

Микробная деградация промышленных отходов (обзор)

© 2014. Л. И. Домрачева^{1,2}, д.б.н., профессор, Т. Я. Ашихмина^{2,3}, д.т.н., профессор, зав. лабораторией, Т. С. Елькина¹, аспирант, А. Р. Гайфутдинова¹, аспирант

¹Вятская государственная сельскохозяйственная академия,

²Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,

³Вятский государственный гуманитарный университет,
e-mail: ecolab2@gmail.com

В обзоре приведены сведения о возможности использования микроорганизмов и микробных комплексов для деградации и трансформации промышленных отходов (ПО). Показано, что, имея различную химическую природу, ПО оказывают различное действие на микробные комплексы почвы и воды. Происходит изменение состава микробных сообществ в усилении доминирования таких видов микроорганизмов и таких микробных группировок, которые способны к утилизации определённого поллютанта, что сопровождается снижением видового разнообразия.

Показано, что к деградации ПО способны микроорганизмы различной систематической принадлежности. К числу микроорганизмов-деструкторов, в первую очередь, относятся грибы. Многие из них сочетают свойства биодеструкторов и биосорбентов. Деградацию ПО осуществляют представители грамотрицательных и грамположительных бактерий, включая фототрофных прокариот – цианобактерий. Несмотря на высокий адаптационный потенциал микроорганизмов к действию ПО, в структуре клеток и их функционировании происходят существенные изменения, которые, в частности, проявляются в изменении интенсивности дыхания, уменьшении нитрогеназной активности у азотфиксаторов, снижении концентрации хлорофилла и других фотосинтетических пигментов у микробов-фотосинтетиков и др. Доказано, что большую роль в адаптации микроорганизмов к ПО играют различные внеклеточные метаболиты.

Деструктивная активность микроорганизмов по отношению ПО в значительной степени определяется активностью литических экзоферментов. Используя потенциальные способности микроорганизмов в деградации поллютантов, возможно создание на основе наиболее активных деструкторов биопрепаратов, предназначенных для биоремедиации почвы и воды, загрязнённых ПО.

The survey provides information about the possibility of using microorganisms and microbial systems for degradation and transformation of industrial waste (IW). It is shown that IW with a different chemical nature have different effects on soil and water microbial complexes. Composition change in microbial communities takes places, with dominance of such species of microorganisms and such microbial groups that are capable of utilizing a particular pollutant, This is accompanied by a decline in species diversity.

It is shown that microorganisms of various systematic affiliation are capable of degradation. Microorganisms- destructors primarily include fungi. Many of them combine the properties biodestructors and biosorbents. Degradation is carried out by representatives of gram-negative and gram-positive bacteria, including phototrophic prokaryotes – cyanobacteria. Despite a high adaptive capacity of microorganisms to IW, in their cell structure and their function significant changes take place, such as a change in respiration rate, decrease in nitrogenase activity of nitrogen-fixing bacteria, reducing the concentration of chlorophyll and other photosynthetic pigments in photosynthetic microbes, and others. It is proved that in adaptation of microorganisms IW extracellular metabolites play a big role.

Destructive capacity of microorganisms to IW is largely determined by the activity of lytic exoenzymes. Using the potential ability of microorganisms to degradation of pollutants it is possible on the basis of the most active destructors to create biologics intended for bioremediation of soil and water polluted with IW.

Ключевые слова: промышленные отходы, трансформация и биodeградация, микроорганизмы-деструкторы, биоремедиация

Keywords: industrial waste, transformation and biodegradation, microorganisms-destructors, bioremediation

Промышленные отходы (ПО) стали одним из мощных факторов ухудшения состояния окружающей среды (ОС). Разнообразие химических соединений, формирующих ПО, не даёт возможности их однотипной утилизации. Многочисленные применяемые методы физико-химической деградации ПО до сих пор эту задачу не решили. В настоящее время боль-

шое внимание в решении данной проблемы уделяется возможностям микробиологической деградации и трансформации ПО. С этой целью работы проводятся в нескольких направлениях: скрининг микроорганизмов (МО), способных усваивать и перерабатывать ПО; влияние ПО на микробные комплексы почвы и воды; изучение физиолого-биохимических

механизмов работы микробных клеток в условиях действия поллютантов; разработка методов и приёмов реабилитации почв.

Среди поллютантов искусственного происхождения встречается очень много органических соединений, устойчивых к деградации, обладающих острой и хронической токсичностью. К их числу, например, относятся полихлорбифенилы (ПХБ), которые рассматриваются как суперэкоотоксиканты и, к сожалению, являются одними из самых распространённых. Они массово производились и использовались с 1929-го по 1986 г. Мировое производство ПХБ превышает 4 млн. т. Из этого объёма лишь 53% используются в закрытых и 16% – в условно закрытых системах, которые можно подвергнуть какому-либо контролю. Остальная масса ПХБ в той или иной форме оказывается в ОС [1]. При этом из 36 потенциально токсичных ПХБ 26 были обнаружены в тканях рыб, птиц, млекопитающих и беспозвоночных. По данным ВОЗ, основными путями поступления ПХБ в ОС являются следующие: выделение при сжигании бытовых и промышленных отходов; утечка с другими промышленными отходами; вывоз ПХБ на свалки; другие неконтролируемые пути.

Около 25% почв сельскохозяйственных территорий загрязнено пестицидами (в том числе ДДТ и его производными). На смену ДДТ и родственному ему хлорорганическим соединениям в 60-70-е годы XX века пришли карбаматы и фосфорорганические соединения – пестициды третьего поколения, а в середине 70-х годов – пиретроиды – пестициды четвёртого поколения [2].

Огромное количество земель загрязнено радионуклидами после радиационных аварий.

Демилитаризация повлекла за собой проблему уничтожения хлор-, мышьяк-, фосфорорганических компонентов химического, биологического, ядерного и других видов вооружения и экологического мониторинга за возможным накоплением подобных соединений в биосфере.

Влияние промышленных отходов на микробные комплексы

Поскольку ПО имеют различную химическую природу, то ясно, что и характер их действия на микробные комплексы почвы и воды будет не одинаков.

Для оценки влияния ксенобиотиков на живую природу, как правило, выявляют возможные эффекты воздействия химических

веществ на организмы и идентифицируют опасные для них; изучают популяции микроорганизмов в загрязнённых районах; исследуют возможные изменения, происходящие в организмах и популяциях под воздействием стрессоров.

В ходе подобных исследований была доказана способность к адаптации природных микробных комплексов при действии поллютантов. Например, проведена серия опытов с использованием 5 бактериальных штаммов (*Acetobacter sp.*, *Alcaligenes sp.*, *Micrococcus sp.*, *Arthrobacter sp.* и *Bacillus sp.*) и 5 штаммов грибов (*Cephalosporium sp. I*, *Cephalosporium sp. II*, *Aspergillus sp. I*, *Aspergillus sp. II* и *Fusarium sp.*), выделенных из почвы, загрязнённой нефтью, для оценки потенциальной способности нефти и ПАУ активно разлагаться по отдельности и вместе с использованием периодического культивирования на жидкой среде с мазутом до 1000 мг/л [3]. Опыт проводился при 25-30°С в течение 100 дней в темноте. Результаты показали более быструю деградацию нефти и ПАУ в начале эксперимента (первые 20 дней) инокулированными бактериями и грибами и их смесью, чем местными штаммами микроорганизмов (МО). Затем проявилась противоположная тенденция: коэффициент удаления местными штаммами превосходил обработку любыми другими внесёнными МО. Эта тенденция оставалась до конца эксперимента, показывая ограниченные конкурентные возможности инокулированных МО разлагать загрязняющие вещества и природную селекцию местных МО для использования в биодеградации.

Нефтяное загрязнение при невысоких концентрациях нефти (1%) стимулирует развитие микромицетов как в серой лесной, так и в торфяно-глеевой почве [4]. При этом происходит перестройка грибного сообщества, из комплекса микромицетов выпадают чувствительные виды, а доминирующее положение занимают виды, устойчивые к неблагоприятным условиям.

При изучении почв, подверженных действию нефти и нефтепродуктов, было установлено, что в загрязнённой почве снижается видовое разнообразие грибов относительно контроля примерно в 2 раза. Отдельные выделенные виды микромицетов относятся к токсинообразующим. Одновременно в 2 раза увеличивается численность автохтонной микрофлоры, способной к гидролизу полимеров [5].

При исследовании влияния различных доз обессоленной нефти (от 100 до 1600 г/кг

субстрата) на микробиоту торфяной почвы установили, что первоначально наблюдалось сильное ингибирующее действие нефти на водоросли с резким снижением видовой разнообразия [6]. Наиболее устойчивыми были цианобактерии (ЦБ). В то же время наблюдалась стимуляция нефтью развития гетеротрофных МО, хотя стимулирующими были разные дозы для разных групп гетеротрофов: для простейших – 100-400 г/кг, для микромицетов – 600 г/кг и выше. И при всех дозах наблюдалась стимуляция развития бактерий. По мере деградации нефти прекращалось её стимулирующее действие на гетеротрофные МО: через 3 месяца – в отношении простейших, через 2,5 месяца – грибов.

При загрязнении почвы нефтью (0,05; 0,5 и 5% от веса почвы) было показано, что высокая концентрация нефти в почве способствует развитию на поверхности и в колониальной слизи ЦБ других МО, в основном углеводородокисляющих [7].

При исследовании влияния загрязнения нефтью и нефтепродуктами чернозёма было установлено, что загрязнители вызывают увеличение численности МО, образуя следующий ряд: актиномицеты>аммонифицирующие бактерии>спорообразующие бактерии>грибы [8]. Загрязнение чернозёма приводит к существенной перестройке комплекса почвенных МО, изменению структуры доминирования, сукцессионным процессам в почвенном микробиоценозе. Наблюдается увеличение разнообразия бактерий и уменьшение разнообразия микромицетов. Ингибируется активность почвенных ферментов, что объясняется уменьшением воздухопроницаемости почвы, созданием анаэробных условий. По степени чувствительности к загрязнителям ферменты располагаются следующим образом: ферриредуктаза>каталаза>уреаза>инвертаза. Нарушение информационных биогеоэкологических функций почвы происходит уже при содержании загрязнителей до 1%; химических, физико-химических, биохимических – при 1-5% для нефти и моторного масла и 1-10% для бензина и солярки.

Скорость биодеградации полихлорированных дибензо-п-диоксинов и дибензофуранов активными илами различного происхождения зависит от степени аэробности среды [9]. В анаэробных условиях степень деградации зависела от типа и количества предкурсора, добавленного при стабилизации сырого ила. Деградация бензолов и хлорфенолов происходила практически полностью. В аэробных

условиях степень деградации полихлорированных дибензо-п-диоксинов и дибензофуранов зависела от происхождения активного ила и не зависела от вида индивидуальных конгенов этих соединений.

В принципе, любой материал может служить субстратом для жизнедеятельности различных групп МО, в результате чего на нём постепенно формируется биоценоз, включающий как постоянно, так и редко встречающиеся виды, а также случайные, не способные к адаптации в данных условиях [10].

Изучение реакции почвенных микромицетов на загрязнение (в данном случае исследовались лесные почвы в зоне действия криолитового завода) показало, что по мере приближения к постоянному источнику загрязнения длина гифов незначительно снижается. При этом микромицеты в основном находятся в состоянии спор, хотя существует избыток субстрата в виде мощной подстилки и неразложившегося органического вещества [11].

Микробы-деструкторы

К числу микробов-деструкторов в первую очередь относятся грибы. Так, было показано, что под действием микромицетов и их метаболитов, содержащих преимущественно органические кислоты, происходило изменение механических свойств волокон (стеклонита и поликапроamidных волокон). Рост грибов на волокнах приводил к изменению их химической структуры [12]. Среди природных микромицетов, относящихся к родам *Aspergillus* и *Penicillium*, есть штаммы, сочетающие в себе свойства биодеструкторов и биосорбентов нефти и нефтепродуктов [13]. Исследованные штаммы способны удалять нефтяные пятна с поверхности морской и пресной воды в стационарных условиях при концентрации нефти 1% с эффективностью от 60 до 98% в течение 14-21 суток. Данные штаммы реально использовать для очистки водной поверхности от загрязнений. Среди бактерий, наиболее активно утилизирующих отдельные нефтяные фракции, выделены штаммы, относящиеся к родам *Acinetobacter* и *Mycobacterium* [14].

В числе деструкторов полимерных материалов отмечены и представители прокариотных МО: представители родов *Bacillus* (*B. mesentericus*, *B. subtilis*, *B. megaterium*, *B. mycoides*, *B. licheniformes*), *Pseudomonas* (*Ps. fluorescens*, *Ps. aeruginosa*, *Ps. putida*); *Escherichia coli*; виды р. *Staphylococcus*, *Rhizobium*, *Micrococcus luteus*, *Artrobacter sp.*, *Corynebacterium sp.* [15–18].

Из почв, загрязнённых отходами химических предприятий, выделены МО, способные разлагать моно-, полиароматические углеводороды и ряд хлорорганических соединений. Бактерии-деструкторы были отнесены к родам *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Rhodococcus*, *Mycobacterium*, *Cellulomonas*, *Arthrobacter*, *Brevibacterium*. Выявленные бактерии утилизируют ксенобиотики в широком диапазоне температур, pH среды и в присутствии высоких концентраций хлорида натрия [19].

Среди изолятов, выделенных из почв, загрязнённых сырой нефтью, были отобраны два сообщества, способные разлагать ароматические углеводороды сырой нефти с высокими скоростями (от 7 до 14 дней) [20]. В этих сообществах доминирующими видами были *Ps. aeruginosa*, *Burkholderia multivorans* и *Pandoraea sp.*

29 бактериальных штаммов-деструкторов сульфоароматических соединений выделены из активного ила и идентифицированы до вида. 23 из них идентифицированы как *Comamonas testosterone*, четыре – *Ps. putida*, два – *Ps. stutzeri*. Штаммы *C. testosterone* деградировали бензолсульфонат, *n*-толуолсульфонат, 2-нафталинсульфонат, *n*-сульфобензоат, 5-сульфосалицилат; *Ps. putida* – бензолсульфонат, *n*-толуолсульфонат и *n*-сульфанилат; *Ps. stutzeri* – бензолсульфонат и *n*-толуолсульфонат. Все штаммы-деструкторы способны усваивать данные соединения как в качестве единственного источника углерода, так и в качестве единственного источника серы [21].

Выявлен штамм микровида *Candida sp.* AN-13, сочетающий способность к утилизации тринитротолуола в качестве источника азота с возможностью утилизировать сырую нефть, и ряд индивидуальных алифатических и ароматических углеводородов [22]. Данный факт заслуживает внимания с позиций биоремедиации территорий, загрязнённых и взрывчатыми веществами, и нефтепродуктами.

Среди фототрофных МО особая роль в биодеградации органических контаминантов принадлежит ЦБ. В частности, при изучении разложения органических веществ в сточных водах бумажной промышленности было установлено, что продукты жизнедеятельности ЦБ влияют на рост и активность наиболее распространённых бактерий, утилизирующих такие соединения, как фенол, дихлорацетат и дихлорфеноксисукусная кислота. Кроме ЦБ, отмечают деградационную роль и микроскопических водорослей. Например, показано, что клетки *Chlorella sp.* способствуют увеличению

скорости деградации 3-, 2- и монобутилтинхлоридов в водных растворах [23].

Имеется ряд патентов на биопрепараты восстановительного характера. В частности, получен биопрепарат для очистки почвы, грунтовых и поверхностных вод при попадании в ОС тринитротолуола. Штамм бактерии *Ps. alcaligenes* BS300 выделен из почвы и депонирован во Всероссийской коллекции промышленных МО. Данный штамм утилизирует тринитротолуол. Устойчивость штамма к ионам тяжёлых металлов (ТМ) расширяет диапазон его применения при очистке почвы и воды от комбинированного загрязнения тринитротолуолом и ТМ. При этом выделенный штамм продуцирует биологические поверхностно-активные вещества, что ускоряет деградацию тринитротолуола в водной среде и почве [24].

На минеральной среде с бифенилом в концентрации 0,1-0,5% в качестве единственного источника углерода из почвы выделены штаммы, устойчивые к органическим растворителям и способные расщеплять бифенилы и полихлорированные бифенилы. Данные штаммы идентифицированы как *Ps. putida*, *Alcaligenes xylosoxydans spp. denitrificans*, *A. xylosoxydans* [25].

Из накопительных культур с почвами, загрязнёнными нефтепродуктами, через 3-4 месяца пересевов выделены ассоциации МО, трансформирующие дибензотиофен и 4,6-диметилдибензотиофен. При этом 2 штамма *Ps. fluorescens* 17 и 26 превращали дибензотиофен на 96-99% [26].

Изменения в функционировании микробных клеток под влиянием поллютантов

Характер действия поллютантов на МО во многом определяется их химической природой. Поэтому в структуре микробных клеток, их составе и функционировании происходят различные изменения, связанные как с особенностями поллютантов, так и с систематическим положением МО. Например, установлено, что извлекаемые из воды нефтепродукты вызывают существенное изменение в содержании хлорофилла *a* в культуре водоросли *Selenastrum capricornutum* [27]. Содержание хлорофилла уменьшается с ростом концентрации нефтепродуктов. Кроме того, под действием нефтепродуктов в водорослевых клетках существенно снижалось содержание углеводов и белка.

Для жёлтозелёных водорослей был выявлен ряд устойчивости этих организмов к этилированному бензину А-72 и неонулу АФ-14 (неиногенному ПАВ), которые используются в нефтедобывающей промышленности. Самыми устойчивыми к бензину были виды *Heterothrix*. Наименее устойчивым к воздействию бензина оказался вид *Botrydiopsis arhiza*. Самым устойчивым к неонулу АФ-14 был *H. bristoliana* [28].

У ЦБ *Anabaena cylindrica* и *N. muscorum* токсическое действие фенола и трёх его производных (орто-нитрофенола, мета-нитрофенола и пара-нитрофенола) проявилось в снижении количества гетероцист и, соответственно, активности нитрогеназы, уменьшении фотосинтетического транспорта электронов, снижении скорости восстановления нитратов [29].

Доказано снижение интенсивности биосинтеза липидов в хлоропластах и цитоплазме у *Chlorella vulgaris* Beij. при действии таких токсикантов, как тяжёлые металлы и дизельное топливо, что сопряжено с изменением вязкости и текучести мембран [30].

Показан процесс ингибирования темнового поглощения кислорода у зелёной водоросли *Selenastrum minutum* [31].

Под влиянием ПАВ могут происходить изменения степени гидратации клеточных структур водорослей и ЦБ, что отражается на резистентности и выживании организмов в различных условиях среды.

На скорость деградации поллютантов и состояние микробного сообщества в сильной степени влияют другие сопутствующие факторы. Так, при исследовании влияния ризосферы райграса, выращенного на супесчаной почве, на состав микроорганизмов и их активность в деградации 3-хлорбензоата как единственного источника углерода или в присутствии дополнительного углеродного питания было установлено, что почвенное микробное сообщество содержит микроорганизмы, способные разрушить 3-хлорбензоат. Наиболее слабо биодеградация бензоата происходила в неризосферной почве [32]. В большинстве вариантов опыта бензоат был полностью деградирован в течение 3,3 дня. Число микроорганизмов-деструкторов зависело от присутствия ризосферы и предварительной инкубации почвы с бензоатом. В почве, предварительно не инкубированной с бензоатом, численность МО в присутствии дополнительного источника углерода была в 4177 и 650 раз выше той, при которой разрушение бензоата происходило без дополнительного питания в ризосферной

и неризосферной почвах соответственно МО, использующие бензоат как единственный источник углерода, составляли 1300 и 34 на 1 г ризосферной и неризосферной почвы. Количество микроорганизмов-биодеструкторов в ризосферной и неризосферной почвах, повторно инкубированных с бензоатом, было сходным и достигало $4 \cdot 10^8$ в 1 г почвы.

При изучении обилия и способности к деградации у бактерий-деструкторов полихлорированных бифенилов (PCB), ассоциированных с 5 видами взрослых деревьев, растущих на загрязнённом участке, идентифицировали растения, усиливающие микробный потенциал деградации PCB в почве [33]. Значительно большие количества деструкторов PCB (в 2,7–56,7 раза) были определены в корневых зонах австрийской чёрной сосны и ивы козьей, чем в корневых зонах других растений или почвы, не содержащей корней. Большинство культивируемых деструкторов PCB по всему участку и большинство таких культур, ассоциированных с растениями, были идентифицированы как члены р. *Rhodococcus* с помощью анализа последовательности 16SpPHK. Другие таксоны деструкторов включали членов р.р. *Luteibacter* и *Williamsia*, которые ранее не были включены в число деструкторов PCB.

Изучение способов оптимизации условий биодеградации компонентов бензина (толуола, этилбензола, нонана, ундекана, додекана, тридекана) показало, что этот процесс, осуществляемый *Ps. putida*, ускоряется в почве при внесении таких соединений, как нитрат аммония, сульфат аммония, дигидрофосфат калия. Внесением в почву пероксида водорода достигалось наиболее полное разрушение поллютантов (до 47%). Количество КОЕ бактерий во всех случаях колебалось в пределах 10^5 – 10^6 /г на 72 часа от начала опыта [34].

При интродукции в лесные серозёмы, загрязнённые ароматическими полициклическими углеводородами (ПЦУ), фенантrenom и нафталином, активных штаммов *Ps. putida* и *Ps. sp.* было установлено, что наибольшая численность бактерий и наибольший экономический коэффициент разложения ПЦУ достигались в почве с 70% влажностью [35]. МО полностью утилизировали внесённый нафталин (2,4 мг/г почвы) в течение 11 суток, а наиболее активный штамм *Ps. putida* – в течение 3 дней. Без интродукции бактерий концентрация фенантрена, внесённого в почву (1 мг/г), оставалась неизменной в течение 37 суток, а внесённые клетки *Ps. putida* утилизировали его за 6 дней. Авторы делают вывод, что

интродукция МО-деструкторов существенно ускоряет деградацию ПЦУ в почве.

При проведении сравнительного исследования о влиянии внесённых в почву клеток штамма-деструктора хлорфенолов *Streptomyces 303* и биогенных элементов на убыль пентахлорфенола (ПХФ) было установлено, что интродукция штамма способствовала более быстрой убыли ПХФ в почве, чем внесение сукцината натрия или азотно-фосфорно-калийного комплекса [36]. Внесение клеток актиномицета способствовало уменьшению количества продуктов трансформации ПХФ, в то время как внесение удобрений способствовало его увеличению.

Изучение действия веществ различной химической природы на одноклеточные водоросли и ЦБ показало, что существенную роль в устойчивости клеток к токсикантам играют внеклеточные метаболиты, которые делают совокупность клеток целостной системой. Нахождение метаболитов в среде приводит к созданию мощного регулятора – специфического метаболитного фона, который играет роль буфера в реакциях организмов на внешние воздействия, являясь гораздо более значимым в приоритетном ранжировании воздействий на их функционирование, чем многие другие факторы [37].

Механизмы микробиологической деструкции

Прямое воздействие МО проявляется при их развитии непосредственно на поверхности материала и состоит в использовании его в качестве субстрата, источника питательных веществ и энергии. Такой деструктивный процесс осуществляется биокаталитическим путём и может сопровождаться продуцированием различных метаболитов, вызывающих разрушение структуры материала (косвенное воздействие МО) [10].

Деструкционная активность МО определяется в первую очередь литической активностью экзоферментов. Широко известно использование грибов с целью разрушения биополимеров. При этом наблюдается многоканальность в их промышленном применении. Среди наиболее популярных в этом плане микромицетов выделяются грибы р. *Trichoderma*. Так, при их промышленном использовании они вносят существенный вклад в решение таких вопросов, как обеспечение человечества продовольствием и переработка отходов [38]. Ферменты триходермы используются

в текстильной и пищевой промышленности, в алкогольном производстве, в виноделии и производстве соков, в деревопереработке и бумажной промышленности, при получении оливкового масла, в производстве кормов и биофунгицидов, а также в биотрансформации отходов различного происхождения.

Активность ферментных систем МО обнаружена при деградации таких соединений, как трихлорэтилен [39], трихлорэтан [40], гексахлорциклогексан [41], полихлорбифенилов [42; 43], полихлорированных диоксинов [44], фенантрена [45], нитробензола [46], тринитротолуола и гексагидро-1,3,5-тринитро-1,3,5-триазина [47; 48].

Из почв, загрязнённых отходами химических производств, было выделено микробное сообщество, способное расти на нафталине и фенантрена, использующее данные соединения в качестве источника углерода [49]. При этом изолированные штаммы деструкторы способны накапливать органические осмопротекторы, такие, как эктоин, бетаин и трегалозу.

Среди фототрофных МО выделяется роль ЦБ при биодеградации органических контаминантов. В частности, при изучении разложения органических веществ в сточных водах бумажной промышленности было установлено, что продукты жизнедеятельности ЦБ влияют на рост и активность наиболее распространённых бактерий, утилизирующих такие соединения, как фенол, дихлорацетат и дихлорфеноксиуксусную кислоту. Одновременное присутствие экссудатов ЦБ и указанных трёх субстратов оказывало синергическое влияние на рост бактерий, в первую очередь из р. *Ancyclobacter* [50].

При исследовании судьбы пентахлорфенола (ПХФ) в почве в природных условиях было обнаружено, что общее количество ПХФ существенно снижается, если почва засеяна штаммом *Streptomyces rochei*, способным разлагать хлорированные фенолы [51]. После первого месяца эксперимента идентифицированы продукты превращения ПХФ (тетра- и трихлорфенолы, пентахлорбензол, хлорированные диоксины), причём их количество было меньшим по сравнению с неинокулированным контролем.

При изучении накопления неорганических (Cu, Zn, Pb) и органических (полициклические ароматические углеводороды и полихлордифенилы) поллютантов биоплёнками в водной среде показано, что в транспорте и накоплении изученных поллютантов большую роль играют процессы сорбции [52].

Скорость биodeградации ксенобиотиков тесно связана с внешними условиями. При изучении путей превращения триэаноламина (ТЭА) в аэробном поверхностном слое почвы, пресноводных речных системах и очистных сооружениях с активным илом было показано, что время полураспада ксенобиотика сильно различается [53]. В случае с активным илом из очистного сооружения время полураспада ТЭА было в пределах 0,02-0,10 дня; в суглинистой почве этот показатель составил 0,5-1,8 дня. В системе с речной водой время полураспада составило 0,5-1,2 дня.

Метаногенные культуры МО с доминированием *Methanosarcina spp.* способны осуществлять дехлорирование винилхлорида через межвидовой перенос водорода [54].

Ремедиационное использование микробной деструкции промышленных отходов

При использовании биологических процессов для деструкции ПО задача заключается в том, чтобы отыскать и селекционировать микробные сообщества, способные как выдерживать токсичность среды, так и интенсивно деструктировать ПО; реализовать биопроцесс в лабораторных условиях для демонстрации производительности и масштабности; разработать технологическую схему для промышленного процесса и создать сопутствующие технологии (накопление активной биомассы, запуск процесса и т.д.) [55].

Для ремедиации громадных территорий сельскохозяйственных земель, загрязнённых ТМ, пестицидами, нефтью и другими ПО, привлекаются наиболее дешёвые методы биоремедиации как не наносящие дополнительного ущерба для окружающей среды. Однако одним из факторов, снижающих эффективность деградации органических веществ МО, является их относительно низкая численность в почве [56]. В то же время деструкционные возможности МО и микробных сообществ делают эти объекты реальными претендентами на участие в биоремедиационных процессах. Предлагаются следующие методологические критерии оценки безопасности и эффективности технологий биоремедиации почвы:

1. Выделенные штаммы-деструкторы изучают на безвредность для теплокровных тест-животных по наиболее строгим критериям, принятым в международной практике для МО – продуцентов лекарственных препаратов.

2. Перед биоремедиацией составляют (на основе данных химического анализа) карту участка, содержащую информацию о фактическом содержании загрязняющих веществ в почве и их распределение по почвенным горизонтам.

3. Для всесторонней оценки эффективности биоремедиации изучают интегральную токсичность почвы и её биофункциональную активность.

4. Оценивают риск заболеваемости населения, проживающего в зоне биоремедиации [57].

К настоящему времени накоплен достаточно обширный экспериментальный материал, позволяющий оценить роль МО в улучшении состояния окружающей среды.

Например, при исследовании возможности утилизации отработанных смазочно-охлаждающих жидкостей было установлено, что высокоэффективным приёмом является использование механизма биосорбции. При этом в качестве адсорбента испытывали гранулированный активированный уголь, цеолитсодержащую породу диатомит, а также адсорбенты, полученные в результате пиролиза изношенных шин и резиновых изделий твёрдых остатков пиролиза. В системе биологической и биосорбционной очистки использовали смешанную популяцию адаптированных МО, подготовленных на основе микробного сообщества активного ила в анаэробных условиях [58]. В ходе опытов доказали, что биосорбционный процесс, достигая высокой степени очистки, позволяет использовать более концентрированные стоки, в этом процессе происходит также биорегенерация сорбента, что даёт возможность использовать его длительное время. МО лучше переносят «залповые» нагрузки за счёт адсорбции загрязнений и мобилизации МО на поверхности сорбентов.

Для деградации синтетических сточных вод, содержащих 1,2-дихлорэтан, используется бактерия *Xanthomonas autotrophicus*, которая демонстрирует стабильность в нестерильных условиях в биореакторе с непрерывным процессом и перемешиванием [59].

Уже в течение нескольких десятилетий предпринимаются попытки разработки препаратов для биоочистки загрязнённой почвы. Так, ещё в 90-е годы прошлого века был разработан метод получения грибного инокулюма для очистки почвы, загрязнённой органическими соединениями. С этой целью твёрдые частицы субстрата покрывали суспензией спор грибов или фрагментами мицелия. В качестве иноку-

люма служили грибы *Phanerochaete chrysosporium*, *P. sordida*, *Irpex lacteus*, *Bjerkandera adusta*, *Trametes versicolor* [60]. Такой инокулюм противостоял конкуренции и пролиферации местными почвенными микроорганизмами. Грибы разлагали пентахлорфенол в течение 4-х недель.

Бактерию *Acinetobacter sp.* использовали для биологического восстановления почв, загрязнённых полициклическими ароматическими углеводородами [61]. Обработка почвы этим МО в течение 5 недель показала более 80% эффективности восстановления.

Исследование динамики микробных популяций, ассоциированных с биодеградацией сырой нефти в различных почвах, показало, что после 50-дневной инкубации все 7 исследованных почв обнаружили сравнимое исчерпание углеводов, где было разрушено более 80% добавленной сырой нефти и примерно 70% добавленного гексадекана превратилось в оксид углерода [62].

Предполагают высокий биоремедиационный потенциал у ЦБ *Nostoc* и *Anabaena* для восстановления нефтезагрязнённых почв за счёт высокой гидролитической активности микроорганизмов-спутников: спорообразующих бактерий *B. subtilis*, *B. megaterium* и микромицетов *Chrysosporium*, *Aspergillus* и др. [63].

Наличие ассоциативных взаимоотношений между фототрофными и гетеротрофными микроорганизмами ускоряет деструкцию такого соединения, как этилендиамин, основного токсического продукта отхода производств ионообменных смол. Данный факт был доказан при создании искусственной альго-бактериальной ассоциации на основе аксеничной культуры водоросли *Scenedesmus acutus* и чистых культур бактерий *D. sphaericus*, *B. circulans* и *Micrococcus luteus*, выделенных из почвы, загрязнённой этилендиамином [64]. Хотя водоросли не участвовали в деструкции данного соединения, но при их наличии её скорость была максимальной.

При анализе и обсуждении различных методов восстановления нефтезагрязнённых почв считают, что наиболее экологичными и эффективными являются биологические [65]. При биологической очистке подобной почвы основными биологическими методами являются: биостимуляция – активизация метаболической активности природной аборигенной нефтеокисляющей микробиоты; биоаугментация – добавление в природную среду адаптированных активных штаммов МО; фиторемедиация – высеив устойчивых к

загрязнению растений, способных активизировать нефтеокисляющую микробиоту.

Перспективны исследования в области использования растительно-ризобияльных комплексов в ремедиационных целях. Так, в серии опытов оценивали способности ассоциации растения-бактерии разлагать смеси моно- и дихлорированных бензойных кислот. 16 кормовых трав и комбинации этих трав с некоторыми бактериальными инокулятами были отобраны для роста в почве, контаминированной различными концентрациями моно- и дихлорированных бензойных кислот. 2 комбинации оказались удачными. Пырейник даурский (*Elymus dauricus*), инокулированный *Ps. aeruginosa* и *Ps. savastanoi*, уменьшал уровни 3-хлорбензойной кислоты на 74%. Костёр биберштайна (*Bromus biebersteinii*), инокулированный *Alcaligenus sp.*, уменьшал уровни 2,3-дихлорбензойной кислоты на 56% [66]. Природные растительно-ризобияльные комплексы были эффективны при ликвидации загрязнения почвы дизельным топливом в условиях Кольского Севера [67]. В условиях полевого модельного опыта при внесении в почву дизельного топлива в дозах 10 и 25 мл/кг было показано, что через 3 месяца вегетационного периода дизельное топливо было удалено практически полностью из почвы под такими растениями, как *Lolium perenne*, *Festuca pratensis*, *Leymus arenarium*, *Phalaroides arundinacea*, *Bromopsis inermis*. Получены данные, которые позволяют рассматривать высшие растения совместно с сопутствующей микрофлорой как эффективный биогенный природный фактор в решении проблемы биоремедиации химически загрязнённых территорий, в частности, для снижения в почве элементов высокотоксичного ракетного топлива в местах падения отделяющихся ступеней ракет [68].

В целом показано, что спектр процессов, протекающих в корневой зоне растений в присутствии органических поллютантов, чрезвычайно разнообразен [69]. Растение влияет на органические поллютанты через корневые экссудаты. Это воздействие может быть прямым (солюбилизация, трансформация, деградация поллютантов) либо опосредованным (стимулирование развития микробов-деструкторов). Между растением и МО могут возникать взаимодействия при выделении растением специфических веществ в ответ на присутствие поллютантов. При этом корневые экссудаты способствуют разложению органических поллютантов МО, вследствие чего улучшаются условия жизни растений.

Таким образом, МО участвуют в фиторемедиации путём непосредственной микробной деградации загрязнителя, усиления катаболической активности в ризосфере, снижения фитотоксичности органических поллютантов, стимуляции роста растений. При этом пути разложения одного и того же ксенобиотика у разных видов МО могут различаться. Часто для усиления деградации ПО требуется наличие консорциума МО.

Литература

1. Агорэкология / Под ред. В.А. Черникова, А.И. Чевереса. М.: Колос, 2000. 536 с.
2. Ашихмина Т.Я., Колупаев А.В., Широких А.А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор литературы) // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 4–12.
3. Song Xue-ying, Song Yu-fang, Sun Tie-heng, Zhou Qi-xing, Zhang Wei, Zhang Lei. Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs // J. Environ. Sci. 2006. T. 18. № 2. С. 310–317.
4. Рафикова Г.Ф., Киреева Н.А., Мрясова А.Б. Комплексы микроскопических грибов в серых лесных и торфяно-глеевых нефтезагрязнённых почвах // Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века: Материалы Всероссийской конференции. (Петрозаводск, 22-27 сентября, 2008). Ч. 2. Альгология. Микология. Лихенология. Бриология. Петрозаводск. 2008. С. 145–147.
5. Тазетдинова Д.И., Алимова Ф.К. Структура чувствительных к нефтяному загрязнению микроорганизмов почв Альметьевского района Республики Татарстан // Агроэкологическая безопасность в условиях техногенеза. Акад. наук Респ. Татарстан. – Казань, 2006. Ч. 2. С. 291–299.
6. Дорохова М.Ф. Реакция водорослей и гетеротрофных микроорганизмов торфяной почвы на загрязнение нефтью в лабораторном эксперименте // Альгология. 1999. Т. 9. № 2. С. 44.
7. Киреева Н.А., Дубовик И. Е., Закирова З. Р. Консортивные связи цианобактерий типичного чернозёма при загрязнении нефтью // Почвоведение. 2007. № 6. С. 749–755.
8. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозёма обыкновенного // Почвоведение. 2006. № 5. С. 616–620.
9. Weber H., Namann R., Disse G., Haupt H.-J. Einfluss der aeroben und anaeroben Fermentation auf die Gehalte von polychlorierten Dibenzo-p-dioxinen und Dibenzofuranen in Klarschlammen // Korrespond. Abwasser, 1996. T. 43. № 6. С. 1073–1076.
10. Вассер С. П., Ленова Л. И., Ступина В. В., Царенко П. М., Навроцкая И. Л. Биоповреждение про-

мышленных материалов бактериями, водорослями и лишайниками. Киев. 1988. 40 с.

11. Шебалова Н.М., Залесов С.В. Микромицеты лесных почв сосновых насаждений, произрастающих в зонах техногенного загрязнения // Изв. вузов. Лесной журнал. 2006. № 1. С. 28–33.
12. Емельянов Д.Н., Смирнов В.Ф., Чернорукова З.Г., Смирнова О.Н., Захарова Е.А. Изменение механических свойств волокон в процессе биоповреждений микроскопическими грибами // Мех. композиц. матер. и конструкций. 1997. Т. 3. № 3. С. 55–61.
13. Миронова Р.И., Носкова В.П., Расулова Г.Е., Холоденко В.П. Биodeградация и биосорбция плавающей нефти природными микромицетами // Биотехнология. 1996. № 7. С. 44–48.
14. Муратова А.Ю., Плешакова Е.В. Микробиологическая очистка в защите окружающей среды от нефтяных загрязнений // Пробл. изуч. биосферы. 1996. С. 107–108.
15. Song Xue-ying, Song Yu-fang, Sun Tie-heng, Zhou Qi-xing, Zhang Wei, Zhang Lei. Adaptability of microbial inoculators and their contribution to degradation of mineral oil and PAHs // J. Environ. Sci. 2006. V. 18. № 2. P. 310–317.
16. Velazques F., de Lorenzo V., Valls M. The m-xylene biodegradation capacity of *Pseudomonas putida* mt-2 is submitted to adaptation to abiotic stresses: Evidence from expression profiling of xyl genes // Environ. Microbiol. 2006. V. 8. № 4. P. 591–602.
17. Camara B., Herrera C., Gonzalez M., Couve E., Hofer B., Seeger M. From PCBs to highly toxic metabolites by the biphenyl pathway // Environ. Microbiol. 2004. V. 6. № 8. P. 842–850.
18. Bodour A.A., Wang J.M., Maier R.M. Temporal change in culturable phenanthrene degraders in response to long-term exposure to phenanthrene in a soil column system // Environ. Microbiol. 2003. V. 5. № 10. P. 888–895.
19. Плотникова Е.Г., Рыбкина Д.О., Ананьина Л.Н., Ястребова О.В., Демаков В.А. Характеристика микроорганизмов, выделенных из техногенных почв Прикамья // Экология. 2006. № 4. С. 261–268.
20. Ozaki Shingen, Kishimoto Noriaki, Fujita Tokio. Isolation and phylogenetic characterization of microbial consortia able to degrade aromatic hydrocarbons at high speeds // Microb. and Environ. 2006. T. 21. № 1. С. 44–52.
21. Балашов С.В., Бронин А.М. Бактерии – деструкторы сульфоароматических соединений из активного ила // Микробиология. 1996. Т. 65. № 5. С. 627–631.
22. Зарипов С.А., Абдрахманова Ю.Ф., Тимофеева Н.В., Зиганшин А.М., Наумова Р.П. Альтернативные пути трансформации 2,4,6-тринитротолуола дрожжами // Биология-наука XXI века: Пущинская школа – конференция молодых ученых. (Пущино, 14-18 апреля 2003 г.). Пущино. С. 273–374.
23. Zhang Li, Huang Guolan, Yu Yaoting. Immobilization of microalgae for biosorption and degradation of butyl-

- tion of butyltin chlorides // *Artif. Cells, Blood Substitut. and Immobilizat. Biotechnol.* 1998. Т. 26. № 4. С. 399–410.
24. Воробьев А.В., Марченко А.И., Руднева О.А., Дядищев Н.Р. Штамм бактерий *Pseudomonas alcaligenes*, используемый для очистки почв, грунтовых и поверхностных вод от тринитротолуола. Дата подачи заявки: 23.12.04. Дата публикации заявки: 27.01.07.
25. Ohta Yoshinori, Maeda Michihisa, Kudo Toshiaki, Horikoshi Koki. Isolation and characterization of solvent-tolerant bacteria which can degrade biphenyl/polychlorinated biphenyls // *J. Gen. and Appl. Microbiol.* 1996. Т. 42. № 4. С. 349–354.
26. Финкельштейн З.И., Баскунов Б.П., Вавилова Л.Н., Головлева Л.А. Превращение дибензотиофена и деметилбензотиофена микроорганизмами // *Микробиология.* 1997. Т. 66. № 4. С. 481–487.
27. El-Dib M.A., Abou-Waly H.F., El-Naby A.M.H. Impact of fuel oil on the freshwater alga *Selenastrum capricornutum* // *Bull. Environ. Contam. and Toxicol.* 1997. Т. 59. № 3. С. 438–444.
28. Гайсина Л.А. Устойчивость желтозелёных водорослей к органическим загрязнителям // Проблемы ботаники на рубеже XX-XXI веков: Тез. докл. II (X) съезда Русского ботанического общества (26-29 мая 1998 г., Санкт-Петербург). Санкт-Петербург. 1998. Т.1. С. 90–92.
29. Исса А.А., Бассет А. Токсическое действие соединений фенола на *Anabaena cylindrica* Lemm. и *Nostoc muscorum* Ag. в экспериментах с использованием хемостата // *Альгология.* 1999. № 4. Т. 9. С. 41–47, 122–123.
30. Луцив А.И. Изменение интенсивности биосинтеза липидов у *Chlorella vulgaris* Beij. при действии токсикантов // Актуальные проблемы современной альгологии: Тезисы IV международной конф. (23-25 мая 2012 г., Киев). Киев. 2012. С. 177–178.
31. Lynnes Jaret A., Weger Harold G. Interactions between azide and dark O₂ consumption in the green alga *Selenastrum minutum* // *Plant Physiol.* 1997. Т. 114. № 3. С. 204.
32. Naby Paul A., Crowley David E. Biodegradation of 3-chlorobenzoate as affected by rhizodeposition and selected carbon substrates // *J. Environ. Qual.* 1996. V. 25. № 2. P. 304–310.
33. Leigh Mary Beth, Prouzova Petra, Mackova Martina, Macek Tomas, Nagle David P., Fletcher John S. Polychlorinated biphenyl (PCB)-degrading bacteria associated with trees on the a PCB-contaminated site // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. Т. 72. № 4. С. 2331–2342.
34. Cunha C.D., Leite S.G.F. Optimization of some environmental conditions to enhance gasoline biodegradation in soil microcosms bioaugmented with *Pseudomonas putida* // *Rev. microbial.*, 1997. № 2. V. 28. P. 129–134.
35. Filonov Andrei E., Karpov Alexandr V., Puntus Irina F., Akimenko Vasily K., Boronin Alexander M. Microbial degradation of phenanthrene and naphthalene in soil model systems (INTAS-94-3122) // *Microb. Ecol. and Biotechnol. Reflect. Extremophil.: INTAS Symp. Moscow.* 1997. 30 с.
36. Заборина О.Е., Барышникова Л.М., Баскунов Б.П., Головлёва Е.Л., Головлёва Л.А. Разложение пентахлорфенола в почве интродуцированным штаммом *Streptomyces rochei* 303 и активированной почвенной микрофлорой // *Микробиология.* 1997. № 5. Т. 66. С. 661-666.
37. Гапочка Л. Д. Популяционные аспекты устойчивости цианобактерий и микроводорослей к токсическому фактору: Автореф. дис. ... докт. биол. наук в форме научного доклада. М., 1999. 64 с.
38. Алимова Ф.К. Промышленное применение грибов рода *Trichoderma*. Казань: Издательство Казанского университета, 2006. 209 с.
39. Arcangell Jean-Pierre, Arvin Erik Modeling of the cometabolic biodegradation of trichloroethylene by toluene-oxidizing bacteria in a biofilm system // *Environ. Sci. and Technol.* 1997. Т. 31. № 11. С. 3044–3052.
40. Grostern Ariel, Edwards Elizabeth A. A 1,1,1-trichloroethane-degrading anaerobic mixed microbial culture enhances biotransformation of mixture of chlorinated ethenes and ethanes // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 12. P. 7849–7856.
41. Pal Riinku, Bala Shashi, Dadhwal Mandeep, Kumar Mukesh, Dhingra Gauri, Prakash Om, Prabakaran S.R., Shivaji S., Cullum John, Holliger Christof, Lal Rup Hexachlorocyclohexane-degrading bacterial strains *Sphingomonas paucimobilis* B90A, UT26 и Sp+, having similar lin genes, represent three distinct species, *Sphingobium indicum* sp. nov., *Sphingobium japonicum* sp. nov. and *Sphingobium francense* sp. nov., and reclassification of [*Sphingomonas*] *chungbukensis* as *Sphingobium chungbukense* comb. nov. // *Int. J. Syst. and Evol. Microbiol.* 2005. Т. 55. № 5. С. 1965–1972.
42. Camara Beatriz, Herrera Cristiana, Gonzalez Myriam, Couve Eduardo, Hofer Bernd, Seeger Michael From PCBs to highly toxic metabolites by the biphenyl pathway // *Environ. Microbiol.* 2004. Т. 6. № 8. С. 842–850.
43. Lambo A.J., Patel T.R. Isolation and characterization of a biphenyl-utilizing psychrotrophic bacterium *Hydrogenophaga taeniospiralis* IA3-A, that cometabolize dichlorobiphenyls and polychlorinated biphenyl congeners in Aroclor 1221 // *J. Basic Microbiol.* 2006. № 2. V. 46. P. 94–107.
44. Hiraishi Akira, Kaiya Shinichi, Miyakoda Hideki, Futamata Hiroyuki Biotransformation of polychlorinated dioxins and microbial community dynamics in sediment microcosms at different contamination levels // *Microb. and Environ.* 2005. Т. 20. № 4. С. 227–242.
45. Vacca D.J., Bleam W.F., Hickey W.J. Isolation of soil bacteria adapted to degrade humic acid-sorbed phenanthrene // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2005. Т. 71. № 7. С. 3797–3805.
46. Jung Kwan-Hye, Lee Jang-Young, Kim Hak-Sung. Biodegradation of nitrobenzene through a hybrid

pathway in *Pseudomonas putida* // *Biotechnol. and Bioeng.* 1995. Т. 48. № 6. С.625–630.

47. Bruce Neil C. Microbial degradation of energetic compounds // *J. Chem. Technol. and Biotechnol.* 1988. Т. 71. № 4. С. 362–364.

48. Гагелидзе Н.А., Варсимашвили Х.И., Амираншвили Л.Л., Киртадзе Э.Г. Интродукция 2,4,6 – тринитротолуол-деградирующих бактерий с целью интенсификации процесса биоремедиации загрязненных почв // *Известия аграрной науки.* 2009. Т. 7. №3. С. 38–42.

49. Акатова Е.В., Алтынцева О.В., Плотникова Е.Г., Филонов А.Е., Кошелева И.А. Природное микробное сообщество, способное к деградации нафталина в условиях высокой солёности среды // *Биология – наука XXI века: Матер. конференции.* 2003. С. 260–261.

50. Kirkwood A.E., Nalewajko C., Fulthorpe R.R. The effect of cyanobacterial exudates on bacterial growth and biodegradation of organic contaminants // *Microbial Ecol.* 2006. Т. 51. № 1. С. 4–12.

51. Zaborina Olga, Baskunov Boris, Baryshnikova Larisa, Golovlera Ludmila Decomposition of pentachlorophenol in soil by *Streptomyces rochei* 303 // *J. Environ. Sci. and Health.* 1997. Т. 32. № 1. С. 55–70.

52. Schorer Marcell, Eisele Michael. Accumulation of inorganic and organic pollutants by biofilms in the aquatic environment // *Water, Air and Soil Pollut.* 1997. Т. 99. № 1–4. С. 651–659.

53. West Robert J., Gonsior Stanley J. Biodegradation of trithanolamine // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1996. Т. 15. № 4. С. 472–480.

54. Heimann Axel C, Batstone Damien J., Jakobsen Rasmus. *Methanosarcina* spp. drive vinyl chloride dechlorination via interspecies hydrogen transfer // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. Т. 72. № 4. С. 2942–2949.

55. Егоров Н.С., Олескин А.В., Самуилов В.Д. Биотехнология. М.: Высш. шк., 1987. 159 с.

56. Боронин А.М. Биотехнология биоремедиации почв на основе микробо-растительного взаимодействия // *Биотехнология: состояние и перспективы.* Матер. I междунар. конгресса. М. 2002. С. 138.

57. Жирков Г.А., Соколов М.С., Дядищев Н.Р. Эколого-токсическая оценка мероприятий по биоремедиации почв // *Биотехнология: состояние и перспективы развития: Материалы 3 Московского международного конгресса.* (Москва, 14–18 марта, 2005 г.). Ч. 2. М., 2005. 14 с.

58. Каримов Р. Р., Лимин М. В., Емельянов Е. В. Утилизация отработанных смазочных-охлаждающих жидкостей биосорбционным способом // *Постгеномная эра в биологии и проблемы биотехнологии: Материалы*

научной конференции. (Казань, 17–18 июня 2004 г.). М. 2004. С. 45–46.

59. Baptista Ines I.R., Peeva Ludmila G., Zhou Ning Yi, Leak David J., Mantalaris Athanasios, Livingston Andrew G. Stability and performance of *Xanthobacter autotrophicus* GJ10 during 1,2– dichloroethane biodegradation // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 6. P. 4411–4418.

60. Lestan Domen, Lamar Richard T. Development of fungal inocula for bioremediation of contaminated soils // *Appl. and Environ. Microbiol.* 1996. Т. 62. № 6. С. 2045–2052.

61. Joshi Medha M., Lee Sunggyu Biological remediation of polynuclear aromatic hydrocarbon contaminated soils using *Acinetobacter sp.* // *Energy Sources.* 1996. Т. 18. № 2. С. 167–176.

62. Hamamura Natsuko, Olson Sarah H., Ward David M., Inskeep William P. Microbial population dynamics associated with crude-oil biodegradation in diverse soils // *Appl. and Environ. Microbiol.* 2006. V. 72. № 9. P. 6316–6324.

63. Колотилова Н.Н., Тыныбаева Т.Г. Цианобактерии из микробных сообществ суровых солончаков полуострова Бузачи // *Современные проблемы альгологии: Материалы Международной научной конференции и 7 школы по морской биологии.* (Ростов-на-Дону, 9–13 июня, 2008 г.). Ростов н/Д, 2008. С. 197–198.

64. Борисова Е.В. Взаимоотношение водоросли *Scenedesmus acutus* Meyen (Chlorophyta) с бактериями, активными деструкторами этилендиамина // *Альгология.* 1999. Т. 9. № 2. С. 19–20.

65. Подгорский В.С. Исследования в области экологической биотехнологии по очистке почв и водоемов от нефти и нефтепродуктов // *Экология микроорганизмов: Материалы Международной конференции.* (Москва, 25–27 сентября, 2006). С. 49–54.

66. Siciliano Steven D., Germida James J. Degradation of chlorinated benzoic acid mixtures by plant-bacteria associations // *Environ. Toxicol. and Chem.* 1998. Т. 17. № 4. С. 728–733.

67. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Михайлова И.В. Способы биоремедиации почв Кольского Севера при загрязнении дизельным топливом // *Агрохимия.* 2009. № 6. С. 61–66.

68. Ермаков Е. И., Панова Г. Г., Степанова О. А. Стратегия биоремедиации химически загрязненных экосистем // *Экология.* 2005. № 3. С. 193–200.

69. Турковская О.В., Муритова А.Ю. Биодegradация органических поллютантов в корневой зоне растений // *Молекулярные основы взаимоотношений ассоциативных микроорганизмов с растениями.* М. 2005. С. 180–208.