

ЭКОЛОГИЯ

Известия Саратовского университета. Новая серия. Серия: Химия. Биология. Экология.

2025. Т. 25, вып. 2. С. 205–234

Izvestiya of Saratov University. Chemistry. Biology. Ecology, 2025, vol. 25, iss. 2, pp. 205–234

<https://ichbe.sgu.ru>

<https://doi.org/10.18500/1816-9775-2025-25-2-205-234>

EDN: ХСЕТОК

Обзорная статья

УДК 504.4.054+628.16

От традиционных процессов адсорбции до биоремедиации: современные технологии очистки природных вод от загрязнителей

О. В. Салищева  , Р. А. Ворошилин

Кемеровский государственный университет, Россия, 650000, г. Кемерово, ул. Красная, д. 6

Салищева Олеся Владимировна, доктор химических наук, доцент, заведующий кафедрой общей и неорганической химии, onh@kemstu.ru, <https://orcid.org/0000-0003-1885-2060>

Ворошилин Роман Алексеевич, кандидат технических наук, доцент, директор Института инженерных технологий, заведующий лабораторией экологического инжиниринга, rom.vr.22@mail.ru, <https://orcid.org/0000-0001-7259-3085>

Аннотация. Актуальность исследования определяется тем, что деятельность человека привела к усилению антропогенного воздействия на окружающую среду. Различные загрязняющие вещества из большого количества сбросов коммунальных, производственных и медицинских сточных вод повсеместно распространены в природной водной среде. Новые загрязнители – это синтетические или природные химические вещества или любые микроорганизмы, которые обычно не контролируются в окружающей среде. Однако возникающие загрязнители могут попадать в окружающую среду и вызывать известные или предполагаемые неблагоприятные последствия для окружающей среды или здоровья человека. Сложность использования традиционных методов очистки природных вод связана с проблемами масштабирования систем очистки и регенерации или утилизации побочных продуктов. Большая часть исследований по очистке природных водоемов в последние годы сосредоточена на использовании процессов фазового перехода, включая адсорбцию в различных твердых матрицах и ионный обмен, применение мембранный фильтрации, фитотехнологии, химических и биологических методов очистки, а также усовершенствованные процессы окисления. Высокую эффективность показывает адсорбционная очистка водных объектов с использованием комбинированных природных фильтрационных систем, в которых сочетаются физические процессы сорбции и химические процессы биодеградации. Эффективным экологическим и инженерным решением является восстановление пресных водоемов с использованием искусственно созданных плавучих водно-болотных угодий. Показано преимущество биологических методов как наиболее используемых и успешных, что обусловлено их высокой эффективностью и экологичностью. Обзор имеющихся в настоящее время технологий удаления новых загрязнителей из водных экосистем показал, что в технологии задействованы различные физические, химические и биологические процессы. Развитие научных исследований о распространенности опасных загрязнителей в окружающей среде является результатом повышенного внимания ученых к экологическим проблемам, направленного на содействие более рациональному использованию природных ресурсов.



НАУЧНЫЙ
ОТДЕЛ



Ключевые слова: природные воды, загрязнители, очистка воды, адсорбция, мембранные технологии, технология биоремедиации, биологическая очистка, усовершенствованные процессы окисления, коагуляция, флокуляция

Финансирование. Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Кузбасса по программе создания научных лабораторий под руководством молодых ученых для проведения прикладных научных исследований и направленных на достижение целей государственной программы Кемеровской области – Кузбасса «Наука и университеты Кузбасса» на 2022–2026 годы, соглашение № 6 от 23.11.2022 г.

Для цитирования: Салищева О. В., Ворошилин Р. А. От традиционных процессов адсорбции до биоремедиации: современные технологии очистки природных вод от загрязнителей // Известия Саратовского университета. Новая серия. Серия: Химия. Биология. Экология. 2025. Т. 25, вып. 2. С. 205–234. <https://doi.org/10.18500/1816-9775-2025-25-2-205-234>, EDN: XCETOK

Статья опубликована на условиях лицензии Creative Commons Attribution 4.0 International (CC-BY 4.0)

Review article

From traditional adsorption processes to bioremediation: Modern technologies for purifying natural waters from pollutants

O. V. Salishcheva , R. A. Voroshilin

Kemerovo State University, 6 Krasnaya St., Kemerovo 650000, Russia

Olesya V. Salishcheva, onh@kemsu.ru, <https://orcid.org/0000-0003-1885-2060>

Roman A. Voroshilin, rom.vr.22@mail.ru, <https://orcid.org/0000-0001-7259-3085>

Abstract. The relevance of the study is determined by the fact that human activity has led to an increase in the anthropogenic impact on the environment. Various pollutants from a large number of discharges of municipal, industrial and medical wastewater are ubiquitous in the natural aquatic environment. Emerging pollutants are synthetic or naturally occurring chemicals or any microorganisms that are not normally monitored in the environment. But emerging pollutants may enter the environment and cause known or suspected adverse environmental or human health effects. The complexity of using traditional methods of natural water treatment is associated with the problems of scaling up treatment systems and regenerating or disposing of by-products. Most of the research on the purification of natural water bodies in recent years has focused on the use of phase change processes, including adsorption in various solid matrices and ion exchange, the use of membrane filtration, phytotechnology, chemical and biological treatment methods, and advanced oxidation processes. High efficiency is shown by adsorption purification of water bodies using combined natural filtration systems, in which physical processes of sorption and chemical processes of biodegradation are combined. An effective ecological and engineering solution is the restoration of freshwater bodies using artificially created floating wetlands. The advantage of biological methods as the most used and successful, due to their high efficiency and environmental friendliness, is shown. A review of current technologies available to remove emerging pollutants from water ecosystems showed that different physical, chemical and biological processes are involved. The development of scientific research on the prevalence of hazardous pollutants in the environment is the result of the increased attention of scientists to environmental problems aimed at promoting a more rational use of natural resources.

Keywords: natural waters, pollutants, water purification, adsorption, membrane technologies, bioremediation technology, biological treatment, advanced oxidation processes, coagulation, flocculation

Acknowledgements. The work was carried out with the funding of the Ministry of Science and Higher Education of Kuzbass under the program for the creation of scientific laboratories under the guidance of young scientists for applied scientific research and aimed at achieving the goals of the state program of the Kemerovo Region – Kuzbass "Science and Universities of Kuzbass" for 2022–2026, agreement No. 6 dated 11/23/2022.

For citation: Salishcheva O. V., Voroshilin R. A. From traditional adsorption processes to bioremediation: Modern technologies for purifying natural waters from pollutants. *Izvestiya of Saratov University. Chemistry. Biology. Ecology*, 2025, vol. 25, iss. 2, pp. 205–234 (in Russian). <https://doi.org/10.18500/1816-9775-2025-25-2-205-234>, EDN: XCETOK

This is an open access article distributed under the terms of Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC-BY 4.0)

Введение

Возникающие загрязнители (*emerging contaminants* – ECs) представляют собой синтетические или встречающиеся в природе химические вещества или любые микроорганизмы, которые обычно не отслеживаются в окружающей среде, но могут попасть в окружающую среду и вызвать известные или предполагаемые

неблагоприятные экологические последствия или последствия для здоровья человека. При сохранении в окружающей среде загрязнители могут нарушать физиологию целевых рецепторов, поэтому и признаны загрязняющими веществами, вызывающими экологические проблемы [1].

Присутствие загрязняющих химических веществ в окружающей среде вызывает большое

беспокойство, учитывая, что они появляются не по отдельности, а в виде сложной смеси, которая может привести к нежелательным синергетическим эффектам.

Поскольку здоровая водная экосистема опирается на сложную сеть взаимодействия между растениями, животными и другими живыми организмами, обитающими в системе и прямо или косвенно влияющими друг на друга, вредное воздействие на одно из сообществ может привести к цепному эффекту и поставить под угрозу всю экосистему.

Проблема загрязнения водной среды

Загрязнение водной среды происходит, когда загрязняющее вещество попадает в водоемы и достигает критического предела накопления в системе. Как правило, источники загрязнения воды подразделяются на точечные и неточечные источники загрязнения [2]. Контролировать неточечные источники загрязнения достаточно сложно, так как они опосредованно поставляют загрязняющие вещества в близлежащие водоемы. К таким источникам относятся загрязняющие вещества, которые вместе с дождевой водой выносятся в почву и систему подземных вод. Таким образом, в некоторых местах довольно часто можно обнаружить, что система подземных вод загрязнена химическими удобрениями, пестицидами, токсичными тяжелыми металлами и их фильтратами [3].

К числу крупных неточечных источников загрязнения вод относятся сбросы сточных вод и химических удобрений, богатых фосфатами и нитратами. При избыточном уровне эти нитраты и фосфаты способствуют росту водорослей и водных растений. Неудержимый рост водорослей и мелких растений засоряет водотоки, расходует растворенный кислород на разложение сложного вещества и, в конечном итоге, блокирует проникновение солнечного света в более глубокие слои воды. Этот процесс называется эвтрофикацией [4], идет медленное увеличение количества органических веществ и отложений в водоемах. Этот процесс угрожающе воздействует на водные существа, поскольку нарушает способность дыхания рыб и других беспозвоночных, обитающих в воде [5]. Другой причиной загрязнения воды является ил и взвешенные вещества, переносимые вместе с дождевой водой с полей, городских территорий, строительных площадок [6, 7].

Природа загрязняющих веществ может быть разнообразной, включая органические и

неорганические загрязнители. Органические загрязнители могут включать полихлорированные бифенилы, гексахлорбензол, полибромированные дифенилэфиры, полициклические ароматические углеводороды, пестициды, такие как линдан и дихлордифенилтрихлорэтан (ДДТ). Эти химические вещества, обладающие высокой токсичностью, высокой стойкостью и способностью к биоаккумуляции, часто называют стойкими органическими загрязнителями, поскольку они могут оставаться в водоемах в течение более длительного периода времени даже после удаления первоначального источника, поскольку они устойчивы к разложению и имеют тенденцию сильно связываться с отложениями в водных системах из-за их гидрофобности [5]. Они не так легко метаболизируются и удаляются из тел высших организмов, поэтому накапливаются в их липидных тканях. Такой процесс называется биоаккумуляцией [8]. Живые организмы больше всего страдают от стойких органических загрязнителей, находящихся на самом верхнем трофическом уровне пищевой цепи [6, 9].

Неорганические загрязнители включают тяжелые металлы, радионуклиды, неорганические соли, микроэлементы и их соединения, комплексы металлов с органическими соединениями, цианиды и сульфаты и т.д. [10]. Эти соединения не поддаются разрушению и могут сохраняться в окружающей среде в течение более длительного периода времени [11]. Некоторые из них выполняют биологические функции в росте растений, тогда как другие являются токсичными и вызывают различные заболевания живых организмов. По уровню токсичности тяжелые металлы можно разделить на чрезвычайно ядовитые, включая Cd, Se, Hg, As, Pb, Zn; умеренно ядовитые, в том числе Co, Ni, Cr, Cu, Mo; наименее токсичные включают Mn, Sr, Ba [12].

Повсеместное распространение большого количества потенциально токсичных загрязняющих веществ в окружающей среде подкрепляет необходимость лучшего понимания их возникновения, судьбы и воздействия на окружающую среду. Содержание токсикантов в окружающей среде зависит от антропогенной нагрузки на конкретную территорию [13]. Особое внимание уделяется нерегулируемым следовым количествам органических загрязняющих соединений, включая фармацевтические препараты, запрещенные наркотики и средства

личной гигиены, противомикробные препараты, солнцезащитные средства, консерванты, концентрацию которых ранее не удавалось определить из-за отсутствия аналитического подхода скрининга данных веществ [14].

Тестирование водной экотоксичности загрязняющих химических веществ проводится в контролируемых лабораторных условиях, которое включает определение острой токсичности соединения для конкретных видов-индикаторов. Методы определения токсичности водных сред основаны на способности тест-объектов, таких как водоросли, простейшие и другие тест-организмы, реагировать на присутствие в водной среде веществ, представляющих опасность для их жизнедеятельности. Например, токсичность оценивают методом исследования двигательной активности ракообразных *Daphnia magna* [14]. Общий подход состоит в том, чтобы классифицировать вещества с EC₅₀ от 10 до 100 мг×л⁻¹ как вредные, от 1 до 10 мг×л⁻¹ – как токсичные, а вещества < 1 мг×л⁻¹ – как очень токсичные для водных организмов. Информация об экотоксичности отдельных химических веществ имеется в литературе. Зная химический состав загрязнителей и методику их обнаружения, можно установить содержание токсиканта и отслеживать изменения его концентрации во времени в зависимости от сезонности и других факторов, включая природные катаклизмы.

Химический анализ также должен быть подкреплен новыми биоаналитическими методами (например, метаболомикой). В противном случае такая информация была бы упущена традиционными токсикологическими тестами, основанными на конечных точках, таких как рост, гибель и размножение для ограниченного числа видов-индикаторов. Необходимы долгосрочные исследования с участием нескольких поколений на разных трофических уровнях, которые могут моделировать условия окружающей среды и концентрации поступающих загрязняющих веществ. Это помогло бы установить экологическое воздействие наблюдаемых концентраций загрязнителей различной природы в окружающей среде.

Технологии очистки природных вод от загрязнителей

Результаты обзора современных технологий, доступных для очистки водных экосистем, показывают, что используются различные физические, химические и биологические процессы. Большинство исследований в последние

годы были сосредоточены на использовании процессов фазового перехода, включая адсорбцию в различных твердых матрицах и ионный обмен, применении мембранный фильтрации, фитотехнологии, методов химической и биологической очистки, усовершенствованных процессов окисления.

Технологии фазового перехода: адсорбция. Физико-химические механизмы могут способствовать удалению загрязняющих веществ из водных систем. Адсорбция на межфазной границе «жидкость – твердое вещество» приводит к уменьшению содержания растворенных веществ и их концентрированию на поверхности адсорбирующего материала. Процесс извлечения идет до момента установления адсорбционного равновесия, после установления которого чистый обмен между двумя фазами, а значит и удаление из водной фазы вещества не будет происходить [15]. В случае высокого сродства химического загрязнителя к твердым органическим веществам адсорбция протекает эффективно, например, в [16] было показано, что антибиотики офлоксацин и ципрофлоксацин удаляются путем сорбции из вод. Связывание химических загрязнителей с растворенным органическим веществом может способствовать сохранению первых в водной фазе экологических матриц. Кроме того, образование связанных комплексов загрязняющих веществ с растворенным органическим веществом может ввести затруднения при обнаружении химических веществ во время анализа.

Были проведены обширные исследования по адсорбции различных загрязняющих веществ различными адсорбентами. По сравнению с другими методами удаления загрязняющих веществ, адсорбция (процесс в технологическом плане) проще, приводит к меньшему образованию осадка и считается экологичным процессом с низкими инвестиционными затратами [17]. Однако, поскольку это фазово-изменяющая технология, основанная на улавливании загрязнителей на поверхности или в порах твердого материала, она не обязательно приводит к химическому разложению или трансформации загрязняющих веществ и предполагает последующий процесс утилизации или регенерации использованного адсорбента.

Углеродсодержащие материалы являются предпочтительными адсорбентами для удаления химических загрязнителей из-за их высокой пористости, большого разнообразия

функциональных групп, настраиваемой функциональности поверхности при модификации и большой адсорбционной емкости. Кроме того, углеродные материалы имеют низкую стоимость, высокую доступность и обладают химической стойкостью. Преобладающим механизмом адсорбции, который имеет место при удалении химических веществ с помощью углей, является электростатическое взаимодействие и, в меньшей степени, комплексообразование, хемосорбция, π-π взаимодействия, дисперсионные взаимодействия, водородные связи [18–21] (рис. 1).

Наиболее изученными адсорбентами на основе углерода являются активированные угли (которые на сегодняшний день используются наиболее часто), древесный уголь, биоуголь, углеродные нанотрубки, графен и фуллерены. Авторами работы [17] приведен сравнительный анализ некоторых адсорбентов со специфическим средством к ионам тяжелых металлов: ковалентные органические каркасы, многослойные углеродные нанотрубки, цеолиты, хитозаны, графен.

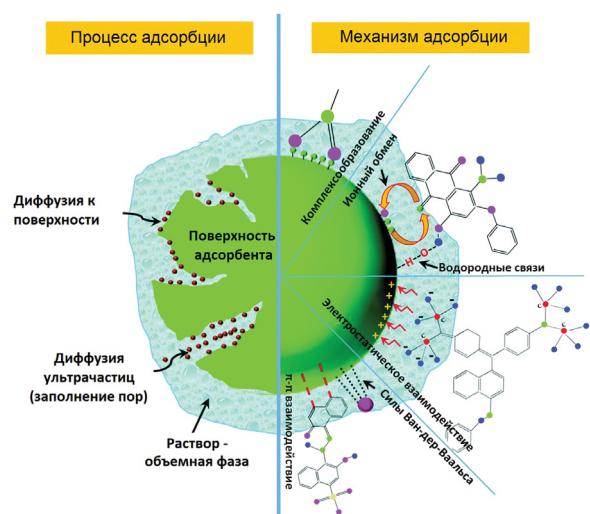


Рис. 1. Различные механизмы адсорбции загрязняющих веществ на пористом адсорбенте. Цит. по: [22], опубликовано под лицензией Creative Commons Attribution 3.0 Unported license

Fig. 1. Different mechanisms of adsorption of contaminants on a porous adsorbent. Quoted from [22], published under license Creative Commons Attribution 3.0 Unported license

В работе [23] представлены результаты по очистке природных водоемов от радионуклидов, в частности, сорбционное концентрирование радионуклида ^{90}Sr из водных растворов

в статических и динамических условиях с применением природного алюмосиликата – глауконита, гранулированного со связующим – водопроводной водой. Отмечено, неуглеродные материалы природного происхождения имеют преимущества перед синтетическими сорбентами в случае очистки большого объема. По структуре и физико-химическим параметрам их разделяют на слоистые и слоисто-ленточные силикаты (вермикулит, монтмориллонит, каолинит, шабазит, модернит, клиноптиолит, глауконит и др.) и дисперсные кремнистые опал-кристобалитовые породы (кремнеземы) осадочного происхождения, на 68–99 % состоящие из аморфного диоксида кремния (опоки, трепела, диатомиты). Эти материалы сочетают относительно низкую себестоимость с хорошими сорбционными характеристиками. Кроме того, такие сорбенты обладают значительной устойчивостью к радиационному излучению. Важнейшим преимуществом сорбентов на основе природных алюмосиликатов является доступность и экологическая безопасность, что позволяет предлагать эффективные решения по очистке природных и сточных вод для различных регионов страны с использованием сорбентов, полученных на основе местного минерального сырья.

Некоторые минералы и неорганические материалы, такие как глина, цеолиты, наночастицы MgO , оксид алюминия, диоксид кремния или ионообменные смолы, также обладают способностью удалять загрязняющие вещества из воды. Ионообменные смолы используют для удаления тяжелых металлов и других токсичных ионов, а также при умягчении воды. Разработано множество синтетических смол, обладающих большой адсорбционной способностью и улучшенными механическими свойствами [24, 25].

Точно так же глинистые минералы используются в качестве адсорбентов тяжелых металлов и органических химических загрязнителей. Глины обладают высокой пористостью, большой площадью поверхности. Природные и модифицированные глины эффективно используются в качестве адсорбентов в сточных водах, на свалках, разливах нефти и т. д. Одними из наиболее изученных глин являются монтмориллонит, сапонит, бентонит, каолинит и вермикулит [26, 27]. В последнее время столбчатые глины привлекают значительное внимание, поскольку их можно комбинировать

с полупроводниками для увеличения площади их поверхности и каталитической активности в отношении деградации химических загрязнителей при применении окислительно-восстановительных процессов [20].

Биосорбция или биоремедиация использует биомассу в качестве адсорбентов или других материалов, созданных из биомассы. Этот тип обработки дешевле, чем другие передовые технологии, учитывая широкий спектр доступных биоматериалов, а также представляет собой альтернативу утилизации сельскохозяйственных отходов. Использование биомассы в качестве адсорбентов подразумевает несколько механизмов удаления, таких как ионный обмен, реакции комплексообразования, электростатическое взаимодействие [28–30].

В качестве сорбентов можно использовать природные пористые углеродосодержащие материалы, как промышленные отходы, так и модифицированное дешевое углеродное сырье. Исследования биосорбентов, таких как бактерии, водоросли, грибы, растительная биомасса, хитозан, кожура и семена фруктов, лигнокеллюлозные материалы, короткие конопляные волокна, скорлупа креветок, рис или ореховая скорлупа, показали большой потенциал данных материалов в удалении загрязняющих веществ различной природы. Биосорбенты, в состав которых входит целлюлоза, лигнин, хитин, клетчатка, пектин, проявляют высокую эффективность и селективность. Они способны прочно связать такие опасные вещества, как антибиотики, радионуклиды, пестициды [31–37].

В [38] исследована возможность использования полученной из отходов зернового производства технической целлюлозы, а также поверхностно-модифицированных сорбентов на ее основе для очистки радиоактивно-загрязненных природных вод от радионуклидов цезия, стронция и иттрия. В случае использования в качестве сорбента модифицированной целлюлозы получены высокие сорбционно-кинетические характеристики, обеспечивающие ее эффективное применение для восстановления природных водоемов, очистки природных вод и технологических растворов от долгоживущих осколочных радионуклидов [38].

В работе [32] изучена адсорбционная емкость верхового торфа и древесных опилок. Эффективность адсорбционной очистки воды от ионов хрома(VI) с применением торфа составила 90%, от ионов железа(III) – 98% при

продолжительности процесса 20 мин. Время наступления адсорбционного равновесия в случае применения древесных опилок 40–60 мин, степень очистки составила 80%.

Очистка водных объектов от нефти и нефтепродуктов является одной из самых сложных и трудоемких задач в аспекте ликвидации аварийных разливов нефти. Сложность очистки природных водных объектов связана с динамичной водной средой и разнообразием процессов трансформации нефти, которые происходят в воде [39]. Наиболее развитыми являются технологии и средства сбора нефти и нефтепродуктов с поверхности водных объектов. Экономически приемлемые и экологически обоснованные технологии очистки донных отложений от нефти и нефтепродуктов на технологическом рынке представлены в минимальных количествах, зачастую неприменимы в условиях природных водных объектов [40].

Очистка водоемов от техногенных или природных отложений может осуществляться механизированным и гидромеханизированным методом. Механизированная разработка донных отложений предполагает полное опорожнение водоема и изъятие обнажившихся донных отложений экскаватором. Данный способ приводит к полному разрушению сложившейся экосистемы. При гидромеханизированном способе донные отложения поднимаются со дна водоема при помощи земснаряда. Осушение водоема не требуется, и сам водоем и прилегающая территория подвержена меньшему стрессу, чем при механизированной очистке. Однако объем перекачиваемых донных отложений становится в 2–5 раз больше объема донных отложений в естественной залежи по причине их разбавления водой средствами гидромеханизации для достижения реологического состояния, пригодного для гидротранспорта. Содержание сухого вещества в пульпе органогенных донных отложений, подаваемых земснарядом, составляет, как правило, не более 10%.

Для уменьшения объема изъятого грунта и придания ему состояния, пригодного для транспортировки и планирования на местности, возникает задача обезвоживания донных отложений в геотекстильных контейнерах. В сфере обезвоживания сырья, шламов и осадков сточных вод более 150 лет используются так называемые фильтрующие мешки (конверты), подвешиваемые на опору беспрепятственного схода влаги. Геоконтейнер – высокопрочный

проницаемый геотекстиль, сформированный в овальную «трубу», в котором происходит процесс гравитационного обезвоживания разнообразных суспензий. Геотекстильный материал изготавливается из нитей полипропилена высокой плотности, соединенных в прочную ткань с устойчивым положением нитей относительно друг друга для создания тонкой структуры пор. Выделяющаяся из контейнеров вода не содержит значимого количества взвешенных веществ. Как правило, она полностью соответствует качеству воды в водоеме и отводится обратно в водоем без ограничений.

Для извлечения металлов-токсикантов из воды загрязненного водоема возможно использовать модифицированные мертвые растения и синтетические адсорбенты, что устраняет основные ограничения «классического» варианта фиторемедиации. Применение синтетических сорбентов для обработки больших объемов вод требует устранения процедур фильтрования, обычно применяемых при очистке сточных вод. Эта задача может быть решена при использовании погружных устройств на основе сорбентов, закрепленных на пористом материале. Такое устройство можно легко удалить из водоема вместе с сорбированными токсикантами и регенерировать для повторного использования, что невозможно реализовать с живыми растениями в методах фиторемедиации. Кроме того, в процессах регенерации сорбента металлы извлекаются в виде раствора, что позволяет их повторно использовать вместо захоронения твердых отходов. Такие растворы представляют собой «жидкие руды» – поликомпонентное сырье, в котором минералы находятся в технологически оптимальной форме.

Таким образом, погружной вариант использования синтетического сорбента, закрепленного на пористой матрице, перспективен для извлечения тяжелых металлов из загрязненного водоема без применения процедур фильтрации. В исследовании [41] моделировалась ситуация загрязнения водоема дренажными водами, взятыми из пруда-отстойника вблизи металлургического завода. Исследуемый объект одновременно содержал ионы Cd, Co, Cu, Ni, Pb и Zn. При этом оценивалось воздействие погружного устройства (с закрепленным гибридным сорбентом на основе мезопористого углерода и гуминовых кислот) на естественное сообщество планктона организмы в процессах ремедиации загрязненного водоема.

Показано, что удаление токсичных металлов гибридным сорбентом с изоляцией части водной толщи, неизбежной при проведении эксперимента, меняло соотношение обилия отдельных групп фитопланктона, но не приводило к радикальной смене сообщества. Такая же картина наблюдалась и для зоопланктона. Снижение концентрации тяжелых металлов в воде за счет сорбции на сорбенте создает условия для достаточно быстрого восстановления воспроизводства организмов фитопланктона, позволяет сохранить видовое разнообразие всех групп зоопланктона и способствует быстрому восстановлению исходной структуры планктона сообществ. Без использования сорбента происходит выпадение большей части фильтрующих организмов зоопланктона, обеднение видового состава и развитие более устойчивых к токсическому воздействию веслоногих раков.

Полученные в ходе эксперимента данные показали перспективность применения погружных устройств с гибридными сорбентами для ремедиации как техногенных, так и природных водоемов, загрязненных тяжелыми металлами. Предлагаемые гибридные сорбенты на основе мезопористого углерода и гуминовых кислот обеспечивают быстрое и эффективное удаление токсикантов и восстановление структуры и численности естественных сообществ фито- и зоопланктона [41].

В [42] описано изобретение по созданию природного фильтра для очистки от мусора и вредных примесей биологического происхождения. Система биологической фильтрации искусственных и природных водоемов включает зону регенерации в виде искусственно созданного природного фильтра очистки от мусора и вредных примесей биологического происхождения. В зависимости от конфигурации зоны регенерации фильтр содержит стену или шахту из крупных камней и/или блоков скальных нерастворимых пород камня, образующих емкость, заполненную слоями гранитного гравия, щебня и отсевом фракции от крупной к мелкой, а также отсевом шунгита и песками мелких фракций. На поверхность зоны регенерации высажены прудовые водные и прибрежные растения, способные осуществлять очистку воды. В нижней части системы установлен пластиначатый водозаборник, подключенный к насосу таким образом, чтобы вода из водоема, попадая в зону регенерации, прошла все слои от верхнего к нижнему. Зону регенерации можно выполнять

в прибрежных местах. Площадь фильтрации может составлять 1/3 водоема. Изобретение позволяет осуществлять самоочистку водоема на протяжении нескольких лет, сохраняя природный баланс.

Мембранные технологии. При удалении загрязнителей с помощью мембранных технологий мембранны, изготовленные из различных материалов с определенными фильтрующими характеристиками (гидрофобность, размер пор и поверхностный заряд), определяют тип загрязняющего вещества, которое может быть собрано. Мембранные технологии представляют собой своего рода фазовый процесс, имеющий различные характеристики приложения [1, 43, 44].

Доступно несколько типов мембранный фильтрации, включая нанофильтрацию, микрофильтрацию, ультрафильтрацию, обратный осмос и прямой осмос. Ультрафильтрация является наиболее распространенным типом мембранный фильтрации. В случае удаления микрозагрязнителей методом мембранный фильтрации обратный осмос и нанофильтрация является самым эффективным. Процесс осмоса, в котором используется градиент концентрации для создания чистого потока воды через мембрану, отличается от процесса обратного осмоса, в котором используют гидравлическое давление для отделения загрязняющих веществ.

Фильтрация с гравитационной мембраной, выполняемая без какой-либо обратной промывки и химической очистки при длительной фильтрации, по своей сути сочетает в себе дополнительные эффекты между биопленкой и UF-мембраной [45, 46].

Наличие биопленки на поверхности мембраны будет способствовать удалению загрязняющих веществ, например, вирусов, биополимеров, усвоемого органического углерода и аммиака, способствуя получению очищенной воды [47, 48]. Исследования показали, что системы фильтрации с гравитационной мембраной способны удалять токсичные метаболиты цианобактерий (микроцистины) в период цветения водорослей, однако низкий поток из-за вызываемого водорослями мембранныго обрастаия отрицательно влиял на стабилизацию потока. Исследования показали, что ионы (например, Al^{3+} , Ca^{2+} и Ni^{2+}) могут хелатироваться с органическими соединениями, адсорбироваться и удаляться биопленкой.

Загрязнение мембраны является одним из основных ограничений мембранный технологии. Загрязнение может происходить из-за адсорбции мембраны, закупорки пор, образования корки, осаждения или образования биопленки («биообрастание»). В процессе биообрастания микроорганизмы, удерживаемые мембраной, склонны прикрепляться к поверхности мембранны, выделяя внеклеточные полимерные вещества и приводя к резкому снижению потока [49].

Описаны исследования, связанные с изучением влияния предварительной обработки на фильтрационные характеристики самотечной мембранны сверхнизкого давления для стабилизации потока и повышения эффективности удаления [50].

По сравнению с альтернативными технологиями, такими как процессы с активным илом, флокуляция, адсорбция и усовершенствованные процессы окисления, мембранные технологии имеют значительные преимущества, в том числе низкие требования к занимаемой площади, высокоселективное разделение и почти безхимическую обработку. Однако засорение мембраны, т.е. нежелательное отложение и прилипание загрязняющих веществ во время процессов мембранныго разделения, является серьезной проблемой для мембранный технологии [51]. В случае сильного загрязнения мембранны будут страдать от значительного снижения эффективности фильтрации, что приведет к увеличению эксплуатационных расходов из-за частой очистки и замены мембран. Следовательно, необходимы усилия для контроля засорения мембран в мембранных процессах. В обзоре [51] представлены последние достижения в области противообрастающих мембран природного происхождения, применяемых для очистки воды, включая суперув-лажняющие поверхности, антибактерицидные поверхности и стратегии биосинтеза за счет использования хелатов ионов металлов для инициации биоминерализации и дальнейшего введения в мембрану неорганических средств против обрастаия.

Для совершенствования мембранных технологий разрабатывают гибридные фильтрационные системы, например, системы из гранулированного активированного угля с гравитационной мембраной, эксплуатационные показатели данной системы включают: удаление органики, неорганических химических веществ, микропластика [52, 53].

Технология биоремедиации. Существуют определенные виды водных макрофитов, которые способны справляться со стрессовыми условиями даже при высокой концентрации различных органических и неорганических загрязнителей, присутствующих в воде. Эти виды полезны при очистке загрязненной воды с помощью технологий фиторемедиации или биоремедиации [54].

Программа Организации Объединенных Наций по окружающей среде определила фиторемедиацию как эффективное использование растений для удаления, детоксикации или иммобилизации загрязнителей окружающей среды. Фиторемедиация является экологически чистым и выгодным методом очистки загрязненных сред. Процесс включает в себя

всасывание поллютантов через корни, накопление в тканях организма, разложение и перевод их в нетоксичные формы [55–57].

Существуют определенные механизмы, которые способствуют повышению уровня толерантности растений к тяжелым металлам (рис. 2), которые включают: а) синтез хелатирующих пептидов, связывающих ионы металлов, таких как фитохелатин (ФХ) и металлотионеин (МТ), аминокислот и органических кислот; б) изменение мембранных структур; в) образование активных форм кислорода и производство антиоксидантных ферментов; г) отложение металлов в вакуолях (компартментализация); д) поглощение металлов: играют роль транспортные белки – АТФазы, белки-посредники катионного диффузора, пермеазы ионов цинка.

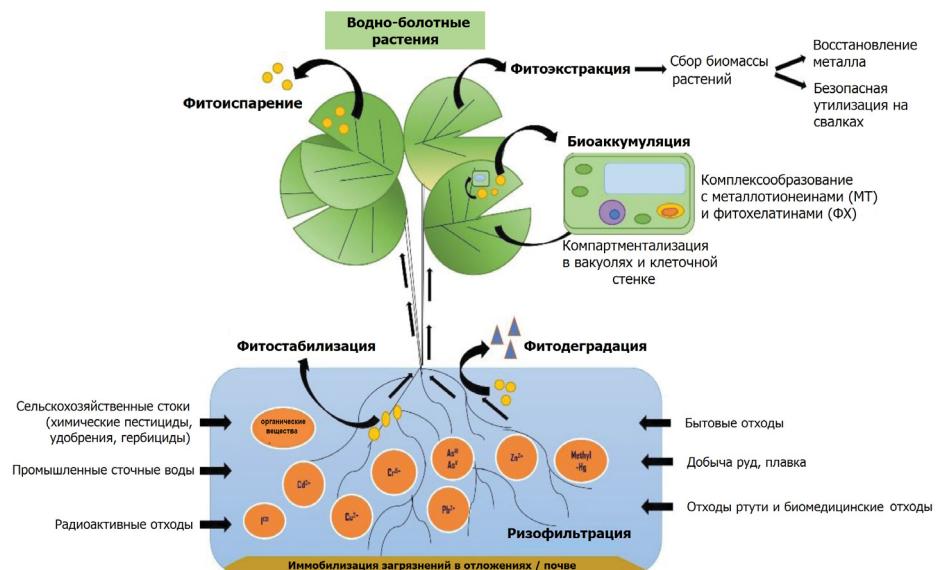


Рис. 2. Фиторемедиационные подходы в детоксикации загрязненных водоемов. Цит. по: [58], опубликовано под лицензией Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 International license

Fig. 2. Phytoremediation approaches in detoxification of contaminated water bodies. Quoted from [58], published under license Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 International license

Достижения в области молекулярной биологии и генной инженерии позволяют исследователям идентифицировать критические гены в исследуемых растениях для установления фиторемедиационного потенциала. Эти гены можно использовать для повышенного поглощения токсикантов, таким образом, эффективно управляя процессами фиторемедиации, такими как: фитоэкстракция, фитостабилизация, ризофильтрация, фитоволатилизация, фитотрансформация, ризодеградация [58].

В работе [58] рассмотрены текущие проблемы загрязнения, проблемы в применении фитотехнологий и возможности в этом направлении для достижения устойчивого решения по рекультивации загрязненных водоемов. Основное внимание уделяется различным биотехнологическим стратегиям, таким как омика, протеомика, геномика, метаболомика и CRISPR (от англ. clustered regularly interspaced short palindromic repeats – короткие палиндромные повторы, регулярно расположенные

группами), для улучшения потенциала фиторемедиации водных растений. Недавние новаторские достижения для желаемой генетической модификации используют технологию CRISPR для переноса целевого набора генов, которые должны быть ассимилированы в геном интересующего растения. Показаны два варианта этой технологии, CRISPR-Cas9 и CRISPR-Cpf1, для замены генов и нацеливания на транскрипцию и регуляцию в конкретном геноме растения для повышения эффективности его фиторемедиации.

Обзор о применение плавающих водных растений в фиторемедиации загрязненной тяжелыми металлами воды представлен в [10]. Многочисленные виды водных растений принадлежащих к семействам Ranunculaceae, Lemnaceae, Cyperaceae, Haloragaceae, Hydrocharitaceae, Potamogetonaceae, Typhaceae, Najadaceae, Pontederiaceae, Juncaceae и Zosterophyllaceae являются основными представителями для фиторемедиации водной среды [59]. Двумя основными характеристиками растений, применяемых для фиторемедиации, являются высокая производительность плотной биомассы и высокая поглощающая способность загрязнителей (транслокация от корней к побегам) [60]. Для фиторемедиации следует выбирать растения, которые должны быстро расти, легко обрабатываться и собираться, иметь высокий уровень устойчивости к засухе и заболачиванию, к высоким значениям pH и концентрациям солей [61–63].

Использование водных макрофитов в борьбе с загрязнением водной среды. Растениям требуется некоторое количество тяжелых металлов в определенном пределе для их роста и развития, но выше этого предела эти металлы становятся токсичными для растений и влияют на метаболические функции. Токсичность тяжелых металлов вызывает продукцию активных форм кислорода (АФК), влияя на такие физиологические процессы, как фотосинтез, дыхание и распад клеток, и даже гибель растений [64]. Некоторые растения обладают устойчивостью к тяжелым металлам из-за присутствия в них антицианов, тиолов и антиоксидантов [65]. Некоторые водные растения, такие как ряска, обладают исключительной способностью очень быстро восстанавливаться после сильного воздействия металлов-токсикантов [66]. Известно около 400 видов растений с гипераккумуляцией металлов [67]. Большое количество водных сорняков, на-

пример, водяной гиацинт (*Eichhornia crassipes*), водяной салат (*Pistia stratiotes* L.), ряска (*Lemma*, *Spirodela*, *Wolffia*, *Wolfiella*), камыш (*Typha*), тростник обыкновенный (*Pragmites australis*) и ветивер (*Chrysopogon zizanioides*), используются для устранения загрязняющих веществ [68, 69]. Благодаря свойству холодаустойчивости ряска может расти в любое время года, тогда как водяной гиацинт выживает только летом.

В обзоре [70] рассмотрены различные способы фиторемедиации и различные наземные и водные растения, которые используются для рекультивации почвы и водных систем, загрязненных тяжелыми металлами и радионуклидами, а также описаны природные и синтетические усилители, ускоряющие процесс поглощения металлов растениями.

Водные макрофиты в фиторемедиации органических загрязнителей. Свободноплавающие макрофиты – сальвиина, ряска, эйхорния и пистия показали свой фиторемедиационный потенциал для очистки вод от органических загрязнений [71]. Каменица обыкновенная (*Chara vulgaris*), ряска (*Lemma minor*), уруть колосистая (*Myriophyllum spicatum*) и рдест стеблеобъемлющий (*Potamogeton perfoliatus*) продемонстрировали способность удалять алкилбензолсульфонат [72–74].

Свободно плавающие водные растения семейства рясковые (Lemnaceae) способны преобразовывать и устранять азокрасители, такие как кислотный синий краситель и другие текстильные красители, превращая их в побочные продукты [54, 66, 75–77].

Эйхорния отличается способностью поглощать из воды многие виды загрязнителей (инсектициды, фосфаты, фенолы, тяжелые металлы с включениями кадмия, никеля, серебра, а также токсичные спирты и радионуклиды), аккумулируя их. Для увеличения площади корневой части растений предлагается использовать в качестве «искусственных корней» углеродное волокно [78]. Углеродное волокно содержит специальные углеродные нити, которые позволяют волокнам широко раскрываться в воде [79]. Углеродное волокно состоит из пучка 12 000 сверхтонких нитей, что обеспечивает большую площадь поверхности. Структура углеродных волокон в расчете на единицу объема их активированных форм содержит большую долю мезо- и микропор. Микропоры расположены перпендикулярно оси волокна, что делает их доступными с внешней

поверхности материала и обеспечивает их высокую кинетическую активность по отношению к сорбируемым веществам. Соответственно, углеродное волокно привлекает присутствующие в воде микроорганизмы, которые, оседая на большой поверхности нитей, образуют биопленку на развернутых нитях углеродного волокна. Эта биопленка адсорбирует поллютанты [80]. Из-за повышенной активности микроорганизмов, осевших на поверхности волокон, происходит быстрое биологическое разложение.

Хелатирующие добавки широко используются при фитоэкстракции тяжелых металлов из загрязненных почв, так как повышают биодоступность металлов для растений [81, 82]. Поскольку углеродные волокна имеют рыхлую структуру, авторы предположили, что волокна могут выступать в качестве носителя хелатирующих добавок и повышать эффективность очистки сточных вод [83]. Добавление хелатирующих агентов может увеличить микробное сообщество вокруг искусственных корней и повлиять на поглощение загрязняющих веществ за счет образования комплексов металл–лиганд.

Возможные механизмы фиторемедиации загрязнителей окружающей среды. За счет увеличения ключевых факторов, ответственных за накопление загрязняющих веществ, можно повысить эффективность поглощения растениями токсикантов [54]. Растения могут действовать как «аккумуляторы» или «исключатели» из-за их механизма поглощения металлов. Растения обладают способностью накапливать загрязняющие вещества в своих надземных тканях, где последние биоразлагаются или биотрансформируются в активные формы [84]. Существуют определенные основные проблемы, возникающие во время взаимодействия ионных частиц с металлом при накоплении металлических загрязнителей [85, 86].

Соотношение побегов и корней у таких растений-гипераккумуляторов выше, чем у растений неаккумуляторов. Гипераккумуляторы могут хорошо развиваться в неблагоприятных условиях при незначительном уходе и давать более высокую биомассу [85]. Растения-гипераккумуляторы способны накапливать в 1000 раз больше тяжелых металлов по сравнению с неаккумуляторами, благодаря симбиозу микроорганизмов (грибков и бактерий) на корнях растений-гипераккумуляторов [87]. Определенная гипотеза уже была предложена для объяснения возможного механизма систем очистки воды.

Водные макрофиты в водоемах изменяют физико-химическую среду организма. Присутствие других водных фотосинтезирующих автотрофов может снижать уровень растворенного CO_2 в воде во время высокой фотосинтетической активности. Это увеличивает содержание растворенного кислорода в сточных водах, вызывая повышение pH воды. Водные макрофиты поглощают загрязняющие вещества и накапливают их в своей биомассе [88].

Большое количество водных макрофитов (всплывающих, погруженных и свободно плавающих) широко используется в гидропонике или в полевых экспериментах, таких как построенные водно-болотные угодья.

Созданные плавучие водно-болотные угодья являются перспективным эколого-инженерным инструментом восстановления пресноводных водоемов, таких как городские озера и пруды. Обзор [89] описывает и обобщает динамику загрязнения в присутствии плавучих систем и дает количественную оценку эффективности удаления основных загрязнителей с акцентом на применение в водоемах. Хорошо спроектированные плавучие водно-болотные угодья успешно снижают концентрацию загрязняющих веществ и улучшают здоровье экосистемы. Это проявляется более низкой биомассой водорослей и более разнообразными сообществами рыб, водорослей и беспозвоночных. Показано, что прогнозируемые сценарии изменения климата и эвтрофикации повышают эффективность угодий, в основном из-за увеличения скорости роста и поглощения загрязняющих веществ при более высоких температурах. Однако увеличение интенсивности осадков может привести к снижению эффективности очистки из-за более короткого времени гидравлической задержки и большего количества загрязняющих веществ, присутствующих в виде твердых частиц, а не в растворенной форме. Разработана структура, которая поможет управляющим водными ресурсами для конкретных систем.

Водно-болотные угодья с плавающей обработкой являются инновационными системами, и их процессы до сих пор мало известны в рамках традиционных методов фитодепурации [90]. В Италии в природном парке были установлены барьеры, образованные запатентованным плавающим элементом [91]. Один эксперимент был проведен в канале, принимающем стоки аквакультуры, а другой был установлен в двух

очистных каналах для проверки двух конструкций установки (два барьера, состоящие из двух рядов элементов – конструкция 2×2 и два барьера, состоящие из трех рядов элементов – 2×3 дизайн). Использовались разные виды макрофитов: тростник обыкновенный (*Phragmites australis*), осока высокая (*Carex elata*), ситник развесистый (*Juncus effuses*), рогоз широколистный (*Typha latifolia*), ретивер (*Chrysopogon zizanioides*), ежеголовник прямой (*Sparganium erectum*) и ежа сборная (*Dactylis glomerata*). Плавающие системы легко устанавливались и требовали небольшого количества операций по техническому обслуживанию. Местные растения успешно росли, развивая корни глубиной 90–135 см через 1 год после посадки. Наоборот, ретивер мало адаптировался к местным условиям. В первом эксперименте средняя химическая потребность в кислороде (ХПК) в воде, проходящей через систему плавучих водно-болотных угодий, была снижена на 66%, биохимическая потребность в кислороде – на 52%, а общий фосфор – на 65%. Во втором эксперименте конструкция 2×3 показала несколько лучшие характеристики, чем 2×2 , по снижению ХПК (38 и 28% удаления соответственно) [91].

В работе [92] исследованы процессы восстановления и сохранения стоячих водоемов с помощью очистных сооружений с гравийным дном и искусственных плавающих тростниковых зарослей в тропиках. Изученные водно-болотные угодья являются недорогими экотехнологиями и показывают высокий процент удаления твердых частиц (70–80%).

Биологическая очистка. Технологии биологической очистки широко применяются для удаления химических загрязнителей преимущественно по механизму биодеградации. Биодеградация – это процесс, при котором вещества с большой молекулярной массой разлагаются микроорганизмами, такими как бактерии, водоросли и грибы, на небольшие молекулы [93] и даже биоминерализуются до простых неорганических молекул, таких как вода и углекислый газ. В обычном процессе биодеградации микроорганизмы используют органические соединения в качестве основных субстратов для роста своих клеток [94].

Биосорбция с использованием природных морских водорослей дает многообещающие результаты в удалении загрязняющих веществ: фосфорных и фенольных соединений, тяжелых металлов [95].

Биологические процессы очистки с активным илом в зависимости от задач могут протекать как в аэробных, так и в анаэробных условиях (рис. 3).

Исследования различных процессов биологической очистки, включая активный ил, биологическое удаление питательных веществ и мембранные биореакторы [97], показали, что можно удалить только легко биоразлагаемые загрязняющие вещества, в то время как слабо биоразлагаемые могут вообще не удаляться биологическими процессами. Управление твердыми биологическими веществами, образующимися при применении технологий активного ила, является важной проблемой при работе с обычными процессами биологического разложения. Сложность матрицы твердых биологических веществ и отсутствие аналитических методологий для экстракции, выделения и анализа поллютантов в матрице этого типа привели к серьезному пробелу в знаниях в отношении присутствия загрязняющих веществ. Как правило, переработка и утилизация твердых биологических отходов связаны с их обезвоживанием и уплотнением. В результате этот спрессованный и высушенный остаток является вторичным источником загрязнения окружающей среды, поскольку содержит извлеченные поллютанты.

Другое интересное направление исследований связано с идентификацией и количественным определением метаболитов и продуктов трансформации. Процессы трансформации, такие как биологическая деградация, могут производить продукты трансформации с остаточной биологической активностью или даже более высокой токсичностью, чем исходные соединения. Некоторые из соединений могут быть замаскированы процессами конъюгации, которые можно легко обратить вспять в условиях окружающей среды с получением стабильных продуктов с более высокой экотоксичностью. Биологическая очистка, например, показала более высокое образование производных перфторалкильной кислоты (например, перфтороктановой кислоты и перфтороктановой сульфоновой кислоты), чем первичная обработка с химическим воздействием, в значительной степени связанная с температурой и длительным временем гидравлической выдержки. По этой причине отслеживание токсичности или остаточной биологической активности сточных вод после очистки может быть

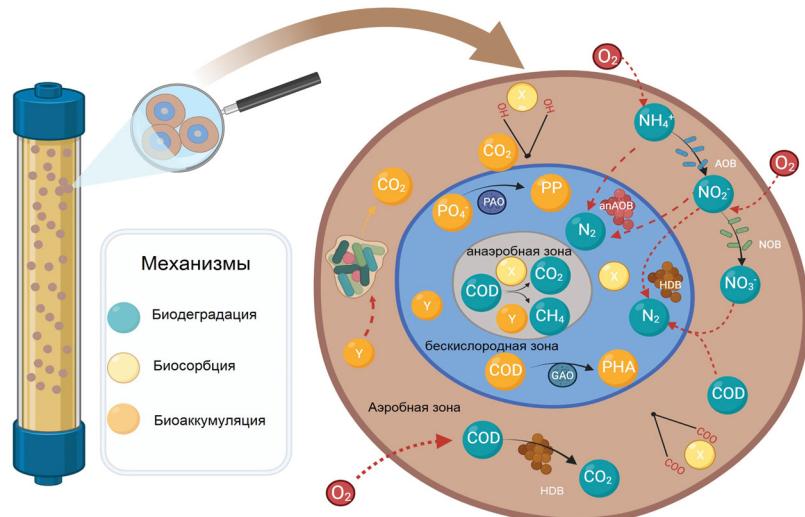


Рис. 3. Механизмы аэробного удаления загрязнителей с помощью активного ила: биодеградация, биосорбция и биоаккумуляция. (COD – химическая потребность в кислороде; X – сорбтив, используемый в биосорбции; Y – сорбтив, используемый для биоаккумуляции; AOB – бактерии, окисляющие аммиак; NOB – нитритоокисляющие бактерии; anAOB – аммооксис бактерии; HDB – гетеротрофные денитрифицирующие бактерии). Цит по: [96], опубликовано под лицензией Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 license

Fig. 3. Aerobic granular sludge mechanisms: biodegradation, biosorption and bioaccumulation. (COD – chemical oxygen demand; X – sorbent used in biosorption; Y – sorbent used for bioaccumulation; AOB – ammonia oxidizing bacteria; NOB – nitrite oxidizing bacteria; anAOB – Anammox bacteria; HDB – heterotrophic denitrifying bacteria). Quoted from [96], published under license Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 license

столь же важным, как и аналитическое количественное определение исходных соединений [97].

В литературе доступна относительно ограниченная информация о микроорганизмах, участвующих в процессе деструкции отдельных химических веществ. При исследовании характеристик сообществ микроорганизмов необходима информация о составе сообщества, которая оценивается методами метагеномного анализа, а также информация об отдельных группах микроорганизмов, отвечающих за определенные функции, которую получают методом количественной ПЦР [98].

В [99] подробно обсуждается эффективное удаление, биоадсорбция или осаждение углекислым газом микробным консорциумом органических и неорганических загрязнителей, включая производные ароматических углеводородов, бисфенол, сырую нефть, пирен, различные пластификаторы, бутан, дезоксиниваленол (микотоксин), тетрациклин, тяжелые металлы – марганец и кадмий. Ввиду хорошей

способности консорциума к деградации по сравнению с отдельными штаммами определены различные синергетические механизмы. Микробный консорциум достигает активности за счет усиления синергетического разложения, снижения накопления промежуточных продуктов, образования неочищенного фермента, саморегулирования. Показано, что эффективность разложения загрязняющих веществ может быть значительно улучшена путем добавления химических материалов, таких как поверхностно-активные вещества Tween 20 и Tween 80.

Бактериальный консорциум может эффективно проводить биоремедиацию загрязненных участков. Механизм можно обобщить следующим образом [99]: во-первых, усиливается синергетическая метаболическая деградация бактериального консорциума. Члены бактериального консорциума могут разлагать основные промежуточные соединения, продуцируемые другими членами, при разложении загрязняющих веществ и уменьшении накопления

промежуточных продуктов, тем самым увеличивая метаболические пути биоразложения органических загрязнений. Во-вторых, некоторые штаммы бактериального консорциума produцируют множество высокоэффективных биосурфактантов, тем самым повышая растворимость и содержание загрязняющих веществ, улучшая их биодоступность и биоразлагаемость. В-третьих, микробный консорциум может саморегулироваться и адаптироваться во время деградации. Микробные консорциумы демонстрируют лучшую эффективность, чем отдельные культуры, в разложении загрязняющих веществ. В-четвертых, микробный консорциум может способствовать росту штаммов, используя метаболиты после разложения загрязняющих веществ. В-пятых, неочищенный фермент, produцируемый во внутриклеточном пространстве микробного консорциума, может использоваться в качестве фактора деградации при деградации, проявляя высокую деградационную активность. В-шестых, существует биохимический синергетический эффект между штаммами бактериального консорциума, который усиливает бактериальную активность и деградацию загрязняющих веществ. Следовательно, микробные консорциумы проявляют высокую способность разлагать загрязнители.

Биологический метод расщепления загрязняющих веществ ферментами оксидоредуктазами (аналогично пероксидазам) является относительно молодым и перспективным направлением исследований. Для эффективного разрушения различных органических загрязнителей использовались системы ферментов, которые могут окислять и разлагать органические соединения на более мелкие промежуточные продукты. Обработка на основе ферментов имеет много преимуществ, таких как работа как при высоком, так и при низком уровне загрязнения, низкое потребление энергии, меньшее образование шлама и многое другое. Они также могут обрабатывать широкий спектр загрязняющих веществ [100–102].

Лакказы и пероксидазы – это два фермента, которые используются для биоремедиации загрязненных сточных вод из-за их высокой способности разлагать различные загрязняющие вещества [102–104]. Эти ферменты ускоряют окислительно-восстановительную биодеградацию различных загрязняющих веществ, включая фенолы, крезолы, гербициды, хлорированные фенолы, пестициды, синтетические

текстильные красители, диоксины, фармацевтические препараты и средства личной гигиены и другие [105, 106].

Лакказы (Lac) принадлежат к классу мультимедных оксидаз, встречающихся в основном в различных растениях, бактериях, насекомых и грибах, вызывают повышенный интерес из-за их способности окислять широкий спектр соединений и широкого диапазона субстратной специфичности. Лакказы успешно использовались для разложения ароматических соединений, например эстрогенных гормонов 17β -эстрадиол (E2), эстрон (E1) и 17α -этинилэстрадиол (EE2), на продукты, которые имеют более низкую эстрогенную активность или не имеют ее [107]. Пероксидазы представляют собой гемсодержащие антиоксидантные белки, обнаруженные в растениях, грибах, бактериях и животных. Они катализируют окисление различных химических субстратов, используя H_2O_2 или органические гидропероксиды в качестве ко-субстрата [108]. Благодаря своей превосходной специфичности эти ферменты могут эффективно разлагать загрязняющие вещества [109].

Усовершенствованные процессы окисления. Усовершенствованные процессы окисления по своей сути являются физико-химическими технологиями, основанными на генерировании *in situ* форм-окислителей, обладающих высокой реакционной способностью по отношению к органическим и неорганическим веществам [110, 111].

Окисление является эффективной процедурой удаления химических загрязнителей, особенно с использованием хлора или озона.

Одним из самых сильных окислителей является гидроксильный радикал ($\cdot OH$) благодаря его превосходному окислительному потенциалу (2,80 В), который выше, чем у других распространенных окислителей, таких как атомарный кислород (2,42 В), озон (2,07 В), перекись водорода (1,78 В), пергидроксил-радикал (1,70 В), перманганат (1,68 В) или хлор (1,36 В). Радикал $\cdot OH$ способен реагировать мгновенно и неселективно как с органическими, так и с неорганическими соединениями при скоростях реакции порядка 10^7 и $10^{10} \text{ дм}^3 \times \text{моль}^{-1} \times \text{с}^{-1}$ [112] и может разлагать органические соединения путем отрыва водорода от определенных функциональных групп, прямого переноса электрона или радикально-радикальных взаимодействий. Следовательно, обработка на основе процессов окисления направлена на создание достаточной

концентрации радикалов $\cdot\text{OH}$, что приведет к полной конверсии и минерализации токсичных органических соединений с образованием CO_2 , H_2O и неорганических кислот [113] или, по крайней мере, к преобразованию их в более простые, менее токсичные или легче поддающиеся обработке остатки. Процессы окисления успешно применялись для очистки сложных и сильно загрязненных стоков, таких как сточные воды различных производств, и в более простых системах, таких как речная, дистиллированная или водопроводная вода, обеспечивая полное преобразование токсичных соединений [114].

Фотокаталитическое окисление является наиболее распространенной технологией на основе процессов с переносом электронов. Эта технология подразумевает использование в качестве катализатора фотоактивного полупроводника, такого как TiO_2 , ZnO , WO_3 , CuO и других, которые могут поглощать излучение с энергией, равной или превышающей энергию их запрещенной зоны. Это возбуждает валентные электроны и побуждает их перескакивать в зону проводимости, таким образом генерируя электронно-дырочные пары, которые запускают несколько реакций окислительно-восстановительного типа, которые приводят к образованию кислород-активных частиц, участвующих в окислении загрязняющих веществ [115]. Возможность использования солнечного света в качестве источника излучения представляет собой решающий фактор, который повысил интерес к этой технологии по сравнению с другими [116]. Существенным недостатком такого типа технологий является необходимость проведения последующей стадии отделения наночастиц катализатора от реакционной среды. Поэтому многие работы были сосредоточены на разработке методов для достижения эффективной модификации, иммобилизации или поддержки полупроводниковых частиц на различных подложках, чтобы сделать возможным их извлечение из среды более простым способом и даже их переработку в последовательных процессах [117].

В технологии окисления озоном органические соединения редко полностью разлагаются при окислении одним озоном. Поэтому технология окисления озоном часто используется в сочетании с другими технологиями. В сочетании с ультрафиолетовым излучением (O_3/UV) технология окисления озоном дает хорошие результаты для удаления сложных органических

веществ [1]. Молекулярный озон может избирательно разлагать органические загрязнители, разрывая ненасыщенные связи и определенные функциональные группы в их структурах путем электрофильной и нуклеофильной атаки, но этот механизм обычно приводит к неполной минерализации соединений. Это связано с тем, что применение только озона может преобразовать первоначальные загрязнители в насыщенные карбоновые кислоты, которые имеют более низкое сродство к озону [114].

Для улучшения минерализации в процессах озонирования используются некоторые агенты, такие как катализатор, радиация, некоторые химические добавки или комбинация с другими технологиями окисления, чтобы способствовать ускоренному разложению озона с образованием активных радикалов [118].

Использование озона предполагает более высокие эксплуатационные расходы по сравнению с другими методами обработки [119]. Использование дешевых и широко доступных природных материалов в качестве гетерогенных катализаторов при озонировании будет способствовать использованию озона в экономически эффективном процессе очистки воды. В обзоре [120] описывается использование природных глин, цеолитов и оксидов в качестве носителей или активных катализаторов в процессе озонирования с акцентом на структурные характеристики и модификации, осуществляемые в сырьевых природных материалах; катализический механизм окисления; эффективность описанных процессов деградации.

Использование глин в качестве адсорбентов и катализаторов при озонировании органических загрязнителей (на примере атразина, бисфенола А, диазина и диклофенака натрия) позволило смоделировать их естественную окислительную деградацию в глинистых почвах и оценить экотоксичность частично окисленных смесей на ряске, представителе растений в водной среде [121]. Кинетические данные показали, что адсорбция органических загрязнителей на глинистых частицах подчиняется модели псевдовторого порядка. Адсорбция снижает рассеивание органических загрязнителей в окружающей среде и продлевает их стойкость и вероятность естественного разложения. Измерения дзета-потенциала и размера частиц в зависимости от pH показывают, что каталитическая активность глины зависит от ее катиона, соотношения кремнезема и оксида алюминия и,

следовательно, от ее постоянной и временной ионообменной способности. Экотоксичность будет зависеть от структуры органических молекул, химического состава поверхности глины и времени озонирования, которое определяет ход окисления.

Процессы Фентона заключаются в разложении перекиси водорода на активные формы кислорода, катализируемом солями железа (рис. 4). Эти процессы безопасны, в них исполь-

зуются экологически безопасные и легкодоступные реагенты, и обычно требуется короткое время реакции [122]. Некоторыми их недостатками являются узкий диапазон оптимального значения pH (от 2,8 до 3,1), необходимость использования разделяемых твердых катализаторов на основе железа, что облегчает отделение катализатора при проведении процесса в гетерогенном режиме [118], а также позволяет проводить процессы при нейтральном pH.

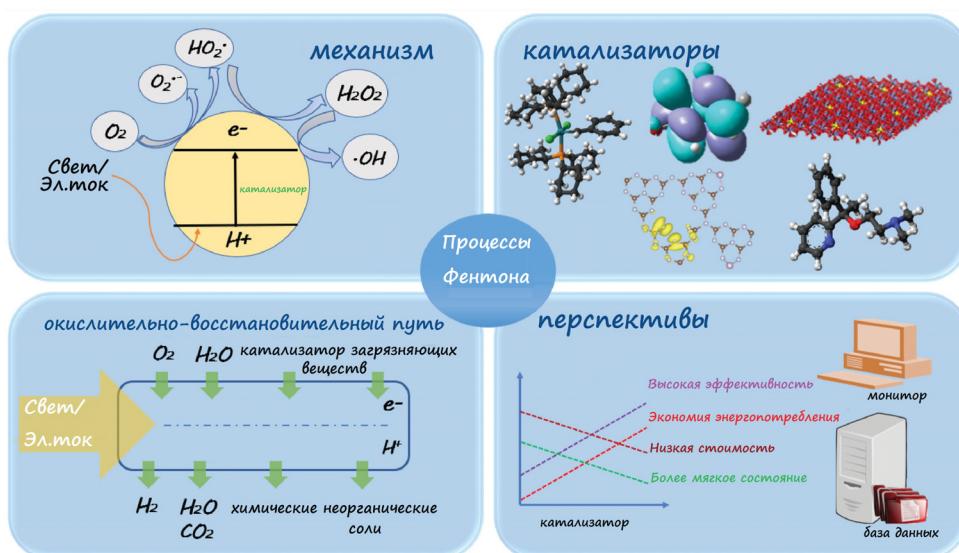


Рис. 4. Механизм, катализаторы, окислительно-восстановительный путь загрязняющих веществ и перспективы применения системы Фентона. Цит. по: [123], опубликовано под лицензией Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 International license

Fig. 4. Mechanism, catalyst, redox pathway of pollutants and perspective for the application of the fenton system. Quoted from [123], published under license Creative Commons Attribution CC BY-NC-ND 4.0 International license

Процессы окисления на основе сульфатов представляют собой альтернативу процессам на основе гидроксильных радикалов и основаны на образовании на месте сульфатных радикалов ($\text{SO}_4^{\bullet-}$) путем разложения персульфатных или пероксиминосульфатных солей, которые используются в качестве предшественников радикалов. Разложение таких прекурсоров на $\text{SO}_4^{\bullet-}$ ускоряется под действием тепла, переходных металлов, щелочи, радиации, ультразвука или тепла [124]. Сульфатные радикалы обладают окислительным потенциалом, сравнимым с радикалами $\cdot\text{OH}$ (2,5–3,1 В), но более избирательно реагируют посредством переноса электрона с ненасыщенными органическими соединениями. Прекурсоры сульфатов дешевы, широко распространены в природе и нетоксичны [125]. Когда металлы используются для

активации персульфата, может образовываться большое количество металлического шлама, а соли металлов также могут поглощать сульфатные радикалы, ингибируя процесс [126].

Ультразвуковые технологии основаны на использовании ультразвуковых волн (от 20 до 10000 кГц), которые при облучении в воде вызывают кавитацию или имплизивное схлопывание газовых микропузьрьков. Схлопывание пузьрьков создает локальные пятна с высокой температурой и давлением, органические загрязнители претерпевают гомолитический разрыв связей, а молекулы воды диссоциируют на $\cdot\text{OH}$ и другие активные формы кислорода [127].

Усовершенствованные процессы окисления широко используются для очистки воды от загрязнителей различной природы, это фармацевтические препараты (такие как антибиотики,

диклофенак, сульфаметоксазол, ибuproфен), амиды, эндокринные разрушители, пестициды, фенолы и кофеин [114].

В [113] представлен обзор исследований по применению процессов окисления для разложения фармацевтических соединений, включая обсуждение влияния различных факторов на эффективность разложения фармацевтических остатков. Кроме того, подчеркивается успех применения процессов окисления в удалении фармацевтических препаратов из различных водных матриц, и излагаются рекомендации для будущих исследований.

Химически индуцированная коагуляция, флокуляция. Коагуляция – это химическое изменение коллоидных частиц, которое со временем вызывает агрегацию и их осаждение. При использовании в сочетании с коагуляцией-флокуляцией и в сочетании с песчаной фильтрацией показано [128], что коагулянт сульфат алюминия $Al_2(SO_4)_3$ эффективно удаляет такие лекарственные средства, как гидрохлоротиазид, варфарин и бетаксолол (с эффективностью удаления 80%). Методом коагуляции удалось извлечь соединения, входящие в состав средства личной гигиены, в достаточно больших количествах из загрязненных вод, особенно целестолид, галаксолид и тоналид, со значительной степенью удаления 83, 79 и 78% соответственно [129]. Химическая обработка, такая как коагу-

ляция, флокуляция, оказалась неэффективной для удаления некоторых фармацевтических органических соединений, при этом тестируемые соединения (карбадокс, сульфадиметоксин и триметоприм) не удалялись коагулянтами на основе солей металлов (сульфат алюминия и сульфат железа) [130].

Коагуляция и осаждение используются в качестве альтернативы для сбора водорослей, вызывающих цветение водоемов. Несколько клеток микроводорослей агрегируют во время флокуляции и образуют более крупные хлопья, которые можно легко отделить от воды с помощью простого гравитационного осаждения. Некоторые микроорганизмы (бактерии и грибы) или выделяемые ими внеклеточные полимерные вещества обычно используются в качестве биофлокулянтов для индукции агрегации микроводорослей.

Авторы [131] разработали материал для устойчивого контроля цветения цианобактерий. Эти многофункциональные агенты коагуляции/флокуляции-флотации на биологической основе, состоящие из катионной гидроксиэтилцеллюлозы (ГЭЦ), мукополисахаридов *Agrobacterium* (АМП) вместе с кокоамидопропилбетаином, поверхностно-активным веществом растительного происхождения, способствуют эффективному и устойчивому сбору клеток *Microcystis aeruginosa* (рис. 5).

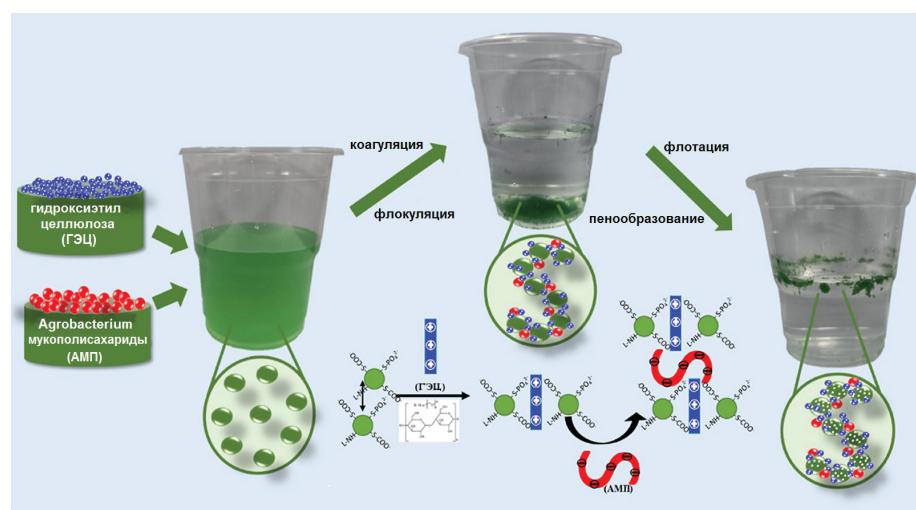


Рис. 5. Коагуляционно-флокуляционно-флотационный сбор *Microcystis aeruginosa*. Цитируется из [131], опубликовано под лицензией Creative Commons Attribution CC-BY 4.0 International license

Fig. 5. Coagulation/flocculation-flootation harvest of *Microcystis aeruginosa*. Quoted from [131], published under license Creative Commons Attribution CC-BY 4.0 International license

Авторами [132] исследовано удаление микропластика и природных органических веществ из воды путем коагуляции-флокуляции с белковыми амилоидными фибриллами. Представлены лизоцимовые амилоидные фибриллы в качестве нового природного биофлокулянта и исследована их способность флокулировать и осаждать вышеупомянутые нежелательные коллоидные объекты. Благодаря своей положительно заряженной поверхности в очень широком диапазоне pH амилоидные фибриллы лизоцима демонстрируют превосходную эффективность удаления мутности 98,2 и 97,9% для диспергированных полистирольных микрочастиц и гуминовой кислоты соответственно. Сравнение амилоидных фибрилл, коммерческих флокулянтов ($FeCl_3$ и полиалюминий хлорид), так и нативных мономеров лизоцима указывает на превосходство амилоидных фибрилл при той же дозировке и времени оседания, после обработки амилоидными фибриллами мутность первичных и обогащенных микропластиком сточных вод и озерной воды уменьшилась, что подтверждает возможность коагуляции-флокуляции в естественных условиях.

Заключение

Извлечение загрязняющих веществ с использованием одной технологии очистки, вероятно, не лучший подход для их удаления из воды. Необходимо исследовать использование связанных систем очистки, которые могут устранить недостатки единой технологии удаления этих сложных загрязнителей, присутствующих в водной среде.

Процессы фазового перехода, несмотря на то что они эффективны для очистки сточных вод, не совсем эффективны в случае высоких концентраций загрязнителей в воде. Соответственно, следует продумать, в составе какой матрицы будут присутствовать сорбционные материалы, какова их емкость, каким образом они будут регенерироваться или утилизироваться, поскольку эти процессы не обеспечивают постоянного решения проблемы. Имеется положительный опыт адсорбционной очистки водоемов при использовании комбинированных природных фильтрационных систем, в которых совмещены физические процессы сорбции и химические процессы биодеструкции.

Коагуляция-флокуляция эффективно работают как процессы избавления от мутности системы, причем в последнее время предпочтение

отдается биоакагулянтам. В случае применения данных методов необходимо учитывать тот факт, что в системе будет накапливаться слой осадка, который необходимо будет удалять либо применять совместно способы очистки для биодеградации выделенных твердых компонентов. Одним из перспективных экологичных инструментов восстановления пресноводных водоемов, таких как городские озера и пруды, являются искусственно созданные плавучие водно-болотные угодья.

Расширенные исследования биологических процессов, широко используемые для разложения химических загрязнителей, показали преимущество биологических методов как наиболее используемых и успешных, благодаря высокой эффективности и экологичности. Для биологической очистки вод широко используют активный ил, способный удалять различные загрязняющие вещества, а также различные виды растений, благодаря их высокой производительности плотной биомассы и высокой поглощающей способности загрязнителей. Процесс фиторемедиации включает в себя всасывание поллютантов через корни, накопление в тканях организма, разложение и перевод их в нетоксичные формы.

Возникновение новых загрязняющих веществ создает новые проблемы для экологического регулирования. Необходимо спроектировать и разработать новые методики скрининга, которые облегчат обнаружение и мониторинг широкого спектра загрязняющих веществ в окружающей среде в режиме реального времени. Это позволит отслеживать присутствие загрязняющих веществ, выявить источники загрязнения и своевременно принимать корректирующие меры. Новыми и полезными инструментами для легкого обнаружения загрязняющих веществ различного типа считаются биосенсоры [133]. Необходимо продолжать разработку инструментов такого типа, способных обнаруживать следовые количества загрязнителей, чтобы содействовать принятию загородных мер по борьбе с загрязнением.

Список литературы

1. Kumar R., Qureshi M., Vishwakarma D. K., Al-Ansari N., Kuriqi A., Elbeltagi A., Saraswat A. A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies // Case Stud. Chem. Environ. Eng. 2022. Vol. 6. Art. 100219. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219>

2. *Li P., Wu J.* Drinking water quality and public health // *Exposure and Health.* 2019. Vol. 11, № 4. P. 73–79. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8>
3. *Lin L., Deng Z. Q., Gang D. D.* Nonpoint source pollution // *Water Environ. Res.* 2009. Vol. 81, № 10. P. 1996–2018. <https://doi.org/10.2175/106143009X12445568400610>
4. *Khan M.N., Mohammad F.* Eutrophication: Challenges and solutions // *Eutrophication: Causes, Consequences and Control.* 2014. Vol. 2. P. 1–15. <https://doi.org/10.13140/2.1.3673.8884>
5. *Weber R., Watson A., Forter M., Oliaei F.* Persistent organic pollutants and landfills-a review of past experiences and future challenges // *Waste Manage. Res.* 2011. Vol. 29, № 1. P. 107–121. <https://doi.org/10.1177/0734242X10390730>
6. *Kazlauskienė N., Svecevičius G., Marcilioniene D., Montvydiene D., Kesminas V., Staponkus R., Taujanskis E., Sluckaite A.* The effect of persistent pollutants on aquatic ecosystem: A complex study // 2012 IEEE/OES Baltic International Symposium (BALTIC). IEEE, 2012. P. 1–6. <https://doi.org/10.1109/BALTIC.2012.6249198>
7. *Verla A. W., Verla E. N., Amaobi C. E., Enyoh C. E.* Water pollution scenario at river Uramurukwa flowing through Owerri metropolis, Imo state, Nigeria // *Int. J. Advanced Sci. Res.* 2018. Vol. 3, № 3. P. 40–46.
8. *Jadia C. D., Fulekar M. H.* Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques // *African J. Biotechnol.* 2009. Vol. 8, № 6. P. 921–928.
9. *Bouwman H.* POPs in southern Africa // *Persistent Organic Pollutants* / ed. H. Fiedler. The Hand book of Environmental Chemistry. Vol. 30. Berlin ; Heidelberg : Springer, 2003. P. 297–320. https://doi.org/10.1007/10751132_11
10. *Ali S., Abbas Z., Rizwan M., Zaheer I. E., Yavas I., Ünay A., Abdel-Daim M. M., Bin-Jumah M., Hasanuzzaman M., Kalderis D.* Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review // *Sustainability (Switzerland).* 2020. Vol. 12, № 5. Art. 1927. <https://doi.org/10.3390/su12051927>
11. *Tchounwou P. B., Yedjou C. G., Patlolla A. K., Sutton D. J.* Heavy metal toxicity and the environment // *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology.* 2012. Vol. 101. P. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
12. *Ashraf S., Ali Q., Zahir Z. Ah., Ashraf S., Asghar H. N.* Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. Vol. 174. P. 714–727. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>
13. *Kaledin A. P., Stepanova M. V.* Bioaccumulation of trace elements in vegetables grown in various anthropogenic conditions // *Foods and Raw Materials.* 2023. Vol. 11, № 1. P. 10–16. <https://doi.org/10.21603/2308-4057-2023-1-551>
14. *Petrie B., Barden R., Kasprzyk-Horder B.* A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring // *Water Res.* 2015. Vol. 72. P. 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
15. *Schwarzenbach R. P., Gschwend P. M., Imboden D. M.* Environmental organic chemistry. Hoboken, New Jersey : John Wiley & Sons, 2016. 1024 p.
16. *Petrie B., McAdam E. J., Lester J. N., Cartmell E.* Obtaining process mass balances of pharmaceuticals and triclosan to determine their fate during wastewater treatment // *Sci. Total Environ.* 2014. Vol. 497. P. 553–560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.003>
17. *Hashmi Z., Jatoi A.S., Nadeem S., Anjum A., Imam S. M., Jangda H.* Comparative analysis of conventional to biomass-derived adsorbent for wastewater treatment: A review // *Biomass Conversion and Biorefinery.* 2022. Vol. 14. P. 45–76. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02443-y>
18. *Chiang Y. C., Juang R. S.* Surface modifications of carbonaceous materials for carbon dioxide adsorption: A review // *J. Taiwan Institute Chem. Eng.* 2017. Vol. 71. P. 214–234. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.12.014>
19. *Marques S., Marcuzzo J., Baldan M., Mestre A., Carvalho A.* Pharmaceuticals removal by activated carbons: Role of morphology on cyclic thermal regeneration // *Chem. Eng. J.* 2017. Vol. 321. P. 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.101>
20. *Rodriguez-Narvaez O. M., Peralta-Hernandez J. M., Goonetilleke A., Bandala E. R.* Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review // *Chem. Eng. J.* 2017. Vol. 323. P. 361–380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>
21. *Xiang Y., Xu Z., Wei Y., Zhou Y., Yang X., Yang Y., Yang J., Zhang J., Luo L., Zhou Z.* Carbon-based materials as adsorbent for antibiotics removal: Mechanisms and influencing factors // *J. Environ. Manage.* 2019. Vol. 237. P. 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.068>
22. *Dutta S., Gupta B., Srivastava S. K., Gupta A. K.* Recent advances on the removal of dyes from wastewater using various adsorbents: A critical review // *Materials Advances.* 2021. Vol. 2 (14). P. 4497–4531. <https://doi.org/10.1039/D1MA00354B>
23. *Кутергин А. С., Недобух Т. А., Никифоров А. Ф., Зенкова К. И., Тарасовских Т. В.* Сорбционное извлечение радионуклидов стронция из поверхностных вод природным алюмосиликатом // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2021. № 4. С. 118–134. <https://doi.org/10.35567/1999-4508-2021-4-7>
24. *Gupta R., Pathak D. D.* Surface functionalization of mesoporous silica with maltodextrin for efficient adsorption of selective heavy metal ions from aqueous solution // *Colloids Surf. A: Physicochemical Eng. Aspects.* 2021. Vol. 631. Art. 127695. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.127695>
25. *San Miguel G., Lambert S. D., Graham N. J. D.* A practical review of the performance of organic and inorganic

- adsorbents for the treatment of contaminated waters // *J. Chem. Technol. Biotechnol.: Int. Res. in Process, Environ. and Clean Technology.* 2006. Vol. 81, № 10. P. 1685–1696. <https://doi.org/10.1002/jctb.1600>
26. Awad A. M., Shaikh S. M., Jalab R., Gulied M. H., Nasser M. S., Benamor A., Adham S. Adsorption of organic pollutants by natural and modified clays: A comprehensive review // *Sep. Purif. Technol.* 2019. Vol. 228. Art. 115719. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115719>
27. Es-sahbany H., Hsissou R., El Hachimi M. L., Allaoui M., Nkhili S., Elyoubi M. S. Investigation of the adsorption of heavy metals (Cu, Co, Ni and Pb) in treatment synthetic wastewater using natural clay as a potential adsorbent (Sale-Morocco) // *Mater. Today: Proceedings.* 2021. Vol. 45, № 8. P. 7290–7298. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.1100>
28. Chaukura N., Gwenzi W., Tavengwa N., Manyuchi M. M. Biosorbents for the removal of synthetic organics and emerging pollutants: Opportunities and challenges for developing countries // *Environ. Development.* 2016. Vol. 19. P. 84–89. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.05.002>
29. Sadeek S., Negm N., Hefni H., Abdel Wahab M. Metal adsorption by agricultural biosorbents: Adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures // *Int. J. Boil. Macromol.* 2015. Vol. 81. P. 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.08.031>
30. Zeraatkar A. K., Ahmadzadeh H., Talebi A. F., Momeimani N. R., McHenry M. P. Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review // *J. Environ. Manage.* 2016. Vol. 181. P. 817–831. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.059>
31. Alekseeva O. V., Bagrovskaya N. A., Noskov A. V. The sorption activity of a cellulose–fullerene composite relative to heavy metal ions // *Prot. Met. and Physical Chem. Surf.* 2019. Vol. 55, № 1. P. 15–20. <https://doi.org/10.1134/S2070205119010027>
32. Дремичева Е. С. Использование торфа и древесных опилок для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов // Вестник Научного центра промышленной и экологической безопасности [Вестник НЦ ВостНИИ]. 2021. № 3. Р. 80–91. <https://doi.org/10.25558/VOSTNII.2021.74.78.009>
33. Gorgievski M., Božić D., Stanković V., Strbac N., Serbula S. Kinetics, equilibrium and mechanism of Cu^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} ions biosorption using wheat straw // *Ecolog. Eng.* 2013. Vol. 58. P. 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.025>
34. Imamoglu M., Yıldız H., Altundag H., Turhan Y. Efficient removal of Cd(II) from aqueous solution by dehydrated hazelnut husk carbon // *J. Dispersion Sci. Technol.* 2015. Vol. 36, № 2. P. 284–290. <https://doi.org/10.1080/01932691.2014.890109>
35. Jalali M., Aboulghazi F. Sunflower stalk, an agricultural waste, as an adsorbent for the removal of lead and cadmium from aqueous solutions // *J. Mater. Cycles Waste Manage.* 2013. Vol. 15. P. 548–555. <https://doi.org/10.1007/s10163-012-0096-3>
36. Priya A. K., Yogeshwaran V., Rajendran S., Hoang T. K. A., Soto-Moscoso M., Ghfar A. A., Bathula Ch. Investigation of mechanism of heavy metals (Cr^{6+} , Pb^{2+} and Zn^{2+}) adsorption from aqueous medium using rice husk ash: Kinetic and thermodynamic approach // *Chemosphere.* 2022. Vol. 286, № 3. Art. 131796. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131796>
37. Wang J., Chen C. Biosorbents for heavy metals removal and their future // *Biotechnol. Adv.* 2009. Vol. 27, № 2. P. 195–226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>
38. Воронина А. В., Чайкина Т. И., Никифоров А. Ф., Дрикер Б. Н., Вуракко А. В., Фролова Е. И. Сорбенты на основе технической целлюлозы для очистки радиоактивно-загрязненных вод и реабилитации природных водоемов // Водное хозяйство России. 2013. № 5. С. 45–53.
39. Dremicheva E. S. Problems of pollution of water bodies with oil-containing wastewater of industrial enterprises and options for their solution // *Chem. Safety Sci.* 2021. Vol. 5, № 1. P. 66–77. <https://doi.org/10.25514/CHS.2021.2.20003>
40. Долгополова О. Н., Худоёрова З. Д. Современные технологии очистки водоемов от нефтезагрязненных донных отложений с использованием геоконтеинеров // Разведка и охрана недр. 2020. № 6. С. 75–76.
41. Смоляков Б. С., Ермолова Н. И., Романов Р. Е., Сагидуллин А. К. Отклик планктонных сообществ на ремедиацию водоема, загрязненного тяжелыми металлами: полевой эксперимент // Вода и экология: проблемы и решения. 2020. № 2 (82). С. 104–113. <https://doi.org/10.23968/2305-3488.2020.25.2.104-113>
42. Патент RU 2437847 С1. Система биологической фильтрации искусственных и природных водоемов / В. В. Ионов, О. А. Ромина. Заявка: 2010134598/05, 19.08.2010, опубл. 27.12.2011.
43. Nghiem L. D., Schäfer A. I., Elimelech M. Removal of natural hormones by nanofiltration membranes: Measurement, modeling, and mechanisms // *Environ. Sci. Technol.* 2004. Vol. 38. P. 1888–1896. <https://doi.org/10.1021/es034952r>
44. Schäfer A. I., Akanyeti I., Semião A. J. C. Micropollutant sorption to membrane polymers: A review of mechanisms for estrogens // *Adv. Colloid Interface Sci.* 2011. Vol. 164. P. 100–117. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.09.006>
45. Derlon N., Koch N., Eugster B., Posch Th., Pernthaler J., Pronk W., Morgenroth E. Activity of metazoa governs biofilm structure formation and enhances permeate flux during Gravity-Driven Membrane (GDM) filtration // *Water Res.* 2013. Vol. 47, iss. 6. P. 2085–2095. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.033>
46. Tang X., Xie B., Chen R., Wang J., Huang K., Zhu X., Li G., Liang H. Gravity-driven membrane filtration treating manganese-contaminated surface water: Flux stabilization and removal performance // *Chem. Eng. J.* 2020. Vol. 397. P. 125248. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125248>

47. Derlon N., Mimoso J., Klein Th., Koetzsch S., Morgenroth E. Presence of biofilms on ultrafiltration membrane surfaces increases the quality of permeate produced during ultra-low pressure gravity-driven membrane filtration // *Water Res.* 2014. Vol. 60. P. 164–173. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.045>
48. Peter-Varbanets M., Hammes F., Vital M., Pronk W. Stabilization of flux during dead-end ultra-low pressure ultrafiltration // *Water Res.* 2010. Vol. 44, № 12. P. 3607–3616. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.020>
49. Sofia A., Ng W. J., Ong S. L. Engineering design approaches for minimum fouling in submerged MBR // *Desalination*. 2004. Vol. 160, № 1. P. 67–74. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(04\)90018-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(04)90018-5)
50. Guo X., Jiang Sh., Wang Y., Wang Y., Wang J., Huang T., Liang H., Tang X. Effects of pre-treatments on the filtration performance of ultra-low pressure gravity-driven membrane in treating the secondary effluent: Flux stabilization and removal improvement // *Sep. Purif. Technol.* 2022. Vol. 303. Art. 122122. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122122>
51. Zhang X., Ma J., Zheng J., Dai R., Wang X., Wang Zh. Recent advances in nature-inspired antifouling membranes for water purification // *Chem. Eng. J.* 2022. Vol. 432. Art. 134425. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134425>
52. Kim L. H., Lee D., Oh J., Kim S., Chae S.-Ha, Youn D., Kim Y. Performance of a novel granular activated carbon and gravity-driven membrane hybrid process: Process development and removal of emerging contaminants // *Process Saf. Environ. Prot.* 2022. Vol. 168. P. 810–819. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.067>
53. Caldwell J., Taladriz-Blanco P., Lehner R., Lubskyy A., Diego Ortuso R., Rothen-Rutishauser B., Petri-Fink A. The micro-, submicron-, and nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles // *Chemosphere*. 2022. Vol. 293. Art. 133514. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133514>
54. Ansari A. A., Naeem M., Gill S. S., AlZuaibr F. M. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application // *The Egyptian J. Aquatic Res.* 2020. Vol. 46, № 4. P. 371–376. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
55. Favas P. J. C., Pratas J., Rodrigues N., D’Souza R., Varun M., Paul M. S. Metal (loid) accumulation in aquatic plants of a mining area: Potential for water quality biomonitoring and biogeochemical prospecting // *Chemosphere*. 2018. Vol. 194. P. 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.139>
56. Vidal C. F., Oliveira J. A., da Silva A. A., Ribeiro C., Farnese F. D. S. Phytoremediation of arsenite-contaminated environments: Is *Pistia stratiotes* L. a useful tool? // *Ecological Indicators*. 2019. Vol. 104. P. 794–801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.048>
57. Yadav K. K., Gupta N., Kumar A., Reecec L. M., Singh N., Rezania S., Khan S. A. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects // *Ecological Eng.* 2018. Vol. 120. P. 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
58. Agarwal P., Rani R. Strategic management of contaminated water bodies: Omics, genome-editing and other recent advances in phytoremediation // *Environ. Technol. Innovation*. 2022. Vol. 27. P. 102463. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102463>
59. Prasad M. N. Aquatic plants for phytotechnology // *Environmental Bioremediation Technologies* / eds. S. N. Singh, R. D. Tripathi. Berlin, Heidelberg : Springer, 2007. P. 259–274. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34793-4_11
60. Koźmińska A., Wiszniewska A., Hanus-Fajerska E., Muszyńska E. Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants // *Plant Biotechnol. Rep.* 2018. Vol. 12. P. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11816-017-0467-2>
61. Carolin C. F., Kumar P. S., Saravanan A., Toshiba G. J., Naushad Mu. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review // *J. Environ. Chem. Eng.* 2017. Vol. 5, № 3. P. 2782–2799. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
62. Fasani E. Plants that hyperaccumulate heavy metals // *Plants and Heavy Metals* / ed. A. Furini. Dordrecht : Springer, Ser. SpringerBriefs in Molecular Science, 2012. P. 55–74. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4441-7_3
63. Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology // *J. Environ. Sci. and Tech.* 2011. Vol. 4, № 2. P. 118–138.
64. Zhang T., Lu Q., Su C., Yang Y., Hu D., Xu Q. Mercury induced oxidative stress, DNA damage, and activation of antioxidative system and Hsp70 induction in duckweed (*Lemna minor*) // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2017. Vol. 143. P. 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.058>
65. Leao G. A., de Oliveira J. A., Felipe R. T. A., Farnese F. S., Gusman G. S. Anthocyanins, thiols, and antioxidant scavenging enzymes are involved in *Lemna gibba* tolerance to arsenic // *J. Plant Int.* 2014. Vol. 9. P. 143–151. <https://doi.org/10.1080/17429145.2013.784815>
66. Ekperusi A. O., Sikoki F. D., Nwachukwu E. O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective // *Chemosphere*. 2019. Vol. 223. P. 285–309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.02.025>
67. Prasad M. N., Freitas H. M. Metal hyperaccumulation in plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology // *Electron. J. Biotechnol.* 2003. Vol. 6, № 3. P. 285–321. <https://doi.org/10.2225/vol6-issue3-fulltext-6>
68. Upadhyay A. R., Tripathi B. D. Principle and process of biofiltration of Cd, Cr, Co, Ni & Pb from tropical opencast coalmine effluent // *Water, Air, and Soil Pollution*. 2007. Vol. 180. P. 213–223. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9264-1>

69. Mkandawire M., Dudel E. G. Are *Lemna* spp. effective phytoremediation agents // Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability. 2007. Vol. 1, № 1. P. 56–71.
70. Sharma S., Singh B., Manchanda V. K. Phytoremediation: Role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water // Environ. Sci. Pollut. Res. Int. 2015. Vol. 22, № 2. P. 946–962. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3635-8>
71. Bhaskaran K., Nadaraja A.V., Tumbath S., Shah L. B., Puthiya Veetil P. G. Phytoremediation of perchlorate by free floating macrophytes // J. Hazard. Mater. 2013. Vol. 260. P. 901–906. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.008>
72. Liu N., Wu Z. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on *Chara vulgaris* L. // Environ. Sci. Pollution Res. 2018. Vol. 25. P. 4934–4941. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0883-4>
73. Liu Y., Liu N., Zhou Y., Wang F., Zhang Y., Wu Z. Growth and physiological responses in *Myriophyllum spicatum* L. exposed to linear alkylbenzene sulfonate // Environ. Toxicol. Chem. 2019. Vol. 38, № 9. P. 2073–2081. <https://doi.org/10.1002/etc.4475>
74. Wu Z., Yu D., Li J., Wu G., Niu X. Growth and antioxidant response in *Hydrocharis dubis* (Bl.) Backer exposed to linear alkylbenzene sulfonate // Ecotoxicology. 2010. Vol. 19. P. 761–769. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0453-8>
75. Khataee A. R. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.) in degradation of CI Acid Blue 92: Artificial neural network modeling // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2012. Vol. 80. P. 291–298.
76. Neag E., Malschi D., Măicăneanu A. Isotherm and kinetic modelling of Toluidine Blue (TB) removal from aqueous solution using *Lemna minor* // Int. J. Phytorem. 2018. Vol. 20, № 10. P. 1049–1054. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1460304>
77. Yaseen D. A., Scholz M. Comparison of experimental ponds for the treatment of dye wastewater under controlled and semi-natural conditions // Environ. Sci. Pollution Res. 2017. Vol. 24. P. 16031–16040. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9245-5>
78. Makarova A., Pishchaeva K., Chelnokov V., Matasov A., Saproschina A., Varbanov P. S. Evaluation of the effectiveness of the use of carbon fibres using salt of ethylenediaminetetraacetic acid for the purification of water bodies from heavy metals // Cleaner Eng. Technol. 2022. Vol. 10. Art. 100549. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100549>
79. Newcomb B. A. Processing, structure, and properties of carbon fibers // Composites Part A: Appl. Sci. and Manufacturing. 2016. Vol. 91. P. 262–282. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2016.10.018>
80. Shalygina T. A., Voronina S. Yu., Voronchikhin V. D., Vlasov A. Yu., Ovchinnikov A. N., Grotskaya N. N. Data for determining the surface properties of carbon fiber in contact interaction with polymeric binders // Data Brief. 2021. Vol. 35. Art. 106847. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2021.106847>
81. Saleem M. H., Ali S., Kamran M., Iqbal N., Azeem M., Tariq Javed M., Ali Q., Zulqurnain Haider M., Irshad S., Rizwan M., Alkahtani S., M Abdel-Daim M. Ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) mitigates the toxic effect of excessive copper concentrations on growth, gaseous exchange and chloroplast ultrastructure of *Corchorus capsularis* L. and improves copper accumulation capabilities // Plants. 2020. Vol. 9, № 6. P. 756. <https://doi.org/10.3390/plants9060756>
82. Zakaria Z., Zulkafflee N. S., Mohd Redzuan N. A., Selamat J., Ismail M. R., Praveena S. M., Tóth G., Abdull Razis A. F. Understanding potential heavy metal contamination, absorption, translocation and accumulation in rice and human health risks // Plants. 2021. Vol. 10, № 6. P. 1070. <https://doi.org/10.3390/plants10061070>
83. Jia X. Q., Li S. Y., Miu H. J., Yang T., Rao K., Wu D. Y., Cui B. L., Ou J. L., Zhu Z. C. Carbon nanomaterials: A new sustainable solution to reduce the emerging environmental pollution of turbomachinery noise and vibration // Front. Chem. 2020. Vol. 8. Art. 683. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00683>
84. Sinha R. K., Herat S., Tandon P. K. Phytoremediation: Role of plants in contaminated site management // Environmental Bioremediation Technologies / eds. S. N. Singh, R. D. Tripathi. Berlin, Heidelberg : Springer, 2007. P. 315–330. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34793-4_14
85. Obinna I. B., Ebere E. C. Phytoremediation of polluted waterbodies with aquatic plants: Recent progress on heavy metal and organic pollutants // Anal. Methods in Environ. Chem. J. 2019. Vol. 2. P. 66–104. <https://doi.org/10.24200/amecj.v2.i03.66>
86. Tangahu B. V., Abdullah S. R. S., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M. A Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation // Int. J. Chem. Eng. 2011. Vol. 31. Art. 939161. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
87. Erdei L. Phytoremediation as a program for decontamination of heavy metal polluted environment // Acta Biologica Szegediensis. 2005. Vol. 49, № 1-2. P. 75–76.
88. DalCorso G., Fasani E., Manara A., Visioli G., Furini A. Heavy metal pollutions: State of the art and innovation in phytoremediation // Int. J. Mol. Sci. 2019. Vol. 20, № 14. P. 3412. <https://doi.org/10.3390/ijms20143412>
89. Bi R., Zhou C., Jia Y., Wang S., Li P., Reichwaldt E. S., Liu W. Giving waterbodies the treatment they need: A critical review of the application of constructed floating wetlands // J. Environ Manage. 2019. Vol. 238. P. 484–498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.064>
90. Pavlidis G., Zouzou I., Karasali H., Marousopoulou A., Bariamis G., Nalbantis I., Tsihrintzis V. A. Experiments on pilot-scale constructed floating wetlands efficiency in removing agrochemicals // Toxics. 2022. Vol. 10, № 12. Art. 790. <https://doi.org/10.3390/toxics10120790>

91. Stefani G., Tocchetto D., Salvato M., Borin M. Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy // *Hydrobiologia*. 2011. Vol. 674. P. 157–167. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0730-4>
92. Billore S., Prashant K., Sharma J. K. Restoration and conservation of stagnant water bodies by gravel-bed treatment wetlands and artificial floating reed beds in tropical India // *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference* / eds. M. Sengupta, R. Dalwani. Jaipur, India, 2008. P. 981–987.
93. Jyoti D., Sinha R., Faggio C. Advances in biological methods for the sequestration of heavy metals from water bodies: A review // *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 2022. Vol. 94. Art. 103927. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103927>
94. Cui E., Zhou Zh., Gao F., Chen H., Li J. Roles of substrates in removing antibiotics and antibiotic resistance genes in constructed wetlands: A review // *Sci. Total Environ.* 2023. Vol. 859. Art. 160257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160257>
95. Arumugam N., Chelliapan S., Kamyab H., Thirugnanam S., Othman N., Nasri N. S. Treatment of wastewater using seaweed: A review // *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 2018. Vol. 15, № 12. Art. 2851. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122851>
96. Guzmán-Fierro V., Arriagada C., José Gallardo J., Campos V., Roeckel M. Challenges of aerobic granular sludge utilization: Fast start-up strategies and cationic pollutant removal // *Heliyon*. 2023. Vol. 9, № 2. Art. e13503. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13503>
97. Ahmed M., Zhou J., Ngo H., Guo W., Thomaidis N., Xu J. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review // *J. Hazardous Materials*. 2017. Vol. 323, part A. P. 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
98. Бикташева Л. Р., Селивановская С. Ю., Мухтарова Р. А., Абдалджалил Х., Галицкая П. Ю. Некоторые характеристики микробного сообщества пластовых флюидов Ромашкинского месторождения // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2022. Т. 164, кн. 2. С. 263–278. <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2022.2.263-278>
99. Zhang T., Zhang H. Microbial consortia are needed to degrade soil pollutants // *Microorganisms*. 2022. Vol. 10, № 2. Art. 261. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10020261>
100. Bilal M., Iqbal H. M. N. Persistence and impact of steroid estrogens on the environment and their laccase-assisted removal // *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 690. P. 447–459. <https://doi.org/10.3390/toxics10120790> 10.1016/j.scitotenv.2019.07.025
101. Bilal M., Iqbal H. M. N., Barceló D. Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems // *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 695. Art. 133896. <https://doi.org/10.3390/toxics10120790> 10.1016/j.scitotenv.2019.133896
102. Zdarta J., Meyer A.S., Jesionowski T., Pinelo M. Developments in support materials for immobilization of oxidoreductases: A comprehensive review // *Adv. Colloid Interface Sci.* 2018. Vol. 258. P. 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2018.07.004>
103. Alneyadi A. H., Rauf M. A., Ashraf S. S. Oxidoreductases for the remediation of organic pollutants in water – a critical review // *Crit. Rev. Biotechnol.* 2018. Vol. 38. P. 971–988. <https://doi.org/10.1080/07388551.2017.1423275>
104. Zdarta J., Meyer A.S., Jesionowski T., Pinelo M. Multi-faceted strategy based on enzyme immobilization with reactant adsorption and membrane technology for biocatalytic removal of pollutants: A critical review // *Biotechnol. Adv.* 2019. Vol. 37. Art. 107401. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.05.007>
105. Bilal M., Rasheed T., Iqbal H. M. N., Yan Y. Peroxidases-assisted removal of environmentally-related hazardous pollutants with reference to the reaction mechanisms of industrial dyes // *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 644. P. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.274>
106. Geissen V., Mol H., Klumpp E., Umlauf G., Nadal M., Ploeg M., Zee S., Ritsema C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management // *Int. Soil Water Conserv. Res.* 2015. Vol. 3. P. 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
107. Morsi R., Bilal M., Iqbal H. M. N., Ashraf S. S. Laccases and peroxidases: The smart, greener and futuristic biocatalytic tools to mitigate recalcitrant emerging pollutants // *Sci. Total Environ.* 2020. Vol. 714. Art. 136572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136572>
108. Battistuzzi G., Bellei M., Bortolotti C. A., Sola M. Redox properties of heme peroxidases // *Arch. Biochem. Biophys.* 2010. Vol. 500. P. 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2010.03.002>
109. Chiong T., Lau S. Y., Lek Z. H., Koh B. Y., Danquah M. K. Enzymatic treatment of methyl orange dye in synthetic wastewater by plant-based peroxidase enzymes // *J. Environ. Chem. Eng.* 2016. Vol. 4. P. 2500–2509. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.04.030>
110. Babu D. S., Srivastava V., Nidheesh P. V., Kumar M. S. Detoxification of water and wastewater by advanced oxidation processes // *Sci. Total Environ.* 2019. Vol. 696. Art. 133961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133961>
111. Quiñones D. H., Álvarez P. M., Rey A., Beltrán F. J. Removal of emerging contaminants from municipal WWTP secondary effluents by solar photocatalytic ozonation. A pilot-scale study // *Separation and Purification Technol.* 2015. Vol. 149. P. 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.05.033>
112. Haag W. R., Yao C. C. D. Rate constants for reaction of hydroxyl radicals with several drinking water contaminants // *Environ. Sci. Technol.* 1992. Vol. 26, № 5. P. 1005–1013.

113. Kanakaraju D., Glass B. D., Oelgemöller M. Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: A review // *J. Environ Manage.* 2018. Vol. 219. P. 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
114. Ramírez-Malule H., Quiñones-Murillo D. H., Manotas-Duque D. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis // *Emerging Contaminants.* 2020. Vol. 6. P. 179–193. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001>
115. Coronado J. M., Fresno F., Hernández-Alonso M., Portela R. The Keys of Success: TiO_2 as a Benchmark Photocatalyst // *Design of Advanced Photocatalytic Mater. for Energy and Environ. Applications. Green Energy and Technology.* London : Springer, 2013. P. 85–101.
116. Cassano A. E., Alfano O. M. Reaction engineering of suspended solid heterogeneous photocatalytic reactors // *Catalysis today.* 2000. Vol. 58, № 2-3. P. 167–197.
117. Rey A., Quinones D. H., Álvarez P. M., Beltrán F. J., Plucinski P. K. Simulated solar-light assisted photocatalytic ozonation of metoprolol over titania-coated magnetic activated carbon // *Appl. Catal. B: Environmental.* 2012. Vol. 111. P. 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2011.10.005>
118. Quiñones-Murillo D. H., Ariza-Reyes A. A., Ardila-Vélez L. J. Some kinetic and synergistic considerations on the oxidation of the azo compound Ponceau 4R by solar-mediated heterogeneous photocatalytic ozonation // *Desalination and Water Treatment.* 2019. Vol. 170. P. 61–74. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24711>
119. Canizares P., Paz R., Sáez C., Rodrigo M. A. Costs of the electrochemical oxidation of wastewaters: A comparison with ozonation and Fenton oxidation processes // *J. Environ. Manag.* 2009. Vol. 90, № 1. P. 410–420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.010>
120. Inchaurondo N. S., Font Clay J. Zeolite and oxide minerals: Natural catalytic materials for the ozonation of organic pollutants // *Molecules.* 2022. Vol. 27, № 7. Art. 2151. <https://doi.org/10.3390/molecules27072151>
121. Foka-Wembe E. N., Benghafour A., Dewez D., Azzouz A. Clay-catalyzed ozonation of organic pollutants in water and toxicity on *Lemna minor*: Effects of molecular structure and interactions // *Molecules.* 2022. Vol. 28, № 1. Art. 222. <https://doi.org/10.3390/molecules28010222>
122. Mirzaei A., Chen Z., Haghigat F., Yerushalmi L. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogeneous Fenton-type processes – a review // *Chemosphere.* 2017. Vol. 174. P. 665–688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.019>
123. Ni Y., Zhou Ch., Xing M., Zhou Y. Oxidation of emerging organic contaminants by *in situ* H_2O_2 fenton system // *Green Energy and Environ.* 2024. Vol. 9, iss. 3. P. 417–434. <https://doi.org/10.1016/j.gee.2023.01.003>
124. Zhou Z., Liu X., Sun K., Lin C., Ma J., He M., Ouyang W. Persulfate-based advanced oxidation processes (AOPs) for organic-contaminated soil remediation: A review // *Chem. Eng. J.* 2019. Vol. 372. P. 836–851. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.213>
125. Shiying Y., Ping W., Xin Y., Guang W.E., Zhang W., Liang S. H. A novel advanced oxidation process to degrade organic pollutants in wastewater: Microwave-activated persulfate oxidation // *J. Environ. Sci.* 2009. Vol. 21, № 9. P. 1175–1180. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)62399-2](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62399-2)
126. Tan C., Gao N., Deng Y., An N., Deng J. Heat-activated persulfate oxidation of diuron in water // *Chem. Eng. J.* 2012. Vol. 203. P. 294–300. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.005>
127. Torres-Palma R. A., Serna-Galvis E. A. Sonolysis // *Advanced oxidation processes for waste water treatment: Emerging green chemical technology / eds. S. A. Ameta, R. Ameta.* Elsevier, Academic press, 2018. P. 177–213. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00007-3>
128. Huerta-Fontela M., Galceran M. T., Ventura F. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment // *Water Res.* 2011. Vol. 45. P. 1432–1442. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.036>
129. Suarez S., Lema J. M., Omil F. Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation–flocculation and flotation // *Bioresour. Technol.* 2009. Vol. 100. P. 2138–2146. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.015>
130. Adams C., Wang Y., Loftin K., Meyer M. Removal of antibiotics from surface and distilled water in conventional water treatment processes // *J. Environ. Eng.* 2002. Vol. 128. P. 253–260. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2002\)128:3\(253\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2002)128:3(253))
131. Zhou J., Jia Y., Liu H. Coagulation/flocculation-flootation harvest of *Microcystis aeruginosa* by cationic hydroxyethyl cellulose and *Agrobacterium mucopolysaccharides* // *Chemosphere.* 2023. Vol. 313. Art. 137503. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137503>
132. Peydayesh M., Suta T., Usuelli M., Handschin S., Canelli G., Bagnani M., Mezzenga R. Sustainable removal of microplastics and natural organic matter from water by coagulation-flocculation with protein amyloid fibrils // *Environ. Sci. Technol.* 2021. Vol. 55, № 13. P. 8848–8858. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01918>
133. Kaur I., Batra V., Kumar Reddy Bogireddy N., Torres Landa S. D., Agarwal V. Detection of organic pollutants, food additives and antibiotics using sustainable carbon dots // *Food Chemistry.* 2023. Vol. 406. Art. 135029. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.135029>

References

1. Kumar R., Qureshi M., Vishwakarma D. K., Al-Ansari N., Kuriqi A., Elbeltagi A., Saraswat A. A review on emerging water contaminants and the application of sustainable removal technologies. *Case Stud. Chem. Environ. Eng.*, 2022, vol. 6, art. 100219. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100219>
2. Li P., Wu J. Drinking water quality and public health. *Exposure and Health*, 2019, vol. 11, no. 4, pp. 73–79. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00299-8>

3. Lin L., Deng Z. Q., Gang D. D. Nonpoint source pollution. *Water Environ. Res.*, 2009, vol. 81, no. 10, pp. 1996–2018. <https://doi.org/10.2175/106143009X12445568400610>
4. Khan M. N., Mohammad F. Eutrophication: Challenges and solutions. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, 2014, vol. 2, pp. 1–15. <https://doi.org/10.13140/2.1.3673.8884>
5. Weber R., Watson A., Forter M., Oliae F. Persistent organic pollutants and landfills – a review of past experiences and future challenges. *Waste Manage. Res.*, 2011, vol. 29, no. 1, pp. 107–121. <https://doi.org/10.1177/0734242X10390730>
6. Kazlauskienė N., Svecevičius G., Marcilioniene D., Montvydiene D., Kesminas V., Staponkus R., Taujanskis E., Sluckaite A. The effect of persistent pollutants on aquatic ecosystem: A complex study. *2012 IEEE/OES Baltic International Symposium (BALTIC)*. IEEE, 2012, pp. 1–6. <https://doi.org/10.1109/BALTIC.2012.6249198>
7. Verla A.W., Verla E. N., Amaobi C. E., Enyoh C. E. Water pollution scenario at river Uramurukwa flowing through Owerri metropolis, Imo state, Nigeria. *Int. J. Advanced Sci. Res.*, 2018, vol. 3, no. 3, pp. 40–46.
8. Jadia C. D., Fulekar M. H. Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African J. Biotechnol.*, 2009, vol. 8, no. 6, pp. 921–928.
9. Bouwman H. POPs in southern Africa. H. Fiedler, ed. *Persistent Org. Pollutants. The Hand book of Environmental Chemistry*, vol. 30. Berlin, Heidelberg, Springer, 2003, pp. 297–320. https://doi.org/10.1007/10751132_11
10. Ali S., Abbas Z., Rizwan M., Zaheer I. E., Yavas I., Ünay A., Abdel-Daim M. M., Bin-Jumah M., Hasanuzzaman M., Kalderis D. Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 2020, vol. 12, no. 5, art. 1927. <https://doi.org/10.3390/su12051927>
11. Tchounwou P. B., Yedjou C. G., Patlolla A. K., Sutton D. J. Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, 2012, vol. 101, pp. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
12. Ashraf S., Ali Q., Zahir Z. Ah., Ashraf S., Asghar H. N. Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2019, vol. 174, pp. 714–727. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>
13. Kaledin A. P., Stepanova M. V. Bioaccumulation of trace elements in vegetables grown in various anthropogenic conditions. *Foods and Raw Materials*, 2023, vol. 11, no. 1, pp. 10–16. <https://doi.org/10.21603/2308-4057-2023-1-551>
14. Petrie B., Barden R., Kasprzyk-Horder B. A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: Current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res.*, 2015, vol. 72, pp. 3–27. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.08.053>
15. Schwarzenbach R. P., Gschwend P. M., Imboden D. M. *Environmental organic chemistry*. Hoboken, New Jersey, John Wiley & Sons, 2016. 1024 p.
16. Petrie B., McAdam E. J., Lester J. N., Cartmell E. Obtaining process mass balances of pharmaceuticals and triclosan to determine their fate during wastewater treatment. *Sci. Total Environ.*, 2014, vol. 497, pp. 553–560. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.003>
17. Hashmi Z., Jatoi A.S., Nadeem S., Anjum A., Imam S. M., Jangda H. Comparative analysis of conventional to biomass-derived adsorbent for wastewater treatment: A review. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 2022, vol. 14, pp. 45–76. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-02443-y>
18. Chiang Y. C., Juang R. S. Surface modifications of carbonaceous materials for carbon dioxide adsorption: A review. *J. Taiwan Institute Chem. Eng.*, 2017, vol. 71, pp. 214–234. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.12.014>
19. Marques S., Marcuzzo J., Baldan M., Mestre A., Carvalho A. Pharmaceuticals removal by activated carbons: Role of morphology on cyclic thermal regeneration. *Chem. Eng. J.*, 2017, vol. 321, pp. 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.101>
20. Rodriguez-Narvaez O. M., Peralta-Hernandez J. M., Goonetilleke A., Bandala E. R. Treatment technologies for emerging contaminants in water: A review. *Chem. Eng. J.*, 2017, vol. 323, pp. 361–380. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.04.106>
21. Xiang Y., Xu Z., Wei Y., Zhou Y., Yang X., Yang Y., Yang J., Zhang J., Luo L., Zhou Z. Carbon-based materials as adsorbent for antibiotics removal: Mechanisms and influencing factors. *J. Environ. Manag.*, 2019, vol. 237, pp. 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.068>
22. Dutta S., Gupta B., Srivastava S. K., Gupta A. K. Recent advances on the removal of dyes from wastewater using various adsorbents: A critical review. *Materials Advances*, 2021, vol. 2 (14), pp. 4497–4531. <https://doi.org/10.1039/D1MA00354B>
23. Kutergin A. S., Nedobukh T. A., Nikiforov A. F., Zenkova K. I., Tarasovskikh T. V. Sorption Extraction of Strontium Radionuclides from Surface Water by Natural Aluminum Silicate. *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management*, 2021, no. 4, pp. 118–134 (in Russian). <https://doi.org/10.35567/1999-4508-2021-4-7>
24. Gupta R., Pathak D. D. Surface functionalization of mesoporous silica with maltodextrin for efficient adsorption of selective heavy metal ions from aqueous solution. *Colloids Surf. A: Physicochemical Eng. Aspects*, 2021, vol. 631, art. 127695. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.127695>
25. San Miguel G., Lambert S. D., Graham N. J. D. A practical review of the performance of organic and inorganic adsorbents for the treatment of contaminated waters. *J. Chem. Technol. Biotechnol.: Int. Res. in Process, Environ. and Clean Technology*, 2006, vol. 81, no. 10, pp. 1685–1696. <https://doi.org/10.1002/jctb.1600>

26. Awad A. M., Shaikh S. M., Jalab R., Gulied M. H., Nasser M. S., Benamor A., Adham S. Adsorption of organic pollutants by natural and modified clays: A comprehensive review. *Sep. Purif. Technol.*, 2019, vol. 228, art. 115719. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2019.115719>
27. Es-sahbany H., Hsissou R., El Hachimi M. L., Allaoui M., Nkhili S., Elyoubi M. S. Investigation of the adsorption of heavy metals (Cu, Co, Ni and Pb) in treatment synthetic wastewater using natural clay as a potential adsorbent (Sale-Morocco). *Mater. Today: Proceedings*, 2021, vol. 45, no. 8, pp. 7290–7298. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.12.1100>
28. Chaukura N., Gwenzi W., Tavengwa N., Manyuchi M. M. Biosorbents for the removal of synthetic organics and emerging pollutants: Opportunities and challenges for developing countries. *Environ. Development*, 2016, vol. 19, pp. 84–89. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2016.05.002>
29. Sadeek S., Negm N., Hefni H., Abdel Wahab M. Metal adsorption by agricultural biosorbents: adsorption isotherm, kinetic and biosorbents chemical structures. *Int. J. Biol. Macromol.*, 2015, vol. 81, pp. 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2015.08.031>
30. Zeraatkar A. K., Ahmadzadeh H., Talebi A. F., Momeimani N. R., McHenry M. P. Potential use of algae for heavy metal bioremediation, a critical review. *J. Environ. Manage.*, 2016, vol. 181, pp. 817–831. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.06.059>
31. Alekseeva O. V., Bagrovskaya N. A., Noskov A. V. The sorption activity of a cellulose–fullerene composite relative to heavy metal ions. *Prot. Met. and Physical Chem. Surf.*, 2019, vol. 55, no. 1, pp. 15–20. <https://doi.org/10.1134/S2070205119010027>
32. Dremicheva E. S. Use of peat and wood sawdust for treatment of wastewater from heavy metal ions. *Bulletin of the Vostnii Scientific Center for Industrial and Environmental Safety*, 2021, no. 3, pp. 80–91 (in Russian). <https://doi.org/10.25558/VOSTNII.2021.74.78.009>
33. Gorgievski M., Božić D., Stanković V., Strbac N., Serbula S. Kinetics, equilibrium and mechanism of Cu^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} ions biosorption using wheat straw. *Ecolog. Eng.*, 2013, vol. 58, pp. 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.025>
34. Imamoglu M., Yıldız H., Altundag H., Turhan Y. Efficient removal of Cd(II) from aqueous solution by dehydrated hazelnut husk carbon. *J. Dispersion Sci. Technol.*, 2015, vol. 36, no. 2, pp. 284–290. <https://doi.org/10.1080/01932691.2014.890109>
35. Jalali M., Aboulghazi F. Sunflower stalk, an agricultural waste, as an adsorbent for the removal of lead and cadmium from aqueous solutions. *J. Mater. Cycles Waste Manage.*, 2013, vol. 15, pp. 548–555. <https://doi.org/10.1007/s10163-012-0096-3>
36. Priya A. K., Yogeshwaran V., Rajendran S., Hoang T. K. A., Soto-Moscoso M., Ghfar A. A., Bathula Ch. Investigation of mechanism of heavy metals (Cr^{6+} , Pb^{2+} and Zn^{2+}) adsorption from aqueous medium using rice husk ash: Kinetic and thermodynamic approach. *Chemosphere*, 2022, vol. 286, no. 3, art. 131796. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131796>
37. Wang J., Chen C. Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnol. Adv.*, 2009, vol. 27, no. 2, pp. 195–226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>
38. Voronina A. V., Chaikina T. I., Nikiforov A. F., Driker B. N., Vurasko A. V., Frolova Y. I. Sorbents based on commercial cellulose intended for radioactively contaminated waters and natural water bodies rehabilitation. *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management*, 2013, no. 5, pp. 45–53 (in Russian).
39. Dremicheva E. S. Problems of pollution of water bodies with oil-containing wastewater of industrial enterprises and options for their solution. *Chem. Safety Sci.*, 2021, vol. 5, no. 1, pp. 66–77. <https://doi.org/10.25514/CHS.2021.2.20003>
40. Dolgopolova O. N., Hudoyarova Z. D. Modern technologies for cleaning water bodies from oil-contaminated bottom sediments using geocontainers. *Prospect and Protection of Mineral Resources*, 2020, no. 6, pp. 75–76. (in Russian).
41. Smolyakov B. S., Yermolaeva N. I., Romanov R. E., Sagidullin A. K. Response of plankton communities to the remediation of reservoirs contaminated with heavy metals: a field experiment. *Water and Ecology: Problems and Solutions*, 2020, no. 2 (82), pp. 104–113 (in Russian). <https://doi.org/10.23968/2305-3488.2020.25.2.104-113>
42. Patent RU 2437847 C1. *Biological filtration system of artificial and natural reservoirs*. Ionov V. V., Romina O. A. Application: 2010134598/05, 19.08.2010, publ. 27.12.2011 (in Russian).
43. Nghiem L. D., Schäfer A. I., Elimelech M. Removal of natural hormones by nanofiltration membranes: Measurement, modeling, and mechanisms. *Environ. Sci. Technol.*, 2004, vol. 38, pp. 1888–1896. <https://doi.org/10.1021/es034952r>
44. Schäfer A. I., Akanyeti I., Semião A. J. C. Micropollutant sorption to membrane polymers: a review of mechanisms for estrogens. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 2011, vol. 164, pp. 100–117. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.09.006>
45. Derlon N., Koch N., Eugster B., Posch Th., Pernthaler J., Pronk W., Morgenroth E. Activity of metazoa governs biofilm structure formation and enhances permeate flux during Gravity-Driven Membrane (GDM) filtration. *Water Res.*, 2013, vol. 47, no. 6, pp. 2085–2095. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.033>
46. Tang X., Xie B., Chen R., Wang J., Huang K., Zhu X., Li G., Liang H. Gravity-driven membrane filtration treating manganese-contaminated surface water: Flux stabilization and removal performance. *Chem. Eng. J.*, 2020, vol. 397, art. 125248. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125248>
47. Derlon N., Mimoso J., Klein Th., Koetzsch S., Morgenroth E. Presence of biofilms on ultrafiltration membrane surfaces increases the quality of permeate produced

- during ultra-low pressure gravity-driven membrane filtration. *Water Res.*, 2014, vol. 60, pp. 164–173. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.045>
48. Peter-Varbanets M., Hammes F., Vital M., Pronk W. Stabilization of flux during dead-end ultra-low pressure ultrafiltration. *Water Res.*, 2010, vol. 44, no. 12, pp. 3607–3616. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.020>
49. Sofia A., Ng W. J., Ong S. L. Engineering design approaches for minimum fouling in submerged MBR. *Desalination*, 2004, vol. 160, no. 1, pp. 67–74. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(04\)90018-5](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(04)90018-5)
50. Guo X., Jiang Sh., Wang Y., Wang J., Huang T., Liang H., Tang X. Effects of pre-treatments on the filtration performance of ultra-low pressure gravity-driven membrane in treating the secondary effluent: Flux stabilization and removal improvement. *Sep. Purif. Technol.*, 2022, vol. 303, art. 122122. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122122>
51. Zhang X., Ma J., Zheng J., Dai R., Wang X., Wang Zh. Recent advances in nature-inspired antifouling membranes for water purification. *Chem. Eng. J.*, 2022, vol. 432, art. 134425. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.134425>
52. Kim L.H., Lee D., Oh J., Kim S., Chae S.-Ha, Youn D., Kim Y. Performance of a novel granular activated carbon and gravity-driven membrane hybrid process: Process development and removal of emerging contaminants. *Process Saf. Environ. Prot.*, 2022, vol. 168, pp. 810–819. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.067>
53. Caldwell J., Taladriz-Blanco P., Lehner R., Lubskyy A., Diego Ortuso R., Rothen-Rutishauser B., Petri-Fink A. The micro-, submicron-, and nanoplastic hunt: A review of detection methods for plastic particles. *Chemosphere*, 2022, vol. 293, art. 133514. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133514>
54. Ansari A. A., Naeem M., Gill S. S., AlZuaibr F. M. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *The Egyptian J. Aquatic Res.*, 2020, vol. 46, no. 4, pp. 371–376. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>
55. Favas P. J. C., Pratas J., Rodrigues N., D'Souza R., Varun M., Paul M. S. Metal (loid) accumulation in aquatic plants of a mining area: Potential for water quality biomonitoring and biogeochemical prospecting. *Chemosphere*, 2018, vol. 194, pp. 158–170. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.139>
56. Vidal C. F., Oliveira J. A., da Silva A. A., Ribeiro C., Farnese F. D. S. Phytoremediation of arsenite-contaminated environments: Is *Pistia stratiotes* L. a useful tool? *Ecological Indicators*, 2019, vol. 104, pp. 794–801. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.048>
57. Yadav K. K., Gupta N., Kumar A., Reecec L. M., Singh N., Rezania S., Khan S. A. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Eng.*, 2018, vol. 120, pp. 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
58. Agarwal P., Rani R. Strategic management of contaminated water bodies: Omics, genome-editing and other recent advances in phytoremediation. *Environ. Technol. Innovation*, 2022, vol. 27, art. 102463. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102463>
59. Prasad M. N. Aquatic plants for phytotechnology. In: Singh S. N., Tripathi R. D., eds. *Environmental Bioremediation Technologies*. Berlin, Heidelberg, Springer, 2007, pp. 259–274. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34793-4_11
60. Koźmińska A., Wiszniewska A., Hanus-Fajerska E., Muszyńska E. Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants. *Plant Biotechnol. Rep.*, 2018, vol. 12, pp. 1–14. <https://doi.org/10.1007/s11816-017-0467-2>
61. Carolin C. F., Kumar P. S., Saravanan A., Joshi G. J., Naushad Mu. Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2017, vol. 5, no. 3, pp. 2782–2799. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
62. Fasani E. Plants that hyperaccumulate heavy metals. In: Furini A., ed. *Plants and Heavy Metals*. Dordrecht, Springer, Ser. SpringerBriefs in Molecular Science, 2012, pp. 55–74. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4441-7_3
63. Sarma H. Metal hyperaccumulation in plants: A review focusing on phytoremediation technology. *J. Environ. Sci. and Tech.*, 2011, vol. 4, no. 2, pp. 118–138.
64. Zhang T., Lu Q., Su C., Yang Y., Hu D., Xu Q. Mercury induced oxidative stress, DNA damage, and activation of antioxidative system and Hsp70 induction in duckweed (*Lemna minor*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2017, vol. 143, pp. 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.058>
65. Leao G. A., de Oliveira J. A., Felipe R. T. A., Farnese F. S., Gusman G. S. Anthocyanins, thiols, and antioxidant scavenging enzymes are involved in *Lemna gibba* tolerance to arsenic. *J. Plant Int.*, 2014, vol. 9, pp. 143–151. <https://doi.org/10.1080/17429145.2013.784815>
66. Ekperusi A. O., Sikoki F. D., Nwachukwu E. O. Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. *Chemosphere*, 2019, vol. 223, pp. 285–309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.02.025>
67. Prasad M. N., Freitas H. M. Metal hyperaccumulation in plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electron. J. Biotechnol.*, 2003, vol. 6, no. 3, pp. 285–321. <https://doi.org/10.2225/vol6-issue3-fulltext-6>
68. Upadhyay A. R., Tripathi B. D. Principle and process of biofiltration of Cd, Cr, Co, Ni & Pb from tropical opencast coalmine effluent. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2007, vol. 180, pp. 213–223. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9264-1>
69. Mkandawire M., Dudel E. G. Are *Lemna* spp. effective phytoremediation agents. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, 2007, vol. 1, no. 1, pp. 56–71.

70. Sharma S., Singh B., Manchanda V. K. Phytoremediation: Role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environ Sci Pollut Res Int.*, 2015, vol. 22, no. 2, pp. 946–962. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3635-8>
71. Bhaskaran K., Nadaraja A. V., Tumbath S., Shah L. B., Puthiya Veetil P. G. Phytoremediation of perchlorate by free floating macrophytes. *J. Hazard. Mater.*, 2013, vol. 260, pp. 901–906. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.008>
72. Liu N., Wu Z. Toxic effects of linear alkylbenzene sulfonate on *Chara vulgaris* L. *Environ. Sci. Pollution Res.*, 2018, vol. 25, pp. 4934–4941. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0883-4>
73. Liu Y., Liu N., Zhou Y., Wang F., Zhang Y., Wu Z. Growth and physiological responses in *Myriophyllum spicatum* L. exposed to linear alkylbenzene sulfonate. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2019, vol. 38, no. 9, pp. 2073–2081. <https://doi.org/10.1002/etc.4475>
74. Wu Z., Yu D., Li J., Wu G., Niu X. Growth and antioxidant response in *Hydrocharis dubis* (Bl.) Backer exposed to linear alkylbenzene sulfonate. *Ecotoxicology*, 2010, vol. 19, pp. 761–769. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0453-8>
75. Khataee A. R. Phytoremediation potential of duckweed (*Lemna minor* L.) in degradation of CI Acid Blue 92: Artificial neural network modeling. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2012, vol. 80, pp. 291–298.
76. Neag E., Malschi D., Măicăneanu A. Isotherm and kinetic modelling of Toluidine Blue (TB) removal from aqueous solution using *Lemna minor*. *Int. J. Phytorem.*, 2018, vol. 20, no. 10, pp. 1049–1054. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1460304>
77. Yaseen D. A., Scholz M. Comparison of experimental ponds for the treatment of dye wastewater under controlled and semi-natural conditions. *Environ. Sci. Pollution Res.*, 2017, vol. 24, pp. 16031–16040. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9245-5>
78. Makarova A., Pishchaeva K., Chelnokov V., Matasov A., Saproshtina A., Varbanov P. S. Evaluation of the effectiveness of the use of carbon fibres using salt of ethylenediaminetetraacetic acid for the purification of water bodies from heavy metals. *Cleaner Eng. Technol.*, 2022, vol. 10, art. 100549. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100549>
79. Newcomb B. A. Processing, structure, and properties of carbon fibers. *Composites Part A: Appl. Sci. and Manufacturing*, 2016, vol. 91, pp. 262–282. <https://doi.org/10.1016/j.compositesa.2016.10.018>
80. Shalygina T. A., Voronina S. Yu., Voronchikhin V. D., Vlasov A. Yu., Ovchinnikov A. N., Grotskaya N. N. Data for determining the surface properties of carbon fiber in contact interaction with polymeric binders. *Data Brief.*, 2021, vol. 35, art. 106847. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2021.106847>
81. Saleem M. H., Ali S., Kamran M., Iqbal N., Azeem M., Tariq Javed M., Ali Q., Zulqurnain Haider M., Irshad S., Rizwan M., Alkahtani S., Abdel-Daim M. Ethylenediaminetetraacetic acid (EDTA) mitigates the toxic effect of excessive copper concentrations on growth, gaseous exchange and chloroplast ultrastructure of *Cochrora capsularis* L. and improves copper accumulation capabilities. *Plants*, 2020, vol. 9, no. 6, pp. 756. <https://doi.org/10.3390/plants9060756>
82. Zakaria Z., Zulkafflee N. S., Mohd Redzuan N. A., Selamat J., Ismail M. R., Praveena S. M., Tóth G., Abdull Razis A. F. Understanding potential heavy metal contamination, absorption, translocation and accumulation in rice and human health risks. *Plants*, 2021, vol. 10, no. 6, pp. 1070. <https://doi.org/10.3390/plants10061070>
83. Jia X. Q., Li S. Y., Miu H. J., Yang T., Rao K., Wu D. Y., Cui B. L., Ou J. L., Zhu Z. C. Carbon nanomaterials: A new sustainable solution to reduce the emerging environmental pollution of turbomachinery noise and vibration. *Front. Chem.*, 2020, vol. 8, art. 683. <https://doi.org/10.3389/fchem.2020.00683>
84. Sinha R. K., Herat S., Tandon P. K. Phytoremediation: Role of plants in contaminated site management. In: Singh S. N., Tripathi R. D., eds. *Environmental Bioremediation Technologies*. Berlin, Heidelberg, Springer, 2007, pp. 315–330. https://doi.org/10.1007/978-3-540-34793-4_14
85. Obinna I. B., Ebere E. C. Phytoremediation of polluted waterbodies with aquatic plants: Recent progress on heavy metal and organic pollutants. *Anal. Methods in Environ. Chem. J.*, 2019, vol. 2, pp. 66–104. <https://doi.org/0.24200/amecj.v2.i03.66>
86. Tangahu B. V., Abdullah S. R. S., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M. A Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *Int. J. Chem. Eng.*, 2011, vol. 31, art. 939161. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
87. Erdei L. Phytoremediation as a program for decontamination of heavy metal polluted environment. *Acta Biologica Szegediensis*, 2005, vol. 49, no. 1-2, pp. 75–76.
88. DalCorso G., Fasani E., Manara A., Vissioli G., Furini A. Heavy metal pollutions: State of the art and innovation in phytoremediation. *Int. J. Mol. Sci.*, 2019, vol. 20, no. 14, art. 3412. <https://doi.org/10.3390/ijms20143412>
89. Bi R., Zhou C., Jia Y., Wang S., Li P., Reichwaldt E. S., Liu W. Giving waterbodies the treatment they need: A critical review of the application of constructed floating wetlands. *J. Environ Manage.*, 2019, vol. 238, pp. 484–498. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.064>
90. Pavlidis G., Zouliou I., Karasali H., Marousopoulou A., Bariamis G., Nalbantis I., Tsirhrintzis V. A. Experiments on pilot-scale constructed floating wetlands efficiency in removing agrochemicals. *Toxics*, 2022, vol. 10, no. 12, art. 790. <https://doi.org/10.3390/toxics10120790>
91. Stefani G., Tocchetto D., Salvato M., Borin M. Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. *Hydrobiologia*, 2011, vol. 674, pp. 157–167. <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0730-4>

92. Billore S., Prashant K., Sharma J. K. Restoration and conservation of stagnant water bodies by gravel-bed treatment wetlands and artificial floating reed beds in tropical India. In: Sengupta M., Dalwani R., eds. *Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference*. Jaipur, India, 2008, pp. 981–987.
93. Jyoti D., Sinha R., Faggio C. Advances in biological methods for the sequestration of heavy metals from water bodies: A review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 2022, vol. 94, art. 103927. [dhttps://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103927](https://doi.org/10.1016/j.etap.2022.103927)
94. Cui E., Zhou Zh., Gao F., Chen H., Li J. Roles of substrates in removing antibiotics and antibiotic resistance genes in constructed wetlands: A review. *Sci. Total Environ.*, 2023, vol. 859, art. 160257. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160257>
95. Arumugam N., Chelliapan S., Kamyab H., Thirugnana S., Othman N., Nasri N.S. Treatment of wastewater using seaweed: A review. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2018, vol. 15, no. 12, art. 2851. <https://doi.org/10.3390/ijerph15122851>
96. Guzmán-Fierro V., Arriagada C., José Gallardo J., Campos V., Roeckel M. Challenges of aerobic granular sludge utilization: Fast start-up strategies and cationic pollutant removal. *Heliyon*, 2023, vol. 9, no. 2, art. e13503. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e13503>
97. Ahmed M., Zhou J., Ngo H., Guo W., Thomaidis N., Xu J. Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *J. Hazardous Materials*, 2017, vol. 323, part A, pp. 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
98. Biktasheva L. R., Selivanovskaya S. Y., Mukhtarova R. A., Abdaljalil H., Galitskaya P. Y. Some characteristics of the microbial community of reservoir fluids of the Romashkinskoe field. *Uchenye Zapiski Kazanskogo Universiteta. Seriya Estestvennye Nauki*, 2022, vol. 164, no. 2, pp. 263–278 (in Russian). <https://doi.org/10.26907/2542-064X.2022.2.263-278>
99. Zhang T., Zhang H. Microbial consortia are needed to degrade soil pollutants. *Microorganisms*, 2022, vol. 10, no. 2, pp. 261. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10020261>
100. Bilal M., Iqbal H. M. N. Persistence and impact of steroid estrogens on the environment and their laccase-assisted removal. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 690, pp. 447–459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.025>
101. Bilal M., Iqbal H. M. N., Barceló D. Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 695, art. 133896. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133896>
102. Zdarta J., Meyer A.S., Jesionowski T., Pinelo M. Developments in support materials for immobilization of oxidoreductases: A comprehensive review. *Adv. Colloid Interface Sci.*, 2018, vol. 258, pp. 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2018.07.004>
103. Alneyadi A. H., Rauf M. A., Ashraf S. S. Oxidoreductases for the remediation of organic pollutants in water a critical review. *Crit. Rev. Biotechnol.*, 2018, vol. 38, pp. 971–988. <https://doi.org/10.1080/07388551.2017.1423275>
104. Zdarta J., Meyer A. S., Jesionowski T., Pinelo M. Multi-faceted strategy based on enzyme immobilization with reactant adsorption and membrane technology for biocatalytic removal of pollutants: A critical review. *Biotechnol. Adv.*, 2019, vol. 37, art. 107401. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.05.007>
105. Bilal M., Rasheed T., Iqbal H. M. N., Yan Y. Peroxidases-assisted removal of environmentally-related hazardous pollutants with reference to the reaction mechanisms of industrial dyes. *Sci. Total Environ.*, 2018, vol. 644, pp. 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.274>
106. Geissen V., Mol H., Klumpp E., Umlauf G., Nadal M., Ploeg M., Zee S., Ritsema C. J. Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 2015, vol. 3, pp. 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
107. Morsi R., Bilal M., Iqbal H. M. N., Ashraf S. S. Laccases and peroxidases: The smart, greener and futuristic biocatalytic tools to mitigate recalcitrant emerging pollutants. *Sci. Total Environ.*, 2020, vol. 714, art. 136572. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136572>
108. Battistuzzi G., Bellei M., Bortolotti C. A., Sola M. Redox properties of heme peroxidases. *Arch. Biochem. Biophys.*, 2010, vol. 500, pp. 21–36. <https://doi.org/10.1016/j.abb.2010.03.002>
109. Chiong T., Lau S. Y., Lek Z. H., Koh B. Y., Danquah M. K. Enzymatic treatment of methyl orange dye in synthetic wastewater by plant-based peroxidase enzymes. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2016, vol. 4, pp. 2500–2509. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2016.04.030>
110. Babu D. S., Srivastava V., Nidheesh P. V., Kumar M. S. Detoxification of water and wastewater by advanced oxidation processes. *Sci. Total Environ.*, 2019, vol. 696, art. 133961. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133961>
111. Quiñones D. H., Álvarez P. M., Rey A., Beltrán F. J. Removal of emerging contaminants from municipal WWTP secondary effluents by solar photocatalytic ozonation. A pilot-scale study. *Separation and Purification Technol.*, 2015, vol. 149, pp. 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.05.033>
112. Haag W. R., Yao C. C. D. Rate constants for reaction of hydroxyl radicals with several drinking water contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 1992, vol. 26, no. 5, pp. 1005–1013.
113. Kanakaraju D., Glass B. D., Oelgemöller M. Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuti-

- cals from water: A review. *J. Environ Manage.*, 2018, vol. 219, pp. 189–207. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
114. Ramírez-Malule H., Quiñones-Murillo D. H., Manotas-Duque D. Emerging contaminants as global environmental hazards. A bibliometric analysis. *Emerging Contaminants.*, 2020, vol. 6, pp. 179–193. <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2020.05.001>
115. Coronado J. M., Fresno F., Hernández-Alonso M., Portela R. The Keys of Success: TiO_2 as a Benchmark Photocatalyst. *Design of Advanced Photocatalytic Mater. for Energy and Environ. Applications. Green Energy and Technology*. London, Springer, 2013, pp. 85–101.
116. Cassano A. E., Alfano O. M. Reaction engineering of suspended solid heterogeneous photocatalytic reactors. *Catalysis Today*, 2000, vol. 58, no. 2-3, pp. 167–197.
117. Rey A., Quinones D. H., Álvarez P. M., Beltrán F. J., Plucinski P. K. Simulated solar-light assisted photocatalytic ozonation of metoprolol over titania-coated magnetic activated carbon. *Appl. Catal. B: Environ.*, 2012, vol. 111, pp. 246–253. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2011.10.005>
118. Quiñones-Murillo D. H., Ariza-Reyes A. A., Ardila-Vélez L. J. Some kinetic and synergistic considerations on the oxidation of the azo compound Ponceau 4R by solar-mediated heterogeneous photocatalytic ozonation. *Desalination and Water Treatment*, 2019, vol. 170, pp. 61–74. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24711>
119. Canizares P., Paz R., Sáez C., Rodrigo M. A. Costs of the electrochemical oxidation of wastewaters: A comparison with ozonation and Fenton oxidation processes. *J. Environ. Manag.*, 2009, vol. 90, no. 1, pp. 410–420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.10.010>
120. Inchaurondo N. S., Font Clay J. Zeolite and oxide minerals: Natural catalytic materials for the ozonation of organic pollutants. *Molecules*, 2022, vol. 27, no. 7, pp. 2151. <https://doi.org/10.3390/molecules27072151>
121. Foka-Wembe E. N., Benghafour A., Dewez D., Azzouz A. Clay-catalyzed ozonation of organic pollutants in water and toxicity on *Lemna minor*: Effects of molecular structure and interactions. *Molecules*, 2022, vol. 28, no. 1, pp. 222. <https://doi.org/10.3390/molecules28010222>
122. Mirzaei A., Chen Z., Haghigat F., Yerushalmi L. Removal of pharmaceuticals from water by homo/heterogeneous Fenton-type processes – a review. *Chemosphere*, 2017, vol. 174, pp. 665–688. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.019>
123. Ni Y., Zhou Ch., Xing M., Zhou Y. Oxidation of emerging organic contaminants by *in situ* H_2O_2 fenton system. *Green Energy and Environ.*, 2024, vol. 9, iss. 3, pp. 417–434. <https://doi.org/10.1016/j.gee.2023.01.003>
124. Zhou Z., Liu X., Sun K., Lin C., Ma J., He M., Ouyang W. Persulfate-based advanced oxidation processes (AOPs) for organic-contaminated soil remediation: A review. *Chem. Eng. J.*, 2019, vol. 372, pp. 836–851. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.213>
125. Shiying Y., Ping W., Xin Y., Guang W. E., Zhang W., Liang S. H. A novel advanced oxidation process to degrade organic pollutants in wastewater: Microwave-activated persulfate oxidation. *J. Environ. Sci.*, 2009, vol. 21, no. 9, pp. 1175–1180. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)62399-2](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62399-2)
126. Tan C., Gao N., Deng Y., An N., Deng J. Heat-activated persulfate oxidation of diuron in water. *Chem. Eng. J.*, 2012, vol. 203, pp. 294–300. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.07.005>
127. Torres-Palma R. A., Serna-Galvis E. A. Sonolysis. In: Ameta S. A., Ameta R., eds. *Advanced Oxidation Processes for Waste Water Treatment: Emerging Green Chemical Technology*. Elsevier, Academic press, 2018, pp. 177–213. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00007-3>
128. Huerta-Fontela M., Galceran M. T., Ventura F. Occurrence and removal of pharmaceuticals and hormones through drinking water treatment. *Water Res.*, 2011, vol. 45, pp. 1432–1442. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.036>
129. Suarez S., Lema J. M., Omil F. Pre-treatment of hospital wastewater by coagulation–flocculation and flotation. *Bioresour. Technol.*, 2009, vol. 100, pp. 2138–2146. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.015>
130. Adams C., Wang Y., Loftin K., Meyer M. Removal of antibiotics from surface and distilled water in conventional water treatment processes. *J. Environ. Eng.*, 2002, vol. 128, pp. 253–260. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2002\)128:3\(253\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2002)128:3(253)
131. Zhou J., Jia Y., Liu H. Coagulation/flocculation-flotation harvest of *Microcystis aeruginosa* by cationic hydroxyethyl cellulose and *Agrobacterium mucopoly-saccharides*. *Chemosphere*, 2023, vol. 313, art. 137503. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137503>
132. Peydayesh M., Suta T., Usuelli M., Handschin S., Canelli G., Bagnani M., Mezzenga R. Sustainable removal of microplastics and natural organic matter from water by coagulation-flocculation with protein amyloid fibrils. *Environ. Sci. Technol.*, 2021, vol. 55, no. 13, pp. 8848–8858. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01918>
133. Kaur I., Batra V., Kumar Reddy Bogireddy N., Torres Landa S. D., Agarwal V. Detection of organic pollutants, food additives and antibiotics using sustainable carbon dots. *Food Chemistry*, 2023, vol. 406, art. 135029. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2022.135029>

Поступила в редакцию 16.08.2024; одобрена после рецензирования 14.02.2025;
принята к публикации 02.04.2025; опубликована 30.06.2025

The article was submitted 16.08.2024; approved after reviewing 14.02.2025;
accepted for publication 02.04.2025; published 30.06.2025