

ДИАЛКИЛОВЫЕ ЭФИРЫ ФТАЛЕВОЙ КИСЛОТЫ В ПОЧВАХ, БИОДЕГРАДАЦИЯ ФТАЛАТОВ И БИОРЕМЕДИАЦИЯ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ПОЧВ

Назаров А.В., *Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН, Пермь*

Представлен обзор данных о диалкиловых эфирах фталевой кислоты (ЭФК) в почвах. ЭФК повсеместно присутствуют в почвах. Наиболее часто обнаруживаемыми ЭФК в почвах являются дибутилфталат, диэтилгексилфталат, диметилфталат, диэтилфталат, диизобутилфталат. Известно, что они обладают токсическим, канцерогенным и тератогенным действием, способны связываться с рецепторами клеток и нарушать гормональную регуляцию процессов жизнедеятельности живых организмов. Поэтому наличие данных соединений в почвах потенциально может оказывать негативное влияние на человека и другие живые организмы. Источники поступления ЭФК в почвы – антропогенное загрязнение и биологический синтез этих веществ растениями и микроорганизмами. У почвенных микроорганизмов способность к деструкции ЭФК обнаружена у грибов (*Aspergillus flavus*, *Agrocybe praecox*, *Crucibulum leae*) и бактерий родов *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Delftia*, *Dietzia*, *Enterobacter*, *Erythrobacter*, *Glutamicibacter*, *Gordonia*, *Halomonas*, *Ideonella*, *Idiomarina*, *Kluyvera*, *Marinobacter*, *Martelella*, *Methylobacillus*, *Oceanisphaera*, *Ochrobactrum*, *Paenarthrobacter*, *Phytobacter*, *Priestia*, *Providencia*, *Pseudoarthrobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingobium*, *Stappia*, *Stutzerimonas*, *Variovorax*. Основными существующими технологиями очистки почв от ЭФК являются внесение бактерий-деструкторов фталатов (биоаугментация) и использование для очистки почвы растений (фиторемедиация). Сделан вывод о недостаточной изученности почвенных ЭФК и необходимости более полного исследования их распространения, роли в биогеоценозах и влияния на здоровье человека, а также изучения сообществ микроорганизмов-деструкторов данных соединений в природных почвах.

Ключевые слова: эфиры фталевой кислоты, токсичность, почвы, биодegradация, биоремедиация

Диалкиловые эфиры фталевой кислоты (ЭФК, фталаты) являются гидрофобными, малолетучими, высококипящими жидкостями, малорастворимыми в воде [1]. Интерес к данным соединениям обусловлен тем, что ЭФК наряду с дихлордифенилтрихлорэтаном (ДДТ) и его метаболитами, диоксинами, полихлорированными бифенилами, полибромидными дифениловыми эфирами, бисфенолом А, акриламидами и другими токсическими веществами техногенного и природного происхождения относятся к эндокринным дизрапторам [2]. Эндокринные дизрапторы – гормонально активные соединения, которые в низких концентрациях способны нарушать гормональную регуляцию процессов жизнедеятельности живых организмов. Воздействие эндокринных дизрапторов может приводить к нарушению репродуктивных функций организма, расстройствам работы нервной и иммунной систем, некоторым видам рака, проблемам с дыханием, нарушениям обмена веществ (ожирению, диабету), сердечно-сосудистым заболеваниям, нарушениям роста и другим негативным последствиям [2, 3]. Кроме

того, ЭФК широко распространены в окружающей среде, они обнаруживаются в подземных и поверхностных водах, в почвах, в осадках водоемов, в животных и растениях [4]. Почва является важнейшим компонентом биосферы, обеспечивающим существование человека, наземных растений и животных, а также функционирование биосферы в целом. Поэтому в настоящее время актуально изучение содержащихся в почвах токсичных соединений, таких как фталаты, которые могут представлять потенциальную опасность для природы и человека. Однако работы, обобщающие данные о почвенных ЭФК, их распространении в почвах и биологической роли, а также биоремедиации загрязненных фталатами почв крайне немногочисленны [5, 6, 7]. При этом обзорные статьи, принимающие во внимание исследования российских ученых по данным вопросам, практически отсутствуют.

Цель настоящей работы – обзор существующих данных о почвенных сложных эфирах фталевой кислоты, а именно обобщение сведений об их содержании в почвах, биологической роли, а также о биодеградации данных соединений почвенными микроорганизмами и биоремедиации почв, загрязненных фталатами.

Содержание ЭФК в почвах. В настоящее время данные соединения выявлены в почвах повсеместно. ЭФК были обнаружены во всех образцах почв, отобранных на территории следующих городов: Москва (Россия) [8], Пермь (Россия) [9], Нови-Сад (Сербия) [10], Париж (Франция) [11], Пекин (Китай) [12-14], Сиань (Китай) [15], Гуанчжоу (Китай) [16]. ЭФК были найдены в сельскохозяйственных почвах во всех почвенных пробах в Чехии [17], Дании [18], Франции [11], Китае [19-23]. Фталаты обнаруживаются в почвах не только антропогенных экосистем, но и природных сообществ. Так, отмечено наличие ЭФК в лесной почве во Франции [11], в наших исследованиях – во всех проанализированных образцах почв особо охраняемой природной территории (ООПТ) заказника «Предуралье» (Пермский край, Россия) [24].

Наибольшее количество данных о содержании ЭФК в почвах получено на примере городских и сельскохозяйственных почв. В городских почвах Москвы суммарное содержание ЭФК составляет 4.39–397.00 мг/кг [8], Перми – 0.008–0.100 мг/кг [9], Нови-Сада – 0.0002–2.12 мг/кг [10], Гуанчжоу – 1.67–322.00 мг/кг [16], Пекина – 2.30–24.71 мг/кг [12], 0.02–3.14 [13], 0.51–7.96 [14], Сианя – 0.19–19.15 [15]. Суммарное содержание ЭФК в сельскохозяйственных почвах Китая составляло 0.15–9.68 мг/кг [19], 3.00–45.67 мг/кг [20], 0.22–33.60 мг/кг [21], 0.05–10.40 мг/кг [22], 0.05–3.57 мг/кг [23], 0.76–1.59 мг/кг [25], 0.45–4.44 мг/кг [26], в сельскохозяйственных почвах Дании – 0.02–3.27 мг/кг [18]. Почвы, отобранные во Франции, имели следующее содержание ЭФК: 0.06 мг/кг (лесная почва), 0.154–0.407 (сельскохозяйственные почвы), 1.09 мг/кг (городские почвы в Париже) [11]. Согласно нашим исследованиям, суммарное содержание пяти фталатов (диметилфталат, диэтилфталат, диизобутилфталат, дибутилфталат, диэтилгексилфталат) в почвах заказника «Предуралье» находится в диапазоне 0.012–0.461 мг/кг [24].

Качественный состав почвенных ЭФК. Обычно в наибольшем количестве в почвах из ЭФК содержатся дибутилфталат (ДБФ) и диэтилгексилфталат (ДЭГФ), в некоторых случаях из ЭФК в почвах также могут преобладать диизобутилфталат (ДиБФ) и диизонилфталат (ДиНФ), кроме данных соединений, в почвах часто встречаются диметилфталат (ДМФ) и диэтилфталат (ДЭФ) (Рис. 1). В большинстве исследований в общем количестве ЭФК в городах преобладал ДЭГФ, доля которого в спектре фталатов достигала 59% в почвах Пекина [14], 47–93% в почвах Гуанчжоу

[16], 70–96% в почвах Нови-Сада [10], 62–73% в почвах Перми [9]. В большинстве почв Москвы и Сианя основную долю в общем количестве ЭФК составлял ДБФ – 58–75% [8] и 51–69% [15], соответственно. Исключением в Москве являлись территории, не вовлеченные в хозяйственную деятельность, где превалировал ДиБФ (41%) [8], в Сиане – территории жилой зоны, с доминированием в спектре почвенных фталатов ДЭГФ (45%) [15]. В сельскохозяйственных почвах Дании в большинстве случаев в составе ЭФК преобладал ДЭГФ [18]. Установлено, что ДБФ и ДЭГФ являются основными компонентами ЭФК, содержащихся в сельскохозяйственных почвах Китая и Нидерландов [12, 20, 27]. Во Франции в лесной и сельскохозяйственных почвах в общем содержании ЭФК преобладал ДЭГФ, в городской почве (Париж) – ДиНФ [11]. При анализе содержания ДБФ и ДЭГФ в почвах заказника «Предуралье» установлено, что ДБФ является главной составляющей в спектре фталатов (55–96%) в почвах пихтово-еловых и дубового лесов [24]. В почвах пойменных, луговых (дерново-луговая почва), синантропных фитоценозов, а также кленово-липовых лесов преобладающим соединением в общем содержании фталатов был ДЭГФ (54–87%). В дерново-карбонатных почвах лугов доля ДБФ (35–56%) и ДЭГФ (40–62%) в общем содержании фталатов была примерно одинаковой. Вклад ДМФ и ДЭФ в общее содержание эфиров фталевой кислоты в почвах составлял 0–1%, ДиБФ – 0–10%.

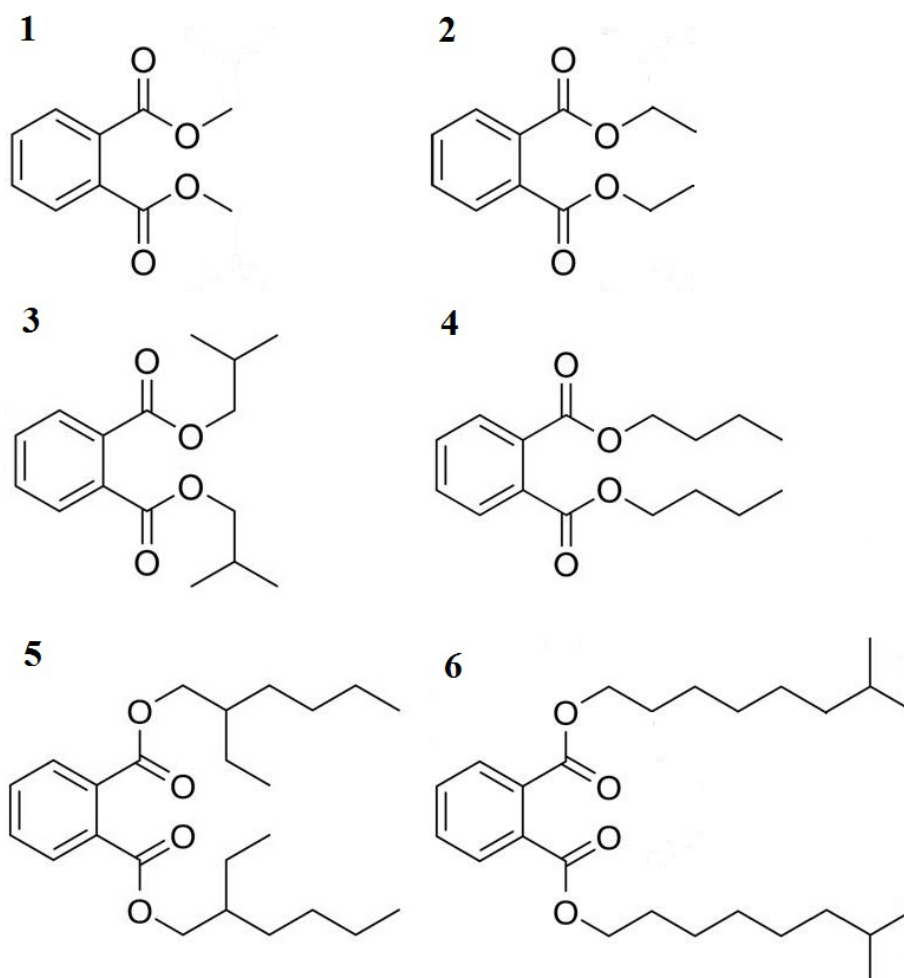


Рис. 1. Структурные формулы ЭФК. 1. Диметилфталат. 2. Диэтилфталат. 3. Диизобутилфталат. 4. Дибутилфталат. 5. Диэтилгексилфталат. 6. Диизононилфталат

Токсичность ЭФК. В опытах с животными установлено, что при однократном внутрижелудочном, внутрибрюшинном, накожном воздействии фталаты являются малотоксичными соединениями [28]. Однако, как уже было сказано, ЭФК являются эндокринными дизрапторами, поэтому особую опасность данные соединения представляют при длительном поступлении в организм человека или животных [28]. Данные соединения обладают эстрогеноподобным и андрогеноподобным действием, также они обладают способностью связываться с арил-гидрокарбоновым рецептором AhR [29], который связан с детоксикацией ксенобиотиков и канцерогенезом [30], и, кроме того, участвует в воспалительных реакциях иммунной системы [31]. Поэтому данные соединения обладают токсичностью для животных и человека, отрицательно влияя на печень, почки, дыхательную, нервную и эндокринную системы, а также репродуктивные функции [28]; для некоторых ЭФК установлено эмбриотоксическое, тератогенное и канцерогенное действие [32]. Предполагается, что фталаты оказывают негативный эффект на здоровье людей, проживающих на территориях с повышенным содержанием ЭФК в почвах [10, 13, 15].

Известно, что фталаты в почве токсически воздействуют также на растения и почвенные микроорганизмы [33, 34]. Присутствие данных веществ в почве снижает продуктивность растений, уменьшает биомассу, длину корней и побегов, подавляет прорастание семян [35, 36]. При воздействии ЭФК на растения наблюдается снижение концентрации хлорофиллов а и b, каротиноидов [37, 38], индукция окислительного стресса и повреждение мембран хлоропластов и митохондрий активными формами кислорода [36-39]. ЭФК обладают бактерицидным и фунгицидным действием [40, 41]. Повышенное содержание ЭФК в почве уменьшает разнообразие почвенных микроорганизмов, меняет их соотношение, а также снижает их дыхание и ферментативную активность [35, 40]. ЭФК с меньшей молекулярной массой более токсичны для почвенных микроорганизмов, животных и человека, чем ЭФК с большим молекулярным весом [28, 34, 40, 42], то есть с увеличением массы молекул данных соединений их отрицательное воздействие на живые организмы снижается.

В России, как и в подавляющем числе стран, содержание ЭФК в почвах не нормируется. В Дании рекомендуемыми допустимыми содержаниями ДМФ, ДЭФ, ДиБФ и ДБФ в почвах являются 0.1 мг/кг, для ДЭГФ, ДиНФ и суммарного содержания ЭФК – 1 мг/кг [43].

Пути поступления ЭФК в почвы. В настоящее время годовой объем промышленного производства ЭФК в мире оценивается в 8-10 млн. тонн в год [44, 45]. В России по некоторым оценкам выпускается 160-170 тыс. тонн ЭФК в год [46]. При этом не менее 70-80% произведенных ЭФК используется в качестве пластификаторов при изготовлении пластмасс [47]. При эксплуатации и утилизации пластиков ЭФК из них диффундируют в окружающую среду. Поэтому загрязнение биосферы синтетическими полимерами считается основной причиной повышенного содержания в ней ЭФК [8, 48]. Источниками поступления ЭФК в почву могут быть также пестициды и удобрения, содержащие фталаты в качестве примесей, орошение сточными водами, а также промышленные выбросы [5].

В то же время имеются данные о способности у микроорганизмов и растений продуцировать ЭФК, что может также являться причиной повышения содержания ЭФК в окружающей среде [49, 50]. Например, ДБФ и ДЭГФ обнаружены во всех образцах 31 вида высших растений, относящихся к различным таксономическим

группам (мхи, плауны, хвощи, папоротники, хвойные голосеменные, однодольные и двудольные цветковые), а также в культурах растительных клеток *Aconitum baicalense*, *A. barbatum*, *Nicotiana tabacum*, *Saussurea controversa*, *Scorzonera hispanica*, *Solanum tuberosum* [51]. В обзоре [49] приведены сведения о наличии ЭФК в 44 видах высших растений и водорослей из 38 семейств. При проведении скрининга на наличие ДБФ в растениях Калмыкии и Ростовской области данное соединение было обнаружено в 7 из 29 видов растений [52].

ДБФ выявлен в чистых культурах бактерий рода *Streptomyces* [53-57], в культуре *Streptomyces bangladeshensis* обнаружен ДЭГФ [58]. В клетках бактерий *Pectobacterium carotovorum*, *Rhizobium rhizogenes*, *R. radiobacter*, *R. leguminosarum*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas syringae* найдены ДБФ и ДЭГФ, в *Clavibacter michiganensis* – ДБФ и бутил-тетрадецил фталат [59, 60], в *Brevibacterium mcbrellneri* – ДЭФ и ДБФ [61], в *Helicobacter pylori* – ДЭФ [62]. Наличие ЭФК выявлено в культурах микромицетов родов *Aspergillus* [63-65], *Penicillium* [63, 66, 67], *Trichoderma* [63, 68].

Помет животных также может быть источником поступления ЭФК в почву. Сообщается о наличии ДБФ в помете сайгака (*Saiga tatarica*) [52]. Согласно исследованию [19], концентрация ЭФК в курином помете составила в среднем 6.8 мг/кг, в свином навозе – 4.6 мг/кг, в коровьем навозе – 3.7 мг/кг, в утином помете – 2.2 мг/кг. Поэтому в почвах, удобренных коровьим навозом или куриным пометом, наблюдалось повышенное содержание ЭФК в сравнении с не удобренными почвами [12, 17]. По мнению А.Е. Скопина с соавторами [52], наличие ЭФК в помете животных обусловлено поеданием животными растений, содержащих фталаты, и наличием в пище животных ЭФК техногенного происхождения. Вместе с тем, возможна также продукция данных соединений микроорганизмами, населяющими пищеварительный тракт животных.

В настоящее время не ясно, какая часть ЭФК в почвах имеет техногенное, а какая – природное происхождение. Данный вопрос могло бы прояснить сравнение значений содержания фталатов в почвах антропогенных и природных территорий. Однако на сегодняшний момент подавляющее большинство работ посвящено изучению ЭФК городских и сельскохозяйственных почв, оценка содержания ЭФК в природных почвах встречается в единичных исследованиях [11, 24]. Исследование [11] установило, что содержание ЭФК в лесной почве было в 2.6–6.8 раз меньше, чем в сельскохозяйственных почвах, и в 18.2 раза меньше, чем в городских почвах, что указывает на большее влияние на содержание ЭФК в почвах антропогенных факторов, чем природных процессов. В то же время, согласно нашим данным, почвы заказника «Предуралье» (Кишертский район, Пермский край) содержали сопоставимое количество ЭФК с почвами г. Перми, а в некоторых случаях содержание ЭФК в почвах заказника (0.012–0.461 мг/кг) [24] было выше, чем в городских почвах (0.008–0.100 мг/кг) [9], что в ряде случаев может свидетельствовать о природном происхождении основного количества почвенных ЭФК.

По оценкам А.А. Семенова с соавторами [69], содержание в окружающей среде ЭФК техногенного происхождения не значительно в сравнении с ЭФК, продуцированными живыми организмами. Так при среднем содержании ЭФК в растениях, составляющем 80 мг/кг сухой биомассы, и суммарной сухой биомассе растений Земли, равной 220 млрд. тонн, общее количество ЭФК во всех растениях земного шара составляет 178 млн. тонн, что многократно превышает (без учета микроорганизмов) годовое промышленное производство ЭФК в мире (8-10 млн. тонн [44, 45]).

Аналогичный подсчет суммарного содержания ЭФК в почвах Земли также приводит к выводу о значительной массе ЭФК, содержащейся в почвенной оболочке Земли – педосфере. Так, если среднее содержание ЭФК в почвах Москвы – 62.7 мг/кг [8], в почвах заказника «Предуралье» – 0.1 мг/кг [24], то при массе почвы, в которой оценивалось количество ЭФК, на 1 м² в первом случае – около 50 кг (глубина отбора проб – 0-5 см), во втором случае – около 100 кг (глубина отбора проб – 0-10 см), в почвах Москвы количество ЭФК на 1 м² в среднем составляет не менее 3 г, а на 1 км² – не менее 3000 кг, в заказнике «Предуралье» количество ЭФК в среднем на 1 м² и 1 км² составляет не менее 10 мг и 10 кг, соответственно. Таким образом, при площади суши с выраженным почвенным покровом, равной 134 млн. км² [70], количество ЭФК может быть сопоставимо или превышать годовой мировой объем производства ЭФК промышленностью.

Роль биогенных ЭФК в биоценозах. Так как ЭФК обладают антибактериальным, фунгицидным, гербицидным и зооцидным действием, предполагается, что образование данных соединений живыми организмами имеет значение в межвидовых взаимоотношениях между микроорганизмами, грибами, растениями и животными [49, 50]. Например, ЭФК растительного происхождения участвуют в аллелопатических взаимодействиях между растениями, защищают растения от микроорганизмов, грибов и растительноядных животных [49, 50]. ЭФК, продуцируемые бактериями и грибами, служат для подавления роста других микроорганизмов [49, 64], а также для токсического воздействия патогенных бактерий или микромицетов на организм зараженного хозяина [49].

Биодеградация ЭФК в почвах, микроорганизмы-деструкторы ЭФК. На первых этапах биодеградации под действием эстераз бактерий и грибов происходит гидролиз сложноэфирной связи между алкильными цепями и ароматическим кольцом ЭФК с образованием сложных моноэфиров, а затем фталевой кислоты и спиртов [71, 72] (Рис. 2). В дальнейшем микроорганизмы, осуществляющие гидролиз ЭФК, используют в качестве субстрата, как фталевою кислоту, так и спирт [71, 72, 73], либо только спирт без деструкции фталевою кислоты [74]. Биодеградация фталевою кислоты аэробными микроорганизмами обычно происходит с образованием протокатеховой кислоты, которая далее метаболизируется через расщепление ароматического кольца по *орто*- или *мета*-пути [71, 72].

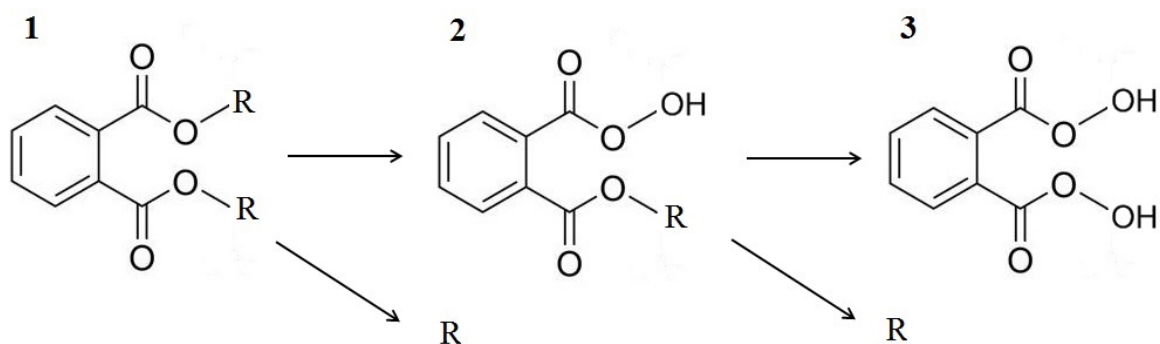


Рис. 2. Гидролиз ЭФК при микробной биодеградации. 1. Диалкиловый эфир фталевою кислоты. 2. Моноалкиловый эфир фталевою кислоты. 3. Фталевою кислота. R – алкильная цепь. R-OH – спирт

В настоящее время существуют единичные данные о деструкции ЭФК почвенными грибами. Так, обнаружена биодegradация ДБФ микромицетом *Aspergillus flavus*, выделенным из почвы [75]. Кроме того, известна способность к биодegradации ЭФК у дереворазрушающих грибов-лигнинолитиков [76, 77, 78], некоторые виды которых обитают в почве. Например, выявлена деструкция ДЭФ, ДБФ, ДЭГФ лигнинолитическими грибами: гумусовым сапротрофом *Agrocybe praecox* и подстилочным сапротрофом *Crucibulum laeve* [76].

Почвенные бактерии-деструкторы ЭФК изучены лучше, чем почвенные грибы, разрушающие фталаты. Согласно немногочисленным исследованиям, разные типы почв отличаются таксономической структурой бактерий-деструкторов ЭФК. Например, из почвы, отобранной с сельскохозяйственного поля (Китай), загрязненного пластиковой мульчей, были выделены 26 штаммов бактерий-деструкторов ДБФ, относящихся к родам *Achromobacter*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Delftia*, *Enterobacter*, *Ideonella*, *Kluyvera*, *Phytobacter*, *Pseudomonas* и *Variovorax* [79]. В то же время в почвах и почвоподобных образованиях (в техногенных грунтах и осадочных породах водоемов), отобранных с территории промышленной добычи и переработки калийно-магниевых солей (г. Березники и г. Солекамск), были обнаружены бактерии-деструкторы ДБФ, принадлежащие к родам *Rhodococcus*, *Dietzia*, *Bacillus*, *Halomonas*, *Pseudomonas*, *Idiomarina*, *Stappia*, *Martelella*, *Erythrobacter*, *Marinobacter*, *Oceanisphaera* [80], *Arthrobacter*, *Glutamicibacter*, *Pseudoarthrobacter* [81], *Stutzerimonas* [82].

Нужно отметить, что основное количество имеющихся работ по изучению почвенных бактерий-деструкторов ЭФК основано, главным образом, на выделении отдельных штаммов данных микроорганизмов из загрязненных почв и почвоподобных образований, а также оценке способности выделенных бактерий разрушать ЭФК в чистой культуре. В данных исследованиях, кроме представителей вышеперечисленных родов из почв и почвоподобных образований, были выделены бактерии-деструкторы ЭФК, принадлежащие также к родам *Acinetobacter* [83], *Burkholderia* [84], *Gordonia* [85, 86], *Methylobacillus* [87], *Ochrobastrum* [88], *Paenarthrobacter* [71, 89], *Priestia* [90], *Providencia* [91], *Sphingobium* [92, 93]. Между тем, повсеместное наличие ЭФК в почвах, в том числе и природных, не подвергающихся техногенному воздействию, указывает на присутствие в них микробных сообществ, которые осуществляют биодegradацию поступающих в почву фталатов. Однако распространение данных бактерий в природных почвах на сегодняшний день является неизученным. Наличие микроорганизмов-деструкторов ЭФК в не загрязненных почвах подтверждает исследование [94], в котором было показано микробное разложение ДБФ при его внесении в дозе 20 мг/кг в две сельскохозяйственные почвы, не загрязненные ранее ЭФК или пластиком. При этом период полураспада внесенного ДБФ в почвах составлял от 0.3 (тип почвы *Aquic Cambisols*) до 1.2 (тип почвы *Udic Ferrosols*) дней.

Таким образом, согласно немногочисленным литературным данным, разные типы почв отличаются как таксономическим составом микроорганизмов-деструкторов, так и скоростью биоразложения ЭФК, но в настоящее время данные вопросы, особенно в случае природных почв, изучены недостаточно.

Биоремедиация почв, загрязненных ЭФК. Основными предлагаемыми на сегодня технологиями очистки почвы от ЭФК являются биоремедиационные методы: внесение в почву бактерий-деструкторов фталатов (биоаугментация) и использование для очистки почвы растений (фиторемедиация). Данные об имеющихся исследованиях

о влиянии интродукции бактерий-деструкторов на очистку почв, загрязненных ЭФК, представлены в таблице 1.

Таблица 1

Биоремедиация почв, загрязненных ЭФК, с использованием биоаугментации

Бактерии-деструкторы	Эффект на очистку почвы, загрязненной ЭФК	Ссылки
<i>Rhodococcus sp.</i>	Снижение содержания ДЭГФ (1000 мг/кг) при внесении бактерий на 58%, без внесения бактерий – на 4% через 21 день.	[95]
<i>Rhodococcus ruber</i> YC-YT1	Снижение содержания ДЭГФ (100 мг/кг) при внесении бактерий на 80–93%, без внесения бактерий – на 6–23% через 7 дней.	[96]
<i>Gordonia phthalatica sp. nov.</i> QH-11	Снижение содержания ДБФ (400 мг/кг) при внесении бактерий на 100% через 10 дней, без внесения бактерий – на 100% через 15 дней.	[97]
<i>Gordonia terrae</i> RL-JC02	Снижение содержания ДЭГФ (50 мг/кг) при внесении бактерий на 92%, без внесения бактерий – на 0% через 30 дней.	[86]
<i>Rhodococcus sp.</i> , <i>Niabella sp.</i> , <i>Sphingopyxis sp.</i> , <i>Achromobacter sp.</i> , <i>Tahibacter sp.</i> , <i>Xenophilus sp.</i>	Снижение содержания ДЭГФ (100 мг/кг) при внесении бактерий на 88%, без внесения бактерий – на 49% через 42 дня.	[98]
<i>Rhodococcus wratislaviensis</i> KT112-7	Снижение содержания ДЭГФ и ДБФ (суммарное содержание – 7.5 мг/кг) при внесении бактерий на 17–45% через 14 дней в сравнении с контролем, без внесения бактерий.	[99]
<i>Achromobacter sp.</i> DEPA3, <i>Pseudomonas sp.</i> DEPB3, <i>Enterobacter sp.</i> DEPC3	Снижение содержания ДЭФ (300 мг/кг) при внесении консорциума бактерий на 92%, при внесении отдельных культур – на 81–82% через 30 дней.	[100]
<i>Glutamicibacter sp.</i> 0426	Снижение содержания ДБФ (1000 мг/кг) при внесении бактерий на 100%, без внесения бактерий – на 46% через 6 дней.	[101]
<i>Paenarthrobacter sp.</i> PH1	При внесении бактерий через 12 дней содержание ДМФ (100 мг/кг) в почве снизилось на 65–69%, ДЭФ (100 мг/кг) – на 66–70%, ДиБФ (100 мг/кг) – на 63–67%, без внесения бактерий содержание ДМФ снизилось на 20%, ДЭФ – на 13%, ДиБФ – на 12%.	[89]

Для биоремедиации загрязненных ЭФК почв применялись бактерии-деструкторы родов *Achromobacter*, *Enterobacter*, *Glutamicibacter*, *Gordonia*, *Niabella*, *Paenarthrobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingopyxis*, *Tahibacter*, *Xenophilus*, в почву вносились как чистые культуры бактерий, так и бактериальные консорциумы. В одном исследовании не наблюдалось снижения содержания ЭФК (ДЭГФ) без интродукции бактерий в почву [95]. В остальных работах внесение бактерий ускоряло очистку почвы от 1.5 до 15.5 раз и уменьшало содержание ЭФК в почве на 58–100% в течение 7–42 дней.

В большинстве случаев уменьшение содержания ЭФК происходило и без внесения дополнительных бактерий-деструкторов, что указывает на активное разрушение данных соединений аборигенными почвенными микроорганизмами. Таким образом, повсеместное наличие ЭФК в почвах, отмеченное в литературе и в наших исследованиях,

свидетельствует о постоянном поступлении данных веществ в почву, которое восполняет убыль ЭФК при их деструкции почвенными микроорганизмами.

Высадка растений, так же как и внесение бактерий, уменьшает содержание ЭФК в почве (Табл. 2). Снижение содержания ЭФК в почве при использовании фиторемедиации в большинстве случаев составило 26–93% в течение 30–39 дней. В единичном исследовании, проведенном в полевых условиях, зарегистрировано уменьшение содержания фталатов в почве на 87–93% через два года после начала эксперимента [103].

Существующими на сегодняшний день гипотезами, объясняющими снижение содержания ЭФК в почве, являются: ризоремедиация – разрушение данных веществ бактериями-деструкторами, обитающими в прикорневой зоне растений (в ризосфере) [104, 105], ризофильтрация – удаление ЭФК из почвы через усвоение их корнями [102, 103].

Однако известно, что гидрофобность веществ препятствует их поступлению в растения через корни. Для характеристики гидрофобности соединений и прогнозирования их усвоения растениями из почвы используется октанольный коэффициент ($\lg K_{ow}$) – десятичный логарифм отношения концентрации вещества в октанолу к концентрации его в воде при распределении в смеси октанол–вода. Соединения с K_{ow} больше 3.5 не усваиваются растениями через корневую систему [107], при этом $\lg K_{ow}$ ДМФ составляет 1.6, ДЭФ – 2.5, ДиБФ – 4.1, ДБФ – 4.7, ДЭГФ – 7.4, ДиНФ – 9.6 [39]. Следовательно, если ДМФ и ДЭФ могут поступать в растения из почвы через корни и загрязненные данными ЭФК почвы способны очищаться путем ризофильтрации, то основным механизмом фиторемедиации почв, загрязненных ДиБФ, ДБФ, ДЭГФ и ДиНФ, является ризоремедиация.

Таблица 2

Биоремедиация почв, загрязненных ЭФК, с использованием фиторемедиации

Вид растения	Эффект на очистку почвы, загрязненной ЭФК	Ссылки
<i>Ipomoea aquatica</i>	Снижение содержания ДБФ (4.5 мг/кг) через 39 дней на 59–74%, на 31–52 % (при начальной концентрации ДБФ 10.3 мг/кг), на 26–53% (при начальной концентрации ДБФ 22.5 мг/кг).	[102]
<i>Medicago sativa</i> , <i>Sedum plumbizincicola</i> , <i>Elsholtzia splendens</i>	Снижение общего содержания ЭФК (1.66–2.39 мг/кг) через 2 года на 87% (монокультура <i>M. sativa</i>), на 91% (смешанная культура <i>M. sativa</i> , <i>E. splendens</i>), на 87% (смешанная культура <i>M. sativa</i> , <i>S. plumbizincicola</i>) и на 89% (смешанная культура <i>M. sativa</i> , <i>E. splendens</i> , <i>S. plumbizincicola</i>) в сравнении с контролем, без высадки растений.	[103]
<i>Gynura cusimbua</i> , <i>Helianthus annuus</i> , <i>Brassica juncea</i>	Снижение содержания ДЭГФ (4.5, 20.0, 50.0 мг/кг) через 3 месяца в вариантах опыта с высадкой растений на 53–59%, 65–76% и 68–78%, соответственно, в вариантах опыта без высадки растений – на 42, 61 и 52%, соответственно.	[104]
<i>Oryza sativa</i>	Снижение содержания ДЭГФ (300 мг/кг) через 30 дней на 23% (контроль, почва без растений), на 67% (почва с растениями), на 86% (почва с растениями, обработанными PGPR – бактериями-деструкторами: <i>Bacillus</i> sp. DCZL-1, <i>Agrobacterium</i> sp. DCZL-2, <i>Bacillus</i> sp. ZC3-2-1, <i>Bacillus</i> sp. DRL1).	[105]
<i>Glycine max</i>	Снижение содержания ДМФ (30 мг/кг) через 30 дней на 23% (почва без растений), на 76% (почва с растениями), на 87% (почва с растениями, обработанными С4-гомосериновым лактоном), на 93% (почва с растениями, обработанными С4-гомосериновым лактоном и PGPR – бактериями-деструкторами (<i>Bacillus</i> sp. YT2)).	[106]

Эффективность ризоремедиации повышает обработка растений бактериями-деструкторами, стимулирующими рост растений (PGPR (plant growth promoting rhizobacteria)), а также С4-гомосериновым лактоном – веществом, активирующим метаболизм ризосферных бактерий и улучшающим колонизацию бактериями корней растений (Табл. 2).

Заключение

Литературные и полученные нами данные свидетельствуют о повсеместном присутствии диалкиловых эфиров фталевой кислоты в почвах, с преобладанием в большинстве случаев в общем количестве почвенных фталатов дибутилфталата и диэтилгексилфталата. В настоящее время выявлены два источника поступления данных соединений в почвы: 1) техногенный, обусловленный, главным образом, использованием эфиров фталевой кислоты в качестве пластификаторов при производстве пластмасс и их выделением из искусственных полимеров в окружающую среду; 2) биологический – синтез данных веществ растениями и микроорганизмами. Диалкиловые эфиры фталевой кислоты обладают токсическими, тератогенными, канцерогенными свойствами, поэтому фталаты в почве потенциально могут быть опасными для человека и оказывать негативное воздействие на растения, животных и почвенные микроорганизмы. Известными видами почвенных грибов, осуществляющих биodeградацию фталатов в почве, являются *Aspergillus flavus*, *Agrocybe praecox*, *Crucibulum leae*. Эфиры фталевой кислоты способны разрушать также почвенные бактерии родов *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Delftia*, *Dietzia*, *Enterobacter*, *Erythrobacter*, *Glutamicibacter*, *Gordonia*, *Halomonas*, *Ideonella*, *Idiomarina*, *Kluuyvera*, *Marinobacter*, *Martellella*, *Methylobacillus*, *Oceanisphaera*, *Ochrobactrum*, *Paenarthrobacter*, *Phytobacter*, *Priestia*, *Providencia*, *Pseudoarthrobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingobium*, *Stappia*, *Stutzerimonas*, *Variovorax*. Основными существующими технологиями очистки почв от эфиров фталевой кислоты являются внесение бактерий-деструкторов фталатов (биоаугментация) и использование для очистки почвы растений (фиторемедиация).

Следует отметить, что данные о содержании фталатов в почвах России крайне немногочисленны, это территории городов Москвы и Перми [3, 4], а также заказника «Предуралье» (Пермский край) [19]. Не исследована роль почвенных фталатов в экосистемах, их возможное влияние на человека и другие живые организмы, а также сообщества микроорганизмов-деструкторов данных соединений в природных почвах. Таким образом, на сегодняшний момент почвенные эфиры фталевой кислоты изучены недостаточно и требуют дальнейшего проведения исследований.

Библиографический список

1. Heudorf U., Mersch-Sundermann V., Angerer J. Phthalates: toxicology and exposure // Int. J. Hygien. Environ Health. – 2007. – Vol. 210. – № 5. – P. 623-634. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2007.07.011>
2. Евтеева А.А., Шеремета М.С., Пугарова Е.А. Эндокринные дисрапторы в патогенезе таких социально значимых заболеваний, как сахарный диабет, злокачественные новообразования, сердечно-сосудистые заболевания, патология репродуктивной системы // Ожирение и метаболизм. – 2021. – Т. 18. – №3. – С. 327-335. <https://doi.org/10.14341/omet12757>
3. Repouskou A., Papadopoulou A., Panagiotidou E., Trichas P., Lindh C., Bergman Å., Gennings C., Bornehag C., Rüegg J., Kitraki E., Stamatakis A. Long term transcriptional and behavioral effects in mice developmentally exposed to a mixture of endocrine disruptors associated with delayed human

- neurodevelopment // *Scientific Reports*. – 2020. – Т. 10. – Art. 9367. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66379-x>
4. *Miranda C.V., Gama M.R., Pizzolato T.M.* Analytical methodologies for the determination of phthalates in environmental matrices // *Trends in Environmental Analytical Chemistry*. – 2025. – Vol. 45. – Art. e00248. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2024.e00248>
 5. *He L., Gielen G., Bolan N.S., Zhang X., Qin H., Huang H., Wang H.* Contamination and remediation of phthalic acid esters in agricultural soils in China // *Agron. Sust. Dev.* – 2015. – Vol. 35. – P. 519-534. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0270-1>
 6. *Lü H., Mo C., Zhao H., Xiang L., Katsoyiannis A., Li Y., Cai Q., Wong M.* Soil contamination and sources of phthalates and its health risk in China: a review // *Environmental Research*. – 2018. – Vol. 164. – P. 417-429. <https://doi.org/doi:10.1016/j.envres.2018.03.013>
 7. *Tao Y., Cui Y., Zhu G., Zhong G., Zhang Y.* Fate, ecotoxicity, and remediation of phthalic acid ester in soils // *Current Opinion in Environmental Science and Health*. – 2023. – Vol. 32. – Art. 100440. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2022.100440>
 8. *Бродский Е.С., Шелепчиков А.А., Агапкина Г.И., Тихонова М.О., Парамонова Т.А., Лунатов Д.Н.* Сложные эфиры фталевой кислоты в почвах Москвы // *Вестн. Моск. университета. Серия 17: Почвоведение*. – 2019. – № 2. – С. 44-48.
 9. *Масленникова И.Л., Шишкин М.А., Шерстобитова Н.П., Кузнецова М.В.* Эколого-гигиеническая оценка почв селитебной зоны г. Перми // *Гиг. сан.* – 2021. – Т. 100. – № 2. – С. 116-122. <https://doi.org/10.47470/0016-9900-2021-100-2-116-122>
 10. *Skrbic B.D., Ji Y., Durisi-Mladenovic N., Zhao J.* Occurrence of the phthalate esters in soil and street dust samples from the Novi Sad city area, Serbia, and the influence on the children's and adults' exposure // *J. Hazard. Mater.* – 2016. – Vol. 312. – P. 272-279. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.03.045>
 11. *Tran B.C., Teil M.J., Blanchard M., Alliot F., Chevreuril M.* Fate of phthalates and BPA in agricultural and non-agricultural soils of the Paris area (France) // *Environ. Sci. Pollut. Res.* – 2015. – Vol. 22. – P. 11118-11126. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4178-3>
 12. *Zhang Z., He G., Peng X., Lu L.* Distribution and sources of phthalate esters in the topsoils of Beijing, China // *Environ. Geochem. Health*. 2014. – Vol.36. – № 3. – P. 505-515. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9577-0>
 13. *Xia X., Yang L., Bu Q., Liu R.J.* Levels, distribution, and health risk of phthalate esters in urban soils of Beijing, China // *Environ. Qual.* – 2011. – Vol. 40. – № 5. – P. 1643-1651. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0032>
 14. *Li X.H., Ma L.L., Liu X.F., Fu S., Cheng H.X., Xu X.B.* Phthalate Ester Pollution in Urban Soil of Beijing, People's Republic of China // *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* – 2006. – Vol. 7. – P. 252-259. <https://doi.org/10.1007/s00128-006-1057-0>
 15. *Wang L., Liu M., Tao W., Zhang W., Wang L.* Pollution characteristics and health risk assessment of phthalate esters in urban soil in the typical semi-arid city of Xi'an, Northwest China // *Chemosphere*. – 2018. – Vol. 191. – P. 467-476. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.066>
 16. *Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L.N., Luo D.L., Chen L.X., Lin Y., Liu M., Sun G.* Distribution of phthalate esters in urban soils of subtropical city, Guangzhou, China // *J. Hazard. Mater.* – 2009. – Vol. 164. – № 2-3. – P. 1171-1178. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.029>
 17. *Zornikova G., Jarosova A., Hrivna L.* Distribution of phthalic acid esters in agricultural plants and soil // *Acta Univ. Agric. Et. Silv. Mendel. Brun.* – 2011. – Vol. 59. – P. 233-238. <https://doi.org/10.11118/actaun201159030233>
 18. *Vikelsøe J., Thomsen M., Carlsen L.* Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils // *Sci. Total Envir.* – 2002. – Vol. 296. – P. 105-116. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(02\)00063-3](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(02)00063-3)
 19. *Wang J., Luo Y., Teng Y., Ma W., Christie P., Li Z.* Soil contamination by phthalate esters in Chinese intensive vegetable production systems with different modes of use of plastic film // *Environ. Pollut.* – 2013. – Vol. 180. – P. 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.036>

20. *Cai Q.Y., Mo C.H., Li Y.H., Zeng Q.Y., Wang B.G., Xiao K.E., Li H.Q., Xu G.S.* Preliminary study of PAEs in soils from typical vegetable fields in areas of Guangzhou and Shenzhen, South China // *Act. Ecol. Sin.* – 2005. – Vol. 25. – P. 283-288.
21. *Zeng F., Cui K., Xie Z., Wu L., Liu M., Sun G., Zeng Z.* Phthalate esters (PAEs): Emerging organic contaminants in agricultural soils in peri-urban areas around Guangzhou, China // *Environ. Pollut.* – 2008. – Vol. 156. – P. 425-434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.01.045>
22. *Kong S., Ji Y., Liu L., Chen L., Zhao X., Wang J., Sun Z.* Diversities of phthalate esters in suburban agricultural soils and wasteland soil appeared with urbanization in China // *Environ. Pollut.* – 2012. – Vol. 170. – P. 161-168. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.017>
23. *Zhou B., Zhao L., Sun Y., Li X., Weng L., Li Y.* Contamination and human health risks of phthalate esters in vegetable and crop soils from the Huang-Huai-Hai region of China // *Sci. Total Environ.* – 2021. – Vol. 778. – Art. 146281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146281>
24. *Назаров А.В.* Диалкиловые эфиры фталевой кислоты в почвах заказника «Предуралье» // Ученые записки Казанского университета. – 2026. (в печати).
25. *Zhou B., Zhao L., Wang Y., Sun Y., Li X., Xu H., Li Y.* Spatial distribution of phthalate esters and the associated response of enzyme activities and microbial community composition in typical plastic-shed vegetable soils in China // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* – 2020. – Vol. 195. – Art. 110495. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110495>
26. *Xing H., Yu X., Huang J., Du X., Wang M., Sun J., Tao X.* Characteristics and health risks of phthalate ester contamination in soil and plants in coastal areas of South China // *Int. J. Environ. Res. Public Health.* – 2022. – Vol. 19. – Art. 9516. <https://doi.org/10.3390/ijerph19159516>
27. *Peijnenburg W.J.G.M., Struijs J.* Occurrence of phthalate esters in the environment of the Netherlands // *Ecotox. Environ. Saf.* – 2006. – Vol. 63. – P. 204-215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.07.023>
28. *Шкаева И.Е., Солнцева С.А., Никулина О.С., Николаев А.И., Дулов С.А.* Токсичность и опасность фталатов (анализ литературных сведений) // *Токсикол. вестник.* – 2019. – Т. 159. – № 6. – С. 3-9. <https://doi.org/10.36946/0869-7922-2019-6-3-9>
29. *Wójtowicz A.K., Sitarz-Głownia A.M., Szczesna M., Szychowski K.A.* The action of di-(2-Ethylhexyl) phthalate (DEHP) in mouse cerebral cells involves an impairment in aryl hydrocarbon receptor (AhR) signaling // *Neurotox. Res.* – 2019. – Vol. 35. № 1. – P. 183-195. <https://doi.org/10.1007/s12640-018-9946-7>
30. *Воронцова Ю.Е., Акишина А.А., Черезов Р.О., Симонова О.Б.* Функциональная активность арил-гидрокарбонowego рецептора в первичных культурах клеток остеогенной саркомы человека // *Вестник Московского университета. Серия 16. Биология.* – 2020. – Т. 75. – № 4. – С. 291-295.
31. *Bock K.W.* Aryl hydrocarbon receptor (AHR)-mediated inflammation and resolution: Non-genomic and genomic signaling // *Biochemical Pharmacology.* – 2020. – Vol. 182. – Art. 114220. <https://doi.org/10.1016/j.bcp.2020.114220>
32. *Lin S., Ku H.Y., Su P.H., Chen J.W., Huang P.C., Angerer J., Wang S.-L.* Phthalate exposure in pregnant women and their children in central Taiwan // *Chemosphere.* – 2011. – Vol. 82. – P. 947-955. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.073>
33. *Kapanen A., Stephen J.R., Brueggemann J., Kiviranta A., White D.C., Itävaara M.* Diethyl phthalate in compost: ecotoxicological effects and response of the microbial community // *Chemosphere.* – 2007. – Vol. 67. – P. 2201-2209. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.023>
34. *Ma T., Zhou W., Chen L., Wu L., Christie P., Liu W.* Toxicity of phthalate esters to lettuce (*Lactuca sativa*) and the soil microbial community under different soil conditions // *PLoS ONE.* – 2018. – Vol. 13. – № 12. – Art. e0208111. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208111>
35. *Ma T.T., Christie P., Luo Y.M., Teng Y.* Physiological and antioxidant responses of germinating mung bean seedlings to phthalate esters in soil // *Pedosphere.* – 2014. – Vol. 24. – № 1. – P. 107-115. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(13\)60085-5](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(13)60085-5)
36. *Sharma R., Kaur R.* Physiological and metabolic alterations induced by phthalates in plants: possible mechanisms of their uptake and degradation // *Environ. Sust.* – 2020. – Vol. 3. – P. 391-404. <https://doi.org/10.1007/s42398-020-00141-x>

37. Ma T., Teng Y., Christie P., Luo Y. Phytotoxicity in seven higher plant species exposed to di-n-butyl phthalate or bis (2-ethylhexyl) phthalate // Front. Environ. Sci. Eng. – 2015. – Vol. 9. – P. 259-268. <https://doi.org/10.1007/s11783-014-0652-2>
38. Kumari A., Kaur R. A review on morphophysiological traits of plants under phthalates stress and insights into their uptake and translocation // Plant Growth Regulation. – 2020. – Vol. 91. – P. 327-347. <https://doi.org/10.1007/s10725-020-00625-0>
39. Zhang Y., Du N., Wang L., Zhang H., Zhao J., Sun G., Wang P. Physical and chemical indices of cucumber seedling leaves under dibutyl phthalate stress // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. – 2015. – Vol. 22. – №. 5. – P. 3477-3488. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3524-1>
40. Shanab S.M., Shalaby E.A., Lightfoot D.A., El-Shemy H.A. Allelopathic effects of water hyacinth [*Eichhornia crassipes*] // PLoS ONE. – 2010. – Vol. 5. – Art. e13200. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013200>
41. Chen H., Zhuang R., Yao J., Wang F., Qian Y. A comparative study on the impact of phthalate esters on soil microbial activity // Bull. Environ. Cont. Toxicol. – 2013. – Vol. 91. – P. 217-223. <https://doi.org/10.1007/s00128-013-1033-4>
42. Liu Y., Guan Y., Yang Z., Cai Z., Mizuno T., Tsuno H., Zhu W., Zhang X. Toxicity of seven phthalate esters to embryonic development of the abalone *Haliotis diversicolor supertexta* // Ecotoxicology. – 2009. – Vol. 18. – P. 293-303. <https://doi.org/10.1007/s10646-008-0283-0>
43. Jensen J., Kristensen H.L., Scott-Fordsmand J.J. Soil Quality Criteria for Selected Compounds. Working Report No.83. – Copenhagen: Danish Environmental Protection Agency, 1997. – 134 p.
44. Sun S., Syrén P.-O. Enzymatic degradation of phthalate esters in the environment: Advances, challenges and opportunities // Chemical Engineering Journal. – 2025. – Vol. 508. – Art. 160640. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2025.160640>
45. Яглова Н.В., Яглов В.В. Эндокринные дисрапторы – новый этиологический фактор заболеваний костной ткани (обзор) // Современные технологии в медицине. – 2021 – Т. 13. – №2. – С. 84-95. <https://doi.org/10.17691/stm2021.13.2.10>
46. Лакеев С.Н., Майданова И.О., Ишалина О.В. Основы производства пластификаторов. – Уфа: Уфимский государственный нефтяной технический университет, 2015. – 163 с.
47. Li X., Zhang W., Lv J., Liu W., Sun S., Guo C., Xu J. Distribution, source apportionment, and health risk assessment of phthalate esters in indoor dust samples across China Environ // Sci. Eur. 2021. – Vol. 33. – Art. 19. <https://doi.org/10.1186/s12302-021-00457-3>
48. Ghosh S., Sahu M. Phthalate pollution and remediation strategies // J. Hazard. Mater. – 2022. – Vol. 6. – Art. 100065. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100065>
49. Huang L., Zhu X., Zhou S., Cheng Z., Shi K., Zhang C., Shao H. Phthalic Acid Esters: Natural Sources and Biological Activities // Toxins. – 2021. – Vol. 13. – Art. 495. <https://doi.org/10.3390/toxins13070495>
50. Максимова Л.А., Шафикова Т.Н. Эндогенные фталаты как вероятный регулятор межвидовых взаимоотношений в биоценозе // Изв. вуз. Прикл. хим. биотехн. – 2022. – Т. 12. – № 3. – С. 424-437. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2022-12-3-424-437>
51. Еникеев А.Г., Семенов А.А., Пермяков А.В., Соколова Н.А., Гамбург К.З., Дударева Л.В. Биосинтез диалкиловых эфиров орто-фталевой кислоты в растениях и в культурах клеток // Прикл. биохим. микробиол. – 2019. – Т. 55 – №3. – С. 282-285. <https://doi.org/10.1134/S0555109919020065>
52. Скопин А.Е., Анискина А.А., Пермякова Г.В., Лоскутов С.Р., Абатуров Б.Д., Джапова Р.Р., Аюшева Е.Ч. Токсичные фталаты в кормовых растениях сухих степей европейской части России // Успехи соврем. биол. – 2021. – Т 141. – № 5. – С. 508-520. <https://doi.org/10.31857/S0042132421040062>
53. Roy R.N., Laskar S., Sena S.K. Dibutyl phthalate, the bioactive compound produced by *Streptomyces albidoflavus* 321.2 // Microbiol. Res. – 2006. – Vol. 161. – P. 121-126. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2005.06.007>
54. El-Naggar M.Y. Dibutyl phthalate and the antitumor agent F5A1, two metabolites produced by *Streptomyces nasri* submutant H35 // Biom. Lett. – 1997. – Vol. 55. – P. 125-131.

55. Atallah B.M., Haroun S.A., El-Mohsnawy E. Antibacterial activity of two actinomycetes species isolated from black sand in North Egypt // S. Afr. J. Sci. – 2023. – Vol. 119. – Art. 14509. <https://doi.org/10.17159/sajs.2023/14509>
56. Ahsan T., Chen J., Zhao X., Irfan M., Wu Y. Extraction and identification of bioactive compounds (eicosane and dibutyl phthalate) produced by *Streptomyces* strain KX852460 for the biological control of *Rhizoctonia solani* AG-3 strain KX852461 to control target spot disease in tobacco leaf // AMB Express. – 2017. – Vol. 7. – P. 1-9. <https://doi.org/10.1186/s13568-017-0351-z>
57. Lee D.S. Dibutyl phthalate, an alpha-glucosidase inhibitor from *Streptomyces melanosporofaciens* // J. Biosci. Bioeng. – 2000. – Vol. 89. – P. 271-273. [https://doi.org/10.1016/s1389-1723\(00\)88832-5](https://doi.org/10.1016/s1389-1723(00)88832-5)
58. Al-Bari M.A.A., Bhuiyan M.S.A., Flores M.E., Petrosyan P., Garcia-Varela M., Ul-Islam M.A. *Streptomyces bangladeshensis* sp. nov., isolated from soil, which produces bis-(2-ethylhexyl)phthalate // Int. J. Syst. Evol. Microbiol. – 2005. – Vol. 55. – P. 1973-1977. <https://doi.org/10.1099/ijs.0.63516-0>
59. Шафикова Т.Н., Омеличкина Ю.В., Бояркина С.В., Еникеев А.Г., Максимова Л.А., Семенов А.А. Обнаружение эндогенных фталатов у бактериальных патогенов растений и животных // Докл. Академии наук. – 2019. – Т. 484. – № 3. – С. 121-124. <https://doi.org/10.31857/S0869-56524841121-124>
60. Макарова Л.Е., Мориц А.С., Соколова Н.А., Петрова И.Г., Семенов А.А., Дударева Л.В., Третьякова М.С., Сидоров А.В. Изучение деградации п-фенил-2-нафтиламина бактериями *Rhizobium leguminosarum* bv. *viciae*, *Pseudomonas syringae* pv. *pisi*, *Clavibacter michiganensis* ssp. *sepedonicus* // Прикл. биохим. микробиол. – 2020. – Т. 56. – № 2. – С. 165-173. <https://doi.org/10.31857/S0555109920010122>
61. Rajamanikyam M., Vadlapudi V., Parvathaneni S.P., Koude D., Sripadi P., Misra S., Amanchy R., Upadhyayula S.M. Isolation and characterization of phthalates from *Brevibacterium mcbrellneri* that cause cytotoxicity and cell cycle arrest // EXCLI J. – 2017. – Vol. 16. – P. 375-387. <https://doi.org/10.17179/excli2017-145>
62. Keire D.A., Anton P., Faull K.F., Ruth E., Walsh J.H., Chew P., Quisimoro D., Territo M., Reeve J.R. Diethyl phthalate, a chemotactic factor secreted by *Helicobacter pylori* // J. Biol. Chem. – 2001. – Vol. 276. – P. 48847-48853. <https://doi.org/10.1074/jbc.M109811200>
63. Tian C., Ni J., Chang F., Liu S., Xu N., Sun W. Bio-Source of di-n-butyl phthalate production by filamentous fungi // Sci. Rep. – 2016. – Vol. 6. – № 1. – Art. 19791. <https://doi.org/10.1038/srep19791>
64. Lotfy M.M., Hassan H.M., Hetta M.H., El-Gendy A.O., Mohammed R. Phthalate, a major bioactive metabolite with antimicrobial and cytotoxic activity isolated from River Nile derived fungus *Aspergillus awamori* // Beni-Suef Univ. J. Basic Appl. Sci. – 2018. – Vol. 7. – № 3. – P. 263-269. <https://doi.org/10.1016/j.bjbas.2018.02.002>
65. Ye K., Ai H.L., Liu J.K. Identification and bioactivities of secondary metabolites derived from endophytic fungi isolated from ethnomedicinal plants of Tujia in Hubei province: a review // Natural Prod. Biopros. – 2021. – Vol. 11. – P. 185-205. <https://doi.org/10.1007/s13659-020-00295-5>
66. Savard M.E., Miller J.D., Blais L.A., Seifert R.F., Samson R.A. Secondary metabolites of *Penicillium bilaii* strain PB-50 // Mycopathologia. – 1994. – Vol. 127. – P. 19-27. <https://doi.org/10.1007/BF01104007>
67. Senthilkumar G., Madhanraj P., Panneerselvam A. Studies on the compounds and its antifungal potentiality of fungi isolated from paddy field soils of Jenbagapuram village, Thanjavur District, and South India // Asian J. Pharm. Res. – 2011. – Vol. 1. – № 1. – P. 19-21.
68. Amade P., Mallea M., Bouaicha N. Isolation, structural identification and biological activity of two metabolites produced by *Penicillium olsonii* Bainier and Sartory // J. Antibiot. – 1994. – Vol. 47. – P. 201-207. <https://doi.org/10.7164/antibiotics.47.201>
69. Semenov A.A., Enikeev A.G., Babenko T.A., Shafikova T.N., Gorshkov A.G. Phthalates – a strange delusion of ecologists // Теоретическая и прикладная экология. – 2021. – № 1. – С. 16-21. <https://doi.org/10.25750/1995-4301-2021-1-016-021>
70. Воеводина Т.С., Русанов А.М., Васильченко А.В., Верхошенцева Ю.П., Булгакова М.А., Сулейманов Р.Р. Экологическое нормирование почв и управление земельными ресурсами. – Оренбург: Оренбургский государственный университет, 2017. – 185 с.

71. Shariati S., Ebenau-Jehle C., Pourbabae A.A., Alikhani H.A., Rodriguez-Franco M., Agne M., Jacoby M., Geiger R., Shariati F., Boll M. Degradation of dibutyl phthalate by *Paenarthrobacter* sp. Shss isolated from Saravan landfill, Hyrcanian Forests, Iran // *Biodegradation*. – 2022. – Vol. 33. – P. 59-70. <https://doi.org/10.1007/s10532-021-09966-7>
72. Boll M., Geiger R., Junghare M., Schink B. Microbial degradation of phthalates: biochemistry and environmental implications // *Environmental Microbiology Reports*. – 2020. – Vol. 12. – № 1. – P. 3-15. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12787>
73. Ahuactzin-Perez M., Tlecuil-Beristain S., Garcia-Davila J., Santacruz-Juarez E., Gonzalez-Perez M., Concepcion Gutierrez-Ruiz M., Sanchez C. Kinetics and pathway of biodegradation of dibutyl phthalate by *Pleurotus ostreatus* // *Fungal Biol.* – 2018. – Vol. 122. – № 10 – P. 991-997. <https://doi.org/10.1016/j.funbio.2018.07.001>
74. Пьянкова А.А., Краева А.В., Нечаева Ю.И., Плотникова Е.Г. Выделение и характеристика штамма-деструктора дибутилфталата *Rhodococcus* sp. 5А-К4 // *Вестник Пермского университета. Серия Биология*. – 2024. – Вып. 3. – С. 309-317. <https://doi.org/10.17072/1994-9952-2024-3-309-317>
75. Puranik S., Shukla L., Kundu A., Kamil D., Paul S., Venkadasamy G., Salim R., Singh S.K., Kumar D., Kumar A. Exploring potent fungal isolates from sanitary landfill soil for in vitro degradation of dibutyl phthalate // *J. Fungi*. – 2023. – Vol. 9. – Art. 125. <https://doi.org/10.3390/jof9010125>
76. Савинова О.С., Шабаев А.В., Глазунова О.А., Еремин С.А., Фёдорова Т.В. Биодеструкция эфиров фталевой кислоты грибами белой гнили // *Прикл. биохим. микробиол.* – 2022. – Т. 58. – № 5. – С. 484-499. <https://doi.org/10.31857/S0555109922050142>
77. Савинова О.С., Шабаев А.В., Федорова Т.В. Биодеструкция эфиров фталевой кислоты грибом белой гнили *Peniophora lycii* // *Микробиология*. – 2023. – Т. 92. – № 3. – С. 310-317. <https://doi.org/10.31857/S0026365622600857>
78. Naveen K.V., Saravanakumar K., Zhang X. Anbazhagan K., Wang M. Impact of environmental phthalate on human health and their bioremediation strategies using fungal cell factory – a review // *Environ. Res.* – 2022. – Vol. 214. – Art. 113781. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113781>
79. Li Y., Gong S., Liu H., Li Y. Screening and diversity analysis of dibutyl phthalate degrading bacteria in agricultural soil in Chengdu, China // *PLoS ONE*. – 2024. – Vol. 19. – № 12. – Art. e0310979. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0310979>
80. Ястребова О.В., Пьянкова А.А., Плотникова Е.Г. Бактерии-деструкторы фталатов, выделенные из района промышленной добычи и переработки калийно-магниевых солей // *Прикл. биохим. микробиол.* – 2019. – Т. 55. – № 4. – С. 378-385. <https://doi.org/10.1134/S0555109919040159>
81. Ястребова О.В., Корсакова Е.С., Плотникова Е.Г. Характеристика бактерий семейства *Microsaccaceae*, выделенных из разных биотопов района солеразработок (Пермский край) // *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. – 2018. – Т. 20. – № 5(2). – С. 300-306.
82. Нечаева Ю.И., Пьянкова А.А., Плотникова Е.Г. Штамм-деструктор фталатов *Stutzerimonas* sp. SJ1gcor из почвы береговой зоны техногенного галошелочного водоема // *Вестник Пермского университета. Серия Биология*. – 2025. – Вып. 4. – С. 415-423. <https://doi.org/10.17072/1994-9952-2025-4-415-423>
83. Fang Y., Zhang L.S., Wang J., Zhou Y., Ye B.C. Biodegradation of phthalate esters by a newly isolated *Acinetobacter* sp. strain LMB-5 and characteristics of its esterase // *Pedosphere*. – 2017. – Vol. 27. № 3. – P. 606-615. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60355-2](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60355-2)
84. Li J., Zhang J., Yadav M.P., Li X. Biodegradability and biodegradation pathway of di-(2-ethylhexyl) phthalate by *Burkholderia pyrrocinia* B1213 // *Chemosphere*. – 2019. – Vol. 225. – P. 443-450. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.194>
85. Zhang H., Lin Z., Liu B., Wang G., Weng L., Zhou J., Hu H., He H., Huang Y., Chen J., Ruth N., Li C., Ren L. Bioremediation of di-(2-ethylhexyl) phthalate contaminated red soil by *Gordonia terrae* RL-JC02: characterization, metabolic pathway and kinetics // *Sci. Total Environ.* – 2020. – Vol. 733. – Art. 139138. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139138>

86. Wu X., Wang Y., Dai Q., Liang R., Jin D. Isolation and characterization of four di-n-butyl phthalate (DBP)-degrading *Gordonia* sp. strains and cloning the 3,4-phthalate dioxygenase gene // World J. Microbiol Biotechnol. – 2011. – Vol. 27. – P. 2611-2617. <https://doi.org/10.1007/s11274-011-0734-2>
87. Kumar V., Maitra S.S. Biodegradation of endocrine disruptor dibutyl phthalate (DBP) by a newly isolated *Methylobacillus* sp. V29b and the DBP degradation pathway // 3 Biotech. – 2016. – Vol. 6 – Art. 200. <https://doi.org/10.1007/s13205-016-0524-5>
88. Wu X., Wang Y., Liang R., Dai Q., Chao W. Degradation of di-n-butyl phthalate by newly isolated *Ochrobactrum* sp. // Bull Environ Contam Toxicol. – 2010. – Vol. 85 – Art. 235-237. <https://doi.org/10.1007/s00128-010-0080-3>
89. Mondal M., Gayen S., Chatterjee S. Biodegradation of phthalates DIBP, DMP, and DEP by *Paenarthrobacter* sp. strain PH1 - analysis of degradation, pathway, and its bioremediation potentiality in soil microcosm // World J. Microbiol. Biotechnol. – 2025. – Vol. 41. – Art. 229. <https://doi.org/10.1007/s11274-025-04459-8>
90. Yi Y., Wang Y., Liu W., Zhu J., Gu M., Jia Q., Li X., Mutalifu M., Jiang L., Zhang W., Zhang Z. Screening, identification, metabolic pathway of di-n-butyl phthalate degrading *Priestia megaterium* P-7 isolated from long-term film mulched cotton field soil in Xinjiang // Front. Microbiol. – 2025. – Vol. 16. – Art. 1538746. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1538746>
91. Zhao H., Du H., Feng N., Xiang L., Li Y., Li H., Cai Q., Mo C. Biodegradation of di-n-butylphthalate and phthalic acid by a novel *Providencia* sp. 2D and its stimulation in a compost-amended soil // Biol Fertil Soils. – 2016. – Vol. 52. – P. 65-76. <https://doi.org/10.1007/s00374-015-1054-8>
92. Sungkeeree P., Whangsuk W., Dubbs J., Mongkolsuka S., Loprasert S. Biodegradation of endocrine disrupting dibutyl phthalate by a bacterial consortium expressing *Sphingobium* sp. SM42 esterase // Process Biochemistry. – 2016. – Vol. 51. – P. 1040-1045. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2016.04.014>
93. Mahajan R., Verma S., Kushwaha M., Singh D., Akhter Y., Chatterjee S. Biodegradation of dinbutyl phthalate by psychrotolerant *Sphingobium yanoikuyae* strain P4 and protein structural analysis of carboxylesterase involved in the pathway // International Journal of Biological Macromolecules. – 2019. – Vol. 122. – P. 806-816. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.10.225>
94. Cheng J., Liua Y., Wana Q., Yuan L., Yu X. Degradation of dibutyl phthalate in two contrasting agricultural soils and its long-term effects on soil microbial community // Science of the Total Environment. – 2018. – Vol. 640–641. – P. 821-829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.336>
95. Wang J., Zhang M.Y., Chen T., Zhu Y., Teng, Y., Luo, Y.M., Christie P. Isolation and identification of a di-(2-ethylhexyl) phthalate-degrading bacterium and its role in the bioremediation of a contaminated soil // Pedosphere. – 2015. – Vol. 25. – № 2. – P. 202-211. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60005-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60005-4)
96. Yang T., Ren L., Jia Y., Fan S., Wang J., Wang J., Nahurira R., Wang H., Yan Y. Biodegradation of di-(2-ethylhexyl) phthalate by *Rhodococcus ruber* YC-YT1 in contaminated water and soil // Int. J. Environ. Res. Public Health. – 2018. – Vol. 15. – Art. 964. <https://doi.org/10.3390/ijerph15050964>
97. Kong X, Jin D, Tai X, Yu H, Duan G, Yan X, Pan J, Song J, Deng Y. Bioremediation of dibutyl phthalate in a simulated agricultural ecosystem by *Gordonia* sp. strain QH-11 and the microbial ecological effects in soil // Sci. Total. Environ. – 2019. – Vol. 667. – P. 691-700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.385>
98. Bai N., Li S., Zhang J., Zhang H., Zhang H., Zheng X., Lv W. Efficient biodegradation of DEHP by CM9 consortium and shifts in the bacterial community structure during bioremediation of contaminated soil // Environ. Pollut. – 2020. – Vol. 266. – Art. 115112. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115112>
99. Назаров А.В. Биоремедиация грунта, загрязненного синтетическими соединениями // Вестник Пермского национального исследовательского политехнического университета. Химическая технология и биотехнология. – 2020. – № 4. – С. 7-17. <https://doi.org/10.15593/2224-9400/2020.4.01>
100. Kumar D., Shukla L., Nain L., Singh S.B. Bacterial consortium for efficient degradation of di-ethyl phthalate in soil microcosm // Environ. Sust. – 2021. – Vol. 4. – P. 797-804. <https://doi.org/10.1007/s42398-021-00199-1>

101. Ren C., Wang Y., Wu Y., Li L. Complete degradation of di-*n*-butyl phthalate by *Glutamicibacter* sp. strain 0426 with a novel pathway // *Biodegradation*. – 2024. – Vol. 35. – P. 87-99. <https://doi.org/10.1007/s10532-023-10032-7>
102. Cai Q.Y., Mo C.H., Zeng Q.Y., Wu Q.T. Férard, J.F., Antizar-Ladislao, B. Potential of *Ipomoea aquatica* cultivars in phytoremediation of soils contaminated with di-*n*-butyl phthalate // *Environ. Exp. Bot.* – 2008. – Vol. 62. – P. 205-211. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2007.08.005>
103. Ma T.T., Luo Y.M., Christie P., Teng Y., Liu W. Removal of phthalic esters from contaminated soil using different cropping systems: a field study // *Eur. J. Soil Biol.* – 2012. – Vol. 50. – P. 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.12.001>
104. Wu K.J., Dumat C., Li H.Q., Xia H.P., Li Z., Wu J.T. Responses of soil microbial community and enzymes during plant-assisted biodegradation of di-(2-ethylhexyl) phthalate and pyrene // *Int. J. Phytorem.* – 2019. – Vol. 21. – № 7. – P. 683-692. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1556586>
105. Liu A., Wang W., Chen X., Zheng X., Fu W., Wang G., Ji J., Guan C. Phytoremediation of dehp and heavy metals co-contaminated soil by rice assisted with a PGPR consortium: insights into the regulation of ion homeostasis, improvement of photosynthesis and enrichment of beneficial bacteria in soil // *Environ. Pollut.* – 2022. – Vol. 314. – Art. 120303. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120303>
106. Cai X., Chen K., Zheng L., Guan H., Hao T., Zhou W., Yang J., Qi L., Guan C. Enhanced dimethyl phthalate phytoremediation efficiency by C4-HSL-assisted *Bacillus* sp. YT2: Roles of rhizosphere microbiome-plant interaction // *J. Environ. Chem. Eng.* – 2025. – Vol. 13. – Art. 120018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.120018>
107. Wild S.R., Jones K.C. Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock // *Sci. Total Environ.* – 1992. – Vol. 119. – P. 85-119. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90258-T](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90258-T)

Благодарности:

Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (124020500028–4).

Для цитирования:

Назаров А.В. Диалкиловые эфиры фталевой кислоты в почвах, биодegradация фталатов и биоремедиация загрязненных почв // *Вестник Пермского федерального исследовательского центра*. – 2026. – № 2. – С. 97–114. <https://doi.org/10.7242/2658-705X/2026.2.7>

Сведения об авторе:

Назаров Алексей Владимирович, кандидат биологических наук, доцент, старший научный сотрудник лаборатории микробиологии техногенных экосистем, Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиал Пермского федерального исследовательского центра УрО РАН («ИЭГМ УрО РАН»), 614081, г. Пермь, ул. Голева, д. 13; e-mail: nazarov@iegm.ru, ORCID: 0000-0003-4753-4061

DIALKYL ESTERS OF PHTHALIC ACID IN SOILS, BIODEGRADATION OF PHTHALATES AND BIOREMEDIATION OF POLLUTED SOILS

Nazarov A.V.

Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms UB RAS, Perm

An overview of dialkyl esters of phthalic acid (PAEs) in soils is provided. PAEs are ubiquitous in soils. The most commonly detected PAEs in soils are dibutyl phthalate, diethylhexyl phthalate, dimethyl phthalate, diethyl phthalate, and diisobutyl phthalate. They are known to have toxic, carcinogenic, and teratogenic effects, and are capable of binding to cell receptors and disrupting hormonal regulation in living organisms. Therefore,

the presence of these compounds in soils can potentially have a negative impact on humans and other living organisms. Sources of PAEs in soils include anthropogenic pollution and the biological synthesis of these substances by plants and microorganisms. Among soil microorganisms, the ability to degrade PAEs was found in fungi (*Aspergillus flavus*, *Agrocybe praecox*, *Crucibulum leave*) and bacteria of the following genera: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Burkholderia*, *Delftia*, *Dietzia*, *Enterobacter*, *Erythrobacter*, *Glutamicibacter*, *Gordonia*, *Halomonas*, *Ideonella*, *Idiomarina*, *Kluyvera*, *Marinobacter*, *Martelella*, *Methylobacillus*, *Oceanisphaera*, *Ochrobactrum*, *Paenarthrobacter*, *Phytobacter*, *Priestia*, *Providencia*, *Pseudoarthrobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, *Sphingobium*, *Stappia*, *Stutzerimonas*, *Variovorax*. The main existing technologies for soil remediation are the introduction of phthalate-degrading bacteria (bioaugmentation) and the use of plants for soil remediation (phytoremediation). It is concluded that soil phthalate-degrading bacteria remain understudied, requiring a more comprehensive study of their distribution, their role in ecosystems, and impact on human health.

Keywords: *phthalic acid esters, toxicity, soils, biodegradation, bioremediation*

Поступила в редакцию: 24.11.2025

Принята к публикации: 05.06.2026