревестник пребывает в южной части Атлантического океана и может расселяться между побережьем Южной Америки и Южной Африки (3500 км к западу и 2800 – к востоку от о. Гоф, соответственно), а также фронтальными зонами в океане (Marchant & Higgins, 1990). Во время лета в Северном полушарии (с июня по сентябрь) большой пестробрюхий буревестник осуществляет трансэкваториальный перелет в северную часть Атлантики, достигая Новой Шотландии, Ньюфаундленда и Гренландии (Marchant & Higgins, 1990). Во время насиживания и выращивания птенцов большой пестробрюхий буревестник на о. Гоф может перелетать в среднем на 6 тыс. км, а более длительные перелеты во время выращивания птенцов составляют в среднем > 9 тыс. км (Schoombie et al., 2018). Обнаружение УФ-328 у большого пестробрюхого буревестника на о. Гоф показывает, что УФ-328 мог подвергаться переносу на большие расстояния с участием этих перелетных птиц, перемещаясь из регионов-источников (например, в северной Атлантике) до отдаленных регионов при перелетах. Другое объяснение состоит в том, что когда птицы искали в пищу в открытом океане, то проглатывали фрагменты пластикового мусора, содержащего УФ-328, которые до этого подверглись переносу на большие расстояния в морской среде. В настоящее время данные о том, какой из этих двух путей является основным, недостаточны.

91. На данный момент отсутствуют количественные данные, демонстрирующие степень распространения УФ-328 в отдаленных районах, которое можно с уверенностью отнести на счет переноса УФ-328 перелетными птицами на большие расстояния.

Выводы относительно потенциала переноса на большие расстояния в окружающей среде

92. УФ-328 обладает потенциалом переноса на большие расстояния в окружающей среде: 1) в атмосфере в составе аэрозолей и микрочастиц пластмасс; 2) в морской среде в составе пластикового мусора; и 3) при участии перелетных птиц. Следовательно, УФ-328 обнаружен в отдаленных регионах, в том числе в арктической биоте и в организме морских птиц на отдаленных островах, где известные источники УФ-328 отсутствуют. Таким образом, УФ-328 соответствует критериям потенциала переноса на большие расстояния в окружающей среде.

2.3 Уровень воздействия

93. Хотя УФ-328 не относится к веществам, регулярно включаемым в программы мониторинга, в недавних программах мониторинга, в которых все же ставилась цель определения УФ-328, он был обнаружен в различных матрицах из окружающей среды, в биоте в регионах-источниках и в отдаленных регионах, а также в организме человека во многих частях света.

2.3.1 Данные мониторинга окружающей среды

2.3.1.1. Отдаленные регионы

94. УФ-328 обнаружен в биоте регионов, удаленных от известных стационарных источников УФ-328 на большие расстояния, в том числе в Арктике (Provencher et al. submitted for publication, 2022; Annex E, 2021; Lu et al., 2019a; Schlabach et al., 2018) и на отдаленных островах, в частности о. Гоф и о. Марион-Айленд (Yamashita et al., 2021).

95. УФ-328 часто обнаруживался в арктической биоте на о. Шпицберген, Норвегия (Schlabach et al., 2018). Частота обнаружения (ЧО) УФ-328 в биоте зависит от вида, а концентрации находились в пределах нескольких нг/г. Из образцов, собранных в рамках программы мониторинга, УФ-328 выявлен во всех яйцах обыкновенной гаги и моевки и в печени норки. ЧО УФ-328 в яйцах хохлатого баклана и бургомистра составляла 60%. УФ-328 не обнаружен ни в плазме крови белого медведя, ни в воздухе. Однако предел обнаружения в образцах плазмы был высок по сравнению с другими матрицами, а для преодоления этой методологической проблемы в качестве матрицы при мониторинге УФ-328, возможно, было бы целесообразнее использовать жировую ткань или образцы печени, так как УФ-328 – это выраженно гидрофобное вещество. На о. Принс-Леопольд в канадской Арктике УФ-328 обнаружен в одном из девяти образцов печени глупыша в концентрации 3,8 нг/г м.в.с. (Lu et al., 2019a). В недавнем мониторинговом исследовании изучалась распространенность и временные изменения УФ-328 в яйцах черноногих моевок, глупышей и толстоклювых кайр, обитающих на о. Принс-Леопольд, Нунавут, Канада, в период с 1975 по 2019 год (Provencher et al. submitted for publication, 2022). Уровень УФ-328 в яйцах черноногих моевок (в среднем 0,29 ± 0,07 нг/г) и глупышей (0,22 ± 0,04 нг/г) был сопоставим при одинаковой медианной концентрации 0,11 нг/г м.в.с. Частота обнаружения УФ-328 составила 35%, 30% и 2% среди всех исследованных яиц черноногих моевок (*n* = 43), глупышей (*n* = 44) и толстоклювых кайр (*n* = 52), соответственно. Черноногие моевки и глупыши, которые, как было установлено, проглатывают частицы пластмасс, находят пищу на поверхности воды, в то время как толстоклювые кайры – ныряющие птицы и, как известно, они проглатывают частицы пластмасс в небольших или незначительных количествах. Сводные данные о концентрации и частоте обнаружения УФ-328 в арктической биоте приведены в таблице 7.

Таблица 7. Концентрация и частота обнаружения УФ-328 в арктической биоте

Вид (общепринятое наименование)	**Матрица**	**Место отлова**	**Средняя концентрация** (нг/г м.в.с.)	**Частота обнаружения**
Обыкновенная гага	Яйца	Шпицберген, Норвегия	0,16	10/10 (100%)
Хохлатый баклан	Яйца	Рёст, Норвегия	0,17	3/5 (60%)
Моевка	Яйца	Шпицберген, Норвегия	0,19	5/5 (100%)
Бургомистр	Яйца	Шпицберген, Норвегия	0,12	3/5 (60%)
Норка	Печень	Соммарёй, Норвегия	0,18	10/10 (100%)
Белый медведь	Плазма крови	Шпицберген, Норвегия	< 0,3	0/10 (0%)
Сизая чайка	Яйца	Тромсё, Норвегия	0,17	3/5 (60%)
Глупыш	Печень	Остров Принс-Леопольд, Канада	3,8	1/9 (11%)
Черноногая моевка	Яйца	Остров Принс-Леопольд, Канада	0,29	15/43 (35%)
Глупыш	Яйца	Остров Принс-Леопольд, Канада	0,22	13/44 (30%)
Толстоклювая кайра	Яйца	Остров Принс-Леопольд, Канада	Не применимо	1/52 (2%)

96. УФ-328 часто обнаруживался в секрете копчиковой железы большого пестробрюхого буревестника и голубого буревестника, отловленных на двух отдаленных островах, о. Гоф и о. Марион-Айленд соответственно (Yamashita et al., 2021). Концентрация УФ-328 в секрете копчиковой железы этих двух птиц была в диапазоне 1-7 мкг/г м.ж.о., что является наивысшей концентрацией УФ-328, зафиксированной в биоте на данный момент (дополнительное обсуждение приведено в пунктах 153 и 154).

97. Самая высокая концентрация УФ-328, обнаруженная в биоте в отдаленных регионах (7055 нг/г м.ж.о.), превышает максимальные концентрации признанных СОЗ, указанные в их соответствующих характеристиках рисков, за исключением ГБЦД. Все остальные СОЗ имели более низкие максимальные концентрации в биоте в отдаленных регионах по сравнению с УФ-328, а именно: КЦХП (5200 нг/г м.ж.о.), ПХБ (1510 нг/г м.ж.о.), β-ГХГ (810 нг/г м.ж.о.), α-ГХГ (593 нг/г м.ж.о.), пентаБДЭ (366 нг/г м.ж.о.), декаБДЭ (250 нг/г м.ж.о.), ПХН (162 нг/г м.ж.о.), эндосульфан (130 нг/г м.ж.о.), ГББ (44 нг/г м.ж.о.) и ГХБД (9 нг/г м.ж.о.). Как указано в решении КРСОЗ-9/7 «Подход к оценке химических веществ в соответствии с приложением Е к Стокгольмской конвенции», можно провести сопоставление концентраций химического вещества-кандидата в биоте из отдаленных районов с концентрациями признанных СОЗ. Обратите внимание, что для этого сопоставления выбраны концентрации, которые были представлены на липидной основе для сопоставимости.

2.3.1.2 Атмосферный воздух

98. В Чикаго, США, УФ-328 обнаружен в аэрозольных частицах городского воздуха (n = 20) в медианной концентрации 1,60 пг/м³, частота обнаружения составляла 95% (Wu et al., 2020). В Испании УФ-328 обнаружен во взвешенных частицах (PM_{10}) в атмосферном воздухе недалеко от двух индустриальных парков, в которых расположены производства пластмасс, Константи (n = 10, ЧО = 70%) и порт Таррагоны (n = 10, ЧО = 100%), в средней концентрации 20 и 14 пг/м³, соответственно (Maceira et al., 2019).

2.3.1.3 Вода

99. В программе мониторинга, проводившейся в Швеции, УФ-328 обнаружен в поверхностных водах (n = 6, ЧО = 100%) как в городской местности, так и в точках, служивших для определения фона, в концентрации 0,001-0,01 мкг/л (Brorström-Lundén et al., 2011). Кроме того, в этом исследовании УФ-328 был обнаружен в ливневых стоках в концентрации до 0,001 мкг/л (n = 4, ЧО = 75%).

100. В префектуре Окинава, Япония, УФ-328 обнаружен в морской и пресной воде с пляжей, рифов и из реки (Tashiro & Kameda, 2013). УФ-328 был основным поглотителем УФ в морской воде, в которой обнаруженная концентрация УФ-328 была в диапазоне 0,003-0,029 мкг/л. В префектуре Сайтама, Япония, УФ-328 обнаружен в поверхностных водах рек и ручья (Kameda et al., 2011). В реках (n = 18, ЧО = 67%) диапазон концентраций был 0,03-4,8 мкг/л. В одном из двух исследованных ручьев концентрация УФ-328 составляла 0,07 мкг/л.

101. В г. Торонто, Канада, УФ-328 обнаружен в двух городских ручьях, Мимико-Крик и Литл-Руж-Крик, в средней концентрации 0,02 и 0,24 мкг/г (взвесь донных отложений), соответственно (Parajulee et al., 2018). Исследование указывает, что относительно высокие и стабильные выбросы, обусловившие однородность картины распределения этого поглотителя УФ в городской и сельской местности, вероятно, являются следствием пластикового мусора/фрагментов или высвобождения в результате промышленных процессов. В поверхностных водах, отобранных вблизи г. Монреаль, Канада, УФ-328 измерялся в максимальной концентрации 0,003 мкг/л (Giraudo et al., 2020).

103. Ранее УФ-328 обнаруживался в диапазоне концентраций 7-85 мкг/л в речной воде, отобранной вблизи залива Наррагансетт, США, где УФ-328 производился на близлежащем предприятии с 1970 по 1985 год (Jungclaus et al., 1978).

103. Отмечается, что максимальная концентрация УФ-328, обнаруженная в воде в работах Jungclaus et al. (1978) (то есть 85 мкг/л) и Kameda et al. (2011) (то есть 4,8 мкг/л) была выше растворимости УФ-328 в воде. В работе Jungclaus et al. (1978) образцы воды не подвергались фильтрации через сетку; таким образом, в аналите могли присутствовать взвешенные частицы с адсорбированным УФ-328. В работе Kameda et al. (2011) образцы воды фильтровали через сетку с диаметром пор 1 мкм, однако показано, что даже при использовании стандартных фильтров с размером пор 0,45 мкм некоторая часть взвешенных частиц остается в отфильтрованной воде (Nebbioso & Piccolo, 2013).

2.3.1.4 Сточные воды и свалочный фильтрат

104. УФ-328 часто обнаруживался во втекающих и вытекающих водах и шламе водоочистных сооружений (ВОС) во многих частях света. Кроме того, он обнаружен в свалочном фильтрате.

105. В одном исследовании, проведенном в Японии, УФ-328 обнаружен во всех образцах (n = 5) втекающих и вытекающих вод и шлама ВОС в концентрациях 0,02-0,05 мкг/л, 0,002-0,003 мкг/л и 0,5 мкг/г сух. в., соответственно (Nakata & Shinohara, 2010). Сообщалось, что эффективность удаления УФ-328 на ВОС составляет 90%. В исследовании, проведенном в префектуре Сайтама, УФ-328 обнаруживался в вытекающих водах ВОС (n = 4, ЧО = 75%) при средней концентрации 0,06 мкг/л (Kameda et al., 2011).

106. В исследовании, в котором проанализировано 60 образцов шлама сточных вод, собранных в ВОС 33 городов Китая, приведена медианная концентрация 0,06 мкг/г сух. в. УФ-328 (ЧО = 97%) (Ruan et al., 2012). В шламе сточных вод, собранном в провинции Хэбэй, концентрация УФ-328 была исключительно высока: 24,7 мкг/г сух. в. (Ruan et al., 2012). В другом исследовании, в котором содержание различных УФ-фильтров измерялось в донных отложениях р. Сунгари (Китай), рек Сагино и Детройт (Мичиган, США) и шлама сточных вод пяти ВОС в северо-восточном Китае; обнаружено, что концентрация УФ-328 в шламе является максимальной из всех целевых соединений: средняя концентрация составляла 1,3 мкг/г сух. в. (Zhang et al., 2011).

107. На о. Гран-Канария в Испании УФ-328 обнаружен во втекающих и вытекающих водах ВОС в концентрации 0,02-0,24 мкг/л и 0,03 мкг/л, соответственно (Montesdeoca-Esponda et al., 2019). В другом исследовании на северо-востоке Испании УФ-328 обнаружен в неочищенных сточных водах ВОС в средней концентрации 0,053 и 0,065 мкг/л (образцы собирались в трех повторностях с интервалом в 1 месяц) (Carpinteiro et al., 2012). В том же исследовании в г. Лиссабон, Португалия, УФ-328 обнаружен в неочищенных сточных водах ВОС в средней концентрации 0,076 мкг/л и в очищенных сточных водах – 0,02 мкг/л (Carpinteiro et al., 2012).

108. В мониторинговом исследовании, проведенном в Швеции, УФ-328 обнаружен в 100% образцов вытекающих вод ВОС в концентрации 0,007-0,015 мкг/л и в 50% образцов шлама сточных вод ВОС в концентрации до 37 мкг/г сух. в. (Brorström-Lundén et al., 2011). В том же исследовании УФ-328 также обнаружен в свалочном фильтрате в концентрациях в диапазоне 0,007-0,091 мкг/л. В Норвегии УФ-328 обнаружен в заметных концентрациях в образцах, отобранных на водоочистных сооружениях, особенно в

шламе (Ruus et al., 2019, 2020). Кроме того, в более раннем скрининговом исследовании в Норвегии УФ-328 обнаружен в сточных водах в диапазоне концентраций 0,02-0,07 мкг/л (Schlabach et al., 2019).

109. В Канаде УФ-328 часто обнаруживался во втекающих водах ВОС (n = 34, ЧО = 97%), вытекающих водах (n = 34, ЧО = 79%) и твердом веществе биологического происхождения (n = 39, ЧО = 92%) в максимальных концентрациях 0,13 мкг/л, 0,06 мкг/л и 0,82 мкг/г сух. в., соответственно (Lu et al., 2017a). В другом исследовании, проведенном на материалах, отобранных вблизи оз. Онтарио и в самом озере, УФ-328 обнаружен во втекающей и вытекающей воде ВОС, твердых веществах биологического происхождения, поверхностных водах и донных отложениях на уровне нг/л и нг/г (De Silva et al., 2014). Кроме того, УФ-328 был обнаружен во всех слоях кернов донных отложений, отобранных из оз. Онтарио в 1975-2013 годах.

110. Крупномасштабные программы мониторинга, проводившиеся ранее в заливе Наррагансетт, США, выявили высокое содержание УФ-328 в шламе и вытекающих водах ВОС вблизи химического завода, где производился УФ-328 (Hites et al., 1979; Jungclaus et al., 1978; Oviatt et al., 1987). Концентрация УФ-328 в вытекающих водах ВОС была в пределах 550-4700 мкг/л (Jungclaus et al., 1978).

2.3.1.5 Донные отложения

111. В исследовании, проведенном в Японии, отобраны два керна донных отложений, по глубине соответствующие периоду 1930-1999 годах (Nakata, 2011). Данные показали на нарастание концентрации УФ-328 со временем начиная с 1970-х гг. Максимальная концентрация УФ-328 в двух исследованных кернах донных отложений составляла 0,004 и 0,01 мкг/г сух. в. В другом исследовании, проведенном в префектуре Сайтама, Япония, УФ-328 обнаруживался в донных отложениях пресноводных водоемов в диапазоне концентраций 0,01-1,7 мкг/г сух. в. (ЧО = 20/24); на участках, по которым оценивалась фоновая концентрация, диапазон концентраций был 0,03-0,09 мкг/г сух. в. (ЧО = 3/5) (Kameda et al., 2011).

112. УФ-328 также обнаружен в кернах донных отложений в заливе Наррагансетт, США, вблизи предприятия, на котором в 1970-1985 годах производился УФ-328 (Cantwell et al., 2015; Hartmann et al., 2005; Jungclaus et al., 1978; Lopez-Avila & Hites, 1980). Максимум концентрации УФ-328 в кернах донных отложений соответствовал 1976 году (74 мкг/г сух. в.), однако концентрация оставалась высокой (3-6 мкг/г сух. в.) даже через несколько десятилетий после того, как производство УФ-328 на этом предприятии прекратилось. Более того, в донных отложениях в реке поблизости от этого предприятия был обнаружен УФ-328 в концентрации 300 мкг/г сух. в. (Lopez-Avila & Hites, 1980).

113. В исследовании в дельте р. Чжуцзян, Китай, УФ-328 обнаружен при концентрации от ниже ПКО до 0,02 мкг/г сух. в. в донных отложениях русла (n = 27) вниз по течению от очистных сооружений (Peng et al., 2020). В другом исследовании в Китае измерялась концентрация УФ-328 в поверхностных донных отложениях залива Лайчжоу, а также в прибрежных и морских донных отложениях Бохайского залива и Желтого моря (Apel et al., 2018a). Средняя концентрация УФ-328 составляла $4\cdot 10^{-5}$ мкг/г сух. в. (n = 12, ЧО = 58) в заливе Лайчжоу, $4\cdot 10^{-5}$ мкг/г сух. в. (n = 22, ЧО = 91%) в Бохайском заливе и $6\cdot 10^{-5}$ мкг/г сух. в. (n = 40, ЧО = 50%) в Желтом море.

114. УФ-328 также обнаружен в донных отложениях в городских и фоновых местах пробоотбора в Швеции в диапазоне концентраций 0,65-1,3 мкг/г сух. в. (n = 6, ЧО = 67%) (Brorström-Lundén et al., 2011). В скрининговом исследовании, проведенном в заливе Осло-фьорд, Норвегия, УФ-328 обнаружен в донных отложениях в диапазоне концентраций 0,003-0,025 мкг/г сух. в. (n = 5, ЧО = 100%) (Langford et al., 2015; Thomas et al., 2014). С тех пор УФ-328 часто обнаруживался в донных отложениях в Норвегии (Ruus et al., 2020; Schlabach et al., 2019). УФ-328 также обнаруживался в донных отложениях Северного и Балтийского морей, в частности, в поверхностных донных отложениях Немецкой бухты (n = 13, ЧО = 31%), проливы Скагеррак и Каттегат (n = 11, ЧО = 82%) и германской части Балтийского моря (n = 24, ЧО = 50%) (Apel et al., 2018b). Концентрации находились в диапазоне от необнаруживаемых до $9\cdot 10^{-5}$ мкг/г сух. в. В другом исследовании УФ-328 обнаружен в медианной концентрации 0,0046 мкг/г сух. в. в донных отложениях рек Рейн и Эльба и в схожих концентрациях во взвешенных частицах (Wick et al., 2016).

2.3.1.6 Почва

115. УФ-328 обнаружен в одном из четырех образцов почвы, отобранных в городской местности в Швеции в концентрации 0,74 мкг/г сух. в. (Brorström-Lundén et al., 2011). В недавнем мониторинговом исследовании, проведенном в Осло, Норвегия, УФ-328 обнаружен в объединенном образце почв в концентрации $9\cdot 10^{-4}$ мкг/г сух. в. (Heimstad et al., 2020).

2.3.1.7 Среда в помещениях

116. В Осло (Норвегия) УФ-328 обнаружен в воздухе помещений (n = 24, ЧО = 100%) и осевшей напольной пыли (n = 26, ЧО = 96%) в диапазоне концентраций 0,02-5,3 нг/м³ и 1-18 000 нг/г, соответственно (Schlabach et al., 2019). УФ-328 также часто обнаруживался в образцах пыли из помещений в Испании (n = 27, ЧО = 100%) при средней концентрации 91 нг/г. Из этих образцов пыли 3 собраны из кабин транспортных средств, причем концентрация УФ-328 составляла 52-124 нг/г. На Филиппинах УФ-328 обнаружен в 30 из 37 образцов

домашней пыли, собранных в жилых районах, а также вблизи городских свалок, причем медианная концентрация составляла 27 нг/г, а максимальная – 304 нг/г (Kim et al., 2012a; Kim et al., 2012b). УФ-328 также часто обнаруживался в образцах пыли из жилых помещений (n = 32) в США и Канаде при концентрации 10-208 нг/г (ЧО = 100%) и от <ПО до 90 нг/г (ЧО = 95%), соответственно (Wu et al., 2020). Кроме того, УФ-328 обнаруживался в пыли электронных отходов в Канаде (n = 21, ЧО = 100%), концентрации составляли 5,6-161 000 нг/г (Wu et al., 2020). Концентрации УФ-328 в пыли в этих примерах, за исключением примера с пылью электронных отходов, схожи между собой и на порядок ниже нормативных значений, установленных на Филиппинах, как описано в разделе 2.3.2.

2.3.1.8 Биота

117. УФ-328 выявлен в биоте во многих регионах мира. Недавно проведенные в Норвегии мониторинговые исследования, в которых УФ-328 входил в число определяемых соединений, позволили обнаружить УФ-328 в различных организмах. В одном исследовании УФ-328 часто обнаруживался в полихетах, планктоне, двустворчатых моллюсках, печени трески, а также крови и яйцах хохотуньи (Ruus et al., 2020). УФ-328 обнаружен во всех образцах печени трески (n = 15) в концентрациях от 3,7 до 70 нг/г м.в.с. УФ-328 также обнаружен во всех образцах крови и яиц хохотуньи (n = 15) в диапазоне концентраций 0,35-1,2 нг/г м.в.с. в крови и 0,23-11 нг/г м.в.с. в яйцах. В другом исследовании УФ-328 обнаружен в ястребе-перепелятнике, серой неясыти и серой крысе в средней концентрации 0,43, 0,18 и 0,28 нг/г м.в.с., соответственно (Heimstad et al., 2020). В схожем исследовании УФ-328 обнаружен в земляном черве, ястребе-перепелятнике, рыжей лисице и барсуке в средней концентрации 0,24, 0,7, 0,17 и 0,12 нг/г м.в.с., соответственно (Heimstad et al., 2020).

118. Данные мониторинга из Дании, Финляндии и Швеции также указывают на широкое распространение УФ-328 в биоте (Annex E, 2021). В Дании УФ-328 обнаружен в концентрации до 0,19 нг/г в яйцах хохотуньи (n = 8, ЧО = 50%), 0,36-0,41 нг/г в печени трески (n = 2, ЧО = 100%) и в подкожном жире тюленей в концентрации 0,8 нг/г (n = 2, ЧО = 50%). На Фарерских островах УФ-328 обнаружен в концентрации 0,05 нг/г в яйцах глупыша (n = 2, ЧО = 50%) и 0,12 нг/г в печени трески (n = 2, ЧО = 50%). В Швеции УФ-328 зафиксирован в подкожном жире серого тюленя в концентрации 0,56 нг/г (n = 1).

119. В Испании УФ-328 зарегистрирован в различных водных организмах, в том числе рыбе, которая часто употребляется в пищу человеком. На острове Гран-Канария в Испании УФ-328 обнаружен у трех видов рыб (Boops boops, Sphyraena viridensis и Sphoeroides marmoratus), выловленных вблизи к выходу обработанных сточных вод в море (Montesdeoca-Esponda et al., 2019). Максимальная концентрация УФ-328 в образцах мышечной ткани и внутренних органов составляла 29,8 нг/г и 45,6 нг/г, соответственно. На Канарских островах и в Каталонии УФ-328 обнаружен в образцах мышечной ткани рыб, приобретенных на рынках, в концентрации 100 нг/г сух. В. И 300 нг/г сух. В. У видов Gadus morhua и Solea solea, соответственно (Gimeno-Monforte et al., 2020).

120. В исследовании, в котором содержание различных бензотриазольных УФ-стабилизаторов определялось в реках Германии – Рейне, Эльбе, Зааре, Заале и Мозеле – УФ-328 обнаружен во всех образцах печени леща (Abramis brama). В каждой из рек было выловлено как минимум 20 особей леща, а образцы печени объединены для анализа. Максимальная концентрация УФ-328, составлявшая приблизительно 30 нг/г сух. В., определена в печени особей леща из р. Рейн (Wick et al., 2016).

121. В образцах морской рыбы (n = 58) 20 видов, выловленных в бухте Манила, на Филиппинах, УФ-328 характеризовался ЧО = 88% (Kim et al., 2011). Средняя концентрация УФ-328 в этом исследовании составляла 34,2 нг/г м.ж.о.. Максимальная концентрация УФ-328, равная 563 нг/г м.ж.о., обнаружена у каваллы вида Carangoides hedlandensis. Кроме того, примечательные концентрации обнаружены у лобана и большой сребробрюшки: максимальная концентрация достигала 178 нг/г м.ж.о. и 255 нг/г м.ж.о., соответственно. В дельте р. Чжуцзян, Китай, УФ-328 обнаружен в 18 из 24 видов выловленных в исследовании морских организмов (Peng et al., 2017b). Наивысшая концентрация УФ-328, равная 259 нг/г м.ж.о., обнаружена у пятнистой большеголовой кефали.

122. В исследовании, в котором УФ-328 измерялся у двустворчатых моллюсков, выловленных в прибрежных водах Азиатско-Тихоокеанского региона, УФ-328 обнаружен в моллюсках, выловленных в Камбодже, в средней концентрации 120 нг/г м.ж.о. (n = 2, ЧО = 100%), в Китае в концентрации 96 нг/г м.ж.о. (n = 5, ЧО = 60%), в Особом административном районе Китайской Народной Республики Гонконге в концентрации 200 нг/г м.ж.о. (n = 8, ЧО = 75%), в Индонезии в концентрации 120 нг/г м.ж.о. (n = 2, ЧО = 100%), в Японии в концентрации 120 нг/г м.ж.о. (n = 7, ЧО = 100%), в Республике Корея в концентрации 220 нг/г м.ж.о. (n = 17, ЧО = 94%), в Малайзии в концентрации 24 нг/г м.ж.о. (n = 4, ЧО = 25%), на Филиппинах в концентрации 170 нг/г м.ж.о. (n = 2, ЧО = 100%) и в США в концентрации 69 нг/г м.ж.о. (n = 15, ЧО = 33%) (Nakata et al., 2012). УФ-328 не обнаружен в двустворчатых моллюсках, выловленных в Индии (n = 2) и Вьетнаме (n = 3).

123. В море Ариаке, Япония, УФ-328 обнаружен во всех собранных образцах морских организмов, включая организмы приливно-отливной полосы (пескожилов, брахиопод, устриц, венерок, брюхоногих), организмы

мелководья (крабов и креветок), рыб (илистых прыгунов, перкофисовых, солеевых, камбаловых, песчаных окуней, ворчуновых, кефаль, каменных окуней, волосохвостов, летучих скатов и рыб-молотов), прибрежных птиц (черных крякв и обыкновенных крякв) и морских млекопитающих (бесперых морских свиней) (Nakata et al., 2009, 2010). УФ-328 обнаружен в подкожном жире бесперых морских свиней (n = 5, ЧО = 100%) в средней концентрации 29 нг/г м.в.с. и в мелкой рыбе в средней концентрации 0,25 нг/г м.в.с. (Nakata et al., 2009, 2010).

124. В исследовании городского ручья в провинции Онтарио, Канада, УФ-328 обнаружен в 33-57% отобранных образцов биоты, причем в раках его концентрация достигала 1300 нг/г м.ж.о. (Lu et al., 2016a). В другом исследовании в том же регионе обнаружено накопление УФ-328 в рыбьей печени (по сравнению с гомогенизатом туши, желчью и плазмой) в диапазоне концентраций 0,6-21 нг/г м.в.с. у белого чукучана (Catostomus commersonii) (Lu et al., 2017b). В печени обыкновенной щуки, отобранной поблизости от ВОС Монреаля, максимальная концентрация УФ-328 находилась в том же диапазоне (39,7-40 нг/г м.ж.о.) как выше, так и ниже по течению относительно ВОС, указывая на то, что вытекающие из ВОС воды могут не являться основным источником УФ-328 водного объекта, в который эти воды поступают (р. Св. Лаврентия) (Giraudo et al., 2020). В образцах из США и Канады УФ-328 обнаружен в плазме крови ряда организмов, включая рыб, каймановых черепах, ушастых бакланов и афалин в концентрациях порядка нескольких сотен пг/г м.в.с. (Lu et al., 2019b). Наивысшая концентрация УФ-328 в плазме крови, равная 3,8 нг/г м.в.с., обнаружена у сазана. Схожие концентрации УФ-328 обнаружены в более раннем исследовании образцов из США и Канады, причем концентрация в плазме крови белого чукучана достигала 3,9 нг/г м.в.с. (Lu et al., 2016b).

125. В исследовании на Великих озерах УФ-328 часто обнаруживался в яйцах хохотуньи (в разных колониях ЧО = 83-100%) в максимальной концентрации 13 нг/г м.в.с. (Lu et al., 2016b). УФ-328 также обнаруживался в озерной форели в различных концентрациях, зависевших от места вылова (ЧО = 20-100%), причем максимальная концентрация, равная 6,7 нг/г м.в.с., обнаружена у форели из озера Онтарио (Lu et al., 2018).

126. Концентрация УФ-328 измерялась в секрете копчиковой железы морских птиц, отловленных на островах в разных регионах земного шара (n = 145, ЧО = 21%) (Yamashita et al., 2021). УФ-328 был измерен в диапазоне концентраций 2-54 нг/г м.ж.о. у большой конюги, отловленной на о. Св. Лаврентия, (ЧО = 3/3); 654 нг/г м.ж.о. у толстоклювой кайры с о-вов Прибылова (ЧО = 1/3); 16-67 нг/г м.ж.о. у тайфунника Бульвера (ЧО = 3/7), 3-5 нг/г м.ж.о. у черноногого альбатроса (ЧО = 3/3) и 31-2213 нг/г м.ж.о. у гавайского тайфунника, обитающего на Гавайских о-вах (ЧО = 3/7); 274 нг/г м.ж.о. у красноногой олуши (ЧО = 1/3) и 1302 нг/г м.ж.о. у красноклювого фаэтона с Галапагосских о-вов (ЧО = 1/3); 5-24 нг/г м.ж.о. у толстоклювого буревестника из Западной Австралии (ЧО = 3/6); 2-4 нг/г м.ж.о. у короткохвостого буревестника из Восточной Австралии (ЧО = 3/5); 3-5 нг/г м.ж.о. у снеговой китовой птички из Новой Зеландии (ЧО = 4/5); 4430-7055 нг/г м.ж.о. у большого пестробрюхого буревестника с о. Гоф (ЧО = 3/3); и 1047-3003 нг/г м.ж.о. у голубого буревестника с о. Марион-Айленд (ЧО = 3/3).

2.3.2 Воздействие на человека

127. УФ-328 обнаружен в грудном молоке и жировой ткани человека в различных частях света (Kim et al., 2019; Lee et al., 2015; Yanagimoto & et al, 2011). Человек может подвергаться воздействию УФ-328 при проглатывании загрязненной пыли, а также употреблении загрязненных пищевых продуктов, в том числе из рыбы и других морепродуктов. Рассчитанные нормативные значения воздействия УФ-328 с пылью составляют 90 000 нг/сутки и 22 500 нг/сутки для взрослых и детей 1-3 лет, соответственно (Kim et al., 2012a).

128. На Филиппинах ориентировочное суточное потребление (ОСП) УФ-328 с пылью составляет 0,2-0,8 нг/сутки для взрослых и 0,5-4,6 нг/сутки для детей 1-3 лет (Kim et al., 2012a). ОСП УФ-328 для детей 1-3 лет было в 5 раз выше, чем для взрослых, однако значения ОСП и для детей 1-3 лет, и для взрослых были на многие порядки величины ниже нормативных значений для воздействия УФ-328 за счет проглатывания пыли.

129. В Республике Корея УФ-328 обнаружен в грудном молоке (n = 208), причем ЧО составила 98%, а максимальная концентрация УФ-328 равнялась 334 нг/г м.ж.о. (Lee et al., 2015). Согласно оценкам, ОСП за счет потребления грудного молока составляет 0,36 мкг/кг массы тела/сутки. В образцах грудного молока (n = 87) из Японии, Филиппин и Вьетнама УФ-328 характеризовался ЧО = 16% при средней концентрации 1,2 нг/г м.ж.о. (Kim et al., 2019).

130. УФ-328 также выявлен в образцах жировой ткани человека, отобранных в Японии (n = 22, ЧО = 81%), Республике Корея (n = 18, ЧО = 88%), Индии (n = 5, ЧО = 60%), Испании (n = 12, ЧО = 16%) и США (n = 24, ЧО = 13%) (Yanagimoto et al., 2011 как указано в Germany, 2014). Максимальные отмеченные в литературе концентрации УФ-328 в жировой ткани человека были наиболее высоки в Японии (35 нг/г м.ж.о.), затем следовала Республика Корея (20 нг/г м.ж.о.), Индия (6 нг/г м.ж.о.), Испания (6 нг/г м.ж.о.) и США (2 нг/г м.ж.о.).

2.4 Оценка опасности по конечным параметрам, вызывающим обеспокоенность

131. УФ-328 токсичен для млекопитающих, поскольку способен вызывать отрицательные последствия при неоднократном воздействии на конкретные целевые органы, прежде всего печень и почки. В связи с этим Комитет по оценке рисков Европейского агентства по химическим веществам заключил, что УФ-328 соответствует критериям для специфической избирательной токсичности, поражающей отдельные органы-мишени при многократном воздействии в подкатегории 2 (STOT RE 2), согласно Регламенту ЕС № 1272/2008 о классификации, маркировке и упаковке (КМУ) на основании исследований токсичности при многократном воздействии, проведенных на крысах (ECHA, 2013, 2014).

132. Каких-либо фактических данных о канцерогенности, генотоксичности и мутагенности УФ-328 не приводилось (ECCC and Health Canada, 2016; ECHA, 2020a).

133. В регистрационном досье ЕС для УФ-328 указаны следующие краткие характеристики опасности: H373 – специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы-мишени при многократном воздействии, класс 2 (STOT RE 2), и H413 – может вызывать долгосрочные вредные последствия для водных организмов (опасность для водной среды – долгосрочная опасность 4) (ECHA, 2020a). 93% и 88% уведомлений в перечне маркировок EAXB содержат характеристики H373 и H413, соответственно. H411 (опасность для водной среды – долгосрочная опасность, класс 2) и H412 (опасность для водной среды – долгосрочная опасность, класс 3) приведены в 4% и 2% уведомлений. Другие классификации опасности, присутствующие менее чем в 2% уведомлений, таковы: H302 (острая токсичность – пероральная, 4), H312 (острая токсичность – дермальная, 4), H315 (разъедание/раздражение кожи, 2), H319 (серьезное повреждение/раздражение глаз, 2), H332 (острая токсичность – при ингаляционном воздействии, 4), H334 (сенсибилизация – респираторная, 1), H335 (специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы – мишени при однократном воздействии; раздражение дыхательных путей, 3) и H372 (специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы – мишени при многократном воздействии, 1) (ECHA, 2021). Одной из Сторон представлена классификация опасности со следующими краткими характеристиками опасности: H303 (острая токсичность – пероральная, 5), H312, H330 (острая токсичность – при ингаляционном воздействии, 1), H372 и H412 (Annex E, 2021).

2.4.1 Токсичность для млекопитающих

2.4.1.1 Токсичность при многократном воздействии

134. В исследованиях токсичности при многократном введении на крысах и собаках породы бигль показано, что УФ-328 проявляет токсичность для млекопитающих, причем основными органами-мишенями являются печень и почки.

135. Самцам и самкам крыс скармливали рацион, содержащий УФ-328, в течение 90 дней (субхроническое введение) (Til et al., 1968). Протокол испытания был схож с руководством по испытанию ОЭСР 408 (1968, не по GLP). Номинальные исследуемые концентрации УФ-328 в рационе подвергавшихся воздействию групп составляли 100, 200, 400, 800 и 1600 м.д., что соответствует фактической величине дозы УФ-328 приблизительно 10, 19, 40, 81 и 173 мг/кг массы тела/сутки, соответственно, исходя из массы тела и потребления корма экспериментальными животными (ECHA, 2020a; Til et al., 1968). В контрольной группе УФ-328 в рацион не добавлялся. Анализ крови на 12-й неделе исследования показал наличие дозозависимого снижения содержания гемоглобина у самцов начиная с величины дозы 19 мг/кг массы тела/сутки, а у самок – с величины дозы 81 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). У самцов и самок, подвергавшихся воздействию при самой высокой величине дозы, наблюдалось снижение уровня гемоглобина на 12% и 6% относительно контрольных особей, соответственно (ECHA, 2013). Степень снижения гематокрита была пропорциональна снижению содержания гемоглобина (ECHA, 2013). Активность глюкозо-фосфатазы в объединенном образце почек как самцов, так и самок повысилась по сравнению с контролем при всех величинах дозы (ECHA, 2013). Другие биохимические исследования не проводились. Средняя относительная масса печени была отчетливо повышена при всех величинах дозы как у самцов, так и у самок (ECHA, 2013). Относительная масса почек была увеличена на фоне трех максимальных величин дозы как у самцов, так и у самок (ECHA, 2013). Относительная масса щитовидной железы была выше, чем у контрольных животных, начиная с величины дозы 19 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). У самцов крыс относительная масса селезенки была повышена на фоне двух максимальных величин дозы, а относительная масса яичек – увеличена на фоне трех максимальных величин дозы (ECHA, 2013). Относительные массы всех органов, измеренные в данном исследовании, опубликованы в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Макроскопическое патологоанатомическое исследование печени через 13 недель выявило явное увеличение и зеленовато-коричневую окраску печени (ECHA, 2013). Микроскопическое исследование печени выявило ее поражение при всех величинах дозы УФ-328 у самцов и самок крыс, причем тяжесть поражения снижалась с уменьшением величины дозы (ECHA, 2013). При двух наивысших величинах дозы у самцов, и в меньшей степени у самок, иногда наблюдался очаговый некроз (ECHA, 2013). Зеленоватое окрашивание почек наблюдалось у самцов и самок, подвергавшихся воздействию в двух наивысших величинах дозы (ECHA, 2013). Микроскопическое исследование почек выявило канальцевый нефроз у самцов при двух наивысших

концентрациях в пище (ECHA, 2013). Исходя из гистопатологических изменений, наблюдавшихся в печени и почках самцов, подвергавшихся воздействию при величине дозы 81 мг/кг массы тела/сутки, Комитет по оценке рисков EAXB отметил, что критерии тяжелых неблагоприятных воздействий на здоровье, определенные для отнесения к классу опасности «специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы-мишени при многократном воздействии», выполнены (ECHA, 2013). На основании изменений в гематологических и биохимических показателях, массе органов и результатах гистопатологического исследования, наблюдавшихся в данной работе, в регистрационном досье REACH был указан наименьший уровень, при котором наблюдается вредное воздействие (НУНВВ), равный 10 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2020a).

136. В другом исследовании самцам и самкам собак породы бигль скармливали рацион, содержащий УФ-328, в течение 90 дней (субхроническое введение) (Ciba-Geigy, 1970; ECHA, 2013). Протокол испытания был схож с OECD TG 409 (не по GLP), за исключением того, что в каждой опытной группе исследованию подвергалось по 3 животных каждого пола, а не по 5. Величины дозы УФ-328 в данном исследовании были таковы: 0 (контроль), 15, 30, 60, 120 и 240 мг/кг массы тела/сутки. Один самец из опытной группы с максимальной величиной дозы умер на 8 неделе исследования, а у животных, подвергавшихся воздействию при наиболее высоких величинах дозы, наблюдалось снижение потребления пищи и массы тела, а также поведенческие признаки вялости и слабости (ECHA, 2013). При анализе крови установлено снижение числа эритроцитов, гематокрита, содержания гемоглобина в крови, увеличение среднего объема эритроцита и снижение среднего содержания гемоглобина в эритроцитах, а также снижение средней концентрации гемоглобина в эритроцитах собак, подвергавшихся воздействию доз 120 и 240 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). Содержание гемоглобина в крови самцов собак, получавших исследуемое вещество в дозе 120 мг/кг массы тела/сутки, и самок, получавших его в дозе 240 мг/кг массы тела/сутки, было более чем на 20% снижено по сравнению с контрольными (ECHA, 2013). Биохимический анализ показал, что активность некоторых ферментов плазмы крови была повышена (ECHA, 2013). К таковым относились глутамат-пируваттрансаминаза (ГПТ) (или аланинтрансаминаза (АЛТ)), глутамат-оксалоацетаттрансаминаза (ГОТ) (или аспартаттрансаминаза (АСТ)) и щелочная фосфатаза (ЩФ) (ECHA, 2013). Увеличение активности этих трех ферментов наблюдалось у самцов начиная с величины дозы 15 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). У самок высокая активность ЩФ сыворотки наблюдалась при величине дозы 15 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). Суммарный белок в сыворотке был уменьшен у подвергавшихся воздействию самцов и самок; значения у самцов и самок, подвергавшихся воздействию при наибольшей величине дозы, составляли 86% и 81,5% относительно контроля, соответственно (ECHA, 2013). Изменения белкового состава сыворотки наблюдались начиная с величины дозы 30 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). При вскрытии абсолютная масса печени самцов и самок при всех величинах дозы была достоверно увеличена по сравнению с контролем (ECHA, 2013). Патологоанатомическое исследование печени показало наличие жировой инфильтрации клеток Купфера, глобул белка в цитоплазме, желтой пигментации клеток Купфера и гиперплазии клеток Купфера начиная с величины дозы 15 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013). Жировое перерождение гепатоцитов наблюдалось у собак, подвергавшихся воздействию в дозе 60 мг/кг массы тела/сутки и более высоких дозах (ECHA, 2013). Исходя из гистопатологических эффектов, наблюдавшихся у собак при величине дозы 60 мг/кг массы тела/сутки, изменений ряда ферментов в сыворотке и изменений белкового состава сыворотки, Комитет по оценке рисков EAXB указал, что критерии отнесения УФ-328 к классу опасности «специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы-мишени при многократном воздействии», выполнены. На основании результатов этого исследования, в регистрационном досье согласно регламенту REACH был заявлен уровень, при котором не наблюдается вредного воздействия (УННВВ), равный 30 мг/кг массы тела/сутки, и НУНВВ, равный 60 мг/кг массы тела/сутки (ECHA, 2013).

137. В канадской оценке УФ-328 также учтены представленные выше исследования токсичности с многократным воздействием и произведен перенос данных для двух структурно схожих аналогов, 2-(2H-бензотриазол-2-ил)-4,6-бис(1-метил-1-фенилэтил)фенола (КАС № 70321-86-7) и 2-(2H-бензотриазол-2-ил)-4-метилфенола (КАС № 2440-22-4), чтобы закрыть лакуны в данных о хронической токсичности (ECCC and Health Canada, 2016). В заключении по результатам канадской оценки утверждается, что уровень, при котором наблюдалось слабое воздействие, в этих исследованиях составлял от 5 мг/кг массы тела/сутки и выше, и установлено, что НУНВВ равен 15 мг/кг массы тела/сутки (ECCC and Health Canada, 2016).

138. Исходя из УННВВ для приведенного исследования токсичности у собак при многократном воздействии, выведенный уровень, при котором не наблюдается воздействия (ВУННВ) экстраполирован на человека и приведен в регистрационном досье в разбивке по отраслям промышленности в соответствии с регламентом REACH (ECHA, 2013). Значения ВУННВ, приведенные в таблице 8, не были рассмотрены уполномоченным органом. Дополнительные сведения о методике расчета этих значений ВУННВ см. в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. Однако, если ВУННВ рассчитывались на основании НУНВВ из исследования токсичности при многократном воздействии, проводившегося на крысах, то значения должны равняться одной трети значений, приведенных в таблице 8. Кроме того, ВУННВ представляет собой внешнее исходное значение и обычно основывается на наименьшем достоверном УННВВ, а не НУНВВ. Поэтому

значения, приведенные в таблице 8, имеют значительную неопределенность и не должны использоваться для сравнения с измеренными концентрациями в организме человека.

Таблица 8. ВУННВ для системных эффектов из-за длительного воздействия УФ-328 у работников и населения в целом согласно регистрационному досье по регламенту REACH (ECHA, 2013)

Путь воздействия	ВУННВ, работники	ВУННВ, население в целом
Вдыхание	0,7 мг/м³	0,17 мг/м³
Всасывание через кожу	0,3 мг/кг массы тела/сутки	0,14 мг/кг массы тела/сутки
Проглатывание		0,14 мг/кг массы тела/сутки

2.4.1.2 Острая токсичность

139. В ряде исследований изучалась острая токсичность УФ-328 при однократном воздействии (ECHA, 2020a). В исследовании с введением через внутрижелудочный зонд крысам и мышам после однократного введения УФ-328 макроскопических изменений органов не выявлено (Ciba-Geigy, 1978). LD_{50} (летальная доза) при пероральном введении составляла приблизительно 2300 мг/кг массы тела. В другом схожем исследовании на крысах LD_{50} была выше максимальной исследованной дозы, составлявшей 7750 мг/кг массы тела (Ciba-Geigy, 1978). У крыс-альбиносов (методика исследования аналогична OECD TG 401, не по GLP, 1987), LD_{50} превышал исследуемую дозу 2000 мг/кг массы тела (ECHA, 2020a).

140. В исследовании (1973 год), протокол которого был схож с OECD TG 403 (не по GLP), крысы подвергались действию УФ-328 через нос в виде аэрозоля в течение 4 часов, в качестве растворителя использовался этанол (ECHA, 2020a). $ЛК_{50}$ превышала исследуемую концентрацию, равную 0,4 мг/л воздуха. Распределение частиц аэрозоля по размеру было приблизительно таким: 7,5% > 7 мкм, 5% 3-7 мкм, 55% 1-3 мкм, 32,5% < 1 мкм. В другом исследовании (1977 год) крыс подвергали действию УФ-328 в течение 1 часа посредством вдыхания пыли (воздействие на все тело) (ECHA, 2020a). $ЛК_{50}$ была выше, чем использовавшаяся в испытании концентрация, составляющая 0,13 мг/л воздуха (ECHA, 2020a).

141. Измеренная у кроликов LD_{50} при всасывании через кожу при однократном воздействии УФ-328 находилась в диапазоне 1,1-3,0 г/кг (ECHA, 2020a). Раздражение/сенсибилизация кожи и раздражение органов зрения не наблюдались (ECHA, 2020a).

2.4.1.3 Репродуктивная и онтогенетическая токсичность

142. Исследования репродуктивной и онтогенетической токсичности УФ-328 не проводились. Однако результаты исследований при многократном введении на крысах и собаках (описанных в разделе 2.4.1.1) указывают на возможность отрицательного влияния на репродукцию и онтогенез человека. У самцов крыс, подвергавшихся воздействию УФ-328 при величине дозы от 40 мг/кг массы тела/сутки и выше, достоверно увеличилась относительная масса яичек (ECHA, 2013). В данном исследовании гистопатологические исследования органов размножения крыс не проводились. У самцов и самок крыс масса щитовидной железы выше, чем у контрольных особей, начиная с величины дозы 19 мг/кг массы тела/сутки. Данные об относительной массе яичка и щитовидной железы у подопытных животных см. в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17.

143. В исследовании на собаках показано, что у некоторых собак, подвергавшихся воздействию при величине дозы 60 мг/кг массы тела/сутки наблюдались изменения репродуктивных органов, которые можно было объяснить воздействием УФ-328 (ECHA, 2013, 2020a). У некоторых самцов собак в яичках наблюдалась атрофия канальцев и наличие многоядерных гигантских клеток, а также дефекты сперматогенеза (ECHA, 2013, 2020a). В предстательной железе некоторых самцов собак, получивших исследуемое вещество в дозе до 12 мг/кг массы тела/сутки и 240 мг/кг массы тела/сутки, наблюдалась выраженная атрофия и склероз стромы (ECHA, 2013, 2020a). У некоторых самок собак, получавших это вещество в дозе от 60 мг/кг массы тела/сутки, наблюдалась легкая атрофия всех слоев матки (ECHA, 2013, 2020a). Исходя из этих данных, УФ-328 потенциально может оказывать отрицательное влияние на репродукцию.

144. В работе Zhuang et al. (2017) проведены эксперименты in vitro, в которых двугибридный анализ с использованием дрожжей использовался для оценки способности УФ-328 нарушать работу андрогенового рецептора (АР) до и после метаболической активации микросомами печени человека (МПЧ) и ферментом CYP3A4. Клетки дрожжей подвергались действию УФ-328 в диапазоне концентраций $5\cdot 10^{-4}$-50 мкМ. В этом диапазоне концентраций токсичность для клеток дрожжей не наблюдалась. До метаболической активации МПЧ и CYP3A4 существенной антиандрогенной активности в диапазоне концентраций $5\cdot 10^{-4}$-5 мкМ не наблюдалось. Однако наблюдалась слабая антагонистическая токсичность при концентрации УФ-328 50 мкМ. Три концентрации: 0,0025, 0,025 и 0,25 мкМ, были дополнительно исследованы для сравнения антиандрогенных эффектов до и после метаболизации. После метаболической активации CYP3A4 воздействие УФ-328 привело к существенному увеличению антиандрогенной активности по сравнению с

уровнем до активации при исследуемой концентрации 0,25 мкМ; степень ингибирования метаболитов УФ-328 выросла с 17,1 ± 3,0% до 40,7 ± 4,9%. После метаболической активации с использованием МПЧ также наблюдался выраженный рост степени ингибирования (от 28,0 ± 6,3% до 43,3 ± 1,5%). Эти данные указывают, что УФ-328 может обладать антиандрогенным эффектом. В другом исследовании in vitro двугибридный анализ с использованием дрожжей показал, что в исследуемом диапазоне концентраций 10^{-3}-10^{-7} (конечная концентрация УФ-328 растворена в ДМСО) УФ-328 не проявлял значимой эстрогенной активности (Kawamura et al., 2003).

2.4.2 Экотоксичность

145. Стандартные испытания не дали убедительных подтверждений острой экотоксичности УФ-328 (подробности см. ниже). Однако в недавних исследованиях длительного воздействия УФ-328 на водные организмы на основании результатов, полученных на взрослых особях данио-рерио, был показан потенциал неблагоприятных эффектов (Hemalatha et al., 2020). Данные моделирования с помощью инструмента «ECOSAR» также указывают на экотоксичность УФ-328 (US EPA, 2012).

146. Учитывая низкую растворимость УФ-328 в воде, исследования долговременной токсичности больше подходят для оценки экотоксичности УФ-328 для водных экосистем. В работе Hemalatha et al. (2020) исследовались эффекты воздействия УФ-328 на взрослых особей данио-рерио. Акклиматизация подопытных организмов (n = 750) к лабораторным условиям проводилась по методике OECD TG 305. После акклиматизации рыб разделили на пять экспериментальных групп: группа контроля с водой, группа контроля с растворителем и три опытные группы. В каждой группе эксперимент проводился в трех параллельных подгруппах, в каждой из которых имелось 50 рыб в 25 л испытуемого раствора. Рыбы в опытных группах подвергались воздействию раствора УФ-328, приготовленного в ДМСО, в концентрации 0,01, 0,1 и 1 мг/л в течение 14, 28 и 42 суток. Исследуемые растворы в емкостях заменяли каждые 24 часа для поддержания исследуемой концентрации, однако авторы не сообщали о том, проверялись ли эти концентрации путем анализа. Биохимические исследования ткани печени на 14 и 28 день показали, что активность супероксиддисмутазы (СОД), каталазы (КАТ) и глутатионпероксидазы (ГП) достоверно увеличились на фоне воздействия концентрации 0,1 и 1 мг/л. Были проведены и гистопатологические исследования образцов печени. У рыбы, подвергавшейся воздействию УФ-328 в концентрации 0,01 и 0,1 мг/л в течение 14 дней, обнаружены немногочисленные поражения, в том числе синусоиды печени, с низкой степенью вакуолизации гепатоцитов и увеличения ядер, во всех участках печеночной ткани. У рыбы, подвергавшейся воздействию УФ-328 в концентрации 1 мг/л, наблюдались эозинофильные гранулы, пикноз ядер, вакуолизация и дегенерация цитоплазмы, расширение синусоид, дегенерация и гипертрофия ядер. На 28 день поражения стали более широко распространенными и сопровождались жировой вакуолизацией во всех опытных группах. Кроме того, у рыб, подвергавшихся воздействию концентрации 0,1 и 1 мг/л, во многих местах наблюдалась гранулярная дегенерация гепатоцитов и тяжелый некроз печени. На 42-й день гистологические изменения с увеличением концентрации стали более тяжелыми, причем наиболее тяжелые из них включали кровоизлияния из вен, пикноз ядер, некроз с поражением синусоид и полную дегенерацию гепатоцитов. Кроме того, в группе, подвергавшейся воздействию в концентрации 1 мг/л, на 42 день отмечено полнокровие синусоид и агрегатов меланомакрофагов. Во время акклиматизации и воздействия случаи гибели рыб отсутствовали. О влиянии на длину тела или рост рыб не сообщалось.

147. В работе Giraudo et al. (2020) исследовались эффекты воздействия УФ-328 на молодь радужной форели (Oncorhynchus mykiss) при пероральном поступлении в течение 28 дней согласно методике OECD TG 305. Концентрированные растворы УФ-328 готовились в ацетонитриле, а затем использовались для приготовления рабочих растворов в дистиллированной воде. Гранулы корма для форели готовились таким образом, чтобы получить номинальную концентрацию 50 нг/г УФ-328 в корме. Рыб поместили в четыре экспериментальные емкости объемом 60 л, по 13 рыб в емкости. Три емкости были опытными, в которых рыбам скармливали рацион, содержащий УФ-328. Оставшаяся емкость служила контрольной (содержала ту же конечную концентрацию ацетонитрила, что и опытные емкости). Рыбам ежедневно давали фиксированную порцию рациона массой 4% от средней сырой массы тела рыб. Средняя масса тела рыб составляла 3,25 ± 0,14 г. Через 28 дней рыб случайным образом отбирали и забивали для дальнейшего анализа. Анализ показал, что воздействие УФ-328 в той концентрации, в которой он скармливался, не оказало какого-либо влияния на длину и массу тела и коэффициент упитанности по Фультону. Однако воздействие УФ-328 привело к транскрипционным изменениям, индукции транскрипции рибосомных белков, снижению экспрессии генов, участвующих в иммунном ответе, и повлияло на гены, участвующие в гомеостазе железа (Giraudo et al., 2020). Тем рыбам из опытной группы, которые не были забиты, в течение 5 дней по окончании 28-дневного периода скармливали контрольную диету для выведения исследуемого вещества. Во время этого периода выведения концентрация УФ-328 в печени рыб ежедневно снижалась на 20,9%, а период полувыведения был оценен в 3 суток.

148. В работе Giraudo et al. (2017) исследовались эффекты воздействия УФ-328 на пресноводные зеленые водоросли Chlamydomonas reinhardtii и пресноводных рачков Daphnia magna. Для экспериментов на водорослях экспоненциально растущие клетки разбавляли свежей средой, чтобы получить плотность клеток,

равную $1 \cdot 10^6$ клеток/мл. Водоросли подвергались воздействию раствора УФ-328 в концентрации 0,01 и 10 мкг/л (разбавленного в 0,05% ДМСО) в течение 96 часов. Эксперименты проводились в трех повторностях, при этом имелся контроль с соответствующей концентрацией ДМСО. Сообщалось, что после воздействия УФ-328 выделение активных форм кислорода увеличилось (Giraudo et al., 2017). По жизнеспособности подвергшиеся воздействию клетки достоверно не отличались от контрольных. Для экспериментов на рачках (в соответствии с методикой OECD TG 211) 5 групп по 12 новорожденных (< 24 ч) особей Daphnia magna подвергались воздействию УФ-328 в концентрации 0,01 и 10 мкг/л (разбавленного 0,05% ДМСО) в течение 21 суток. Случаи гибели отсутствовали, а после 21-дневного периода воздействия влияния на рост, репродукцию и транскрипцию генов не наблюдалось.

149. По прогнозам «ECOSAR» для УФ-328, концентрация для хронического воздействия (КХВ) и $ЛК_{50}/ЭК_{50}$ для пресноводной рыбы, дафний и зеленых водорослей составляют < 0,1 мг/л (US EPA, 2012). КХВ рассчитывается как среднее геометрическое КННВ и НКНВ.

150. Имеющиеся данные об экотоксичности, полученные в исследованиях острой токсичности для пресноводных организмов (рыб, ракообразных и водорослей) согласно руководствам по проведению испытаний ОЭСР, не говорят о наличии отрицательных эффектов УФ-328 в пределах растворимости в воде. Однако учитывая низкую растворимость УФ-328 в воде, ожидается, что такой путь воздействия (то есть УФ-328, растворенного в воде в свободном виде, а не в составе рациона) при краткой продолжительности воздействия неспособен создать в подопытных организмах достаточные внутренние концентрации УФ-328 для появления эффектов. Тем не менее, здесь приведены экотоксикологические значения УФ-328 для рыб, ракообразных и водорослей, представленные в таблицах 9-11. Примечание: для экотоксикологических исследований, в которых в качестве источника приведено регистрационное досье согласно регламенту REACH (ECHA, 2020a), доступны только сводные показатели.

Таблица 9. Экотоксикологические значения УФ-328 для рыб

Вид рыб	Метод испытания	КННВ/$ЛК_{50}$	Библиография
Danio rerio	OECD TG 203, не по GLP, 1988	КННВ/$ЛК_{50} \geq$ 100 мг/л через 96 ч	ECHA, 2020a
Oryzias latipes	OECD TG 203, GLP, 2007	$ЛК_{50} \geq$ 0,08 мг/л через 96 ч	ECHA, 2020a

Таблица 10. Экотоксикологические значения УФ-328 для ракообразных

Вид ракообразных	Метод испытания	КННВ/$ЭК_{50}$	Библиография
Daphnia magna	OECD TG 202, GLP, 2007	$ЭК_{50}$ > 83 мкг/л через 48 ч	ECHA, 2020a
	OECD TG 202, не по GLP, 1988	$ЛК_{50}$ > 10 мг/л через 48 ч	ECHA, 2020a
		$ЭК_{50}$ > 100 мг/л КННВ = 5,8 мг/л через 24 ч	ECHA, 2020a
Daphnia pulex	OECD TG 202	КННВ ≥ 10 мг/л через 24 ч. и 48 ч	Kim et al., 2011

Таблица 11. Экотоксикологические значения УФ-328 для водорослей

Вид водорослей	Метод испытания	КННВ/$ЛК_{50}$	Библиография
Pseudokirchneriella subcapitata	OECD TG 201, статический, GLP, 2007	КННВ = 0,016 мг/л (предел при испытании)	ECHA, 2020a
Scenedesmus subspicatus		КННВ < 0,1 мг/л для подавления роста через 72 часа	Hicks and Geldhill, 1993

151. Следует отметить, что для водорослей Scenedesmus subspicatus некоторый эффект подавления роста наблюдался через 72 часа после воздействия УФ-328 во всех испытанных концентрациях (включая минимальную концентрацию 0,1 мг/л) (Hicks & Gledhill, 1993). Однако в современном исследовании на водорослях по стандарту GLP, проведенном согласно методике OECD TG 201, какие-либо эффекты не наблюдались.

152. Для микроорганизмов из шлама сточных вод $ЭК_{50}$ и $ЛК_{50}$ через 3 часа были выше исследуемой концентрации 100 мг/л (OECD TG 209, статические условия, не по GLP, 1988 год) (ECHA, 2020a).

153. На основании неограниченных эффективных концентраций, приведенных в исследованиях острой экотоксичности на пресноводных организмах, в регистрационном досье согласно регламенту REACH в разбивке по отраслям промышленности приведена прогнозируемая безопасная концентрация (ПБК) УФ-328 для водных организмов (ECHA, 2020a). Информация о том, как рассчитывались значения ПБК, приведены в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17. ПБК для различных матриц из окружающей среды и ПБК для вторичного отравления, которые не были рассмотрены уполномоченным органом, приведены в таблице 12. Примечание: если ПБК для вторичного отравления рассчитано на основании НУНВВ из исследования

токсичности при многократном воздействии на крыс, то ПБК для вторичного отравления будет в 6 раз меньше значения, приведенного в таблице 12.

Таблица 12. ПБК УФ-328 для водных организмов в пресной воде, морской воде, очистных сооружениях сточных вод, донных отложениях пресноводных водоемов и морей, для наземных организмов в почве и вторичного отравления хищников, как сообщается в регистрационном досье REACH. Источник: ECHA, 2020a; UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17.

Матрица	Значение ПБК
Пресная вода	10 мкг/л
Пресная вода (нерегулярный сброс)	100 мкг/л
Морская вода	1 мкг/л
Очистные сооружения	1000 мкг/л
Донные отложения (пресноводные)	451 мкг/г отложений, сух. в.
Донные отложения (морские)	45,1 мкг/г отложений, сух. в.
Почва	90 мкг/г, сух. в.
Вторичное отравление хищников (собака)	13,2 мкг/г пищи
Вторичное отравление хищников (крыса)	2,2 мкг/г пищи

154. Сравнение данных контроля окружающей среды (раздел 2.3.1) с этими ПБК показывает, что в большинстве случаев концентрации в окружающей среде ниже соответствующих ПБК. Однако имеются случаи, в которых концентрации в окружающей среде приблизились к ПБК или превзошли их. К ним относятся выявление УФ-328 в концентрации до 4,8 мкг/л в загрязненных реках Японии; эта концентрация совпадает по порядку величины с ПБК, которая для пресноводных систем равна 10 мкг/л. Данные мониторинга из залива Наррагансетт, США, который представляет собой место исторического загрязнения УФ-328, показывают, что в прошлом значения ПБК для пресноводных водоемов (10 мкг/л) и очистных сооружений (1000 мкг/л) превышались, так как сообщалось об обнаружении в этих матрицах максимальных концентраций 85 мкг/л и 4700 мкг/л, соответственно; концентрация УФ-328, определенная в донных отложениях (300 мкг/г сух. в.), также приблизилась к значению ПБК для донных отложений пресноводных водоемов (451 мкг/г сух. в.).

155. Кроме того, высокая концентрация УФ-328, выявленная в секрете копчиковых желез морских птиц в отдаленных регионах (например, 1-7 мкг/г м.ж.о. у большого пестробрюхого буревестника с о. Гоф и голубого буревестника с о. Марион-Айленд), может быть значимой для вторичного отравления хищников. К хищным млекопитающим, охотящимся на морских птиц на островах, могут относиться крысы, одичавшие кошки, домовые мыши, свиньи, мангусты, лисы и гигантская белозубка (Towns et al., 2011). Хотя концентрация в секрете копчиковой железы может не быть непосредственно сопоставима с ПБК в контексте вторичного отравления, в исследовании с кормлением, описанным в работе Tanaka et al. (2020b), показано, что концентрация УФ-328 в секрете копчиковой железы через 32 дня после воздействия была очень близка к концентрации в брюшной жировой ткани. Таким образом, исходя из предположения, что у морских птиц содержание жира составляет 5-15% общей массы тела (Spear & Ainley, 1998), концентрация УФ-328 во всем организме морских птиц (0,05-1,1 мкг/г) должна быть на 1-2 порядка величины ниже ПБК для вторичного отравления хищников (13,2 мкг/г пищи, по результатам расчета исходя из УННВВ для собак).

156. ПБК для вторичного отравления, рассчитанная исходя из НУНВВ у крыс ($ПБК_{прогл.}$ = 2,2 мкг/г пищи; см. документ UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17), и концентрация УФ-328 во всем организме морских птиц совпадают по порядку величины. Это указывает на потенциальную возможность возникновения нежелательных явлений у хищных млекопитающих, охотящихся на морских птиц в отдаленных регионах. Примечание: так как исследования токсичности УФ-328 для птиц отсутствуют, то последствия повышенных концентраций УФ-328 для морских птиц неизвестны.

157. Данные об экотоксичности УФ-328 для сухопутной фауны, за исключением исследований токсичности при многократном воздействии, обсуждаемых в разделе 2.4.1, отсутствуют. Однако при оценке УФ-328 в рамках скрининга, проведенного в Канаде, заданное значение токсичности (ЗЗТ) для речной выдры и норки оценено в 2,34 и 3,86 мг/кг массы тела/сутки, соответственно, на основании результатов исследования токсичности у крыс при многократном воздействии (ECCC and Health Canada, 2016; Til et al., 1968). ЗЗТ при хроническом воздействии рассчитывались для речной выдры и норки, так как они представляют наземных млекопитающих, питающихся рыбой в окружающей среде Канады. Остаточные концентрации УФ-328 в тканях оценены исходя из результатов оценки концентрации УФ-328 в поверхностных водах вследствие высвобождения в результате промышленных процессов при производстве пластмасс, а также деятельности лакокрасочной отрасли (таблицы 4 и 5, соответственно), а также соображений о биоаккумуляции УФ-328 в рыбе на среднем уровне пищевой цепи (ECCC and Health Canada, 2016). Применив биоэнергетическую модель фауны, получили для речной выдры и норки общее суточное поступление (ОСП) УФ-328, равное 1,58 мг/кг

массы тела/сутки и 1,50 мг/кг массы тела/сутки, соответственно (ECCC and Health Canada, 2016). Коэффициенты риска (КР) рассчитывались для различных вариантов высвобождения в результате промышленных процессов, указанных ранее в разделе 2.1.3. КР рассчитывался путем деления ОСП на хроническое ЗЗТ. Обнаружено, что для большинства вариантов КР меньше 1 (ECCC and Health Canada, 2016). Однако для варианта, в котором УФ-328 поступал в небольшую реку с промышленного предприятия по производству пластмасс исходя из использования на этом предприятии 25 тонн УФ-328 в год, получен КР 1,68 (ECCC and Health Canada, 2016). Дополнительные сведения о различных вариантах высвобождения в результате промышленных процессов приведены в документе UNEP/POPS/POPRC.17/INF/17.

2.4.3 Токсикологические взаимодействия нескольких химических веществ

158. В целом отмечается недостаток исследований взаимодействия с другими веществами класса бензотриазолов с фенольными фрагментами. Однако в двух недавно проведенных исследованиях (описанных в разделе 2.4.2) определялись эффекты одновременного воздействия УФ-328 и УФ-234 на Chlamydomonas reinhardtii, Daphnia magna и Oncorhynchus mykiss (Giraudo et al., 2017, 2020). У C. reinhardtii после воздействия УФ-328 увеличилось выделение активных форм кислорода, а после воздействия УФ-234 увеличилась скорость перекисного окисления липидов (Giraudo et al., 234). Синергические эффекты на уровне транскрипции наблюдались после воздействия смеси УФ-328 и УФ-234; экспрессия глутатионпероксидазы увеличилась в 2-6 раз, что указывает на потенциальное воздействие на систему антиоксидантной защиты C. Reinhardtii (Giraudo et al., 2017). Однако нежелательных последствий не наблюдалось. У D. Magna после воздействия в течение 21 суток в концентрации 0,01 и 10 мкг/л УФ-328, УФ-234 и смеси этих двух веществ не наблюдалось какого-либо влияния на рост, репродукцию и транскрипцию генов. У O. Mykiss после воздействия смеси УФ-328 и УФ-234 не наблюдалось отчетливых подтверждений существенного синергического эффекта (Giraudo et al., 2017).

2.4.4 Заключение о токсичности

159. Исходя из результатов исследований токсичности на млекопитающих обнаружено, что УФ-328 приводит к отрицательным последствиям для здоровья и потенциально может ставить под угрозу здоровье человека и состояние окружающей среды, так как способен вызывать повреждения печени и почек при длительном или многократном поступлении пероральным путем (STOT RE 2). Ограниченные доказательства неблагоприятного воздействия на мужскую репродуктивную систему получены в результате двух устаревших нестандартных исследований, проведенных на крысах и собаках. В настоящее время не имеется современных стандартных исследований репродуктивной системы, проведенных с использованием УФ-328, которые подтвердили бы результаты этих нестандартных исследований. Стандартные испытания не подтвердили острую экотоксичность УФ-328. В имеющихся данных о водорослях и дафниях долгосрочные последствия не установлены. Однако последствия долговременного воздействия УФ-328, наблюдавшиеся у данио-рерио, могут указывать на потенциальное неблагоприятное влияние на печень рыб. Повышенный уровень УФ-328 в организме перелетных морских птиц на отдаленных островах, схожий с уровнем, при котором наблюдаются прогнозируемые последствия вторичного отравления охотящихся на них хищных млекопитающих, указывает на потенциальное отрицательное влияние на млекопитающих в отдаленных регионах, а также неизвестные последствия для самих птиц.

3. Обобщение информации

160. УФ-328 представляет собой фенольное производное бензотриазола, использующееся в качестве поглотителя УФ в широком круге промышленных применений и в потребительской продукции, что включает в себя краски, лаки, герметики, клеевые составы, типографские краски, потребительские ароматизирующие композиции, инертные пестициды, текстиль, изделия из резины и пластмасс. УФ-328 используется в основном в составе автомобильных деталей и покрытий, а также в качестве присадки к пластмассам, включая полимеры, типографскую краску и клеящие составы, использующиеся в пищевой упаковке. В автопромышленности УФ-328 используется в красках, покрытиях и герметиках, а также в жидкокристаллических панелях и измерительных приборах, установленных на транспортных средствах, и в составе смол во внутренних и наружных частях транспортных средств.

161. УФ-328 производится по всему миру в больших объемах (> 1000 тонн в год), однако общедоступные данные об объеме производства и о применениях отсутствуют. В последние годы в Европейском союзе УФ-328 признан веществом, требующим особого внимания, и включен в национальный перечень приоритетных веществ в Норвегии. На УФ-328 наложены законодательные ограничения в Королевстве Бахрейн.

162. УФ-328 выбрасывается в окружающую среду при промышленном производстве этого вещества и его использовании в составе продуктов и при утилизации или обработке содержащих УФ-328 продуктов по окончании срока службы. Как следствие, он выявлен в различных компонентах окружающей среды, включая атмосферный воздух, воду, почву, донные отложения, биоту и человека в различных частях света.

163. УФ-328 с трудом поддается биоразложению, а данные экспериментов и мониторинга показали, что УФ-328 стоек в почве и донных отложениях. Полевые исследования показали, что УФ-328 стоек в почве, причем его период полураспада превышает указанный в приложении D порог, равный 6 месяцам. Перенос по аналогии данных для структурно схожего соединения из класса фенольных производных бензотриазола указывает, что период полураспада УФ-328 в донных отложениях превышает указанный в приложении D порог, равный 6 месяцам. Это подтверждается данными мониторинга кернов донных отложений, отобранных около предприятия, производившего ранее УФ-328, в которых УФ-328 сохраняется даже через несколько десятилетий после прекращения производства УФ-328 на этом предприятии. Результаты моделирования показали, что УФ-328 стоек в воде, причем его период полураспада превышает указанный в приложении D порог, равный 2 месяцам.

164. Кроме того, УФ-328 способен к биоаккумуляции, характеризуется log $\underline{K_{OW}}$ > 5, а экспериментально определенный коэффициент биоконцентрации и оценочный коэффициент биоаккумуляции превышал указанный в приложении D порог, равный 5000 л/кг м.в.с. Указывались также измеренные значения КАБО и оцененные значения ТКУ > 1. Исходя из полевых данных о концентрации УФ-328 у бесперых морских свиней и их добыче, сообщалось о накоплении УФ-328 в тканях высших хищников УФ-328.

165. Аккумуляция УФ-328 в биоте вероятнее всего происходит за счет переноса по пищевой цепи, контакта с загрязненными донными отложениями и проглатывания пластмасс, содержащих УФ-328. Полевые эксперименты на морских птицах показали, что проглатывание пластмасс, содержащих УФ-328, может привести к обнаружению в брюшном жире, печени и секрете копчиковой железы морских птиц более высоких концентраций УФ-328 по сравнению с другими источниками воздействия, находящимися в окружающей среде.

166. УФ-328 часто обнаруживался в биоте отдаленных регионов, в том числе в арктической биоте и в организме перелетных морских птиц на отдаленных островах, что является следствием его способности к переносу на большие расстояния в окружающей среде. К этим морским птицам относятся голубой буревестник на о. Марион-Айленд, который обычно живет в Южном океане, к югу от Антарктического полярного фронта, однако характеризуются одними из наиболее высоких концентраций УФ-328 из измеренных в биоте на данный момент. Голубой буревестник в основном находит пищу в открытом океане, причем сообщалось, что пластиковый мусор проглатывало более 90% особей этого вида. Высокая концентрация УФ-328, определенная в их секрете копчиковой железы, вероятно, является следствием переноса УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде с пластиковым мусором, присутствующим в океанах. Наивысшие концентрации УФ-328 из измеренных в биоте на данный момент обнаружены у большого пестробрюхого буревестника на о. Гоф, что также может быть следствием переноса УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде с пластиковым мусором. Однако учитывая, что большой пестробрюхий буревестник – это трансэкваториальная перелетная птица, возможно, что перенос УФ-328 на большие расстояния от регионов-источников до этого отдаленного острова произошел в основном из-за миграции этой птицы.

167. Исходя из его физико-химических свойств, ожидается, что УФ-328 претерпевает перенос в атмосфере в связанном с механическими частицами виде. Согласно оценкам, полученным путем моделирования, потенциал УФ-328 претерпевать перенос на большие расстояния таким способом находится в том же диапазоне, что и для общепринятых СОЗ.

168. Человек может подвергаться воздействию УФ-328 при проглатывании/вдыхании загрязненной пыли, а также употреблении загрязненной рыбы и других морепродуктов. Малая скорость превращений УФ-328 в ходе обмена веществ у человека, медленное выделение с мочой, а также способность УФ-328 связываться с белками крови, указывает на потенциал биоаккумуляции УФ-328 у человека. УФ-328 выявлен в жировой ткани и грудном молоке человека в различных частях света.

169. Токсичность УФ-328 для млекопитающих показана в исследованиях токсичности при многократном воздействии на крысах и собаках. Исходя из существенных отрицательных явлений, обнаруженных в этих исследованиях, по критериям СГС ООН, УФ-328 был отнесен в ЕС к категории «специфическая избирательная токсичность, поражающая отдельные органы-мишени при многократном воздействии, класс 2». Основным эффектом УФ-328 на здоровье является гепатотоксичность. Кроме того, исходя из токсичности для крыс при многократном воздействии, УФ-328 оказывает неблагоприятное воздействие на почки. Помимо этого, исходя из существенного изменения массы яичек у крыс, а также сниженного сперматогенеза и изменения массы органов размножения у собак, имеются указания на потенциальное отрицательное влияние УФ-328 на репродукцию млекопитающих. Исходя из результатов исследования in vitro, УФ-328 также может обладать антиандрогенной активностью.

170. На основании гистопатологического исследования печени в исследовании с длительным воздействием УФ-328 на взрослых данио-рерио, показано, что УФ-328 вызывает неблагоприятные эффекты у рыб. Прогнозы, полученные путем моделирования, указывают на экотоксичность УФ-328 по отношению к водным организмам, однако в исследованиях острой экотоксичности для водных организмов, проведенных согласно

руководствам ОЭСР по проведению испытаний, какие-либо уровни, при которых возникают отрицательные эффекты, установить не удалось.

171. Концентрации УФ-328, измеренные на данный момент в окружающей среде, в целом ниже концентраций, при которых наблюдаются нежелательные явления, но имеются случаи, когда они могут достигать уровня, при котором могут возникать нежелательные явления. Так, сообщалось о потенциальном риске для наземной фауны в регионах-источниках за счет потребления загрязненной рыбы при определенных сценариях высвобождения в результате промышленных процессов. В некоторых загрязненных реках Японии уровень УФ-328 близок к ПБК для пресноводных экосистем. В отдаленных регионах повышенный уровень УФ-328, обнаруженный у большого пестробрюхого буревестника на о. Гоф, а также у голубого буревестника на о. Марион-Айленд, близок к ПБК, который значим для вторичного отравления питающихся ими хищных млекопитающих, а также сопряжен с неизвестными последствиями для самих птиц, так как исследования токсичности у птиц не проводились.

4. Окончательное заключение

172. УФ-328 не является естественным компонентом окружающей среды. Тем не менее в результате деятельности человека он выявлен в различных компонентах окружающей среды, включая атмосферный воздух, воду, почву, донные отложения и биоту. В результате исследований токсичности на млекопитающих и рыбах обнаружено, что УФ-328 приводит к отрицательным последствиям для здоровья и обнаруживался в организме людей в различных регионах мира. Он часто обнаруживался в арктической биоте и в организме перелетных морских птиц на отдаленных островах в концентрациях, приближающихся к уровню, при котором возникают нежелательные явления для питающихся ими хищных млекопитающих. Его частое обнаружение в отдаленных регионах является следствием его потенциала переноса на большие расстояния по воздуху, воде и мигрирующими видами.

173. Исходя из фактических данных о его стойкости, биоаккумуляции и токсичности для млекопитающих, широком распространении в различных компонентах окружающей среды и частому обнаружению в отдаленных регионах, был сделан вывод, что УФ-328 вследствие переноса на большие расстояния в окружающей среде, характеризуется высокой вероятностью существенного отрицательного влияния на здоровье человека и (или) окружающую среду, вследствие чего оправданы глобальные действия.

Библиография

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 derivates 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

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-diterpentylphenol (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

Evangeliou, 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

Giraudo, 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

Giraudo, 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

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

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., Strempel, S., Hukari, S., Ng, C. A., Blepp, M., & Hungerbuhler, 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*.

Tonnelier, A., Coecke, S., & Zaldívar, 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., Cózar, 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