

БАКТЕРИАЛЬНЫЕ БИОПЛЕНКИ И ИХ ПРИМЕНЕНИЕ В БИОРЕМЕДИАЦИИ

© 2022 г. А. В. Гильдебрант¹, И. С. Сазыкин¹, М. А. Сазыкина¹, *

¹Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского Южного
федерального университета, Ростов-на-Дону, 344090 Россия

*e-mail: samara@sfedu.ru

Поступила в редакцию 11.06.2022 г.

После доработки 26.08.2022 г.

Принята к публикации 30.08.2022 г.

Загрязнение окружающей среды стойкими поллютантами в настоящее время является глобальной проблемой. Многообещающую роль в биоремедиации демонстрируют бактериальные биопленки благодаря тому, что бактерии в их составе являются более устойчивыми к воздействию негативных факторов окружающей среды и способны трансформировать загрязняющие вещества более эффективно, чем планктонные формы. Биоремедиация с использованием биопленок является экологически чистым и экономически выгодным способом утилизации поллютантов. В этом обзоре представлена информация о процессе образования биопленок у микроорганизмов, а также о применении биопленок в качестве средств биodeградации загрязнителей окружающей среды, включая углеводороды, тяжелые металлы, пестициды, фармацевтические препараты и гигиенические средства.

Ключевые слова: биопленка, биodeградация, биоремедиация, поллютанты

DOI: 10.56304/S0234275822050052

В последние десятилетия развитие химической промышленности, а также увеличение антропогенной деятельности, привели к глобальному загрязнению почв, воды и донных отложений. Стойкие загрязнители, в том числе полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), пестициды и ионы тяжелых металлов, накапливаются в окружающей среде, что приводит к различным опасным проблемам со здоровьем живых организмов. ПАУ являются стойкими органическими загрязнителями (СОЗ), которые широко распространены в окружающей среде из-за их неполного сгорания. Органические вещества прочно адсорбируются частицами почвы, обладают низкой биодоступностью, а также низкой растворимостью, что препятствует процессу биоремедиации. Данные соединения являются токсичными и обладают мутагенным, канцерогенным, тератогенным и иммунотоксическим действием на живые организмы [1, 2].

Список сокращений: ПАУ – полициклические ароматические углеводороды; ФПГС – Фармацевтические препараты и гигиенические средства; ЭАБ – электрохимически активная биопленка; МВБР (Moving Bed Biofilm Reactor) – биопленочный биореактор с подвижным слоем.

Одной из стратегий повышения производительности в сельском хозяйстве является использование гербицидов. Тем не менее, массовое использование их и других пестицидов приводит к загрязнению сельскохозяйственных почв, речных систем и близлежащих грунтовых вод, а также изменению структуры и функций почвенных микробных сообществ. Гербициды, кроме их основных целей, прямо или косвенно оказывают действие также и на другие живые организмы, включая человека [3].

Для природы и здоровья человека представляет опасность быстро растущее загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами. Несмотря на то, что они присутствуют естественным образом в земной коре, их чрезмерное использование в промышленности приводит к увеличению их концентрации как в наземных, так и в водных средах. Природные явления, такие как эрозия почвы, выветривание горных пород, коррозия металлов, извержения вулканов, могут еще больше усугубить загрязнение. Тяжелые металлы, несомненно, необходимы для функционирования человеческого организма, так как они играют важнейшую роль в работе ферментов, росте клеток, различных метаболических процессах. Но их присутствие требуется только в следовых количествах, а высокие

концентрации вызывают неблагоприятные последствия [4]. Тяжелые металлы могут быть токсичными и канцерогенными, приводить к эндокринным и репродуктивным нарушениям, нейродегенеративным заболеваниям. Избыток тяжелых металлов имеет тенденцию к накоплению в клетках и тканях, связыванию с нуклеиновыми кислотами и белками. Это может нарушить функционирование клеток, что приводит к нарушениям в жизненно важных органах [5].

Для лечения заболеваний человека и животных и улучшения качества жизни используются фармацевтические препараты и гигиенические средства (ФПГС) [6]. Они поступают в систему водоснабжения из индивидуальных домохозяйств, больниц и животноводческих ферм и могут представлять угрозу для экосистемы. Например, азиатские стервятники оказались на грани исчезновения после употребления зараженных диклофенаком животных из-за их острой токсичности [7].

В медицине и животноводстве широко используются антибиотики. Несмотря на то, что их концентрации в естественных водоемах и сточных водах невелики (от нг/л до мг/л), выброс и распределение антибиотиков может привести к развитию и распространению антибиотикорезистентных микроорганизмов и оказать неблагоприятное воздействие на водные микроорганизмы, человека и экосистемы [8]. 30–90% от дозы большинства антибиотиков, вводимой людям и животным, выводятся в форме активного вещества [9]. Постоянное использование этих препаратов увеличивает число бактерий, устойчивых к ним, а также усиливает способность микроорганизмов вызывать тяжелые инфекции у пациентов, использующих изделия медицинского назначения, такие как катетеры для внутреннего или наружного применения и имплантаты [10, 11].

В связи с этим, удаление таких токсичных загрязнителей из окружающей среды имеет важное значение для ее сохранения. Одной из самых перспективных, недорогих, экологически безопасных технологий очистки окружающей среды от органических и неорганических загрязнителей на загрязненных территориях является биоремедиация — деградация токсичных загрязняющих веществ, находящихся в почве, воде и воздухе с использованием микроорганизмов [12, 13]. В природе различные микроорганизмы, такие как бактерии и грибы, обладают естественной способностью разлагать загрязняющие вещества, присутствующие в окружающей среде. Эта способность может быть использована для биоремедиации. Более того, эти микроорганизмы можно генетически модифицировать для разложения определенных загрязнителей. В процессе биоремедиации различные виды

бактерий используют множество метаболических путей, включающих разнообразные ферменты, и продуцируют целый спектр метаболитов [14]. Конечный продукт жизнедеятельности одного вида микроорганизмов может служить субстратом для других, что приводит к деградации сложного загрязнителя. Таким образом, сочетание нескольких видов микроорганизмов может привести к деградации сложных загрязнителей.

В биоремедиации и биотрансформации бактериальные биопленки имеют преимущества перед планктонными формами. Высокая концентрация химических веществ на загрязненных участках может приводить к ингибированию планктонных микроорганизмов, в то время как микроорганизмы в составе биопленки могут быть устойчивы к действию данных веществ. Предполагается, что в сильно загрязненных местах и в присутствии сублетальных концентраций антибиотиков бактерии преимущественно существуют в форме биопленок [15]. Экзополимерный матрикс также иммобилизует загрязняющие вещества во время деградации [16].

Трехмерная структура бактериальной биопленки с понижением концентрации кислорода по направлению к ее центру обеспечивает близкий контакт аэробных и анаэробных микроорганизмов, что способствует более быстрому разложению различных загрязняющих веществ [17]. Возникновение анаэробных зон в аэробных биопленках можно использовать для обеспечения полной биодеградации стойких ксенобиотических ароматических соединений, характеризующихся электроноакцепторными заместителями. Анаэробные зоны, образующиеся в биопленках, могут обеспечивать размещение микроорганизмов, проявляющих анаэробную активность в отношении восстановления этих ксенобиотических соединений. Одновременно микроорганизмы в аэробных зонах биопленки могут осуществлять минерализацию восстановленных продуктов, что позволяет использовать преимущества последовательной анаэробно-аэробной обработки в одном биореакторе [17].

Кроме того, бактерии в биопленках в условиях стресса выделяют мембранные везикулы. Например, мембранные везикулы *E. coli* могут нейтрализовать агенты окружающей среды, такие как полимиксин В, и защищать клетки от лизиса, в то время как *Pseudomonas putida* секретирует мембранные везикулы в ответ на действие углеводов, при этом изменяется заряд клеточной поверхности и ее гидрофобность [18, 19]. В настоящей статье рассмотрен процесс развития биопленок, а также их использование для биоремедиации загрязнителей окружающей среды, таких как угле-

водороды, тяжелые металлы, пестициды, фармацевтические препараты и гигиенические средства.

БИОПЛЕНКА

Биопленки — это сложные гетерогенные трехмерные структуры. Они представляют собой сообщества микроорганизмов, прикрепленных к поверхности и погруженных в матрицу синтезированного ими внеклеточного экзополимерного вещества [20]. Биопленки могут формироваться на различных границах раздела фаз, таких как воздух—твердая поверхность, воздух—жидкость, жидкость—жидкость, и могут состоять как из одного вида, так и из сообщества микроорганизмов различных видов.

Как правило, биопленка содержит 10–25% микробных клеток и 75–90% матрикса. Полимерный матрикс в основном состоит из полисахаридов, ДНК и белков, а также содержит нуклеиновые и полиуроновые кислоты, воду, метаболиты и продукты лизиса клеток [21–24]. В биопленке существуют каналы для воды, воздуха и питательных веществ [23]. Структурная организация биопленок обеспечивает микробным клеткам большую устойчивость к стрессам окружающей среды, таким как высокие или низкие температуры, кислый или щелочной pH, высокая соленость, ограниченное количество питательных веществ, антимикробные агенты, УФ-излучение, токсичные химические вещества [25–28].

Формирование биопленки включает пять основных этапов: обратимая адгезия, необратимая адгезия, первичное созревание, вторичное созревание и стадия дисперсии.

1. Обратимая адгезия. Физические силы, такие как электростатические, гидрофобные взаимодействия, взаимодействия Ван-дер-Ваальса, а также физико-химические свойства поверхности субстрата, участвуют в адгезии бактериальных клеток к поверхности [29]. Бактериальные клетки прикрепляются к поверхности только тогда, когда силы притяжения превышают силы отталкивания [30]. Кроме того, важную роль в развитии биопленок играет хемотаксис, который представляет собой прямое движение бактериальных клеток к питательным веществам. На скорость и степень прикрепления влияют как свойства субстрата, так и строение бактериальной клетки. В большинстве случаев биопленки быстрее развиваются на более грубых и более гидрофобных поверхностях [31]. Такие свойства микробных клеток как наличие жгутиков, фимбрий, гликокаликса влияют на скорость и степень адгезии. Поскольку первоначальное прикрепление нестабильно, многие бактериальные клетки могут отрываться от поверхности и возобновлять планктонный образ жизни [32].

2. Необратимая адгезия. Если условия окружающей среды благоприятны для прикрепления бактерий, клетки могут перейти от обратимой адгезии к более устойчивой необратимой адгезии. Когда бактерии находятся очень близко к поверхности, доминируют взаимодействия Ван-дер-Ваальса, притяжение между бактериями и поверхностью усиливается, образуется стабильная адсорбция. Необратимая адгезия — это продолжение процесса обратимой адгезии, закладывающее основу для формирования биопленок [33]. Процесс необратимой адгезии достигается за счет таких физических взаимодействий, как формирование водородных, ковалентных связей, дипольных взаимодействий и ионных связей. Поверхность бактериальной клетки содержит различные структуры, такие как жгутики, пили, фимбрии и др., участвующие в формировании биопленки [34, 35]. На этом этапе микроорганизмы начинают синтезировать внеклеточные вещества — компоненты экзополимерного матрикса. Благодаря этим компонентам (полисахариды, ДНК, белки, нуклеиновые и полиуроновые кислоты, вода, метаболиты, продукты лизиса клеток и пр.) [21–24] на данной стадии клетки теряют подвижность. Небольшие гидрофобные области, присутствующие на поверхности микробных клеток, ответственны за прилипание микроорганизмов к гидрофобным поверхностям [36].

3. Первичное созревание — формирование ранней структуры биопленки. Этот процесс начинается после необратимого прикрепления бактериальных клеток к поверхности. Рост и созревание клеток на этом этапе происходят с помощью сигналов аутоиндукторов, позволяющих клеткам взаимодействовать [37]. Бактериальные клетки синтезируют компоненты экзополимерного матрикса, который защищает клетки от действия негативных факторов окружающей среды. Для клеточной коммуникации и стабилизации биопленки важную роль играют экзополимерный матрикс и внеклеточная ДНК [38].

4. Вторичное созревание — образование полностью зрелых биопленок со сложной структурой. Сформированная биопленка состоит из скрепленных экзополимерным матриксом грибовидных или столбчатых структур, которые перемежаются заполненными жидкостью каналами [39, 40].

5. Стадия дисперсии — отделение подвижных клеток от микроколоний. После созревания биопленки следует этап диспергирования, который также является критическим для ее жизненного цикла. Дисперсия биопленки происходит вследствие воздействия множества факторов, таких как нехватка питательных веществ, интенсивная конкуренция, переросшая популяция и т.д. [23]. На этом этапе бактериальные клетки,

входящие в состав биопленки, секретируют различные сахаролитические ферменты, которые разрушают полисахариды, стабилизирующие биопленку, и, тем самым, освобождают находящиеся в верхней части биопленки бактерии, способные к колонизации на новой поверхности [38].

БИОПЛЕНКИ В БИОРЕМЕДИАЦИИ РАЗЛИЧНЫХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Углеводороды

Бактерии в составе биопленок лучше защищены от токсического действия полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) и более способны к их биоремедиации [41]. Показано, что экзополимерный матрикс способствует повышению биодоступности малорастворимых ПАУ и усилению их биодеградации [42]. Установлена взаимосвязь между увеличением биомассы экзополимерного матрикса биопленки бактерий рода *Pseudomonas* и интенсивностью биодеградации ПАУ [43, 44]. Важным аспектом также может являться момент внесения ПАУ. На примере мультитиповой биопленки, включающей *Pseudomonas monteilii* P26 (HE798531), *Pseudomonas* sp. N3 (LN680634), *Rhodococcus* sp. F27 (LN680637) и *Gordonia* sp. H19 (LN680636), установлено, что при внесении фенантрена и пирена на стадии формирования биопленки усиливается продукция биоэмульгатора, а скорость деградации ПАУ увеличивается [45].

В работе Shimada с соавт. [46] показано, что скорость деградации нафталина с помощью биопленки штамма *Pseudomonas stutzeri* T102 изначально является низкой, но затем превосходит таковую у планктонных клеток, которые разлагали нафталин с почти постоянной скоростью. Кроме того, обнаружено, что бактериальные клетки *P. stutzeri* T102 более устойчивы и активны в почвах, загрязненных нефтью, при внесении их в виде биопленок, а не в виде суспензии планктонных клеток. Mangwani с соавт. [47] исследовали образование биопленок и деградацию полициклических ароматических углеводородов морской бактерией *Stenotrophomonas acidaminihila* NCW-702. Установлено, что через 7 дней образованная ей биопленка эффективно разлагает 71.1 и 40.2% фенантрена и пирена, соответственно, тогда как в планктонной культуре наблюдалось разложение лишь 38.7 и 29.7% соответственно. Кроме того, еще в одной работе Mangwani с соавт. [48] выделены и идентифицированы способные к образованию биопленок и к деградации фенантрена и пирена другие морские бактерии. Определено, что они относятся к родам *Pseudomonas*, *Stenotrophomonas*, *Paenibacillus*, *Alcaligenes*, *Sporosarcina* и *Lysinibacillus*. Выделен-

ные изоляты могли расти на среде с несколькими ароматическими углеводородами (толуол, бифенил, антрацен и нафталин).

Биопленка штамма *Pseudomonas aeruginosa* PFL-P1, выделенного из воды, загрязненной ПАУ, способна деградировать 74% фенантрена в течение 120 ч. Секвенирование генома данного штамма показало, что он содержит гены, ответственные за утилизацию различных токсичных ароматических соединений, таких как нафталин, толуол, ксилол, стирол, атразин, капролактан и др. [49].

Одним из препятствий в биоремедиации ПАУ является сложность деградации их смеси. В окружающей среде было обнаружено более 100 различных типов ПАУ. В этом случае могут быть использованы мультитиповые биопленки. В мультитиповых биопленках ко-метаболические механизмы позволили деградировать несколько ПАУ одновременно [50]. Ibrag и Yang [51] сконструировали консорциум микроорганизмов, способных к синтезу биосурфактантов и деградации ПАУ. Данный консорциум разлагал более 90% нафталина, фенантрена и пирена в течение десяти дней инкубации с сопутствующим образованием биосурфактантов. Показано перекрестное питание бактерий внутри сообщества, когда один вид микроорганизмов часто может осуществлять лишь частичную трансформацию поллютанта, а не его полную минерализацию и, соответственно, продукты метаболизма одного вида бактерий могут служить пищевыми субстратами для другого вида. На этом основании авторы предположили, что полные пути деградации ПАУ не обязательны для отдельных бактерий в консорциуме.

Для удаления концентрированной нефти из сточных вод предложено использовать биопленку штамма *Pseudomonas aeruginosa* NY3, продуцирующего биосурфактанты и способного к биодеградации углеводородов, в том числе ПАУ. Биопленка данного штамма была иммобилизована на поверхности пенополиуретана. Скорость разложения нефти была достаточно стабильной в широком диапазоне pH и высокой концентрации солей, что делает возможным применение биопленок *P. aeruginosa* NY3 при очистке загрязненных нефтью вод окружающей среды. В биопленке после 40 дней работы, по-прежнему, преобладали клетки штамма *P. aeruginosa* NY3. Однако по мере увеличения времени эффективность деградации снижалась и увеличивалось количество остаточной нефти на поверхности биопленок, что могло влиять на нормальный метаболизм клеток. В связи с этим, после 40 дней, биопленки подвергались восстановительной инкубации. После этого нефть, оставшаяся на использованных иммобилизованных биопленках, могла быть почти полностью удалена, а иммоби-

лизированные биопленки были свежевосстановлены и готовы к повторному использованию [52].

Catania с соавт. [53] разработали инновационные биосорбент-биodeградирующие биопленки для очистки воды, загрязненной нефтью. Углеводород-деградирующие гамма-протеобактерии и актинобактерии были иммобилизованы на био-разлагаемых нефте-адсорбирующих носителях на основе полимолочной кислоты и поликапролактоновых мембран, полученных методом электроформования. Иммобилизация увеличивала биodeградацию углеводов до 23%, по сравнению со свободноживущими бактериями. Полученные биосорбент-биodeградирующие биопленки одновременно адсорбировали 100% разлитой нефти и биodeградировали более 66% за 10 дней с ограниченным выходом клеток в окружающую среду.

Перспективным также является использование мультивидовых биопленок, состоящих из бактерий и грибов. Так, биodeградация гексадекана за 14 дней в монокультурах *Aspergillus* sp. MM1 и *Bacillus* sp. MM1 составляла 52.92 и 9.62% соответственно, а при совместном культивировании этих микроорганизмов – 99.42%. Кроме того, данное сообщество продемонстрировало способность к утилизации сырой нефти и дизельного топлива [54].

Тяжелые металлы

Важную роль на разных этапах формирования биопленки играют металлы [55]. Ряд ионов, таких как Cr(VI), Mg(II) и Ni(II), могут способствовать формированию биопленки, увеличению ее толщины и образованию внеклеточных полимерных веществ [56]. Некоторые ионы, такие как ион магния, усиливают гидрофобность бактериальной клетки, что улучшает ее прикрепление к поверхности [44].

Сообщалось о защитной роли биопленок в присутствии ионов металлов, поскольку количество мертвых клеток в биопленках было намного ниже, чем в культурах планктонных клеток, что было связано с выживанием клеток в зрелых биопленках, подвергшихся воздействию металлов [57].

Устойчивость к металлу может носить специфический характер – например, в виде продукции металлотионеинов *Pseudomonas putida* [58]. Либо обеспечиваться специфическим путем – например, посредством метилирования ртути различными анаэробными микроорганизмами, включая сульфат- и железоредуцирующие бактерии, метаногенные археи [59].

Биопленки способны эффективно удалять ионы токсичных металлов из загрязненной среды путем иммобилизации, адсорбции, биотрансформации и детоксикации высокотоксичных металлов до ме-

нее токсичного состояния путем биоосаждения и перевода в их небоiodоступную форму [1].

Важную роль в биоремедиации тяжелых металлов играет экзополимерный матрикс. Благодаря наличию в нем множества отрицательно заряженных функциональных групп, обеспечивается образование комплексов с тяжелыми металлами и органическими загрязнителями и их последующее превращение в менее токсичные формы [60, 61]. Например, биосорбция цинка и свинца экзополимерным матриксом биопленки *Rhizobium radiobacter* [62], абсорбция меди и свинца *Methylobacterium organophilum* [63], марганца цианобактериями *Anabaena spiroids*, способствует удалению этих металлов из водных растворов [64].

Некоторые абиотические факторы, например, pH, соленость и температура, могут оказывать влияние на способность микроорганизмов связывать ионы тяжелых металлов и, таким образом, влиять на эффективность биоремедиации [65]. Priyadarshane и Das [66] установлено, что биопленка штамма *Pseudomonas chengduensis* PPSS-4 демонстрирует максимальную биосорбцию Pb, Cr и Cd при 37°C в течение 4 ч. Для этого процесса оптимальный pH был равен 6.0 во всех случаях, а оптимальное содержание соли составило 4% для Pb и Cr и 6% для Cd.

В работе Grujić с соавт. [67] установлено, что удаление ионов кадмия, цинка и никеля штаммом *Rhodotorula mucilaginosa* в форме биопленок после 48 ч инкубации находится на уровне выше 90%, в то время как планктонные клетки удаляя 2, 5 и 29% соответственно. Биопленка *Cellulosimicobium* sp., сформированная на различных носителях, способна восстанавливать более 90% ионов хрома Cr(VI) до менее токсичной формы Cr(III) после 96 ч инкубации [68].

Ген *bmtA*, кодирующий белок металлотионеин, является одним из генов устойчивости к металлам, обнаруженным у многих видов бактерий. В работе Kumari и Das [69] изучался потенциал биоремедиации свинца биопленкой, образованной морской бактерией *Pseudomonas aeruginosa* N6P6. Данный штамм обладает геном *bmtA* и проявляет устойчивость ко многим тяжелым металлам (Pb, Cd, Hg, Cr и Zn). Достоверно высокая экспрессия гена *bmtA* наблюдалась в 48-часовой культуре биопленок *P. aeruginosa* N6P6. Анализ qRT-PCR показал усиление экспрессии гена *bmtA* с повышением концентрации Pb(II).

В некоторых исследованиях биоремедиация тяжелых металлов была проведена с использованием электрохимически активных биопленок (ЭАБ). В данном случае происходит процесс внеклеточного обмена электронов между микроорганизмами и проводящей твердой поверхностью. ЭАБ могут

использоваться для удаления ионов токсичных металлов из загрязненной почвы и грунтовых вод [70]. Более распространенными и хорошо изученными являются ЭАБ, в которых электроны переносятся от мембраны микробной клетки к аноду (акцептору электронов) — анодные ЭАБ. Sasaki с соавт. [71] изучали анодные мультивидовые ЭАБ. Более низкая биомасса биопленки способствовала улучшению генерации тока. Другим типом функционирования ЭАБ является захват электронов микроорганизмами с катода — катодные ЭАБ. Для поддержания биокаталитической активности микроорганизмов могут требоваться дополнительные энергетические ресурсы (например, свет, органические вещества). Данный тип ЭАБ менее изучен, однако исследователи вносят вклад в развитие представлений о данном процессе [72].

Для удаления Cd и Ni из водных растворов предложено использовать двухкамерный микробный топливный элемент [73]. Применение данного метода не только увеличивает степень удаления Ni и Cd на 30–70%, но и обеспечивает рекуперацию энергии из сточных вод. В данной работе исследовали микробные сообщества, развившиеся из одного инокулята, на катоде и аноде. Установлено, что устойчивые к металлам γ -протеобактерии родов *Ochrobactrum* и *Halomonas*, производящие экзополисахариды и хелатирующие металлы, были в избытке в катодной биопленке, которая, по видимому, участвует в удалении Ni и Cd. В анодной биопленке в основном преобладали отряды *Clostridiales* и *Burkholderiales* (класс β -протеобактерий), а также род *Achromobacter*.

Пестициды

Пестициды представляют собой синтетические ксенобиотические соединения, широкое применение которых в сельском хозяйстве оказывает пагубное воздействие на окружающую среду и здоровье человека [74, 75]. В работе Tien с соавт. [76] изучалась способность естественных речных биопленок в разные сезоны к биодеградации карбаматных пестицидов, а именно метомила, карбарила и карбофурана в системах с одним и несколькими пестицидами, а также влияние этих пестицидов на сообщества водорослей и бактерий в биопленках. Весенние биопленки имели наименьшую биомассу водорослей и бактерий, но демонстрировали самые высокие скорости деградации метомила (>99%). Деградация карбофурана (54.1–59.5%) биопленками за четыре сезона была одинаковой, но наблюдалась низкая деградация карбарила (0–27.5%). Внесение нескольких пестицидов привело к уменьшению разнообразия диатомовых водорослей и бактерий в сравнении с использованием одного пестицида. Также были выявлены

толерантные диатомеи и бактерии, потенциально обладающие способностью разлагать исследуемые пестициды. Авторы отмечают, что в биопленках в разные сезоны были идентифицированы различные виды бактерий, которые отличались степенью толерантности к тестируемым пестицидам и способностью к их биодеградации в моно- и мультипестицидных системах [76].

Chen с соавт. [77] исследовали деградацию метомила с использованием бактериального консорциума и отдельного штамма *Sphingomonas* sp., выделенных из природной речной биопленки. Установлено, что микробный консорциум способен удалять 91% добавленного метомила за 7 дней, в то время как *Sphingomonas* sp. с добавлением глюкозы деградировал лишь 44.7%.

Показана синергетическая деградация гербицида линурона мультивидовой биопленкой, включающей *Comamonas testosteroni*, *Hyphomicrobium sulfonivorans* и *Variovorax* sp. WDL1. Ни один вид из вышеуказанных в форме моновидовой биопленки не смог разложить данный токсин. Кроме того, уровень допустимой концентрации линурона для мультивидовой биопленки был выше, чем для соответствующих моновидовых биопленок [78].

Dash и Osborne [79] исследовали деградацию фосфорорганических пестицидов профенофос (profenofos, PF) и квинальфос (quinalphos, QP) с использованием вертикального биореактора с псевдооживленным слоем, содержащего биопленку штамма *Kosakinia oryzae* VITPSCQ3. Анализ биодеградации различных концентраций PF и QP (200, 400, 600 и 800 мг/л) во всех случаях выявил максимальную деградацию до 82 и 92% соответственно в течение 48 ч. Кроме того, было проведено сравнение различных носителей для биопленки — древесный уголь, гравий и грибы (*Agaricus bisporus*). Гриб эффективно образовывал биопленку с оптимальной способностью к биоразложению до 96% для PF и 92% для QP в течение 120 мин.

Исследована способность к биодеградации глифосата и его метаболита аминометилфосфоновой кислоты индивидуальными штаммами (*Ensifer* sp. CNI115, *Acidovorax* sp. CNI26, *Agrobacterium tumefaciens* CNI28, *Novosphingobium* sp. CNI135 и *Ochrobactrum pituitosum* CNI52) из мультивидовой биопленки, разлагающей глифосат [80]. Все штаммы были способны полностью утилизировать глифосат через 125–400 ч и аминометилфосфоновую кислоту через 30–120 ч, за исключением штамма *Ensifer* sp. CNI115, который не разлагал глифосат, но полностью удалял аминометилфосфоновую кислоту через 200 ч.

Использование биопленочного реактора с подвижным слоем (MBBR — moving bed biofilm reactor) является жизнеспособной альтернативой вто-

ричной очистке сильно загрязненных пестицидами сточных вод даже при отсутствии предварительной очистки [81]. MBBR представляет собой высокоэффективный процесс биологической очистки, основанный на комбинации традиционного процесса с активным илом и биопленочных сред. В процессе MBBR используются плавающие пластиковые гранулы с развитой поверхностью BioChips (на которых микроорганизмы образуют биопленку) в аэротенках и бескислородных резервуарах [82].

ФАРМАЦЕВТИЧЕСКИЕ ПРЕПАРАТЫ И ГИГИЕНИЧЕСКИЕ СРЕДСТВА (ФПГС)

Широкое применение различных лекарственных препаратов, в том числе антибиотиков, а также средств личной гигиены, приводит к загрязнению ими окружающей среды. Taşkan с соавт. [83] изучали биодеградацию тетрациклина с помощью мембранного биопленочного реактора (H_2 -MBfR), с использованием мультивидовой биопленки. Этот мембранный биопленочный реактор – система автотрофной денитрификации, представляет собой новый специализированный мембранный биореактор, использующий водород в качестве неорганического донора электронов для восстановления нитратов и нитритов в воде и сточных водах [84].

Показано, что при использовании биопленочного реактора H_2 -MBfR деградация тетрациклина составила 80–95% за 10 ч времени гидравлического удерживания (HRT) в условиях денитрификации. Chen и Wen [85] изучали возможность использования вращающегося реактора с биопленкой водорослей (RAV) для деградации ФПГС, а именно ибупрофена, оксibenзона, триклозана, бисфенола А и N,N-диэтил-3-метилбензамида (ДЭТА). Деградация ФПГС в этом исследовании составила 70–100%. В другом исследовании рассмотрена эффективность удаления ФПГС с применением MBBR. Средняя эффективность удаления сульфадиазина, ибупрофена и карбамазепина составила 61, 75 и 28% соответственно [86]. В работе Liang с соавт. [87] сообщается о разложении сульфаметоксазола из сточных вод на 80.49% с использованием MBBR, биоаугментированного штаммом *Achromobacter* JL9. Khan с соавт. [88] изучали деградацию ибупрофена и офлоксацина в MBBR.

При исследовании деградации сульфаметоксазола из сточных вод, с использованием анаэробного/аэробного биопленочного реактора с подвижным слоем (А/О-MBBR) установлено, что в биореакторе было удалено 22–33% сульфаметоксазола, где небольшое его количество было адсорбировано внеклеточными полимерами, а большая часть (>80%) подверглась биологическому разложению в бескислородном резервуаре. Био-

трансформации способствовали виды *Pseudomonas*, *Desulfuromusa* и *Methanobolus* [89]. В работе Pagsuyoin с соавт. [90] впервые сообщается о влиянии биопленки, образующейся в канализационной системе, на разложение фентанила.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Возрастающее загрязнение окружающей среды стойкими органическими загрязнителями, пестицидами, тяжелыми металлами, а также фармацевтическими препаратами и гигиеническими средствами, из-за их токсического воздействия, представляет угрозу для здоровья населения. В связи с этим, необходимы технологии очистки, позволяющие эффективно деградировать данные загрязнители, но в то же время быть безопасными и обладать приемлемой стоимостью. В последнее время микробные биопленки рассматриваются как перспективный способ биоремедиации. Бактерии в составе биопленок обладают рядом преимуществ перед планктонными формами – они лучше защищены от неблагоприятных факторов окружающей среды, обладают лучшей клеточной коммуникацией, а также большим потенциалом к биодеградации. Однако биоремедиация на основе биопленок имеет определённые ограничения и все еще остается недостаточно изученной. Необходимо провести исследования для сокращения времени образования биопленки, что положительно повлияет на процесс микробиологической очистки. Кроме того, восстановление состарившихся биопленок является еще одним важным аспектом будущих исследований. Регуляторные механизмы, ответственные за образование биопленок, и механизмы микробиологической ремедиации должны быть тщательно проанализированы. С помощью генной инженерии могут создаваться штаммы с усиленной способностью к биодеградации. Все это позволит улучшить процесс биоремедиации и облегчит его практическую и коммерческую реализацию.

ФИНАНСИРОВАНИЕ

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Edwards S.J., Kjellerup B.V. Applications of biofilms in bioremediation and biotransformation of persistent organic pollutants, pharmaceuticals/personal care products, and heavy metals. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2013, 97(23), 9909–9921. <https://doi.org/10.1007/s00253-013-5216-z>

2. Pandey R., Masood F., Singh H.P., Batish D. Polycyclic aromatic hydrocarbons as environmental pollutants: a review. *Int. J. Adv. Res. Sci. Eng.*, 2017, 6(9), 1361–1369.
3. Pileggi M., Pileggi S.A.V., Sadowsky M.J. Herbicide bioremediation: from strains to bacterial communities. *Heliyon*, 2020, 6(12), e05767. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05767>
4. Jasu A., Ray R.R. Biofilm mediated strategies to mitigate heavy metal pollution: A critical review in metal bioremediation. *Biocatal. Agric. Biotechnol.*, 2021, 37, 102183. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2021.102183>
5. Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B., Beeregowda K.N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdiscip. Toxicol.*, 2014, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
6. Lin T., Yu S., Chen W. Occurrence, removal and risk assessment of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP) around Taihu Lake in China. *Chemosphere*, 2016, 152, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.02.109>
7. Arnold K.E., Boxall A.B., Brown A.R., Cuthbert R.J., Gaw S., Hutchinson T.H., Jobling S., Madden J.C., Metcalfe C.D., Naidoo V., Shore R.F., Smits J.E., Taggart M.A., Thompson H.M. Assessing the exposure risk and impacts of pharmaceuticals in the environment on individuals and ecosystems. *Biol. Lett.*, 2013, 9(4), 20130492. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2013.0492>
8. Zhang T., Li B. Occurrence, transformation, and fate of antibiotics in municipal wastewater treatment plants. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 2011, 41(11), 951–998. <https://doi.org/10.1080/10643380903392692>
9. Rang H.P., Dale M.M., Ritter J.M. Pharmacology. Edinburgh: Churchill Livingstone, 1999, 830.
10. Ciandrini E., Morroni G., Cirioni O., Kamysz W., Kamysz E., Brescini L., Baffone W., Campana R. Synergistic combinations of antimicrobial peptides against biofilms of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) on polystyrene and medical devices. *J. Glob. Antimicrob. Resist.*, 2020, 21, 203–210. <https://doi.org/10.1016/j.jgar.2019.10.022>
11. Douthit C., Gudenkauf B., Hamood A., Mudaliar N., Caroom C., Jenkins M. Effects of powdered rifampin and vancomycin solutions on biofilm production of *Staphylococcus aureus* on orthopedic implants. *J. Clin. Orthop. Trauma*, 2020, 11(1), S113–S117. <https://doi.org/10.1016/j.jcot.2019.10.002>
12. Prasad M.N.V., Prasad R. Nature's cure for cleanup of contaminated environment—a review of bioremediation strategies. *Rev. Environ. Health.*, 2012, 27(4), 181–189. <https://doi.org/10.1515/reveh-2012-0028>
13. Mishra S., Lin Z., Pang S., Zhang W., Bhatt P., Chen S. Recent advanced technologies for the characterization of xenobiotic-degrading microorganisms and microbial communities. *Front. Bioeng. Biotechnol.*, 2021, 9, 632059. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2021.632059>
14. Das S., Dash H.R. Microbial bioremediation: A potential tool for restoration of contaminated areas. Microbial biodegradation and bioremediation. Elsevier, Oxford, 2014, 1–21. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-800021-2.00001-7>
15. Gross R., Hauer B., Otto K., Schmid A. Microbial biofilms: new catalysts for maximizing productivity of long-term biotransformations. *Biotechnol. Bioeng.*, 2007, 98(6), 1123–1134. <https://doi.org/10.1002/bit.21547>
16. Sutherland I.W. The biofilm matrix—an immobilized but dynamic microbial environment. *Trends Microbiol.*, 2001, 9(5), 222–227. [https://doi.org/10.1016/s0966-842x\(01\)02012-1](https://doi.org/10.1016/s0966-842x(01)02012-1)
17. Field J.A., Stams A.J., Kato M., Schraa G. Enhanced biodegradation of aromatic pollutants in cocultures of anaerobic and aerobic bacterial consortia. *Antonie van Leeuwenhoek*, 1995, 67(1), 47–77. <https://doi.org/10.1007/BF00872195>
18. Manning A.J., Kuehn M.J. Contribution of bacterial outer membrane vesicles to innate bacterial defense. *BMC Microbiol.*, 2011, 11, 258. <https://doi.org/10.1186/1471-2180-11-258>
19. Baumgarten T., Vazquez J., Bastisch C., Veron W., Feuilloley M.G., Nietzsche S., Wick L.Y., Heipieper H.J. Alkanols and chlorophenols cause different physiological adaptive responses on the level of cell surface properties and membrane vesicle formation in *Pseudomonas putida* DOT-T1E. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 2012, 93(2), 837–845. <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3442-9>
20. Flemming H.C., Wuertz S. Bacteria and archaea on Earth and their abundance in biofilms. *Nat. Rev. Microbiol.*, 2019, 17(4), 247–260. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0158-9>
21. Sutherland I.W. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. *Microbiology*, 2001, 147(1), 3–9. <https://doi.org/10.1099/00221287-147-1-3>
22. Flemming H.C., Neu T.R., Wozniak D.J. The EPS matrix: the “house of biofilm cells”. *J. Bacteriol.*, 2007, 189(22), 7945–7947. <https://doi.org/10.1128/JB.00858-07>
23. Rabin N., Zheng Y., Opoku-Temeng C., Du Y., Bonsu E., Sintim H.O. Biofilm formation mechanisms and targets for developing antibiofilm agents. *Future Med. Chem.*, 2015, 7(4), 493–512. <https://doi.org/10.4155/fmc.15.6>
24. Yadav M.K. Role of Biofilms in Environment Pollution and Control. Microbial Biotechnology. Springer, Singapore, 2007, 377–398. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6847-8_16
25. Beveridge T.J., Makin S.A., Kadurugamuwa J.L., Li Z. Interactions between biofilms and the environment.

- FEMS Microbiol. Rev.*, 1997, 20(3–4), 291–303.
<https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1997.tb00315.x>
26. Hall-Stoodley L., Costerton J.W., Stoodley P. Bacterial biofilms: from the natural environment to infectious diseases. *Nat. Rev. Microbiol.*, 2004, 2(2), 95–108.
<https://doi.org/10.1038/nrmicro821>
 27. López D., Vlamakis H., Kolter R. Biofilms. *Cold Spring Harb. Perspect. Biol.*, 2010, 2(7), a000398.
<https://doi.org/10.1101/cshperspect.a000398>
 28. De Carvalho C.C.C.R. Marine biofilms: a successful microbial strategy with economic implications. *Front. Mar. Sci.*, 2018., 5, 126.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00126>
 29. Muhammad M.H., Idris A.L., Fan X., Guo Y., Yu Y., Jin X., Qiu J., Guan X., Huang T. Beyond risk: bacterial biofilms and their regulating approaches. *Front. Microbiol.*, 2020, 11, 928.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00928>
 30. Dunne Jr.W.M. Bacterial adhesion: seen any good biofilms lately? *Clin. Microbiol. Rev.*, 2002, 15(2), 155–166.
<https://doi.org/10.1128/CMR.15.2.155-166.2002>
 31. Donlan R.M. Biofilm formation: a clinically relevant microbiological process. *Clin. Infect. Dis.*, 2001, 33(8), 1387–1392.
<https://doi.org/10.1086/322972>
 32. Sauer K., Camper A.K., Ehrlich G.D., Costerton J.W., Davies D.G. *Pseudomonas aeruginosa* displays multiple phenotypes during development as a biofilm. *J. Bacteriol.*, 2002, 184(4), 1140–1154.
<https://doi.org/10.1128/jb.184.4.1140-1154.2002>
 33. Li L., He Z., Liang T., Sheng T., Zhang F., Wu D., Ma F. Colonization of biofilm in wastewater treatment: A review. *Environ. Pollut.*, 2022, 293, 118514.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118514>
 34. Muhammad M.H., Idris A.L., Fan X., Guo Y., Yu Y., Jin X., Qiu J., Guan X., Huang T. Beyond risk: bacterial biofilms and their regulating approaches. *Front. Microbiol.*, 2020, 11, 928.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00928>
 35. Qi L., Christopher G.F. Role of flagella, type IV pili, bio-surfactants, and extracellular polymeric substance polysaccharides on the formation of pellicles by *Pseudomonas aeruginosa*. *Langmuir*, 2019, 35(15), 5294–5304.
<https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.9b0027>
 36. Lewandowski Z., Beyenal H. Fundamentals of biofilm research (2nd ed.). New York, USA: CRC press, 2013, 672.
<https://doi.org/10.1201/b16291>
 37. Yadav J., Kumari R.M., Verma V., Nimesh S. Recent development in therapeutic strategies targeting *Pseudomonas aeruginosa* biofilms – A review. *Mater. Today Proc.*, 2021, 46(6), 2359–2373.
<https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.05.245>
 38. Gupta P., Sarkar S., Das B., Bhattacharjee S., Tribedi P. Biofilm, pathogenesis and prevention – a journey to break the wall: a review. *Arch. Microbiol.*, 2016, 198(1), 1–15.
<https://doi.org/10.1007/s00203-015-1148-6>
 39. Tolker-Nielsen T., Brinch U.C., Ragas P.C., Andersen J.B., Jacobsen C.S., Molin S. Development and dynamics of *Pseudomonas sp.* biofilms. *J. Bacteriol.*, 2000, 182(2), 6482–6489.
<https://doi.org/10.1128/JB.182.22.6482-6489.2000>
 40. Fazeli-Nasab B., Sayyed R.Z., Mojahed L.S., Rahmani A.F., Ghafari M., Antonius S., Sukamto. Biofilm production: A strategic mechanism for survival of microbes under stress conditions. *Biocatal. Agric. Biotechnol.*, 2022, 42, 102337.
<https://doi.org/10.1016/j.bcab.2022.102337>
 41. Mangwani N., Kumari S., Das S. Bacterial biofilms and quorum sensing: fidelity in bioremediation technology. *Biotechnol. Genet. Eng. Rev.*, 2016, 32(1–2), 43–73.
<https://doi.org/10.1080/02648725.2016.1196554>
 42. Zhang Y., Wang F., Zhu X., Zeng J., Zhao Q., Jiang X. Extracellular polymeric substances govern the development of biofilm and mass transfer of polycyclic aromatic hydrocarbons for improved biodegradation. *Biore-sour. Technol.*, 2015, 193, 274–280.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.06.110>
 43. Mangwani N., Shukla S.K., Kumari S., Das S., Rao T.S. Effect of biofilm parameters and extracellular polymeric substance composition on polycyclic aromatic hydrocarbon degradation. *RSC Adv.*, 2016, 6(62), 57540–57551.
<https://doi.org/10.1039/C6RA12824F>
 44. Mangwani N., Shukla S.K., Rao T.S., Das S. Calcium-mediated modulation of *Pseudomonas mendocina* NR802 biofilm influences the phenanthrene degradation. *Colloids Surf. B. Biointerfaces*, 2014, 114, 301–309.
<https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2013.10.003>
 45. Isaac P., Alessandrello M.J., Macedo A.J., Estévez M.C., Ferrero M.A. Pre-exposition to polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) enhance biofilm formation and hydrocarbon removal by native multi-species consortium. *J. Environ. Chem. Eng.*, 2017, 5(2), 1372–1378.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.02.031>
 46. Shimada K., Itoh Y., Washio K., Morikawa M. Efficacy of forming biofilms by naphthalene degrading *Pseudomonas stutzeri* T102 toward bioremediation technology and its molecular mechanisms. *Chemosphere*, 2012, 87(3), 226–233.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.078>
 47. Mangwani N., Shukla S.K., Kumari S., Rao T.S., Das S. Characterization of *Stenotrophomonas acidaminiphila* NCW-702 biofilm for implication in the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *J. Appl. Microbiol.*, 2014, 117(4), 1012–1024.
<https://doi.org/10.1111/jam.12602>
 48. Mangwani N., Kumari S., Das S. Taxonomy and characterization of biofilm forming polycyclic aromatic hydrocarbon degrading bacteria from marine environments. *Polycycl. Aromat. Compd.*, 2021, 41(6), 1249–1262.
<https://doi.org/10.1080/10406638.2019.1666890>

49. Mahto K.U., Das S. Whole genome characterization and phenanthrene catabolic pathway of a biofilm forming marine bacterium *Pseudomonas aeruginosa* PFL-P1. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2020, 206, 111087. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111087>
50. Rodriguez S., Bishop P.L. Enhancing the biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons: Effects of non-ionic surfactant addition on biofilm function and structure. *J. Environ. Eng.*, 2008, 134(7), 505–512. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2008\)134:7\(505\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2008)134:7(505))
51. Ibrar M., Yang X. Reconstructing polyaromatic hydrocarbons degrading pathways in the enriched bacterial consortium and their biosurfactants characterization. *J. Environ. Chem. Eng.*, 10(2), 107219. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.107219>
52. Nie M., Nie H., He M., Lin Y., Wang L., Jin P., Zhang S. Immobilization of biofilms of *Pseudomonas aeruginosa* NY3 and their application in the removal of hydrocarbons from highly concentrated oil-containing wastewater on the laboratory scale. *J. Environ. Manage*, 2016, 173, 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.045>
53. Catania V., Lopresti F., Cappello S., Scaffaro R., Quatrini P. Innovative, ecofriendly biosorbent-biodegrading biofilms for bioremediation of oil-contaminated water. *N. Biotechnol.*, 2020, 58, 25–31. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2020.04.001>
54. Perera M., Wijayarathna D., Wijesundera S., Wijesundera S., Chinthaka M., Seneviratne G., Jayasena S. Biofilm mediated synergistic degradation of hexadecane by a naturally formed community comprising *Aspergillus flavus* complex and *Bacillus cereus* group. *BMC Microbiol.*, 2019, 19(1), 84. <https://doi.org/10.1186/s12866-019-1460-4>
55. Koechler S., Farasin J., Cleiss-Arnold J., Arsène-Ploetze F. Toxic metal resistance in biofilms: diversity of microbial responses and their evolution. *Res. Microbiol.*, 2015, 166(10), 764–773. <https://doi.org/10.1016/j.resmic.2015.03.008>
56. Dey S., Paul A.K. Influence of metal ions on biofilm formation by *Arthrobacter sp.* SUK 1205 and evaluation of their Cr (VI) removal efficacy. *Int. Biodeterior. Biodegradation*, 2018, 132, 122–131. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.02.015>
57. Völkel S., Fröls S., Pfeifer F. Heavy metal ion stress on *Halobacterium salinarum* R1 planktonic cells and biofilms. *Front. Microbiol.*, 2018, 9, 3157. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.03157>
58. Rajendran P., Muthukrishnan J., Gunasekaran P. Microbes in heavy metal remediation. *Indian J. Exp. Biol.*, 2003, 41(9), 935–944.
59. Cabral L., Yu R.Q., Crane S., Giovanella P., Barkay T., Camargo F.A. Methylmercury degradation by *Pseudomonas putida* V1. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2016, 130, 37–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.03.036>
60. Pal A., Paul A.K. Microbial extracellular polymeric substances: central elements in heavy metal bioremediation. *Indian J. Microbiol.*, 2008, 48(1), 49–64. <https://doi.org/10.1007/s12088-008-0006-5>
61. Li W.W., Yu H.Q. Insight into the roles of microbial extracellular polymer substances in metal biosorption. *Bioresour. Technol.*, 2014, 160, 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.11.074>
62. Wang L., Yang J., Chen Z., Liu X., Ma F. Biosorption of Pb(II) and Zn(II) by extracellular polymeric substance (Eps) of *Rhizobium Radiobacter*: equilibrium, kinetics and reuse studies. *Arch. Environ. Prot.*, 2013, 39(2), 129–140. <https://doi.org/10.2478/aep-2013-0020>
63. Kim S.Y., Kim J.H., Kim C.J., Oh D.-K. Metal adsorption of the polysaccharide produced from *Methylobacterium organophilum*. *Biotechnol. Lett.*, 1996, 18, 1161–1164. <https://doi.org/10.1007/BF00128585>
64. Freire-Nordi C.S., Vieira A.A.H., Nascimento O.R. The metal binding capacity of *Anabaena spiroides* extracellular polysaccharide: an EPR study. *Process Biochem.*, 2005, 40(6), 2215–2224. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.09.003>
65. Bhatt P., Pandey, S.C., Joshi S., Chaudhary P., Pathak V.M., Huang Y., Wu X., Zhou Z., Chen S. Nano-bioremediation: A sustainable approach for the removal of toxic pollutants from the environment. *J. Hazard. Mater.*, 2022, 427, 12803. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.128033>
66. Priyadarshane M., Das S. Bioremediation potential of biofilm forming multi-metal resistant marine bacterium *Pseudomonas chengduensis* PPSS-4 isolated from contaminated site of Paradip Port, Odisha. *J. Earth Syst. Sci.*, 2021, 130, 125. <https://doi.org/10.1007/s12040-021-01627-w>
67. Grujić S.M., Radojević I.D., Vasić S.M., Čomić L.R., Ostojić A.M. Heavy metal tolerance and removal efficiency of the *Rhodotorula mucilaginosa* and *Saccharomyces boulardii* planktonic cells and biofilm. *Kragujevac J. Sci.*, 2018, 40, 217–226.
68. Naeem A., Batool R., Jamil N. Cr(VI) reduction by *Celulosimicrobium sp.* isolated from tannery effluent. *Turk. J. Biol.*, 2013, 37(3), 315–322. <https://doi.org/10.3906/biy-1209-18>
69. Kumari S., Das S. Expression of metallothionein encoding gene bmtA in biofilm-forming marine bacterium *Pseudomonas aeruginosa* N6P6 and understanding its involvement in Pb (II) resistance and bioremediation. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 2019, 26(28), 28763–28774. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05916-2>
70. Li Z., Zhang X., Lei L. Electricity production during the treatment of real electroplating wastewater containing Cr⁶⁺ using microbial fuel cell. *Process Biochem.*, 2008,

- 43(12), 1352–1358.
<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.08.005>
71. *Sasaki D., Sasaki K., Tsuge Y., Kondo A.* Less biomass and intracellular glutamate in anodic biofilms lead to efficient electricity generation by microbial fuel cells. *Biotechnol. Biofuels*, 2019, 12, 72.
<https://doi.org/10.1186/s13068-019-1414-y>
 72. *Rosenbaum M., Aulenta F., Villano M., Angenent L.T.* Cathodes as electron donors for microbial metabolism: which extracellular electron transfer mechanisms are involved? *Bioresour. Technol.*, 2011, 102(1), 324–333.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.008>
 73. *Singh A., Kaushik A.* Removal of Cd and Ni with enhanced energy generation using biocathode microbial fuel cell: insights from molecular characterization of biofilm communities. *J. Clean. Prod.*, 2021, 315, 127940.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127940>
 74. *Bhatt P., Bhatt K., Sharma A., Zhang W., Mishra S., Chen S.* Biotechnological basis of microbial consortia for the removal of pesticides from the environment. *Crit. Rev. Biotechnol.*, 2021, 41(3), 317–338.
<https://doi.org/10.1080/07388551.2020.1853032>
 75. *Mishra S., Zhang W., Lin Z., Pang S., Huang Y., Bhatt P., Chen S.* Carbofuran toxicity and its microbial degradation in contaminated environments. *Chemosphere*, 2020, 259, 127419.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127419>
 76. *Tien C.J., Lin M.C., Chiu W.H., Chen C.S.* Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on biofilm community structure. *Environ. Pollut.*, 2013, 179, 95–104.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.009>
 77. *Chen C.S., Wu T.-W., Wang H.-L., Tien C.-J.* The ability of immobilized bacterial consortia and strains from river biofilms to degrade the carbamate pesticide methomyl. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 2015, 12(9), 2857–2866.
<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0675-z>
 78. *Flemming H.C., Wingender J., Szewzyk U., Steinberg P., Rice S.A., Kjelleberg S.* Biofilms: an emergent form of bacterial life. *Nat. Rev. Microbiol.*, 2016, 14(9), 563–575.
<https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.94>
 79. *Dash D.M., Osborne W.J.* Rapid biodegradation and biofilm-mediated bioremoval of organophosphorus pesticides using an indigenous *Kosakonia oryzae* strain -VITPSCQ3 in a Vertical-flow Packed Bed Biofilm Bioreactor. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2020, 192, 110290.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110290>
 80. *Rossi F., Carles L., Donnadieu F., Batisson I., Artigas J.* Glyphosate-degrading behavior of five bacterial strains isolated from stream biofilms. *J. Hazard. Mater.*, 2021, 420, 126651.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126651>
 81. *Matheus M.C., Lourenço G.R., Solano B.A., Dezotti M.W.C., Bassin J.P.* Assessing the impact of hydraulic conditions and absence of pretreatment on the treatability of pesticide formulation plant wastewater in a moving bed biofilm reactor. *J. Water Process Eng.*, 2020, 36, 101243.
<https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101243>
 82. Moving Bed Biofilm Reactor [Электронный ресурс]. URL.: <https://delfin-russia.ru/mbbr/> (дата обращения 25.08.2022).
 83. *Taşkan B., Hanay Ö., Taşkan E., Erdem M., Hasar H.* Hydrogen-based membrane biofilm reactor for tetracycline removal: biodegradation, transformation products, and microbial community. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 2016, 23(21), 21703–21711.
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-7370-1>
 84. *Wu J., Yin Y., Wang J.* Hydrogen-based membrane biofilm reactors for nitrate removal from water and wastewater. *Int. J. Hydrogen Energy*, 2018, 43(1), 1–15.
<https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.10.178>
 85. *Chen S., Xie J., Wen Z.* Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) from waterbody using a revolving algal biofilm (RAB) reactor. *J. Hazard. Mater.*, 2021, 406, 124284.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124284>
 86. *Zhang X., Song Z., Ngo H.H., Guo W., Zhang Z., Liu Y., Zhang D., Long Z.* Impacts of typical pharmaceuticals and personal care products on the performance and microbial community of a sponge-based moving bed biofilm reactor. *Bioresour. Technol.*, 2020, 295, 122298.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122298>
 87. *Liang D.H., Hu Y., Liang D., Chenga J., Chena Y.* Bioaugmentation of Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) with *Achromobacter* JL9 for enhanced sulfamethoxazole (SMX) degradation in aquaculture wastewater. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2021, 207, 111258.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111258>
 88. *Khan N.A., Khan A.H., Ahmed S., Farooqi I.H., Alam S.S., Ali I., Bokhari A., Mubashir M.* Efficient removal of ibuprofen and ofloxacin pharmaceuticals using biofilm reactors for hospital wastewater treatment. *Chemosphere*, 2022, 298, 134243.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134243>
 89. *Chen Y., Wang J., Zhao Y.G., Maqbool F., Gao M., Guo L., Ji J., Zhao X., Zhang M.* Sulfamethoxazole removal from mariculture wastewater in moving bed biofilm reactor and insight into the changes of antibiotic and resistance genes. *Chemosphere*, 2022, 298, 134327.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134327>
 90. *Pagsuyoin S.A., Luo J., Chain F.J.* Effects of sewer biofilm on the degradation of drugs in sewage: A microcosm study. *J. Hazard. Mater.*, 2022, 424(Pt D), 127666.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127666>

Bacterial Biofilms and Their Application in Bioremediation

A. V. Gildebrant^a, I. S. Sazykin^a, and M. A. Sazykina^{a, #}

^a*Academy of Biology and Biotechnology named after D. I. Ivanovsky,
Southern Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia*

[#]*e-mail: samara@sfedu.ru*

Abstract—Pollution of the environment with persistent pollutants is currently a global problem. Bacterial biofilms can play a promising role in bioremediation due to the fact that the bacteria in their composition are more resistant to negative environmental factors and are able to transform pollutants more effectively than planktonic forms. Bioremediation using biofilms is an environmentally friendly and cost-effective instrument. This review provides information on the process of biofilm development in microorganisms, as well as the use of biofilms as a means of bioremediation of environmental pollutants, including hydrocarbons, heavy metals, pesticides, pharmaceuticals and hygiene products.

Keywords: biofilm, biodegradation, bioremediation, pollutants