



DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-251010>

EDN: <https://elibrary.ru/thbtaw>

УДК 502.5:504.75

Научный обзор

Органические эфиры ортофосфорной кислоты в экосистемах: миграция в средах, биоаккумуляция и угрозы для здоровья человека

П.В. Баш*^{ORCID}, З.А. Жаковская^{ORCID}

*Федеральное государственное бюджетное учреждение науки «Санкт-Петербургский
Федеральный исследовательский центр Российской академии наук» (СПб ФИЦ РАН), 199178,
Россия, г. Санкт-Петербург, 14 линия В.О., д. 39*

**polli-ant@mail.ru*

Аннотация. В статье дан обзор современных данных о группе органических эфиров ортофосфорной кислоты, широко применяемых в качестве антипиренов и пластификаторов. Систематизирована информация об их источниках, путях поступления в компоненты экосистем и организм человека и вызываемых ими токсических эффектах, в конечном итоге приводящих к нарушению устойчивости экосистем. На основании обобщения первичных данных сформулированы выводы о наличии постоянной эмиссии органических фосфатов из большинства полимерсодержащих материалов, их персистентности, биоаккумуляции и высокой токсичности для живых организмов различных трофических уровней. Сделан вывод о необходимости исследования миграции органических фосфатов в различных экосистемах, а также систематического контроля их содержания в сельскохозяйственной продукции и потребительских товарах.

Ключевые слова: фосфорорганические эфиры, антипирены, устойчивость экосистем, живые организмы, трофические цепи, токсические эффекты

Финансирование. Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и образования РФ в рамках государственного задания № FFZF-2025–0017.

ORCID:

П.В. Баш, <https://orcid.org/0009-0009-6844-8606>

З.А. Жаковская, <https://orcid.org/0000-0002-5620-1317>

Для цитирования: Баш, П.В., Жаковская, З.А., 2026. Органические эфиры ортофосфорной кислоты в экосистемах: миграция в средах, биоаккумуляция и угрозы для здоровья человека. *Трансформация экосистем* **9** (2), 195–216. <https://doi.org/10.23859/estr-251010>

Поступила в редакцию: 10.10.2025

Принята к печати: 09.12.2025

Опубликована онлайн: 29.05.2026

DOI: <https://doi.org/10.23859/estr-251010>

EDN: <https://elibrary.ru/thbtaw>

UDC 502.5:504.75

Review

Organophosphate esters in ecosystems: environmental migration, bioaccumulation, and human health risks

P.V. Bash* , Z.A. Zhakovskaya 

St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, 14th line V.O. 39, Saint Petersburg, 199178 Russia

*polli-ant@mail.ru

Abstract. The article provides a review of current data on a group of organophosphate esters, widely used as flame retardants and plasticizers. It systematizes information on their sources, pathways of entry into ecosystem components and the human body, as well as the toxic effects they cause, ultimately leading to ecosystem sustainability disruption. Based on the synthesis of primary data, conclusions are drawn regarding the constant emission of organophosphate esters from most polymer-containing materials, in addition to their persistence, bioaccumulation, and high toxicity to living organisms at different trophic levels. The necessity of studying the migration of organophosphate esters in various ecosystems is emphasized, as well as systematic monitoring of their levels in agricultural products and consumer goods.

Keywords: organic esters of phosphoric acid, flame retardants, ecosystem sustainability, living organisms, food chains, toxic effects

Funding. This research was supported by Ministry of Science and Education of the Russian Federation, grant № FFZF-2025-0017.

ORCID:

P.V. Bash, <https://orcid.org/0009-0009-6844-8606>

Z.A. Zhakovskaya, <https://orcid.org/0000-0002-5620-1317>

To cite this article: Bash., P.V., Zhakovskaya, Z.A., 2026. Organophosphate esters in ecosystems: environmental migration, bioaccumulation, and human health risks. *Ecosystem Transformation* 9 (2), 195–216. <https://doi.org/10.23859/estr-251010>

Received: 10.10.2025

Accepted: 09.12.2025

Published online 29.05.2026

Введение

Быстрый рост производства пластиков, используемых в самых разных отраслях мировой экономики, и при этом высокая воспламеняемость многих полимерных материалов требуют применения в их производстве ингибиторов горения – антипиренов. Зачастую антипирены являются и пластификаторами. До сравнительно недавнего времени в этом качестве широко использовались полибромированные дифениловые эфиры (ПБДЭ). Первоначальное их использование началось в 1970-х гг., когда они стали применяться в производстве мебели, детской одежды, электроники, автомобилей (Blum et al., 2019). В результате исследований был сделан вывод, что биоаккумуляция и токсичность ПБДЭ для человека и окружающей среды слишком велики, после чего началось их постепенное выведение из обращения (Liu et al., 2024). В настоящее время использование ПБДЭ практически запрещено после введения их в список опасных загрязнителей Стокгольмской конвенцией о стойких органических загрязнителях¹. Однако остаточные количества этих веществ в окружающей среде до сих пор представляют угрозу для здоровья экосистем в целом и человека в частности (Dou and Wang, 2023).

В течение ряда лет хорошей альтернативой ПБДЭ считались органические эфиры ортофосфорной кислоты. Однако и относительно этих соединений растет количество научных доказательств их негативных эффектов и повсеместного распространения в природной среде; таким образом, эта замена не оправдывает ожиданий (Castro-Jimenez et al., 2022).

Органические эфиры ортофосфорной кислоты, называемые также органическими фосфатами или фосфорорганическими эфирами (ФОЭ), представляют собой класс химических соединений, повсеместно используемых в производстве широкого спектра товаров, от строительных материалов до детских игрушек и товаров ежедневного пользования, в качестве антипиренов и пластификаторов. ФОЭ широко применяются в различных отраслях промышленности. Мировое потребление ФОЭ увеличилось со 186000 т в 2001 г. до 1 миллиона т в 2018 г. (Ai et al., 2024; Fu et al., 2020). В 2022 г. потребление антипиренов в мире превысило 2.7 млн т, причем на долю фосфорных антипиренов приходилось 28% этого объема (Du, 2024). По прогнозам доклада Организации Объединенных Наций «Глобальная химическая перспектива II»², к 2050 г. ежегодное производство пластика, активно использующего ФОЭ, возрастет до 2 млрд т (Alpizar, 2019).

ФОЭ обычно присутствуют в материалах в виде добавок, не образующих химических связей с их компонентами (Tudor, 2022). В силу этой особенности ФОЭ могут легко выделяться из продуктов ежедневного использования, после чего происходит их эмиссия в окружающую среду. Они распространяются в различных матрицах: почве (Ma et al., 2022), атмосфере (Na et al., 2020), поверхностных водах (Marlina et al., 2024), грунтовых водах (Ai et al., 2024) и донных отложениях (Castro-Jimenez et al., 2022), а также в промышленных и муниципальных сточных водах и пыли в помещениях (Dou and Wang, 2023; Tudor, 2022). Помимо этого, было зарегистрировано присутствие ФОЭ в тканях и биологических жидкостях человека, включая волосы (Wang et al., 2023), сыворотку крови (Hou et al., 2023), мочу (Dang et al., 2023), грудное молоко и плаценту (Kim et al., 2014; Sundkvist et al., 2010).

Поступление ФОЭ в организм человека происходит при вдыхании воздуха и пыли в помещениях. Также в настоящее время часто регистрируются значительные концентрации этих соединений в питьевой воде и пище – из природных экосистем ФОЭ перемещаются в живые организмы, аккумулируются и концентрируются с каждым уровнем пищевой цепи (Gbadamosi et al., 2021; Zhang et al., 2022).

На основании все чаще выявляемых в последнее время негативных последствий применения ФОЭ в ряде стран уже введен частичный запрет³ на использование некоторых антипиренов этой группы в потребительских товарах (Баш, 2025; Tudor, 2022). Более того, в России уже установлены нормативы по ряду соединений группы ФОЭ (ТСЕР⁴, ТСРР⁵).

¹ United Nations Environment Programme (UNEP), 2012. Guidance on best available techniques and best environmental practices for the recycling and disposal of articles containing polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.

² United Nations Environment Programme, 2019. Global Chemicals Outlook II: from legacies to innovative solutions – implementing the 2030 Agenda for Sustainable Development – Synthesis Report. Интернет-ресурс. URL: <https://wedocs.unep.org/items/e36200ba-de99-43ca-a6c2-db3704c9b7f0> (дата обращения: 18.10.2025).

³ California Health and Safety Code, 1986. Safe Drinking Water and Toxic Enforcement Act. Proposition 65. Интернет-ресурс. URL: <https://www.p65warnings.ca.gov/fact-sheets/tris2-chloroethyl-phosphate-tser> (дата обращения: 10.09.2025).

⁴ Трис(2-хлорэтил)фосфат. Федеральный регистр потенциально опасных химических и биологических веществ РФ. Норматив для ТСЕР. Интернет-ресурс. URL: <https://www.rpohv.ru/online/detail.html?id=927> (дата обращения: 09.09.2025).

⁵ Трис(2-хлоризопропил)фосфат. Федеральный регистр потенциально опасных химических и биологических веществ РФ. Норматив для ТСРР. Интернет-ресурс. URL: <https://www.rpohv.ru/online/detail.html?id=2800> (дата обращения: 09.09.2025).

Что касается Китая, крупнейшего мирового производителя потребительских товаров, ограничений в производстве и использовании ФОЭ в этой стране не введено. При этом в последние годы возросло число публикаций китайских исследователей, показывающих озабоченность персистентностью и высокими уровнями ФОЭ в различных компонентах экосистем (Dou and Wang, 2023; Fu et al., 2020; Lai et al., 2019; Li et al., 2023; Zhang et al., 2022).

Отечественные исследования такого рода практически не ведутся, несмотря на наличие производств, связанных с использованием антипиренов группы ФОЭ, и обширного рынка потребительской продукции из Китая. На текущий момент в России наблюдается растущая общественная и экспертная обеспокоенность присутствием фосфорорганических эфиров в окружающей среде, однако фактически отсутствуют сопоставимые с зарубежными базы научных данных и результатов модельных и натуральных экспериментов в условиях российских экосистем.

Доступные публикации на интернет-ресурсах^{6, 7, 8} преимущественно фрагментарны и содержат переводную информацию из зарубежных источников. Имеющиеся отечественные научные источники (Плешакова и Гусев, 2024; Полякова и Лебедев, 2019) лишь упоминают ФОЭ и фиксируют их присутствие в природных средах, а также вызываемые токсические эффекты; публикации не охватывают весь спектр токсических и экологических аспектов, необходимых для оценки риска.

Настоящий обзор посвящен систематизации информации об источниках и путях поступления ФОЭ в природные экосистемы и организм человека. Приводится краткая характеристика группы ФОЭ, особое внимание уделяется влиянию ФОЭ на живые организмы.

Объекты и методы исследований

Для подготовки научного обзора был проведен комплексный анализ 55 источников, включая публикации в рецензируемых международных и отечественных журналах за последние два десятилетия, регуляторные и экспертные отчеты международных организаций (ООН, EPA, ATSDR, ECHA и др.) и законодательные акты. Источниками служили электронные базы данных Scopus, Web of Science, PubMed, специализированные платформы (ScienceDirect, SpringerLink, MDPI, Wiley Online Library), а также официальные государственные ресурсы в сети Интернет^{3, 4}. Выбраны публикации, преимущественно содержащие последние данные по ФОЭ и их воздействиям на экосистемы разных стран, чтобы подчеркнуть повсеместность их присутствия и глобальную обеспокоенность исследовательского сообщества этой проблемой. В обзор включались наиболее информативные и репрезентативные результаты, позволяющие убедительно продемонстрировать экологическую опасность присутствия данной группы соединений в окружающей среде, а также подчеркивающие необходимость дальнейшего изучения последствий их воздействия на человека и экосистемы.

Общая характеристика ФОЭ

Группа ФОЭ представляет собой совокупность синтетических органических эфиров ортофосфорной кислоты – соединений, имеющих общую основную фосфатную группу и различные заместители (Табл. 1) (Ai et al, 2024). В зависимости от природы заместителей ФОЭ могут быть негалогенированными или галогенированными (Dowbysz et al., 2023). Соответственно, ФОЭ можно разделить на три категории: хлорированные эфиры (Cl-ФОЭ), алкильные ФОЭ и арильные ФОЭ (Ai et al, 2024).

В Табл. 1 представлены наиболее часто упоминающиеся в зарубежных исследованиях соединения группы ФОЭ (Bika et al., 2022; Dang et al., 2023; Lao et al., 2024; Zhang et al., 2022 и др.). Следует отметить, что группа ФОЭ насчитывает еще более 20 прочих соединений с другими заместителями, которые встречаются в научной литературе заметно реже. Соединения ФОЭ сгруппированы в таблице в соответствии с характером заместителей. Приведены общепринятые сокращенные латинские обозначения соединений этой группы.

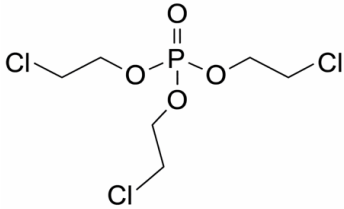
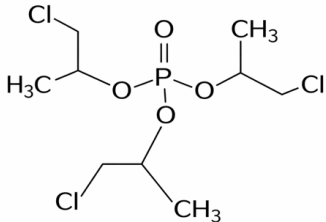
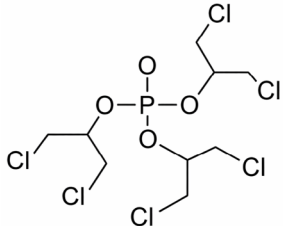
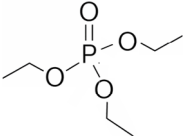
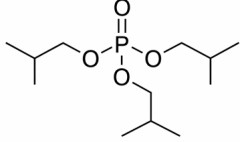
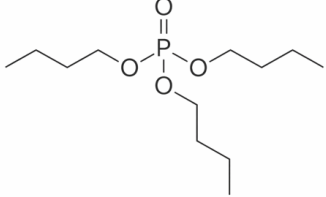
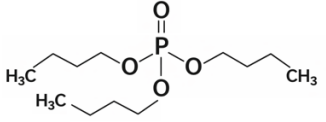
В различных материалах конкретные виды ФОЭ используются для разных целей. Галогенированные служат в качестве антипиренов – они действуют в газовой фазе, выделяя радикалы брома или хлора, которые снижают реакцию, способствующую распространению огня. Негалогениро-

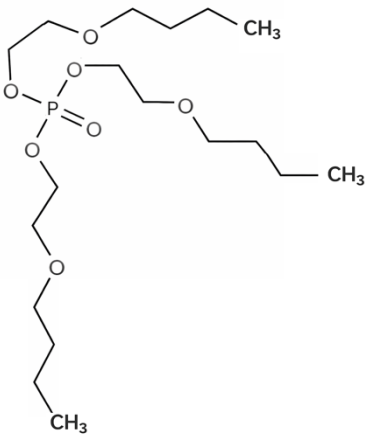
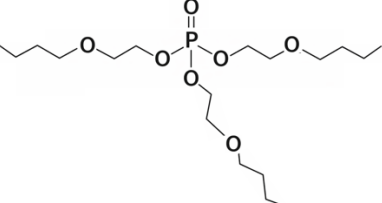
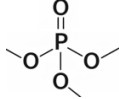
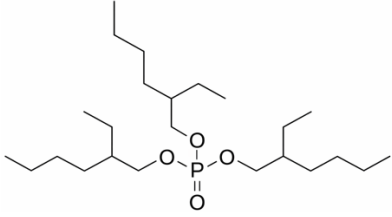
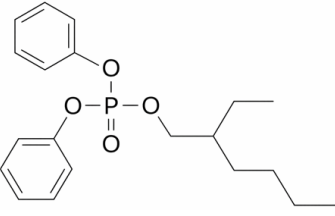
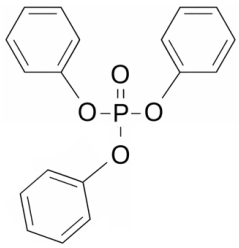
⁶ Антипирены по-прежнему остаются токсичной проблемой жилищ. Интернет-ресурс. URL: https://zoom.cnews.ru/rnd/news/top/antipireny_poprezhnemu_ostayutsya_toksichnoj_problemoj_zhilishch (дата обращения: 11.09.2025).

⁷ «Безвредные» добавки к полимерам – потенциальная угроза детскому мозгу. Интернет-ресурс. URL: <https://scfh.ru/news/bezvrednye-dobavki-k-polimeram-potentsialnaya-ugroza-detskomu-mozgu/> (дата обращения: 11.09.2025).

⁸ В мире запрещают использование антипиренов в товарах для детей и мягкой мебели. Интернет-ресурс. URL: <https://ecoidea.me/ru/article/1242> (дата обращения: 12.09.2025).

Табл. 1. Перечень основных ФОЭ, использующихся в качестве антипиренов и пластификаторов.

Название соединения	Номер CAS	Международная аббревиатура	Структурная формула
Хлорированные органические фосфаты			
Трис(2-хлорэтил) фосфат Tri(2-chloroethyl) phosphate	115-96-8	TCEP	
Трихлорпропилфосфат Tri(chloropropyl) phosphate	13674-84-5	T CPP	
Трис(1,3-дихлоропропил)фосфат Tris(1,3-dichloroisopropyl) phosphate	13674-87-8	TDCPP	
Группа с алкильными заместителями			
Триэтилфосфат Triethyl phosphate	78-42-2	TEP	
Триизобутилфосфат Tri-isobutyl phosphate	126-71-6	TiBP	
Три-n-бутилфосфат Tri-n-butyl phosphate	126-73-8	TnBP	
Трибутилфосфат Tributyl phosphate	126-73-8	TBP	

Название соединения	Номер CAS	Международная аббревиатура	Структурная формула
Трибутоксиэтилфосфат Tributoxyethyl phosphate	78-51-3	TBERP	
Трис(2-бутилоксиэтил) фосфат Tris(2-butoxyethyl) phosphate	78-51-3	TBOEP	
Триметилфосфат Trimethyl phosphate	512-56-1	TMP	
Трис(2-этилгексил) фосфат Tris(2-ethylhexyl) phosphate	78-42-2	TEHP	
Группа с арильными заместителями			
Дифенил(2-этилгексил) фосфат 2-ethylhexyl diphenyl phosphate	298-07-7	EHDPP	
Трифенилфосфат Triphenyl phosphate	115-86-6	TPhP	

ванные ФОЭ применяются в качестве как пластификаторов, так и антипиренов, которые, однако, действуют иначе – в твердой фазе, способствуют уменьшению количества кислорода, что, в свою очередь, укрепляет слой обугливания и замедляет рост пожара. Результаты исследований показывают, что галогенированные антипирены более эффективны в замедлении горения (Tudor, 2022).

Стремительный рост производства полимерных материалов и потребительского спроса на них обуславливает рост потребности промышленности в разного рода функциональных добавках, совершенствующих конечный продукт. Среди них органические эфиры ортофосфорной кислоты занимают ключевое место в производстве пластмасс, строительных и других композитных материалов. ФОЭ используются в промышленных масштабах благодаря относительно невысокой стоимости и вместе с тем сочетанию их эксплуатационных свойств: устойчивости к растворителям, стабильности и хорошей водостойкости. При этом ФОЭ не связаны химически с материалами, в которые они были добавлены для улучшения их свойств, поэтому легко высвобождаются в окружающую среду, где представляют опасность для людей, растений и животных (Vika et al., 2022).

Поведение ФОЭ в экосистемах определяется их физико-химическими параметрами, такими как значение константы гидрофобности $\log K_{ow}$, растворимость и давление пара, которые определяют их летучесть, сорбционную активность и способность к биоаккумуляции и биомагнификации (накопление по мере продвижения по пищевой цепи от источника к конечному потребителю). На протяжении всего жизненного цикла продукта, содержащего ФОЭ, добавка может выделяться в результате различных процессов, включая улетучивание, выщелачивание, истирание и растворение (Tudor, 2022). Так, ФОЭ непрерывно выделяются из мебели, пластмасс, транспортных средств или технологических сред в воздух, а затем попадают в природные экосистемы.

Следует отметить, что в Европе ежегодно все еще производится более 1000 т антипиренов (Castro et al., 2023), и большую часть из них составляют широко используемые ФОЭ. Объем производства ТСПР в США оценивается примерно в 54 млн фунтов по данным на 2012 г., что приравнивается к 24 тысячам тонн⁹ Китай является одной из стран с самым высоким уровнем потребления и производства ФОЭ в мире, годовой объем производства в 2020 г. составил около 0.36 млн т, и этот показатель только растет (Wang et al. 2023).

Источники ФОЭ

Источниками ФОЭ служат индустриальные объекты: непосредственно предприятия по производству ФОЭ, предприятия, использующие антипирены в своем производственном цикле, предприятия по переработке и утилизации электронных и прочих отходов (Chen et al., 2021; Qi et al., 2019), станции очистки муниципальных сточных вод, промышленные очистные сооружения (Kristanti et al., 2023; Marlina et al., 2024), а также фильтрат с мест скопления строительного и бытового мусора (Ma et al., 2022; Stelzer et al., 2024).

Исследования показали, что ФОЭ широко распространены в атмосфере и водных объектах, а благодаря своей высокой растворимости и мобильности могут переноситься в природные экосистемы воздушными и водными массами. Основными процессами, способствующими переходу ФОЭ в воду и воздух, являются диффузия, осаждение и испарение. Атмосферные осадки, образующиеся в результате воздушно-водного обмена, служат основным путем попадания ФОЭ в окружающую среду и экосистемы (Marlina et al., 2024). Вода также является важным агентом для переноса ФОЭ, поэтому следы этих загрязнителей обнаруживаются в поверхностных водах, сточных водах, ливневых стоках и городских осадках, порой далеко от основного источника (Vika et al., 2022).

Доказана способность ФОЭ к дальней миграции с воздушными массами и океаническими течениями (Полякова и Лебедев, 2019; Cristale et al., 2013). В нескольких исследованиях продемонстрирован перенос ФОЭ из индустриальных очагов эмиссии даже в регионы с минимальной антропогенной нагрузкой, включая Арктику¹⁰ и Антарктику (Fu et al., 2020; Na et al., 2020). Десять соединений ФОЭ были обнаружены в пробах морской воды северо-западной части Тихого океана и Арктики, причем их

⁹ National Library of Medicine, National Toxicology Program, 2020. Developmental and Reproductive Toxicity Technical Report on the Prenatal Development Studies of Tris(chloropropyl) Phosphate (CASRN 13674-84-5) in Sprague Dawley Rats (Gavage Studies). DART Report, 2019. Интернет-ресурс. URL: https://ntp.niehs.nih.gov/sites/default/files/ntp/htdocs/dart/dart01_508.pdf?utm_source=chatgpt.com (дата обращения: 22.09.2025).

¹⁰ Sagerup, K., Leonards, P., Routti, H., Fuglei, E., Aars, J., et al., 2011. Government pollution monitoring program. Organophosphorous flame retardants in Arctic biota. Интернет-ресурс. URL: <https://brage.npolar.no/npolarxmlui/bitstream/handle/11250/173195/OrganophosphorousFlameRetardants2011.pdf> (дата обращения: 12.09.2025)

концентрации варьировались от 8.5 до 143 нг/л, что несоразмерно ожидаемым для регионов, столь отдаленных от любых источников загрязнений (Fu et al., 2020; Na et al., 2020; Xiao et al., 2021).

Пути поступления ФОЭ в природные экосистемы

После высвобождения из потребительских и строительных материалов ФОЭ распространяются во всех основных средах (воде, почвах, воздухе), оседают на донных отложениях и пыли и вовлекаются в водный и почвенный круговороты, проникая во все экосистемы и формируя повсеместный фон, обеспечивающий доступность для поглощения биотой и перемещения этих соединений по пищевой цепи (Liu et al., 2019). В предыдущем обзоре автора представлены систематизированные данные по уровням содержания ФОЭ в различных элементах природных систем нескольких стран, что позволяет количественно оценить масштабы их распространения и экологическую значимость присутствия данной группы соединений в природных средах (Баш, 2024). Фосфорорганические антипирены, попавшие в природную среду, проникают в различные виды растений через корни и/или листья. Растения, в свою очередь, делают эти соединения биодоступными для первичных консументов и обеспечивают тем самым вход этих загрязняющих веществ в трофические цепи (Lao et al., 2024). Поведение ФОЭ в окружающей среде в основном определяют физико-химические свойства каждого конкретного соединения, от которых в дальнейшем зависит их судьба и, в частности, их доступность для поглощения биотой (Gbadamosi et al., 2021).

Поступление ФОЭ в растения происходит преимущественно двумя путями: корневым (всасывание через раствор в почве/воде) и листовым (через воздух и осевшие частицы). Ряд полевых и лабораторных экспериментов показывает, что гидрофильные вещества легче всасываются корневой системой и вовлекаются в процесс миграции в природной среде. Липофильные соединения сильнее удерживаются на поверхности листьев в восковых фракциях и мигрируют ограниченно. Вклад каждого пути определяется сочетанием свойств отдельного соединения ФОЭ, а также особенностей самого растения и условий среды (Liu et al., 2019). При этом каждый вид растения характеризуется определенной «емкостью» и может накопить только ограниченное общее количество ФОЭ, обусловленное свойствами самого растения и зависящее также от физико-химических параметров соединений (Lao et al., 2024).

Некоторые растения демонстрируют гипераккумуляцию и сверхвысокие концентрации ФОЭ (Lao et al., 2024). В частности, ФОЭ часто обнаруживаются в съедобных частях растений, включая овощи (салат, редька, капуста, морковь, брокколи, лук, сельдерей, помидоры, огурцы и т.д.), зерновые (рис, пшеница и т.д.) и фрукты (яблоки, апельсины, груши, персики и т.д.) (Zhang et al. 2022), потребление которых является важным путем поступления ФОЭ в организм человека (Lao et al., 2024). Кроме того, в ряде исследований было показано, что производные ФОЭ могут преобразовываться в результате ферментативного метаболизма в биоте, а также посредством других путей разложения (микробного метаболизма/биотрансформации, гидролиза под действием оснований и фотодегградации) до, например, потенциально токсичных фосфорорганических диэфиров (ФДЭ) (Li et al., 2019). Присутствующие в воде ФОЭ могут разлагаться до ФДЭ в процессе очистки сточных вод или при фотоллизе (Dowbysz et al., 2023). Это позволяет предположить, что производные ФОЭ, образовавшиеся в процессе дегградации, могут потенциально сосуществовать с исходными ФОЭ в пробах различных матриц окружающей среды или пищевых продуктах (Gbadamosi et al., 2021). Что еще более важно, в некоторых исследованиях было установлено, что по сравнению с исходными триэфирами такие продукты разложения обладают большей токсичностью (Gbadamosi et al., 2021; Li et al., 2019).

Таким образом, ФОЭ характеризуются персистентностью, токсичностью как исходных соединений, так и их метаболитов, а также способностью к биоаккумуляции и биомагнификации. Благодаря своей липофильности ФОЭ в разной степени накапливаются в различных живых организмах и могут эффективно переноситься по пищевой цепи (Hou et al., 2023). Воздействию неизбежно подвергаются организмы на каждом из трофических уровней. В конечном итоге соединение оказывает влияние на репродукцию и выживаемость отдельных видов, что приводит к изменению структуры сообществ: одни виды вытесняют другие, нарушается баланс хищник – жертва, и таким образом может сокращаться биоразнообразие. Это означает, что даже при относительно низких фоновых концентрациях в воде или почве присутствие ФОЭ нарушает устойчивость экосистем. Наиболее высокие концентрации ФОЭ обнаруживаются на высоких трофических уровнях: в морских беспозвоночных, рыбах, морских млекопитающих (до нескольких мг/г липидной массы), причем эти уровни близки или даже превышают концентрации традиционных антипиренов (таких как запрещенные к настоящему моменту ПБДЭ) (Chen et al., 2021). Научное сообщество обеспокоено

также и тем, что следы ФОЭ фиксируются во всех уголках планеты, включая отдаленные и, казалось бы, практически нетронутые человеком регионы. Такой повсеместный характер загрязнения указывает, что речь идет не о локальной экологической повестке, а о глобальной проблеме, связанной с рисками для здоровья человека.

Пути поступления в организм человека

ФОЭ попадают в организм человека в основном тремя путями: пищевым – через трофические цепи, контактным, а также аспирационным – при вдыхании загрязненного воздуха и пыли. Помимо этого, доказан также перенос от матери ребенку – через плаценту в период беременности и в дальнейшем с грудным молоком (Kim et al., 2014; Rojas et al., 2025; Sundkvist et al., 2010).

Одним из важнейших источников поступления ФОЭ в организм человека служит пища, загрязненная этими соединениями. Сравнительный анализ исследований показывает, что практически все категории пищевых продуктов в той или иной степени содержат ФОЭ. В Табл. 2 собраны данные по уровням содержания ФОЭ в различных продуктах, базово присутствующих в стандартном рационе среднестатистического человека. Подбор источников намеренно охватывает исследования из различных стран, что позволяет продемонстрировать повсеместный характер распространения ФОЭ и подчеркнуть научный интерес к данной проблеме в соответствующих национальных исследовательских сообществах.

Следует отметить, что одна из самых высоких концентраций соединений группы ФОЭ была выявлена в овощах, состоящих преимущественно из листьев (например, капусте), причем в листовой части этих растений содержалось больше ФОЭ, чем в корневой части или стеблях. Закономерность прослеживается и в других листовых овощах региона исследования: капуста пак чой, лук туберозный и др. (Zhang et al., 2022).

Концентрация ФОЭ в зерновых культурах варьировалась в зависимости от региона и вида продукта, причем в Китае наиболее высокие концентрации обнаружались в рисе по сравнению с другими зерновыми (кукуруза), а также с картофелем (Zhang et al., 2022). Рис составляет до 60% от общего потребления продуктов в изучаемом регионе и в целом является важным продуктом питания в странах Восточной и Юго-Восточной Азии, поэтому относительно высокий уровень загрязнения его ФОЭ может представлять потенциальную опасность для потребителей. Выращенное в производственных районах зерно содержит до 800 нг/г соединений ФОЭ; по мере удаления сельскохозяйственных территорий от промышленных зон уровни снижаются до 300 нг/г и достигают минимальных для Китая значений в районах Сычуани, Хубея и Гуанси (Zhang et al., 2022). Таким образом, очевидно прямое влияние близости производственных предприятий на уровни содержания ФОЭ в объектах окружающей среды, в частности, в культивируемых растениях. При этом присутствие даже минимальных концентраций ФОЭ в районах, значительно удаленных от производств, еще раз доказывает наличие переноса ФОЭ на большие расстояния.

В работе Z. Lao et al., 2024 показано прямое влияние среды на состав загрязняющих веществ, попадающих в живые организмы и продукты питания. Листовые/плодовые овощи, приобретенные на рынках Шэньяна (Китай) и в магазинах Бирмингема (Великобритания), продемонстрировали высокие средние уровни ФОЭ (5.89–26.8 и 5.61 нг/г, соответственно) и схожий состав ФОЭ с образцами воздуха и пыли с этих рынков. Таким образом, помимо загрязнения ФОЭ на стадии выращивания, установлена дополнительная контаминация продуктов питания в процессе их реализации в торговых помещениях.

Наряду с накоплением в пищевых цепях, когда происходит биоаккумуляция соединений и рост концентрации ФОЭ от растений к травоядным и хищникам и затем к человеку, продукты могут быть загрязнены ФОЭ во время производства, промышленной переработки (например, упаковки, консервирования и сушки) и хранения из-за их присутствия в упаковочной пленке, таре и прочих материалах, контактирующих с пищевыми продуктами (Gbadamosi et al., 2021, Lao et al., 2024). Так, выявлено высокое содержание дифенил(2-этилгексил)фосфата (EHDPF) в большинстве образцов зерновых, овощей и мяса из Швеции, что, скорее всего, было связано с использованием EHDPF в материалах для упаковки пищевых продуктов (Gbadamosi et al., 2021). Отмечено, однако, что процессы приготовления пищи могут снижать уровень содержания ФОЭ в продуктах (Li et al., 2019).

ФОЭ широко распространены и в воде, уровни их содержания значительно варьируются в разных городах. Наблюдаются и значительные концентрации (Табл. 2). Потенциальные риски, которые представляет водопроводная вода для человека, зависят от источника сырой воды и используемого процесса очистки (Wang et al., 2023). На концентрацию ФОЭ в питьевой воде значительно

Табл. 2. Уровни присутствия органических эфиров фосфорной кислоты в различных продуктах питания на примере ряда стран.

Объект	Уровни ФОЭ	Локация	Вид исследуемых в работе соединений, комментарии	Источник
Овощи (помидоры, морковь, брокколи, лук, сельдерей)	9.4–31.4 нг/г сухой массы	Ряд регионов Китая, включая сельскохозяйственные и урбанизированные территории	Суммарно ФОЭ, доминируют ТЕНР, ТlBP, ТЕР, ТlBP	Zhang et al., 2022
Злаковые	8.08–802 нг/г сухой массы		Суммарно ФОЭ, преобладают ТСЕР, ТВОЕР, ТЕНР, ТlBP, ЕНДРР	Zhang et al., 2022
Фрукты (яблоки, бананы, апельсины, груши, персики, мандарины)	1.04–9.74 нг/г сухой массы	Китай, Швеция, Австралия	Суммарно ФОЭ, преобладают хлорированные – ТДСРР, ТСРР и ТСЕР	Gbadamosi et al., 2021
Капуста	Листовая часть: 2128 нг/г сухой массы Корни: 554 нг/г сухой массы	Китай, сельскохозяйственные угодья, г. Далянь	Суммарно ФОЭ, наибольшие концентрации наблюдаются для ТСРР	Lao et al., 2024
Овощи	5.89–26.8 нг/г сырой массы	Китай, рынки г. Шэньян	Суммарно ФОЭ	Lao et al., 2024
Овощи	5.61 нг/г сырой массы	Англия, рынки в г. Бирмингем	Суммарно ФОЭ	Lao et al., 2024
Рыба	15000 нг/г липидной массы	Швеция	Суммарно ФОЭ	Sundkvist et al., 2010
Рыба	110–1900 нг/г липидной массы	Филиппины, залив Манила-Бей	Суммарно ФОЭ, включая ТСЕР, ТСРР, ТДСРР	Kim et al., 2011
Мясо крупного скота, курицы, индейки, ягнят, коз, свинина	1.43–46.1 нг/г сырой массы	США	Суммарно ФОЭ, ТВОЕР насчитывает от 55.2 до 90.3% концентрации всех ФОЭ в мясе	Zhang et al., 2022
	3.95 нг/г сырой массы	Китай		
Молочные продукты (йогурт, молоко, масло, сыр, сухое молоко)	0.60–71.4 нг/г сырой массы	Бельгия, Швеция, США, Китай, Австралия	Суммарно ФОЭ	Zhang et al., 2022
Вода из крана	74–342 нг/л	Несколько городов в Корее	Суммарно ФОЭ; во всех образцах обнаруживаются ТlBP, ТСЕР, ТСРР, ТВОЕР	Wang et al., 2023
Вода из крана	3.1–940 нг/л			
Вода бутилированная	До 180 нг/л	Китай, дельта Жемчужной реки	Суммарно ФОЭ	Wang et al., 2023
Вода в бутылках для кулера	11–100 нг/л			

вливают экономическое развитие и плотность населения различных регионов. Установлено, что содержание ФОЭ в питьевой воде демонстрирует тенденцию к снижению от промышленных городов к менее индустриальным, а также от прибрежных городов (среднее значение 154 нг/л) к городам в континентальных регионах (119 нг/л). В поверхностных водах соединения определяются в концентрации 25–3671 нг/л, в питьевой – 4–719 нг/л, в сточной – 104–29800 нг/л (Wang et al., 2023).

Наиболее высокие для Китая концентрации ФОЭ в водопроводной воде были обнаружены в крупных индустриальных городах Ульсан (в среднем 144 нг/л) и Ансан (74 нг/л). Однако в нескольких прибрежных городах с развитой промышленностью (Шанхай и Далянь) отмечались минимальные для исследованного региона концентрации (Wang et al., 2023). Такое различие в уровнях ФОЭ может быть объяснено использованием передовых технологий очистки. При исследовании питьевой воды из разной тары среднее суммарное содержание ФОЭ снижается в следующей последовательности: водопроводная вода > бутилированная вода > вода для кулеров в больших бутылках. Для безопасности человека очень важно развивать технологии очистки воды от всех типов загрязнителей и вместе с этим регулярно контролировать источники сырой воды (Wang et al., 2023).

Большую часть времени человек проводит в помещениях: дома, в школе, в офисе, на производстве и т.д. Как правило, при производстве наполняющих эти помещения предметов, а также материалов большинства салонов транспортных средств используются ФОЭ, поэтому воздействие антипиренов в конечном итоге неизбежно. Соединения попадают в среду от стройматериалов, привычных хозяйственных предметов из пластика, текстиля, из лакокрасочных покрытий – от всего, что неизменно окружает человека каждый день. В Табл. 3 представлены средние значения уровней ФОЭ, поступающих различными путями в организм человека из окружающей среды.

Относительный вклад каждого пути в общее воздействие зависит, среди прочего, от физико-химических свойств и коммерческого применения конкретных соединений. Кроме того, анализ данных по различным путям поступления ФОЭ в организм человека показывает выраженные географические различия: уровни экспозиции варьируют как между странами, так и между регионами внутри страны. Это связано с совокупностью факторов: нормативным регулированием ФОЭ в конкретной стране, характером и мощностью производств региона, применяемыми методами очистки воды и переработки отходов и др.

Различия в поступлении ФОЭ с пищей также напрямую зависят от характера базового рациона и пищевых предпочтений местных жителей. Так, наблюдается различие между среднестатистическими данными по миру (представленными в метаанализе Gbadamosi et al., 2021) и уровнями, которые получает взрослый человек в Европе (на примере Норвегии и Швеции) и Китае. Образ жизни (профессия и возраст) также влияет на прочие пути поступления ФОЭ в организм. По данным исследования Y. Dang et al. (2023), уровни ФОЭ в моче взрослых были выше, чем у младенцев, а у пожарных – выше, чем в среднем у взрослых людей.

Сделан важный и тревожный вывод о воздействии распространенных типов ФОЭ на детей. Эта группа населения уязвима из-за частого поведения «рука-ко-рту» (hand-to-mouth behavior), что подтверждается эпидемиологическими и аналитическими исследованиями (Rojas et al., 2025). Даже при одинаковом внешнем фоне со взрослыми дети дышат чаще, потребляют больше пищи и воды в расчете на массу тела и проглатывают больше пыли (главного носителя ФОЭ в помещениях). В результате, полученные дозы ФОЭ на кг веса у малышек оказываются выше, чем у взрослых. При этом детская нервная система обладает большей чувствительностью к любому воздействию. Согласно оценке данных Национального обследования здоровья и питания (NHANES) США за 2013–2018 гг., риск поведенческих и когнитивных нарушений для детей выше, чем для взрослых (Rojas et al., 2025).

Более того, было обнаружено 6 новых ФОЭ и повышенные уровни бис(2-этилгексил)фенилфосфата (ВЕНРР) в парных образцах хорионических ворсин и плаценты, что свидетельствует о материнском переносе этих загрязняющих веществ (Li et al., 2024). Помимо переноса от матери в перинатальный период, младенцы получают незначительные дозы ФОЭ через грудное молоко (Kim et al., 2014; Rojas et al., 2025).

Токсические эффекты ФОЭ

По мере того как ФОЭ становились все более распространенными в потребительских товарах, возникла необходимость в проведении токсикологических и экологических исследований для определения влияния этих добавок на человека и окружающую среду (Tudor, 2022). В настоящее время ФОЭ причислены к соединениям, нарушающим работу эндокринной системы, влияющим на нормальное гормональное развитие, а также проявляющим свойства канцерогенности и ней-

Табл. 3. Потребление ФОЭ человеком в зависимости от их пути поступления из окружающей среды.

Способ воздействия	Возрастная группа	Средние значения полученного воздействия ФОЭ, нг/кг массы тела в День		Источник
		Cl-ФОЭ	Арильные	
Воздух, вдыхание	Взрослые	24.73	2.58	
	Дети	2.23	1.23	
Пыль, вдыхание	Взрослые	14.56	2.97	Gbadamosi et al., 2021
	Дети	10.30	23.21	
Проникновение через кожу	Взрослые	24.36	3.63	
	Дети	532.00	2.73	
Поглощение с едой	Взрослые		55.00	Ding et al., 2018
	Дети			
Поглощение с водой	Взрослые	65.4	64.21	Gbadamosi et al., 2021
	Дети	18.92	66.03	
Поглощение с грудным молоком	Взрослые	3.16	1.05	Ding et al., 2018
	Дети	0.87	0.51	
Суммарное значение	Взрослые	132.2	83.43	Gbadamosi et al., 2021
	Дети	564.00	93.67	

Швеция, Норвегия: средние значения: 86.0

Северная Америка: 0.02–1.3 в среднем по городам; 1.2–9.7 в районах с высокой нагрузкой и близостью источников ФОЭ

Корея: в среднем 1.80–11.80

Китай: 3.6–7.1 в среднем по городам; 38.9–64.8 в районах с высокой нагрузкой и близостью источников ФОЭ

Вьетнам: средние значения 10 нг/кг липидов

Япония: средние значения 22 нг/кг липидов

Филиппины: средние значения 70 нг/кг липидов

ротоксичности (Rojas et al., 2025; Zhang et al., 2024). Важнейшей проблемой является и то, что метаболическая трансформация ФОЭ часто связана с повышенной токсичностью и еще более выраженными эндокринными нарушениями, что вызывает опасения по поводу долгосрочных и отложенных рисков для здоровья (Pyambri et al., 2025).

При этом не стоит забывать, что поступление ФОЭ в природные экосистемы увеличивает токсическую нагрузку, поскольку в экосистемах по-прежнему присутствуют «наследственные» антипирены – ПБДЭ, отличающиеся высокой липофильностью, склонностью к биоаккумуляции в жировых тканях и приводящие к неблагоприятным последствиям как для животных, так и для людей (Kristanti et al., 2023). Понимание механизмов, с помощью которых эти соединения и их метаболиты наносят вред глобальной экосистеме и здоровью человека, имеет решающее значение для информирования отраслей промышленности и служит поводом для внесения изменений в законодательства. Решение проблемы «недостаточно хороших заместителей» («regrettable substitutions»), когда одна группа опасных техногенных соединений (в данном случае ПБДЭ) заменяется другой, не менее опасной, может помочь смягчить долгосрочное воздействие на окружающую среду и человека (Rojas et al., 2025).

В Табл. 4 представлены сводные данные о токсических эффектах соединений группы ФОЭ, полученные на модельных организмах и клеточных системах, а также сведения о выявленных воздействиях на человека.

Следует отметить, что эндокринные нарушения и нейротоксичность наблюдались при субмикромольных концентрациях, что позволяет предположить особую чувствительность некоторых биологических систем к воздействию ФОЭ. Применение современных методов анализа показало, что даже при субтоксических концентрациях происходят значительные изменения экспрессии генов. Таким образом, молекулярные изменения происходят при низких дозах ФОЭ даже в отсутствие обнаружимого влияния на жизнеспособность и фенотип клеток (Pyambri et al., 2025).

В целом воздействие ТСЕР, ТnBP, ТВЕР, ТDСР, ТРР или ТСРР на грызунов во время беременности не приводило к неблагоприятным последствиям для плода или новорожденных животных. Однако непрерывное воздействие ТСЕР на два поколения мышей снижало количество живорожденных самцов в третьем поколении. Аналогичное исследование с ТnBP на крысах показало, что детеныши, рожденные от крыс, подвергшихся воздействию, имели меньшую массу тела в первые недели жизни, чем детеныши, рожденные от крыс контрольной группы. Исследования на крысах и мышах также показали, что воздействие ТСР до и во время беременности может увеличить количество мертворожденных детенышей¹¹.

Отметим, что в настоящее время представления о механизмах воздействия ФОЭ на живые организмы и человека только начинают формироваться ввиду относительной новизны данной проблемы. Также остаются недостаточно изученными механизмы и принципы действия ФОЭ на экосистемном уровне. Большинство доступных данных было получено в относительно немногочисленных модельных экспериментах. Особенно заметны пробелы в понимании совокупного воздействия ФОЭ на компоненты природных экосистем, в которых сохраняется присутствие токсичных ПБДЭ, характер их распределения и накопления живыми организмами, а также долгосрочные отложенные эффекты.

Заключение

Присутствие ФОЭ в природных экосистемах привлекает все большее внимание научного сообщества по всему миру. Они могут попадать в окружающую среду из различных точечных и диффузных источников, сохраняться в течение длительного времени и загрязнять почву, воду и атмосферу, проявляя персистентность, высокую токсичность, способность к биомагнификации и биоаккумуляции. Таким образом, фосфорорганические эфиры действительно представляют угрозу для устойчивости экосистем и могут считаться неудачной заменой ПБДЭ.

Хотя до недавнего времени основным путем поступления ФОЭ в организм человека считался аспирационный, последние исследования показывают, что растения могут поглощать и метаболизировать ФОЭ из окружающей среды, тем самым играя важную роль начального звена их перемещения по пищевой цепи. Трофическая передача ФОЭ имеет ключевое значение для понимания общего уровня загрязнения и опасного воздействия этих антипиренов на организм человека. Даже при невысоких фоновых уровнях в окружающей среде последовательный перенос по

¹¹ Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 2012. Toxicological profile for phosphate ester flame retardants. Интернет-ресурс. URL: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp202.pdf> (дата обращения: 20.09.2025).

Табл. 4. Ключевые неблагоприятные эффекты отдельных соединений группы фосфорорганических эфиров.

Название соединения	Воздействие на примере животных	Токсические эффекты у человека	Источник
ТпВР	Вызывает поражение мочевого пузыря у крыс при применении в течение 10 недель или дольше	Нейротоксичность	ATSDR ¹¹ Dou and Wang, 2023
ТВЕР	Нарушение памяти у мышей	Повышенные концентрации ТСЕР в школьной пыли и взвешенных частицах коррелируют со снижением когнитивных способностей у детей	Dou and Wang, 2023
	Нарушение гематоэнцефалического барьера у крыс	Слабая связь между перинатальным воздействием антипиренов и когнитивными нарушениями, наблюдается лишь умеренная положительная связь с уровнем интеллекта	Rojas et al., 2025
	Репродуктивная и онтогенетическая токсичность	Изменения в поведении (в сочетании с другими ФОЭ)	ATSDR ¹¹ Blum et al., 2019 Dou and Wang, 2023
	Подавляет жизнеспособность клеток	Риск канцерогенности и нарушения репродуктивной системы для детей младшего возраста	Rojas et al., 2025 Wang et al., 2020
ТСЕР	Токсичность для развития – воздействие на мозг на ранних этапах развития		
	Изменение поведения (влияет на размножение и способность добывать еду) у крыс		
ТДСЕР	Снижал фертильность мышей, подвергавшихся воздействию в течение 18 недель до спаривания		
	Нарушение памяти у мышей		
ТДСРР	Нейротоксичность; эндокринные нарушения;	Перенос от матери ребенку ассоциирован со снижением вербальной памяти и когнитивными нарушениями у детей в зависимости от пола	
	Различия в уровнях тревожности у мышей в зависимости от пола и диеты;	Обнаружены снижение уровня интеллекта и ухудшение памяти у детей, получивших дозы антипирена во внутриутробный период	Blum et al., 2019 Proposition 65 ¹² Puyambri et al., 2025
	Повышенное тревожное поведение у взрослых самок рыб данио-рерио	Концентрация в моче была ассоциирована со снижением когнитивных функций у пожилых людей	Rojas et al., 2025
		Признан канцерогенным	
	Нейротоксичность, разрушение эндокринной системы. Канцерогенность (регуляторно признана). Склонность к накоплению в мозговой ткани. Выраженное влияние на кишечную микрофлору – в модельном эксперименте показана сильнейшая токсичность для кишечника по сравнению с ТСЕР и ТДСРР. Имеет способность аккумулироваться в нервной системе		

Название соединения	Воздействие на примере животных	Токсические эффекты у человека	Источник
Трифенилфосфат (TRP)	<p>Повышенное тревожное поведение у взрослых самцов мышей и рыб данио-рерио</p> <p>Различия в уровнях тревожности у мышей в зависимости от пола и диеты</p> <p>Нарушения памяти и внимания у крыс</p>	<p>Перенос от матери к ребенку ассоциирован со снижением IQ, рабочей памяти и когнитивными нарушениями у детей в зависимости от пола</p>	Rojas et al., 2025
EHDPР, ТВРР – трис (2-бифенилил) фосфат	<p>Пороки развития и нарушения плаванья у эмбрионов/личинок данио-рерио при концентрациях 10⁻⁷ М или выше</p> <p>Влияние на репродуктивное поведение данио-рерио</p> <p>Нейротоксичность; кардиотоксичность и гепатотоксичность. При более высоких концентрациях – воспаления и значимые клеточные повреждения; в печени – снижение функциональных показателей при $\geq 25 \mu\text{M}$</p>	<p>Значительные эндокринные нарушения</p>	<p>Dou and Wang, 2023</p> <p>Wang et al., 2020</p> <p>Zhang et al., 2024</p>
TRhP	<p>Подавление жизнеспособности клеток; токсическое воздействие на развитие; нейротоксичность; кардиотоксичность и гепатотоксичность; контактное аллергическое действие; иммуноотоксичность</p> <p>Обнаружено снижение уровня интеллекта и ухудшение памяти у детей, получивших дозы антипирена во внутриутробный период</p>		<p>Blum et al., 2019</p> <p>Dou and Wang, 2023</p>

пищевым цепям приводит к нарастанию концентрации и накоплению ФОЭ в организмах высших трофических уровней. Учитывая непрерывную эмиссию ФОЭ из полимерсодержащих материалов и их присутствие в пищевых продуктах растительного и животного происхождения, человек как верхний консумент является «получателем» наибольших концентраций токсичного вещества.

Поскольку ФОЭ были обнаружены во многих агрокультурах, Россия с ее богатыми плодородными землями и активно развивающимся сельским хозяйством является уязвимой. Помимо этого, страна является экспортером продукции из Китая, крупнейшего производителя товаров для всего мира, активно использующего ФОЭ. При этом оценка уровней содержания ФОЭ в сельскохозяйственной продукции и потребительских товарах в этой стране не проводится.

Также особое внимание следует уделить исследованию долгосрочного воздействия этих соединений. Необходима оценка экологически значимых концентраций для более точного прогнозирования угроз здоровью и рисков для окружающей среды. Очевидно, что рынок антипиренов все еще нуждается в экологичной современной альтернативе, и поиск адекватной замены устаревшим ПБДЭ и ФОЭ тоже может стать фокусом современных российских исследований. Представленный в настоящем обзоре материал может служить отправной точкой в планировании дальнейших научных работ по изучению опасных соединений в условиях российских экосистем с последующей интеграцией результатов в мировые базы данных.

Список литературы

- Баш, П.В., 2024. Анализ присутствия органических эфиров фосфорной кислоты как источников загрязнения окружающей среды (на примере разных регионов мира). *Успехи современного естествознания* 12, 28–33. <https://doi.org/10.17513/use.38345>
- Баш, П.В., 2025. Анализ международных инициатив по ограничению использования органических фосфатов как источников негативного воздействия на здоровье человека и окружающую среду. *Успехи современного естествознания* 1, 36–42. <https://doi.org/10.17513/use.38368>
- Плешакова, Е.В., Гусев, Ю.С., 2024. Бромированные антипирены, их воздействие на окружающую среду и человека. Амирит, Саратов, Россия, 196 с.
- Полякова, О.В., Лебедев, А.Т., 2019. Антропогенные органические соединения в атмосфере Москвы. *Лаборатория и производство* 5, 104–113. <https://doi.org/10.32757/2619-0923.2019.5.9.104.112>
- Ai, S., Chen, X., Zhou, Y., 2024. Critical review on organophosphate esters in water environment: Occurrence, health hazards and removal technologies. *Environmental Pollution* 343, 123218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123218>
- Bika, S.H., Adeniji, A.O., Okoh, A.I., Okoh, O.O., 2022. Spatiotemporal distribution and analysis of organophosphate flame retardants in the environmental systems: a review. *Molecules* 27 (2), 573. <https://doi.org/10.3390/molecules27020573>
- Blum, A., Behl, M., Birnbaum, L.S., Diamond, M.L., Phillips A. et al., 2019. Organophosphate ester flame retardants: Are they a regrettable substitution for polybrominated diphenyl ethers? *Environmental Science & Technology Letters* 6 (11), 638–649. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00582>
- Castro, G., Sørmo, E., Yu, G., Sait, S.T., González, S.V., Arp, H.P.H., Asimakopoulos, A.G., 2023. Analysis, occurrence and removal efficiencies of organophosphate flame retardants (OPFRs) in sludge undergoing anaerobic digestion followed by diverse thermal treatments. *Science of the Total Environment* 870, 161856. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161856>
- Castro-Jimenez, J., Cuny, P., Militon, C., Sylvi, L., Royer, F., Papillon, L., Sempere, R., 2022. Effective degradation of organophosphate ester flame retardants and plasticizers in coastal sediments under high urban pressure. *Scientific Reports* 12, 20228. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24685-6>
- Chen, P., Ma, S., Yang, Y., Qi, Z., Wang, Y., Li, G., Yu, Y., 2021. Organophosphate flame retardants, tetrabromobisphenol A, and their transformation products in sediment of e-waste dismantling areas

and the flame-retardant production base. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **225**, 112717. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112717>

- Cristale, J., Katsoyiannis, A., Sweetman, A.J., Jones, K.C., Lacorte, S., 2013. Occurrence and risk assessment of organophosphorus and brominated flame retardants in the River Aire (UK). *Environmental Pollution* **179**, 194–200. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.001>
- Dang, Y., Tang, K., Wang, Z., Cui, H., Lei, J. et al., 2023. Organophosphate esters (OPEs) flame retardants in water: A review of photocatalysis, adsorption, and biological degradation. *Molecules* **28** (7), 2983. <https://doi.org/10.3390/molecules28072983>
- Ding, J., Deng, T., Xu, M., Wang, S., Yang, F., 2018. Residuals of organophosphate esters in foodstuffs and implication for human exposure. *Environmental Pollution* **233**, 986–991. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.092>
- Dou, M., Wang, L., 2023. A review on organophosphate esters: physicochemical properties, applications, and toxicities as well as occurrence and human exposure in dust environment. *Journal of Environmental Management* **325**, 116601. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116601>
- Dowbysz, A.M., Samsonowicz, M., Kukfisz, B., 2023. An overview of the (eco)toxicological effects of flame retardants emerging in water and sediment. *Journal of Water and Land Development* **59**, 44–49. <https://doi.org/10.24425/jwld.2023.147227>
- Du, Z., Ruan, Y., Chen, J., Fang, J., Xiao, S., Shi, Y., Zheng, W., 2024. Global trends and hotspots in research on the health risks of organophosphate flame retardants: A bibliometric and visual analysis. *Toxics* **12** (6), 391. <https://doi.org/10.3390/toxics12060391>
- Fu, J., Fu, K., Gao, K., Li, H., Xue, Q., Chen, Y., Jiang, G., 2020. Occurrence and trophic magnification of organophosphate esters in an Antarctic ecosystem: insights into the shift from legacy to emerging pollutants. *Journal of Hazardous Materials* **396**, 122742. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122742>
- Gbadamosi, M.R., Abdallah, M.A.E., Harrad, S., 2021. A critical review of human exposure to organophosphate esters with a focus on dietary intake. *Science of the Total Environment* **771**, 144752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144752>
- Hou, R., Sun, C., Zhang, S., Huang, Q., Liu, S., Lin, L., Xu, X., 2023. The metabolism of novel flame retardants and the internal exposure and toxicity of their major metabolites in fauna: a review. *Journal of Environmental Exposure Assessment* **2** (2), 10. <https://doi.org/10.20517/jeea.2023.08>
- Kim, J.W., Isobe, T., Chang, K.H., Amano, A., Manega, R.H. et al., 2011. Levels and distribution of organophosphorus flame retardants and plasticizers in fishes from Manila Bay, the Philippines. *Environmental Pollution* **159**, 3653–3659. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.020>
- Kim, J.W., Isobe, T., Muto, M., Tue, N.M., Katsura, K., 2014. Organophosphorus flame retardants (PFRs) in human breast milk from several Asian countries. *Chemosphere* **116**, 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.033>
- Kim, U.J., Kannan, K., 2018. Occurrence and distribution of organophosphate flame retardants/plasticizers in surface waters, tap water, and rainwater: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* **52** (10), 5625–5633. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00727>
- Kristanti, R.A., Tirtalistyani, R., Tang, Y.Y., Thao, N.T.T., Kasongo, J., Wijayanti, Y., 2023. Phytoremediation mechanism for emerging pollutants: a review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution* **3** (1), 88–108. <https://doi.org/10.53623/tasp.v3i1.222>

- Lai, N.L.S., Kwok, K.Y., Wang, X.H., Yamashita, N., Liu, G. et al., 2019. Assessment of organophosphorus flame retardants and plasticizers in aquatic environments of China (Pearl River Delta, South China Sea, Yellow River Estuary) and Japan (Tokyo Bay). *Journal of Hazardous Materials* **371**, 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.029>
- Lao, Z., Wu, D., Li, H.-R., Feng, Y.-F., Zhang, L.-W. et al., 2024. Uptake, translocation, and metabolism of organophosphate esters (OPEs) in plants and health perspective for human: A review. *Environmental Research* **249**, 118431. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118431>
- Li, J., Zhao, L., Letcher, R.J., Zhang, Y., Jian, K., Zhang, J., Su, G., 2019. A review on organophosphate ester (OPE) flame retardants and plasticizers in foodstuffs: Levels, distribution, human dietary exposure, and future directions. *Environment International* **127**, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.009>
- Li, L., Gao, F., Huang, C., Hu, J., 2024. Exposure levels and maternal transfer of emerging organophosphate flame retardants in pregnant women: comparison with traditional OPFRs. *Environment International* **191**, 108996. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108996>
- Li, W., Yuan, Y., Wang, S., Liu, X., 2023. Occurrence, spatiotemporal variation, and ecological risks of organophosphate esters in the water and sediment of the middle and lower streams of the Yellow River and its important tributaries. *Journal of Hazardous Materials* **443**, 130153. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130153>
- Liu, B., Lehmler, H.J., Ye, Z., Yuan, X., Yan, Y., Ruan, Y., Bao, W., 2024. Exposure to polybrominated diphenyl ethers and risk of all-cause and cause-specific mortality. *JAMA Network Open* **7** (4), e243127. <https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2024.3127>
- Liu, Q., Wang, X., Yang, R., Yang, L., Sun, B., Zhu, L., 2019. Uptake kinetics, accumulation, and long-distance transport of organophosphate esters in plants: impacts of chemical and plant properties. *Environmental Science & Technology* **53** (9), 4940–4947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07189>
- Ma, Y., Stubbings, W.A., Abdallah, M.A.E., Cline-Cole, R., Harrad, S., 2022. Formal waste treatment facilities as a source of halogenated flame retardants and organophosphate esters to the environment: A critical review with particular focus on outdoor air and soil. *Science of the Total Environment* **807**, 150747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150747>
- Marlina, N., Hassan, F., Chao, H.R., Latif, M.T., Yeh, C.F. et al., 2024. Organophosphate esters in water and air: A minireview of their sources, occurrence, and air–water exchange. *Chemosphere* **356**, 141874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141874>
- Na, G., Hou, C., Li, R., Shi, Y., Gao, H. et al., 2020. Occurrence, distribution, air-seawater exchange and atmospheric deposition of organophosphate esters (OPEs) from the Northwestern Pacific to the Arctic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* **157**, 111243. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111243>
- Pyambri, M., Jaumot, J., Bedia, C., 2025. Toxicity assessment of organophosphate flame retardants using new approach methodologies. *Toxics* **13** (4), 297. <https://doi.org/10.3390/toxics13040297>
- Qi, C., Yu, G., Zhong, M., Peng, G., Huang, J., Wang, B., 2019. Organophosphate flame retardants in leachates from six municipal landfills across China. *Chemosphere* **218**, 836–844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.150>
- Rojas, C.M., Wiersielis, K.R., Roepke, T.A., 2025. Mechanisms of flame retardant toxicity and their impacts on anxiety and cognition in the brain. *Endocrinology* **166**, bqaf074. <https://doi.org/10.1210/endo/bqaf074>

- Stelzer, V.B., da Silva, A.A., Penteado, C.S.G., Cristale, J., 2024. Organophosphate esters in inert landfill soil: A case study. *Waste Management & Research* **42** (7), 583–590. <https://doi.org/10.1177/0734242X231190813>
- Sundkvist, A.M., Olofsson, U., Haglund, P., 2010. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in marine and fresh water biota and in human milk. *Journal of Environmental Monitoring* **12**, 943–951. <https://doi.org/10.1039/B921910B>
- Tudor, L., 2022. The identification and quantification of organophosphate flame retardants in raw materials utilized in polyurethane production. *Master of Science in Chemical Sciences thesis*. Georgia, USA, 61.
- Xiao, K., Lu, Z., Yang, C., Zhao, S., Zheng, H. et al., 2021. Occurrence, distribution and risk assessment of organophosphate ester flame retardants and plasticizers in surface seawater of the West Pacific. *Marine Pollution Bulletin* **170**, 112691. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112691>
- Wang, X., Zhu, Q., Yan, X., Wang, Y., Liao, C. et al., 2020. A review of organophosphate flame retardants and plasticizers in the environment: analysis, occurrence and risk assessment. *Science of the Total Environment* **731**, 139071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139071>
- Wang, Y., Zhao, Y., Han, X., Wang, J., Wu, C. et al., 2023. A review of organophosphate esters in aquatic environments: levels, distribution, and human exposure. *Water* **15** (9), 1790. <https://doi.org/10.3390/w15091790>
- Zhang, Q., Yang, L., Wang, H., Wu, C., Cao, R., Zhao, M., Wang, C., 2024. A comprehensive evaluation of the endocrine-disrupting effects of emerging organophosphate esters. *Environment International* **193**, 109120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109120>
- Zhang, W., Giesy, J.P., Wang, P., 2022. Organophosphate esters in agro-foods: Occurrence, sources and emerging challenges. *Science of the Total Environment* **827**, 154271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154271>

References

- Ai, S., Chen, X., Zhou, Y., 2024. Critical review on organophosphate esters in water environment: Occurrence, health hazards and removal technologies. *Environmental Pollution* **343**, 123218. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.123218>
- Bash, P.V., 2024. Analiz prisutstviya organicheskikh efirov fosfornoi kisloty kak istochnikov zagryazneniya okruzhayushchei sredy (na primere raznykh regionov mira) [Analysis of the presence of organophosphate esters as sources of environmental pollution (various world regions case study)]. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya [Advances in Current Natural Sciences]* **12**, 28–33. (In Russian). <https://doi.org/10.17513/use.38345>
- Bash, P.V., 2025. Analiz mezhdunarodnykh initsiativ po ogranicheniyu ispol'zovaniya organicheskikh fosfatov kak istochnikov negativnogo vozdeistviya na zdorov'e cheloveka i okruzhayushchuyu sredu [Analysys of international initiatives to regulate the use of organic phosphates as sources of adverse impacts on human health and the environment]. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya [Advances in Current Natural Sciences]* **1**, 36–42. (In Russian). <https://doi.org/10.17513/use.38368>
- Bika, S.H., Adeniji, A.O., Okoh, A.I., Okoh, O.O., 2022. Spatiotemporal distribution and analysis of organophosphate flame retardants in the environmental systems: a review. *Molecules* **27** (2), 573. <https://doi.org/10.3390/molecules27020573>
- Blum, A., Behl, M., Birnbaum, L.S., Diamond, M.L., Phillips A. et al., 2019. Organophosphate ester flame retardants: Are they a regrettable substitution for polybrominated diphenyl ethers? *Environmental Science & Technology Letters* **6** (11), 638–649. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00582>

- Castro, G., Sørmo, E., Yu, G., Sait, S.T., González, S.V., Arp, H.P.H., Asimakopoulos, A.G., 2023. Analysis, occurrence and removal efficiencies of organophosphate flame retardants (OPFRs) in sludge undergoing anaerobic digestion followed by diverse thermal treatments. *Science of the Total Environment* **870**, 161856. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161856>
- Castro-Jimenez, J., Cuny, P., Milton, C., Sylvi, L., Royer, F., Papillon, L., Sempere, R., 2022. Effective degradation of organophosphate ester flame retardants and plasticizers in coastal sediments under high urban pressure. *Scientific Reports* **12**, 20228. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24685-6>
- Chen, P., Ma, S., Yang, Y., Qi, Z., Wang, Y., Li, G., Yu, Y., 2021. Organophosphate flame retardants, tetrabromobisphenol A, and their transformation products in sediment of e-waste dismantling areas and the flame-retardant production base. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **225**, 112717. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112717>
- Cristale, J., Katsoyiannis, A., Sweetman, A.J., Jones, K.C., Lacorte, S., 2013. Occurrence and risk assessment of organophosphorus and brominated flame retardants in the River Aire (UK). *Environmental Pollution* **179**, 194–200. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.001>
- Dang, Y., Tang, K., Wang, Z., Cui, H., Lei, J. et al., 2023. Organophosphate esters (OPEs) flame retardants in water: A review of photocatalysis, adsorption, and biological degradation. *Molecules* **28** (7), 2983. <https://doi.org/10.3390/molecules28072983>
- Ding, J., Deng, T., Xu, M., Wang, S., Yang, F., 2018. Residuals of organophosphate esters in foodstuffs and implication for human exposure. *Environmental Pollution* **233**, 986–991. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.092>
- Dou, M., Wang, L., 2023. A review on organophosphate esters: physiochemical properties, applications, and toxicities as well as occurrence and human exposure in dust environment. *Journal of Environmental Management* **325**, 116601. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116601>
- Dowbysz, A.M., Samsonowicz, M., Kukfisz, B., 2023. An overview of the (eco)toxicological effects of flame retardants emerging in water and sediment. *Journal of Water and Land Development* **59**, 44–49. <https://doi.org/10.24425/jwld.2023.147227>
- Du, Z., Ruan, Y., Chen, J., Fang, J., Xiao, S., Shi, Y., Zheng, W., 2024. Global trends and hotspots in research on the health risks of organophosphate flame retardants: A bibliometric and visual analysis. *Toxics* **12** (6), 391. <https://doi.org/10.3390/toxics12060391>
- Fu, J., Fu, K., Gao, K., Li, H., Xue, Q., Chen, Y., Jiang, G., 2020. Occurrence and trophic magnification of organophosphate esters in an Antarctic ecosystem: insights into the shift from legacy to emerging pollutants. *Journal of Hazardous Materials* **396**, 122742. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122742>
- Gbadamosi, M.R., Abdallah, M.A.E., Harrad, S., 2021. A critical review of human exposure to organophosphate esters with a focus on dietary intake. *Science of the Total Environment* **771**, 144752. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144752>
- Hou, R., Sun, C., Zhang, S., Huang, Q., Liu, S., Lin, L., Xu, X., 2023. The metabolism of novel flame retardants and the internal exposure and toxicity of their major metabolites in fauna: a review. *Journal of Environmental Exposure Assessment* **2** (2), 10. <https://doi.org/10.20517/jeea.2023.08>
- Kim, J.W., Isobe, T., Chang, K.H., Amano, A., Manega, R.H. et al., 2011. Levels and distribution of organophosphorus flame retardants and plasticizers in fishes from Manila Bay, the Philippines. *Environmental Pollution* **159**, 3653–3659. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.07.020>

- Kim, J.W., Isobe, T., Muto, M., Tue, N.M., Katsura, K., 2014. Organophosphorus flame retardants (PFRs) in human breast milk from several Asian countries. *Chemosphere* **116**, 91–97. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.033>
- Kim, U.J., Kannan, K., 2018. Occurrence and distribution of organophosphate flame retardants/plasticizers in surface waters, tap water, and rainwater: implications for human exposure. *Environmental Science & Technology* **52** (10), 5625–5633. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00727>
- Kristanti, R.A., Tirtalistyani, R., Tang, Y.Y., Thao, N.T.T., Kasongo, J., Wijayanti, Y., 2023. Phytoremediation mechanism for emerging pollutants: a review. *Tropical Aquatic and Soil Pollution* **3** (1), 88–108. <https://doi.org/10.53623/tasp.v3i1.222>
- Lai, N.L.S., Kwok, K.Y., Wang, X.H., Yamashita, N., Liu, G. et al., 2019. Assessment of organophosphorus flame retardants and plasticizers in aquatic environments of China (Pearl River Delta, South China Sea, Yellow River Estuary) and Japan (Tokyo Bay). *Journal of Hazardous Materials* **371**, 288–294. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.029>
- Lao, Z., Wu, D., Li, H.-R., Feng, Y.-F., Zhang, L.-W. et al., 2024. Uptake, translocation, and metabolism of organophosphate esters (OPEs) in plants and health perspective for human: A review. *Environmental Research* **249**, 118431. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118431>
- Li, J., Zhao, L., Letcher, R.J., Zhang, Y., Jian, K., Zhang, J., Su, G., 2019. A review on organophosphate ester (OPE) flame retardants and plasticizers in foodstuffs: Levels, distribution, human dietary exposure, and future directions. *Environment International* **127**, 35–51. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.009>
- Li, L., Gao, F., Huang, C., Hu, J., 2024. Exposure levels and maternal transfer of emerging organophosphate flame retardants in pregnant women: comparison with traditional OPFRs. *Environment International* **191**, 108996. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.108996>
- Li, W., Yuan, Y., Wang, S., Liu, X., 2023. Occurrence, spatiotemporal variation, and ecological risks of organophosphate esters in the water and sediment of the middle and lower streams of the Yellow River and its important tributaries. *Journal of Hazardous Materials* **443**, 130153. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130153>
- Liu, B., Lehmler, H.J., Ye, Z., Yuan, X., Yan, Y., Ruan, Y., Bao, W., 2024. Exposure to polybrominated diphenyl ethers and risk of all-cause and cause-specific mortality. *JAMA Network Open* **7** (4), e243127. <https://doi.org/10.1001/jamanetworkopen.2024.3127>
- Liu, Q., Wang, X., Yang, R., Yang, L., Sun, B., Zhu, L., 2019. Uptake kinetics, accumulation, and long-distance transport of organophosphate esters in plants: impacts of chemical and plant properties. *Environmental Science & Technology* **53** (9), 4940–4947. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b07189>
- Ma, Y., Stubbings, W.A., Abdallah, M.A.E., Cline-Cole, R., Harrad, S., 2022. Formal waste treatment facilities as a source of halogenated flame retardants and organophosphate esters to the environment: A critical review with particular focus on outdoor air and soil. *Science of the Total Environment* **807**, 150747. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150747>
- Marlina, N., Hassan, F., Chao, H.R., Latif, M.T., Yeh, C.F. et al., 2024. Organophosphate esters in water and air: A minireview of their sources, occurrence, and air–water exchange. *Chemosphere* **356**, 141874. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141874>
- Na, G., Hou, C., Li, R., Shi, Y., Gao, H. et al., 2020. Occurrence, distribution, air-seawater exchange and atmospheric deposition of organophosphate esters (OPEs) from the Northwestern Pacific to the

- Arctic Ocean. *Marine Pollution Bulletin* **157**, 111243. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111243>
- Pleshakova, E.V., Gusev, Yu.S., 2024. Bromirovannye antipireny, ikh vozdeistvie na okruzhayushchuyu sredu i cheloveka [Brominated flame retardants: their impact on the environment and humans]. Amirit, Saratov, Russia, 196 p. (In Russian).
- Polyakova, O.V., Lebedev, A.T., 2019. Antropogennye organicheskie soedineniya v atmosfere Moskvy [Anthropogenic organic compounds in the atmosphere of Moscow]. *Laboratoriya i proizvodstvo [Laboratory and Production]* **5**, 104–113. (In Russian). <https://doi.org/10.32757/2619-0923.2019.5.9.104.112>
- Pyambri, M., Jaumot, J., Bedia, C., 2025. Toxicity assessment of organophosphate flame retardants using new approach methodologies. *Toxics* **13** (4), 297. <https://doi.org/10.3390/toxics13040297>
- Qi, C., Yu, G., Zhong, M., Peng, G., Huang, J., Wang, B., 2019. Organophosphate flame retardants in leachates from six municipal landfills across China. *Chemosphere* **218**, 836–844. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.150>
- Rojas, C.M., Wiersielis, K.R., Roepke, T.A., 2025. Mechanisms of flame retardant toxicity and their impacts on anxiety and cognition in the brain. *Endocrinology* **166**, bqaf074. <https://doi.org/10.1210/endo/bqaf074>
- Stelzer, V.B., da Silva, A.A., Penteadó, C.S.G., Cristale, J., 2024. Organophosphate esters in inert landfill soil: A case study. *Waste Management & Research* **42** (7), 583–590. <https://doi.org/10.1177/0734242X231190813>
- Sundkvist, A.M., Olofsson, U., Haglund, P., 2010. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in marine and fresh water biota and in human milk. *Journal of Environmental Monitoring* **12**, 943–951. <https://doi.org/10.1039/B921910B>
- Tudor, L., 2022. The identification and quantification of organophosphate flame retardants in raw materials utilized in polyurethane production. *Master of Science in Chemical Sciences thesis*. Georgia, USA, 61.
- Xiao, K., Lu, Z., Yang, C., Zhao, S., Zheng, H. et al., 2021. Occurrence, distribution and risk assessment of organophosphate ester flame retardants and plasticizers in surface seawater of the West Pacific. *Marine Pollution Bulletin* **170**, 112691. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112691>
- Wang, X., Zhu, Q., Yan, X., Wang, Y., Liao, C. et al., 2020. A review of organophosphate flame retardants and plasticizers in the environment: analysis, occurrence and risk assessment. *Science of the Total Environment* **731**, 139071. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139071>
- Wang, Y., Zhao, Y., Han, X., Wang, J., Wu, C. et al., 2023. A review of organophosphate esters in aquatic environments: levels, distribution, and human exposure. *Water* **15** (9), 1790. <https://doi.org/10.3390/w15091790>
- Zhang, Q., Yang, L., Wang, H., Wu, C., Cao, R., Zhao, M., Wang, C., 2024. A comprehensive evaluation of the endocrine-disrupting effects of emerging organophosphate esters. *Environment International* **193**, 109120. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109120>
- Zhang, W., Giesy, J.P., Wang, P., 2022. Organophosphate esters in agro-foods: Occurrence, sources and emerging challenges. *Science of the Total Environment* **827**, 154271. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154271>