



**Стокгольмская конвенция
о стойких органических
загрязнителях**

**Комитет по рассмотрению стойких
органических загрязнителей**

Шестнадцатое совещание

Женева (в онлайн-режиме), 11-16 января 2021 года

Пункт 4 b) предварительной повестки дня**

**Техническая работа: рассмотрение предложения о включении вещества УФ-328 в
приложения А, В и/или С к Конвенции**

**Предложение о включении вещества УФ-328 в
приложение А к Стокгольмской конвенции о стойких
органических загрязнителях**

Записка секретариата

I. Введение

1. Швейцария представила предложение о включении вещества УФ-328 в приложение А к Конвенции в соответствии с пунктом 1 статьи 8 Конвенции (см. приложение к настоящей записке). Это предложение распространяется в том виде, в каком оно было представлено, без официального редактирования. Результаты проведенной секретариатом проверки того, содержится ли в предложении информация, указанная в приложении D, изложены в документе UNEP/POPS/POPRC.16/INF/6/Rev.1.

II. Предлагаемые меры

2. Комитет, возможно, пожелает:

- a) рассмотреть информацию, представленную в настоящей записке;
- b) принять решение о том, считает ли он, что данное предложение удовлетворяет требованиям, содержащимся в статье 8 Конвенции и приложении D к Конвенции;
- c) если будет принято решение о том, что данное предложение соответствует требованиям, о которых говорится в подпункте 2 b) выше, разработать и согласовать план работы по подготовке проекта характеристики рисков согласно пункту 6 статьи 8.

* Переиздается по техническим причинам 21 октября 2020 года.

** UNEP/POPS/POPRC.16/1.

Приложение

Предложение о включении вещества УФ-328 в приложение А к Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях

1. Введение

1. Вещество УФ-328 является замещенным фенольным бензотриазолом (БЗТ), используемым в качестве поглотителя ультрафиолета во многих видах продукции. БЗТ поглощают весь спектр ультрафиолетового света и в основном используются в прозрачных пластмассах, покрытиях и средствах личной гигиены (СЛГ). Благодаря механизму их действия, поглощение ими энергии из ультрафиолетового света является обратимым и неразрушающим¹. БЗТ предпочтительны для термореактивных пластмасс, органических субстратов и покрытий, которые функционируют против атмосферных воздействий². УФ-328, в частности, может использоваться во многих типах пластиковых полимерных матриц, как правило, в концентрациях от 0,1 до 0,5 процента массы. Однако конечное количество может достигать 1 процента массы в некоторых пластиковых матрицах и 3 процентов массы в покрытиях³. УФ-328 также используется в качестве добавки к типографской краске в материалах, контактирующих с пищевыми продуктами⁴. Поскольку УФ-328 не связано с полимером, оно может мигрировать изнутри полимерной матрицы и в конечном итоге диффундировать из матрицы и попадать в окружающую среду.

2. Для УФ-328 в настоящее время существует девять действующих регистрантов/поставщиков в Европейском союзе (ЕС) в соответствии с регламентом REACH (регистрация, оценка, разрешение и ограничение применения химических веществ)⁵ и пять в Соединенных Штатах Америки (США) в соответствии с Законом о регулировании токсичных веществ (ЗРТВ)⁶. УФ-328 используется во всем мире в больших объемах (десяtkи тысяч тонн). По оценкам одного из крупных мировых производителей, около 50 процентов производимого УФ-328 используется в покрытиях, около 40 процентов – в пластмассах, резине и полиуретанах (ПУ), а остальные 10 процентов – в косметике⁷. В Канаде в 1986 году УФ-328 использовалось только в промышленных целях (63 процента в секторе пластмасс, 37 процентов в красках и покрытиях). В 2000 году основной объем применения приходился на автомобилестроение и производство пластмасс⁸. На основании информации, недавно представленной Европейскому агентству по химическим веществам (ЕАХВ), УФ-328 используется в ряде видов применения, в том числе в качестве стабилизатора ультрафиолетового излучения в полиолефиновых и пластиковых термоусадочных пленках, для отделки уличной мебели и прозрачных покрытий автомобилей, а также для светостабилизации покрытий, АБС-смолы, эпоксидной смолы, волокнистых смол, ПВХ, ненасыщенных полиэфиров, полиакрилатов и поликарбонатов. Оно особенно рекомендуется в качестве поглотителя УФ для полиолефинов, полиуретанов, ПВХ, полиакрилатов, эпоксидных смол и эластомеров. Другие виды применения включают строительные материалы, наполнители, обработку поверхностей, клеи, краски/лаки/лакировки, типографские краски, потребительские ароматизаторы, тканевые/текстильные/кожаные изделия и инертные пестициды⁹.

3. В соответствии с европейским регламентом REACH, УФ-328 было определено как вещество, вызывающее крайнюю озабоченность (ВВКО), в связи с его свойствами СБТ/оСоБ (стойкий, биоаккумулирующий, токсичный/очень стойкий и очень биоаккумулирующий). На основании этого в феврале 2020 года УФ-328 было добавлено в приложение XIV (Разрешительный перечень) регламента REACH⁵.

2. Идентификационные данные химического вещества

2.1 Наименования и регистрационные номера

Таблица 1. Наименования и регистрационные номера УФ-328

Общее наименование	УФ-328
МСТПХ	2-(2 <i>H</i> -Бензотриазол-2-ил)-4,6-бис(2-метилбутан-2-ил)фенол
КАС	Фенол, 2-(2 <i>H</i> -бензотриазол-2-ил)-4,6-бис(1,1-диметилпропил)-
Синонимы	2-(2 <i>H</i> -Бензотриазол-2-ил)-4,6-ди- <i>терт</i> -пентилфенол
Коммерческие наименования	BDTP, BLS 1328, Chiguard 328, Chisorb 328, Cyasorb UV 2337, Eversorb 74, GSTAB 328, Hostavin 3310 P, Kemisorb 74, Lowilite 28, Milestab 328, Seesorb 704, Songsorb 3280, Sumisorb 350, Thasorb UV328, Tin 328, Tinuvin 328, UV 2337, UV 74, Uvinul 3028, Viosorb 591
КАС №	25973-55-1
ЕС №	247-384-8

2.2 Структура

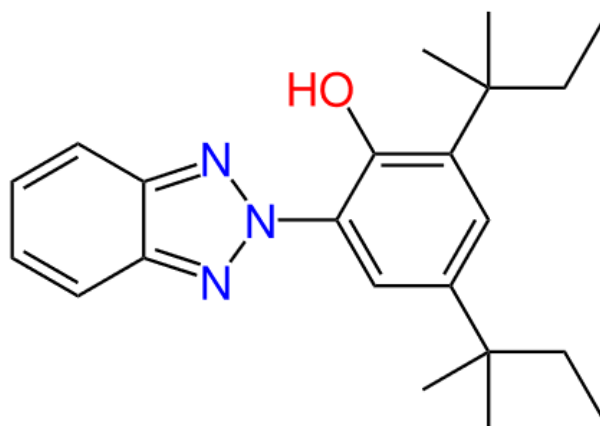


Рисунок 1. Химическая структура УФ-328

Таблица 2. Молекулярная характеристика УФ-328

Молекулярная формула	C ₂₂ H ₂₉ N ₃ O
Молекулярная масса	351,5 г/моль
Код SMILES (канонический)	CCC(C)(C)c1cc(c(c(c1)n2nc3ccccc3n2)O)C(C)(C)CC
Группа химических веществ	Органические
Подгруппа химических веществ	Бензотриазол (БЗТ), фенол
Тип вещества	Односоставное
Степень чистоты	≥ 80-100% (по весу)

2.3 Физико-химические свойства

Таблица 3. Физико-химические свойства УФ-328

	Значение	Источник
Физическое состояние	Желтый порошок (20°C, 101 кПа)	US EPA (2009), регистрационное досье REACH ¹⁰
Температура плавления	80-83°C	Установлено в экспериментальном порядке, US EPA (2001)
	137°C	Расчетный показатель (104-202°C), US EPA
	202°C	EPI Suite* (MPBPVP v1.43, средняя или взвешенная ТП)

* Результаты смоделированы с помощью EPI Suite™ v.4.10²².

	Значение	Источник
Температура кипения	Разложение > 180°C, до кипения	Установлено в экспериментальном порядке, дифференциальная сканирующая калориметрия (ДСК, 2013), регистрационное досье REACH ¹⁰
	> 230°C	Расчетный показатель, термогравиметрический анализ (2012), регистрационное досье REACH ¹⁰
	478°C	EPI Suite (MPBPVP v1.43, адаптированный метод Штайна и Брауна)
Давление пара	2,6 × 10 ⁻⁸ Па (25°C)	EPI Suite (MPBPVP v1.43, модифицированный метод Грейна)
	5,0 × 10 ⁻⁶ Па (20°C), 0,1 Па (100°C)	Установлено в экспериментальном порядке, DSC (1976), регистрационное досье REACH ¹⁰
Константа Генри	6,5 × 10 ⁻¹³ атм·м ³ /моль	EPI Suite (HENRYWIN v3.20, метод Бонда)
	6,2 × 10 ⁻⁸ атм·м ³ /моль	OPERA [†]
pKa	8,9 ± 0,5 (кислота), 0,7 ± 0,3 (основная)	ACD/Labs, Classic Module Report
	10,3 ± 0,8 (кислота), -1,0 ± 1,5 (основная)	ACD/Labs, GALAS Module Report
Растворимость в воде	< 1 мкг/л (20°C, pH 6,3-6,4)	Установлено в экспериментальном порядке, метод ЕС А.6, метод элюирования колонны (2001), регистрационное досье REACH ¹⁰
	1,3 × 10 ⁻⁵ мг/л	Расчетный показатель (4,2 × 10 ⁻⁸ - 3,1 × 10 ⁻⁵ мг/л), US EPA
	0,015 мг/л	EPI Suite (WSKOW v1.42, из logK _{OW})
	0,42 мг/л	EPI Suite (WATERNT v1.01, из фрагментов)
	0,02 мг/л	Установлено в экспериментальном порядке, динамически связанная колонна ¹¹
Плотность	1,1 г/см ³	Расчетный показатель (1,1-1,2 г/см ³), US EPA
	1,2 г/см ³ (20°C)	Установлено в экспериментальном порядке, IA 79/1 (пикнометр для воздушного сравнения, 1976), регистрационное досье REACH ¹⁰
Коэффициент распределения «воздух-вода», логарифмическое значение (logK_{AW})	-10,6	EPI Suite (KOAWIN v1.10, HenryWin est.)
Коэффициент распределения «октанол-вода», логарифмическое значение (logK_{OW})	> 6,5 (23°C, pH 6,4)	Установлено в экспериментальном порядке, РИ ОЭСР 117 [‡] (2012), регистрационное досье REACH ¹⁰
	7,3 (25°C)	EPI Suite (KOAWIN v1.10, KowWin v1.68)
Коэффициент распределения адсорбции почвой, логарифмическое значение (logK_{OC})	3,6	Расчетный показатель, US EPA
	5,2	EPI Suite (KOCWIN v2.00, метод Kow), 2011
	5,6 (20°C)	EPI Suite (KOCWIN v2.00, метод MCI), 2011
Коэффициент распределения «октанол-воздух», логарифмическое значение (logK_{OA})	10,5	OPERA
	17,8	EPI Suite (KOAWIN v1.10, расчетный показатель KOAWIN v1.10)

[†] Результаты смоделированы с помощью OPERA¹⁸⁴.

[‡] Руководство Организации экономического сотрудничества и развития по проведению испытаний химических веществ (РИ ОЭСР). Ключ к названиям испытаний приведен в разделе 6.1.2.

2.4 Объем производства в тоннах

4. ОЭСР определила УФ-328 как химическое вещество с высоким объемом производства (ХВВП). В Европе УФ-328 полностью зарегистрировано по REACH в тоннажном диапазоне 100-1000 т/год¹⁰. ЕАХВ недавно включило УФ-328 в перечень добавок к пластмассам с высоким объемом потребления, используемых в ЕС¹². Согласно базе данных «Вещества, содержащиеся в продукции в скандинавских странах» (СПИН), общий объем потребления УФ-328 в скандинавских странах (Дания, Норвегия, Финляндия и Швеция) с 2006 года составляет < 10 т/год. В Швеции в 2015 году наблюдалось резкое увеличение до 244 тонн, но в 2016 году произошло снижение до 1 тонны¹³. В Великобритании УФ-328 вошло в перечень приоритетных веществ для дальнейшего изучения в связи с его потенциалом СБТ и присутствием на европейском рынке в диапазоне 10-1000 т/год¹⁴.

5. В США в 2011 году зарегистрированный национальный совокупный объем производства составил около 1000 тонн; с 2012 по 2016 год он составлял около 450-4500 т/год. УФ-328 не производится в Канаде. Тем не менее, в 2000 году было импортировано 100-1000 тонн для использования в качестве поглотителя УФ в автомобильных и промышленных покрытиях, красках и пластмассах. В 2012-2013 годах объем составил 10-100 тонн⁸.

6. В Японии УФ-328 производилось и/или импортировалось в тоннажном диапазоне 1-1000 т/год с 2012 по 2014 год, 1000-2000 тонн в 2015 году и 1-1000 тонн в 2016 и 2017 годах¹⁵.

3. Информация об УФ-328 в отношении критериев отбора для стойких органических загрязнителей (СОЗ)

3.1 Стойкость

7. УФ-328 является стойким веществом, так как результаты экспериментов свидетельствуют об очень низком потенциале биоразложения^{1, 10, 15}. Прогноз, содержащийся в базе данных о биокатализе/биоразложении EAWAG (EAWAG-BBD), представлен в дополнении (раздел 6.2)¹⁶. Абиотическое разложение УФ-328, как предполагается, также не является существенным¹. В связи с высокими показателями $\log K_{OW}$ и $\log K_{OC}$ УФ-328 адсорбируется, например, во взвешенные органические вещества или осадки сточных вод или поглощается ими. Это обеспечивает определенный уровень защиты от разложения. Гидролиз (отсутствие гидролизного структурного элемента, низкая растворимость в воде), окисление и фототрансформация (характеристики поглотителя УФ), как предполагается, также не являются значительными.

8. В ходе испытания на полную биоразлагаемость через 28 дней 10 мг/л УФ-328 разложилось на 2-8 процентов (активный ил, РИ ОЭСР 301 В, надлежащая лабораторная практика (НЛП) не применялась)¹⁷. В исследовании на грунтах с иловыми добавками, мониторинг которых проводился в течение года, УФ-328 имело период полураспада (DT_{50}) 179-218 дней. Данное исследование связано с такими ограничениями, как отсутствие однородной выборки, мониторинг только рассеивания и длительный период анализа в течение трех лет. Тем не менее, очевидно, что УФ-328 очень устойчиво в почвах¹⁸. В ходе другого аналогичного исследования УФ-328 имело DT_{50} 99-223 дня¹⁹.

9. Обширный набор данных мониторинга, полученных в заливе Наррагансетт (США), указывает на наличие УФ-327 и УФ-328 в осадочных породах спустя десятилетия после того, как были прекращены их высвобождения из производственных предприятий в окружающую среду. Изучались пробы осадка, взятые недалеко от завода-изготовителя. Эти пробы осадка были анаэробными. Производство УФ-328 осуществлялось с 1970 по 1985 год¹¹, а самая высокая концентрация, зафиксированная в пробе осадка, составила 74 мкг/г в 1976 году²⁰. Концентрации вблизи поверхности оставались на уровне 3-6 мкг/г, что соответствует более поздним годам. Аналогичные исторические тенденции концентрации описаны в Hartmann et al., 2005²¹ (см. раздел 4.2.2).

10. Расчетный показатель DT_{50} для УФ-328 составляет < 2 дней в воде (удаление путем оседания, а не разложения) и > 100 дней в осадочных породах, что подтверждается оценками BOWIN v4.10²². Согласно AopWin v1.92²², период полураспада путем фоторазложения в газовой фазе составляет 16,3 ч при общей константе скорости реакции $15,8 \times 10^{-12} \text{ см}^3/(\text{молекула} \cdot \text{с})$. Модель BOWIN3 дает 74-дневный период полураспада в воде. Из этой величины выводится 136-дневный период полураспада в почве ($1,85 \times$ период полураспада в воде)^{23, 24}.

11. Поскольку испытания воды или осадка методом моделирования с применением УФ-328 не проводились, для восполнения этого недостатка данных был применен метод перекрестного

считывания. Вещество М1 (молекулярная масса 339,4 г/моль, КАС № 84268-36-0) структурно очень похоже на УФ-328 (заменители в фениловой группе: *n*-пропионовая кислота и *tert*-бутил по сравнению с двумя *tert*-пентиловыми группами) и является основным продуктом разложения аналога БЗТ ЕС 407-000-3¹ (см. аналоговые структуры в разделе 6.5). М1 образуется в водной фазе и более гидрофильно, чем УФ-328 (растворимость в воде 102,4 мг/л, $\log K_{OW}$ 3,30²²). М1 быстро, т.е. через несколько дней, рассеивается в осадок¹. Там он сохраняется с расчетным ДТ₅₀ до 238 и 248 дней в зависимости от типа осадка. Другая боковая цепь М1 (заменитель пропионовой кислоты находится в положении 4 фенольного кольца) разлагается быстрее, чем цепь УФ-328. Таким образом, при (обоснованном) предположении, что свойства изменения УФ-328 и М1 схожи, можно ожидать, что результаты М1 будут наилучшим образом отражать ДТ₅₀ УФ-328 и период полураспада путем разложения (ДегТ₅₀).

Заключение о стойкости

12. УФ-328 обладает высокой гидрофобностью, сильно адсорбируется и/или абсорбируется в органические материалы и имеет низкую склонность к улетучиванию. При попадании в воду он, скорее всего, разделится на частицы и органические вещества, взвешенные или осажденные. Данные экспериментов и оценочные данные показывают, что УФ-328 медленно разлагается в воде, почве или отложениях. В соответствии с подходом, основанным на весомерности доказательств (ВД), который был применен для восполнения недостатка в данных экспериментов²⁵, перекрестное считывание данных о его разложении в отложениях на основе структурного аналога (другое вещество БЗТ) также говорит в поддержку стойкости. Кроме того, его присутствие в окружающей среде спустя десятилетия после прекращения высвобождений указывает на ДегТ₅₀ > 180 дней. Таким образом, УФ-328 соответствует критериям стойкости.

3.2 Биоаккумуляция

13. УФ-328 считается биоаккумулирующим, так как имеет $\log K_{OW} > 5$, измеренные коэффициенты биоконцентрации (КБК) и смоделированные коэффициенты биоаккумуляции (КБА) выше порога биоаккумуляции, а также низкие коэффициенты метаболического преобразования. УФ-328 биоаккумулируется в организмах в основном после поглощения с питанием. Он был обнаружен в организме рыб, нескольких морских млекопитающих, водорослей и ракообразных.

14. Биоаккумуляция в водных организмах была протестирована в ходе двух различных исследований в 2000 и 2007 годах (оба исследования: тестируемый вид – сазан, *Cyprinus carpio*, протокол испытаний РИ ОЭСР 305 С)¹⁵. Первое испытание длилось 60 дней, и не было предоставлено никакой информации об использовании диспергатора. КБК был нормализован к 5-процентному содержанию липидов, рассчитанному со средним содержанием липидов в начале и в конце испытания (таблицы 4 и 5). Период получищения составил 16 дней (при 0,01 мкг/л) и 33 дня (при 0,10 мкг/л). Дополнительные данные демонстрируют результаты измерений КБК для кожи, головы, внутренних органов и съедобных частей. Самые высокие КБК были обнаружены в следующем порядке: внутренние органы > голова > кожа > съедобные части (таблица 6). Самые низкие значения КБК были обнаружены при самых высоких концентрациях, что может быть связано с низкой растворимостью УФ-328 в воде. УФ-328 является высокогидрофобным химическим веществом ($\log K_{OW} > 4,5$), и, если применяется способ воздействия не с питанием, то УФ-328 может быть не полностью растворено в воде и поэтому может быть лишь частично доступно для поглощения испытуемым водным организмом. Сделанная таким образом завышенная оценка концентрации УФ-328 в воде могла привести к заниженным значениям КБК^{1, 15}.

Таблица 4. Исследование КБК продолжительностью 60 дней: нормализация КБК и липидов (л/кг сырого веса (срв)), основанная на номинальных концентрациях испытуемого вещества в воде. Среднее содержание липидов в испытуемой рыбе составило 4,19 процента^a или 3,26 процента^{b 15, 1}

Испытываемая концентрация (мкг/л)	КБК	КБК, нормализованный по липидам
0,1	940 ^a	$1,1 \times 10^3$
0,01	$620-1,8 \times 10^3$ ^a	$740-2,2 \times 10^3$
0,01	$2,4 \times 10^3$ ^b	$3,7 \times 10^3$

Таблица 5. Исследование КБК продолжительностью 60 дней: изменение КБК в зависимости от длительности (л/кг срв), основанное на номинальных концентрациях испытуемого вещества в воде^{15, 1}

Испытываемая концентрация (мкг/л)	Длительность воздействия (дней)				
	12	26	40	50	60
0,1	870	$1,1 \times 10^3$	990	820	$1,0 \times 10^3$
	570	$1,4 \times 10^3$	780	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$
0,01	620	890	$1,5 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$
	650	$1,3 \times 10^3$	$1,8 \times 10^3$	980	$1,7 \times 10^3$

Таблица 6. Исследование КБК продолжительностью 60 дней: КБК в различных тканях (л/кг срв), основанное на номинальных концентрациях испытуемого вещества в воде^{15, 1}

Испытываемая концентрация (мкг/л)	Кожа	Голова	Внутренние органы	Съедобные части
0,1	770	$1,4 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	600
	940	$1,6 \times 10^3$	$3,6 \times 10^3$	620
0,01	900	990	$1,5 \times 10^4$	420
	$2,0 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	$3,6 \times 10^4$	840
0,01	$2,3 \times 10^3$	$3,7 \times 10^3$	$1,4 \times 10^4$	$1,6 \times 10^3$
	$3,1 \times 10^3$	$5,8 \times 10^3$	$1,5 \times 10^4$	$1,8 \times 10^3$

15. Во втором исследовании (РИ ОЭСР 305 С) зафиксированный максимальный КБК составил $5,6 \times 10^3$ (ненормализованный) или $6,6 \times 10^3$ л/кг срв (нормализованный по липидам), а средний КБК, нормализованный по липидам, составил $5,5 \times 10^3$ л/кг срв (таблица 7). Содержание липидов в рыбе в начале испытания составило 4,2 процента. Кроме немного более высоких максимальных значений, остальные значения КБК были аналогичными, и можно предположить, что они находятся в устойчивом состоянии. Средний КБК на восьмой неделе составил $4,59 \times 10^3$ л/кг срв при содержании липидов 4,2 процента и приблизительно $5,46 \times 10^3$ л/кг срв, если содержание липидов было нормализовано до 5 процентов.

Таблица 7. Исследование КБК в течение восьми недель: КБК в л/кг срв, основанный на номинальных концентрациях испытуемого вещества в воде^{15, 1}

Длительность воздействия (недель)		0,8 мкг/л		0,08 мкг/л	
2	Ненормализованный	$1,3 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$	$2,3 \times 10^3$
	Нормализованный по липидам	$1,5 \times 10^3$	$1,6 \times 10^3$	$2,7 \times 10^3$	$2,7 \times 10^3$
4	Ненормализованный	$1,7 \times 10^3$	$1,1 \times 10^3$	$3,7 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$
	Нормализованный по липидам	$2,0 \times 10^3$	$1,3 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$3,9 \times 10^3$
6	Ненормализованный	$1,7 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$5,6 \times 10^3$
	Нормализованный по липидам	$2,0 \times 10^3$	$3,3 \times 10^3$	$5,2 \times 10^3$	$6,6 \times 10^3$
8	Ненормализованный	$2,1 \times 10^3$	$2,4 \times 10^3$	$4,4 \times 10^3$	$4,8 \times 10^3$
	Нормализованный по липидам	$2,5 \times 10^3$	$2,8 \times 10^3$	$5,2 \times 10^3$	$5,7 \times 10^3$

16. В ходе мониторинговых исследований, где были измерены концентрации, составляющие несколько сотен нг/г липидной массы (лм), УФ-328 было неоднократно обнаружено в аквабиоте²⁶⁻²⁸, см. раздел 4.2.4. УФ-328 также было обнаружено в пищевых продуктах и жировой ткани человека²⁹. В период с 1998 по 2009 год в море Ариаке (Япония) наблюдалось наличие нескольких БЗТ в подкожном жире пяти бесперых морских свинок. В подкожном жире исследованных бесперых морских свинок в среднем обнаружено 29 нг/г срв УФ-328 и 14 нг/г срв УФ-327. Эти значения эквивалентны 19 нг/г лм УФ-327 и 38 нг/г лм УФ-328 с поправкой на содержание липидов в подкожном жире каждого анализируемого образца. При расчете общего содержания БЗТ предполагалось, что масса подкожного жира составляет 28,8 процента массы всего тела. Таким образом были получены концентрации во всем теле, составляющие 4,0 нг/г срв УФ-327 и 8,4 нг/г срв УФ-328. Таким образом, КБА[§]

[§] В тексте оригинала расчетный параметр биоаккумуляции приводится как КБК. Тем не менее, он основан на пробах, собранных в полевых условиях. Таким образом, по определению, расчетными значениями в данном исследовании являются КБА.

УФ-327 между водой и этим морским млекопитающим был оценен в $3,3 \times 10^4$ нг/кг срв (4 нг/г срв/ $0,12$ нг/л), что примерно на порядок выше, чем у мелкой рыбы ($3,2 \times 10^3$ нг/кг срв = $0,39$ нг/г срв/ $0,12$ нг/л). Эти КБА для УФ-327 были рассчитаны с использованием $0,12$ нг/л в качестве эталонного значения для концентраций, обнаруженных в пробах водной среды в Японии. Такое эталонное значение для УФ-328 не было представлено, но может быть проведено сравнение. В 2001 году годовой объем производства и импорта в Японии составил 100-1000 тонн УФ-327 и 1000-10 000 тонн УФ-328. Потенциально более высокие выбросы УФ-328 могут быть частично компенсированы его более низкой долей, оставшейся в водной фазе. Так как средняя концентрация УФ-328 в данном исследовании ($8,4$ нг/г срв) в два раза превышает концентрацию УФ-327 ($4,0$ нг/г срв), можно предположить, что КБА УФ-328 будет аналогичен КБА УФ-327³⁰. Если для УФ-328 будет использоваться эталонное значение УФ-327, то расчетный КБА УФ-328 составит $7,0 \times 10^4$ л/кг срв ($8,4$ нг/г срв/ $0,12$ нг/л). Эти КБА могут быть нормализованы до содержания липидов 5 процентов. Тогда КБА УФ-327 и УФ-328 составят $8,0 \times 10^3$ л/кг лм и $1,6 \times 10^4$ л/кг лм, соответственно. Подробные значения приводятся в разделе 6.3.1. Если применить те же условия вышеупомянутого исследования бесперых морских свинок³⁰ к исследованию Nakata et al., 2009 с использованием мелких рыб, то нормализованные по липидам КБА УФ-327 и УФ-328 в организме мелких рыб составили бы $6,7 \times 10^3$ л/кг и $4,2 \times 10^3$ л/кг, соответственно²⁷. Более подробная информация приводится в разделе 6.3.2.

17. Для того, чтобы понять, каким образом фенольные БЗТ могут попасть в пищевую цепь, необходимо рассмотреть потенциальную роль бентических животных. Эти животные питаются посредством фильтрации взвешенных частиц или поглощения частиц осадочного материала, где БЗТ, возможно, сильно адсорбируются. Этот сценарий соответствует предполагаемым особенностям питания бесперых морских свинок, которые питаются мелкой рыбой, креветками и головоногими, которые, в свою очередь, питаются бентическими организмами. Благодаря химическому сходству УФ-327 и УФ-328 (единственное отличие: *терт*-бутиловые по сравнению с *терт*-пентилевыми группами), может быть успешно применено перекрестное считывание¹.

18. Как указывалось ранее, в различных значениях биоаккумуляции, полученных в результате лабораторных экспериментов в отношении биоконцентрации, может быть не учтена должным образом биоаккумуляция веществ посредством пищевого рациона, что может быть решающим фактором для химических веществ с $\log K_{OW} > 4$ ³¹. Для этих веществ КБА значительно выше, чем КБК³², поскольку в КБК учитывается только воздействие через воду (посредством дыхания) и не учитывается поглощение с пищей. Таким образом, КБА с поправкой на метаболизм является более подходящим параметром для характеристики потенциала биоаккумуляции. Предполагается, что метаболическое преобразование в водных организмах химических веществ с высоким K_{OW} является несущественным. УФ-328 присутствует преимущественно в нейтральной форме в окружающей среде (таблица 3) и имеет медленную скорость метаболизма. В ходе оценки УФ-328 в Канаде постоянная скорости метаболизма (k_m) была рассчитана на уровне $0,01$ /день у рыбы массой 184 г. Эта k_m считается низкой по сравнению с другими органическими химическими веществами^{33, 34}. Таким образом, эта оценка подтверждает утверждение о том, что при потреблении УФ-328 хищником более высокого трофического уровня, вероятно, произойдет биомагнификация за счет низкого метаболизма. КБА УФ-328 в рыбе среднего трофического уровня оценивается примерно в $8,7 \times 10^4$ л/кг срв, что указывает на значительный КБМ в водных организмах с учетом потребления пищи, согласно модели AQUAWEB^{8, 35}. Неопубликованное исследование пищевой сети в гавани Гамильтон (Канада) указывает на возможное трофическое накопление УФ-328³⁶. Согласно оценке, проведенной с использованием EPI Suite (таблица 8), также прогнозируются биоконцентрация и биоаккумуляция УФ-328 в морской пищевой сети.

Таблица 8. Результаты оценки EPI Suite для УФ-328, полученные с помощью BCFBAF v.3.01²²

КБК (метод регрессии)	$6,0 \times 10^3$ л/кг срв
Период полураспада посредством биологического преобразования (рыба)	14,3 дня
КБК по методу Арно-Гоба (верхний трофический уровень)	$1,1 \times 10^3$ л/кг
КБК по методу Арно-Гоба (средний трофический уровень)	$1,5 \times 10^3$ л/кг
КБК по методу Арно-Гоба (нижний трофический уровень)	$1,7 \times 10^3$ л/кг
КБА по методу Арно-Гоба (верхний трофический уровень)	$9,3 \times 10^4$ л/кг
КБА по методу Арно-Гоба (средний трофический уровень)	$1,5 \times 10^5$ л/кг

КБК (метод регрессии)	$6,0 \times 10^3$ л/кг срв
КБА по методу Арно-Гоба (нижний трофический уровень)	$2,0 \times 10^5$ л/кг

Заклучение о биоаккумуляции

19. Согласно экспериментальным и расчетным значениям $\log K_{OW}$ УФ-328 определяется как биоаккумулирующее в соответствии с пороговым значением Стокгольмской конвенции ($\log K_{OW} > 5$). Существует также несколько экспериментальных значений, где КБК $> 5 \times 10^3$ л/кг срв. Согласно различным моделям оценки также предполагается наличие потенциала биоаккумуляции при значениях КБК и КБА $> 5 \times 10^3$ л/кг. УФ-328 также был обнаружен в морской пищевой сети, и существуют доказательства того, что он биологически накапливается в пищевой цепи. Таким образом, УФ-328 соответствует критериям биоаккумуляции.

3.3 Способность к переносу на большие расстояния

20. Предполагается, что УФ-328 не переносится на большие расстояния в атмосфере в газовой фазе в связи с низким давлением пара, низкой константой Генри и коротким расчетным периодом полураспада в воздухе^{8, 22}. Однако его высокие значения $\log K_{OW}$ и $\log K_{OC}$ дают основания предполагать, что УФ-328 будет активно распадаться на органическое вещество, включая поглощение и адсорбцию на аэрозольные частицы в воздухе, а также на взвешенные твердые частицы в воде. Значение $\log K_{OA} > 10$ указывает на разделение на частицы атмосферного аэрозоля, которое практически необратимо³⁷, что означает, что фракция в газовой фазе чрезвычайно мала. После адсорбции на аэрозольные частицы в воздухе УФ-328 будет перемещаться с этими частицами и переноситься с частицами на большие расстояния с последующим осаждением в почву, растительность и воду. Этот атмосферный перенос аэрозольных частиц подробно описан в научной литературе, например, для более крупных частиц минеральной пыли, поступающих из пустыни Сахара, проходящих над Атлантическим океаном, на расстояние до $3,5 \times 10^3$ км³⁸.

21. УФ-328 разработано таким образом, чтобы быть фотостабильным, и поэтому в основном не подвержено фоторазложению и/или окислению. Гидролиз также маловероятен в связи с очень низкой растворимостью в воде (высокие значения $\log K_{OW}$ и $\log K_{OC}$), сильной химической связью между группой БЗТ и ароматическим кольцом, а также прочными боковыми цепями¹. В некоторых конкретных условиях окружающей среды, например в океане, УФ-328 может частично принимать анионную форму или образовывать внутримолекулярную водородную связь³⁹⁻⁴¹. Заряженные молекулы менее склонны к сорбции во взвешенные частицы и, следовательно, имеют более низкую скорость осаждения, что увеличивает потенциал переноса на большие расстояния.

3.3.1 Инструмент ОЭСР POV-LRTP (Инструмент ОЭСР)

22. С помощью Инструмента ОЭСР, являющегося инструментом для обоснования принятия решений в отношении стойкости в окружающей среде и потенциала переноса на большие расстояния (ППБР)⁴², и исходных данных, представленных в таблице 9, общая стойкость (P_{OV}) УФ-328 определяется как 196 дней, его характерное расстояние переноса (ХРП) – $2,8 \times 10^3$ км и его эффективность переноса (ЭП) – 12,4 процента. Анализ Монте-Карло и краткое обсуждение исходных значений $\log K_{AW}$ и их влияния, указывающие на неопределенность этих результатов, представлены на рисунке 4, раздел 6.4. Эти результаты указывают на то, что УФ-328 является одним из типичных веществ, подобных СОЗ (см. рисунок 2). По сравнению с такими признанными СОЗ, как гексабромциклододекан (ГБЦД) и α -эндосульфат, УФ-328 имеет аналогичные P_{OV} , ХРП и ЭП. Что касается метрических характеристик ППБР, ХРП и ЭП, результаты, например, для дека-БДЭ и окта-БДЭ также аналогичны (рисунок 2 и таблица 23, раздел 6.4).

Таблица 9. Вводные данные Инструмента ОЭСР для УФ-328. Значения по EPI Suite²²:

^aKOAWIN v1.10 (HenryWin est), ^bKOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), ^cAopWin v1.92, ^dBIOWIN3 (BIOWIN v4.10) и ^eрасчетный период полураспада в почве ($1,85 \times$ период полураспада в воде)²³

Молекулярная масса (г/моль)	351,5
^a $\log K_{AW}$	-10,6
^b $\log K_{OW}$	7,3
^c период полураспада в воздухе (в часах)	16,3
^d период полураспада в воде (в часах)	$1,8 \times 10^3$
^e период полураспада в почве (в часах)	$3,3 \times 10^3$

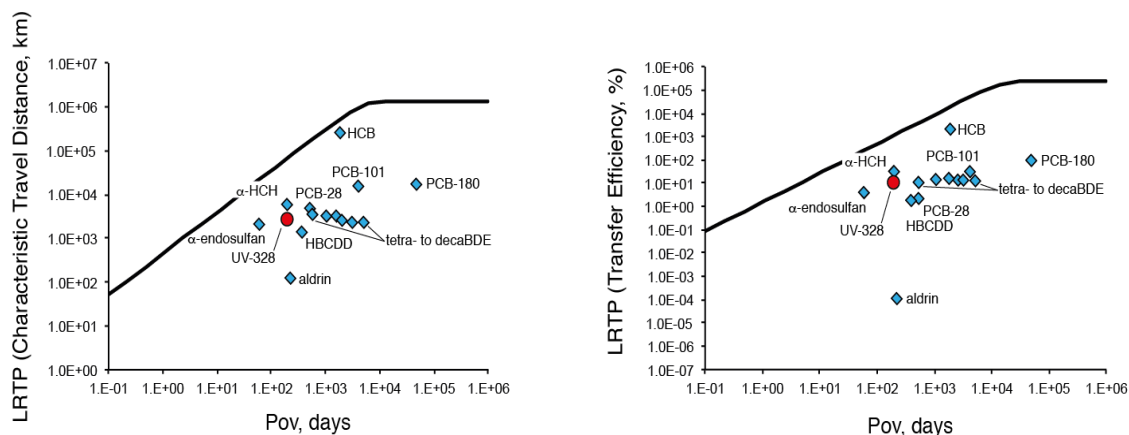


Рисунок 2. График ППБР- P_{ov} , показывающий сравнение значений ХРП, ЭП и P_{ov} УФ-328 (красная точка) с эталонными СОЗ (синие ромбы) (адаптировано из ⁴²). Жирная черная линия показывает ППБР высоколетучих веществ. Вводные данные (таблица 22) и генерируемые значения (таблица 23) приведены в разделе 6.4.

3.3.2 Полевые данные

23. УФ-328 не было широко обнаружено в отдаленных районах. УФ-328 еще не является химическим веществом, регулярно измеряемым в пробах из отдаленных районов, и ограниченные полевые данные не являются убедительными. Тем не менее, УФ-328 было обнаружено на референтных участках в Швеции в ливневых сточных водах и отложениях, но не в воздухе⁴³. УФ-328 обнаружено в биоте озера Верхнее (Великие озера⁴⁴), а также в канадской⁴⁵ и норвежской⁴⁶ частях Арктики. В районе озера Верхнее ДК УФ-328 в яйцах серебристой чайки составлял до 100 процентов. Чайки на озере Верхнее чаще питаются из наземных источников, чем чайки в других местах в районе Великих озер, которые в основном являются рыбоядными. Таким образом, серебристые чайки из этого района чаще поглощают мелких млекопитающих и пластиковый мусор, содержащий поглотители УФ. На острове Принца Леопольда (Нунавут, Канада) УФ-328 было обнаружено в печени одного вида птицы (11 процентов ДК). На острове Шпицберген (Норвегия) УФ-328 не было обнаружено в воздухе, но его ДК составлял 60-100 процентов в арктической биоте, за исключением белых медведей, которые находились в наиболее отдаленном месте отбора проб⁴⁶. Отсутствие обнаружения у белых медведей может быть вызвано тем, что была собрана плазма крови, а не жировая ткань. Поскольку УФ-328 является гидрофобным, плазма как гидрофильная биологическая жидкость организма не должна быть хранилищем УФ-328 в организмах млекопитающих. Более информативным подходом был бы забор пробы жировой ткани белых медведей. УФ-328 было также обнаружено в дикой природе Тихого океана^{28, 47}. Более подробная информация приводится в разделе 4.2.6.

3.3.3 Перенос с переносчиками в окружающей среде

24. УФ-328 переносится с частицами, которыми оно адсорбируется или поглощается, такими как пыль, отложения, мигрирующие животные, или через матрицы, в которые оно входит в качестве добавки, например, полимеры. Кроме того, хотя и в небольших количествах, вполне вероятно, что мигрирующие животные также переносят УФ-328 в отдаленные районы либо через взвешенные твердые частицы, либо с осадочным материалом, попавшим в их организм (например, лапы, перья), находящимся в содержимом желудка после питания загрязненной биотой²⁸ (например, морепродукты, рыба), накопившимся в тканях (например, печень, мышцы)^{30, 44-46, 48, 49} или в пластиковом мусоре⁵⁰ (например, запутанные рыболовные сети на лапах птиц). В следующем разделе более подробно описывается перенос УФ-328 на большие расстояния с пластиковым мусором.

3.3.3.1 Перенос с пластиковым мусором

25. По оценкам, до 2017 года⁵¹ было произведено 8300 миллионов тонн (Мт) исходных пластмасс, а в 2017 году⁵² годовой объем производства пластмасс во всем мире достиг 348 Мт. Семьдесят девять процентов пластиковых отходов могут быть захоронены на свалках или в окружающей среде⁵¹, из которых около 8 Мт ежегодно попадают в океан⁵³. Этот материал сохраняется в морской среде на протяжении десятилетий и столетий, а его части переносятся на большие расстояния в отдаленные регионы. В настоящее время пластиковый мусор присутствует во всем мире, даже в отдаленных местах. На долю микропластиков (МП) приходится 13 процентов мировой массы пластикового мусора

и 92 процента количества изделий из пластмасс в мире. МП были выявлены в таких отдаленных регионах, как Северный и Южный полюса⁵⁴, в частности в морских льдах⁵³, к югу от Шпицбергена (Норвегия)⁵⁵ или на Тибетском нагорье⁵⁶. На острове Хендерсон в Тихом океане, расположенном на расстоянии 5×10^3 км от любого крупного источника загрязнения и в 115 км от ближайшего населенного пункта, насчитывающего около 40 человек, наблюдается очень высокая плотность пластикового мусора, фактически самая высокая в мире⁵⁷. В Индийском океане на Кокосовых островах (Килингс) и изолированном тропическом атолле Сент-Брендонс-Рок также наблюдаются высокие концентрации пластикового мусора при отсутствии соответствующих близлежащих источников^{58, 59}. Значительная часть морского пластикового мусора переносится на пластиковые «острова», которые сами по себе могут находиться в отдаленных районах, например в южной части Тихого океана⁶⁰. Эти «острова» могут быть очагами химического загрязнения, как это было обнаружено в случае эфиров фосфорорганических веществ, накопленных в океанических «островах», которые были перенесены в океанические аэрозоли⁶¹. Когда мусор достигает центральной части «острова», он в основном остается неподвижным. Однако фракции могут отделяться и двигаться дальше, поэтому сам «остров» представляет собой хранилище^{62, 63}.

26. Пластмассы разрушаются посредством биоразложения, фоторазложения, термоокислительного и термического разложения или гидролиза⁶⁴. Разрушение также способствует изменению биологической доступности, так как химические добавки, содержащиеся в разрушенных гранулах, имеют повышенные коэффициенты распределения и более медленную кинетику распределения⁶⁵. Поскольку различные полимеры имеют разную плотность, некоторые из них плавают в морской воде (ПЭ, ПП, газонаполненный полистирол (ГПС), ПУ и т.д.), перемещаясь по всему миру с ветром и океаническими течениями, в то время как другие погружаются в бентос (например, поливинилхлорид, ПВХ)^{66, 67}. Адсорбция и диффузия органических загрязняющих веществ различаются в зависимости от структуры материала и условий окружающей среды. Выщелачивание можно объяснить диффузией в пластиковой матрице и взаимодействием пластика и воды, а также массовым переносом в окружающем пограничном слое⁶⁸. Коэффициент распределения «пластиковый полимер-вода» ($\log K_{PW}$), как правило, линейно пропорционален $\log K_{OW}$ ⁶⁹. Организмы высокого трофического уровня могут подвергаться воздействию путем прямого или косвенного поглощения МП в зависимости от особенностей питания⁶⁷.

27. Пластмассы могут способствовать воздействию на окружающую среду химических веществ, которые образуются из пластиковой матрицы (добавки), и/или химических веществ, которые сорбируются с ними (загрязняющие вещества, уже присутствующие в окружающей среде)⁷⁰. Вещества, не имеющие химической связи с полимерной матрицей, диффундируют из матрицы и попадают в окружающую среду⁷¹⁻⁷⁴. Согласно расчетам моделей, ежегодно в окружающую среду выбрасывается около 2 процентов добавок к пластмассам⁷⁵. В «Документе о сценариях выбросов добавок к пластмассам» (ОЭСР (2009)) оцениваются коэффициенты выбросов пластиковых матриц в течение срока эксплуатации на открытом воздухе многих видов химических веществ⁷⁶. Например, пластификаторы, антипирены и поглотители УФ имеют расчетную скорость выщелачивания в окружающую среду (воду) в 0,16 процента массы, умноженной на срок их эксплуатации в годах. Срок эксплуатации может составлять от нуля до 50 лет⁷⁷. Коэффициент выбросов добавок в атмосферу составил 0,05 процента массы за весь срок эксплуатации.

28. Около 78 процентов из 126 приоритетных загрязняющих веществ, перечисленных в Законе США о чистой воде, связаны с пластиковым мусором^{78, 79}. В пластиковом мусоре было обнаружено несколько химических добавок. Некоторые из них являются известными компонентами пластиковых матриц, например, гексабромциклододеканы (ГБЦД), некоторые, вероятно, адсорбируются из окружающей среды, например, дихлордифенилтрихлорэтан (ДДТ)⁸⁰⁻⁸³. ГБЦД были обнаружены в морском мусоре ГПС. Высокие уровни ГБЦД, обнаруженные в мидиях, населяющих этот мусор, указывают на то, что перенос ГБЦД происходит из полимерной матрицы ГПС⁸⁴. Имеются доклады, в которых исследуется связь между присутствием пластикового мусора в отдаленных районах и сопутствующим переносом химических веществ, обладающих свойствами, сходными с СОЗ. Например, в морском пластиковом мусоре, извлеченном в северной части Норвегии, было зарегистрировано присутствие перфторгексановой кислоты (ПФГКК, 0,3-1,0 нг/г сухого веса (св), 100 процентов ДК), циперметрина (< 0,3-6,5 нг/г св, 50 процентов ДК) и бисфенола А (БФА, < 20-24 нг/г св, 50 процентов ДК)⁴⁶. Некоторые из этих химических веществ являются добавками к пластмассам, например, БФА, некоторые из них адсорбируются из окружающей среды, например, циперметрин.

i. Свидетельство переноса УФ-328 в частицах пластмасс в отдаленные районы

29. Одним из основных видов применения УФ-328 является применение в качестве добавки (поглотителя УФ) во многих полимерах⁸²; на него приходится около 40 процентов от общего мирового объема его производства⁷. По этой причине предполагается, что УФ-328 присутствует в пластиковых «островах» в океанах мира. Важно отметить, что пластиковые матрицы являются первичными источниками высвобождений УФ-328 в окружающую среду и одновременно действуют в качестве переносчика добавок на протяжении всего их распространения в окружающей среде⁸⁵.

30. После разрушения УФ-328 по-прежнему часто обнаруживался в мусоре пластмассовой продукции в значительных концентрациях по сравнению с вновь поступившим материалом в связи с его стойкостью⁸⁶. На острове Кауаи (Гавайи), недалеко от субтропического водоворота в северном районе Тихого океана, наблюдаемый пластиковый мусор содержал целый ряд добавок. Поглотители УФ, в том числе УФ-328, были обнаружены в 33 процентах крупных частиц пластмасс (1,5-8 см), а другие добавки – в 13 процентах более мелких частиц (4-7 мм). Такие результаты показывают, что добавки в некоторой степени высвобождаются во время фрагментации исходного пластика, но скорость высвобождения достаточно низкая, так что определенные количества по-прежнему имеются в наличии для переноса на большие расстояния в морской воде⁸⁷. Выщелачивание антипиренов было повышенным в мелких частицах акрилонитрилбутадиен-стиролового (АБС) полимера⁸⁸. Таким образом, со временем разложение и фрагментация исходной пластиковой матрицы, скорее всего, приведут к увеличению выщелачивания УФ-328 и загрязнению окружающей среды. Учитывая, что УФ-328 является высокостойким и биоаккумулирующим, с низкой или незначительной степенью биологического преобразования⁸⁹, со временем могут быть достигнуты токсические уровни воздействия (см. разделы 3.4 и 4).

ii. Потенциал высвобождения в отдаленных районах

31. УФ-328 является добавкой к пластмассам, не ковалентно связанной с полимерной матрицей¹², и его диффузия в основном зависит от структуры полимера и температуры воды^{84, 90, 91}. В зависимости от химических свойств выщелачивание добавок в целом определяется внутренней диффузией в пластмассе или водной диффузией в пограничном слое. С увеличением $\log K_{pw}$ потеря добавок из частиц пластмасс замедляется и с большей вероятностью ограничивается водной диффузией в пограничном слое⁶⁸. Ziccardi et al., 2016 не указали значение $\log K_{pw}$ для УФ-328, но указали его для ДДТ и ди-2-этилгексилфталата (ДЭГФ) (таблица 10). Так как $\log K_{ow}$ и молекулярная масса УФ-328 находятся в том же диапазоне, что ДДТ и ДЭГФ, то можно предположить, что его $\log K_{pw}$ находится в том же диапазоне, что ДДТ и ДЭГФ⁹². Кроме того, эти вещества присутствуют в свободно диффундирующей форме в пластиковой матрице, что вполне может быть и в случае с УФ-328. Тем не менее, физические и химические условия при составлении рецептуры могут ограничивать свободно диффундирующую фракцию добавок и, таким образом, выщелачивание⁶⁸. ЕАХВ выпустило доклад, в котором обсуждаются параметры для прогнозирования потенциала высвобождения химических веществ из твердой матрицы через диффузию или разделение⁸⁵.

Таблица 10. Сравнение физико-химических свойств УФ-328 и двух химических веществ с выведенными значениями $\log K_{pw}$. Значения из: ^aKOAWIN v1.10 (KowWin v1.68), ^bKOCWIN v2.00 (метод MCI), и ^cобзорного документа (в отношении ПЭ или ПВХ)⁹³

	Молекулярная масса (г/моль)	^a $\log K_{ow}$	^b $\log K_{oc}$	^c $\log K_{pw}$
УФ-328	351,5	7,3	5,6	–
ДДТ	354,5	6,8	5,2	5,6 (ПЭ) 5,0 (ПВХ)
ДЭГФ	390,6	7,5	5,1	4,1 (ПВХ)

32. Кроме того, пластиковый мусор, переносящий УФ-328, вполне может накапливаться в биологических тканях и, таким образом, подниматься по пищевой цепи. Сообщается, что частицы пластмасс определенных размеров могут попасть из пищеварительного тракта мидии (*Mytilus edulis*) в ее кровеносную систему⁹⁴. При таком переносе необходимо будет учитывать более длительные сроки воздействия в результате кумулятивных эпизодов⁹⁵. Уже сообщалось о выщелачивании антипиренов, включенных в пластиковые матрицы, например, БТБПЭ (молекулярная масса 687,6 г/моль, $\log K_{ow}$ 9,15²²) и декабромдифенилэтана

(молекулярная масса 971,2 г/моль, $\log K_{OW}$ 13,6²²), в пищеварительные жидкости птиц. Пропорции выщелачивания были выше при снижении размеров пластика и с увеличением $\log K_{OW}$. Поглощенные пластмассы в значительной степени способствовали биоаккумуляции высокогидрофобных антипиренов в организме исследуемых птиц⁸⁸. В одном из предыдущих исследований было также высказано предположение о переносе полибромированных дифениловых эфиров (ПБДЭ) (молекулярная масса 801,4-959,2 г/моль, $\log K_{OW}$ 10,3-12,1²²) из поглощенных пластмасс в ткани морских птиц, например, в жировые ткани брюшной полости и печени. Расчеты моделей и данные биомониторинга позволяют сделать предположение о повышенном воздействии через пластмассы, чем через добычу. Желудочное масло морских птиц (получаемое посредством питания) действует как органический растворитель и ускоряет выщелачивание ПБДЭ. В этом исследовании также отмечалось, что другие органические пищеварительные жидкости, например, желчь, могут также способствовать выщелачиванию и биоаккумуляции химических веществ из поглощенных пластмасс⁹⁶. Таким образом, маслянистые компоненты пищеварительной жидкости способствуют выщелачиванию гидрофобных добавок к пластмассам и их накоплению в жировых и печеночных тканях⁹⁷. ПБДЭ были также обнаружены в жировой ткани брюшной полости других морских птиц (*Puffinus tenuirostris*) в северной части Тихого океана⁹⁸. Важно отметить, что УФ-328 было обнаружено, наряду с другими обычными химическими добавками, в частицах полипропиленовых пластмасс, поглощаемых морскими птицами⁹⁹. В этом исследовании выдвигается гипотеза о том, что химические вещества с высоким K_{OW} могут удерживаться в пластмассах во время их фрагментации и переноса в океане до тех пор, пока, например, морские птицы не проглотят их. Авторы подсчитали, что через 15-16 дней из пластмассовых гранул выщелачивалось 42 процента УФ-328, а через 32 дня выщелачивалось 60 процентов. Гидрофобные добавки выщелачиваются в больших количествах после ускоренной диффузии из полимерной матрицы, что может происходить из-за набухания, вызванного желудочным маслом. Кроме того, недавно в ходе эксперимента *in vivo* по введению с пищей пластмасс в частично полевых условиях было продемонстрировано накопление в тканях морской птицы химических веществ, образовавшихся из пластмасс, в том числе УФ-328¹⁰⁰. В Японии птенцам пестроголового буревестника (*Calonectris leucotelas*) вводили с питанием экологически значимые дозы гранул пластиковой смолы в сочетании с одним антипиреном и четырьмя поглотителями УФ. После умерщвления все подвергшиеся воздействию птенцы имели введенные гранулы в неизменном виде в желудочно-кишечном тракте. Наряду с другими химическими веществами, УФ-328 было обнаружено в печени, масле копчиковой железы и жировой ткани морских птиц в ходе исследований в полевых и частично полевых условиях. Уровень УФ-328, обнаруженный в пробах печени, указывает на отсутствие значимого метаболизирования, так как содержание УФ-328 увеличивалось в период сбора, от 16 до 32 дней, при максимальном коэффициенте воздействия $1,9 \times 10^3$ (рассчитанном на основе концентраций добавок в тканях группы, подвергшейся воздействию, по сравнению с концентрациями в контрольной группе)¹⁰⁰. Это означает, что воздействие на птиц добавок через пластмассы было более значительным, чем через окружающую среду. Данные исследования масла копчиковой железы свидетельствуют о фактическом переносе добавок из пластмасс в ткани. На островах Прибылова в Беринговом море примерно в 500 км к западу от Аляски и в 400 км к северу от Алеутских островов¹⁰¹ в одной пробе масла копчиковой железы толстоклювой кайры было обнаружено 654 нг/г липида УФ-328¹⁰². Согласно глобальному исследованию, проведенному той же исследовательской группой из Японии, около 24 процентов морских птиц, по оценкам, биологически накапливают добавки к пластмассам, основываясь на измерениях БДЭ-209, ДБДПЭ и ДЭГФ в масле копчиковой железы¹⁰³.

Заклучение о потенциале переноса на большие расстояния

33. В силу своих физико-химических свойств УФ-328 в основном не переносится на большие расстояния в газовой фазе. Тем не менее, отдельные сведения указывают на значимый ППБР УФ-328. Инструмент ОЭСР демонстрирует ХРП и ЭП выше, чем для некоторых уже признанных СОЗ. УФ-328 также, вероятно, переносится по воде и/или воздуху, будучи адсорбируемым во взвешенные частицы, основываясь на его высоких K_{OC} и K_{OA} , соответственно. Более того, повсеместное присутствие УФ-328 во всем мире, от Тихого океана до Арктики, свидетельствует о переносе УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде, в том числе в отдаленные районы. Было установлено, что в качестве дополнительного способа переноса УФ-328 переносится с пластиковым мусором, а затем высвобождается из него, так как он применяется в значительных количествах и обладает физико-химическими свойствами, совместимыми с диффузией из пластмасс. Перенос с пластиковыми матрицами осуществляется на большие расстояния и позволяет доставлять УФ-328 в отдаленные районы в непосредственной связи с частицами пластмасс. Продemonстрировано поглощение морскими птицами УФ-328, содержащегося в частицах

пластмасс. Таким образом, УФ-328 обладает потенциалом переноса на большие расстояния в окружающей среде.

3.4 Неблагоприятное воздействие

3.4.1 Токсичность

34. Комитет по оценке риска (КОР) ЕАХВ и регистранты пришли к выводу, что УФ-328 соответствует критериям СТЦО МВ 2 (специфичная токсичность для целевого органа – многократное воздействие в подкатегории 2), в соответствии с Регламентом о классификации, маркировке и упаковке (КМУ) ЕС 1272/2008^{1, 10, 104}. Эта классификация основана на результатах исследований подострой (49 дней) и субхронической (90 дней) токсичности многократных доз, проведенных на крысах. Многократное пероральное (принудительное) введение УФ-328 вызвало токсичность в нескольких органах, в частности в печени. Результаты моделирования позволяют предположить, что УФ-328 не ионизируется в тонком кишечнике и, вероятно, поглощается в желудочно-кишечном тракте⁸. Согласно гидрофобным свойствам УФ-328, основным местом метаболизма является печень, а метаболиты выделяются в основном через почки. Попадание в организм через кожу маловероятно¹⁰.

3.4.1.1 Острая токсичность

35. По результатам исследования, в ходе которого осуществлялось пероральное принудительное введение в организм крыс и мышей, после однократного воздействия (не НЛП)¹⁰⁵ сообщалось об отсутствии макроскопических изменений органов при пероральной СД₅₀ (смертельная доза) около 2,3 г/кг массы тела (мт). В ходе исследования Сиба-Джиджи (аналогичного РИ ОЭСР 401, не НЛП, 1978) пероральная СД₅₀ у крыс составила > 7,75 г/кг мт после однократного применения. В ходе исследования на крысах-альбиносах (аналогичного РИ ОЭСР 401, не НЛП, 1987) пероральная СД₅₀ составила > 2,0 г/кг мт. Эти результаты соответствовали результатам и других исследований¹⁰.

36. Измеренная СК₅₀ (смертельная концентрация) при острой ингаляции у крыс составила 0,4-4,1 г/л¹⁰⁵. В ходе исследования Сиба-Джиджи (аналогичного РИ ОЭСР 403, не НЛП, 1973) на крысах СК₅₀ составила > 0,4 мг/л после однократного воздействия в течение 4 часов. По результатам другого исследования (аналогичного РИ ОЭСР 403, не НЛП, 1977) на крысах сообщалось об СК₅₀ > 0,13 мг/л воздуха после 1 часа¹⁰. Измеренная кожная СД₅₀ у кроликов составила 1,1-3,0 г/кг мт¹⁰⁵. Эти результаты основаны на исследовании, проведенном компанией «Джиджи лтд.» (аналогичном РИ ОЭСР 402, не НЛП, 1969), после однократного воздействия. Сообщалось об отсутствии раздражения/чувствительности кожи или раздражения глаз¹⁰.

3.4.1.2 Токсичность многократных доз

37. В ходе исследования Til et al. (1968) самцов и самок крыс кормили рационом, содержащим УФ-328, в течение 49 (краткосрочный период) и 90 (субхронический период) дней (протокол испытаний, аналогичный РИ ОЭСР 408, не НЛП, 1968)¹⁰⁶. Основными органами, подвергшимися воздействию, были печень и почки. УННВВ (уровень, при котором не наблюдается вредного воздействия) составил 100 млн⁻¹ дозы УФ-328, что эквивалентно около 22 мг/кг мт/день для крыс, в диапазоне испытаний 100-1600 мг/кг. Микроскопическое исследование показало изменения в печени и почках. Точечный некроз печени и тубулярный нефроз при уровне введения с пищей 52,7-98,7 мг/кг мт/день отвечали критериям значительной токсичности для здоровья человека при концентрациях воздействия, соответствующих ориентировочным значениям для категории СТЦО МВ 2 (10 мг/кг мт/день < С ≤ 100 мг/кг мт/день). Расчетный НУНВВ (наименьший уровень, при котором наблюдается вредное воздействие) составил 10 мг/кг мт, а УННВВ – < 10 мг/кг мт^{104, 106}.

38. Собакам породы бигль давали УФ-328 с рационом в течение 90 дней (аналогично РИ ОЭСР 409, не НЛП) в диапазоне концентраций 15-240 мг/кг мт/день. Основными целевыми органами снова были печень и почки. Некоторые животные из групп, которым давались более высокие дозы, также имели изменения в репродуктивных органах. УННВ (уровень, при котором не наблюдается воздействия) в данном исследовании составил < 15 мг/кг мт/день, а УННВВ – 30 мг/кг/день. Патологические изменения в печени и почках, наблюдаемые при более низких уровнях дозы, не соответствовали критериям, определенным в Регламенте КМУ. Однако, гистопатологические эффекты, наблюдаемые у собак, подвергшихся воздействию 60 мг/кг мт/день, соответствовали этим критериям. Изменение активности нескольких ферментов в сыворотке крови и изменения, наблюдаемые в структуре белка в сыворотке крови у животных, подвергшихся воздействию > 15 мг/кг, подтверждают классификацию в качестве СТЦО МВ^{104, 107}. В ходе другого исследования на собаках породы бигль с добавлением в рацион

питания (аналогичного РИ ОЭСР 409, не НЛП, 1981) в течение 91 дня УННВВ составил 31,75 мг/кг мт/день для самцов и 34,6 мг/кг мт/день для самок при отсутствии макроскопических или гистопатологических изменений, связанных с процедурой^{108, 109}.

3.4.1.3 Генотоксичность и репродуктивная токсичность

39. Исследования канцерогенности УФ-328 не проводились. Отсутствуют сообщения о генотоксичности, мутагенности¹¹⁰, репродуктивной или онтогенетической токсичности. Экспериментальные данные о репродуктивной токсичности отсутствуют.

3.4.1.4 Эндокринные и метаболические оценки

40. После метаболической активации ферментом человека CYP3A4 (гидроксиляция) наблюдалась повышенная антиандрогенная активность при 0,25 мМ УФ-328. Метаболиты УФ-328, образовавшиеся посредством CYP3A человека, значительно усилили антиандрогенную активность по отношению к андрогенному рецептору человека¹¹¹. УФ-328 не проявлял значимой эстрогенной активности¹¹². Оба исследования основаны на биопробах двухгибридных дрожжей.

3.4.2 Экоотоксичность

41. Экоотоксичность не наблюдалась в ходе стандартных испытаний^{1, 15}. Тем не менее, она прогнозируется датским (Q)SAR¹¹³ и ECOSAR²². ECOSAR прогнозирует хроническую величину (ХВ, среднее геометрическое значение КННВ (концентрация, при которой не наблюдается воздействия), и НКНВ (наименьшая концентрация, при которой наблюдается воздействие)), и $СК_{50}/ЭК_{50} < 0,1$ мг/л (таблица 11)²². В регистрационном досье по УФ-328 сообщается о ПКОВ (предполагаемая концентрация, при которой отсутствует воздействие) для УФ-328 на уровне 1 мкг/л в морской воде и 45,1 мг/кг сухого веса осадочных пород в морских отложениях.

42. Единственные имеющиеся экспериментальные данные о токсичности получены в результате исследований острой токсичности на водных организмах; они указывают на отсутствие воздействия на уровне водонасыщенности, что, учитывая слабое бионакопление УФ-328 в воде, не является приемлемым способом достижения концентрации, при которой имеет место внутреннее воздействие, в испытываемых организмах. Оценочные результаты позволяют сделать предположение о низком уровне риска для водных организмов в окружающей среде в Канаде, а также о наличии риска для наземной флоры и фауны, связанного с длительным потреблением рыбы, загрязненной УФ-328⁸. Опять же, большинство условий испытаний были выше уровня растворимости УФ-328 в воде.

Таблица 11. Результаты ECOSAR v1.11 для класса БЗГ²². Результаты указаны в мг/л

	ХВ	СК ₅₀	ЭК ₅₀
Рыба	$7,4 \times 10^{-4}$	0,06 (96 часов)	–
Дафнии	$1,6 \times 10^{-3}$	0,06 (48 часов)	–
Зеленые водоросли	0,02	–	0,04 (96 часов)

3.4.2.1 Краткосрочная токсичность

43. Смертность или токсичное воздействие на рыб и ракообразных при 10 мг/л не наблюдались. У водорослей некоторое воздействие наблюдалось при самой низкой концентрации после 72 часов. Однако предполагалось, что ЭК₅₀ составит > 10 мг/л. В исследовании с задержкой роста *Pseudokirchneriella subcapitata* (водоросль) в ходе испытания на предельное содержание воздействия не наблюдалось через 72 часа, в результате чего КННВ составила 0,016 мг/л (РИ ОЭСР 201, частично статические условия, НЛП, 2007)^{10, 15}. У другой водоросли (*Scenedesmus subspicatus*) задержка роста после 72 часов была обнаружена при всех концентрациях, включая самые низкие (0,1 мг/л), в результате чего КННВ составила < 0,1 мг/л. В другом исследовании (РИ ОЭСР 201, не НЛП, 1993), ЭК₅₀ > 10 мг/л была зарегистрирована после 72 часов¹¹⁴. У микроорганизмов (активный ил) ЭК₅₀ и ИК₅₀ через 3 часа составили > 100 мг/л в статических условиях (1988, РИ ОЭСР 209, не НЛП)¹⁰.

44. У водного беспозвоночного *Daphnia pulex* через 24 и 48 часов СК₀/ЭК₀ (эффективная концентрация) составила > 10 мг/л (номинальное значение) (РИ ОЭСР 202)¹¹⁵. В ходе исследования на *Daphnia magna* (РИ ОЭСР 202, НЛП, 2007) в частично статических условиях через 48 часов ЭК₅₀ составила > 83 мкг/л. Концентрация УФ-328 была выше растворимости в воде, и в течение всего испытания не наблюдалось неблагоприятного воздействия^{10, 15}. В другом исследовании на *D. magna* ЭК₅₀ составила > 10 мг/л через 48 часов. Через 24 часа в статических

условиях ЭК₅₀ составила > 100 мг/л¹⁰. Еще в одном исследовании на *D. magna* (РИ ОЭСР 202, не НЛП, 1988) через 24 часа были зарегистрированы значения ЭК₅₀/ЭК₁₀₀ > 100 мг/л и ЭК₀ 58 мг/л¹¹⁶.

45. У рыбы (*Danio rerio*) в ходе статического исследования (РИ ОЭСР 203, не НЛП, 1988) после 96 часов КННВ/СК₅₀ составила > 100 мг/л¹¹⁷. В ходе другого частично статического исследования на рыбе (*Oryzias latipes*, РИ ОЭСР 203, НЛП, 2007) СК₅₀ была определена на уровне > 0,08 мг/л после 96 часов. Это было испытание на предельное содержание, и значения СК₅₀, согласно расчетам, были более высокими, чем самая высокая примененная испытуемая концентрация УФ-328 (0,08 мг/л)^{10, 15}.

46. Эти экспериментальные результаты не являются убедительными в отношении токсичности для водных организмов. Ни одно из зафиксированных значений конечного показателя токсичности не считается приемлемым для расчета ПКОВ в целях оценки риска для водной среды⁸. Тем не менее, ECOSAR предполагает ХВ < 0,1 мг/л.

3.4.2.2 Долгосрочная токсичность

47. Пресноводные зеленые водоросли (*Chlamydomonas reinhardtii*) и ракообразное (*D. magna*) подверглись воздействию 0,01 и 10 мг/л УФ-234, УФ-328 и их смеси. Рост, воспроизводство и транскрипция генов *D. magna* не подверглись влиянию в течение 21 дня. После 96 часов не наблюдалось различий и в клеточной жизнеспособности *C. reinhardtii*. У водоросли результаты показали повышенную выработку реактивных форм кислорода в качестве реакции на УФ-328 и перекисное окисление липидов после воздействия УФ-234. Синергические эффекты проявились на транскрипционном уровне с двух-шестикратным повышением регуляции глутатионпероксидазы, что свидетельствует о потенциальном воздействии УФ-234 и УФ-328 на систему защиты от антиоксидантов *C. reinhardtii*¹¹⁸. Позднее, после 28 дней воздействия с рационом питания УФ-328 вызвало транскрипцию рибосомных белков и регулируемых в сторону уменьшения генов, участвующих в иммунной реакции у мальков радужной форели (*Oncorhynchus mykiss*). Гены, участвующие в гомеостазе железа, также подверглись влиянию УФ-328³⁶.

Заключение о токсичности

48. УФ-328 считается токсичным для млекопитающих, подвергая опасности здоровье человека и окружающую среду, так как он может вызвать повреждение печени и почек в результате длительного или многократного перорального воздействия (СТЦО МВ 2).

4. Изложение причин, вызывающих обеспокоенность, и заявление о необходимости глобальных действий

4.1 Способы воздействия

49. Поглотители УФ попадают в окружающую среду, главным образом, следующими способами: i) со сточными водами очистных сооружений (ОС) и с пластиковым мусором; и ii) путем разрушения применяемых на открытом воздухе пластмасс и покрытий, которые были защищены от УФ с помощью УФ-328, а также с СЛГ, содержащими УФ-328 в качестве добавки для защиты кожи от ультрафиолетового излучения^{18, 115, 119}.

50. В промышленных видах применения часть УФ-328 высвобождается в сточные воды. По данным EPI Suite, общий коэффициент удаления на ОС составляет около 94 процентов. Nakata and Shinohara (2010) также сообщили о коэффициентах удаления УФ-328 в сточных водах, превышающих 90 процентов¹²⁰. Оставшаяся доля не удаляется на ОС путем адсорбции в осадок и, таким образом, высвобождается в принимающие водоемы¹⁰. У рабочих он может попасть в организм через вдыхание, поглощение через кожу или проглатывание. Население в целом может подвергаться воздействию в результате вдыхания пыли, контакта кожи с предметами, содержащими это вещество, или попадания внутрь с морепродуктами. УФ-328, высвобождаемое в воздух, поглощается или адсорбируется частицами, которые впоследствии оседают на землю¹¹⁰. Такая же концепция может быть применена и к УФ-328 в воде. УФ-328 также может высвобождаться в окружающую среду посредством применения материалов с длительным сроком эксплуатации как внутри, так и снаружи помещений при низкой скорости высвобождения¹²¹.

51. УФ-328 может попадать в почву в результате применения твердых биологических веществ из сточных вод (СВ), обычно используемых для обогащения⁸. Например, в скандинавских странах воздействие на окружающую среду возможно за счет значимого уровня его применения (УФ-328 имеет индекс применения 3-4 из максимум 5 в базе данных SPIN)¹³. На

основе измерений концентрации в домашней пыли на Филиппинах сообщалось, что ориентировочное суточное потребление (ОСП) УФ-328 с пылью составляет 0,2-0,8 нг/день для взрослых и 0,5-4,6 нг/день для детей ясельного возраста, что ниже рекомендуемых значений ($9,0 \times 10^4$ нг/день для взрослых и $2,2 \times 10^4$ нг/день для детей ясельного возраста). Эти рекомендуемые значения были рассчитаны на основе оценочного значения эталонной дозы для УФ-328 (хронический УННВ или УННВВ, поделенный на коэффициент безопасности $1,0 \times 10^4$)¹²².

52. В случае высвобождения в почву УФ-328 имеет низкую подвижность в соответствии с его высоким $\log K_{OC}$. В случае высвобождения в воду УФ-328 адсорбируется во взвешенные твердые частицы и осадки¹¹⁰.

4.2 Данные мониторинга

53. Концентрации, указанные в этом разделе, имеют широкий диапазон значений. В связи с изменчивостью данных, наиболее важным выводом, который можно сделать из этой подборки исследований, является то, что они, как правило, указывают на наличие УФ-328 во всем мире и в различных матрицах.

54. При сопоставлении значений ПКОВ (таблица 12) и данных мониторинга (раздел 6.6) было выявлено несколько единиц данных, которые были близки к значению ПКОВ или превышали его. Примеры включают уровни в речной воде (7-85 мкг/л в заливе Наррагансетт¹²³), на очистных сооружениях (0,55-4,7 мг/л в сточных водах ОС¹²³), в речных отложениях (300 мг/кг в заливе Наррагансетт¹¹) или при вторичном отравлении (0,65 мг/кг лм в масле копчиковой железы толстоклювой кайры на острове Прибылова⁹⁹). Для сравнения, 5 мг/кг лм в печени или 2 мг/кг лм в масле копчиковой железы были обнаружены у птенцов пестроголового буревестника (*Calonectris leucomelas*) в ходе исследования с введением препарата с пищей, направленного на оценку воздействия химических добавок, присутствующих в пластмассах^{100, 124}.

55. Что касается выведенного уровня, при котором не наблюдается воздействия (ВУННВ, таблица 13), то некоторые высокие концентрации УФ-328 в рыбе (УФ-328 при $1,3 \times 10^3$ мкг/кг, присутствующий в раках¹²⁵) сравнительно близки к ВУННВ при пероральном воздействии для общей популяции. Для взрослого весом 70 кг ВУННВ 140 мкг/кг/день означает ежедневное пероральное потребление 9,8 мг/день. Учитывая, что у упомянутых выше раков концентрация УФ-328 составляет $1,3 \times 10^3$ мкг/кг, это означает, что на килограмм массы тела необходимо потребить 107,7 г рака, или в общей сложности 7,5 кг. На один порядок меньше – это реалистичное количество, которое можно принимать перорально в течение одного дня в определенных регионах, где основу рациона питания составляют морепродукты.

Таблица 12. Значения ПКОВ для УФ-328¹²¹

Опасность для водных организмов	
Пресная вода	10 мкг/л
Периодические высвобождения (пресная вода)	100 мкг/л
Морская вода	1 мкг/л
Очистное сооружение	1 мг/л
Осадок (пресная вода)	451 мг/кг осадка св
Осадок (морская вода)	45,1 мг/кг осадка св
Опасность для наземных организмов	
Почва	90 мг/кг почвы дв
Опасность для хищников	
Вторичное отравление	13,2 мг/кг пищи

Таблица 13. Значения ВУННВ для УФ-328¹²¹

Данные для работников	
Воздействие через вдыхание (систематическое, длительное)	700 мкг/м ³
Воздействие через кожу (систематическое, длительное)	300 мкг/кг массы тела в сутки

Данные по населению в целом	
Воздействие через вдыхание (систематическое, длительное)	170 мкг/м ³
Воздействие через кожу (систематическое, длительное)	140 мкг/кг массы тела в сутки
Воздействие при пероральном попадании в организм (систематическое, длительное)	140 мкг/кг массы тела в сутки

56. Обширный обзор литературы представлен в разделе 6.6. В следующих пунктах обсуждаются только доклады, касающиеся свойств УФ-328, подобных СОЗ.

4.2.1 Вода

57. Несколько солнцезащитных средств, включая УФ-328, были обнаружены в морской воде и пресной воде на пляжах, рифах и в одной из рек на острове Окинава (Япония). Концентрации на коралловых рифах были аналогичны концентрациям на пляжах или в реках или даже превышали их. УФ-328 преобладало в пробах морской воды с пляжей (2,8-287 нг/л)⁴⁷.

58. В Канаде мониторинговое исследование БЗТ-поглоителей УФ в реках показало, что в городских реках наблюдаются схожие тенденции в концентрациях во всех стоковых явлениях, при этом преобладает УФ-328 (240 нг/г), что в десять раз выше, чем в пробах, отобранных в сельской местности. В докладе также высказывается предположение, что относительно высокие и постоянные выбросы из пластикового мусора, а не эпизодические промышленные выбросы, скорее всего, привели к однородному наличию БЗТ-поглоителей УФ в городской и сельской местности. Также были заметны сезонные колебания¹²⁶.

4.2.2 Отложения

59. В Японии в пробах осадка была продемонстрирована временная тенденция к повышению: концентрации возрастали с 1970 года в пробах, отобранных в период седиментации с 1930 по 1999 год (4-10 нг/г св)¹²⁷.

60. В заливе Наррагансетт (США) было проведено тематическое исследование загрязнения УФ-327 и УФ-328, а также были проведены несколько исследований по изучению их присутствия даже спустя десятилетия после прекращения их высвобождения в окружающую среду. Эти данные показывают концентрацию УФ-328 до уровня мкг/г²⁰. УФ-327 и УФ-328 производились на промышленном предприятии, расположенном на реке Потаксет, которая впадает в реку Провиденс и достигает залива Наррагансетт. Производство УФ-327 было зарегистрировано в 1963-1972 годах, а производство УФ-328 – в 1970-1985 годах^{11, 21}. С тех пор УФ-328 и другие вещества были обнаружены в моллюсках и пробах осадка^{123, 128-130}. Пробы осадка, отобранные в 1977-1978 годах, показали снижение концентраций пропорционально глубине и расстоянию от точки сброса^{11, 130}. Снижения были примерно экспоненциальными для всех соединений. Было также исследовано распределение глубины в пробах осадка от 1979-1980 годов, и было выявлено свидетельство поступления фенольных БЗТ в прошлом: концентрация УФ-328 была самой высокой на поверхности, что связано с более поздним периодом его производства. Дополнительный анализ проб осадка был проведен в 1989 и 1997 годах. БЗТ были вновь обнаружены в пробах морской и пресной воды^{21, 131}.

4.2.3 Очистные сооружения

61. В опубликованном в Японии докладе УФ-328 представлено как поглотитель УФ, часто встречающийся во входящих потоках ОС (34 нг/л), коэффициент удаления которого превышает 90 процентов. Соответственно, высокие концентрации были обнаружены в осадке сточных вод. Концентрации в сточных водах, как правило, были ниже 5 нг/л, что свидетельствует об относительно эффективном удалении в ходе очистки на ОС¹²⁰. Другое исследование показывает, что УФ-328 преобладало в отложениях на дне рек (до 17,9 нг/г св), а сточные воды ОС были основным источником загрязнения¹³². Эти результаты показывают, что ОС являются источниками загрязнения водной экосистемы. Кроме того, в ряде стран осадок сточных вод используется в сельском хозяйстве и может стать переносчиком загрязнения¹³³.

62. На острове Гран-Канария (Испания) пробы прибрежных вод и полученные с ОС содержали УФ-328 как один из наиболее часто встречающихся БЗТ-поглоителей УФ. Пробы, отобранные в наиболее популярном среди туристов районе, содержали более высокие концентрации (до 1,8 мкг/кг св)^{134, 135}. УФ-328 также обнаружено в городских сточных водах в Португалии и Испании в диапазоне концентраций 21,0-76,0 нг/л¹³⁶. В Швеции УФ-328 присутствовало в концентрациях, составляющих десятки мкг/кг, в сточных водах и осадках ОС.

Оно также было обнаружено в промывных водах свалок мусора и в ливневых сточных водах. В одной пробе частиц стока свалки мусора УФ-328 было обнаружено в концентрации 3,1 мкг/г св⁴³. В Норвегии стоки ОС содержали 7-57 нг/л УФ-328⁴⁶.

63. В Канаде наиболее распространенными БЗТ-поглотителями УФ были УФ-328 (140 нг/г св) и УФ-234¹³³. В ходе другого исследования УФ-328 и другие фенольные БЗТ были обнаружены во входящих потоках и стоках ОС, в твердых биологических веществах, поверхностных водах и осадках на уровне нг/л и нг/г. Кроме того, с 1975 по 2013 год УФ-328 присутствовало в каждой пробе осадка, отобранной на озере Онтарио¹³⁷. В заливе Наррагансетт, на муниципальном очистном сооружении, расположенном вверх по течению от старого химического завода, осадок содержал УФ-327 и УФ-328 на уровне мкг/г св¹³⁸. В 1970-е годы УФ-328 было обнаружено в промышленных стоках ОС, речных водах и донных отложениях. Промышленные ОС бывшего химического производственного объекта были неэффективными, поэтому высокие концентрации УФ-327 и УФ-328 в осадочных отложениях были обнаружены ниже по течению в диапазоне млн⁻¹ 123, 129.

4.2.4 Биологические матрицы

64. УФ-328 было преобладающим БЗТ (97,6 процента ДК) в человеческом грудном молоке в Республике Корея в 2011 году в концентрациях до 334 нг/г лм¹³⁹. ОСП посредством потребления грудного молока оценивалось в 0,36 мкг/кг мт/день. В исследовании отмечается отсутствие установленного ориентировочного допустимого значения суточного потребления (ОДСП) бензотриазолов¹³⁹. Несколько БЗТ были также обнаружены в человеческом грудном молоке во Вьетнаме, Филиппинах и Японии, причем УФ-328 входит в число обнаруженных БЗТ (1,2 нг/г лм, 16 процентов ДК; эти уровни ниже эталонной дозы)¹⁴⁰. Эталонная доза УФ-328, используемая в данном исследовании, составляет 10 мкг/кг мт/день¹⁰⁹. В жировой ткани человека в Японии, Республике Корея, Китае, Испании и США также присутствовало УФ-328 (до 35 нг/г лм, 45,2 процента ДК)²⁹.

65. В одной из городских рек в Канаде УФ-328 присутствовало в 33-57 процентах проб биоты при концентрациях до 1,3 мкг/г лм (раки)¹²⁵. В эстуарии Жемчужной реки в Китае несколько БЗТ, включая УФ-328, присутствовали в концентрации до 258,9 нг/г лм в морской флоре и фауне¹⁴¹. В ходе более раннего исследования УФ-328 не было обнаружено у диких водных организмов, но присутствовало в культивируемом красном луциане (максимум 0,8 нг/г св)¹⁴². Был отмечен высокий показатель ДК УФ-328 в плазме крови нескольких видов рыб и одного вида птицы в пробах, отобранных в США (Южная Каролина) и Канаде (Онтарио), в концентрации до 3,8 нг/г св у сазана⁴⁸. Аналогичные результаты ранее сообщались для морской биоты в США (Флорида) и Канаде (Онтарио) – до 3,9 нг/г в белом чукучане (организм в целом)⁴⁹. В одной из городских рек в Канаде печень рыбы являлась основной тканью, где накапливались поглотители УФ, с присутствием УФ-328 в диапазоне концентраций 0,6-20,7 нг/г св¹⁴³. В пробах подкожного жира морских млекопитающих в Японии, собранных в 1990 году, максимальные концентрации составляли около 70 нг/г лм¹²⁷. У бесперых морских свиней средняя концентрация УФ-328 составляла 38 нг/г лм, что примерно в четыре раза выше, чем у мелких рыб (8,4 нг/г лм). Концентрации УФ-328 в морских организмах различались в зависимости от вида, при этом более высокие концентрации были обнаружены в печени кефалей и акул-молотов³⁰. Поглотители УФ присутствовали во всех пробах морских организмов в море Ариакэ с концентрациями УФ-328 до 55 нг/г св¹⁴⁴. Очень высокие концентрации, до 460 нг/г лм у одного из брюхоногих моллюсков в приливно-отливной полосе, были также обнаружены у организмов в приливно-отливной полосе и более высоких трофических видов, таких как рыбы или ракообразные (тело в целом, печень)¹⁴⁴. Концентрации УФ-328 в организмах в приливно-отливной полосе были выше, чем у мелководных видов. Присутствие УФ-328 в биоте было переменным и различалось в зависимости от вида (< 0,2-55,0 нг/г св, 89,3 процента ДК)²⁷. УФ-328 преобладало у бесперых морских свиней²⁷. В норвежских фьордах УФ-328 присутствовало в биоте (до 19,5 нг/г)^{145, 146}. В нескольких реках Германии БЗТ были обнаружены в печени леща в низких концентрациях нг/г, и концентрация УФ-328 была одной из самых высоких среди всех обнаруженных¹⁴⁷. УФ-328 присутствовало во всех проанализированных биологических матрицах (мох и перифитон, ручьевая форель) в одной из рек в Норвегии в низких уровнях нг/г¹⁴⁸.

66. Пробы продуктов питания в Японии и Республике Корея также содержали БЗТ. Загрязнение было повсеместным, при этом наиболее высокие концентрации отмечались в морепродуктах (1,7 нг/г св) и мясе (1 нг/г св)²⁹. В мидиях из Тихого океана (2003-2007 годы) было обнаружено широкое распространение фенольных БЗТ, сходных с ПХД, ДДТ и ПБДЭ. Они были обнаружены во всех пробах, особенно в Республике Корея и Японии; УФ-328 присутствовало в концентрации до 830 нг/г лм²⁸. В другом докладе были отмечены наиболее

высокие концентрации в нижних бентических организмах в приливно-отливной полосе моря Ариаке, причем УФ-328 было одним из преобладающих БЗТ (1-460 нг/г лм)¹⁴⁴. УФ-328 и УФ-327 преобладали в высших трофических видах¹⁴⁴. Другое исследование на мидиях показало, что УФ-328 часто присутствует в наиболее высоких концентрациях в Гонконге и Республике Корея (около 0,8 мкг/г лм). В США УФ-328 было обнаружено в нескольких пробах мидий при максимальной концентрации около 0,3 мкг/г лм¹⁴⁹. В Манильском заливе на Филиппинах БЗТ-поглоители УФ были обнаружены на уровне нг/г практически во всех пробах рыбы. УФ-328 присутствовало в 88 процентах проб в концентрациях до 34,2 нг/г. Распределение БЗТ среди видов рыб было различным, что могло отражать различия в накоплении и способности к биологическому разложению веществ, изучаемых у различных видов^{26, 150}.

4.2.5 Другие матрицы

67. Присутствие БЗТ в значимых концентрациях в текстильных изделиях, включая УФ-328 (до 106 нг/г), демонстрирует наличие потенциального источника воздействия на человека и окружающую среду^{151, 152}. В пробах домашней пыли в Испании наличие УФ-328 (91 нг/г) было повсеместным¹⁵³. На Филиппинах БЗТ также присутствовали в домашней пыли из бытовых и муниципальных свалок; УФ-328 присутствовало в концентрации до 304 нг/г. ОСП посредством поглощения домашней пыли был на два-четыре порядка ниже рекомендуемых значений. Эти рекомендуемые значения были рассчитаны на основе оценочного значения эталонной дозы для УФ-328 (хронический УННВ или УННВВ, поделенный на коэффициент безопасности $1,0 \times 10^4$)¹²². Однако ОСП для детей ясельного возраста был в пять раз выше, чем для взрослых^{122, 154}. В 2010 году УФ-328 было также обнаружено в пробах дорожной пыли, отобранных на дороге с активным движением транспорта. Эти концентрации коррелировали с плотностью движения (2-40 нг/г св)¹²⁷.

68. Поглоители УФ и антиоксиданты широко используются в пластиковых упаковках для пищевых продуктов и напитков, и БЗТ-поглоители УФ были обнаружены в таких видах продукции в Китае, включая УФ-328 (до 30,5 мкг/г)¹⁵⁵⁻¹⁵⁷. В ходе исследования разрушившихся пластмасс концентрация большинства антиоксидантов и поглоителей УФ в новых пластмассах была несколько выше по сравнению с соответствующим мусором, что подразумевает потенциальное выщелачивание. В данном исследовании УФ-328 было наименее часто встречающимся загрязняющим веществом в мусоре, но было относительно распространенным в новых пластмассах при высоком уровне нг/г. ДК в новых пластмассах составил 100 процентов, а в мусоре – 97 процентов⁸⁶. В пластиковом мусоре, собранном с береговых пляжей, УФ-328 было одним из наиболее часто обнаруживаемых химических веществ¹⁵⁸.

4.2.6 Отдаленные районы

69. В Норвегии УФ-328 было обнаружено в городских и отдаленных населенных пунктах. Отдаленные населенные пункты находились на Шпицбергене, в частности, в Ни-Элесунде и к северо-востоку от него, то есть на расстоянии около 110-170 км, соответственно, от Лонгьербуена (крупнейшее поселение на Шпицбергене, население 2368 человек). Сам остров Шпицберген находится почти в 1000 км от Тромсё в северной части Норвегии (население 76 734 человека). В арктической биоте ДК УФ-328 зависит от вида и его концентрации находятся в низком диапазоне нг/г⁴⁶: 100 процентов ДК у обыкновенной гаги (яйца), моёвки (яйца) и норки (печень), 60 процентов ДК у европейского баклана (яйца) и большой полярной чайки (яйца) и 0 процентов ДК у белого медведя (плазма крови). Как поясняется в разделе 3.3.2, плазма крови не является наиболее подходящей матрицей для гидрофобных химических веществ, таких как УФ-328.

70. В районе Великих озер (США) УФ-328 было обнаружено в концентрациях до 13 нг/г св в яйцах серебристой чайки, где оно было единственным часто измеряемым БЗТ-поглоителем УФ. В некоторых местах отбора проб на озере Верхнее, таких как Тандер-Бэй –остров Пай и Маратон (20 км от ближайшего аэропорта, 480 км от Миннеаполиса), УФ-328 имело ДК 100 процентов в яйцах серебристой чайки, что соответствовало более высоким уровням во входящих потоках ОС, сточных водах и твердых биологических веществах. Предположительно птицы накапливают больше УФ-328, чем рыбы, что может быть связано с трофическим положением⁴⁴. В канадской части Арктики УФ-328 было обнаружено в печени глупышней с острова Принца Леопольда (3,8 нг/г св, 11 процентов ДК)⁴⁵.

4.3 Выводы

71. Основываясь на представленных данных, УФ-328 соответствует указанным в приложении D критериям отбора в отношении стойкости, биоаккумуляции, ППБР и

неблагоприятного воздействия в соответствии со Стокгольмской конвенцией. Ввиду многочисленных видов применения и продолжающегося использования УФ-328 происходят его выбросы в окружающую среду в результате деятельности человека, например, при осуществлении производственных процессов, использовании потребительской продукции и удалении и переработке отходов. Наличие УФ-328 является проблемой в отдаленных районах, а перенос свободного УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде усугубляется переносом на большие расстояния пластикового мусора, который действует как непрерывный источник УФ-328 во время его циркуляции в окружающей среде.

72. Было продемонстрировано, что распределение УФ-328 в окружающей среде приводит к глобальному присутствию УФ-328, подвергая опасности здоровье человека и окружающую среду. Его присутствие в окружающей среде спустя десятилетия после прекращения его высвобождений свидетельствует о высокой стойкости. Данное вещество было также выявлено в результате измерений в биоте, воде и осадках в пределах Полярного круга и в референтных пробах. В организме человека УФ-328 было обнаружено в грудном молоке и жировой ткани. Эти данные указывают на то, что УФ-328 является биоаккумулирующим. УФ-328 было обнаружено в морской биоте, и существуют указания на то, что оно биологически усиливается в пищевой цепи. Фармакокинетическое моделирование позволяет сделать предположение, что УФ-328, как и другие БЗТ, поглощается в желудочно-кишечном тракте, метаболизируется в печени и выводится через почки. Это приводит к токсичности в печени и почках.

73. *УФ-328 в значительной степени не испаряется и не распределяется в газовой фазе. Однако оно перемещается в процессе адсорбции в твердые частицы, например аэрозольные частицы в воздухе или взвешенные твердые частицы в воде. Инструмент ОЭСР показывает P_{OV} , ХРП и ЭП, аналогичные нескольким СОЗ, уже включенным в Стокгольмскую конвенцию. Важно отметить, что перенос свободного УФ-328 на большие расстояния в окружающей среде усугубляется одновременным переносом пластикового мусора в качестве носителя, из которого УФ-328 непрерывно выщелачивается. Это выщелачивание происходит не только в окружающую среду, например, в воду, с последующим переносом в осадок, но и из пластмассовых матриц, поглощенных биотой в ткани; например, УФ-328 поступает из пластмасс, попавших в желудок морских птиц, в масло копчиковой железы.*

74. В ЕС УФ-328 является признанным веществом СТЦО МВ 2. Экспериментальные данные по экотоксичности ограничены, но с помощью перекрестного считывания и данных моделирования можно сделать вывод о вероятном опасном воздействии на водные виды.

75. УФ-328 включено в ряд национальных и международных исследований или перечней, в которых его опасные свойства для здоровья человека и окружающей среды уже определены, например, ЗООСК, НИТО, ЗРТВ, ОСПАР, перечень СИН или СПИН. В соответствии с REACH УФ-328 является ВВКО (СБТ/оСоБ), и поэтому в феврале 2020 года оно было включено в приложение XIV к регламенту REACH. В начале 2019 года УФ-328, среди прочих, было включено в перечень добавок к пластмассам с высоким объемом потребления, используемых в ЕС, и стало приоритетом для дальнейшей оценки.

References¹

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

¹ В целях сокращения расходов, список литературы и дополнение к данному документу не переводились.

- RIVM Report 601356001/2011. (2011).
24. Strempe, S., Scheringer, M., Ng, C. A. & Hungerbühler, K. Screening for PBT Chemicals among the “Existing” and “New” Chemicals of the EU. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 5680–5687 (2012).
25. Brandt, M., Becker, E., Jöhncke, U., Sättler, D. & Schulte, C. A weight-of-evidence approach to assess chemicals: case study on the assessment of persistence of 4,6-substituted phenolic benzotriazoles in the environment. *Environ. Sci. Eur.* **28**, 4 (2016).
26. Kim, J.-W. *et al.* Contamination and bioaccumulation of benzotriazole ultraviolet stabilizers in fish from Manila Bay, the Philippines using an ultra-fast liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Chemosphere* **85**, 751–758 (2011).
27. Nakata, H., Murata, S. & Filatreau, J. Occurrence and Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers in Marine Organisms and Sediments from the Ariake Sea, Japan. *Environ. Sci. Technol.* **43**, 6920–6926 (2009).
28. Nakata, H. *et al.* Asia–Pacific mussel watch for emerging pollutants: Distribution of synthetic musks and benzotriazole UV stabilizers in Asian and US coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 2211–2218 (2012).
29. Yanagimoto, H. *et al.* Poster: Occurrence of Benzotriazole UV Stabilizers and Synthetic Musks in Human Adipose Tissues Collected from Japan, South Korea, China, Spain, and the USA. in *32nd SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) North America* 257 (2011).
30. Nakata, H., Shinohara, R., Murata, S. & Watanabe, M. Detection of benzotriazole UV stabilizers in the blubber of marine mammals by gas chromatography–high resolution mass spectrometry (GC–HRMS). *J. Environ. Monit.* **12**, 2088–2092 (2010).
31. Arnot, J. A. & Gobas, F. A Generic QSAR for Assessing the Bioaccumulation Potential of Organic Chemicals in Aquatic Food Webs. *QSAR Comb. Sci.* **22**, 337–345 (2003).
32. Arnot, J. & Gobas, F. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environ. Rev.* **14**, 257–297 (2006).
33. Arnot, J. A., Mackay, D., Parkerton, T. F. & Bonnell, M. A database of fish biotransformation rates for organic chemicals. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 2263–2270 (2008).
34. Arnot, J. A., Mackay, D. & Bonnell, M. Estimating metabolic biotransformation rates in fish from laboratory data. *Environ. Toxicol. Chem.* **27**, 341–351 (2008).
35. Arnot, J. A. & Gobas, F. A food web bioaccumulation model for organic chemicals in aquatic ecosystems. *Environ. Toxicol. Chem.* **23**, 2343–2355 (2004).
36. Giraudo, M. *et al.* Food-borne exposure of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) to benzotriazole UV stabilizers alone and in mixture induces specific transcriptional changes. *Environ. Toxicol. Chem.* **n/a**, (2020).
37. Wania, F. Assessing the Potential of Persistent Organic Chemicals for Long-Range Transport and Accumulation in Polar Regions. *Environ. Sci. Technol.* **37**, 1344–1351 (2003).
38. van der Does, M., Knippertz, P., Zschenderlein, P., Giles Harrison, R. & Stuut, J.-B. W. The mysterious long-range transport of giant mineral dust particles. *Sci. Adv.* **4**, eaau2768 (2018).
39. Waiblinger, F. *et al.* Light-Induced Opening of the Intramolecular Hydrogen Bond of UV Absorbers of the 2-(2-Hydroxyphenyl)-1,3,5-triazine and the 2-(2-Hydroxyphenyl)benzotriazole Type. *J. Phys. Chem. A* **104**, 1100–1106 (2000).
40. Stein, M. *et al.* Influence of Polymer Matrixes on the Photophysical Properties of UV Absorbers. *J. Phys. Chem. A* **106**, 2055–2066 (2002).
41. Werner, T. Triplet deactivation in benzotriazole-type ultraviolet stabilizers. *J. Phys. Chem.* **83**, 320–325 (1979).
42. Scheringer, M., MacLeod, M. & Wegmann, F. The OECD POV and LRTP Screening Tool. (2009).
43. Brorström-Lundén, E. *et al.* Screening of benzothiazoles, benzenediamines, dicyclohexylamine and benzotriazoles 2009, Report B2023. IVL-Swedish Environmental Research Institute

- (2011).
44. Lu, Z. *et al.* Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in Aquatic Organisms in the Great Lakes of North America: Terrestrial Exposure and Biodilution. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 1280–1289 (2018).
 45. Lu, Z. *et al.* Occurrence of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in Arctic seabirds and seals. *Sci. Total Environ.* **663**, 950–957 (2019).
 46. Schlabach, M. *et al.* Screening Programme 2017 – AMAP Assessment Compounds, NILU Project no. O-117085. (2018) doi:10.13140/RG.2.2.36121.47200.
 47. Tashiro, Y. & Kameda, Y. Concentration of organic sun-blocking agents in seawater of beaches and coral reefs of Okinawa Island, Japan. *Mar. Pollut. Bull.* **77**, 333–340 (2013).
 48. Lu, Z. *et al.* Substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in blood plasma of fish, turtles, birds and dolphins from North America. *Sci. Total Environ.* **647**, 182–190 (2019).
 49. Lu, Z., Peart, T. E., Cook, C. J. & De Silva, A. O. Simultaneous determination of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole ultra violet stabilizers in blood plasma and fish homogenates by ultra high performance liquid chromatography–electrospray tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1461**, 51–58 (2016).
 50. Nelms, S. E. *et al.* Microplastics in marine mammals stranded around the British coast: ubiquitous but transitory? *Sci. Rep.* **9**, 1075 (2019).
 51. Geyer, R., Jambeck, J. R. & Law, K. L. Production, use, and fate of all plastics ever made. *Sci. Adv.* **3**, e1700782 (2017).
 52. PlasticsEurope. *Plastics – the Facts 2018*. (2018).
 53. Peeken, I. *et al.* Arctic sea ice is an important temporal sink and means of transport for microplastic. *Nat. Commun.* **9**, 1505 (2018).
 54. Obbard, R. W. Microplastics in Polar Regions: The role of long range transport. *Curr. Opin. Environ. Sci. Heal.* **1**, 24–29 (2018).
 55. Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I. & Officer, R. Microplastics in Arctic polar waters: the first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Sci. Rep.* **5**, 14947 (2015).
 56. Zhang, K. *et al.* Microplastic pollution of lakeshore sediments from remote lakes in Tibet plateau, China. *Environ. Pollut.* **219**, 450–455 (2016).
 57. Lavers, J. L. & Bond, A. L. Exceptional and rapid accumulation of anthropogenic debris on one of the world's most remote and pristine islands. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **114**, 6052 LP – 6055 (2017).
 58. Lavers, J. L., Dicks, L., Dicks, M. R. & Finger, A. Significant plastic accumulation on the Cocos (Keeling) Islands, Australia. *Sci. Rep.* **9**, 7102 (2019).
 59. Bouwman, H., Evans, S. W., Cole, N., Choong Kwet Yive, N. S. & Kylin, H. The flip-or-flop boutique: Marine debris on the shores of St Brandon's rock, an isolated tropical atoll in the Indian Ocean. *Mar. Environ. Res.* (2016) doi:10.1016/j.marenvres.2015.12.013.
 60. Eriksen, M., Thiel, M. & Lebreton, L. Nature of Plastic Marine Pollution in the Subtropical Gyres BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 135–162 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2016_123.
 61. Cheng, W. *et al.* Organophosphorus esters in the oceans and possible relation with ocean gyres. *Environ. Pollut.* **180**, 159–164 (2013).
 62. Van Sebille, E., England, M. H. & Froyland, G. Origin, dynamics and evolution of ocean garbage patches from observed surface drifters. *Environ. Res. Lett.* **7**, 6 (2012).
 63. Maximenko, N., Hafner, J. & Niiler, P. Pathways of marine debris derived from trajectories of Lagrangian drifters. *Mar. Pollut. Bull.* **65**, 51–62 (2012).
 64. Andradý, A. L., Hamid, H. & Torikai, A. Effects of solar UV and climate change on materials. *Photochem. Photobiol. Sci.* **10**, 292–300 (2011).
 65. Karapanagioti, H. K. & Klontza, I. Testing phenanthrene distribution properties of virgin

- p>plastic pellets and plastic eroded pellets found on Lesvos island beaches (Greece).
- Mar. Environ. Res.*
- 65**
- , 283–290 (2008).
66. Andrady, A. L. Microplastics in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1596–1605 (2011).
 67. Shim, W. J., Hong, S. H. & Eo, S. Marine Microplastics: Abundance, Distribution, and Composition (Chapter 1). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 1–26 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00001-1.
 68. Kwon, J.-H., Chang, S., Hong, S. H. & Shim, W. J. Microplastics as a vector of hydrophobic contaminants: Importance of hydrophobic additives. *Integr. Environ. Assess. Manag.* **13**, 494–499 (2017).
 69. O'Connor, I. A., Golsteijn, L. & Hendriks, A. J. Review of the partitioning of chemicals into different plastics: Consequences for the risk assessment of marine plastic debris. *Mar. Pollut. Bull.* **113**, 17–24 (2016).
 70. Jahnke, A. *et al.* Reducing Uncertainty and Confronting Ignorance about the Possible Impacts of Weathering Plastic in the Marine Environment. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 85–90 (2017).
 71. Hong, S. H., Shim, W. J. & Jang, M. Chemicals Associated With Marine Plastic Debris and Microplastics: Analyses and Contaminant Levels (Chapter 9). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 271–315 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00009-6.
 72. Groh, K. J. *et al.* Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards. *Sci. Total Environ.* **651**, 3253–3268 (2019).
 73. Bergmann, M., Gutow, L. & Klages, M. *Marine anthropogenic litter*. (Springer, 2015).
 74. Lithner, D., Larsson, Å. & Dave, G. Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *Sci. Total Environ.* **409**, 3309–3324 (2011).
 75. Rydberg, T. *et al.* Emissions of additives from plastics in the societal material stock: a case study for Sweden (Chapter 14). in *Handbook of Environmental Chemistry. Global Risk-Based Management of Chemical Additives I* 253–264 (Springer, 2011).
 76. OECD. *Emission Scenario Document On Plastic Additives. Series On Emission Scenario Documents. Number 3.* (2009).
 77. OECD. *Complementing Document To The Emission Scenario Document On Plastic Additives: Plastic Additives During The Use Of End Products. Series on Emission Scenario Documents No. 38.* (2019).
 78. Rochman, C. M. *et al.* Classify plastic waste as hazardous. *Nature* **494**, 169 (2013).
 79. Rochman, C. M. The Role of Plastic Debris as Another Source of Hazardous Chemicals in Lower-Trophic Level Organisms BT - Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 281–295 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/978-93-80-17-17.
 80. Hirai, H. *et al.* Organic micropollutants in marine plastics debris from the open ocean and remote and urban beaches. *Mar. Pollut. Bull.* **62**, 1683–1692 (2011).
 81. Al-Odaini, N. A., Shim, W. J., Han, G. M., Jang, M. & Hong, S. H. Enrichment of hexabromocyclododecanes in coastal sediments near aquaculture areas and a wastewater treatment plant in a semi-enclosed bay in South Korea. *Sci. Total Environ.* **505**, 290–298 (2015).
 82. Ogata, Y. *et al.* International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Mar. Pollut. Bull.* **58**, 1437–1446 (2009).
 83. Heskett, M. *et al.* Measurement of persistent organic pollutants (POPs) in plastic resin pellets from remote islands: Toward establishment of background concentrations for International Pellet Watch. *Mar. Pollut. Bull.* **64**, 445–448 (2012).
 84. Jang, M. *et al.* Styrofoam Debris as a Source of Hazardous Additives for Marine Organisms.

- Environ. Sci. Technol.* **50**, 4951–4960 (2016).
85. ECHA. *Plastic additives initiative - Supplementary Information on Scope and Methods*. (2019).
86. Rani, M. *et al.* Benzotriazole-type ultraviolet stabilizers and antioxidants in plastic marine debris and their new products. *Sci. Total Environ.* **579**, 745–754 (2017).
87. Tanaka, K., Takada, H., Ikenaka, Y., Nakayama, S. M. M. & Ishizuka, M. Occurrence and concentrations of chemical additives in plastic fragments on a beach on the island of Kauai, Hawaii. *Mar. Pollut. Bull.* (2020) doi:10.1016/j.marpolbul.2019.110732.
88. Guo, H., Zheng, X., Ru, S., Luo, X. & Mai, B. The leaching of additive-derived flame retardants (FRs) from plastics in avian digestive fluids: The significant risk of highly lipophilic FRs. *J. Environ. Sci.* **85**, 200–207 (2019).
89. Denghel, H., Leibold, E. & Göen, T. Oxidative phase I metabolism of the UV absorber 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol (UV 328) in an in vitro model with human liver microsomes. *Toxicol. Vit.* (2019) doi:10.1016/j.tiv.2019.06.012.
90. Syberg, K. *et al.* Microplastics: addressing ecological risk through lessons learned. *Environ. Toxicol. Chem.* **34**, 945–953 (2015).
91. Lee, H., Chang, S., Kim, S.-K. & Kwon, J.-H. Fugacity analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons between microplastics and seawater. *Ocean Sci. J.* **52**, 43–55 (2017).
92. Ziccardi, L. M., Edgington, A., Hentz, K., Kulacki, K. J. & Kane Driscoll, S. Microplastics as vectors for bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in the marine environment: A state-of-the-science review. *Environ. Toxicol. Chem.* **35**, 1667–1676 (2016).
93. Wang, F., Wang, F. & Zeng, E. Y. Sorption of Toxic Chemicals on Microplastics (Chapter 7). in *Microplastic Contamination in Aquatic Environments - An Emerging Matter of Environmental Urgency* (ed. Zeng, E.) 225–247 (Elsevier, 2018). doi:10.1016/B978-0-12-813747-5.00007-2.
94. Browne, M. A., Dissanayake, A., Galloway, T. S., Lowe, D. M. & Thompson, R. C. Ingested Microscopic Plastic Translocates to the Circulatory System of the Mussel, *Mytilus edulis* (L.). *Environ. Sci. Technol.* **42**, 5026–5031 (2008).
95. Kershaw, P. J. & Rochman, C. M. Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment. *Reports Stud. Jt. Gr. Expert. Sci. Asp. Mar. Environ. Prot. eng no. 93* (2015).
96. Tanaka, K. *et al.* Facilitated Leaching of Additive-Derived PBDEs from Plastic by Seabirds' Stomach Oil and Accumulation in Tissues. *Environ. Sci. Technol.* **49**, 11799–11807 (2015).
97. Tanaka, K., Yamashita, R. & Takada, H. Transfer of Hazardous Chemicals from Ingested Plastics to Higher-Trophic-Level Organisms. in (eds. Takada, H. & Karapanagioti, H. K.) 267–280 (Springer International Publishing, 2019). doi:10.1007/698_2018_255.
98. Tanaka, K. *et al.* Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Mar. Pollut. Bull.* **69**, 219–222 (2013).
99. Tanaka, K., van Franeker, J. A., Deguchi, T. & Takada, H. Piece-by-piece analysis of additives and manufacturing byproducts in plastics ingested by seabirds: Implication for risk of exposure to seabirds. *Mar. Pollut. Bull.* **145**, 36–41 (2019).
100. Tanaka, K. *et al.* In Vivo Accumulation of Plastic-Derived Chemicals into Seabird Tissues. *Curr. Biol.* **30**, (2020).
101. Britannica, E. Pribilof Islands. *Encyclopædia Britannica, inc.* (2016).
102. Takada, H., Tanaka, K., Yamashita, R. & Watanuki, Y. ENVR 139: Transfer of additives from ingested plastics to seabirds and their accumulation in the tissue. in *ACS Spring 2019 National Meeting & Exposition* (2019).
103. Takada, H. Hazardous chemicals in marine plastics and their threat to marine organisms - Keynote. in *Dioxin* (2019).
104. RAC, C. for R. A. *Opinion on the specific target organ toxicity of 2-benzotriazol-2-yl-4,6-di-tert-butylphenol (UV-320) and 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol (UV-328)*. (2013).

105. Ciba-Geigy. *Acute Oral LD50 In The Rat Of TK 10046*. (1978).
106. Til, H., van der Meulen, H., Huismans, J. & de Groot, A. *Short-term (49-day) and sub-chronic (90-day) toxicity studies with 'BY 1137' in rats*. (1968).
107. Ciba-Geigy. *Three months Toxicity Study. Tinuvin 328. Dietary administration – Beagle Dogs*. (1970).
108. Ciba-Geigy. *Final Report TK 10047 - Three-month toxicity study on dogs*. (1981).
109. OECD. *Case Study on the Use of an Integrated Approach to Testing and Assessment for the Repeated-Dose Toxicity of Phenolic Benzotriazoles - ENV/JM/MONO(2017)23*. (2017).
110. (US), N. L. of M. 2-(2H-Benzotriazol-2-yl)-4,6-di-tert-pentylphenol; CASRN: 25973-55-1. *Hazardous Substances Data Bank [Internet]* (2018).
111. Zhuang, S. *et al.* Benzotriazole UV 328 and UV-P showed distinct antiandrogenic activity upon human CYP3A4-mediated biotransformation. *Environ. Pollut.* **220**, 616–624 (2017).
112. Kawamura, Y. *et al.* Estrogenic Activities of UV Stabilizers Used in Food Contact Plastics and Benzophenone Derivatives Tested by the Yeast Two-Hybrid Assay. *J. Heal. Sci.* **49**, 205–212 (2003).
113. Denmark, T. U. of. Danish (Q)SAR Database. *Division of Diet, Disease Prevention and Toxicology, National Food Institute* (2018).
114. Hicks, S. & Gledhill, D. *Acute Toxicity Screen of Tinuvin 328 to Scenedesmus subspicatus*. (1993).
115. Kim, J.-W., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Acute toxicity of benzotriazole ultraviolet stabilizers on freshwater crustacean (*Daphnia pulex*). *J. Toxicol. Sci.* **36**, 247–251 (2011).
116. Ciba-Geigy. *Test for acute Toxicity of TK 10046 to Daphnia magna, OECD-Guideline No. 202*. (1988).
117. Ciba-Geigy. *Test for acute toxicity of TK 10046 to Zebra Fish, OECD-Guideline No. 203*. (1988).
118. Giraudo, M. *et al.* Transcriptional and cellular effects of benzotriazole UV stabilizers UV-234 and UV-328 in the freshwater invertebrates *Chlamydomonas reinhardtii* and *Daphnia magna*. *Environ. Toxicol. Chem.* **36**, 3333–3342 (2017).
119. Brausch, J. M. & Rand, G. M. A review of personal care products in the aquatic environment: Environmental concentrations and toxicity. *Chemosphere* **82**, 1518–1532 (2011).
120. Nakata, H. & Shinohara, R.-I. Concentrations of Benzotriazole UV Stabilizers and Polycyclic Musks in Wastewater Treatment Plant Samples in Japan. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Specim. Bank* **4**, 51–59 (2010).
121. ECHA. 2-(2H-benzotriazol-2-yl)-4,6-ditertpentylphenol Brief Profile. *REACH* (2018).
122. Kim, J.-W. *et al.* Contamination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in house dust from the Philippines: Implications on human exposure. *Sci. Total Environ.* **424**, 174–181 (2012).
123. Jungclaus, G., Avila, V. & Hites, R. Organic compounds in an industrial Wastewater: a case study of their environmental impact. *Environ. Sci. Technol.* **12**, 88–96 (1978).
124. Tanaka, K. *et al.* Direct In Vivo Evidence for Accumulation of Plastic Derived Chemicals in Seabird Tissue. *Curr. Biol.* (2019).
125. Lu, Z. *et al.* Distribution, Partitioning and Bioaccumulation of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole UV Stabilizers in an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol.* **50**, 9089–9097 (2016).
126. Parajulee, A., Lei, Y. D., Kananathalingam, A., Mitchell, C. P. J. & Wania, F. Investigating the Sources and Transport of Benzotriazole UV Stabilizers during Rainfall and Snowmelt across an Urbanization Gradient. *Environ. Sci. Technol.* **52**, 2595–2602 (2018).
127. Nakata, H. Benzotriazole UV Stabilizer (BUVS) in Human and Wildlife - Is it a POPs? in *4th International Conference on Environmental Health Science - 2011* (2011).
128. Pruell, R. J., Hoffman, E. J. & Quinn, J. G. Total hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons and synthetic organic compounds in the Hard shell clam, *Mercenaria mercenaria*, purchased at commercial seafood stores. *Mar. Environ. Res.* **11**, 163–181 (1984).

129. Hites, R. A., Jungclaus, G. A., Lopez-Avila, V. & Sheldon, L. S. Potentially Toxic Organic Compounds in Industrial Wastewaters and River Systems: Two Case Studies. *Monit. Toxic Subst.* **94**, 5–63 (1979).
130. Pruell, R. J. & Quinn, J. G. Geochemistry of organic contaminants in Narragansett Bay sediments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* **21**, 295–312 (1985).
131. Reddy, C. M., Quinn, J. G. & King, J. W. Free and Bound Benzotriazoles in Marine and Freshwater Sediments. *Environ. Sci. Technol.* **34**, 973–979 (2000).
132. Peng, X. *et al.* Persistence, temporal and spatial profiles of ultraviolet absorbents and phenolic personal care products in riverine and estuarine sediment of the Pearl River catchment, China. *J. Hazard. Mater.* **323**, 139–146 (2017).
133. Lu, Z., Smyth, S. A., Peart, T. E. & De Silva, A. O. Occurrence and fate of substituted diphenylamine antioxidants and benzotriazole UV stabilizers in various Canadian wastewater treatment processes. *Water Res.* **124**, 158–166 (2017).
134. Montesdeoca-Esponda, S., Álvarez-Raya, C., Torres-Padrón, M. E., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Monitoring and environmental risk assessment of benzotriazole UV stabilizers in the sewage and coastal environment of Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *J. Environ. Manage.* **233**, 567–575 (2019).
135. García-Guerra, R. B. *et al.* Rapid monitoring of residual UV-stabilizers in seawater samples from beaches using fabric phase sorptive extraction and UHPLC-MS/MS. *Chemosphere* **164**, 201–207 (2016).
136. Carpinteiro, I., Ramil, M., Rodríguez, I. & Nogueira, J. M. F. Combining stir-bar sorptive extraction and large volume injection-gas chromatography-mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV stabilizers in wastewater matrices. *J. Sep. Sci.* **35**, 459–467 (2012).
137. De Silva, A., Muir, D. & Smyth, S. *Unpublished monitoring data submitted to Ecological Assessment Division of Environment Canada.* (2014).
138. Oviatt, C. A. *et al.* Fate and effects of sewage sludge in the coastal marine environment: A mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Ser.* **41**, 187–203 (1987).
139. Lee, S. *et al.* Synthetic musk compounds and benzotriazole ultraviolet stabilizers in breast milk: Occurrence, time-course variation and infant health risk. *Environ. Res.* **140**, 466–473 (2015).
140. Kim, J.-W. *et al.* Occurrence of benzotriazole ultraviolet stabilizers (BUVSS) in human breast milk from three Asian countries. *Sci. Total Environ.* **655**, 1081–1088 (2019).
141. Peng, X. *et al.* Bioaccumulation and biomagnification of ultraviolet absorbents in marine wildlife of the Pearl River Estuarine, South China Sea. *Environ. Pollut.* **225**, 55–65 (2017).
142. Peng, X., Jin, J., Wang, C., Ou, W. & Tang, C. Multi-target determination of organic ultraviolet absorbents in organism tissues by ultrasonic assisted extraction and ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1384**, 97–106 (2015).
143. Lu, Z., De Silva, A. O., Peart, T. E., Cook, C. J. & Tetreault, G. R. Tissue Distribution of Substituted Diphenylamine Antioxidants and Benzotriazole Ultraviolet Stabilizers in White Sucker (*Catostomus commersonii*) from an Urban Creek in Canada. *Environ. Sci. Technol. Lett.* **4**, 433–438 (2017).
144. Nakata, H. *et al.* Occurrence and Concentrations of Persistent Personal Care Products, Organic UV Filters, in the Marine Environment. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem. — Environ. Res. Asia* 239–246 (2009).
145. Langford, K. H., Reid, M. J., Fjeld, E., Øxnevad, S. & Thomas, K. V. Environmental occurrence and risk of organic UV filters and stabilizers in multiple matrices in Norway. *Environ. Int.* **80**, 1–7 (2015).
146. Thomas, K. *et al.* *Screening programme 2013: New bisphenols, organic peroxides, fluorinated siloxanes, organic UV filters and selected PBT substances.* (2014).

147. Wick, A., Jacobs, B., Kunkel, U., Heininger, P. & Ternes, T. A. Benzotriazole UV stabilizers in sediments, suspended particulate matter and fish of German rivers: New insights into occurrence, time trends and persistency. *Environ. Pollut.* **212**, 401–412 (2016).
148. Allan, I., Jenssen, M. T. S. & Braaten, H. F. V. Priority substances and emerging contaminants in selected Norwegian rivers—The River Monitoring Programme 2017. *NIVA-rapport* (2018).
149. Nakata, H. *et al.* Benzotriazole UV Stabilizers in the Environment: Is it a POPs? in *32nd SETAC North America* (2011).
150. Kim, J.-W., Ramaswamy, B. R., Chang, K.-H., Isobe, T. & Tanabe, S. Multiresidue analytical method for the determination of antimicrobials, preservatives, benzotriazole UV stabilizers, flame retardants and plasticizers in fish using ultra high performance liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry. *J. Chromatogr. A* **1218**, 3511–3520 (2011).
151. Luongo, G., Avagyan, R., Hongyu, R. & Östman, C. The washout effect during laundry on benzothiazole, benzotriazole, quinoline, and their derivatives in clothing textiles. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **23**, 2537–2548 (2016).
152. Avagyan, R., Luongo, G., Thorsén, G. & Östman, C. Benzothiazole, benzotriazole, and their derivatives in clothing textiles—a potential source of environmental pollutants and human exposure. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **22**, 5842–5849 (2015).
153. Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Ramil, M. & Cela, R. Pressurized solvent extraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole light stabilizers in indoor dust. *J. Chromatogr. A* **1217**, 3729–3735 (2010).
154. Kim, J.-W. *et al.* Analysis of Benzotriazole UV Stabilizers in House Dust Using an UHPLC-MS/MS. *Interdiscip. Stud. Environ. Chem.* **6**, (2012).
155. Zhang, D., Liu, C. & Yang, Y. Determination of UV Absorbers and Light Stabilizers in Food Packing Bags by Magnetic Solid Phase Extraction Followed by High Performance Liquid Chromatography. *Chromatographia* **79**, 45–52 (2016).
156. Gao, Y., Gu, Y. & Wei, Y. Determination of Polymer Additives—Antioxidants and Ultraviolet (UV) Absorbers by High-Performance Liquid Chromatography Coupled with UV Photodiode Array Detection in Food Simulants. *J. Agric. Food Chem.* **59**, 12982–12989 (2011).
157. Chang, L. *et al.* Simultaneous Analysis of Trace Polymer Additives in Plastic Beverage Packaging by Solvent Sublation Followed by High-Performance Liquid Chromatography. *J. Agric. Food Chem.* **61**, 7165–7171 (2013).
158. Rani, M. *et al.* Qualitative Analysis of Additives in Plastic Marine Debris and Its New Products. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **69**, 352–366 (2015).
159. Becker, L., Scheringer, M., Schenker, U. & Hungerbühler, K. Assessment of the environmental persistence and long-range transport of endosulfan. *Environ. Pollut.* **159**, 1737–1743 (2011).
160. Klasmeier, Jö. *et al.* Application of Multimedia Models for Screening Assessment of Long-Range Transport Potential and Overall Persistence. *Environ. Sci. Technol.* **40**, 53–60 (2006).
161. POPRC. *Risk profile on hexabromocyclododecane*. (2010).
162. Liu, Q., Krüger, H. & Zetzsch, C. Degradation study of the aerosol-borne insecticides Dicofol and DDT in an aerosol smog chamber facility by OH radicals in relation to the POPs convention. *Geophys. Res. Abstr.* **7**, 05760 (2005).
163. Ruan, T. *et al.* Concentrations and Composition Profiles of Benzotriazole UV Stabilizers in Municipal Sewage Sludge in China. *Environ. Sci. Technol.* **46**, 2071–2079 (2012).
164. Wang, X. *et al.* Determination of six benzotriazole ultraviolet filters in water and cosmetic samples by graphene sponge-based solid-phase extraction followed by high-performance liquid chromatography. *Anal. Bioanal. Chem.* **410**, 6955–6962 (2018).
165. Apel, C., Tang, J. & Ebinghaus, R. Environmental occurrence and distribution of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of Chinese Bohai and Yellow Seas. *Environ. Pollut.* **235**, 85–94 (2018).
166. Song, S., Ruan, T., Wang, T., Liu, R. & Jiang, G. Occurrence and removal of benzotriazole ultraviolet stabilizers in a wastewater treatment plant in China. *Environ. Sci. Process. Impacts* **16**, 1076–1082 (2014).

167. Liu, R. *et al.* Determination of nine benzotriazole UV stabilizers in environmental water samples by automated on-line solid phase extraction coupled with high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Talanta* **120**, 158–166 (2014).
168. Zhao, X. *et al.* Occurrence and fate of benzotriazoles UV filters in a typical residential wastewater treatment plant in Harbin, China. *Environ. Pollut.* **227**, 215–222 (2017).
169. Zhang, Z. *et al.* Determination of Benzotriazole and Benzophenone UV Filters in Sediment and Sewage Sludge. *Environ. Sci. Technol.* **45**, 3909–3916 (2011).
170. Vimalkumar, K. *et al.* Occurrence of triclocarban and benzotriazole ultraviolet stabilizers in water, sediment, and fish from Indian rivers. *Sci. Total Environ.* **625**, 1351–1360 (2018).
171. Kameda, Y., Kimura, K. & Miyazaki, M. Occurrence and profiles of organic sun-blocking agents in surface waters and sediments in Japanese rivers and lakes. *Environ. Pollut.* **159**, 1570–1576 (2011).
172. Rodríguez-Pereiro, I. & Casado-Agrelo, J. *Benzotriazole UV Stabilizers in Soil and Suspended Particulate Matter Samples*. (2012).
173. Schlabach, M. *et al.* Screening program 2018. Volatiles, Gd, BADGE, UV filters, Additives, and Medicines. NILU rapport, 20/2019. *NILU Rapp.* (2019).
174. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z., Kabir, A., Furton, K. G. & Santana-Rodríguez, J. J. Fabric phase sorptive extraction followed by UHPLC-MS/MS for the analysis of benzotriazole UV stabilizers in sewage samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **407**, 8137–8150 (2015).
175. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. On-line solid-phase extraction coupled to ultra-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry detection for the determination of benzotriazole UV stabilizers in coastal marine and wastewater samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **403**, 867–876 (2012).
176. Montesdeoca-Esponda, S., Sosa-Ferrera, Z. & Santana-Rodríguez, J. J. Microwave-assisted extraction combined with on-line solid phase extraction followed by ultra-high-performance liquid chromatography with tandem mass spectrometric determination of benzotriazole UV stabilizers in marine sediments and sewage sludges. *J. Sep. Sci.* **36**, 781–788 (2012).
177. Casado, J., Rodríguez, I., Carpinteiro, I., Ramil, M. & Cela, R. Gas chromatography quadrupole time-of-flight mass spectrometry determination of benzotriazole ultraviolet stabilizers in sludge samples. *J. Chromatogr. A* **1293**, 126–132 (2013).
178. Carpinteiro, I., Abuín, B., Ramil, M., Rodríguez, I. & Cela, R. Matrix solid-phase dispersion followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the determination of benzotriazole UV absorbers in sediments. *Anal. Bioanal. Chem.* **402**, 519–527 (2012).
179. Carpinteiro, I., Abuín, B., Rodríguez, I., Cela, R. & Ramil, M. Headspace solid-phase microextraction followed by gas chromatography tandem mass spectrometry for the sensitive determination of benzotriazole UV stabilizers in water samples. *Anal. Bioanal. Chem.* **397**, 829–839 (2010).
180. Maceira, A., Borrull, F. & Marcé, R. M. Occurrence of plastic additives in outdoor air particulate matters from two industrial parks of Tarragona, Spain: Human inhalation intake risk assessment. *J. Hazard. Mater.* (2019) doi:10.1016/j.jhazmat.2019.04.014.
181. Apel, C., Joerss, H. & Ebinghaus, R. Environmental occurrence and hazard of organic UV stabilizers and UV filters in the sediment of European North and Baltic Seas. *Chemosphere* **212**, 254–261 (2018).
182. De Silva, A. & Muir, D. Benzotriazole UV Stabilizers and Substituted Diphenylamine Antioxidants: Emerging Organic Pollutants in San Francisco Bay. in *ECWG Meeting, Spring* (2015).
183. Allinson, M., Kameda, Y., Kimura, K. & Allinson, G. Occurrence and assessment of the risk of ultraviolet filters and light stabilizers in Victorian estuaries. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**, 12022–12033 (2018).
184. Mansouri, K., Grulke, C. M., Judson, R. S. & Williams, A. J. OPERA models for predicting physicochemical properties and environmental fate endpoints. *J. Cheminform.* **10**, 10 (2018).

Appendix

6.1. Test Guidelines

6.1.1 European Union Methods

EU Method A.6: Water Solubility

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

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

OECD TG 201 – Alga, Growth Inhibition Test

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

OECD TG 203 – Fish, Acute Toxicity Test

OECD TG 209 – Activated Sludge, Respiration Inhibition Test

OECD TG 301 B – Ready Biodegradability: CO₂ Evolution Test

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

OECD TG 401 – Acute Oral Toxicity

OECD TG 402 – Acute Dermal Toxicity

OECD TG 403 – Acute Inhalation Toxicity

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

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

OECD TG 414 – Prenatal Developmental Toxicity Study

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

6.2. EAWAG-BBD Prediction System

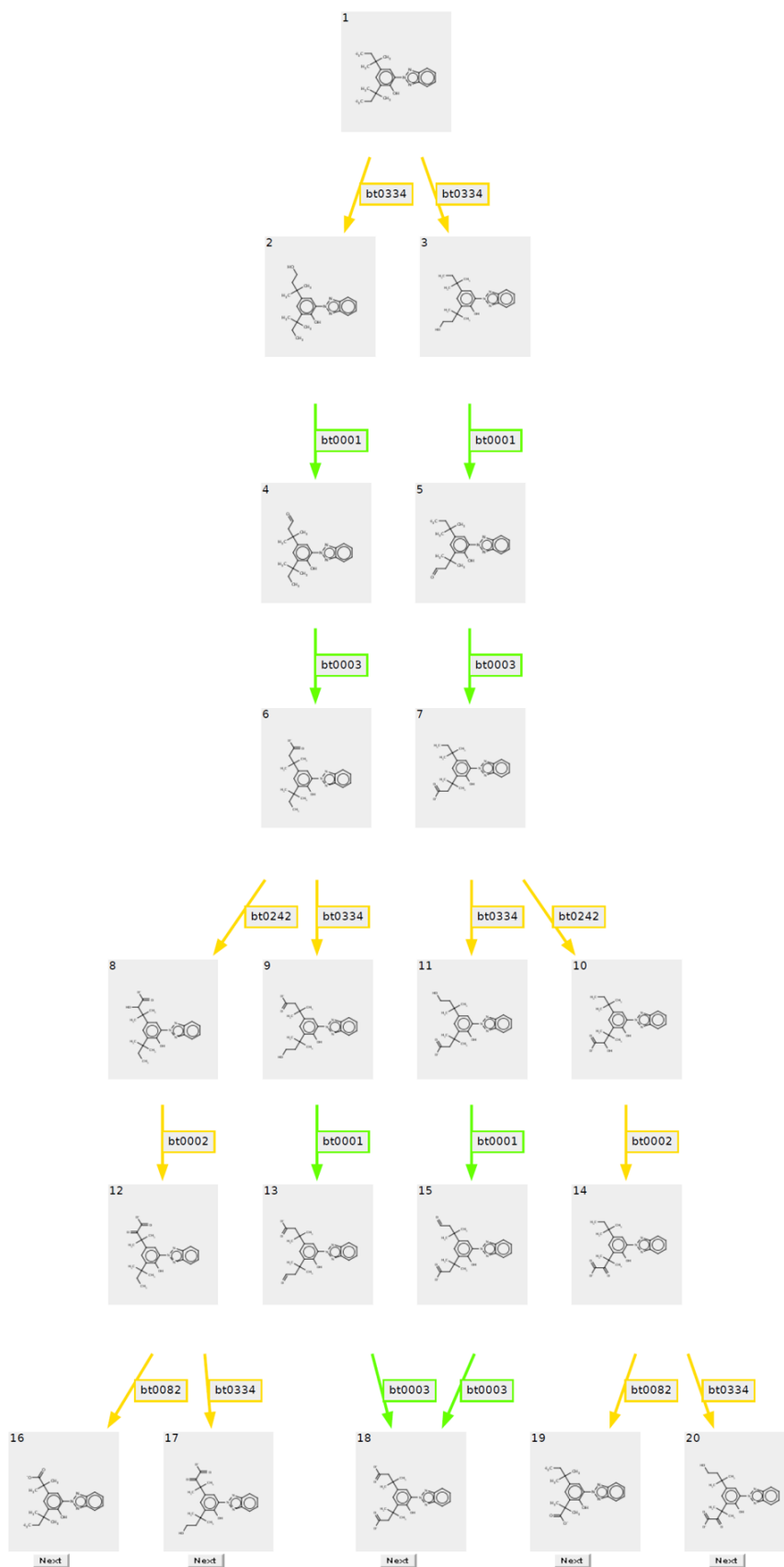


Figure 3. EAWAG-BBD prediction for UV-328 using the SMILES code present on Table 2¹⁶.

6.3. Nakata *et al.* Bioaccumulation Studies

6.3.1 Nakata *et al.*, 2010 Study³⁰

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

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

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

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

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

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

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

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

6.3.2 Nakata *et al.*, 2009 Study²⁷

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

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

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

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

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

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

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

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

6.4. OECD Pov and LRTP Tool

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

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

	Molecular weight (g/mol)	^a logK _{AW}	^b logK _{OW}	^c $t_{1/2}$ in air (h)	^d $t_{1/2}$ in water (h)	^e $t_{1/2}$ in soil (h)
α-endosulfan ¹⁵⁹	406.9	-3.6	4.9	194.4	520.8	1.0×10^3
α-HCH ¹⁶⁰	290.8	-3.5	3.9	2.9×10^3	3.2×10^3	3.2×10^3
Aldrin ¹⁶⁰	364.9	-1.3	6.6	2.9	2.7×10^3	3.8×10^3
CCl₄ ¹⁶⁰	154.0	0.2	2.8	6.9×10^5	5.9×10^3	5.9×10^3
HBCDD ¹⁶¹	641.7	-3.5	5.6	76.8	1.2×10^4	1.5×10^3
HCB ¹⁶⁰	284.8	-1.4	5.7	2.2×10^4	3.4×10^4	3.4×10^4
PCB-101 ¹⁶⁰	326.4	-2.0	6.3	885.0	3.1×10^4	1.0×10^5
PCB-180 ¹⁶⁰	395.3	-2.5	7.2	2.7×10^3	5.5×10^4	1.0×10^6
PCB-28 ¹⁶⁰	257.5	-1.9	5.7	255.3	5.5×10^3	1.0×10^3
tetraBDE	485.8	-3.1	6.5	264.0	4.6×10^3	9.2×10^3
pentaBDE	564.7	-3.6	6.8	456.0	8.5×10^3	1.9×10^4
hexaBDE	643.6	-3.7	7.4	1.1×10^3	1.6×10^4	3.1×10^4
heptaBDE	722.5	-4.3	7.3	1.5×10^3	1.9×10^4	4.2×10^4
octaBDE	801.4	-4.4	8.5	2.2×10^3	2.6×10^4	5.1×10^4
decaBDE	959.2	-4.8	10.0	7.6×10^3	3.8×10^4	7.6×10^4
UV-328	351.5	-10.6	7.3	16.3	1.8×10^3	3.3×10^3

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

	Pov (days)	CTD (km)	TE (%)
α-endosulfan	60.4	2.3×10^3	4.6
α-HCH	195	6.0×10^3	31.5
Aldrin	223	125	1.0×10^{-4}
CCl₄	2.5×10^4	1.2×10^6	1.8×10^3
HBCDD	38.0	1.4×10^3	1.7
HCB	1.9×10^3	2.7×10^5	2.0×10^3
PCB-101	4.0×10^3	1.6×10^4	30.6
PCB-180	4.8×10^4	1.7×10^4	90.7
PCB-28	540	5.1×10^3	2.2
tetraBDE	552	3.6×10^3	8.8
pentaBDE	1.1×10^3	3.7×10^3	13.7
hexaBDE	1.9×10^3	3.6×10^3	15.7
heptaBDE	2.5×10^3	3.1×10^3	13.6
octaBDE	3.1×10^3	2.9×10^3	12.7
decaBDE	4.6×10^3	2.9×10^3	12.7
UV-328	196	2.8×10^3	12.4

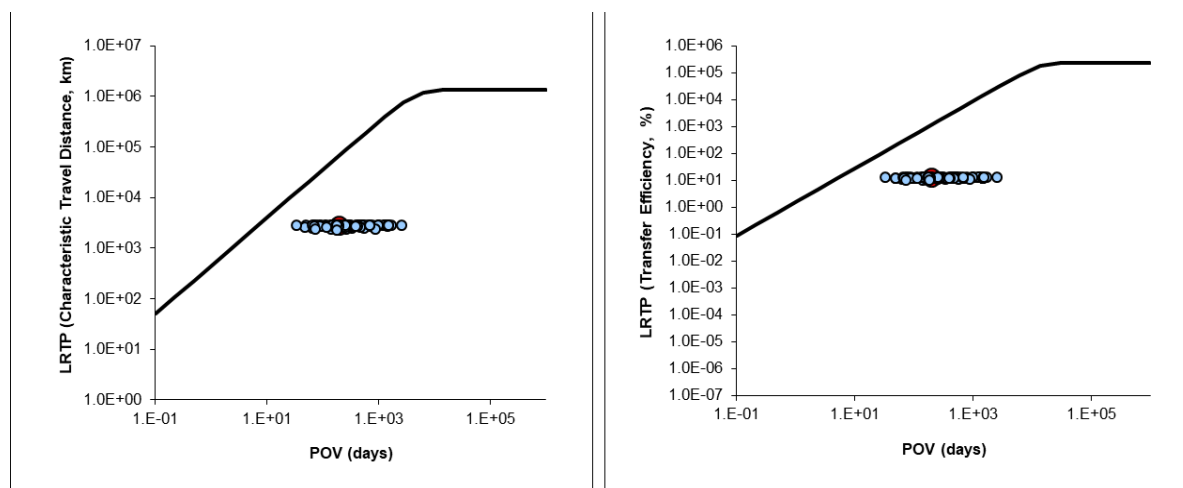


Figure 4. Monte Carlo analysis of the OECD Pov and LRTP Tool results for UV-328 with the same input values as in Table 22. The dispersion factor for each Tool input except the molecular weight is 10.

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

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

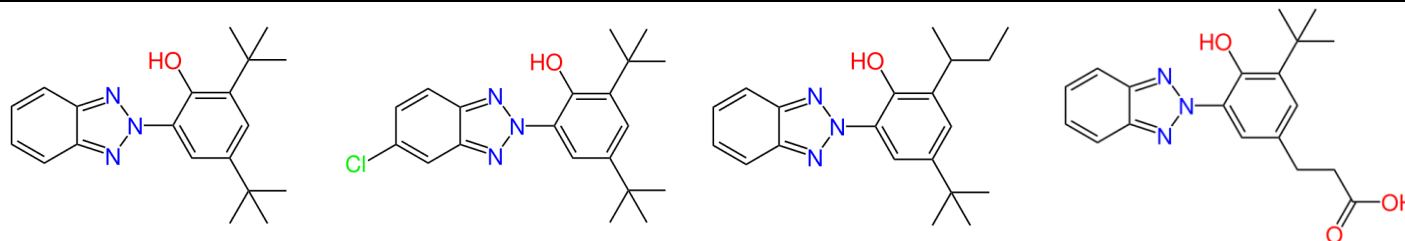
Input vales for $\log K_{AW}$		OECD Tool generated values		
Method	$\log K_{AW}$	Pov (days)	CTD (km)	TE (%)
EPI Suite	-10.6	196	2.8×10^3	12.4
OPERA (Henry's law constant)	-5.6	196	2.5×10^3	9.6
Calculated from exp. vapour pressure and water solubility	-4.5	196	1.2×10^3	2.1

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

6.5 Analogues

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

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



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

6.6. Monitoring Data Studies

6.6.1 Asia

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

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

^{††} Lowest detected value.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Pearl River Estuary ¹⁴²	farmed red snapper carcasses (ng/g dw)	$n = 2$, 50% DF		0.8	< LOQ
		wild fishes species carcasses (ng/g dw)	$n = 11$			ND
	Shandong Province ¹⁶⁷	WWTP influent (ng/L)	$n = 4$, 50% DF		2.9	2.6 ^{††} , ND
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 4$, 50% DF		0.6	ND
		river (ng/L)	$n = 4$			ND
	Songhua River, Northeast (mainly residential) ¹⁶⁸	WWTP influent (ng/L)	$n = 81$, 94% DF	9.6	29	0.3
		WWTP A/O sludge (ng/g dw)	$n = 6$, 100% DF	115	163	93.3
		WWTP dewatered sludge (ng/g dw)	$n = 5$, 100% DF	89.3	121	39.6
	Songhua River, Northeast ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	$n = 6$, 100% DF	3.8	7.1	2.1
		WWTP sludge (ng/g dw)	$n = 5$, 100% DF	1.3×10^3	5.92×10^3	40.6
India	Rivers Kaveri, Vellar, Thamiraparani of Tamil Nadu ¹⁷⁰	water, river (ng/L)	$n = 59$, 30–38% DF		5.2	ND
		sediment, river (ng/g)	$n = 58$, 80–88% DF		4.3	ND
		fish muscle, river (ng/g)	$n = 14$, 50–92% DF		6.1	ND
Japan	Five WWTPs, located in an unnamed town (population 680,000) ¹²⁰	WWTP influent (ng/L)		34	52	18
		WWTP effluent (ng/L)		2.6	2.9	2.1
		WWTP sludge (ng/g dw)		510	570	430
	Ariake Sea ²⁷	tidal flat and shallow water organisms (ng/g ww)	$n = 28$, 89% DF		55	0.2 ^{††} , < 0.15
		sediments (ng/g dw)	$n = 16$, 100% DF		320	2.6
	Ariake Sea ³⁰	blubber of finless porpoises (ng/g ww)	$n = 5$, 100% DF	29	64	11
	Saitama Prefecture ¹⁷¹	water from streams (ng/L)	$n = 2$, 50% DF	70		
		WWTP effluents (ng/L)	$n = 4$, 75% DF	62	88	47
		water from heavily polluted rivers (ng/L)	$n = 6$, 67% DF	701	4.8×10^3	149
		water from moderately polluted rivers (ng/L)	$n = 12$, 67% DF	152	583	30
		water from background sites (ng/L)	$n = 5$			ND

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		sediment from streams (µg/kg)	$n = 2$, 100% DF	102	1.2×10^3	10
		sediment from WWTP effluents (µg/kg)	$n = 4$, 75% DF	13	85	10
		sediment from heavily polluted rivers (µg/kg)	$n = 6$, 100% DF	117	1.7×10^3	21
		sediment from moderately polluted rivers (µg/kg)	$n = 12$, 75% DF	59	213	10
		sediment from background sites (µg/kg)	$n = 5$, 60% DF	58	89	29
	Not described ¹²⁷	road dust (ng/g dw)	$n = 9$, 100% DF		40	2.0
		marine mammal blubber (ng/g ww)	$n = 29$, 66% DF		70	
		sediment cores (ng/g dw)	$n = 2$, 100% DF		10	4.0
	Okinawa Island: seawater of beaches and coral reefs ⁴⁷	seawater at beach sites (ng/L)	$n = 23$, 61% DF		287	2.8 ^{††} , ND
		seawater at river and coral reef sites (ng/L)	$n = 15$, 60% DF		263	5.7 ^{††} , ND
	Mukojima Island ⁹⁹	black-footed albatross (µg/g-plastic, PP fragment)	$n = 194$ (plastic fragments), 1% DF		1.4	
	Awashima Island ^{100,124}	streaked shearwater chicks from semi-field conditions (µg/g-lipid)	$n = 21$, liver, adipose tissue, preen gland oil		ca. 5	ca. 0.4
Philippines	Malate (residential), Payatas (close to a municipal dumping site) ¹²²	residential, house dust (ng/g)	27.0 median, $n = 17$, 82% DF	50	304	ND
		municipal dump, house dust (ng/g)	$n = 20$, 85% DF	18	48	ND
	Malate (residential), Payatas (close to a municipal dumping site) ¹⁵⁴	house dust (ng/g)	same values as ¹²²			
	Manila Bay ²⁶	marine fish muscle (ng/g lw): demersal and pelagic fish	$n = 22$, 88% DF	34.2	563	1.5 ^{††} , ND
	Manila Bay ¹⁵⁰	fish muscle (ng/g lw)	$n = 5$, 100% DF		179	18.4
Republic of Korea	Geoje Island ⁸⁶	new plastic (ng/g)	$n = 27$, 100% DF		770	2.7
		marine plastic debris (ng/g)	$n = 29$, 97% DF		1.6×10^3	1.5 ^{††} , ND
	Geoje Island ¹⁵⁸	marine plastic debris	qualitative analysis, $n = 19$, 16% DF			
		new plastic	qualitative analysis, $n = 25$, 31% DF			

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
	Residential (Seoul, Pyeongchon), industrial (Ansan), rural (Jeju) ¹³⁹	human breast milk (ng/g lw)	39.7 median, $n = 208$, 98% DF		334	< LOQ
Several countries	Cambodia, China, Hong Kong, India, Indonesia, Japan, Republic of Korea, Malaysia, Philippines, USA, Vietnam ²⁸	mussels (ng/g lw)	$n = 68$, 65% DF		830	31.0 ^{††} , ND
	Cambodia, China, Hong Kong, India, Indonesia, Japan, Republic of Korea, Malaysia, Philippines, Vietnam ¹⁴⁴	tidal flat and shallow water organisms (ng/g lw): whole body, liver	$n = 45$ (1998–2005), $n = 51$ (2001–2005)		460	1.0
	Japan, Republic of Korea, China, India, Spain, Poland, USA ²⁹	adipose tissue (ng/g lw)	$n = 93$, 45% DF		35 (Japan), 20 (Republic of Korea), 6.0 (Spain)	2.0 (USA) ^{††} , ND (Poland)
		foodstuff (ng/g ww): seafood, meat, vegetables, cereals, dairy products	$n = 30$, 47% DF		1.7 (seafood), 1.0 (meat), 0.5 (fruit)	0.2 (vegetables), ND (dairy)
	Japan, Philippines, Vietnam ¹⁴⁰	human breast milk (ng/g lw)	$n = 87$, 16% DF	1.2	42	< MDL

6.6.2 Europe

Table 27. UV-328 monitoring data studies summary in Europe.

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
Germany	River Rhine ¹⁷²	suspended solids (ng/g dw)	$n = 4$, 25% DF		26	ND
	Rivers Rhine, Saale, Saar, Elbe, and Moselle ¹⁴⁷	river sediments (ng/g)	4.6 median, $n = 8$, 100% DF		10	2.0 ^{††} , ND
		suspended particulate matter (ng/g)	$n = 5$, 100% DF		15	5.0 ^{††} , ND
		bream liver (ng/g)	$n = 4$, 100% DF		40	1.0 ^{††} , ND
Denmark	Faroe Islands ⁹⁹	northern fulmar ($\mu\text{g/g}$ -plastic, PP fragment)	$n = 194$ (plastic fragments), 1% DF		1.1	
Norway	Arctic (Svalbard, Zeppelin mountain and Kongsfjord area), hot/urban spot (Tromsø area) ⁴⁶	Arctic air (pg/m^3)	$n = 5$			< 0.5
		common eider eggs (ng/g ww)	$n = 5$, 100% DF		0.3	0.1
		European shag eggs (ng/g ww)	$n = 5$, 60% DF		0.2	< 0.2
		kittiwake eggs (ng/g ww)	$n = 5$, 100% DF		0.3	0.1
		glaucous gull eggs (ng/g ww)	$n = 5$, 60% DF		0.3	< 0.1

Location	Matrix	Others	Average	Max	Min
		polar bear blood plasma (ng/g ww)	<i>n</i> = 10		< 0.3
		mink liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 100% DF	0.4	0.1
		common gull eggs (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 60% DF	0.2	< 0.2
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 6, 100% DF	57	7.0
	River Alna ¹⁴⁸	water (ng/L)	<i>n</i> = 2, 100% DF	1.9	1.0
		suspended particulate matter (ng/g dw)	<i>n</i> = 2, 100% DF	53	39
		benthic macroinvertebrate (ng/g ww)	<i>n</i> = 2		< 1.0
		moss and periphyton (ng/g ww)	<i>n</i> = 3, 100% DF	17.7	7.4
		brown trout whole body (ng/g ww)	<i>n</i> = 2, 100% DF	0.7	
		brown trout muscle/liver (ng/g ww)	<i>n</i> = 2, 100% DF	0.5	0.4
	Tromsø/Tomasjord, Oslo/Oslofjord, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁵	WWTP effluent (ng/L)			< 5.0
		WWTP sludge (ng/g dw)			< 11
		landfill leachate (ng/L)			< 5.0
		sediment (ng/g dw)	12.5 median	25.1	3.2 ^{††} , < 25
		marine and freshwater biota (ng/g): fish, crustaceans	cod (liver), <i>n</i> = 15, 20% DF; not present in other species	19.5	ND
	Tromsø/Tomasjord, Oslo/Oslofjord, Ottestad/Lake Mjosa ¹⁴⁶	biota (ng/g ww)	20% DF	19	ND
		WWTP effluent (ng/L)	<i>n</i> = 15, 7% DF	81	< 5.0
		WWTP sludge (ng/g dw)	<i>n</i> = 10		< 5.0
		water leachate (ng/L)	<i>n</i> = 6		< 5.0
		particulate leachate (ng/g dw)	<i>n</i> = 6		< 5.0
		lake sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 10, 50% DF	25	3.0 ^{††} , < 25
	Oslo area ¹⁷³	sewage water (ng/L)	<i>n</i> = 7, 100% DF	68	22.0
		surface water (ng/L)	<i>n</i> = 9, 100% DF	17	0.8
		sediment (ng/g dw)	<i>n</i> = 5, 60% DF	21	1.7 ^{††} , < 2.5
		common mussel (ng/g ww)	<i>n</i> = 5, 20% DF	0.7	< 0.6
		gull egg (ng/g ww)	<i>n</i> = 10, 100% DF	60	0.4

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		settled floor dust (ng/g)	$n = 26$, 100% DF		1.8×10^3	0.9
		indoor air (ng/m ³)	$n = 24$, 100% DF		5.3	0.1
Spain	Gran Canary Island ¹⁷⁴	WWTP water (ng/L)			6.0×10^4	1.7×10^4
	Gran Canary Island ¹⁷⁵	beach seawater (ng/L)	$n = 12$			< LOD
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 17$, 71% DF		13	6.2 ^{††} , < LOD
	Five WWTPs in the Gran Canary Island ¹³⁴	WWTP influent (ng/L)			238	22.6
		WWTP effluent (ng/L)			28.4	
		marine sediments (ng/kg dw)			1.8×10^3	347
	Gran Canary Island ¹³⁵	seawater from touristic beaches	present, but no values			
	Gran Canary Island ¹⁷⁶	marine outfall (ng/g)	$n = 4$, 75% DF		24	20.7 ^{††} , < LOQ
		WWTP sludge (ng/g)	$n = 3$, 67% DF		12.2	0.9 ^{††} , < LOD
		beach seawater (ng/L)	$n = 3$			< LOD
	Northwest ¹⁷⁷	WWTP sludge (ng/g)	$n = 8$, 88% DF		152	20 ^{††} , ND
		sediment (ng/g)	$n = 1$, 100% DF		20	
	Not described ¹⁵³	indoor dust (ng/g)	$n = 10$, 100% DF	91.0	149	46
	Not described ¹⁷⁸	river and marine sediment (ng/g)	$n = 6$, 100% DF		56	7.9
	Not described ¹⁷⁹	WWTP influent (ng/L)	$n = 5$, 80% DF		19	1.0 ^{††} , ND
	Tarragona, industrial parks ¹⁸⁰	Constantí: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 70% DF	20	43	ND
		Tarragona harbour: particulate phase of outdoor air (pg/m ³)	$n = 10$, 100% DF	14	21	6.5
Sweden	Background (Gårdsjön and Sandsjön) and urban sites (Stockholm and Borås) ⁴³	storm water (ng/L)	$n = 6$, 75% DF		1.3	0.2 ^{††} , < 0.1
		surface water (ng/L)	$n = 6$, 100% DF		4.1	1.7
		air (ng/m ³)	$n = 8$			< 0.02
		air deposition (ng/m ² day)	$n = 4$			< 70
		sediment (µg/kg dw)	$n = 6$, 67% DF		1.3	< 0.7
		fish whole body (µg/kg dw)	$n = 4$			< 0.3
		landfill effluent particles (µg/kg dw)	$n = 1$, 100% DF		3.1	

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		landfill effluent (ng/L)	$n = 3$, 100% DF		91	7.0
		WWTP effluent particles ($\mu\text{g/kg dw}$)	$n = 1$			< 110
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 5$, 100% DF		15	6.8
		WWTP sludge ($\mu\text{g/kg dw}$)	$n = 8$, 50% DF		37	2.4 ^{††} , ND
		soil ($\mu\text{g/kg dw}$)	$n = 4$, 25% DF		0.74	2.4 ^{††} , < 0.4
	Retailers with garments made worldwide ¹⁵¹	clothing textile samples (ng/g)	$n = 27$, 15% DF		85.3	47.8 ^{††} , ND
	Stockholm, retailers available in up to 88 countries worldwide ¹⁵²	garments (ng/g)	$n = 26$, 8% DF		106	8.0 ^{††} , ND
Several countries	Germany, Norway, Sweden, Netherlands, Poland: North (Skagerrak and Kattegat regions), Baltic (German Bight and German Baltic Sea) Seas, Rhine-Meuse-Delta and the Oder Lagoon ¹⁸¹	sea surface sediments (ng/g dw)	$n = 48$, 31–50% DF	0.1	0.9	< MDL
		coastline sediments (ng/g dw)	$n = 8$		0.15	< MDL
	Portugal (Lisbon), Spain (Northwest) ¹³⁶	WWTP influent (ng/L)	$n = 3$, 100% DF		76	53
		WWTP effluent (ng/L)	$n = 3$, 33% DF		21	ND

6.6.3 North America

Table 28. UV-328 monitoring data studies summary in North America.

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

Location	Matrix	Others	Average	Max	Min
	Northern pike liver (ng/g lw)	$n = 40$, 40% DF		40.2	< 3.2
USA	Narragansett Bay, Rhode Island ¹¹	WWTP effluent (ppb)	$n = 1$, 100% DF	3.0×10^3	
		river water (ppb)	$n = 25$, > 32% DF	40	0.5
		river sediment (ppm)	$n = 25$, 100% DF	300	0.6
	Narragansett Bay, Rhode Island ²⁰	Narragansett Bay sediment (ng/g)	approximation	7.0×10^4	2.0×10^4
		Salem Sound sediment (ng/g)	approximation	3.5×10^4	1.0×10^3
	Narragansett Bay, Rhode Island ²¹	sediment cores (ng/g dw)	$n = 3$, 100% DF	1.2×10^3	20
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²⁸	clams, industrial pollution background (ng/g ww)	$n = 13$, 46% DF	65	7.0
		clams, unpolluted background (ng/g ww)	$n = 1$, 100% DF	11	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁰	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)		7.5	
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹²³	WWTP effluent (ppm)		4.7	0.6
		river water (ppm)	$n = 16$	0.01	0.1
		sediment (ppm)	$n = 19$	100	1.0
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³⁸	WWTP sludge ($\mu\text{g/g dw}$)		180	
		WWTP influent (mg/tank/99days)		276	34.4
	Narragansett Bay, Rhode Island ¹³¹	river sediment cores ($\mu\text{g/g dw}$)	$n = 2$, 100% DF	25	
	Saginaw and Detroit Rivers ¹⁶⁹	sediment (ng/g dw)	$n = 6$, 83% DF	116.0	224
	San Francisco Bay ¹⁸²	water (ng/L)		17	< 1.0
		sediment (ng/g dw)		9.0	< 1.0
	Tern Island, Hawaii ^{100,124}	black-footed albatross (ng/g lw)	$n = 18$	4.8	2.8
	Kauai Island, Hawaii ⁸⁷	large plastic fragments (1.5–8 cm) ($\mu\text{g/g-plastic}$)	$n = 23$, 0.04% DF	0.2	< LOQ
Several countries	USA, Canada: Great Lakes (Lake Superior, Lake Huron, Lake Erie, Niagara River, Lake Ontario) ⁴⁴	Granite Island (pg/g ww): herring gull	590 median, $n = 10$, 100% DF	9.4×10^3	130
		Agawa Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	583 median, $n = 10$, 100% DF	3.0×10^3	190
		Chantry Island (pg/g ww): herring gull eggs	307 median, $n = 10$, 90% DF	1.1×10^3	< 70

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		Middle Island (pg/g ww): herring gull eggs	497 median, $n = 10$, 100% DF		1.3×10^4	94
		Port Colborne (pg/g ww): herring gull eggs	226 median, $n = 10$, 100% DF		1.7×10^3	73
		Weseloh Rocks (pg/g ww): herring gull eggs	233 median, $n = 6$, 83% DF		310	< 70
		Hamilton Harbour (pg/g ww): herring gull eggs	693 median, $n = 10$, 100% DF		2.6×10^3	310
		Thunder Bay-Pie Island (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 20% DF		570	< 80
		Marathon (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$			< 80
		Whitefish Bay (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 10$, 40% DF		6.7×10^3	< 80
		Whitefish Bay (pg/g ww): whole body	pooled samples: deep water sculpin ($n = 35-60$), slimy sculpin ($n = 20$), smelt ($n = 12$), plankton ($n = ?$), mysis ($n = ?$)			< 80
		Goderich (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 20% DF		4.3×10^3	< 80
		Dunkirk (pg/g ww): lake trout whole body	$n = 5$, 40% DF		1.4×10^3	< 80
		Niagara-on-the-Lake (pg/g ww): lake trout whole body	2.2×10^3 median, $n = 5$, 100% DF		6.4×10^3	1.0×10^3
		Lake Erie western basin (pg/g ww): walleye whole body	$n = 5$			< 80
	USA (Charleston Harbour, South Carolina), Canada (Hamilton Harbour and Lake Joseph, Ontario), Great Lakes ⁴⁸	blood plasma of lake trout (pg/g ww)	465 median, $n = 4$, 50% DF		816	< 540
		blood plasma of smallmouth bass (pg/g ww)	$n = 3$			< 540
		blood plasma of snapping turtle (pg/g ww)	$n = 10$			< 540
		blood plasma of double-crested cormorants (pg/g ww)	240 median, $n = 20$, 30–60% DF		2.1×10^3	< 540

Location		Matrix	Others	Average	Max	Min
		blood plasma of gizzard shad (pg/g ww)	762 median, $n = 4$, 50% DF		3.1×10^3	< 540
		blood plasma of brown bullhead (pg/g ww)	411 median, $n = 4$, 50% DF		667	< 540
		blood plasma of largemouth bass (pg/g ww)	$n = 4$, 25% DF		1.4×10^3	< 540
		blood plasma of rock bass (pg/g ww)	$n = 4$			< 540
		blood plasma of common carp (pg/g ww)	776 median, $n = 3$, 67% DF		3.8×10^3	< 540
	USA (Sarasota Bay, Florida), Canada (St. Lawrence River, Ontario) ⁴⁹	dolphin plasma (pg/g ww)	$n = 4$, 50% DF		934	472 ^{††} , < LOQ
		Northern pike plasma (pg/g ww)	$n = 10$			< LOQ
		white sucker whole body (pg/g ww)	$n = 3$, 67% DF		3.9×10^3	242 ^{††} , < LOQ

6.6.4 Oceania

Table 29. UV-328 monitoring data studies summary in Oceania.

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