ЭКОБИОТЕХ
ISSN 2618-964X http://ecobiotech-journal.ru

УДК 332.368:579.222 UDC 332.368:579.222

# Влияние повышенных концентраций свинца и хлорида натрия на процесс восстановления нефтезагрязненной почвы

***Кузина Е.В.*, Рафикова Г.Ф., Мухаматдьярова С.Р., Искужина М.Г., Кульбаева Л.А.***

Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра РАН, Уфа, Россия
*E-mail: lab.biotech@yandex.ru

***Аннотация***

В статье исследован процесс регенерации почвы, подвергшейся загрязнению нефтью в концентрации 50 и 100 г/кг почвы, и дополнительно свинцом ($Pb^{2+}$) в виде соли $Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$ в количестве 450, 900 и 1800 мг/кг и NaCl в количестве 1% от веса почвы. Продолжительность опыта составила 95 суток. Для оценки биологического состояния почвы определялась активность ферментов (каталаза, инвертаза, уреаза) и численность основных эколого-трофических групп микроорганизмов (гетеротрофы, олиго-нитрофилы, микромицеты, актиномицеты). В результате проведенных исследований было установлено, что нефтяное загрязнение значительно снижало активность каталазы и уреазы, степень ингибирования коррелировала с концентрацией нефти в почве. Наибольшее подавление инвертазной активности вызывало внесение хлорида натрия. Контаминация почвы приводила к значительным изменениям в структуре почвенного микробного сообщества, наиболее восприимчивыми к изученному комплексному загрязнению оказались актино-мицеты и олиго-нитрофилы. В целом, дополнительное внесение в нефтезагрязненную почву свинца снижало степень разложения углеводородов на 4.4–11.2% по сравнению с данным показателем для почвы только с нефтью. Добавление соли препятствовало микробному разложению углеводородов только в варианте опыта, где концентрация нефти составляла 100 г/кг.

***Ключевые слова***

контаминация почвы ◆ свинец ◆ хлорид натрия ◆ нефть ◆ биологическая активность почвы ◆ восстановление почвы

*Поступила в редакцию: 19.05.2025*
*Принято в печать: 24.06.2025*

# Effect of elevated lead and sodium chloride concentrations on the recovery process of oil-contaminated soil

***Kuzina E.V.*, Rafikova G.F., Mukhamatdyarova S.R., Iskuzhina M.G., Kulbaeva L.A.***

Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia
*E-mail: lab.biotech@yandex.ru

***Abstract***

The article studies the process of soil regeneration contaminated with oil at concentrations of 50 and 100 g/kg of soil, and with lead ($Pb^{2+}$) in the form of $Pb(CH_3COO)_2$ and $3H_2O$ salts in the amount of 450, 900, and 1800 mg/kg and NaCl in amount of 1% of the soil weight. The duration of the experiment was 95 days. To assess the biological state of the soil, the activity of enzymes (catalase, invertase, urease) and the number of main ecotrophic groups of microorganisms (heterotrophs, oligonitrophils, micromycetes, actinomycetes) were determined. As a result of the studies, it was found that oil pollution significantly reduced the activity of catalase and urease, and the degree of inhibition correlated with the oil concentrationin the soil. The introduction of sodium chloride caused the greatest invertase activity suppression. Soil contamination resulted in significant changes in the structure of the soil microbial community; actinomycetes and oligonitrophils were the most susceptible to the studied complex contamination. In general, the additional addition of lead into oil–contaminated soil reduced the degree of decomposition of hydrocarbons by 4.4-11.2% compared to this indicator for oil with oil alone. The addition of salt prevented the microbial decomposition of hydrocarbons only in the experimental variant where the oil concentration was 100 g/kg.

***Keywords***

soil contamination ◆ lead ◆ sodium chloride ◆ oil ◆ soil biological activity ◆ soil restoration

*Received: 19.05.2025*
*Acepted: 24.06.2025*

Цитировать | Cite as

DOI: 10.31163/2618-964X/2025-17 EDN: XTPJUP

## ВВЕДЕНИЕ

Исследователи уделяют большое внимание потенциалу самовосстановления почвенных экосистем, загрязненных сырой нефтью [Borah, Deka, 2023]. Несмотря на определенные различия в составе бактериальных сообществ техногенно нарушенных территорий, как правило, в них всегда присутствуют штаммы, которые могут выживать в богатых углеводородами средах и разлагать нефтяные загрязнения [Galitskaya et al., 2021]. Однако, поступление токсичных веществ в окружающую среду обычно носит комплексный характер. Например, при разработке и эксплуатации месторождений нередко случаются аварийные разливы высокоминерализованных вод, используемых для поддержания пластового давления на нефтяных залежах, следствием этого становится накопление в почве легкорастворимых солей (преимущественно хлорида натрия) [Klaustermeier et al., 2016; Gao et al., 2022]. Другим опасным последствием хозяйственной деятельности человека является загрязнение земель тяжелыми металлами (ТМ) [Huang et al., 2019]. Среди наиболее распространенных загрязнителей следует назвать свинец (относится к первому классу опасности). Его накопление в почве происходит в результате деятельности горнодобывающей и металлургической промышленности, работы электростанций, сжигания этилированного бензина, сброса сточных вод, а также утилизации батареек и других отходов [Sun et al., 2023].

Упомянутые неорганические поллютанты (соли, ТМ) негативно сказываются на численности и разнообразии микробного сообщества, нарушают круговорот питательных веществ и их доступность [Носова и др., 2023; Sazykin et al., 2023], поэтому эффективность биоразложения углеводородов нефти в их присутствии, как правило, снижается [Jampasri et al., 2020].

В настоящее время наиболее доступным и эффективным способом восстановления нефтезагрязненных земель, содержащих повышенные концентрации ТМ и солей, была признана фиторемедиация, хотя и она имеет определенные ограничения, т.к. высокие концентрации данных соединений вызывают у растений окислительный стресс и гибель [Liang et al., 2017]. С целью повышения устойчивости фитомелиорантов к аномальным условиям наряду с растениями-хозяевами нередко применяют ростстимулирующие микроорганизмы (PGPB) [Ma et al., 2019]. В целом, интенсивность ремедиационных мероприятий определяется уровнем загрязнения почвы, а также наличием возможностей для естественного самовосстановления земель [Ali et al., 2020].

Цель настоящего исследования состояла в изучении процесса восстановления почвы, загрязненной нефтью (50 и 100 г/кг почвы), а также хлоридом натрия, либо свинцом. Высокие концентрации нефти и соли в почве препятствовали использованию фиторемедиантов. Интенсификация процесса деградации углеводородов ограничивалась рыхлением и увлажнением загрязненной почвы для стимулирования активности аборигенной микрофлоры, без применения биоаугментации.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились с выщелоченным черноземом (Luvic Chernozem) в условиях модельного эксперимента. Использовали почву, отобранную на территории Уфимского района Республики Башкортостан со следующими показателями: $pH_{KCl}$ – 6.3, $N_{вал}$ – 0.61%, содержание гумуса – 6.8%, подвижные $P_2O_5$ и $K_2O$ (0.2 н KCl) – 94.5 и 101.7 мг/кг почвы соответственно. Почву в количестве 1 кг помещали в прямоугольные пластиковые сосуды. Для оптимизации водно-воздушного режима применяли дренаж, в течение опыта поддерживали влажность почвы на уровне 60% от полной влагоемкости и проводили регулярное рыхление. В опытные варианты вносили нефть (плотность – 852 кг/м$^3$, вязкость –

28 мПа с, парафины (мас. %) – 3.3, смолы (мас. %) – 8.5, асфальтены (мас. %) – 5-9) в концентрации 50 и 100 г/кг почвы. Также вносили свинец ($Pb^{2+}$) – в виде растворенной в воде соли $Pb(CH_3COO)_2 \cdot 3H_2O$ в количестве 450, 900 и 1800 мг/кг, что соответствует 15, 30 и 60 ОДК (СанПиН 1.2.3685-21) и NaCl в количестве 1% от веса почвы. Повторность опыта трехкратная. Контролем служил вариант почвы без добавления соли, свинца и нефти. Отбор проб почвы проводили на 3-и, 45-е и 95-е сутки эксперимента.

Выделение и количественный учет микроорганизмов осуществляли по общепринятой методике высева почвенной суспензии на питательные агаризованные среды: гетеротрофных микроорганизмов – на питательный агар (пептон – 10 г/л, дрожжевой экстракт – 5 г/л, NaCl – 5 г/л, глюкоза – 1 г/л, агар-агар – 15 г/л, вода дистиллированная – 1000 мл), олигонитрофилов – на среду Эшби, актиномицетов – на крахмало-аммиачный агар, микромицетов – на среду Чапека [Дзержинская, 2008].

Активность почвенных ферментов анализировали следующими методами: каталазы и инвертазы – по методу Галстяна, уреазы – по методу Щербакова и Райхинштейна [Хазиев, 2005]. Содержание нефтепродуктов в почве устанавливали гравиметрически как описано [Mishra et al., 2001].

Статистическую обработку данных проводили с использованием стандартных программам MS Excel. На рисунках и в таблицах данные представлены как среднее ± стандартная ошибка. Достоверность различий оценивали по *t*-критерию Стьюдента.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Активность ферментов, вырабатываемых микроорганизмами, является важным показателем здоровья почвы, который отражает происходящие в ней естественные или антропогенные изменения, характеризует ее биологические и физико-химические свойства [Wołejko et al., 2020]. Известно, что уреаза и каталаза чувствительны к любым изменениям окружающей среды [Guangming et al., 2017]. Засоленость, как правило, снижает активность всех почвенных ферментов [Zheng et al., 2017]. Влияние ТМ не столь однозначно, например, есть исследования, указывающие, что в присутствии низких концентраций свинца активность инвертазы достаточно стабильна [Sun et al., 2023].

При загрязнении почвы нефтью в количестве 5 г/кг первоначально наблюдалось увеличение каталазной активности (КА) в 1.6 раза, однако со временем этот показатель уменьшился и стал ниже контрольных значений (рис. 1). Уменьшение количества разлагаемых компонентов нефти и увеличение концентрации вредных веществ, вероятно, ингибировали микробную деятельность, что отразилось на активности фермента [Zhou et al., 2019]. В варианте, где в почву внесли 100 г/кг нефти, КА снизилась уже на третьи сутки эксперимента – в 1.9 раза, к концу опыта – более чем в три раза.

Некоторые исследователи утверждают, что только оксидоредуктазы могут участвовать в детоксикации ТМ, и присутствие данных поллютантов приводит к более высокой активности каталазы [Yang et al., 2016]. В вариантах со свинцом (при всех используемых в опыте концентрациях) в начале эксперимента КА была действительно выше контрольных значений. В варианте, где концентрация $Pb^{2+}$ составляет 15 ОДК, эта тенденция сохранилась на протяжении трех месяцев, при более высоких концентрациях ТМ (30 и 60 ОДК) – через 95 суток КА не отличалась от активности фермента в контрольной почве. Показатели КА в почве с 1% NaCl практически не отличались от контрольных значений в первой половине эксперимента, через три месяца в присутствии соли снижение активности каталазы составило около 12%. В своей работе Lemanowicz [Lemanowicz, 2019] также утверждает, что каталаза обладает относительно высокой резистентностью к солевому

стрессу, например, по сравнению с такими ферментами, как дегидрогеназа, кислая и щелочная фосфатазы.

Комплексное загрязнение почвы также увеличивало КА на начальном этапе эксперимента, но только при концентрации нефти 50 г/кг. В середине опыта КА почвы, одновременно загрязненной нефтью и свинцом, нефтью и солью, уменьшилась как по сравнению с контрольным вариантом, так и с вариантами, где нефть, свинец и соль вносили по отдельности (рис. 1). Таким образом, ни хлорид натрия, ни свинец в изученных концентрациях практически не влияли на КА. Выраженное ингибирующее действие на каталазу оказывала нефть, хотя подавлению активности фермента предшествовал кратковременный период его стимулирования.

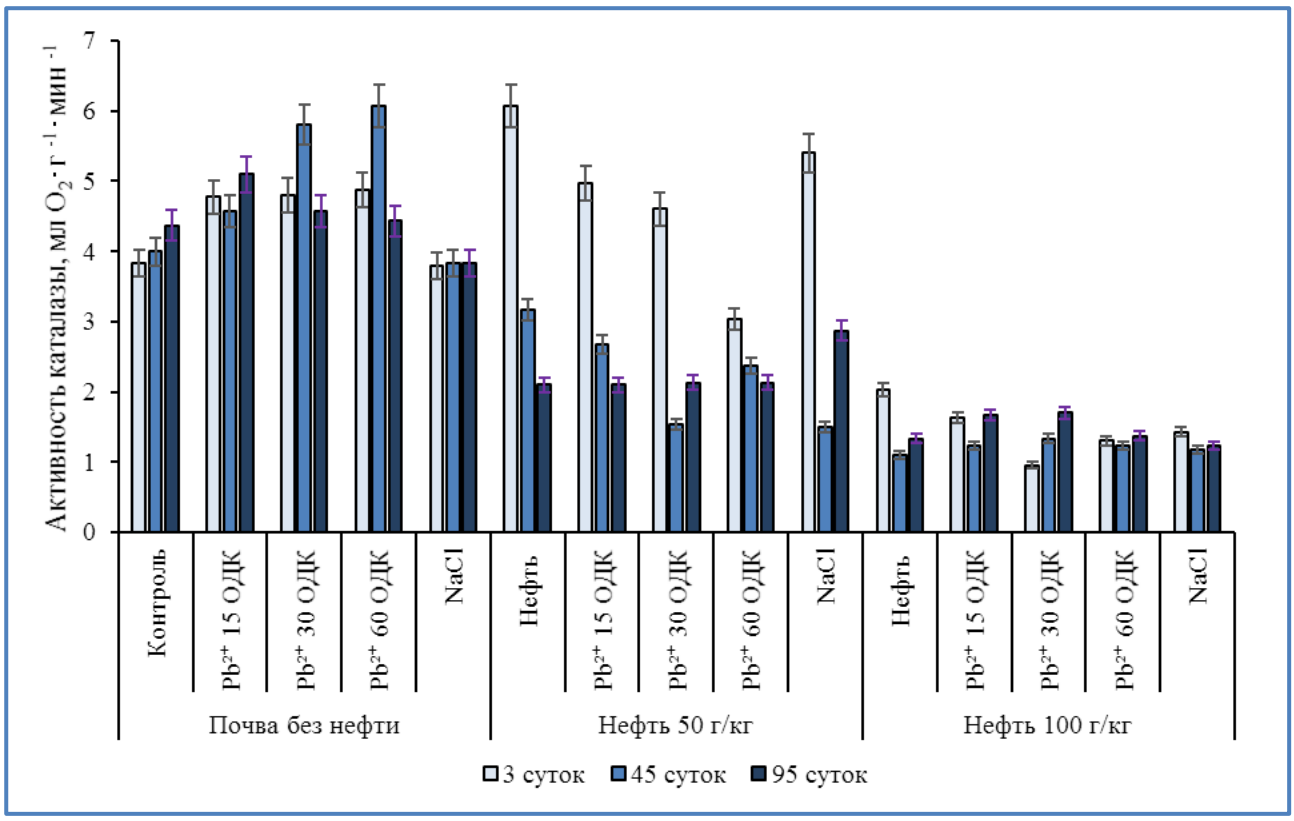


**Рис. 1. Каталазная активность почвы, загрязненной нефтью, свинцом и хлоридом натрия.**

По мнению ряда ученых [Pleshakova et al., 2019], инвертазы обладают значительной устойчивостью к загрязнению ТМ, поскольку относятся к гидролазам, а ТМ, характеризующиеся переменной валентностью, в основном влияют на активность окислительно-восстановительных ферментов. Инвертазу также исключают из числа ферментов, чья активность может служить диагностическим признаком уровня загрязения почвы нефтью и нефтепродуктами [Minnikova et al., 2024]. Нами установлено, что в почве с нефтью в количестве 50 г/кг на протяжении опыта происходило некоторое снижение инвертазной активности (ИА) в среднем на 14-22% (рис. 2). При этом увеличение концентрации нефти до 100 г/кг привело к небольшому росту ИА на 12-16%. Как известно, активность данного фермента напрямую зависит от присутствия в почве соединений углерода, обеспечивающего воспроизводство микробного сообщества. Moradi в своей работе [Moradi et al., 2024] также установил, что увеличение концентрации углеводородов в почве стимулировало активность гидролаз (β-глюкозидаза, фосфатаза), при этом изучалось содержание сырой нефти в почве в интервале от 4 до 22%.

В присуствии свинца (30 и 60 ОДК) первоначально наблюдалось значительное увеличение активности фермента (в 1.5 раза), затем ИА вернулась к значениям контрольного

варианта, что в целом согласуется с данными [Sun et al., 2023]. Установленная связь между активностью инвертазы и повышенной концентрацией свинца скорее всего объясняется влиянием ТМ на взаимодействие активного центра фермента и субстрата, возможно также, что свинец берет на себя функцию простетической группы инвертазы. При совместном загрязнении свинцом (30 ОДК) и нефтью (50 г/кг) отмечена достаточно высокая активность инвертазы (на всем протяжении эксперимента выше, чем в контроле на 24.5-40.4%). При той же концентрации свинца, но в присутствии 100 г/кг нефти ИА в контроле и опыте не отличалась.

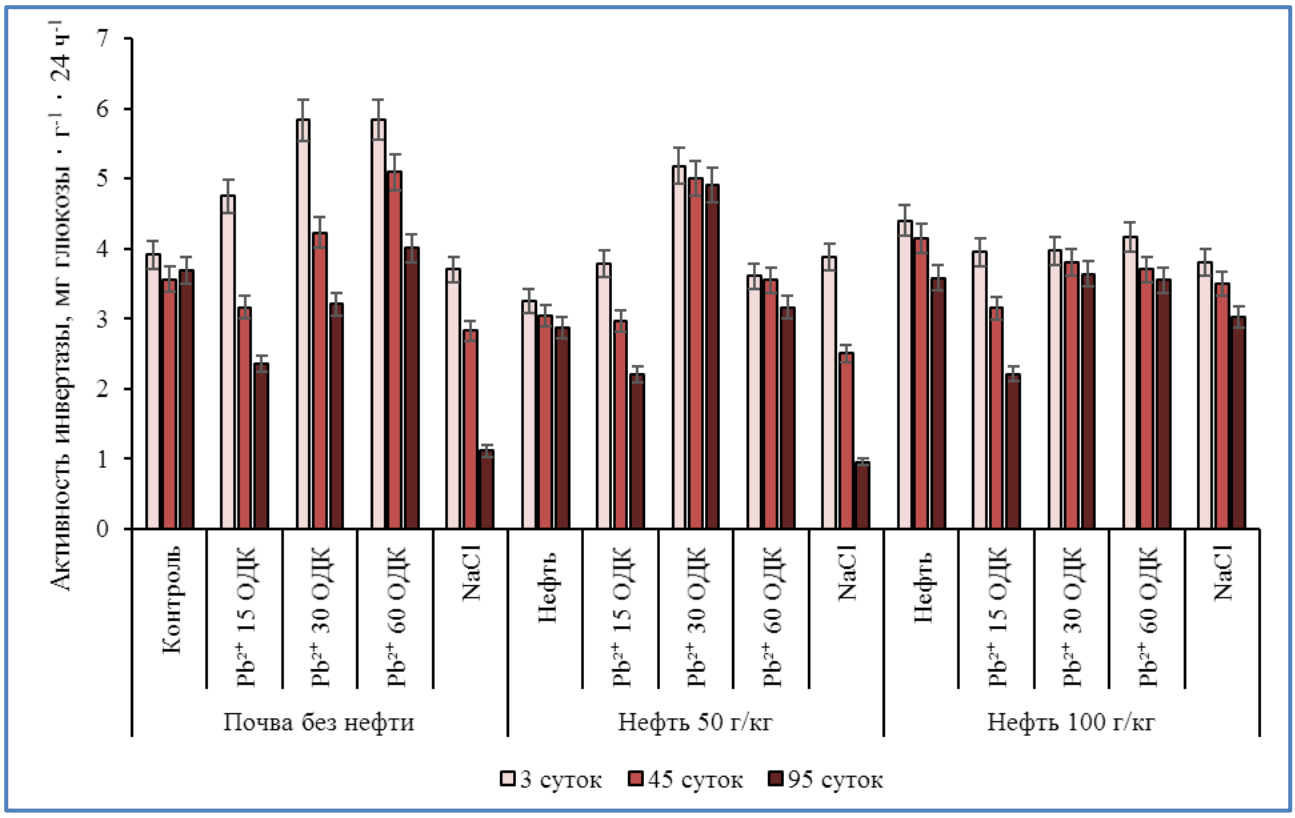


**Рис. 2. Инвертазная активность почвы, загрязненной нефтью, свинцом и хлоридом натрия.**

Установлено, что внесение хлорида натрия вызывало постепенное, но наиболее значительное ингибирование ИА, через три месяца она снизилась по сравнению с контролем более чем в три раза. Такое негативное воздействие засоления на ИА отмечается некоторыми авторами [Zheng et al., 2017]. Хлоридно-натриевое засоление почвы изменяет ее физико-химические свойства, ухудшается доступность воды и питательных веществ, растет осмотическое давление почвенного раствора, происходит защелачивание среды. Оптимальная активность инвертазы наблюдается при pH 5.0 [Frankenberger, Johanson, 1983], при повышении щелочности почвы, по-видимому, происходило снижение активности этого почвенного фермента вследствие инактивации [Хежева и др., 2010].

Проведенные исследования позволили выявить взаимосвязь между активностью уреазы и содержанием ТМ и нефтепродуктов в почве (рис. 3). Многие исследователи рассматривают активность уреазы как показатель способности почвы к самоочищению [Trifonova, Zabelina, 2017] и указывают на устойчивость этого фермента к ингибирующим факторам. Наши результаты показывают, что при содержании ионов свинца в почве до 30 ОДК активность уреазы подавляется незначительно. Загрязнение почвы нефтепродуктами (50 г/кг), в том числе в присутствии свинца ингибировало активность фермента гораздо в большей степени (через три месяца эксперимента она снизилась по сравнению с контролем на 46.5-65.1%). В варианте опыта с содержанием нефти в почве 100 г/кг уреазная активность

(УА) была очень низкой (на 90% меньше, чем в чистой почве). Незначительный рост УА был отмечен при загрязнении нефтью (100 г/кг) с добавлением ионов свинца либо соли, но положительный эффект был кратковременным. Загрязение почвы хлоридом натрия также имело негативные последствия для УА, но при комплексном загрязнении солью и нефтью в концентрации 50 г/кг снижение УА было зафиксировано только через три месяца эксперимента и составило не более 14%.

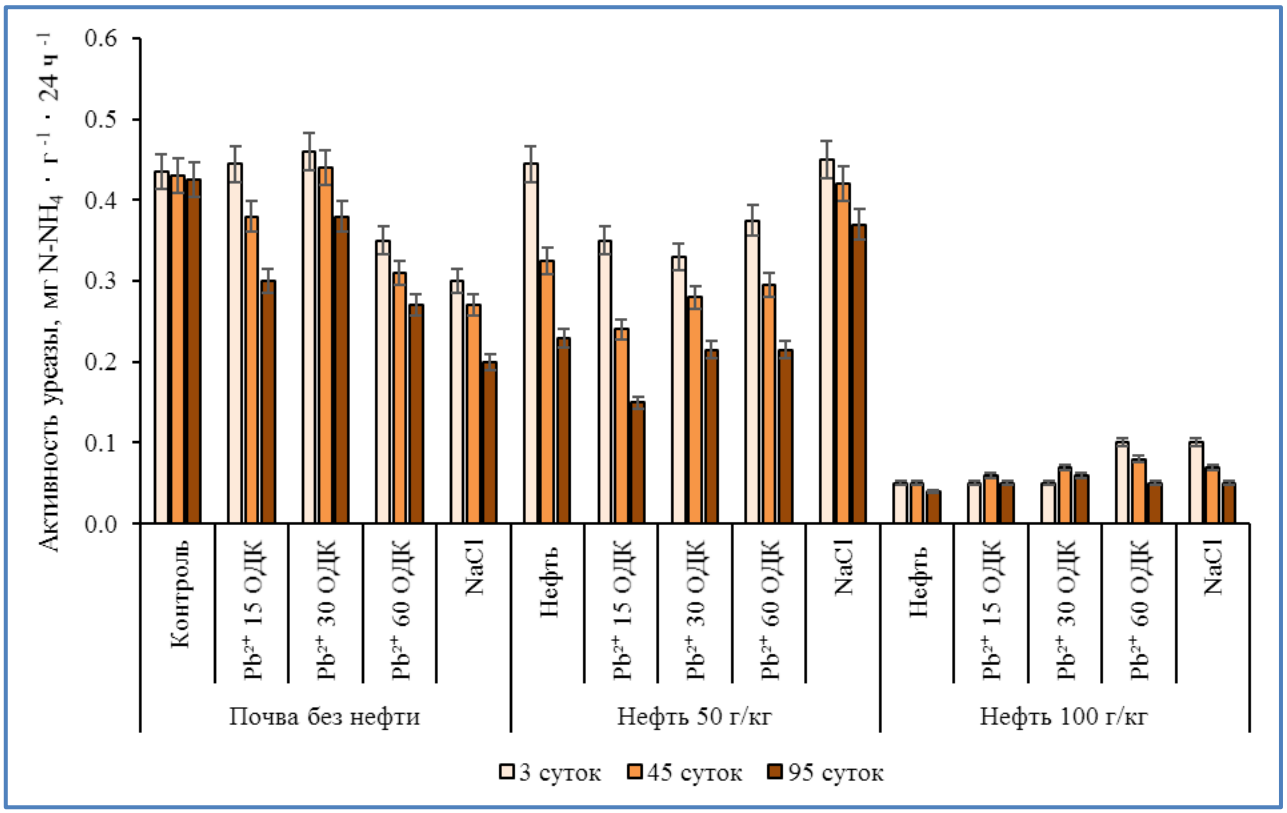


**Рис. 3. Уреазная активность почвы, загрязненной нефтью, свинцом и хлоридом натрия.**

Известно, что снижение УА происходит из-за изменений в молекулярной структуре фермента, вызванных ингибиторами [Krajewska, Brindell, 2016]. Существует несколько классов соединений, ингибирующих уреазу. Предполагается, что ТМ связываются с активным центром фермента, в то время как органические экотоксиканты (в том числе нефть) могут денатурировать всю структуру белка, предотвращая вхождение субстрата в каталитический центр фермента [Liu et al., 2024]. В нашем опыте наиболее чувствительным ферментом к загрязнению нефтью оказалась именно уреаза, другие исследователи также выделяют ее среди биохимических показателей почв, отзывчивых к содержанию углеводородов [Lee et al., 2020; Moradi et al., 2024]. На наш взгляд, высокая концентрация нефти в почве оказывает негативный эффект на УА, в первую очередь, вследствие сокращения популяции микроорганизмов, участвующих в круговороте азота.

Одним из ключевых факторов, определяющих процесс биоремедиации, является микробная активность, поскольку она служит индикатором способности микробиоты к росту и разложению загрязняющих веществ. Присутствие нефти в почве в количестве 50 г/кг, а также совместное загрязнение нефтью и свинцом вызывали увеличение численности гетеротрофных микроорганизмов вследствие введения дополнительного источника углерода (табл. 1). При увеличении концентрации нефти до 100 г/кг в начале опыта было отмечено небольшое снижение численности органотрофов, что, вероятно, связано с периодом адаптации к токсичным концентрациям углеводородов [Truskewycz et al., 2019].

**Таблица 1. Численность некоторых эколого-трофических групп микроорганизмов**

| Вариант | Гетеротрофные микроорганизмы, $\times 10^6$ КОЕ/г | | Микромицеты, $\times 10^4$ КОЕ/г | | Актиномицеты, $\times 10^5$ КОЕ/г | | Олигонитрофилы, $\times 10^5$ КОЕ/г | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 3 суток | 95 суток | 3 суток | 95 суток | 3 суток | 95 суток | 3 суток | 95 суток |
| Почва без нефти | | | | | | | | |
| Без добавления Pb и NaCl | 1.05 ± 0.14 | 5.05 ± 0.21 | 5.06 ± 0.31 | 1.54 ± 0.08 | 90.0 ± 4.60 | 80.0 ± 3.62 | 5.05 ± 0.31 | 3.22 ± 0.11 |
| $Pb^{2+}$ 15 ОДК | 6.03 ± 0.22 | 2.03 ± 0.15 | 6.02 ± 0.35 | 0.22 ± 0.01 | 1.09 ± 0.03 | 0.13 ± 0.01 | 1.01 ± 0.06 | 0.17 ± 0.01 |
| $Pb^{2+}$ 30 ОДК | 8.05 ± 0.37 | 8.01 ± 0.37 | 10.0 ± 0.44 | 0.21 ± 0.01 | 6.51 ± 0.38 | 0.21 ± 0.01 | 1.04 ± 0.05 | 0.14 ± 0.01 |
| $Pb^{2+}$ 60 ОДК | 2.04 ± 0.14 | 1.03 ± 0.10 | 8.02 ± 0.25 | 0.36 ± 0.02 | 1.04 ± 0.04 | 6.08 ± 0.30 | 1.03 ± 0.05 | 0.12 ± 0.01 |
| NaCl | 1.02 ± 0.14 | 2.02 ± 0.12 | 2.28 ± 0.10 | 1.01 ± 0.02 | 6.02 ± 0.40 | 3.43 ± 0.10 | 2.91 ± 0.20 | 1.41 ± 0.10 |
| Нефть 50 г/кг | | | | | | | | |
| Без добавления Pb и NaCl | 2.07 ± 0.15 | 100.0 ± 4.82 | 2.53 ± 0.12 | 0.39 ± 0.01 | 11.0 ± 0.58 | 1.02 ± 0.04 | 1.29 ± 0.09 | 0.83 ± 0.03 |
| $Pb^{2+}$ 15 ОДК | 22.0 ± 1.03 | 65.0 ± 4.23 | 8.02 ± 0.23 | 1.04 ± 0.07 | 13.0 ± 0.62 | 5.04 ± 0.25 | 20.0 ± 1.01 | 2.02 ± 0.10 |
| $Pb^{2+}$ 30 ОДК | 13.0 ± 0.67 | 100.0 ± 4.55 | 10.0 ± 0.39 | 0.18 ± 0.01 | 1.14 ± 0.05 | 0.52 ± 0.03 | 11.0 ± 0.53 | 1.01 ± 0.05 |
| $Pb^{2+}$ 60 ОДК | 5.04 ± 0.22 | 20.0 ± 1.23 | 12.0 ± 0.66 | 0.34 ± 0.02 | 1.08 ± 0.04 | 0.51 ± 0.03 | 2.05 ± 0.10 | 0.75 ± 0.04 |
| NaCl | 1.55 ± 0.16 | 6.03 ± 0.38 | 2.03 ± 0.10 | 0.82 ± 0.04 | 4.02 ± 0.19 | 4.08 ± 0.30 | 2.74 ± 0.11 | 1.42± 0.04 |
| Нефть 100 г/кг | | | | | | | | |
| Без добавления Pb и NaCl | 3.42 ± 0.17 | 33.0 ± 1.83 | 1.54 ± 0.04 | 20.5 ± 1.03 | 0.65 ± 0.02 | 4.3 ± 0.37 | 0.13 ± 0.01 | 1.0 ± 0.03 |
| $Pb^{2+}$ 15 ОДК | 2.36 ± 0.12 | 16.0 ± 0.81 | 1.62 ± 0.07 | 12.0 ± 0.82 | 2.71 ± 0.12 | 7.0 ± 0.37 | 1.39 ± 0.07 | 2.09 ± 0.09 |
| $Pb^{2+}$ 30 ОДК | 4.02 ± 0.25 | 30.0 ± 1.66 | 1.51 ± 0.08 | 11.3 ± 0.57 | 1.39 ± 0.09 | 8.2 ± 0.35 | 3.75 ± 0.17 | 7.56 ± 0.35 |
| $Pb^{2+}$ 60 ОДК | 1.52 ± 0.07 | 19.0 ± 0.91 | 1.25 ± 0.06 | 41.0 ± 2.04 | 1.52 ± 0.07 | 8.1 ± 0.48 | 2.12 ± 0.14 | 4.07 ± 0.29 |
| NaCl | 0.21 ± 0.01 | 9.0 ± 1.87 | 0.31 ± 0.02 | 47.1 ± 2.47 | 0.61 ± 0.03 | 10.2 ± 0.52 | 0.30 ± 0.02 | 1.03 ± 0.04 |

КОЕ – колониеобразующие единицы.

Известно, что микроорганизмы могут использовать различные стратегии приспособления к изменениям окружающей среды: производство вторичных метаболитов, спорообразование, развитие мутуалистических взаимодействий с другими видами микробов и т.д. Загрязнение почвы ионами $Pb^{2+}$ (в том числе в присутствии нефти) в начале эксперимента способствовало увеличению численности гетеротрофных микроорганизмов, но по истечении трех месяцев количество бактерий в вариантах, где в почву внесли свинец в количестве 15 и 60 ОДК, значительно сократилось. Другие исследователи [Khudur et al., 2019] также установили, что свинец подавляет микробную ремедиацию нефтезагрязненных почв, ингибируя ферментативные и дыхательные процессы бактерий, разлагающих углеводороды.

Ранее было отмечено [Grishko, Syshchikova, 2009], что повышенное содержание в почвах подвижных форм ТМ обусловливает значительные изменения в актиномицетных сообществах, которые проявляются в уменьшении численности и сужении их видового разнообразия. Но в работах других авторов [Cimermanova et al., 2021; Behera, Das, 2023] напротив приводятся сведения, что актинобактерии демонстрируют устойчивость к высоким концентрациям сырой нефти и значительную способность к ее разложению, проявляют толерантность к Pb, Zn, Cu и Ni, обладают различными системами регуляции стресса, например, такие как выработка сидерофоров и экзополисахаридов. В нашем исследовании мы выявили, что наличие нефти и свинца как по-отдельности, так и вместе, угнетало развитие актиномицетов, их количество сокращалось на 1–2 порядка по сравнению с контролем.

В отличие от актиномицетов в присутствии нефти (50 г/кг) и свинца численность микроскопических грибов в начале эксперимента незначительно увеличилась. Микромицеты, действительно, способны к использованию широкого диапазона нефтяных углеводородов и ацетата в качестве источника углерода, хотя высокие концентрации нефти зачастую оказывают на них токсическое действие [Гамзаева, 2022; Stepanova et al., 2022].

Изучение показателей численности олигонитрофильных микроорганизмов показало их негативный отклик на присутствие в почве углеводородов. Концентрация нефти, равная 50 и 100 г/кг, значительно сократила популяцию данной эколого-трофической группы и не позволила восстановиться ей в течение трех месяцев эксперимента. По данным [Malynovska et al., 2020] олигонитрофилы не относятся к микроорганизмам, чувствительным к ТМ как в краткосрочной, так и в долгосрочной перспективе. Мы, напротив, установили, что свинец (15-60 ОДК) заметно снижает количество олигонитрофильных бактерий уже в первые сутки эксперимента, через три месяца их численность сократилась по сравнению с контролем в 18.9-26.8 раз. Вместе с тем, при комплексном загрязнении нефтью и свинцом увеличения токсического воздействия на данную группу микроорганизмов не отмечено.

Внесение как в чистую, так и в нефтезагрязненную почву NaCl оказывает негативное воздействие на разнообразие почвенного микробиома [Rath et al., 2016]. Нами установлено уменьшение численности всех изучаемых групп микроорганизмов: количество как гетеротрофных, так и олигонитрофильных бактерий в почве с хлоридом натрия снизилось к концу эксперимента в 2.3-2.5 раза, микромицетов – в 1.5 раза, а актинобактерий – в 23.3 раза. При комплексном загрязнении почвы солью и нефтью в начале эксперимента наблюдалось подавление роста микромицетов и актиномицетов, но к концу опыта численность данных микроорганизмов превысила контрольные значения в 2.1-4.0 раза. При этом бактерии, способные развиваться в условиях незначительного количества связанного азота, сохранили свою численность после загрязнения почвы NaCl и нефтью, а количество гетеротрофов

сократилось в 3.7-16.6 раза. Таким образом, в результате загрязнения почвы хлоридом натрия чувствительные к условиям окружающей среды микроорганизмы были вытеснены более приспособленными видами, что привело к значительным изменениям в структуре почвенного микробного сообщества.

Процесс биоразложения нефтяных углеводородов – это самый экологически безопасный способ их утилизации, он наиболее экономичен, эффективен и доступен по сравнению с другими химическими, механическими и физическими способами. Ограничением может служить наличие подходящих условий окружающей среды для эффективной работы бактерий [Aziz et al., 2024].

В почве, где присутствовала только нефть, деградация углеводородов шла более интенсивно, чем в почве с комплексным загрязнением нефтью и свинцом и составила 53.0 и 50.2% при исходной концентрации нефти в почве 50 и 100 г/кг соответственно (табл. 2). Дополнительное внесение ТМ в нефтезагрязненную почву снижало степень разложения углеводородов на 4.4–11.2% по сравнению с данным показателем для почвы только с нефтью. Необходимо отметить, что через 1.5 месяца биодеградация нефти в почве без соли и с добавлением хлорида натрия шла с одинаковой интенсивностью, но в конце эксперимента в варианте опыта, где концентрация нефти составляла 100 г/кг, присутствие соли отрицательно сказалось на скорости ремедиации почвы. Другие авторы также указывают, что при 0.1-2 М NaCl деградация углеводородов протекает интенсивно. В целом, добавление солей даже усиливает микробное разложение углеводородов в почвах, характеризующихся недостаточным количеством питательных веществ [Kebede et al., 2021].

**Таблица 2. Степень биодеградации углеводородов, %**

| Вариант | 45 суток | 95 суток |
|---|---|---|
| Нефть 50 г/кг | | |
| Без добавления Pb и NaCl | 33.2 | 53.0 |
| $Pb^{2+}$ 15 ОДК | 28.4 | 48.6 |
| $Pb^{2+}$ 30 ОДК | 26.6 | 44.6 |
| $Pb^{2+}$ 60 ОДК | 24.2 | 41.8 |
| NaCl | 34.6 | 53.0 |
| Нефть 100 г/кг | | |
| Без добавления Pb и NaCl | 32.4 | 50.2 |
| $Pb^{2+}$ 15 ОДК | 28.8 | 48.9 |
| $Pb^{2+}$ 30 ОДК | 30.1 | 45.0 |
| $Pb^{2+}$ 60 ОДК | 27.3 | 42.1 |
| NaCl | 32.7 | 37.3 |

Таким образом, изученная нами почва в целом характеризовалась слабым обогащением ферментами. Тем не менее установлено, что наиболее чувствительным ферментом к концентрации нефти 100 г/кг оказалась уреаза. Комплексное загрязнение почвы (50 г/кг) увеличивало активность каталазы на начальном этапе эксперимента, в середине опыта каталазная активность почвы, одновременно загрязненной нефтью и свинцом, нефтью и солью, уменьшилась как по сравнению с контрольным вариантом, так и с вариантами, где нефть, свинец и соль вносили по отдельности. Изученные микробиологические показатели свидетельствовали о том, что наиболее восприимчивыми к изученному загрязнению

оказались актиномицеты и олигонитрофилы. Установлено, что при исходном содержании нефти в почве 50 г/кг присутствие ионов свинца в количестве 450, 900 и 1800 мг/кг замедлило биодеградацию, за три месяца опыта разложение углеводородов составило 41.8-~~53.0~~48.6%. При загрязнении почвы нефтью 100 г/кг деструкция углеводородов с участием аборигенной микрофлоры протекала почти также интенсивно, за исключением варианта с хлоридом натрия.

ФИНАНСОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Исследование выполнено в рамках Государственного задания Минобрнауки России по теме № 122031100163-4 с использованием оборудования ЦКП УФИЦ РАН «Агидель» (Уфа, Россия).

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Гамзаева Р.С. (**2022**) Особенности воздействия нефти и нефтепродуктов на показатели биологической активности дерново-подзолистой почвы на фоне применения микробиологического деструктора. *Известия Санкт-Петербургского государственного аграрного университета*. (1): 87–96. https://doi.org/10.24412/2078-1318-2022-1-87-96

Дзержинская И.С. (**2008**) Питательные среды для выделения и культивирования микроорганизмов. Изд-во АГТУ. Астрахань: 348.

Носова М.В., Середина В.П., Стовбуник С.А. (**2023**) Изменения почв под влиянием загрязнения сырой нефтью и минерализованными жидкостями в условиях Среднего Приобья Западной Сибири. *Трансформация экосистем*. **6**(2): 64–73. https://doi.org/10.23859/estr-220718

Хазиев Ф.Х. (**2005**) Методы почвенной энзимологии. Наука. М.: 252.

Хежева Ф.В., Улигова Т.С., Темботов Р.Х. (**2010**) Оценка ферментативной активности черноземов естественных биоценозов степной зоны и лесостепного пояса Центрального Кавказа. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. **12**(1): 1075–1078.

Ali N., Khanafer M., Al-Awadhi H., Radwan S. (**2020**) Self-cleaning of very heavily oil-polluted sites proceeds even under heavy-metal stress while involved bacteria exhibit bizarre pleomorphism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **200**: 110717. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110717

Aziz Z.S., Jazza S.H., Dageem H.N., Banoon S.R., Balboul B.A., Abdelzaher M.A. (**2024**) Bacterial biodegradation of oil-contaminated soil for pollutant abatement contributing to achieve sustainable development goals: A comprehensive review. *Results in Engineering*. **22**: 102083. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102083

Behera S., Das S. (**2023**) Potential and prospects of Actinobacteria in the bioremediation of environmental pollutants: Cellular mechanisms and genetic regulations. *Microbiological Research*. **273**: 127399. https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127399

Borah G., Deka H. (**2023**) Crude oil associated heavy metals (HMs) contamination in agricultural land: Understanding risk factors and changes in soil biological properties. *Chemosphere*. **310**: 136890. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136890

Cimermanova M., Pristas P., Piknova M. (**2021**) Biodiversity of actinomycetes from heavy metal contaminated technosols. *Microorganisms*. **9**(8): 1635. https://doi.org/10.3390/microorganisms9081635

Frankenberger W.T., Johanson J.B. (**1983**) Factors affecting invertase activity in soils. *Plant and Soil*. **74**: 313–323. https://doi.org/10.1007/BF02181349

Galitskaya P., Biktasheva L., Blagodatsky S., Selivanovskaya S. (**2021**) Response of bacterial and fungal communities to high petroleum pollution in different soils. *Scientific Reports*. **11**(1): 164. https://doi.org/10.1038/s41598-020-80631-4

Gao Y., Yuan L., Du J., Wang H., Yang X., Duan L., Zheng L., Bahar M.M., Zhao Q., Zhang W. et al. (**2022**) Bacterial community profile of the crude oil-contaminated saline soil in the Yellow River Delta Natural Reserve, China. *Chemosphere*. **289**: 133207. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133207

Grishko V.N., Syshchikova O.V. (**2009**) Streptomyces communities in soils polluted with heavy metals. *Eurasian soil science*. **42**(2): 217–224. https://doi.org/10.1134/S1064229309020136

Guangming L., Xuechen Z., Xiuping W. Hongbo S., Jingsong Y., Xiangping W. (**2017**) Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **237**: 274–279. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.004

Huang Y., Wang L., Wang W., Li T., He Z., Yang X. (**2019**) Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis. Science of the Total Environment. **651**: 3034–3042. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.185

Jampasri K., Pokethitiyook P., Poolpak T., Kruatrachue M., Ounjai P., Kumsopa A. (**2020**) Bacteria-assisted phytoremediation of fuel oil and lead co-contaminated soil in the salt-stressed condition by *Chromolaena odorata* and *Micrococcus luteus*. *International journal of phytoremediation*. **22**(3): 322–333. https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1663482

Kebede G., Tafese T., Abda E.M., Kamaraj M., Assefa F. (**2021**) Factors influencing the bacterial bioremediation of hydrocarbon contaminants in the soil: mechanisms and impacts. *Journal of Chemistry*. **2021**(1): 9823362. https://doi.org/10.1155/2021/9823362

Khudur L.S., Shahsavari E., Webster G.T., Nugegoda D., Ball A.S. (**2019**) The impact of lead co-contamination on ecotoxicity and the bacterial community during the bioremediation of total petroleum hydrocarbon-contaminated soils. *Environmental Pollution*. **253**: 939–948. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.107

Klaustermeier A., Tomlinson H., Daigh A.L.M, Limb R., DeSutter T., Sedivec K. (**2016**) Comparison of soil-to-water suspension ratios for determining electrical conductivity of oil-production-water-contaminated soils. *Canadian Journal of Soil Science*. **96**(2): 233–243. https://doi.org/10.1139/cjss-2015-0097

Krajewska B., Brindell M. (**2016**) Thermodynamic study of competitive inhibitors' binding to urease. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. **123**: 2427–2439. https://doi.org/10.1007/s10973-015-5145-4

Lee S.H., Kim M.S., Kim J.G., Kim S.O. (**2020**) Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*. **12**(19): 8209. https://doi.org/10.3390/su12198209

Lemanowicz J. (**2019**) Activity of selected enzymes as markers of ecotoxicity in technogenic salinization soils. *Environmental Science and Pollution Research*. **26**(13): 13014–13024. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04830-x

Liang L., Liu W., Sun Y., Huo X., Li S., Zhou Q. (**2017**) Phytoremediation of heavy metal contaminated saline soils using halophytes: current progress and future perspectives. *Environmental Reviews*. **25**(3): 269–281. https://doi.org/10.1139/er-2016-0063

Liu H., Huang J., Zhang H., Xi S., Luo T., Jiang X. (**2024**) Effect and mechanism of $Mn^{2+}$ on urease activity during anaerobic biological treatment of landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*. **31**(28): 41290–41300. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33907-5

Ma Y., Rajkumar M., Oliveira R.S., Zhang C., Freitas H. (**2019**) Potential of plant beneficial bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of metal-contaminated saline soils. *Journal of hazardous materials*. **379**: 120813. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120813

Malynovska I.M., Kaminskyi V.F., Tkachenko M.A. (**2020**) Influence of heavy metals pollution on the formation of microbial community in gray forest soil. *Ukrainian Journal of Ecology*. **10**(6): 94–97. doi: 10.15421/2020_264

Minnikova T.V., Kolesnikov S.I., Kutasova A.V., Minin N.S., Gaivoronsky V.G. (**2024**) Environmental health standards of arid soils in southern Russia under pollution by oil and oil products. *Arid Ecosystems*. **14**(4): 507–522. https://doi.org/10.1134/S2079096124700483

Mishra S., Jyot J., Kuhad R.C., Lal B. (**2001**) In situ bioremediation potential of an oily sludge-degrading bacterial consortium. *Current Microbiology*. **43**(5): 328–335. https://doi.org/10.1007/s002840010311

Moradi S., Sarikhani M.R., Ale-Agha A.B., Hasanpur K., Shiri J. (**2024**) Effects of natural and prolonged crude oil pollution on soil enzyme activities. *Geoderma Regional*. **36**: e00742. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00742

Pleshakova Y.V., Ngun C.T., Reshetnikov M.V. (**2019**) Biodiagnostics of soil under a low level of anthropogenic impact (by the example of the urban settlement of Stepnoe, Saratov oblast). *Biology Bulletin*. **46**: 1397–1405. https://doi.org/10.1134/S1062359019100261

Rath K.M., Maheshwari A., Bengtson P., Rousk J. (**2016**) Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil. *Applied and Environmental Microbiology*. **82**(7): 2012–2020. https://doi.org/10.1128/AEM.04052-15

Sazykin I., Khmelevtsova L., Azhogina T., Sazykina M. (**2023**) Heavy metals influence on the bacterial community of soils: a review. *Agriculture*. **13**(3): 653. https://doi.org/10.3390/agriculture13030653

Stepanova A.Y., Gladkov E.A., Osipova E.S., Gladkova O.V., Tereshonok D.V. (**2022**) Bioremediation of soil from petroleum contamination. *Processes*. **10**(6): 1224. https://doi.org/10.3390/pr10061224

Sun X., Sun M., Chao Y., Shang X., Wang H., Pan H., Yang Q., Lou Y., Zhuge Y. (**2023**) Effects of lead pollution on soil microbial community diversity and biomass and on invertase activity. *Soil Ecology Letters*. **5**(1): 118–127. https://doi.org/10.1007/s42832-022-0134-6

Trifonova T.A., Zabelina O.N. (**2017**) Changes in the biological activity of heavy metal-and oil-polluted soils in urban recreation territories. *Eurasian Soil Science*. **50**: 483–490. https://doi.org/10.1134/S1064229317040147

Truskewycz A., Gundry T.D., Khudur L.S., Kolobaric A., Taha M., Aburto-Medina A., Ball A.S., Shahsavari E. (**2019**) Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems – fate and microbial responses. *Molecules*. **24**(18): 3400. https://doi.org/10.3390/molecules24183400

Wołejko E., Jabłońska-Trypuć A., Wydro U., Butarewicz A., Łozowicka B. (**2020**) Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides–a review. *Applied Soil Ecology*. **147**: 103356. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006

Yang J., Yang F., Yang Y., Xing G., Deng C., Shen Y., Luo L., Li B., Yuan H. (**2016**) A proposal of "core enzyme" bioindicator in long-term Pb-Zn ore pollution areas based on topsoil property analysis. *Environmental Pollution.* **213**: 760–769. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.030

Zheng L., Zhang M., Xiao R., Chen J., Yu F. (**2017**) Impact of salinity and Pb on enzyme activities of a saline soil from the Yellow River delta: a microcosm study. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. **97**: 77–87. https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.11.001

Zhou J., Chen D., Huang R., Huang G., Yuan Y., Fan H. (**2019**) Effects of bacterial-feeding nematodes on soil microbial activity and the microbial community in oil-contaminated soil. *Journal of Environmental Management*. **234**: 424–430. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.021

## REFERENCES

Gamzaeva R.S. (**2022**) Features of the impact of oil and petroleum products on indicators of biological activity of sod-podzolic soils against the background of the use of a microbiological destructor. *Izvestija Sankt-peterburgskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*. (1): 87–96. https://doi.org/10.24412/2078-1318-2022-1-87-96

Dzerzhinskaja I.S. (**2008**) Nutrient media for the isolation and cultivation of microorganisms. *AGTU*. Astrahan: 348.

Nosova M.V., Seredina V.P., Stovbunik S.A. (**2023**) Assessment of soil changes causing contamination with crude oil and mineralized liquids in the Middle Ob region (Western Siberia). *Transformacija jekosistem.* **6**(2): 64–73. https://doi.org/10.23859/ estr-220718

Khaziev F.Kh. (**2005**) Methods of soil enzymology. *Nauka*. M.: 252.

Hezheva F.V., Uligova T.S., Tembotov R.H. (**2010**) Estimation of black earth fermentation activity of natural biocoenosis of steppe zone and forest-steppe zone of Central Caucasus. *Izvestija Samarskogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk*. **12**(1): 1075–1078.

Ali N., Khanafer M., Al-Awadhi H., Radwan S. (**2020**) Self-cleaning of very heavily oil-polluted sites proceeds even under heavy-metal stress while involved bacteria exhibit bizarre pleomorphism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **200**: 110717. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110717

Aziz Z.S., Jazza S.H., Dageem H.N., Banoon S.R., Balboul B.A., Abdelzaher M.A. (**2024**) Bacterial biodegradation of oil-contaminated soil for pollutant abatement contributing to achieve sustainable development goals: A comprehensive review. *Results in Engineering*. **22**: 102083. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102083

Behera S., Das S. (**2023**) Potential and prospects of Actinobacteria in the bioremediation of environmental pollutants: Cellular mechanisms and genetic regulations. *Microbiological Research*. **273**: 127399. https://doi.org/10.1016/j.micres.2023.127399

Borah G., Deka H. (**2023**) Crude oil associated heavy metals (HMs) contamination in agricultural land: Understanding risk factors and changes in soil biological properties. *Chemosphere.* **310**: 136890. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136890

Cimermanova M., Pristas P., Piknova M. (**2021**) Biodiversity of actinomycetes from heavy metal contaminated technosols. *Microorganisms*. **9**(8): 1635. https://doi.org/10.3390/microorganisms9081635

Frankenberger W.T., Johanson J.B. (**1983**) Factors affecting invertase activity in soils. *Plant and Soil*. **74**: 313–323. https://doi.org/10.1007/BF02181349

Galitskaya P., Biktasheva L., Blagodatsky S., Selivanovskaya S. (**2021**) Response of bacterial and fungal communities to high petroleum pollution in different soils. *Scientific Reports*. **11**(1): 164. https://doi.org/10.1038/s41598-020-80631-4

Gao Y., Yuan L., Du J., Wang H., Yang X., Duan L., Zheng L., Bahar M.M., Zhao Q., Zhang W. et al. (**2022**) Bacterial community profile of the crude oil-contaminated saline soil in the Yellow River Delta Natural Reserve, China. *Chemosphere*. **289**: 133207. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133207

Grishko V.N., Syshchikova O.V. (**2009**) Streptomyces communities in soils polluted with heavy metals. *Eurasian soil science*. **42**(2): 217–224. https://doi.org/10.1134/S1064229309020136

Guangming L., Xuechen Z., Xiuping W. Hongbo S., Jingsong Y., Xiangping W. (**2017**) Soil enzymes as indicators of saline soil fertility under various soil amendments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **237**: 274–279. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.01.004

Huang Y., Wang L., Wang W., Li T., He Z., Yang X. (**2019**) Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis. Science of the Total Environment. **651**: 3034–3042. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.185

Jampasri K., Pokethitiyook P., Poolpak T., Kruatrachue M., Ounjai P., Kumsopa A. (**2020**) Bacteria-assisted phytoremediation of fuel oil and lead co-contaminated soil in the salt-stressed condition by *Chromolaena odorata* and *Micrococcus luteus*. *International journal of phytoremediation*. **22**(3): 322–333. https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1663482

Kebede G., Tafese T., Abda E.M., Kamaraj M., Assefa F. (**2021**) Factors influencing the bacterial bioremediation of hydrocarbon contaminants in the soil: mechanisms and impacts. *Journal of Chemistry*. **2021**(1): 9823362. https://doi.org/10.1155/2021/9823362

Khudur L.S., Shahsavari E., Webster G.T., Nugegoda D., Ball A.S. (**2019**) The impact of lead co-contamination on ecotoxicity and the bacterial community during the bioremediation of total petroleum hydrocarbon-contaminated soils. *Environmental Pollution*. **253**: 939–948. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.107

Klaustermeier A., Tomlinson H., Daigh A.L.M, Limb R., DeSutter T., Sedivec K. (**2016**) Comparison of soil-to-water suspension ratios for determining electrical conductivity of oil-production-water-contaminated soils. *Canadian Journal of Soil Science*. **96**(2): 233–243. https://doi.org/10.1139/cjss-2015-0097

Krajewska B., Brindell M. (**2016**) Thermodynamic study of competitive inhibitors' binding to urease. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*. **123**: 2427–2439. https://doi.org/10.1007/s10973-015-5145-4

Lee S.H., Kim M.S., Kim J.G., Kim S.O. (**2020**) Use of soil enzymes as indicators for contaminated soil monitoring and sustainable management. *Sustainability*. **12**(19): 8209. https://doi.org/10.3390/su12198209

Lemanowicz J. (**2019**) Activity of selected enzymes as markers of ecotoxicity in technogenic salinization soils. *Environmental Science and Pollution Research*. **26**(13): 13014–13024. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04830-x

Liang L., Liu W., Sun Y., Huo X., Li S., Zhou Q. (**2017**) Phytoremediation of heavy metal contaminated saline soils using halophytes: current progress and future perspectives. *Environmental Reviews*. **25**(3): 269–281. https://doi.org/10.1139/er-2016-0063

Liu H., Huang J., Zhang H., Xi S., Luo T., Jiang X. (**2024**) Effect and mechanism of $Mn^{2+}$ on urease activity during anaerobic biological treatment of landfill leachate. *Environmental Science and Pollution Research*. **31**(28): 41290–41300. https://doi.org/10.1007/s11356-024-33907-5

Ma Y., Rajkumar M., Oliveira R.S., Zhang C., Freitas H. (**2019**) Potential of plant beneficial bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of metal-contaminated saline soils. *Journal of hazardous materials*. **379**: 120813. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120813

Malynovska I.M., Kaminskyi V.F., Tkachenko M.A. (**2020**) Influence of heavy metals pollution on the formation of microbial community in gray forest soil. *Ukrainian Journal of Ecology*. **10**(6): 94–97. doi: 10.15421/2020_264

Minnikova T.V., Kolesnikov S.I., Kutasova A.V., Minin N.S., Gaivoronsky V.G. (**2024**) Environmental health standards of arid soils in southern Russia under pollution by oil and oil products. *Arid Ecosystems*. **14**(4): 507–522. https://doi.org/10.1134/S2079096124700483

Mishra S., Jyot J., Kuhad R.C., Lal B. (**2001**) In situ bioremediation potential of an oily sludge-degrading bacterial consortium. *Current Microbiology*. **43**(5): 328–335. https://doi.org/10.1007/s002840010311

Moradi S., Sarikhani M.R., Ale-Agha A.B., Hasanpur K., Shiri J. (**2024**) Effects of natural and prolonged crude oil pollution on soil enzyme activities. *Geoderma Regional*. **36**: e00742. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00742

Pleshakova Y.V., Ngun C.T., Reshetnikov M.V. (**2019**) Biodiagnostics of soil under a low level of anthropogenic impact (by the example of the urban settlement of Stepnoe, Saratov oblast). *Biology Bulletin*. **46**: 1397–1405. https://doi.org/10.1134/S1062359019100261

Rath K.M., Maheshwari A., Bengtson P., Rousk J. (**2016**) Comparative toxicities of salts on microbial processes in soil. *Applied and Environmental Microbiology*. **82**(7): 2012–2020. https://doi.org/10.1128/AEM.04052-15

Sazykin I., Khmelevtsova L., Azhogina T., Sazykina M. (**2023**) Heavy metals influence on the bacterial community of soils: a review. *Agriculture*. **13**(3): 653. https://doi.org/10.3390/agriculture13030653

Stepanova A.Y., Gladkov E.A., Osipova E.S., Gladkova O.V., Tereshonok D.V. (**2022**) Bioremediation of soil from petroleum contamination. *Processes*. **10**(6): 1224. https://doi.org/10.3390/pr10061224

Sun X., Sun M., Chao Y., Shang X., Wang H., Pan H., Yang Q., Lou Y., Zhuge Y. (**2023**) Effects of lead pollution on soil microbial community diversity and biomass and on invertase activity. *Soil Ecology Letters*. **5**(1): 118–127. https://doi.org/10.1007/s42832-022-0134-6

Trifonova T.A., Zabelina O.N. (**2017**) Changes in the biological activity of heavy metal-and oil-polluted soils in urban recreation territories. *Eurasian Soil Science*. **50**: 483–490. https://doi.org/10.1134/S1064229317040147

Truskewycz A., Gundry T.D., Khudur L.S., Kolobaric A., Taha M., Aburto-Medina A., Ball A.S., Shahsavari E. (**2019**) Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems – fate and microbial responses. *Molecules*. **24**(18): 3400. https://doi.org/10.3390/molecules24183400

Wołejko E., Jabłońska-Trypuć A., Wydro U., Butarewicz A., Łozowicka B. (**2020**) Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides–a review. *Applied Soil Ecology*. **147**: 103356. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006

Yang J., Yang F., Yang Y., Xing G., Deng C., Shen Y., Luo L., Li B., Yuan H. (**2016**) A proposal of "core enzyme" bioindicator in long-term Pb-Zn ore pollution areas based on topsoil property analysis. *Environmental Pollution.* **213**: 760–769. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.030

Zheng L., Zhang M., Xiao R., Chen J., Yu F. (**2017**) Impact of salinity and Pb on enzyme activities of a saline soil from the Yellow River delta: a microcosm study. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*. **97**: 77–87. https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.11.001

Zhou J., Chen D., Huang R., Huang G., Yuan Y., Fan H. (**2019**) Effects of bacterial-feeding nematodes on soil microbial activity and the microbial community in oil-contaminated soil. *Journal of Environmental Management*. **234**: 424–430. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.021

Цитировать как
Кузина Е.В., Рафикова Г.Ф., Мухаматдьярова С.Р., Искужина М.Г., Кульбаева Л.А. (**2025**) Влияние повышенных концентраций свинца и хлорида натрия на процесс восстановления нефтезагрязненной почвы. *Экобиотех*. **8**(2): 235-250. DOI: 10.31163/2618-964X/2025-17 EDN: XTPJUP

Cited as
Kuzina E.V., Rafikova G.F., Mukhamatdyarova S.R., Iskuzhina M.G., Kulbaeva L.A. (**2025**) The effect of elevated concentrations of lead and sodium chloride on the recovery process oil-contaminated soil. *Ecobiotech*. **8**(2): 235-250. DOI: 10.31163/2618-964X/2025-17 EDN: XTPJUP (In Rus.)

Сведения об авторе

**Елена Витальевна Кузина**, к.б.н., Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра Российской академии наук, Уфа, Россия. Email: misshalen@mail.ru, SPIN: 3907-0876, ORCID: 0000-0002-6905-0108, Scopus: 56989541300

**Гульназ Фаилевна Рафикова**, к.б.н., Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра Российской академии наук, Уфа, Россия. Email: rgf07@mail.ru, SPIN: 3610-3588, ORCID: 0000-0001-7655-5588, Scopus: 23996192800

**Светлана Ринатовна Мухаматдьярова**, к.б.н., Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра Российской академии наук, Уфа, Россия. Email: svetrm83@gmail.com, SPIN: 9278-3684, ORCID: 0000-0001-7641-7943, Scopus: 56663179000

**Миляуша Галимьяновна Искужина**, к.б.н., Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра Российской академии наук, Уфа, Россия. Email: ishmurzina82@mail.ru, SPIN: 7846-6009, ORCID: 0000-0003-0196-9596, Scopus: 58418495500

**Лилия Ахметовна Кульбаева**, Уфимский Институт биологии Уфимского федерального исследовательского центра Российской академии наук, Уфа, Россия. Email: l.kulbaeva78@mail.ru, SPIN: 7213-8044, ORCID: 0009-0007-0999-7125, Scopus: 59491417600

Information About the Author

**Elena Vitalievna Kuzina**, Candidate of Biological Sciences, Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia. Email: misshalen@mail.ru, SPIN: 3907-0876, ORCID: 0000-0002-6905-0108, Scopus: 56989541300

**Gulnaz Failevna Rafikova**, Candidate of Biological Sciences, Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia. Email: rgf07@mail.ru, SPIN: 3610-3588, ORCID: 0000-0001-7655-5588, Scopus: 23996192800

**Svetlana Rinatovna Mukhamatdyarova**, Candidate of Biological Sciences, Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia. Email: svetrm83@gmail.com, SPIN: 9278-3684, ORCID: 0000-0001-7641-7943, Scopus: 56663179000

**Milyausha Galimyanovna Iskuzhina**, Candidate of Biological Sciences, Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia. Email: ishmurzina82@mail.ru, SPIN: 7846-6009, ORCID: 0000-0003-0196-9596, Scopus: 58418495500

**Liliya Akhmetovna Kulbaeva**, Ufa Institute of Biology of the Ufa Federal Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Ufa, Russia. Email: l.kulbaeva78@mail.ru, SPIN: 7213-8044, ORCID: 0009-0007-0999-7125, Scopus: 59491417600